



universität
wien

DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

Hemerobie der Wälder im Biosphärenpark Wienerwald

angestrebter akademischer Grad

Magistra der Naturwissenschaften (Mag. rer.nat.)

Verfasserin:	Simone Mayrhofer
Matrikel-Nummer:	0301972
Studienrichtung/Studienzweig (lt. Studienblatt):	Ökologie/Natur- und Landschaftsschutz
Betreuer:	Ass.-Prof. Mag. Dr. Karl Reiter

Wien, im August 2009

Die Felderhebung wurde von der Österreichischen Bundesforste AG gefördert.



Mit Unterstützung des Bundesforschungs- und Ausbildungszentrums für Wald, Naturgefahren und Landschaft.



Die Berechnung der Hemerobiedaten erfolgte freundlicherweise durch Dr. Hanns Kirchmeir, E.C.O. - Institut für Ökologie.



Mit freundlicher Unterstützung des Biosphärenparks Wienerwald.



BEARBEITUNG DES THEMAS „HEMEROBIE DER WÄLDER IM BIOSPHÄREN-PARK WIENERWALD“ DURCH KARIN ENZENHOFER UND SIMONE MAYRHOFER

Da die vorliegende Arbeit von Enzenhofer Karin und Mayrhofer Simone gemeinsam verfasst wurde und um die individuelle Bewertbarkeit der jeweils eigenständig wissenschaftlich verfassten Anteile an der Arbeit zu gewährleisten, folgt eine Übersicht und eine Beschreibung der Zusammenarbeit.

K. ENZENHOFER

Hauptaugenmerk liegt auf der vegetationsökologischen Bearbeitung und der Datenauswertung der aktuell aufgenommenen Probeflächen bezüglich der Hemerobiebewertung.

Des Weiteren wurden die Hemerobiekriterien Entwicklungsphase, Wuchsklasse, Beeinträchtigungen und Wege bearbeitet.

S. MAYRHOFER

Schwerpunkt ist die Bearbeitung des Vergleichs der Ergebnisse zwischen dieser aktuellen Studie und der Studie „Hemerobie österreichischer Wald-ökosysteme“ in den Jahren 1993 bis 1998 (GRABHERR et al., 1998).

Ein weiterer großer Teil ist die Methodik der Hemerobiebewertung.

Außerdem wurden die Hemerobiekriterien Totholz, Verjüngung, Baumartenanteile, Bestandeskriterien und die Standortfaktoren ausgearbeitet.

KOOPERATION

Die Felderhebung und die Dateneingabe wurden in Zusammenarbeit der Verfasserinnen durchgeführt.

Folgend wird das Inhaltsverzeichnis mit Vermerk zur jeweiligen Verfasserin wiedergegeben. Im Text selbst wurden die Kapitel durch namentliche Nennung der Verfasserin/nen kenntlich gemacht.

Übersicht der Aufteilung der Kapitel

1 EINLEITUNG

- 1.1 Motivation und ZielsetzungK. Enzenhofer, S. Mayrhofer
- 1.2 Rahmenbedingungen S. Mayrhofer
- 1.3 Hemerobiekonzept S. Mayrhofer
- 1.4 PNV-KonzeptK. Enzenhofer
- 1.5 Untersuchungsgebiet S. Mayrhofer
 - 1.5.1 Lage des Untersuchungsgebietes S. Mayrhofer
 - 1.5.2 Geologie S. Mayrhofer
 - 1.5.3 Böden S. Mayrhofer
 - 1.5.4 Klima S. Mayrhofer
 - 1.5.5 Wuchsbezirke S. Mayrhofer
 - 1.5.6 Lage der Probeflächen K. Enzenhofer
- 1.6 GeschichteK. Enzenhofer
- 1.7 NaturschutzK. Enzenhofer
- 1.8 Die Österreichische Bundesforste AG im Biosphärenpark WienerwaldK. Enzenhofer

2 METHODIK

- 2.1 Erhebungsflächen S. Mayrhofer
- 2.2 Felderhebung
 - 2.2.1 Vegetation K. Enzenhofer
 - Vegetationsaufnahme K. Enzenhofer
 - Störungszeiger K. Enzenhofer
 - Aktuelle und potentielle Waldgesellschaft K. Enzenhofer
 - Vegetationsökologisch auswertbare Probeflächen K. Enzenhofer
 - Flächenteilungskriterien S. Mayrhofer
 - 2.2.2 Bestandeskriterien S. Mayrhofer
 - 2.2.3 Hemerobiekriterien
 - Baumartenanteile S. Mayrhofer
 - Brusthöhendurchmesser S. Mayrhofer
 - Entwicklungsphase, Naturnahe Waldbauphase, Wuchsklasse K. Enzenhofer
 - Beeinträchtigung/Nutzung K. Enzenhofer
 - Wegebau K. Enzenhofer
 - Verjüngung S. Mayrhofer
 - Totholz S. Mayrhofer
 - 2.2.4 Standort S. Mayrhofer
- 2.3 Verarbeitung der Felddaten
 - 2.3.1 Allgemeine Verarbeitung der Daten K. Enzenhofer
 - 2.3.2 Verarbeitung der Vegetationsdaten K. Enzenhofer
 - 2.3.3 Prüfung der Ausweisung der aktuellen Waldgesellschaft K. Enzenhofer
 - 2.3.4 Prüfung der konstruierten PNV K. Enzenhofer
 - 2.3.5 Herleitung ökologischer Waldgruppen K. Enzenhofer
 - 2.3.6 Datenauswertung
 - Berechnung der Differenz zwischen aktuellen und potentiellen Baumartenanteilen K. Enzenhofer
 - Pflanzensoziologische Auswertung K. Enzenhofer

	Statistische Auswertung der Einzelflächen	K. Enzenhofer
	Statistische Auswertung des Vergleichs 1998 – 2008.....	S. Mayrhofer
2.4	Hemerobiebewertung	S. Mayrhofer
3	ERGEBNISSE	
3.1	Pflanzensoziologische Auswertungsergebnisse.....	K. Enzenhofer
3.2	Hemerobiebewertung	K. Enzenhofer
3.3	Einzelflächenauswertung	K. Enzenhofer
3.4	Vergleich 1998 – 2008.....	S. Mayrhofer
4	DISKUSSION	
4.1	Hemerobiekonzept	S. Mayrhofer
4.2	PNV-Konzept	K. Enzenhofer
4.3	Hemerobiebewertung	S. Mayrhofer
4.4	Naturschutzfachliche Bewertung der Hemerobieeinflussgrößen	
4.4.1	Baumartenkombination	S. Mayrhofer
4.4.2	Verjüngung.....	S. Mayrhofer
4.4.3	Totholz	S. Mayrhofer
4.4.4	Nutzung und Beeinflussung von Waldökosystemen	K. Enzenhofer
4.4.5	Wegebau	K. Enzenhofer
4.5	Felderhebung der Vegetation.....	K. Enzenhofer
4.6	Ergebnisse	
4.6.1	Pflanzensoziologische Auswertung.....	K. Enzenhofer
4.6.2	Hypothesen auf Basis statistischer Auswertung der Einzelflächenbewertung.....	K. Enzenhofer
4.6.3	Typische Kriterienausprägung der Hemerobiestufen	K. Enzenhofer
4.6.4	Vergleich 1998 – 2008	S. Mayrhofer
4.7	Allgemeine Diskussion	
4.7.1	Aufnahmemethodik und Verbesserungsvorschläge für das Handbuch.....	K. Enzenhofer, S. Mayrhofer
4.7.2	Bewertungsprogramm	K. Enzenhofer, S. Mayrhofer
4.7.3	Auffälligkeiten im Vergleich zur Studie 1998	S. Mayrhofer
4.7.4	„line intersect“ Methode für die Totholzaufnahme	S. Mayrhofer
5	ZUSAMMENFASSUNG	K. Enzenhofer, S. Mayrhofer





Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	1
1.1	Motivation und Zielsetzung	1
1.2	Rahmenbedingungen	2
1.3	Hemerobiekonzept	3
1.4	PNV-Konzept	4
1.5	Untersuchungsgebiet	6
1.5.1	Lage des Untersuchungsgebietes	6
1.5.2	Geologie	6
1.5.3	Böden	7
1.5.4	Klima	8
1.5.5	Wuchsgebiete	9
1.5.6	Lage der Probeflächen	10
1.6	Geschichte	11
1.6.1	Natürliche Vegetationsentwicklung im Wienerwald	11
1.6.2	Kultur- und Waldgeschichte	12
1.6.3	Nutzungsgeschichte im Wienerwald	15
1.7	Naturschutz	17
1.7.1	Geschichte des Naturschutzes im Wienerwald	17
1.7.2	Die Sevilla-Strategie	18
1.7.3	Nationale und internationale Bedeutung des Wienerwaldes	19
1.7.4	Biosphärenpark Wienerwald	19
1.7.5	Zonierung des Biosphärenparks Wienerwald	21
1.8	Die Österreichische Bundesforste AG im Biosphärenpark Wienerwald	23
2	METHODIK	24
2.1	Erhebungsflächen	24
2.1.1	Flächenbeschreibung	24
2.2	Felderhebung	26
2.2.1	Vegetation	26
2.2.2	Bestandeskriterien	28
2.2.3	Hemerobiekriterien	29
2.2.4	Standort	37
2.3	Verarbeitung der Felddaten	39
2.3.1	Allgemeine Verarbeitung der Daten	39
2.3.2	Verarbeitung der Vegetationsdaten	39
2.3.3	Prüfung der konstruierten PNV	39
2.3.4	Prüfung der Ausweisung der aktuellen Waldgesellschaft	39
2.3.5	Herleitung ökologischer Waldgruppen	40
2.3.6	Datenauswertung	40
2.4	Hemerobiebewertung	44
2.4.1	Einzelkriterien	46
2.4.2	Aggregation der Kriterien	55
3	ERGEBNISSE	60

3.1	Pflanzensoziologische Auswertungsergebnisse.....	60
3.1.1	Aufnahmen ohne syntaxonomische Zuordnung	60
3.1.2	Aufnahmen mit Zuordnung zu einem Syntaxon	66
3.1.3	Syntaxonomische Übersicht.....	69
3.1.4	Epilobietea angustifolii R. Tx. et Preising in R. Tx. 1950	70
3.1.5	Senecioni fuchsii-Sambucetum racemosae Oberd. 1957	74
3.1.6	Quercion pubescenti-petraeae Br.-Bl. 1932	77
3.1.7	Carici remotae-Fraxinetum Koch ex Faber 1936.....	79
3.1.8	Aceri-Tilietum platyphylli Faber 1936 s.l.....	82
3.1.9	Galio sylvatici-Carpinetum Oberd. 1957	86
3.1.10	Cyclamini-Fagetum Soó 1971.....	89
3.1.11	Galio odorati-Fagetum Sougnez & Thill 1959.....	93
3.1.12	Mercuriali-Fagetum Scamoni 1935.....	101
3.1.13	Seslerio-Pinetum nigrae Wagner 1941.....	106
3.1.14	Piceetalia Pawl. 1928	112
3.1.15	Stieleichenforst.....	115
3.2	Hemerobiebewertung	117
3.3	Einzelflächenauswertung	118
3.3.1	Gesamtübersicht.....	118
3.3.2	Beschreibung der einzelnen Naturnähestufen	119
3.3.3	Einzelne Kriterien	125
3.3.4	Ergebnisse in Bezug auf die Zonierung des Biosphärenparks	130
3.3.5	Statistische Hypothesen	132
3.4	Vergleich 1998 – 2008.....	135
3.4.1	Einzelflächendarstellung	135
3.4.2	Gesamtübersicht.....	176
4	DISKUSSION.....	186
4.1	Hemerobiekonzept.....	186
4.1.1	Entwicklung des Hemerobiekonzeptes	186
4.1.2	Adaption des Hemerobie-Konzeptes auf Waldökosysteme	187
4.2	PNV-Konzept	189
4.3	Hemerobiebewertung	192
4.3.1	Diskussion der Bewertung der Einzelkriterien.....	192
4.3.2	Aggregation der Hemerobiekriterien	196
4.4	Naturschutzfachliche Bewertung der Hemerobieeinflussgrößen	199
4.4.1	Baumartenkombination	199
4.4.2	Verjüngung	200
4.4.3	Totholz	201
4.4.4	Nutzung und Beeinflussung von Waldökosystemen.....	204
4.4.5	Wegebau	205
4.5	Felderhebung der Vegetation.....	206
4.6	Ergebnisse.....	209
4.6.1	Pflanzensoziologische Auswertung.....	209
4.6.2	Hypothesen auf Basis statistischer Auswertung der Einzelflächenbewertung	209
4.6.3	Typische Kriterienausprägungen in den Hemerobiestufen	210
4.6.4	Vergleich 1998 – 2008.....	210
4.7	Allgemeine Diskussion	212
4.7.1	Aufnahmemethodik und Verbesserungsvorschläge für das Handbuch.....	212
4.7.2	Bewertungsprogramm	213

4.7.3	Auffälligkeiten im Vergleich zur Studie 1998	214
4.7.4	„line intersect“ Methode für die Totholzaufnahme.....	215
5	ZUSAMMENFASSUNG.....	217
6	ABBILDUNGSVERZEICHNIS	219
7	TABELLENVERZEICHNIS.....	221
8	MATRIZENVERZEICHNIS	222
9	LITERATURVERZEICHNIS	223
10	ANHANG	232
10.1	Aufnahmeblatt	233
10.2	Ergebnistabelle 2008.....	238
10.3	R-Script zur Einzelflächenauswertung.....	240
10.4	SPSS-Ausgabe Vergleich 1998 - 2008.....	242
10.5	Danksagung.....	248

1 Einleitung

1.1 Motivation und Zielsetzung

K. ENZENHOFER, S. MAYRHOFER

Unser Interesse für den Biosphärenpark Wienerwald wurde einerseits durch Vorlesungen und Exkursionen während unseres Studiums, aber andererseits auch durch die Erholungsmöglichkeit, die der Wald durch seine Stadtnähe bietet, geweckt. Der Zusammenhang zwischen der Schutzgebietskategorie „Biosphärenpark“ und dem allgemeinen Thema „Naturschutz des Waldes“ legte es uns nahe, ein Diplomarbeitsthema im Wienerwald zu wählen.

Den Vorschlag der Hemerobiebewertung verdanken wir unserem Betreuer Ass. Prof. Mag. Dr. Karl Reiter. Der Prozess der Hemerobiebewertung beinhaltet Vegetationsaufnahmen, die Aufnahme forstlicher Kriterien sowie auch eine Bewertung hinsichtlich historischer Entwicklung und kombiniert die für uns interessanten Themen Naturschutz und Wald. Die Tatsache, dass eine Hemerobiebewertung der österreichischen Wälder in den Jahren 1993 bis 1998 (GRABHERR et al., 1998; infolge „MAB-Hemerobiestudie, 1998“ genannt) durchgeführt wurde, war ein weiterer Aspekt für die Wahl unseres Themas.

Diese Arbeit beinhaltet eine erneute Hemerobiestudie im Gebiet des Biosphärenparks Wienerwald (infolge kurz „Hemerobiestudie, 2008“ genannt). Innerhalb dieser wurden sämtliche Untersuchungsflächen der MAB-Hemerobiestudie 1998 im genannten Untersuchungsgebiet erneut erhoben. Durchgeführt wurden eine vegetationsökologische Analyse, eine Naturnähebewertung von 21 Trakten sowie einen Vergleich der Ergebnisse zwischen 1998 und 2008 auf 10 Traktflächen.

Ziel dieser Arbeit ist, dass diese neuerliche, aber nur auf das Gebiet des Wienerwaldes bezogene, Studie, durch die Analyse der Flächen eine bessere Kenntnis über den Zustand der Wälder im Biosphärenpark liefert. Weiters soll der Vergleich, der Daten von 1998 mit den Daten dieser Arbeit, Angaben über die Möglichkeit eines Hemerobie-Monitorings bieten.

Ein weiteres Augenmerk wird auf die Methodik gelegt. So soll der Vergleich der Daten auch Aussagen darüber liefern, in welchen Fällen Abweichungen auftreten, und ob es sich dabei um tatsächliche Änderungen des Waldbestandes oder um Probleme bei den methodischen Ansätzen handelt. Zusätzlich werden durch die Erfahrungen im Freiland auf Schwierigkeiten hinsichtlich der Methodik hingewiesen.

1.2 Rahmenbedingungen

S. MAYRHOFER

Als Voraussetzung für die Durchführung einer Hemerobiestudie im Untersuchungsgebiet wurden Rahmenbedingungen herausgearbeitet:

Bei allen Probeflächen dieser Arbeit handelt es sich um Wälder im Eigentum der Österreichischen Bundesforste und in der Landesfläche Niederösterreich im Managementbereich des Biosphärenparks Wienerwald.

Da die Diplomarbeit einen Vergleich der Ergebnisse dieser Arbeit mit jenen der MAB-Hemerobiestudie (1998) anstellt, wurden im ersten Schritt jene Flächen ausgewählt, die den oben genannten Kriterien entsprechen und auch in der oben genannten Studie im Zeitraum von 1993 bis 1997 erhoben wurden. Insgesamt traf dies auf 11 Flächen zu. Neben diesen 11 Flächen stellte das Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft noch weitere 11 permanente Traktpunkte zur Verfügung.

Die Probeflächen entsprechen den Traktflächen der Österreichischen Waldinventur, die in einem Abstand von 2,75 km über das Bundesgebiet Österreich verteilt sind. Weiters unterscheidet man bei den Waldinventurflächen zwischen permanenten Dauererhebungsflächen und temporären Traktpunkten. Zu letzteren zählen Traktpunkte, die nur einmalig in einer Waldinventurperiode aufgenommen wurden. (vgl. GRABHERR et al, 1998)

1.3 Hemerobiekonzept

S. MAYRHOFER

Der Begriff „Hemerobie“ leitet sich vom griechischen „hemeros“ (gezähmt, kultiviert) und „bios“ (Leben) ab (vgl. SUKOPP, 1969). Damit liefert dieser Begriff keine Aussage über die Naturnähe sondern über das Ausmaß des menschlichen Kultureinflusses in Ökosystemen

Nach KOWARIK (1988) wird der Begriff nach einem aktualistischen Ansatz wie folgt definiert:

„Die Hemerobie ist ein Maß für den menschlichen Kultureinfluss auf Ökosysteme, wobei die Einschätzung des Hemerobiegrades nach dem Ausmaß der Wirkungen derjenigen anthropogenen Einflüsse vorgenommen wird, die der Entwicklung des Systems zu einem Endzustand entgegenstehen. Ahemerobe (natürliche) Vegetation kann also auch im Zuge der Sukzession einer anthropogenen Pflanzengesellschaft zu einer natürlichen Schlussgesellschaft auf veränderten Standorten entstehen.“ (KOWARIK, 1988 zitiert nach GRABHERR et al., 1998)

Im Gegensatz zu der historischen Sichtweise, in der die ursprüngliche Vegetation eines Standortes zur Bewertung herangezogen wird, wird beim aktualistischen Ansatz die potentiell natürliche Vegetation, also jene Schluss- oder Klimaxvegetation, die sich aus dem heutigen Standortpotential entwickeln würde, als Nullpunkt betrachtet. (vgl. GRABHERR et al., 1998)

Laut KOWARIK (1988) lautet die Definition des Nullpunktes wie folgt:

„Nullpunkt (ahemerober Zustand) ist jene Vegetation, die entweder noch nicht von menschlichen Einflüssen berührt wurde, oder nach Aufhören des Einflusses eine regressive Sukzession mit einem Endstadium, welches die ursprüngliche Vegetation erreicht, oder ein abweichendes Endstadium als Ergebnis einer abgelenkten Sukzession. Solch ein Stadium würde der Schlussgesellschaft am betrachteten Standort entsprechen.“ (KOWARIK, 1988 zitiert nach GRABHERR et al., 1998)

Beim historischen Ansatz könnten nur Standorte erfasst werden, die sich auf die ursprüngliche Schlussgesellschaft hinentwickeln. Der aktualistische Ansatz ist deshalb vorzuziehen, da auf vielen Standorten eine irreversible anthropogene Veränderung stattgefunden hat, und die Schlussgesellschaft eine andere, als die ursprüngliche sein wird. (vgl. GRABHERR et al., 1998)

Eine nähere Betrachtung des Hemerobiekonzeptes sowie die Entwicklung und die Adaption des Begriffs sind im Kapitel 4.1 zu finden.

1.4 PNV-Konzept

K. ENZENHOFER

TÜXEN hat 1956 den Begriff der „potentiell natürlichen Vegetation“ (PNV) als Gegensatz zur in früheren Zeiten vorhanden gewesenen (real) natürlichen Vegetation eingeführt: *„Der Unterschied [...] zeigt sich am Eindringlichsten an Pflanzengesellschaften, die sich heute nach dem Aufhören des menschlichen Einflusses auf irreversibel veränderten Standorten einstellen würden.“* (TÜXEN, 1956)

Der Begriff fand in den folgenden Jahren in vielen wissenschaftlichen Publikationen Eingang und Anwendung zur Darstellung des heutigen natürlichen Wuchspotentials der Landschaft. Jedoch wurde das Konzept unterschiedlich ausgelegt und angewandt, da es zu Missverständnissen, unterschiedlichen Interpretationen und im Laufe der Zeit in der Praxis zu neuen Fragestellungen kam. (vgl. Kapitel 4.2)

Aus diesem Grund hat KOWARIK (1987) eine Modifikation der Definition vorgeschlagen, die sich weitgehend durchgesetzt hat: *„Die heutige PNV sei eine rein gedanklich vorzustellende, nicht zukünftigen, sondern gegenwärtigen Standortbedingungen entsprechende höchstentwickelte Vegetation, bei deren Konstruktion neben den natürlichen Ausgangsbedingungen auch nachhaltige anthropogene Standortveränderungen mit Ausnahme derjenigen zu berücksichtigen sind, die durch die Existenz der PNV, d.h. im Zuge eines gedachten Regenerationszyklus, ausgeglichen wären. Die Wirkung bestehender sowie zukünftiger direkter menschlicher Eingriffe innerhalb der Bezugsfläche (Mahd, Düngung, Pflügen, Tritt u. a.) ist auszuschließen, sofern sie nicht bereits zu nachhaltigen Standortveränderungen geführt hat, wogegen der von außen einwirkende Einfluss übergreifender, auch durch fortwährende anthropogene Steuerung geprägter Umweltbedingungen (z. B. Veränderungen des Wasserhaushalts, der Luftqualität) sowie Florenveränderungen zu berücksichtigen sind.“* (KOWARIK, 1987)

In vorliegender Studie wurde wie auch in der MAB-Hemerobiestudie (1998) das PNV-Konzept in modifizierter Form nach KOCH (1997) verwendet. Sie wird *„als SOLL-GRÖSSE für die Bewertung der Naturnähe herangezogen“* (GRABHERR et al., 1998). Folgende Konstruktionsbedingungen wurden aufgestellt, die zur Anwendung kommen (vgl. KOCH, 1997; siehe auch GRABHERR et al., 1998):

- Nichtwaldflächen werden nicht beurteilt, da davon ausgegangen wird, dass diese auch künftig bestehen bleiben. Das bedeutet, dass diese auch in Zukunft einen ökologischen Einfluss auf angrenzende Waldflächen ausüben und dies muss in der Artenzusammensetzung der PNV berücksichtigt werden. Somit ist an Grenzlinien (z. B. Übergangsbereich von Wald zu Nichtwald) eine vom Inneren des Bestandes abweichende Bewertung durchzuführen.
- Es wird nicht am Schlusswaldkonzept festgehalten, sodass auch langlebige Sukzessionsstadien in die PNV miteinbezogen werden.
- Die Angabe der potentiellen Baumartenkombination auf der jeweiligen Untersuchungsfläche ist entscheidender als die Benennung der Asso-

ziation. Es werden Dominanzklassen vergeben. Das umgebende Diasporenpotential im Umfeld der Untersuchungsfläche wird berücksichtigt.

- Neophyten und standortfremde Gehölze fließen nicht in die PNV ein.
- In der Bewertung der Arten wird für die Herleitung der PNV zwischen natürlicher und anthropogener Störung unterschieden. Die natürlichen Störungszeiger werden als Bestandteil der PNV gesehen.

Da es sich um Analysen von Waldökosystemen handelt, wird meist der Begriff „Potentiell natürliche Waldgesellschaft“ (PNWG) anstelle der potentiell natürlichen Vegetation verwendet.

Detaillierte Ausführungen zum PNV-Konzept, der Anwendung und Kritikpunkte sind im Kapitel Diskussion zu finden (Kapitel 4.2).

1.5 Untersuchungsgebiet

1.5.1 Lage des Untersuchungsgebietes

S. MAYRHOFER

Der Wienerwald, der bewaldete, östlichste Ausläufer der Alpen, wird im Norden von der Ebene des Tullner Feldes und im Westen von der Traisen begrenzt. Südlich davon schließt die Gölsen-Triesting-Mulde, östlich das Wiener Becken an. Insgesamt nimmt der Wienerwald eine Fläche von 125 000 ha ein. (vgl. PLÖCHINGER et al., 1993)

1.5.2 Geologie

S. MAYRHOFER

Sowohl morphologisch als auch geologisch lässt sich das Gebiet in den Flysch- und den kalkalpinen Wienerwald teilen. (vgl. PLÖCHINGER et al., 1993)

Großtektonisch gesehen, haben sich die Flyschdecken weit über die Molasse des Alpenvorlandes verschoben (vgl. PLÖCHINGER et al., 1993). Während der Gebirgsbildung im Tertiär wurde der Flysch teilweise von jüngeren Kalkgesteinsschichten der Alpen überdeckt. Die Grenze zwischen Flyschwienerwald und dem kalkalpinen Wienerwald läuft in etwa von Mauer im Osten, über Kaltenleutgeben, Sulz, Alland, Glashütten und Thernberg nach Kaumberg im Südwesten. (vgl. TRUMLER, 1985)

Flyschwienerwald

Dieser erstreckt sich im Nord-Westen und ist gekennzeichnet durch seine sanften Geländeformen. Die höchste Erhebung in diesem Gebiet stellt der Schöpfl mit 893 Metern dar. (vgl. KRENNMAYR, 2002)

Beim Flysch handelt es sich um ein Tiefwassersediment, das aus Sandsteinen, schiefrigen Peliten und Mergelkalken besteht. Während der Unterkreide bis ins Ober-Eozän wurden diese Sedimente bei Erdbeben oder Meeresspiegelschwankungen vom Meeresschelf lawinenartig in die Tiefe verfrachtet. (vgl. WESSELY, 2006) Bei Erreichen des Tiefseebodens fielen die größten und schwersten Komponenten zuerst aus, während sich tonige Restsubstanzen erst viel später absetzten. Aufgrund ihrer Entstehungsweise werden solche Sedimente als Turbidite bezeichnet. (vgl. PLÖCHINGER et al., 1993) Da sich solche Ereignisse zyklisch wiederholten, bildete sich, die für den Flysch charakteristische, zyklische Sedimentabfolge aus. (vgl. WESSELY, 2006)

Im Wienerraum erreicht die Flyschzone österreichweit ihre größte Breite und lässt sich von Nord nach Süd in mehrere Zonen gliedern (vgl. WESSELY, 2006). Die unterste und am weitesten nach Norden reichende Decke stellt die Greifensteiner Decke dar. Südlich daran ist die Kahlenberger Decke

überlagert. Über ihr breitet sich die Laaber Decke mit der Hauptklippenzone aus. (vgl. JELEM et al., 1969)

Kalkalpiner Wienerwald

Während der Zeitspanne Oberperm bis Alttertiär entstanden große Mengen kalkhaltigen Gesteins aus pflanzlichen und tierischen Überresten, die sich unter oder über der Meeresbedeckung als ein mehrere Kilometer breites Gesteinspaket ablagerten. (vgl. KRENMAYR, 2002)

Der tektonische Bau der Kalkalpen im Wienerwaldgebiet lässt sich in drei Haupteinheiten, das Bajuvarikum, das Tirolikum und das Juvavikum, gliedern. Dem Bajuvarikum werden die Frankenfelder und die Lunzer Decke zugeordnet. Beide Decken sind durch den geringeren Anteil an Hauptdolomit stark verformbar, was sich in der Ausbildung von Falten und Scherkörpern äußert. (vgl. WESSELY, 2006)

Die Göller Decke, eine Teildecke der Ötscherdecke, ist dem Tirolikum zuzuordnen und bildet die höchste südliche Decke. Ihre Schichtfolge ist weit über 2000 m mächtig, besteht aus Wettersteinkalk, Wettersteindolomit, Hauptdolomit und Dachsteinkalk und ist dadurch tektonisch nicht so intensiv verformt wie die beiden oben genannten Decken. (vgl. PLÖCHINGER et al., 1993)

Alle drei bisher genannten Decken zählen zu den voralpinen Decken. Südlich des Wienerwaldes schließen die hochalpinen Decken, Hohe-Wand Decke, Mürzalpen Decke und Schneeberg Decke, an, die zum Juvavikum zählen. (vgl. PLÖCHINGER et al., 1993)

Die Kalkalpen werden durch den Abbruch zum Wiener Becken, dessen Bruchlinie sich entlang der Thermenlinie fortsetzt, begrenzt (vgl. PLÖCHINGER et al., 1993).

1.5.3 Böden

S. MAYRHOFER

Anknüpfend an die geologische Teilung des Wienerwaldes, lassen sich auch die Böden in zwei Größeneinheiten und eine Übergangsform gliedern. Einerseits sind hier die Böden auf Kalk und Dolomit, andererseits die schweren Böden auf mergelig-tonigem Gestein zu nennen. Zwischen diesen zwei Gruppen finden sich die leichten Böden auf kalkärmeren, sandig verwitternden Sandsteinen. (vgl. ZUKRIGL et al., 1966)

Auf Dolomit und Kalk findet man vor allem Rendzinen, Kalksteinbraunlehm (Terra fusca) und Kolluvien verschiedener Komponenten. Rendzinen kommen hauptsächlich auf Dolomit, auf felsigen Standorten oder Hangrücken, vor, während auf Kalk eher Terra fusca vorherrscht. Dieser zeichnet sich durch einen gut entwickelten Mineral-Humushorizont mit Mullhumus und großer biologischer Tätigkeit aus. Mischböden (Kolluvien) finden vor allem im steilen Gelände ihre Verbreitung und stellen Übergänge vom Rendzina zum Terra fusca dar. (vgl. ZUKRIGL et al., 1966)

Im Flyschwienerwald herrschen Braunerde-Kolluvien, Parabraunerden, Pseudogleye und Gleyböden vor. Bei den beiden erst genannten handelt es

sich um frische, humose und sehr leistungsfähige Standorte. An Geländeverebnungen kommt es bei den schweren Böden des Flyschs oftmals zu Vernässungen. Pseudogleye, Böden mit periodischer Staunässe, und Gleye, Böden mit Grundwassereinfluss, können sich ausbilden. (vgl. ZUKRIGL et al., 1966)

Die leichten Böden auf Sandstein sind wasserdurchlässig, trocknen leicht aus und zeigen einen Hang zur Verhagerung. Weiters ist die Bodenreaktion sauer bis stark sauer. Vor allem hinsichtlich ihrer Nährstoffarmut unterscheiden sie sich deutlich von den Böden auf Kalk oder Flysch. Die Abgrenzung erweist sich in vielen Fällen aber als sehr schwierig, da gleitende Übergänge und Abstufungen auftreten. (vgl. ZUKRIGL et al., 1966)

Lässt man die Zwischenform der leichten Böden auf Sandstein außer Acht, so kann man grundsätzlich verallgemeinern, dass im Flyschwienerwald schwere, tiefgründige, zeitweise zur Vernässung neigende Böden, im Kalk-Wienerwald vor allem nährstoffarme Böden vorherrschen. (vgl. RIEDER, 2002)

1.5.4 Klima

S. MAYRHOFER

Im Wienerwald treffen aufgrund seiner Lage und Größe mehrerer Klimatypen aufeinander. Einerseits herrscht im Westen das mitteleuropäisch-ozeanische (subatlantische), andererseits im Osten das pannonisch-kontinentale Klima vor. Von Süden her macht sich ein schwach mediterran-illyrischer Einfluss bemerkbar. (vgl. JELEM, 1969)

Durch die Höhenzüge, die im Wienerwald von Südwesten nach Nordosten verlaufen, kommt es zur Ausbildung einer Klima- und Wetterscheide (vgl. JELEM, 1969). Der Westteil, in dem die aus dem Alpenvorland kommenden Winde ungehindert einströmen, zeichnet sich durch hohe Niederschläge, kühle Sommer und westwetterdominierte Winter aus (vgl. RIEDER, 2002).

Auf der südöstlichen Seite schirmen die Höhenzüge das Westwetter ab, wodurch hier der Einfluss des kontinentalen Klimas zu tragen kommt (vgl. JELEM, 1969). Kalte Winter und heiße Sommer mit großen jahreszeitlichen Temperaturunterschieden sind hierfür kennzeichnend (vgl. RIEDER, 2002). Trotz des vorherrschenden kontinentalen Klimas sind die Winter östlich des Höhenzuges nicht kälter als westlich davon. Als Grund ist der Ostabfall des Wienerwaldes zum Wiener Becken zu nennen. Kaltluftmassen fließen hier nach Osten in die Täler ab, und verhindern so ein Entstehen von Kaltluftseen. (vgl. JELEM, 1969)

1.5.5 Wuchsgebiete

S. MAYRHOFER

Wuchsgebiete sind „nach forstökologischen Gesichtspunkten gefasste Großlandschaften (Naturräume) mit weitgehend einheitlichem Klimacharakter und einheitlichen geomorphologischen Grundeinheiten“ (KILIAN et al., 1994).

Nach KILIAN et al. (1994) stellen Wuchsgebiete nach den Hauptwuchsgebieten (großgeographisch - klimatische Landschaftsgliederung) die höchste hierarchische Klassifizierung von Waldstandorten dar. Die Gliederung in Österreich umfasst 22 Wuchsgebiete, die in 9 Hauptwuchsgebiete zusammenfasst werden. Innerhalb der Wuchsgebiete erfolgt eine vertikale Zonierung in mehrere Höhenstufen.

Die Wuchsbezirke gelten als Untereinheiten der Wuchsgebiete. Sie sind über ein enger gefasstes Regionalklima, einer geringen Anzahl von Ausgangsubstraten und eine typische Waldgesellschaft definiert (vgl. KILIAN et al., 1994).

Da zum Zeitpunkt der MAB-Hemerobiestudie die derzeit gültige Wuchsgebietgliederung nach KILIAN et al. (1994) noch nicht vorlag, wurde anfänglich die Einteilung nach MAYER (1974) verwendet und später korrigiert. (vgl. GRABHERR et al., 1998)

Die Probeflächen der vorliegenden Arbeit liegen nach MAYER (1974) gänzlich im Wuchsbezirk 5.3, der auch als Ostrand bezeichnet wird und sowohl den Flyschwienerwald, als auch die Schwarzföhren-Kalk-Voralpen beinhaltet. Bei KILIAN et al. (1994) entspricht das Untersuchungsgebiet den Wuchsgebieten 5.1, Niederösterreichischer Alpenostrand (Thermalalpen), und 4.2, Nördliche Randalpen – Ostteil.

1.5.6 Lage der Probeflächen

K. ENZENHOFER

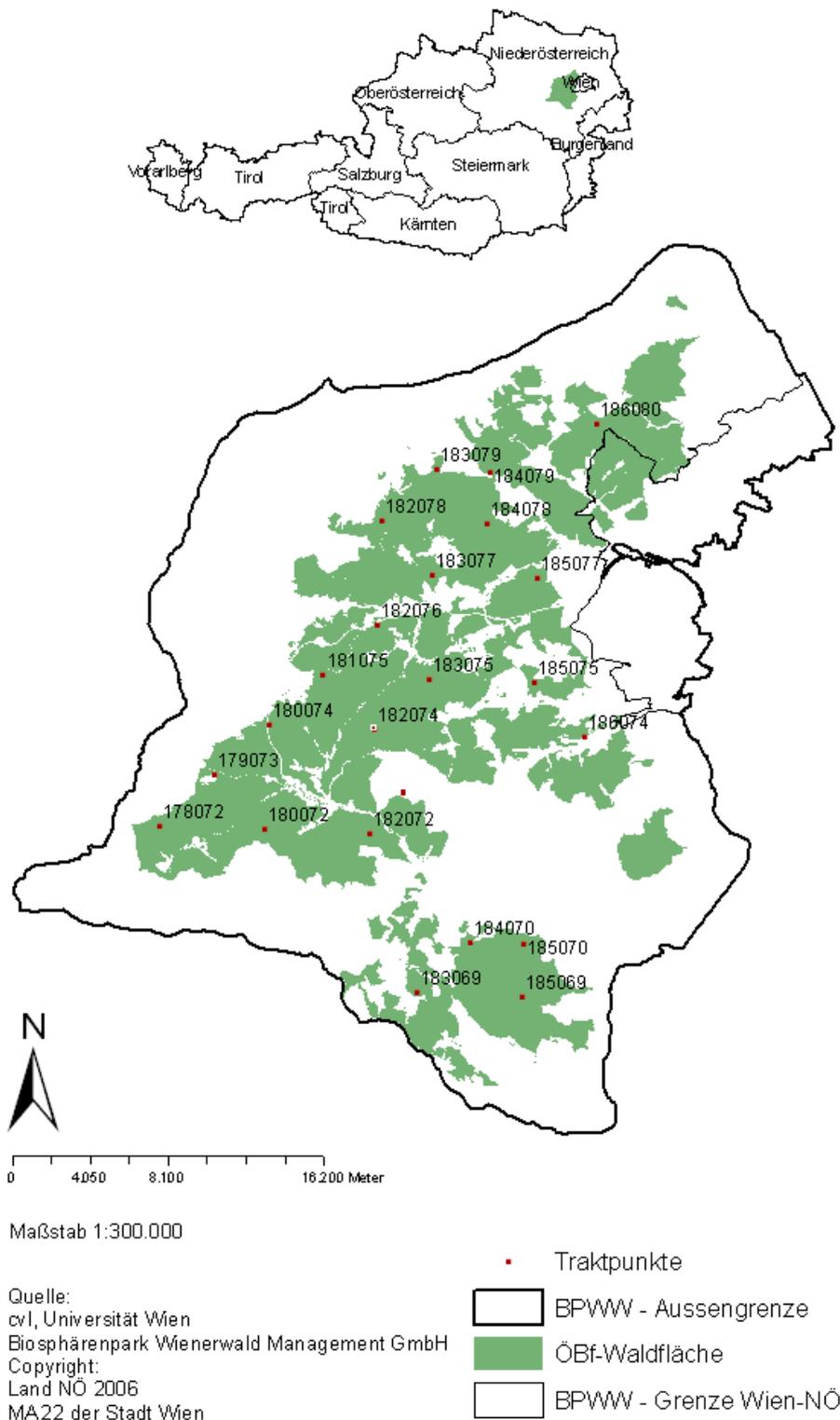


Abbildung 1: Lage der Traktpunkte

In Abbildung 1 ist die Verteilung der einzelnen Traktpunkte im niederösterreichischen Teil des Biosphärenparks ersichtlich. Aus rechtlichen Gründen ist eine detailliertere Darstellung nicht möglich.

1.6 Geschichte

K. ENZENHOFER

1.6.1 Natürliche Vegetationsentwicklung im Wienerwald

Ausgehend von der artenreichen Flora im Tertiär (Baumartenzahl wesentlich höher als heute) kam es in den nachfolgenden Eiszeiten zu einer starken Artenverarmung. Während der Glazialzeiten zogen sich viele Pflanzenarten nach Südeuropa zurück. Während der letzten Eiszeit jedoch gab es auch im Mittelmeerraum keine geschlossenen Wälder, sondern nur noch Steppengesellschaften. Nur ein kleiner Teil der Tertiärflora hatte in den eiszeitlichen Refugien überlebt. (vgl. KÜSTER, 1999)

Nach dem Ende der Eiszeiten, im Holozän, kam es zu einer Rückeinwanderung nach Mitteleuropa aus den Refugialgebieten im Süden. Die Arten konnten jedoch nicht uneingeschränkt zurückwandern, da nun die Alpen (im Tertiär gebildet) mit ihrer großen Ost-West-Erstreckung ein Hindernis darstellten. Erwähnenswert ist *Pinus nigra*, die während der letzten Eiszeiten am Alpenoststrand südlich von Wien ein Refugialgebiet hatte. (vgl. KOCH, 2002)

Vor 11.000 Jahren siedelten sich erste Birken und Kiefern als Pioniere an und die Laubstreu baute Humus auf. Danach, vor etwa 8.000 Jahren, wuchsen die ersten Haseln im Wienerwald (Beginn der Haselzeit). Das Klima wurde nun milder und es kamen Eichen, Eschen, Linden, Ahorne und andere Laubbäume auf. Gegen Ende der Haselzeit konnten erste Tannen und Fichten angetroffen werden. Zwischen 5. und 3. Jahrtausend vor Chr. war der Wienerwald ein Nadel- und Laubmischwald. Später setzten sich Hainbuchen in tieferen Lagen durch. Vor etwas mehr als 3.000 Jahren etablierte sich die Buche, wodurch Eichen in wärmere Ebenen und Tieflagen verdrängt wurden. (vgl. RIEDER, 2002)

Somit hatten sich in verhältnismäßig kurzer Zeit am Beginn des Postglazials alle wichtigen heimischen Baumarten im Wienerwald angesiedelt.

In seiner Zusammensetzung blieb der Wienerwald bis ins 17. Jahrhundert annähernd gleich. Den größten Teil nahmen Tannen-Buchenwälder ein, ein schmaler Streifen von Schwarzkiefern säumte den östlichen Alpenrand, im Norden bestand ein Buchen-Eichenwald und im Osten schließlich war ein reiner Eichenwald zu finden.

Durch menschlichen Einfluss in den letzten Jahrhunderten wurde die Artenzusammensetzung jedoch verändert: Die Tanne wurde stark zurückgedrängt, ebenso, aber nicht so stark, die Eiche. Kiefern, Lärchen und Fichten wurden durch Pflanzung verbreitet. (vgl. RIEDER, 2002)

1.6.2 Kultur- und Waldgeschichte

Der Wienerwald ist seit jeher ein von Menschen geprägter Lebensraum. Der Einfluss wird deutlich, wenn man bedenkt, dass 2002 das 1000jährige Bestehen des Wienerwaldes gefeiert wurde, wobei es sich um die erste urkundliche Erwähnung des Waldgebietes handelt. (vgl. WINNA, 2000)

Erste Hinweise für die Anwesenheit des Menschen im Wienerwald stammen aus dem Jungpaläolithikum vor 15.000 Jahren und wurden in Wanschloch (Königshöhle, im Badener Kurpark) gefunden (vgl. RIEDER, 2002).

Die Siedlungsgeschichte beginnt in der Jungsteinzeit, um die Zeit der Badener Kultur (3.000 - 2.200 v. Chr.). Bauern, die durch Druck von indogermanischen Stämmen aus dem Norden nach Süden zogen, besiedelten die Randlagen des Wienerwaldes. Hauptniederlassung war vermutlich der Leopoldsberg, als wichtigste strategische Stellung. Daneben gibt es Funde vom Satzberg und vom Gemeindeberg in Ober-St. Veit. (vgl. TRUMLER, 1985)

Aus dem Spätneolithikum stammende Zeugnisse fand man zum Beispiel in Schönbrunn bei der Gloriette, am Südhang des Bierhäuselberges, im Michaelerwald und am Gallitzinberg. Besonders erwähnenswert ist die Antonshöhe bei Mauer, das älteste Bergwerk Österreichs, ein Feuersteinbergwerk. Auch Skelette, Werkzeuge und Tongefäße wurden dort ausgegraben. (vgl. TRUMLER, 1985)

Vor allem im südlichen Wienerwald entstanden aufgrund des begünstigten Klimas viele Siedlungen, wie Funde aus der Kupferzeit bezeugen. In dieser Zeit drangen die Menschen auch erstmals in das Innere des Wienerwaldes vor, wie Ausgrabungen beispielsweise in St. Corona am Schöpfl oder Wohngruben in Alland beweisen. Bronzezeitliche Siedlungsreste konnten in Böheimkirchen gefunden werden. Nach den Illyrern kamen auch die Kelten ins Gebiet. (vgl. TRUMLER, 1985)

Im 1. Jahrhundert vor Chr. stießen die Römer vor. Der Wienerwald, „Cetius mons“, stellte in dieser Zeit oft die Grenze zwischen den Provinzen Pannonien und Noricum dar. Vindobona wurde 100 n. Chr. römisches Legionärslager. Die Römer bauten das schon seit der Steinzeit vorhandene Straßennetz im Wienerwald aus, das Innere des Waldes blieb ansonsten unbesiedelt. Es wurden die Tradition Badens als Kurstadt und der Weinbau an der Thermenlinie und im Norden in Grinzing begründet. (vgl. TRUMLER, 1985)

Gegen Ende des fünften Jahrhunderts mussten die Römer das Gebiet räumen. Es folgten in der Zeit der Völkerwanderung unter anderem Wandalen, Goten, Alanen, Hunnen, Rugier, Langobarden, Heruler, Aware, Slawen und Bajuwaren in das Gebiet. (vgl. TRUMLER, 1985)

Um das 8. Jahrhundert gewann der fränkische Kaiser Karl der Große die Vorherrschaft im Wienerwald – es kam zur karolingischen Kolonisation. Es setzten verstärkte Rodungstätigkeit und Neugründungen von Dörfern, insbesondere im nördlichen Wienerwald, wobei die inneren Waldlandschaften weiterhin unberührt blieben, ein. Dies war die Folge von großzügigen Schenkungen der Kaiser an Klöster und babenbergische Markgrafen. 1002 schenkte Heinrich II. das Waldgebiet zwischen der Dürrliesing und der Triesting an den Markgrafen Heinrich I. als „freies Eigen“. 1035 vermachte Kaiser Konrad

II. fünfzig Königshufe zwischen der Triesting und der Priesting an Markgraf Adalbert.

Die nun wiederholten Einfälle der Magyaren vermochten die Kultivierung des Gebietes nicht mehr aufzuhalten. Viele Klostergründungen gehen auf diese Zeit zurück (Heiligenkreuz 1133, Kleinmariazell 1136, Klosterneuburg 1108). Nun kamen sich durch die wachsende Bevölkerungsdichte erstmals steigender Ackerbau und Viehzucht und die Jagd des Adels in die Quere. (vgl. TRUMLER, 1985) So wurde in Schenkungsurkunden von 1177 und 1188 an das Stift Heiligenkreuz ausdrücklich auf die Schonung des Waldes gedrungen. Seit 1156 bestand der Jagdbann, „Privilegium Minus“, der den Wienerwald zum unantastbaren Jagdgebiet der Landesherren machte. (vgl. RIEDER, 2002) Es wurden damit jegliche Nutzungen des Waldes unterbunden, sogar das Aufstellen von Bienenstöcken wurde untersagt. Dies unterbrach die Siedlungstätigkeit im zentralen Wienerwald für Jahrhunderte. (vgl. KILIAN et al., 2001)

Ab dem frühen 13. Jahrhundert wurde der landesfürstliche Waldbesitz in Ämter aufgeteilt und verwaltet, wenn auch bescheiden. Der erste Forstmeister im Gebiet wird 1235 genannt. (vgl. JOHANN, 1993) Mit der 1356 ersten geschichtlich belegten Anführung eines Forst- und Jägermeister des Wienerwaldes begann die forstliche Verwaltungsorganisation. (vgl. TRUMLER, 1985)

1251 übernahm König Ottokar II. von Böhmen das Gebiet. 25 Jahre später gelang es dem habsburgischen Grafen Rudolf Ottokar zu stürzen. Danach kam es zu zahlreichen Kriegen. (vgl. TRUMLER, 1985) Die erste urkundliche Erwähnung des Namens „Wiener Waldt“ ist im Jahre 1368 zu finden (vgl. TRUMLER, 1985).

Um 1500 führte Kaiser Maximilian I. eine Neuorganisation der Verwaltungseinheiten im Wienerwald (Waldmeister als oberste Forstbehörde) und auch das „Viertelpfenningrecht“ (Waldsteuer) ein. Dies erwies sich jedoch über die Jahre als wenig wirksam. (vgl. KILIAN et al., 2001) 1511 wurde das erste Waldbuch erlassen und die Nutzung des Waldes unter strenge staatliche Aufsicht gestellt (vgl. RIEDER, 2002). Es folgten zahlreiche Kriege und Pestepidemien. In dieser Zeit kam es zum Erliegen der Siedlungs- und Rodungstätigkeiten. Nachdem nun im 17. Jahrhundert die Orte des Wienerwaldes unterbevölkert waren, Wiederaufbau geleistet werden musste und die Nachfrage von Holz für Holzkohleerzeugung, Köhlerei und als Bau- und Nutzholz groß war, kamen zwischen 1613 und 1685 viele Neuansiedler. Die meisten kamen aus der Steiermark, aber auch aus Oberösterreich, Tirol, Bayern und Schwaben siedelten sich Menschen an. Es wurden Landarbeiter, Handarbeiter und Waldarbeiter gerufen. Die sogenannten „Duckhütten“, die den damaligen Waldarbeitern als Unterkunft dienten, stammen aus dieser Zeit. Später genossen die Hüttler viele Vergünstigungen wie beispielsweise freier Holzbezug, Steuerfreiheit und oft Grund und Boden. Orte wie Schwabendörfel haben ihren Ursprung in der Hüttlerkolonisation. (vgl. TRUMLER, 1985)

Unter Maria Theresia wurde 1755 der kaiserliche Wald zu Staatseigentum. Ihr Sohn Kaiser Josef II. legte den Wald- und Jagddienst zusammen, der bis dahin immer getrennt gewesen war. (vgl. TRUMLER, 1985) Seit Mitte des 19. Jahrhunderts wurden nun zur Planung der Waldwirtschaft „Forsteinrich-

tungswerke“ verwendet. 1830 wurden im Wienerwald erstmals Durchforstungen vorgenommen. (vgl. RIEDER, 2002)

Im Jahre 1849 wurde die Verwaltung des Staatsbesitzes vom kaiserlichen Privatbesitz getrennt und das Niederösterreichische Waldamt dem Ministerium für Landeskultur und Bergbau unterstellt. Damit hatte der Jagdbann sein Ende und im selben Jahr wurde ein neues Jagdgesetz erlassen. (vgl. WINNA, 2000)

1853 wurden alle forstlichen Agenden dem Finanzministerium unterstellt und damit die Forstdirektionen aufgelöst (vgl. WINNA, 2000). Rudolf Feistmantel erhielt die Leitung des Forstdepartements des Ministeriums. Er war es auch, der das erste Forstgesetz von 1852 ausarbeitete, das bis 1975 Geltung hatte. (vgl. KILIAN et al., 2001)

Die finanziellen Nöte, die durch den verlorenen Krieg um die Zeit von 1860 bestanden, waren wesentliche Gründe für den Verkauf von unbeweglichem Staatseigentum (Eisenbahnen, Forste, Bergwerke u. a.) im Jahre 1866. (vgl. KILIAN et al., 2001) Durchgeführt wurde dies vom „Staatsgüter-Verschleißbureau“. Durch Korruption und Holzspekulation wurden jedoch niedrige Preise bezahlt, um beim Weiterverkauf und der Rodung ein Mehrfaches des Kaufpreises zu erzielen. (vgl. TRUMLER, 1985)

Nachdem schon Teile von Niederösterreich und Böhmen veräußert waren, versuchte Feistmantel den Verkauf des Wienerwaldes, der etappenweise durchgeführt wurde, und die damit verbundene Rodung zu verhindern. (vgl. KILIAN et al., 2001) Der Finanzminister Becke jedoch schloss mit dem Wiener Holzhändler Hirschl einen Vertrag mit dem er das Monopol des Holzbezuges aus dem Wienerwald bekam. Es folgten Verträge für die Veräußerung einzelner Gebiete, die anschließend gerodet wurden. Feistmantel blieb erfolglos bei der Verhinderung weiterer Verträge und ging 1868 in Pension. (vgl. KILIAN et al., 2001)

Josef Schöffel hingegen war erfolgreich: er kämpfte gegen den Verkauf, Korruption und die Missstände in Ämtern an. Nach drei Jahren des Führens eines „*publizistischen Streits*“ erklärte die Regierung 1872 alle Gesetze, Verträge und Verordnungen, die den Wienerwald gefährdeten, für ungültig. Das gesamte Forstwesen wurde anschließend dem Ackerbauministerium mit den k.k. Forst- und Domänendirektionen zugeordnet. (vgl. WINNA, 2000) In der Reform von 1873 wurde das „Oberförstersystem“ geschaffen, deren Unterteilungen sich nach der Art des Holztransportes richteten.

Mit der Erschließung des Wienerwaldes mit der Bahn (1841 Südbahn) folgte eine Siedlungswelle und das Gebiet wurde zum Ausflugsziel. (vgl. TRUMLER, 1985)

Mit dem Bundesforstgesetz von 1925 wurden alle k. k. Forst- und Domänenverwaltungen der Verwaltung der Österreichischen Bundesforste unterstellt, nur der Lainzer Tiergarten, sollte von der Gemeinde Wien verwaltet bleiben. (vgl. TRUMLER, 1985)

1.6.3 Nutzungsgeschichte im Wienerwald

Seit der Anwesenheit des Menschen und besonders seit seiner Ansiedelung unterliegt der Wienerwald einer Nutzung. Erste größere Eingriffe dürften Brandrodungen gewesen sein. (vgl. KRAL, 1994)

Mit den ersten Schenkungen 1002 und 1035 an die Babenberger wurde das Gebiet größtenteils landesfürstliches Eigentum. Dies führte zum Erhalt des Großwaldes. Wäre der Wienerwald bäuerliches Siedelland gewesen, hätte dies zu einer Parzellierung geführt. (vgl. WINNA, 2000)

Mit dem von Kaiser Friedrich I. verliehenen Forstregal 1156 an die Babenberger entstand der Jagdbann (vgl. JOHANN, 1994). Ausschließliche Nutzung war nun die Jagd. Dies hieß auch die Untersagung von Bienen- oder anderer Viehhaltung im Wald. Wild durfte nicht aus Äckern vertrieben werden, nur vereinzelt waren Unterkünfte von Holzarbeitern erlaubt. Obwohl in dieser Zeit im Wienerwald Holz gefällt, Kalk gebrannt und Harz gewonnen wurde war dies nur eingeschränkt möglich und somit war der Wildbann ein Mitgrund für die Erhaltung des geschlossenen Waldgebietes. Bau- und Brennholz wurde damals nicht primär aus dem Wienerwald verwendet, sondern kam aus Oberösterreich. (vgl. TRUMLER, 1985)

Bis noch ins 15. Jahrhundert wurde regelloser Plenterbetrieb neben den Kahlschlägen durchgeführt. Die Verjüngung wurde der Natur überlassen, sodass diese oft, durch die hohen Wildbestände, gar nicht aufkam. (vgl. RIEDER, 2002) Mit dem ersten Waldbuch 1511 wurde die Nutzung schließlich unter staatliche Aufsicht gestellt (vgl. TRUMLER, 1985). Vereinzelt Rodungen zur Gewinnung von Wiesenland bedurften einer besonderen Erlaubnis des Waldamtes („Raumbrief“) (vgl. WINNA, 2000). 1512 wurde auf die waldbauliche Behandlung des Ausschlagwaldes von Maximilian I. hingewiesen (vgl. JOHANN, 1993).

Im 17. Jahrhundert, als allmählich auch das Innere des Wienerwaldes erschlossen wurde, gab es die ersten Holztransporte mittels Holzschwemmung auf den Wienerwaldbächen. Namen wie Klausen-Leopoldsdorf und Schöpfelklausen zeugen davon. (vgl. TRUMLER, 1985) Es war auch das Jahrhundert, in dem die wirtschaftliche Nutzung des landesfürstlichen Gebietes stark intensiviert wurde. Es wurden erfahrene Arbeiter ins Land gebracht, die Duckhütten-Kolonien entstanden. Sie stellen die Vorläufer der Einzelgehöfte von Rotten oder Weilern dar und somit auch von heutigen Wienerwaldgemeinden. (vgl. WINNA, 2000)

Zur nun starken Nutzung gesellte sich mehr und mehr auch die Waldpflege. Hatte man bisher Laubbäume durch Stockausschläge und Nadelbäume durch Überhälter als Samenbäume verjüngt, so setzte man ab Mitte des 18. Jahrhundert auch auf Saat und Pflanzung. (vgl. JOHANN, 1993)

Um 1820 kam es zur Umstellung auf Schirmschlag. Die 1853 eingeführte Holzertragsermittlung kürzte die Umtriebszeit und der Hiebsatz wurde gesteigert. (vgl. JOHANN, 1993)

Mit der allgemeinen gesellschaftlichen Wandlung veränderte sich auch die Waldwahrnehmung. Mit Schaffung des Forstgesetzes wurden „überwirt-

schaftliche Funktionen wie Schutzwirkung und Erholungswert‘ ins Zentrum der Forstwirtschaft gestellt. (vgl. MAYER, 1994)

Andere Nutzungen, die von der wirtschaftlichen Bedeutung des Wienerwaldes zeugen:

Die Tradition der **Pecherei**, um aus den Harzen der Schwarzföhre Terpentin und in Folge Kolophonium und Pharmazeutika zu gewinnen, hatte lange Bestand im südlichen Wienerwald. Seit den 1970ern existiert diese Nutzung im Wienerwald nicht mehr, Spuren davon sind jedoch noch allgegenwärtig. (vgl. TRUMLER, 1985)

Auch **Kalkstein** wird im südlichen Wienerwald wirtschaftlich schon sehr lange genutzt. Davon zeugt die „*Kalchordnung*“ von 1566. In Steinbrüchen abgebaut, wurde unmittelbar daneben in Öfen gebrannt. Ab 1680 wurde verboten für den Abbau das Feuerholz selbst zu schlagen, da meist wertvolles Bau- und Nutzholz gefällt wurde. Um 1918, als es zu einem Mangel an Steinkohle kam, erlebten die kleinen Kalkbauern den letzten Aufschwung. (vgl. TRUMLER, 1985)

Nur sehr vereinzelt gab es **Glaserzeugung** im Wienerwald. (vgl. TRUMLER, 1985)

Köhler und Kohlbauern konnten im Wienerwald bis zur Einführung von Steinkohle im 19. Jahrhundert angetroffen werden. (vgl. TRUMLER, 1985)

Im nordwestlichen Wienerwald wurde im 18. und 19. Jahrhundert **Sandstein** verarbeitet. (vgl. WINNA, 2000)

Im 19. Jahrhundert kam mit der Erschließung eine neuartige Nutzung des Waldes in das Gebiet. Der Wienerwald wurde vor allem für die Wiener ein beliebtes Ausflugsziel und damit begann die **touristische Nutzung**. Hotels, Aussichtswarten und Schutzhäuser wurden gebaut. (vgl. RIEDER, 2002)

1.7 Naturschutz

K. ENZENHOFER

1.7.1 Geschichte des Naturschutzes im Wienerwald

Waren die ersten Gebote zur Walderhaltung wohl nicht aus ökologischen Schutzgründen, sondern aufgrund des Aufeinandertreffens von verschiedenen Nutzungszielen und Folgen von regelloser Waldnutzung entstanden, haben diese trotzdem zum Erhalt des Wienerwaldes beigetragen. In den Schenkungen im 12. Jahrhundert an Klöster sind Rodungsverbote zu finden, die damit den Wildbann sicherten. (vgl. JOHANN, 1993)

Wurden bei den noch als Anfänge zu bezeichnenden Nutzungen weder Waldpflege betrieben noch auf Verjüngung geachtet, sind erste Anweisungen dahingehend im 14. Jahrhundert zum Überhalt von Eichenstämmen zu finden. 1457, 1497 und 1500 ist von Vermeidung einer „*Verödung und Verwüstung*“ des Waldes die Rede. Durch Maximilian I. entstand das erste Handbuch von 1512, ein zweites folgte 1573. (vgl. JOHANN, 1993)

Der Jagdbann wurde aufgegeben, die Nutzungen intensivierten sich stark und viele Bestände verjüngten sich nicht ausreichend um den erwarteten steigenden Holzbedarf zu decken. (vgl. RIEDER, 2002) So scheinen 1626 Anweisungen zur Bedacht auf die Walderhaltung auf. (vgl. JOHANN, 1993) 1626 gab Kaiser Ferdinand II. die Weisung bei der Auswahl der Schlagorte gute und schlechte Bringungslagen gleichmäßig zu berücksichtigen (vgl. RIEDER, 2002). Nun sollten auch von 1718 bis 1720 die ersten Schätzungen der Forste folgen und danach auf nachhaltigen Holzbezug gedrungen werden. Auf Maria Theresia schließlich ist die allgemeine Waldordnung mit Bedacht auf die Erhaltung und Vermehrung des Waldes von 1766 zurückzuführen und 1755 die Überführung des kaiserlichen Waldes in Staatseigentum. 1768 wurde die bäuerliche Nutzung der Waldweide erneut eingeschränkt, Streunutzung wurde verboten.

Durch die folgende Zeit der intensiven Nutzung des Waldes beschloss 1905 der Wiener Gemeinderat zur Wahrung des Gebietes einen Wald- und Wiesengürtel zu schaffen. Durch die Bauordnung von 1930 wurden diese Flächen verstärkt geschützt. (vgl. JOHANN, 1993) Im Laufe des 20. Jahrhunderts wurden etliche Schutzgebietskategorien eingerichtet und Naturschutzgesetze und -verordnungen erlassen.

1987 trat die Planungsgemeinschaft Ost (Verbund der Länder Niederösterreich, Wien und Burgenland) zusammen und unterschrieb die Wienerwald-Deklaration. Darin wurden Maßnahmen zum Schutze des Wienerwaldes ausgearbeitet, um „*den Wienerwald uns und künftigen Generationen vorrangig als Erholungsgebiet und Freizeitgebiet zu erhalten*“ (PLANUNGSGEMEINSCHAFT OST, 1987).

Im Jahre 2002 wurde innerhalb des „Wienerwald Millenniums“ die Wienerwald Deklaration erneuert und schließlich eine Machbarkeitsstudie hinsichtlich der Errichtung eines Nationalparks oder Biosphärenparks durchgeführt.

1.7.2 Die Sevilla-Strategie

Traditionell war Naturschutz eine erhaltende, konservierende Strategie um sowohl Tier- und Pflanzenarten als auch Ökosysteme zu schützen. (vgl. PLACHTER, 1991) Da unter anderem diese Methode jedoch nicht den erwarteten Erfolg mit sich brachte, wird heute mit der Errichtung von Biosphärenparks versucht ein integriertes Konzept aus Naturschutz, Förderung nachhaltiger Nutzung von Ressourcen und Erhaltung von regionaler und kultureller Entwicklung zu etablieren.

1974 entstand das Konzept der Biosphärenreservate innerhalb des Programms „Der Mensch und die Biosphäre“ (MAB) der UNESCO. Standen zu dieser Zeit noch die konventionellen Interessen von Schutzgebieten, und zwar Naturschutz und Forschung, im Vordergrund, sollte sich dies in den nächsten Jahrzehnten ändern. (vgl. UNESCO, 1996)

Die 1992 in Rio de Janeiro abgehaltene Konferenz der Vereinten Nationen, bei der es zum Übereinkommen über Biologische Vielfalt kam, war Anstoß für eine Diskussion und Weiterentwicklung der Biosphärenreservate. Von 20. bis 25. März 1995 wurde bei der Internationalen Biosphärenreservatskonferenz die Sevilla-Strategie beschlossen. Dabei wurden Internationale Leitlinien für das Weltnetz der Biosphärenreservate unterzeichnet, die für den „*Naturschutz des 21. Jahrhunderts wegweisend*“ sein sollen, indem sie mit integriertem Naturschutz Natur und Mensch gleichermaßen ins Zentrum stellen. Der Schutz der biologischen Vielfalt und der Ressourcen sowie deren nachhaltige Nutzung sollen in Biosphärenparks künftig vereint werden. (vgl. UNESCO, 1996)

Zentrale Teile der Leitlinien sind:

Biosphärenreservate sollen in Verbindung mit den drei Funktionen Schutz, Entwicklung und Bildung und Forschung Modellregionen „*zur Erforschung und Demonstration von Ansätzen zu Schutz und nachhaltiger Entwicklung auf regionaler Ebene sein*“ (vgl. UNESCO, 1996).

In Frage kommen Gebiete, die für die „*biologische Vielfalt von Bedeutung*“ sind, „*die sich aus einer Reihe verschiedener ökologischer Systeme zusammensetzen, die für bedeutende biogeographische Systeme repräsentativ sind, einschließlich abgestufter Formen des Eingriffs durch den Menschen*“ und die „*über eine ausreichende Größe verfügen, um die drei Funktionen von Biosphärenreservaten erfüllen zu können*“. (vgl. UNESCO, 1996)

Große Wichtigkeit hat die Einteilung des Gebietes in die drei Zonen Kernzone, Pufferzone (meist als Pflegezone bezeichnet) und äußere Übergangszone (meist Entwicklungszone genannt), die einer Reihung der Einflussnahme der menschlichen Tätigkeit entsprechen. (vgl. UNESCO, 1996)

1.7.3 Nationale und internationale Bedeutung des Wienerwaldes

Das wesentliche Merkmal des Waldes im Vergleich zu anderen Kulturlandschaften ist seine relativ hohe Naturnähe, dessen Sicherung ein Schutzziel ersten Ranges sein sollte (vgl. SCHERZINGER, 1996). Der Wienerwald verfügt durch eine überwiegend standortgerechte Artenzusammensetzung im Vergleich zu anderen Laubwaldgebieten in Österreich über einen naturnahen Waldbestand (vgl. GRABHERR et al., 1998)

Im Wienerwald treffen verschiedene biogeographische Regionen (alpin und kontinental) aufeinander. Ebenso sind eine deutliche Höhendifferenzierung, verschiedene geologische Bedingungen und Klimabereiche vorzufinden. Durch die Verzahnung von großräumigen Klimax-Wäldern und kleinflächig vorkommende Waldtypen auf Sonderstandorten ergibt sich die Vielfalt an unterschiedlichen Waldgesellschaften. Da diese mosaikartig mit Offenland auftreten, sind viele Ökotope anzutreffen. Davon zeugt die hohe Biodiversität, die in Kombination mit der bedeutenden Flächengröße und Geschlossenheit der Wälder die naturschutzfachliche nationale und internationale Bedeutung des Wienerwaldes ergibt. (vgl. KOCH, 2008)

Dies ist auch durch die Einrichtung von verschiedenen Schutzgebietskategorien erkennbar. Neben Kategorien wie zum Beispiel Naturschutzgebiet und Landschaftsschutzgebiet sind im Rahmen von Natura 2000 Europaschutzgebiete im Wienerwald, der das größte zusammenhängende Buchenwaldgebiet Europas darstellt, zu finden. Von europäischer Bedeutung sind neben den Wäldern, wie die Buchenwälder, Flaumeichenwälder, primäre submediterrane Kiefernwälder mit endemischer Schwarzföhre, auch spezielle Vogelgemeinschaften, Fledermausarten, Amphibien und wirbellose Tiere. (vgl. KOCH, 2008)

1.7.4 Biosphärenpark Wienerwald

Mit der Machbarkeitsstudie Wienerwald war 2002 (ARGE WIENERWALD, 2002) einer der ersten Schritte Richtung neue Schutzgebietskategorie im Gebiet des Wienerwaldes gesetzt. Darin wurden die Möglichkeiten Nationalpark und Biosphärenpark diskutiert, wobei abschließend eine Empfehlung hinsichtlich der Errichtung eines Biosphärenparks abgegeben wurde. Die Gefährdung des Wienerwaldes hinsichtlich Nutzungsintensivierung als auch –aufgabe, Druck auf die Landschaft hinsichtlich intensiver forstwirtschaftlicher Nutzung, fortschreitende Zersiedelung und damit Fragmentierung des Waldes waren Gründe. Ein weiterer Aspekt für die Empfehlung war der integrierte Naturschutz, vor allem das Instrument der Regionalentwicklung. Auch die Kriterien für die Zonierung von der UNESCO entsprechen weitgehend den Gegebenheiten des Wienerwaldes. (vgl. ARGE WIENERWALD, 2002)

2003 stellten die Bundesländer Wien und Niederösterreich den Antrag auf gemeinsame Errichtung eines Biosphärenreservats. Im Sommer 2005 kam es zur Anerkennung durch die UNESCO. 2006 schließlich wurden erste gesetzliche Rahmenbedingungen geschaffen.

Mit einer Gesamtfläche von 105.645 Hektar bilden 51 Niederösterreichische Gemeinden und 7 Wiener Gemeindebezirke den Biosphärenpark (vgl. BIOSPHÄRENPAK WIENERWALD MANAGEMENT GMBH, 2009 [online]). Auf niederösterreichischer Seite wurde der Biosphärenpark auf der gesamten Fläche des Landschaftsschutzgebietes „Wienerwald“ errichtet. Verschiedene Schutzgebietskategorien (va. Europaschutzgebiete, Naturparke, Landschaftsschutzgebiete und Naturschutzgebiete) werden im Biosphärenpark Wienerwald integriert.

Gesetzliche Grundlage bilden in Niederösterreich das „Niederösterreichische Biosphärenpark Wienerwald Gesetz“ vom 20.07.2006, die „Verordnung über die Naturschutzgebiete“ vom 31.03.2009, das „Niederösterreichische Naturschutzgesetz 2000“ vom 31.08.2000 inkl. der 6. Novelle vom 7.09.2007, die „Vereinbarung gemäß Artikel 15a B-VG zwischen den Ländern Niederösterreich und Wien zur Errichtung und zum Betrieb eines Biosphärenpark Wienerwald“ vom 24.01.2007 und die „Verordnung über Kern- und Pflegezonen des Biosphärenpark Wienerwald“ vom 30.10.2008. In Wien gelten die „Vereinbarung gemäß Artikel 15a B-VG zwischen den Ländern Niederösterreich und Wien zur Errichtung und zum Betrieb eines Biosphärenpark Wienerwald“ vom 24.11.2006, das „Wiener Biosphärenparkgesetz“ vom 26.09.2006, das „Wiener Naturschutzgesetz“ vom 31.08.1998 inklusive der letzten Änderungen vom 14.02.2006, die „Wiener Naturschutzverordnung“ vom 20.01.2000 inkl. der Änderungen vom 08.03.2000 und die „Wiener Biosphärenparkverordnung“ vom 15.05.2009.

1.7.5 Zonierung des Biosphärenparks Wienerwald

Kernzone

Hier „soll sich die Natur ohne Einfluss des Menschen entwickeln können“ (ARGE WIENERWALD, 2002) und das Gebiet „langfristigem Schutz gewidmet sein“ (UNESCO, 1996). Nach dem Österreichischen MAB NATIONAL-KOMMITEE sollen mind. 5 Prozent der Gesamtfläche unter strengen Schutz gestellt werden (die UNESCO selbst legt keine Mindestgröße fest) (vgl. BIOSPHÄREN-PARK WIENERWALD MANAGEMENT GMBH, 2009, schriftl. Mitteilung).

Bei der Abgrenzung der Zone im Biosphärenpark Wienerwald orientierte man sich am Leitbild des Prozessschutzes und daher wurden ausschließlich in Waldflächen Kernzonen errichtet. Die Flächen weisen ein hohes Potential in Richtung eines Naturwaldes auf. (vgl. KOCH, 2008) In Niederösterreich ist der Schutz durch die Schutzgebietskategorie „Naturschutzgebiet“ (tw. auch gleichzeitig durch Erklärung zu „Naturwaldreservaten“) gesichert, in Wien durch die Kategorie „Landschaftsschutzgebiet“. Bei insgesamt 37 Teilflächen, mit einer Gesamtfläche von mehr als 5.000 ha (entspricht ca. 5 Prozent der Biosphärenparkfläche), wird mit einer Einstellung der wirtschaftlichen Nutzung der Schutz sicher gestellt. (vgl. BIOSPHÄREN-PARK WIENERWALD MANAGEMENT GMBH, 2009 [online])

Pflegezone

Diese Kategorie soll historisch entwickelte Kulturlandschaften erhalten und naturraumtypische Tier- und Pflanzenarten langfristig schützen. Es sollen Nutzungen im Sinne ökologischer, ökonomischer und sozialer Nachhaltigkeit beibehalten und weiterentwickelt werden. (vgl. ARGE WIENERWALD, 2002) Nachhaltige Landwirtschaft soll gefördert und Verbauungen verhindert werden (vgl. BIOSPHÄREN-PARK MANAGEMENT GMBH, 2009, schriftl. Mitteilung).

Zwei Bereiche können unterschieden werden:

Eine Pufferzone soll die Kernzone umschließen oder an sie angrenzen (vgl. UNESCO, 1996), besonders wenn Siedlungen und diverse Infrastruktureinrichtungen im Grenzbereich liegen (vgl. BIOSPHÄREN-PARK MANAGEMENT GMBH, 2009, schriftl. Mitteilung).

Zum Großteil handelt es sich in dieser Kategorie im Biosphärenpark Wienerwald um naturschutzfachlich besonders wertvolle und schützenswerte Bereiche, die durch menschlichen Einfluss entstanden sind und zur Erhaltung eines Mangements bedürfen. Diese Flächen sind über den gesamten Biosphärenpark verteilt.

Bezüglich der Größenordnung sollte sie ca. 10 Prozent der Gesamtfläche einnehmen (ARGE WIENERWALD, 2002). Im Wienerwald hat die Pflegezone einen Anteil von 20 Prozent (ÖBF, 2009a [online]).

Entwicklungszone

In der äußeren Übergangzone (meist Entwicklungszone genannt) sollen Modelle zur nachhaltigen Bewirtschaftung von natürlichen Ressourcen entwickelt und gefördert werden. Sie versteht sich als Lebens-, Wirtschafts- und Erholungsraum. (vgl. ARGE WIENERWALD, 2002)

Zonierung des Biosphärenparks und Lage der Probeflächen

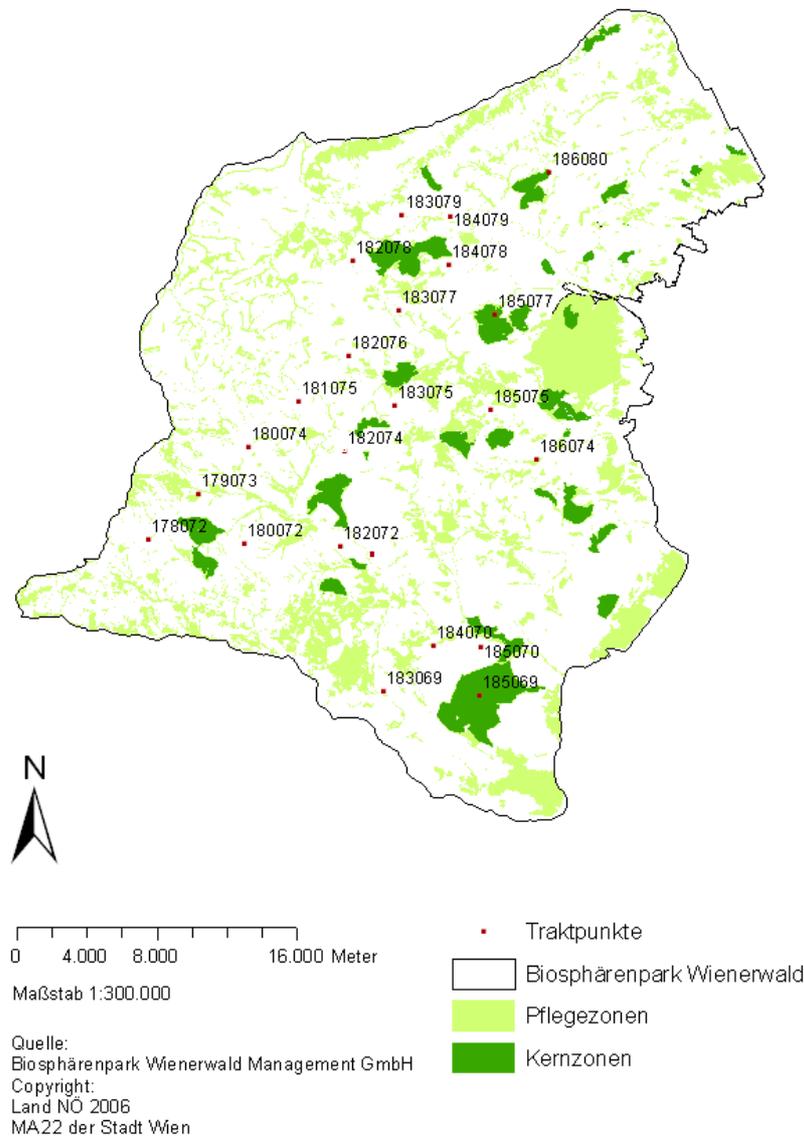


Abbildung 2: Lage der Probeflächen in Bezug auf die Zonierung des Biosphärenparks Wienerwald

Aus Abbildung 2 sind die bearbeiteten Trakte der vorliegenden Arbeit und ihre Lage in den niederösterreichischen Pflege- und Kernzonen des Biosphärenparks Wienerwald ersichtlich.

Die Karte zeigt aus rechtlichen Gründen abweichende Koordinaten der Probeflächen, da die exakte Lage unter Geheimhaltung liegt und nicht dargestellt werden darf. Daher kann nur die Aussage gemacht werden, dass sich die Trakte 185077 und 185069 in Kernzonen befinden.

1.8 Die Österreichische Bundesforste AG im Biosphärenpark Wienerwald

K. ENZENHOFER

Mit insgesamt 34.800 ha hat die Österreichische Bundesforste AG den größten Besitz im Biosphärenpark Wienerwald (vgl. NATURFREUNDE INTERNATIONALE, 2008), nämlich 32 Prozent der Gesamtfläche.

Es wurde mit dem Land Niederösterreich ein Management-Vertrag abgeschlossen, der unter anderem die Umsetzung von Naturschutzprojekten, die Unterstützung von Forschungs- und Monitoring-Aktivitäten, Bildungsarbeit, die Errichtung und Betreuung von Besucherinfrastruktur, Gebietsaufsicht und Besucherinformation vorsieht.

Besonders positiv zu erwähnen sind die 20 Kernzonenflächen (4.239 ha), die sich im Eigentum der Bundesforste befinden. (vgl. ÖBF, 2009 b [online])

2 Methodik

2.1 Erhebungsflächen

(vgl. GRABHERR et al., 1998)

S. MAYRHOFER

2.1.1 Flächenbeschreibung

Jeder Trakt (Abbildung 3) stellt eine quadratische Fläche von 4 Hektar dar. Die Traktseiten haben jeweils eine Länge von 200 Metern und sind in Nord-Süd bzw. Ost-West Richtung orientiert. Die Trakteckpunkte werden beginnend vom südöstlichsten im Uhrzeigersinn mit der Bezeichnung 00, 08, 16, 24 benannt.

An den vier Trakteckpunkten erfolgt jeweils die Einmessung der Probefläche, welche sich aus 25 mal 25 Metern, 625 m², zusammensetzt. In den Probeflächen findet die Aufnahme der Vegetation, Hemerobiekriterien und Standortparameter statt.

Die Aufnahme der Verjüngung und des Totholzes erfolgt in einer Sonderprobefläche. Diese wird beim jeweiligen Trakteckpunkt eingemessen. Sie stellt einen Kreis mit einem Radius von 9,77 Metern und einer Fläche von 300 m² dar.

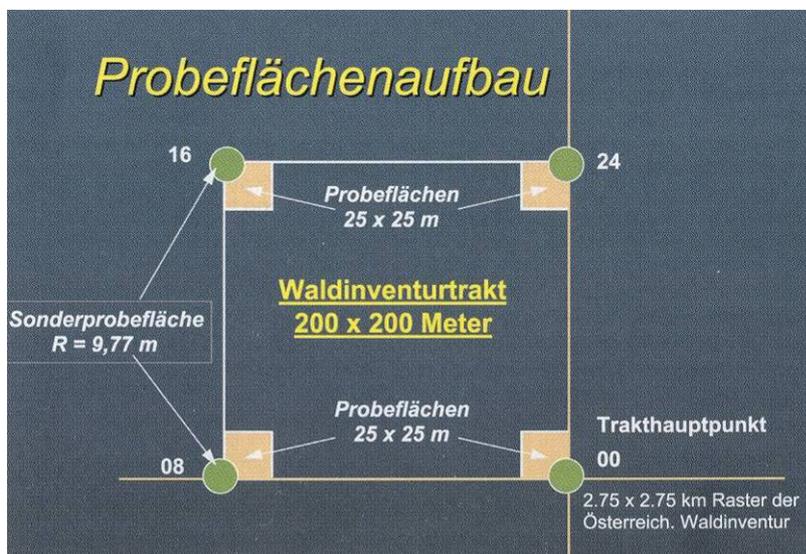


Abbildung 3: Probeflächenaufbau (aus GRABHERR et al., 1998)

Traktaufsuche

Zum Aufsuchen der Trakte standen topografische Karten (ÖK 1:50.000), Katasterunterlagen, Anfahrtsbeschreibungen und genaue Einmessblätter zur Verfügung. In den Einmessblättern war meist ein markanter Punkt markiert, von dem aus die Einmessung zu einem Eckpunkt der Probefläche erfolgte.

Vor allem bei 10 Trakten, die im Zuge des Hemerobieprojektes 1998 aufgenommen wurden, erwies sich das Auffinden als teilweise sehr schwierig. Einige dieser Flächen sind gegenwärtig nicht mehr im Waldinventurraster als permanente Plots erhalten, und werden demnach auch nicht mehr gewartet (temporäre Trakte).

2.2 Felderhebung

(vgl. GRABHERR et al., 1998)

Die Methodik der Felderhebung gleicht der der MAB-Hemerobiestudie (1998) und wurde von dieser übernommen. Siehe dazu GRABHERR et. al (1998). Im Folgenden soll die Methodik kurz erläutert werden. Details sind der Studie 1998 oder dem Handbuch zu entnehmen.

2.2.1 Vegetation

Vegetationsaufnahme

K. ENZENHOFER

Die ersten beiden Seiten des Aufnahmemanuals dienen hauptsächlich der Vegetationsanalyse, die Bestandteil der Hemerobiestudie ist und deshalb methodisch von der MAB-Hemerobiestudie (1998) nicht abweicht.

Als erster Schritt wurde die Probeflächengröße ermittelt und auf dem Aufnahmebogen eingetragen, da diese bei Flächenteilung oder vorhandenen Störflächen von dem standardisierten Wert von 625 m² der Probefläche abweichen konnte.

Bei Störflächen, wie Wege, Straßen, Parkplätze, Böschungen, Bestandeslücken oder Waldtraufbereichen im Kontakt zu anderen genutzten Flächen, die in die Probefläche fielen, kamen folgende Regeln zur Anwendung: Betrug die Größe der Störfläche weniger als 200 m² so änderte sich die Probeflächengröße von 625 m² nicht. Hatte die Störfläche eine Größe von mehr als 200 m², so wurde an der Bestandesgrenze ein Saum von etwa zwei Meter mit aufgenommen und der Rest der Störfläche nicht berücksichtigt. Landwirtschaftlich genutzte Flächen, wie Grünland und Acker, blieben auch bei einer kleineren Größe als 200 m² unberücksichtigt und es wurde nur der Saum mit aufgenommen.

Nun folgte die Vegetationsaufnahme nach der Methode von BRAUN-BLANQUET.

Es wurde die siebenstufige Artmächtigkeitsskala (BRAUN-BLANQUET; 1928, zit. n. DIERSCHKE, 1994) verwendet:

- r einzelnes Vorkommen mit sehr geringer Deckung
- + Deckung < 1 %; spärlich mit sehr geringer Deckung
- 1 Deckung 1 – 5 %; reichlich, aber mit geringerem Deckungswert, oder ziemlich spärlich, aber mit größerem Deckungswert
- 2 Deckung 5 – 25 % oder sehr zahlreich bei geringerem Deckungsgrad
- 3 Deckung 25 – 50 %; Individuenzahl beliebig
- 4 Deckung 50 – 75 %; Individuenzahl beliebig
- 5 Deckung 75 – 100 %; Individuenzahl beliebig

Dabei werden die Größen **Individuenzahl** und **Deckung** in sieben Klassen (r, +, 1, 2, 3, 4, 5) vereinigt (vgl. TREMP, 2005).

Bestimmung und Nomenklatur folgten der „Exkursionsflora von Österreich, Lichtenstein und Südtirol“ (FISCHER et al., 2008). Die Arten wurden getrennt in folgende Schichten aufgenommen: Holzgewächse (1. Baumschicht, 2. Baumschicht, Strauchsicht, Krautschicht verholzt und Keimlinge), Gräser, Kräuter und Moosschicht (dominierende Moose und Flechten).

Störungszeiger

K. ENZENHOFER

Im Rahmen der Vegetationsanalyse wurden Störungen begutachtet. Zwischen Störungen natürlichen und anthropogenen Ursprungs musste unterschieden werden. Natürliche Störungen wie Nassgallen wurden nicht berücksichtigt (bzw. gesondert gekennzeichnet als solche). Anthropogene Störungen oder Störungszeigerarten, die den anthropogenen Einfluss veranschaulichen, wurden wie folgt notiert:

- Auf Seite zwei des Aufnahmemanuals konnten die dominierenden Störungszeigertypen angegeben werden. Zur Auswahl standen Verdichtungs- und Weidezeiger, Licht- und Schlagzeiger, Ruderalzeiger und Säure- und Degradationszeiger.
- Es wurde eine Gewichtung des Störungstyps vorgenommen (primär, sekundär), um die Dominanz eines Typs wiederzugeben.
- Die einzelnen Störungszeiger wurden innerhalb der Vegetationsaufnahme mit einem „S“ gekennzeichnet.

Um die Nachvollziehbarkeit zu gewährleisten wurden sowohl natürliche als auch anthropogene Störungen unter dem Punkt Anmerkungen notiert und Skizzen angefertigt.

Aktuelle und potentielle Waldgesellschaft

K. ENZENHOFER

Die Punkte 23 bis 26 im Aufnahmemanual galten den soziologischen Ansprüchen.

Nach der Vegetations- und Standortsanalyse wurde die aktuelle Waldgesellschaft auf Assoziationsniveau bestimmt. Nomenklatorisch wurde sowohl nach MUCINA et al. (1993b) als auch nach WILLNER et al. (2007) gearbeitet. War die Ansprache nicht möglich, da es sich um eine anthropogen bedingte Artzusammensetzung handelte, so wurden deutschsprachige Bezeichnungen verwendet, die die aktuelle Situation möglichst gut widerspiegeln (Buchendickung, Kahlschlag, o. ä.).

Die Herleitung der potentiell natürlichen Waldgesellschaft (PNWG) erfolgte abweichend der Studie von 1998 (keine standörtliche Voranalyse) durch Feldansprache.

Zur Konstruktion wurden die regionale Ausgangslage, die vorhandene reale Vegetation, die abiotischen Standortfaktoren und Wissen über die standörtlichen Ansprüche der Waldgesellschaften miteinander kombiniert.

In Anbetracht der Komplexität obiger Punkte und der Möglichkeit der Revision wurden die Punkte „Soziologische Anmerkungen“ und „Sonstige Anmer-

kungen“ (darunter fällt besonders die Umgebungsbeschreibung) hervorgehoben und eine Fülle von Informationen wiedergegeben.

Vegetationsökologisch auswertbare Probefläche

K. ENZENHOFER

Unter Punkt 27 des Aufnahmebogens wurde die Homogenität der Probefläche beurteilt. Die Einstufung der soziologischen Auswertbarkeit ist für die nachfolgende Vegetationsauswertung von Bedeutung. (vgl. Kapitel 4.5)

Flächenteilungskriterien

S. MAYRHOFER

Die Größe der Probefläche konnte vom standardisierten Wert von 625 m² abweichen, wenn eine Teilung erfolgte. Geteilt wurde eine Probefläche, wenn sich zwei, hinsichtlich der potentiell natürlichen Waldgesellschaft, unterschiedliche Bestände (Mindestgröße von 500 m²) auf einer Probefläche befanden. Bei Auwaldstreifen wurde die Probefläche, unabhängig von der Fläche des Auwaldbestandes, immer geteilt.

Pro Teilfläche muss sowohl eine Aufnahme der Vegetation als auch der Hermerobiekriterien und Standortparameter erfolgen.

2.2.2 Bestandeskriterien

S. MAYRHOFER

Schichtung

Wie im obigen Kapitel beschrieben, erfolgte eine Differenzierung des Bestandes, wenn nötig, in zwei Baumschichten, eine Strauchschicht, eine Krautschicht und eine Moosschicht. Die Kriterien für die Einteilung der Schichten lauten wie folgt:

1. Baumschicht	Oberschicht der Gehölze bei mehr als 5 Meter Bestandeshöhe; 2/3 bis 3/3 der höchsten Bäume
2. Baumschicht	Mittelschicht der Gehölze mit mehr als 5 Meter Höhe; 1/3 bis 2/3 der höchsten Bäume
Strauchschicht	Zweite oder dritte Bestandesschicht mit einer Höhe von 1 bis 5 Metern bzw. bis 1/3 der höchsten Bäume; betrifft nur verholzende Baum- und Straucharten
Krautschicht	Zwergsträucher, Kräuter, Grasartige und Baumarten bis 1 Meter Höhe
Moosschicht	Bodenmoose und Flechten

Für alle Schichten wurden Gesamtdeckungen in Prozent der Probefläche angegeben. Für die Baumschichten und die Strauchschicht wurden zusätzlich die Schichthöhen (von – bis) notiert. Dabei kamen sowohl die Methode der Schätzung und die Methode nach dem trigonometrischen Prinzip zum Einsatz.

Unabhängig von den Vegetationsschichten standen für die bestandesstrukturelle Schichtung fünf Klassen zur Auswahl. Diese reichten von einschichtig, schwach zweischichtig, zweischichtig, drei-/mehrschichtig bis stufig.

Bestandesschluss

Der Bestandesschluss konnte mit den Klassen dicht (Kronen greifen ineinander), geschlossen (Kronen berühren einander gerade), lückig (Lücken im Kronendach, < 1 Baumkrone), licht (eine weitere Baumkrone hätte Platz) und räumig (mehrere Kronen hätten Platz) beschrieben werden.

Altersstruktur

Um eine grobe Ansprache der Altersstruktur des Bestandes durchzuführen, wurden drei Altersklassen verwendet. Bestände, die sich hinsichtlich ihres Alters, um weniger als 50 Jahre unterscheiden, wurden als gleichaltrig eingestuft. Bestände mit einer Altersspanne von 50 bis 100 Jahren wurden mit einer mittleren Altersspanne bezeichnet. Bei mehr als 100 Jahren Altersunterschied wurde die große Altersspanne angesprochen.

Baumanomalien

Unter diesem Punkt wurden auffällige Wuchsformen von Bäumen notiert, die entweder unter Säbelwuchs, Krüppelwuchs, Wipfelbruch oder Kronenverlichtung fallen.

Waldrand

Befand sich die Probefläche auf einem Waldrand mit deutlich anderer Artenzusammensetzung als der restliche Bestand, so war dies in diesem Punkt zu notieren.

2.2.3 Hemerobiekriterien

Baumartenanteile

S. MAYRHOFER

Zusätzlich zur allgemeinen Vegetationsaufnahme wurde der Anteil der aktuellen, bestandesaufbauenden Baumarten in der Probefläche angegeben. Die in der nachfolgenden Tabelle dargestellten Klassen wurden hierfür verwendet:

Tabelle 1: Klassen der aktuellen Baumartenüberschirmung

Klasse	Verbale Beschreibung	Deckung in %
1	Dominant	> 50
2	Subdominant	26 – 50
3	Beigemischt	6 – 25
4	Eingesprengt	1 – 5
5	Baumart fehlt auf der Probefläche, ist im Radius von 50 m vorhanden	1 – 5
0	Baumart fehlt, wird in der PNWG erwartet	0

In einem weiteren Schritt wurden die Deckungen der Baumarten der potentiell natürlichen Waldgesellschaft geschätzt:

Tabelle 2: Klassen der potentiell natürlichen Baumartenkombination

Klasse	Verbale Beschreibung	Deckung in %
1	Dominant	> 50
2	Subdominant	26 – 50
3	Obligat beigemischt	6 – 25
4	Eingesprengt möglich	1 – 5
5	Standortfremde Baumart	1 – 5
6	Standortfremde Baumart	> = 5
7	Pionierbaumart der aktuellen Vegetation; fehlt in der PNWG	

Brusthöhendurchmesser

S. MAYRHOFER

Die Aufnahme des Brusthöhendurchmessers als indirekte Altersaufnahme erfolgte mithilfe einer Kluppe. Die Messung erfolgte in einer Stammhöhe von 1,3 Metern und wurde auf ganze cm abgerundet. Die BHD-Werte der 5 stärksten Stämme wurden notiert. Zusätzlich wurde auch die Baumart zum jeweiligen BHD-Wert angemerkt.

Entwicklungsphase, Naturnahe Waldbauphase, Wuchsklasse

K. ENZENHOFER

Punkt vier des Aufnahmemanuals untersuchte den Entwicklungszustand der Fläche, indem der Bestand einer Entwicklungsphase, einer naturnahen Waldbauphase oder Wuchsklassen zugeordnet werden konnte. Es wurden jeweils Zehntelanteile der Überschilderung der Phasen bzw. die Flächenanteile der Klassen in der Probenfläche vergeben.

Entwicklungsphase

Es handelt sich um eine natürliche Entwicklungsdynamik, bei der keinerlei forstlicher Nutzungen sichtbar sind.

Es konnte zwischen drei Phasen unterschieden werden:

J/I = Jungwuchsphase, Initialphase

O/P = Optimalphase, Terminalphase

Z/V = Zerfallphase, Verjüngungsphase

Zur Bestimmung wurden die Parameter Stammzahlverteilung, Baumartenkombination, Durchmesserverteilung, Schichtung, Bestandesschluss, Verjüngung, Mortalität und Bestandesbild zu einem Kriterium zusammengefasst. Im Anhang des Feldhandbuchs befand sich ein Kriterienkatalog für die Ansprache der Entwicklungsphase nach Waldtypen.

Naturnahe Waldbauphase

Es werden hierunter naturnah bewirtschaftete Wälder verstanden. Es sind die Baumarten der PNWG enthalten. Die Bestände sind ausschließlich aus

Naturverjüngung entstanden. Es kommen Einzelstammnutzung, Kleingruppenutzung/Femelnutzung oder Kleinschirmschlagnutzung als Bewirtschaftungsmaßnahmen in unterschiedlichen Ausprägungen vor.

Wuchsklasse

Die Wuchsklasse stellte primär kein bestandesstrukturelles Kriterium dar, wie sie es unter forstwirtschaftlichem Gesichtspunkt wäre, sondern sollte den Entwicklungszustand eines künstlichen Bestandes wiedergeben. Daher rührt auch die Möglichkeit der Angabe von mehreren Wuchsklassen auf einer Probestfläche. Herangezogen wurden die Brusthöhendurchmesser in Anlehnung an die Waldinventur 1981.

1 = Blößen

Waldboden ohne forstlichen Bewuchs und Flächen mit einer Überschirmung unter 30 Prozent, sowie Windwurfflächen über 500 m². Dauerhaft waldfreie Störungsflächen, eingeschlossen im Waldbestand, mit einer Fläche unter 500 m² werden ebenfalls als Blößen angegeben

2 = Bestandeslücken

Flächen wie bei 1 aber unter 500 m². Keine dauerhaft baumfreien Störfächen

3 = Jugend I

Bis durchschnittlich 1,3 m Baumhöhe

4 = Jugend II

Über 1,3 m Höhe und bis 10 cm Brusthöhendurchmesser (BHD)

5 = Stangenholz

Ab 10 cm bis 20 cm BHD

6 = Baumholz I

Ab 20 cm bis 35 cm BHD

7 = Baumholz II

Ab 35 cm bis 50 cm BHD

8 = Starkholz

Über 50 cm BHD

Waren die Wuchsklassen geschichtet, so wurden die Zehntelanteile der einzelnen Klassen an der Überschirmung angegeben.

Beeinträchtigung/Nutzung

K. ENZENHOFER

Unter diesem Punkt wurden aktuelle und vergangene forstliche Nutzungen bzw. Beeinträchtigungen des Waldes anthropogenen Ursprungs erfasst. Es wurde zwischen acht verschiedenen Nutzungen unterschieden, ihnen eine zeitliche Komponente und eine Intensität zugewiesen. Es war zu beachten, dass auch Auswirkungen von Nutzungen oder Beeinträchtigungen (Beeinflussungen) zu beurteilen waren (Auswirkungen von kleinflächigen Eingriffen).

Nutzungs- und Beeinflussungsarten:

Forstliche Endnutzung, Forstliche Vornutzung, Waldweide, Bodenbearbeitung/Melioration, Touristische Nutzung, Streu- und/oder Schneitelnutzung, Wildschäden, Sonstige Nutzungen

Die zeitliche Dimension jeder auf der Probefläche auftretenden Beeinträchtigung oder Nutzung wurde im Rahmen der Nutzungsgeschichte vergeben, wobei zwischen aktuell (bis zehn Jahre vor der Erhebung), historisch (mehr als zehn Jahre zurückliegend) oder aktuell und historisch (kombiniert) unterschieden wurde.

Hinsichtlich der Intensität konnte zwischen drei Einteilungen unterschieden werden.

Geringe Intensität bedeutet punktförmige Beeinflussung oder nur auf Teilen der Probefläche. Für die Intensitätsstufe Mittel musste die Beeinflussung auf mindestens der halben Probenfläche anzutreffen sein oder die Gesamtwirkung bestand bis auf einer Gesamtfläche von 5000 m². Eine Vergabe einer starken Intensität erfolgte, wenn eine Beeinflussung auf der gesamten Probefläche oder aber außerhalb dieser, auf einer Gesamtfläche von mehr als 5000 m² auftrat.

Detaillierte Intensitätsparameter für die einzelnen Nutzungs- und Beeinflussungsarten:

Forstliche Endnutzung

Die Flächen dieser Nutzungsart gehen über die Größe der Probefläche hinaus. Beurteilt wird sie, wenn sie in die Probefläche hineinreicht.

Tabelle 3: Parameter für die Intensitätsvergabe bei forstlicher Endnutzung

Intensität 1	Einzelstammnutzung bzw. Plenterung; Femelung und Nutzungen im Zuge von Freistellung und Erweiterung von Jungwuchskernen bis zu einer max. Größe von 1000 m ² ; Schirmschlag auf einer Fläche bis 0,5 ha
Intensität 2	Mittelwaldnutzung, Niederwaldnutzung; Kleinkahlschlag, kleinflächige Schadholzaufarbeitung und Räumung auf einer Fläche bis 0,5 ha; Schirmschlag auf einer Fläche > 0,5 ha
Intensität 3	Kahlschlag, Schadholzaufarbeitung und Räumung auf einer Fläche > 0,5 ha

Liegt die Endnutzung mehr als zehn Jahre zurück kommen folgende Punkte zur Anwendung:

Intensitätsstufe 3 darf nicht vergeben werden. Nur bei Vorhandensein ausreichender Stöcke mit Schnittflächen kann Intensität 2 vergeben werden. Ist dies nicht der Fall, aber die Bestandesstruktur weicht stark von der natürlichen ab, so wird Intensität 1 vergeben.

Forstliche Vornutzung/Pflegemaßnahmen

Tabelle 4: Parameter für die Intensitätsvergabe bei Forstlicher Vornutzung bzw. Pflegemaßnahmen

Intensität 1	Schwache Durchforstungsmaßnahmen und Niederdurchforstung; Einzelstammnahme zur Vornutzung
Intensität 2	Starke Niederdurchforstung bzw. schematische Durchforstung, mechanische Kulturpflege, mäßige Auslesedurchforstung
Intensität 3	Chemische Maßnahmen in der Kultur, chemische Standraum-erweiterung, starke Auslesedurchforstung, Lichtung

Waldweide

Tabelle 5: Parameter für die Intensitätsvergabe bei Waldweide

Intensität 1	Fläche für das Weidevieh frei zugänglich, aber nur gering angenommen; vereinzelt Kotstellen
Intensität 2	Viele Kotstellen auf der Probefläche; vereinzelt Trittschäden und Bodenverwundung
Intensität 3	Viele Kotstellen und/oder starke Trittschäden auf der gesamten Probefläche; deutliche Weidegangeln am Relief erkennbar; Lagerflächen bzw. Einstände auf der Probefläche; Verbisschäden mit eindeutiger Zuordnung zum Weidevieh

Bodenbearbeitung, Melioration

Tabelle 6: Parameter für die Intensitätsvergabe bei Bodenbearbeitung, Melioration

Intensität 1	Geringe Veränderungen des Oberbodens und der Humusschicht infolge von Holzerntemaßnahmen auf weniger als 50 % der Probefläche
Intensität 2	Schwache bis mittlere Beeinflussung des Oberbodens, konzentriert auf Teilen der Probefläche oder schwach auf der gesamten Fläche, verursacht durch Holzerntemaßnahmen Keine Beeinträchtigung der Baumwurzeln erkennbar Vorbereitungsmaßnahmen einer Schirmnaturverjüngung durch oberflächliche Bodenverwundung, Bodenverdichtungen nur lokal Humusabtrag im Bereich von Wegen
Intensität 3	Intensive Beeinträchtigung von über 50 % der Probefläche; Humus, Oberboden und tiefere Bodenschichten sind betroffen Stellenweise deutliche Bodenverdichtung durch Schleppfahrzeuge bzw. durch LKW-befahrbare Straßen, erkennbare Schäden am Wurzelwerk der Bäume Flächige Beeinträchtigung des Oberbodens durch Pflug oder Egge im Zuge von Verjüngungsmaßnahmen Drainagierung von Feuchtstellen und moorigen Flächen (mit anschließender Aufforstung), Entwässerungsgräben bzw. Entwässerungssysteme

Touristische Nutzung

Tabelle 7: Parameter für die Intensitätsvergabe bei touristischer Nutzung

Intensität 1	Bis zu zwei Wanderwege mit jeweils weniger als einem Meter Breite auf der Probefläche
Intensität 2	Ein Fuß- oder Radweg mit mehr als einem Meter Breite; Schilder oder Wegweiser vorhanden Schäden (nicht häufig) durch Schikanten an der Krautschicht; Oberflächenerosion gering
Intensität 3	Mehrere breite Fuß- oder Radwege; Beschilderung und Rastplätze vorhanden; Trittschäden auch neben Hauptwegen erkennbar Berührung der Probefläche durch: Spielplätze, Fitnessanlage, Schipisten, Golfplatz, etc. Häufige Schäden durch Schikanten an der Krautschicht; Oberflächenerosion stark

Streu- /Schneitelnutzung

Tabelle 8: Parameter für die Intensitätsvergabe bei Streu- /Schneitelnutzung

Intensität 1	Schneitelung bzw. Astung von weniger als 5 % der Stämme auf der Probefläche
Intensität 2	Schneitelung bzw. Astung von 5 – 20 % der Stämme Historische Streunutzung
Intensität 3	Schneitelung bzw. Astung von mehr als 20 % der Stämme Deutliche aktuelle Streunutzung auf mehr als 50 % der Probefläche

Wildschäden

Die Erhebung findet auf der Sondererhebungsfläche statt. Nur Verbiss- und Schältschäden werden aufgenommen.

Zu Beginn wird festgestellt, ob Verjüngung vorhanden ist (siehe Felderhebung „Verjüngung“ S. 35). Es werden von jeder Baumart fünf Hauptpflanzen ausgewählt, die dem Probenflächenmittelpunkt am nächsten liegen. Man beginnt mit der größten Höhenklasse (4). Sind keine 5 Hauptpflanzen in der „Klasse 4“ wird die nächst niedrigere Klasse mitberücksichtigt.

Tabelle 9: Höhenklassen für die Verjüngungsbeurteilung und Wildverbiss

Höhenklasse	Höhe (cm)
1	10 - 30 cm
2	31 - 50 cm
3	51 - 80 cm
4	81 - 130 cm

Zu beachten ist:

Aus einer dichten Kleingruppe darf nur eine (die vorherrschende) Pflanze ausgewählt werden. Die Prozentangaben betreffen den Mittelwert aller beurteilten Pflanzen. Aktueller Terminaltrieb und Seitentrieb ist der jeweils letzte Trieb, unabhängig von der Vegetationsperiode. Mehrjähriger Verbiss darf maximal fünf Jahre zurück beurteilt werden. Der Seitentriebverbiss wird an den oberen fünf Quirlen beurteilt.

Kollerbüsche werden beurteilt wenn die erreichte Höhe < 1,5 Meter ist.

Tabelle 10: Parameter für die Intensitätsvergabe bei Wildverbiss; Abkürzungen: TT = Terminaltrieb; ST = Seitentrieb, Angabe in Schädigungsprozent

Intensität 1	Selektiver Verbiss, einzelne Schältschäden: Nur aktueller ST < 90 %; aktueller TT und ST < 60 %; Einzelne Stämme geschält < 1 %
Intensität 2	Starker Verbiss, bis 60 % der Seitentriebe; Schältschäden < 1/3 der Stämme Nur aktueller ST > 90 %; aktueller TT und ST > 60 %; aktueller und mehrjähriger TT und ST < 60 %; mehrjähriger aber nicht aktueller TT; Stämme geschält 1 - 25 %
Intensität 3	Extremer Verbiss, > 60 % der Seitentriebe; Schältschäden > 1/3 der Stämme Aktueller und mehrjähriger TT und ST > 60 %; Kollerbusch; Totalverbiss (Skelett-Stummelpflanzen); Stämme geschält > 25 %

Sonstige Nutzungen

Für Nutzungen, die nicht der Liste zuzuordnen waren, bestand die Möglichkeit diese unter diesem Punkt zu notieren und ihre Intensität einzuschätzen.

Wegebau

K. ENZENHOFER

Die Erfassung des Erschließungsgrades des Traktes erfolgte in Anlehnung der Methode der Schnittlinieninventur der Waldinventur (vgl. FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT, 1981).

Es wurden alle Wege und Straßen (auch Autobahnen) an den Schnittpunkten mit der Traktlinie (200 Meter Linie) erhoben und Probeeckpunkten zugeordnet.

Die Zuordnung der Schnittpunkte zu den vier Probeflächeneckpunkten ergab sich durch jeweilige Halbierung der Traktlinie (d.h. Viertelung der Traktfläche). Folgende drei Merkmalerhebungen wurden vorgenommen:

Böschungsbreite (Summe berg- und talseitig in der Schrägdistanz)

Tabelle 11: Intensitätsvergabe der Böschungsbreite

Intensität 1	Böschungsbreite 0,5 - 3m
Intensität 2	Böschungsbreite bis 6 m
Intensität 3	Böschungsbreite > 6 m

Anzumerken ist, dass Bankette nicht zur Böschung zählen. Ist keine Böschung vorhanden, erfolgt keine Intensitätsvergabe.

Begrünung

Tabelle 12: Intensitätsvergabe der Begrünung des Wegebaus

Intensität 1	Grünverbauung ist auf über 75 % der Böschungsbreite gesichert. Deckbauweise (Böschung bewachsen), Stabilbauweise (Steckhölzer oder Flechtzäune mit ausschlagfähigen Gehölzen wie Erlen oder Weiden) oder kombinierte Bauweise (begrünte Bauelemente) ist vorhanden. Autochthones Pflanzenmaterial.
Intensität 2	Böschung ist zu mehr als 30 % mit Deckbauweise und/oder Stabilbauweise begrünt.
Intensität 3	Böschung ist zu weniger als 30 % begrünt (Bauweise ist nicht relevant).

Wegetyp

1 = Erdwege ohne Befestigung

2 = Wege mit Fahrbahnbefestigung (Schotter)

3 = Straße mit Schwarzbelag

Verjüngung

S. MAYRHOFER

Die Aufnahme der Verjüngung erfolgte nicht auf der gesamten Probefläche sondern nur auf der kreisförmigen Sondererhebungsfläche (300 m²). Zur Verjüngung zählten alle Baum- und Straucharten in der Höhe von 10 cm bis 130 cm. Zusätzlich musste eine vorgegebene Mindestindividuenzahl in Ab-

hängigkeit von der mittleren Pflanzenhöhe erreicht werden (genaue Angaben im Handbuch ersichtlich).

Die einzelnen, sich verjüngenden Baumarten wurden in Prozent der Überdeckung der Sonderprobefläche angegeben. Die Deckungswerte wurde in den vier Prozentklassen dominant ($> 50\%$), subdominant (26 – 50 %), beige-mischt (5 – 25 %) und eingesprengt ($< 5\%$) eingeschätzt.

Weiters wurde der Anteil der Art der Verjüngung in Zehntel der Überschirmung der Probefläche angegeben. Zur Auswahl standen: Naturverjüngung standortgerecht, Naturverjüngung standortfremd, Kunstverjüngung standortgerecht, Kunstverjüngung standortfremd. Die Bestimmung der Verjüngungsart erfolgte wiederum in Anlehnung an das PNWG-Konzept.

Fand in der Sondererhebungsfläche keine Verjüngung, in der restlichen Gesamtprobefläche allerdings deutliche Baum- und/oder Strauchverjüngung statt, so wurde dies noch angemerkt.

Totholz

S. MAYRHOFER

Die Aufnahme des Totholzes erfolgte, wie die Verjüngung, in der Sondererhebungsfläche. Dabei wurde zwischen schwachem und starkem Totholz unterschieden.

Schwaches Totholz, mit einem Durchmesser unter 10 cm, wurde in einer vierstelligen Skala (wenig, mittel, viel, sehr viel) eingeschätzt.

Bei Totholz über 10 cm (starkes Totholz) wurde das Volumen geschätzt und notiert. Dabei wurde qualitativ zwischen Stämmen und Stöcken als Reste der Holznutzung unterschieden. Weiters wurde Totholz über 20 cm Durchmesser separat notiert. Die Volumsschätzung erfolgte bei Stöcken mittels der Eimermethode. Hierbei stellt man sich das Volumen eines 10 Liter Eimers gedanklich vor und überträgt dieses auf den Stock. Ein Eimer entspricht dabei 1/100 Kubikmeter. Bei Stämmen wurde der Durchmesser kluppiert, die Länge gemessen, und anhand einer Tabelle (siehe Handbuch) der Volumswert in 1/100 Kubikmeter abgelesen.

Zusätzlich wurde für das starke Totholz als Qualitätsmerkmal der Zersetzungsgrad in Zehntel vom Gesamtvolumen notiert. Folgende Zersetzungs-klassen standen zur Auswahl:

Tabelle 13: Zersetzungs-klassen des Totholzes

1	Totholz hart (frisch)
2	peripherer Stammbereich weich, Zentrum hart
3	peripherer Stammbereich hart, Zentrum weich
4	Holz vermodert, durchgehend weich

Als weiteres Güte-merkmal wurde angegeben, ob es sich bei der Hälfte der Totholzmenge um anthropogen angefallenes Holz handelt. Anthropogen bedingtes Holz weist an mindestens einer Trennfläche Sägespuren auf. Totholz, das für den Abtransport bestimmt war, wurde dabei vernachlässigt.

Ebenso wurde notiert, wenn mind. 50 Prozent des Totholzes stehend in der Sondererhebungsfläche vorhanden waren.

2.2.4 Standort

S. MAYRHOFER

Exposition

Die Exposition der Probefläche wurde mittels Kompass bestimmt und auf dem Aufnahmemanual notiert.

Hangneigung

Die Hangneigung wurde in Prozent angeschätzt.

Seehöhe

Da kein Gerät zur Bestimmung der Seehöhe zur Verfügung stand, wurden die Seehöhen der Vergleichsflächen von der damaligen Studie übernommen. Bei den restlichen Flächen standen vom Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft Angaben über die ungefähre Meereshöhe zur Verfügung.

Großrelief

Das Großrelief stellt jene Oberflächenstrukturen dar, die auch aus einer Karte mit dem Maßstab 1:50.000 ablesbar sind und damit auch über die Probefläche hinausgehen. Insgesamt standen 15 verschiedene Großrelieftypen zur Auswahl.

Kleinrelief

Bei diesem Standortparameter wurde das Relief innerhalb der Probefläche (25 x 25 m) betrachtet und zwischen acht verschiedenen Kleinrelieftypen unterschieden.

Geologie

Die Ansprache der Geologie erfolgte zuerst auf der Probefläche und wurde nachträglich mittels der „Geologischen Karten online“ (GEOLOGISCHE BUNDESANSTALT, 2009 [online]) überprüft.

Boden

Bei der Bestimmung des Bodens wurden die Bodentypen der damaligen Aufnahmen bzw. die bodenkundlichen Angaben des Bundesforschungs- und Ausbildungszentrums für Wald, Naturgefahren und Landschaft nach kritischer Betrachtung des Bodens übernommen bzw. mittels Bodenbohrung bestimmt.

Skelettanteil/Korngröße

Die Bestimmung des Skelettanteils im Mineralboden erfolgte über die Korngröße; diese reichte von feinskelettreich (< 2 mm), über grobskelettreich (> 2 mm) bis zu steinig/kiesig (bis 60 mm). Aus der Humusschicht herausragende Steine und Felsen konnten mittels der Klassen blockig (> 60 mm), anstehender Fels, und Fels flächig notiert werden.

Bodenart

Zur Ansprache der Bodenart wurde eine vereinfachte Fingerprobe mit erdfeuchtem Boden angewendet. Sand hinterlässt im Gegensatz zu Lehm und Ton beim Reiben zwischen den Fingern keine Bodenspuren in den Hautrillen, lässt sich allerdings auch nicht zu einer Walze ausrollen. Insgesamt konnte zwischen den Klassen Sand, lehmiger Sand, sandiger Lehm, Lehm und Ton unterschieden werden.

Humus

Ob es sich bei der Humusaufgabe der Probefläche um Mull, Moder, Rohhumus oder Torf handelte, wurde durch die Mächtigkeit der Streuaufgabe und durch die Abgrenzung zu bzw. Vermischung mit dem Mineralboden bestimmt.

Wasserhaushalt

Bei der Beurteilung des Wasserhaushaltes sind jahreszeitliche Schwankungen und der Bodentyp mit einzubeziehen.

Lokalklima

Falls Besonderheiten im Lokalklima auf einer Probefläche auftreten, die nicht über das Mikro- und Mesoklima hinausgehen und Einfluss auf die Pflanzengesellschaft ausüben, sind diese unter diesem Punkt zu notieren.

Anmerkungen zum Standort

Sollten Abweichungen in den vorher genannten Standortparametern auftauchen, sind diese stichwortartig zu notieren.

2.3 Verarbeitung der Felddaten

2.3.1 Allgemeine Verarbeitung der Daten

K. ENZENHOFER

Alle erhobenen Felddaten wurden in einer Microsoft Access-Datenbank eingegeben. Diese wurde uns von Hrn. Dr. Kirchmeir zur Verfügung gestellt und stellt eine neue Version gegenüber der MAB-Hemerobiestudie (1998) dar. Die Berechnung der Hemerobiewerte wurde mit dem Programm „hemprog“ von Hrn. Dr. Kirchmeir durchgeführt. Stichprobenartig wurde die Berechnung händisch nachgeprüft, um Fehler in der Bewertung auszuschließen.

2.3.2 Verarbeitung der Vegetationsdaten

K. ENZENHOFER

Hinsichtlich der Verarbeitung der Vegetationsdaten im Sinne der vegetationsökologischen Auswertung siehe Kapitel 2.3.6.

2.3.3 Prüfung der konstruierten PNV

K. ENZENHOFER

Die Herleitung der PNV bedarf fundierter Kenntnisse des Konzepts und dessen Anwendung. Durch die Vorbereitung auf die Felderhebung konnte dieses Wissen eingehend aufgebaut werden.

Die im Freiland konstruierte potentiell natürliche Vegetation wurde genauestens überprüft. Es wurde Literaturrecherche betrieben, abiotische Standortparameter (wie Bodentyp, Bodenart, geologischer Untergrund, hydrologische Verhältnisse) mit den standörtlichen Ansprüchen der einzelnen potentiellen Waldgesellschaften geprüft, die regionale Ausgangslage miteinbezogen, Zeigerwerte der aktuellen Vegetation (Störungszeiger und aktuelle Baumartenkombinationen entscheidend), Reste naturnaher Waldtypen und die MAB-Hemerobiestudie (1998) dafür herangezogen.

Nach dieser Prüfung der PNV stellte sich heraus, dass es im Vergleich zur MAB-Hemerobiestudie (1998) zu sechs unterschiedlichen Ansprüchen gekommen ist. Dies machte eine Neuberechnung der Hemerobiewerte für diese Probestellen erforderlich.

2.3.4 Prüfung der Ausweisung der aktuellen Waldgesellschaft

K. ENZENHOFER

Um die Ansprache der aktuellen Waldgesellschaft zu überprüfen, wurde eine Auswertung der Vegetationsdaten durchgeführt. Diese ist im Kapitel Ergebnisse nachzulesen und bezieht sich auf das aktuell in Österreich gültige Werk

von WILLNER (2007). Auf eine Darstellung nach MUCINA et al. (1993b) wurde verzichtet, obwohl es zu einer Ansprache nach beiden Werken kam. Grund dafür ist das Berechnungsprogramm „hemprog“, das sich auf MUCINA et al. (1993b) bezieht.

2.3.5 Herleitung ökologischer Waldgruppen

(vgl. GRABHERR et al., 1998)

K. ENZENHOFER

Die potentiell natürlichen Waldgesellschaften wurden ökologisch vergleichbaren Waldgruppen zugeordnet. Diese Zuordnung basiert auf den Pflanzengesellschaften nach MUCINA et al. (1993b).

Die Waldgruppe stellt die Bezugsgröße für die Störungszeigerbewertung der Bodenvegetation dar. In der MAB-Hemerobiestudie (1998) wurden 24 Waldgruppen für ganz Österreich ausgearbeitet und die Störungswahrscheinlichkeit jeder einzelnen Art getrennt nach Waldgruppen festgelegt.

Grund für diese Herleitung ökologischer Waldgruppen sind anthropogen gestörte Probestellen, die eine Zuordnung zu einer PNV nur auf höherer syntaxonomischer Rangstufe zulassen. Die Waldgruppe stellt eine synökologische Einheit dar. Es werden Gesellschaften verschiedener Syntaxa zusammengefasst, die hinsichtlich standörtlicher Ausgangsbedingungen für eine Ausbildung der Artenkombination ähnlich sind. Damit werden möglichst homogene Waldgruppen gebildet.

Folgend ein Beispiel: Bestände des *Asperulo odoratae*-Fagetum werden der Waldgruppe 11 (Braunerde Fichten-Tannen-Buchen-Wälder) zugeordnet. In diese Waldgruppe fallen außerdem *Carici pilosae*-Fagetum, *Melittio*-Fagetum, *Lamio orvale*-Fagetum, *Eu*-Fagenion, *Dentario enneaphylli*-Fagetum und *Cephalanthero*-Fagenion.

2.3.6 Datenauswertung

Die Auswertung der Ergebnisse der Hemerobiebewertung wurde mit Microsoft EXCEL durchgeführt. Für Datenabfragen wurde Microsoft ACCESS verwendet.

Berechnung der Differenz zwischen aktuellen und potentiellen Baumartenanteilen

K. ENZENHOFER

Die Abweichung der Baumartenanteile aktuell zu potentiell wurde für alle Erhebungsflächen als Gesamtübersicht und für die Naturnähestufen „stark verändert“ und „mäßig verändert“ berechnet.

Die, für die Ansprache der Baumartenkombinationen (aktuell und potentiell), verwendete Häufigkeitsklasse wurde in eine Prozentskala (mittlere Deckungswerte) überführt (siehe Tabelle 14).

Um die Abweichung der Baumartenzusammensetzung zu erhalten wurde der aktuelle Wert vom potentiellen Wert subtrahiert. Kam der Wert 7 (Pionierbaumart) vor, so wurde der Differenzbetrag auf 0 gesetzt, um natürliche Sukzessionsreihen nicht abzuwerten.

Die Differenz wurde für jede Baumart pro Probefläche berechnet und am Ende je Baumart aufsummiert. Somit bedeutet ein positiver Wert eine Überrepräsentierung.

Dies wurde für alle angesprochenen Probeflächen berechnet und am Ende der Wert durch die Aufnahmezahl dividiert.

Tabelle 14: Überführung der Häufigkeitsskala in mittlere Prozentwerte zur Berechnung der Abweichung der Baumartenanteile aktuell zu potentiell

Häufigkeitsskala	Prozentskala
1 (50 – 100 %)	0,75
2 (25 – 50 %)	0,375
3 (5 – 25 %)	0,15
4 (0 – 5 %)	0,025
5 (< 5 %)	0,025
6 (> 5 %)	0,05
8 (Umgebung)	0

Pflanzensoziologische Auswertung

K. ENZENHOFER

Die Daten der 82 Vegetationsaufnahmen wurden in einem ersten Schritt im Programm VEGI (REITER, 1991) eingegeben. Zur Gliederung der Daten, um im Datensatz vorhandene Muster mit numerischen Verfahren objektiv aufzufinden, wurde das Programm TWINSPAN verwendet.

TWINSPAN ist die Abkürzung für Two-Way-Indicator-Species-Analysis. Von HILL (1979) entwickelt, wird dieses FORTRAN-Programm zur hierarchischen Klassifikation von Vegetationsdaten verwendet. Mittels divisiver Klassifikation wird der Datensatz jeweils in der Mitte des stärksten floristischen Gradienten geteilt. Diese Einheiten (positive und negative Gruppe) werden wiederum geteilt. Die streng dichotome Klassifikation endet bei einer vom Benutzer vordefinierten Mindestgröße für Aufnahmegruppen. In ähnlicher Weise kommt es zu einer Analyse der Arten.

Ergebnis ist eine nach floristischer Ähnlichkeit hierarchisch geordnete Vegetationstabelle.

Die geordnete Tabelle, die TWINSPAN lieferte, wurde in EXCEL überführt, die Trennungen eingefügt und die Indikatorgruppen für die Differenzierungen notiert. Anschließend wurde der ökologische Hintergrund der Teilungen mittels OBERDORFER (2001) und ELLENBERG (2001) herausgearbeitet und den Gruppen, soweit möglich, Syntaxa nach WILLNER (2007) zugewiesen. Die von TWINSPAN vorgegebenen Teilungen wurden beibehalten, sofern sich aus vegetationsökologischer Sicht nicht eine Umsortierung ergab.

Der Ergebnisdarstellung in Tabellenform geht eine genaue Erklärung der Vorgehensweise der Differenzierung der Gruppen im Kapitel Pflanzensoziologische Auswertungsergebnisse voraus. Die charakterisierten Tabellen wer-

den nicht klassenweise wiedergegeben, sondern aus Darstellungsgründen meist verbands- oder assoziationsweise. Die Reihung der Arten wurde dabei nicht beibehalten, sondern nach syntaxonomischen Kriterien umsortiert, wobei die diagnostischen Arten immer der hierarchisch niedrigsten Rangstufe zugeteilt wurden (z.B. Assoziation vor Verband).

Die Ordnung der Arten in den Hierarchiestufen richtet sich vor allem nach Schichten (1. Baumschicht, 2. Baumschicht, Strauchschicht, Krautschicht und Holzige in der Krautschicht).

In der Angabe der Artenzahlen pro Aufnahme werden die Arten pro Schicht verstanden, sodass eine Art, die in mehreren Schichten vorkommt öfter gezählt wird. Die Nomenklatur der Pflanzenarten folgt ADLER W. et al. (1994).

Folgende Abkürzungen wurden verwendet:

C = Charakterarten, DA = Diagnostische Arten, D = Differentialarten, KA = Konstante Arten, B1 = 1. Baumschicht, B2 = 2. Baumschicht, S2 = Strauchschicht

Statistische Auswertung der Einzelflächenauswertung

K. ENZENHOFER

Es wurde versucht mittels statistischer Verfahren Unterschiede bzw. Trends herauszuarbeiten. Dazu verwendet wurde das open-source-Programm R. Im Anhang sind die verwendeten Scripts mit allen Eingaben und Ergebnissen zu finden.

Um statistische Kenngrößen für die Hemerobiewerte und Relativwerte zu berechnen wurde ein Statistik Rechner verwendet (KUMMER, 2009 [online]).

An spezifische statistische Verfahren sind meist Bedingungen geknüpft, die für eine Anwendung Voraussetzung sind. Als erster Schritt muss innerhalb einer explorativen Datenanalyse die Verteilungsform der Daten herausgearbeitet werden.

Schon angesichts der Abbildung 7 konnte davon ausgegangen werden, dass es sich nicht um normal verteilte Daten handelt. Verwendet wurden sowohl der „Kolmogorow-Smirnow-Test auf Normalverteilung“ als auch der „Shapiro-Wilk-Test“, die eine Normalverteilung der vorliegenden Daten überprüfen:

Anhand des „Kolmogorow-Smirnow-Test auf Normalverteilung“ konnte die Nullhypothese, dass die vorliegenden Daten normalverteilt sind auf einem Signifikanzniveau von 5 Prozent abgelehnt werden. Auch der „Shapiro-Wilk-Test“ lieferte selbiges Ergebnis.

Da die Daten nicht ausreichende Normalverteilung aufweisen, konnten einige übliche Verfahren, die dies als Bedingung voraussetzen, nicht durchgeführt werden. Es musste auf nichtparametrische Tests für unabhängige Stichproben zurückgegriffen werden.

Der „Kruskal-Wallis-Test“ prüft Zusammenhänge von Gruppen hinsichtlich ihrer Mittelwerte (vgl. TIDE et al., 2000). Die Kriterien „Naturnähe der Bodenvegetation“ und die „Naturnähe der Baumartenkombination“ wurden dafür verwendet.

Mittels „Pearson Chi-Quadrat-Test“ werden Variablen auf ihre Unabhängigkeit untersucht. (vgl. AUFHAUSER, 2009) Gegenstand waren in diesem Fall

wiederum die obigen beiden Hemerobiekriterien in Abhängigkeit des Hemerobiewertes.

Statistische Auswertung des Vergleichs 1998 - 2008

S. MAYRHOFER

Zur statistischen Auswertung des Vergleichs wurden vorerst die Voraussetzungen für einen t-Test geprüft.

Mit einem „Kolmogorv-Smirnov-Anpassungstest“, wurde die Normalverteilung geprüft. Dieser Test prüft die Nullhypothese, „*dass eine Stichprobe aus einer in bestimmter Weise verteilten Grundgesamtheit besteht*“ (TIDE et al., 2000). Wie dem Anhang zu entnehmen ist, zeigte der Test bei der Überprüfung von 44 Kriterien, dass die Normalverteilung nur in 9 Fällen gegeben ist. Die Nullhypothese wurde daraufhin verworfen.

Es wurde deshalb ein „Wilcoxon-Vorzeichen-Rangtest“ für abhängige Stichproben berechnet. Dieser „*ist ein konkurrierendes Prüfverfahren zum t-Test für zwei Mittelwerte aus zwei verbundenen Stichproben. [...] Die Effizienz des Wilcoxon-Tests ist gegenüber dem t-Test i. a. sehr hoch (Größenordnung 95 %).*“ (TIDE et al., 2000)

Die Ergebnisse des „Wilcoxon-Vorzeichen-Rangtest“ sind ebenfalls dem Anhang zu entnehmen.

2.4 Hemerobiebewertung

(vgl. GRABHERR et al., 1998)

S. MAYRHOFER

Für die Auswertung der Daten erfolgte zuerst eine Transformation der Nominaldaten und unterschiedlich dimensionierter Ordinalwerte in eine einheitliche Ordinalskala von 1 bis 9. Die Merkmale, die im Gelände erhoben wurden, werden dabei in eine Wertdimension überführt, wobei vergleichbare und verrechenbare Relativgrößen entstehen, die miteinander verknüpft werden können.

Jedes erhobene Hemerobiekriterium wurde in eine Skalenbreite von 1 bis 9 gegliedert. Die Weite der Intervalle wurde für jedes Kriterium einzeln festgelegt. Da der neunstufige Differenzierungsgrad bei manchen Kriterien eine theoretische Genauigkeit vortäuscht, die in Realität nicht erreicht werden kann wurde eine 9-stufige, 5-stufige oder 3-stufige Skalierung angewendet.

Die einzelnen Hemerobiekriterien wurden in einer international durchgeführten Delphibefragung, bei der Experten teilnahmen, gewichtet. Die dabei ermittelte Gewichtung gibt an, wie stark ein Hemerobiekriterium den Hemerobiegrad beeinflusst.

Relativwert und Gewichtungsgröße wurden nun durch „Logische Kombination“ miteinander verknüpft; ein Verfahren, dass auch als dichotome Aggregation bezeichnet wird. Jeweils zwei Relativwerte eines Einzelkriteriums wurden zu einem Wert verknüpft. Die Herleitung des Hemerobiewertes lässt sich dadurch leicht nachvollziehen.

Da sich die Einzelkriterien in vielen Fällen gegenseitig beeinflussen und eine lineare Verknüpfung oft nicht möglich ist, wurden mehrere Aggregationsmethoden angewendet. So wurden das gewichtete arithmetische Mittel, das Zuschlagsverfahren und die logische Kombination benutzt.

Die unten angeführte Grafik zeigt die Verknüpfungen der einzelnen Kriterien und deren Gewichtung. Außerdem zeigt die Abbildung in welchen Fällen welche Aggregationsmethoden verwendet wurde; „ZS“ steht für das Zuschlagsverfahren, „gaM“ für das gewichtete arithmetische Mittel. Bei allen anderen Verknüpfungen wurde die logische Kombination angewendet.

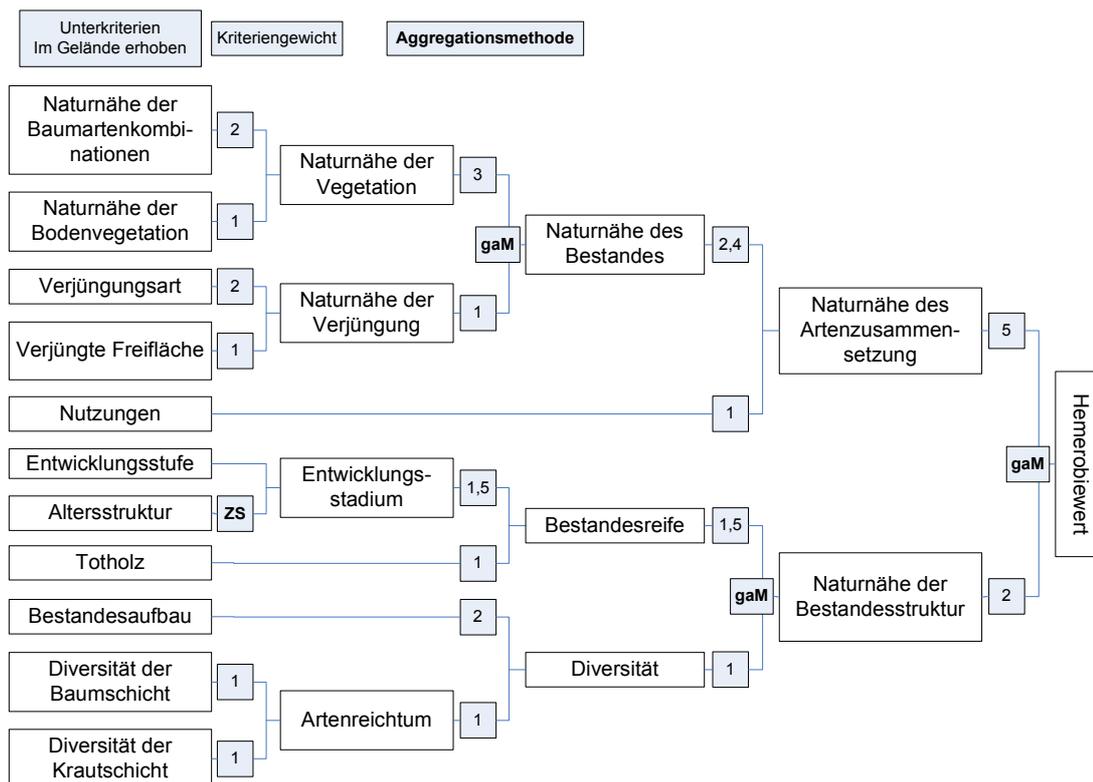


Abbildung 4: Verknüpfungsbaum der Hemerobiebewertung; gaM = gewichtetes arithmetisches Mittel, ZS = Strukturzuschlag; Zahlen stellen das Kriteriengewicht dar

Nachfolgend wird auf die einzelnen Aggregationsmethoden genauer eingegangen:

Die **logische Kombination** wird in jenen Fällen angewendet, in denen eine mathematische Mittelwertbildung zu unlogischen Ergebnissen führt. Als Beispiel solch einer unlogischen Kombination sind die „Naturnähe der Baumartenkombination“ und die „Naturnähe der Bodenvegetation“ zu nennen.

Die Verknüpfung erfolgt über logische Kombinationsmatrizen. Dabei wird für jede Kombinationsmöglichkeit der ordinalen Relativwerte über eine Matrix ein aggregierter Relativwert festgelegt.

Die Aggregation durch ein **gewichtetes arithmetisches Mittel** erfolgt bei all jenen Kriterien, die sich mehr oder weniger linear zueinander verhalten. Die Relativwerte werden mit den Gewichtungen multipliziert, die Produkte addiert und durch die Summe der Gewichtungsfaktoren dividiert. Diese Art der Verknüpfung findet in der ersten Ebene noch keine Anwendung und wird erst bei Aggregationen verwendet.

Das **Zuschlagsverfahren** wird nur bei dem Kriterium „Bestandesstruktur“ angewendet. Die einzelnen Zuschläge, die sich hier ergeben können, führen zu einer Aufwertung des Kriteriums „Entwicklungsstufe“. Eine Abwertung ist ausgeschlossen. Somit üben Bestandesmerkmale, die positiv zu bewerten sind, allerdings nicht regelmäßig auftreten, einen Einfluss auf den Hemerobiewert aus.

2.4.1 Einzelkriterien

(vgl. GRABHERR et al., 1998)

Naturnähe der Bodenvegetation

Um die Naturnähe der Bodenvegetation zu bewerten bedarf es einer genauen Analyse der Strauch-, Kraut- und Mooschicht. Dabei wurde jede Art individuell auf ihren kulturzeigenden Wert überprüft und beurteilt.

Ob eine Art als Störer identifiziert wurde, erfolgte in Abhängigkeit von der potentiell natürlichen Waldgesellschaft. Arten, die einen Kultureinfluss anzeigen, wurden noch im Gelände mit einer speziellen Kennung im Aufnahmeformular versehen.

Identifikation der Störer

Um genaue Störerlisten zu erstellen, wurden im damaligen Projekt (1998) alle Aufnahmen über die hergeleitete PNWG einer ökologischen Waldgruppe zugeordnet. Innerhalb dieser Waldgruppe wurde für jede Art ihre Störwahrscheinlichkeit errechnet. Diese ergibt sich laut unten angeführter Formel aus dem Quotient der Häufigkeit einer Art als Störungszeiger zur absoluten Häufigkeit der jeweiligen Art in der Waldgruppe.

Formel 1: Berechnung der Störwahrscheinlichkeit einer Art für die Vegetationsaufnahmen in einer bestimmten Waldgruppe

$$SW = N_{st} / N_{ges}$$

SW: Störwahrscheinlichkeit der Art

N_{st} : Pflanzenart als Störer in der Waldgruppe

N_{ges} : Gesamtauftreten der Pflanzenart in der Waldgruppe (Störer oder Waldart)

Die Störwahrscheinlichkeit zeigt an, mit welchem Prozentteil eine Art in der Waldgruppe als Störer vorkommt. Der Expertenbeirat des Projekts überprüfte anschließend jede Art getrennt nach Waldgruppe auf ihren Störungsstatus. Zusätzlich wurde die Artmächtigkeit jeder Pflanze berücksichtigt. Erreichte eine Waldart in einer Aufnahme eine unnatürlich hohe Deckung, so wurde sie als Deckungs-Störungszeiger ausgewiesen. Damit ergaben sich zwei verschiedene Störwahrscheinlichkeiten:

SW = 1,0: Arten, die mit hoher Wahrscheinlichkeit in der bearbeiteten Waldgruppe als Störer gelten

SW = 0,5: Deckungs-Störungszeiger

Die sich aus den Felddaten errechneten Störungswahrscheinlichkeiten einer Art, konnten von dem Expertenbeirat in den Status Waldart mit einer Störwahrscheinlichkeit von „0“ zurückgesetzt werden. Nach dieser Expertenüberprüfung konnten schließlich Störungszeigerlisten für die einzelnen Waldgruppen erstellt werden.

Arten, bei denen sich eine Störwahrscheinlichkeit von 0,9 bis 1,0 errechnete, wurden, nach einer Überprüfung der Experten, als generelle Störungszeiger für alle Waldgesellschaften in Österreich ausgewiesen.

Störungszeigerindex

Der Störungszeigerindex berücksichtigt sowohl die Deckung der Einzelarten, als auch die Gesamtdeckung der Störungszeiger im Verhältnis zur Gesamtdeckung aller Arten auf der Probefläche.

Dazu wurde die alphanumerische Artmächtigkeitsskala von BRAUN-BLANQUET in eine numerische Skala und einen logarithmischen, neunstufigen Deckungswert transformiert. Dieser wird in weiterer Folge als Deckungsindex bezeichnet und mit der Störwahrscheinlichkeit multipliziert. Die Summe der Produkte aus der „Störwahrscheinlichkeit“ und dem „Deckungsindex“ für alle Störer der Aufnahme liefert nun die Gesamtstörwahrscheinlichkeit.

Die Gesamtdeckung aller Arten auf der Probefläche blieb bisher unberücksichtigt und wird nun in die Berechnung mit eingebracht. Dies geschieht über den Quotienten der Gesamtdeckung aller Störungszeiger zur Gesamtdeckung aller Arten auf der Probefläche. Die Gesamtdeckungssummen ergeben sich aus den logarithmischen Deckungswerten der einzelnen Arten.

Formel 2: Berechnung des Störungsindex für die Bodenvegetation einer Vegetationsaufnahme

$$SI = \{\sum(SW * DI)\} * \{\sum(D_{GesStör}) / \sum(D_{GesAuf})\}$$

SI = Störungsindex

SW = Störwahrscheinlichkeit

DI: Deckungsindex

$D_{GesStör}$: Gesamtdeckung der Störungszeiger auf der Probefläche

D_{GesAuf} : Gesamtdeckung aller Arten auf der Probefläche

Der nun berechnete Störungsindex wird mit Hilfe einer Matrix in einen Relativwert transformiert.

Matrix 1: Transformationsmatrix des Störungsindex in den Relativwert Naturnähe der Bodenvegetation

Störungsindex	Relativwert
0 – 0,001	9
0,002 – 2,0	7
2,1 – 5,0	5
5,1 – 10,0	3
> 10,0	1

Naturnähe der Baumartenkombination

Bei der Bewertung der Naturnähe der Baumartenkombination erfolgt ein SOLL-IST-Vergleich der aktuellen mit der potentiellen Baumartenkombination.

Folgende Häufigkeitsklassen wurden für die aktuelle Baumartenartenkombination vergeben:

Tabelle 15: Häufigkeitsklassen der aktuellen Baumartenkombination

Häufigkeitsklasse	Bezeichnung	Deckung (%)
1a	Baumart dominant	> 50
2a	Baumart subdominant	25 - 50
3a	Baumart beigemischt	6 - 25
4a	Baumart eingesprengt	1 - 5
5a	Baumart außerhalb der Probefläche vorhanden und pot. möglich	1 - 5
0a	Baumart fehlt (pot. erwartet)	0

Bei der potentiellen Baumartenkombination wurden die Häufigkeitsklassen 1p bis 4p vergeben, die der aktuellen Baumartenkombination entsprechen. Die Klassen 5p und 6p werden angesprochen, wenn aktuell eine Baumart vorhanden ist, die potentiell nicht zu erwarten wäre. Pionierbaumarten, die als standortgerechte Vorwaldarten einzustufen sind, werden in die Klasse 7p gestellt. Bei dominantem Auftreten solcher Pionierbaumarten wurde zusätzlich ein Zuschlagswert vergeben, um ein Unterbewerten der natürlichen Sukzession zu vermeiden. Die nachfolgende Tabelle zeigt die Häufigkeitsklassen der potentiellen Baumartenkombination.

Tabelle 16: Häufigkeitsklassen der potentiellen natürlichen Baumartenkombination

Häufigkeitsklasse	Bezeichnung	Deckung (%)
1p	Baumart dominant	> 50
2p	Baumart subdominant	26 - 50
3p	Baumart beigemischt	5 - 25
4p	Baumart eingesprengt	1 - 5
5p	Baumart ist standortfremd oder Neophyt	vereinzelt
6p	Baumart ist standortfremd oder Neophyt	häufig
7p	Pionierbaumart (standortgerecht)	beliebig

Um die Häufigkeitsklassen beider Baumartenkombinationen in einen Relativwert zu transformieren wurde eine Baumartenmatrix (siehe Matrix 2) verwendet. Durch die Gegenüberstellung der potentiellen und der aktuellen Baumartenkombination wurde die Abweichung vom potentiellen Status ermittelt und sodann, wenn nötig, Abschläge vergeben.

Matrix 2: Verrechnungsmatrix für die Kombination der Dominanzklassen aus der aktuellen und potentiellen natürlichen Baumartenkombination

		Potentielle Häufigkeitsklasse						
		1p	2p	3p	4p	5p	6p	7p
Aktuelle Häufigkeitsklasse	1a	0	-1	-2	-3	-4	-4	+2
	2a	-1	0	-1	-2	-3	-4	+1
	3a	-2	-1	0	-0,5	-1	-1	0
	4a	-3	-2	-0,5	0	-0,5	-0,5	0
	5a	-3	-2	-1	0	0	0	0
	0a	-3	-2	-1	0	0	0	0

Bei der Berechnung des Relativwertes der Naturnähe der Baumartenkombination wird vom maximal erreichbaren Relativwert 9, bei dem die potentielle und aktuelle Baumartenkombination übereinstimmen, ausgegangen. Die

Summe aller Abschlagswerte wird von diesem Wert abgezogen. Übersteigt die Summe aller Abschläge den Wert 9, so wird der Relativwert auf den Minimalwert von 1 korrigiert.

Formel 3: Relativwertberechnung für die Naturnähe der Baumartenkombination

$$\alpha = 9 + \sum (\beta_{BA})$$

α : Relativwert der Naturnähe der Baumartenkombination

β_{BA} : Abschlagswert je Baumart

Naturnähe der Verjüngungsart

Die Verjüngungsart spiegelt das Verhältnis von Natur- und Kunstverjüngung hinsichtlich ihres Flächenanteils wider. Zusätzlich wird die Standortgerechtigkeit der Gehölzarten mitberücksichtigt.

Tabelle 17: Vergabe von Gewichten - Verjüngung

Verjüngungsart	Gewicht
Naturverjüngung mit Baumarten der PNWG oder spontanen (standortgerechten Pionierbaumarten)	0,9
Stockausschlag von Baumarten der PNWG	0,7
Kultur mit Baumarten der PNWG	0,5
Naturverjüngung mit standortfremden Arten	0,3
Kultur standortfremder Arten oder Neophyten; Naturverjüngung mit Neophyten	0,1

Die Flächenanteile jeder Verjüngungsart werden mit den Gewichten multipliziert und die Produkte zu Summen zusammengefasst. Die Gesamtsumme entspricht dem Relativwert.

Formel 4: Relativwertberchnung - Verjüngung

$$RW = \sum (A * GW_{va})$$

RW: Relativwert für das Kriterium „Verjüngungsart“

A: Flächenanteil in 1/10

GW_{va} : Gewicht der Verjüngungsart (va)

Fläche der Freiverjüngung

Unter diesem Begriff versteht man das Ausmaß von bereits verjüngten Flächen, die eine Mindestausdehnung von 100 m² aufweisen und sich durch eine fehlende Überschildung auszeichnen. Ausgenommen davon sind Bestandeslücken und Windwurfflächen, die sich selbst überlassen sind und nicht geräumt werden.

Tabelle 18: Relativwert - Fläche der Freiverjüngung

Flächengröße	Relativwert
Keine Freifläche	9
Bis 500 m ²	8
500 - 1000 m ²	7
1000 - 5000 m ²	3
> 5000 m ²	1

Nutzung – Beeinflussung

Dieses Kriterium wird aus den in der Felderhebung verwendeten acht Nutzungsarten, der Intensität und der Nutzungsgeschichte berechnet.

Den Nutzungsarten werden je nach Einfluss auf den Hemerobiegrad Gewichte zugewiesen, die 1998 Ergebnis einer Expertenbefragung waren (siehe Matrix 3).

Matrix 3: Matrix der Gewichte für die Nutzungs- /Beeinflussungsarten

Beeinflussungsart	Gewicht (GW)
Forstliche Endnutzung	3
Forstliche Vornutzung	1
Weidenutzung	2
Streunutzung/Schneitelung	2
Wildschäden	2
Bodenbearbeitung/Melioration	2,5
Touristischer Einfluss	1
Sonstige	1

Den Nutzungs- /Beeinflussungsarten wurde in der Felderhebung eine Intensität (gering, mittel oder stark) zugewiesen, die nun je einer Klasse entsprechen (schwach = Klasse 1, mittel = Klasse 2, stark = Klasse 3).

Wie der Nutzungsart werden auch der Nutzungsgeschichte Gewichte zugewiesen, die den drei während der Freilandarbeit anzuschätzenden zeitlichen Dimensionen der Beeinträchtigung der Erhebungsfläche entsprechen (siehe Tabelle 19).

Tabelle 19: Klassen und Gewichte der Nutzungsgeschichte

Klasse	Gewicht (NG)
aktuell	1
historisch	0,5
aktuell und historisch	1,5

Nun wird aus dem Gewicht der Nutzungsart, der Klasse der Nutzungsintensität und dem Gewicht der Nutzungsgeschichte die Beeinflussungszahl errechnet.

Formel 5: Ermittlung der Beeinflussungszahl;

$$BFZ = \sum NA (GW * I * NG)$$

BFZ: Beeinflussungszahl

GW = Gewicht der Nutzungsart

NA = Nutzungsart

I = Nutzungsintensitätsklasse

NG = Gewicht der Nutzungsgeschichte

Die ermittelte Beeinflussungszahl wird mithilfe einer Matrix (siehe Matrix 4) in den Relativwert (1 – 9) transformiert.

Matrix 4: Matrix zur Transformation der Beeinflussungszahl in den Relativwert der Nutzung

Beeinflussungszahl	Relativwert
$\geq 18,5$	1
$\geq 16 < 18,5$	2
$\geq 13,5 < 16$	3
$\geq 11 < 13,5$	4
$\geq 8,5 < 11$	5
$\geq 6 < 8,5$	6
$\geq 3,5 < 6$	7
$\geq 1 < 3,5$	8
< 1	9

Entwicklungsstufe

In dieses Kriterium fließen die Punkte Wuchsklassen, Entwicklungsphasen und Naturnahe Waldbauphase ein.

Zur Berechnung werden die fünf möglichen Grundtypen der Entwicklungsstufe gewichtet. Der jeweilige Flächenanteil wird mit der Gewichtung multipliziert. Die Summe der Teilergebnisse ergibt den Relativwert.

Tabelle 20: Gewichte für die Grundtypen der Entwicklungsphasen und Wuchsklassen

Phasen/Wuchsklassen-Grundtypen	Gewicht
Entwicklungsphase	0,9
Naturnahe Waldbauphase	0,6
mehr als 3 Wuchsklassen	0,4
3 Wuchsklassen	0,3
1 oder 2 Wuchsklassen	0,1

Formel 6: Berechnung des Relativwertes für das Kriterium Entwicklungsstufe

$$RW = \sum_{es} (A * GW_{pw})$$

RW: Relativwert

es: Entwicklungsstufentyp

A: Flächenanteil in Zehntel auf der Untersuchungsfläche

GW_{pw} : Gewichtung je Phase/Wuchsklasse

Es ist zu beachten, dass Blößen in die Berechnung nicht eingehen. Verschiedene Entwicklungsphasen werden zu einem Phasenanteil zusammengefasst.

Altersstruktur und Strukturzuschlag

Hinsichtlich der strukturellen Vielfalt eines Bestandes wird ein Strukturzuschlag berechnet, der das Kriterium „Entwicklungsstufe“ korrigiert. Das bedeutet, dass nur aufwertende und keine abwertenden Korrekturzuschläge vergeben werden können.

Die Einzelmerkmale die hierbei betrachtet werden sind die Altersklasse, das Höchstalter, der mittlere Brusthöhendurchmesser und die Mindestdeckung der Strauchschicht.

Die Vergabe von Zuschlägen erfolgte selektiv für jede Waldgesellschaft.

Formel 7: Berechnung des Strukturzuschlages
 $SZ = ZS_{str} + (ZS_{140} \text{ oder } ZS_a \text{ oder } ZS_{bhd})$

SZ: Gesamter Strukturzuschlag

ZS_{str} : Zuschlag für die Strauchschicht 1 oder 1.25 oder 1.5

ZS_{140} : Zuschlag für die Altersklasse 1

ZS_a : Zuschlag für das Höchstalter 0.5

ZS_{bhd} : Zuschlag für den Durchmesser 0.5

Strauchschicht

Waldgesellschaften, welche in ihrer natürlichen Ausbildung eine Strauchschicht aufweisen, erhalten einen Zuschlag, wenn diese auch auf der Probe­fläche mit einer Deckung von mehr als 15 Prozent vorhanden ist. Die Zuschläge erreichen Werte von 1, 1.25 oder 1.5.

Ein Zuschlag von 1.5 Punkte wird vergeben, wenn in einer Waldgesellschaft, in der unter natürlichen Verhältnissen eine Strauchschicht vorhanden ist, die bei Nutzung relativ rasch verloren geht, dennoch aktuell ausgebildet ist. In Wirtschaftswäldern mit einer Strauchschicht wird ein Zuschlag von 1 oder 1.25 vergeben.

Altersklasse

Wird in einem Bestand eine spezifische, auf die Waldgesellschaft abge­stimmte Altersklasse erreicht, so erfolgt die Vergabe eines Zuschlages, falls die PNWG dieses Bestandes deutlich über das Umtriebsalter hinausgeht.

Höchstalter

Bei Erreichen eines hohen Bestandesalters wird ein Zuschlag vergeben. Die Grenze dieses Alters wurde spezifisch für die einzelnen Waldtypen festge­legt. Wird die Altersgrenze überschritten und liegt diese unter 140 Jahren so wird ein Zuschlag von 0.5 verrechnet. Liegt die überschrittene Altersgrenze über 140 Jahren wird 1 Punkt vergeben.

Mittlerer Brusthöhendurchmesser

Das arithmetische Mittel der fünf stärksten Baumdurchmesser soll eine indi­rekte Altersinformation geben. Übersteigt das arithmetische Mittel, die zuvor von Experten festgelegten Durchmesser, so ist ein Zuschlag von 0.5 zu ver­geben.

Totholz

Die Bewertung des Totholzes erfolgt im ersten Schritt nur über quantitative Merkmale. Das Totholz­volumen für Holz mit mehr als 10 cm Durchmesser wird laut der unten angegebenen Tabelle in einen Zwischenwert von 0 bis 9 transformiert.

Matrix 5: Matrix zur Transformation der Totholzmenge (> 10 cm Mittendurchmesser) in einen Zwischenwert

m ³ Totholz am Ort	m ³ Totholz am Hektar	Zwischenwert (ZW)
> 0,9	> 30	9
0,9 – 0,45	30 - 15	7
0,44 - 0,12	14 - 4	5
0,11 - 0,03	3 - 1	3
0,029 - 0,001	< 1 und > 0	1
< 0,001	0	0

Im weiteren Bewertungsverfahren schlagen sich qualitative Merkmale nieder. Vor allem der Stockanteil ist für die Korrektur des Zwischenwertes verantwortlich.

Matrix 6: Berücksichtigung von Zu- und Abschlagswerten bei der Bestimmung des Relativwertes aus dem Zwischenwert des Totholzes

Korr-Faktor	Qualitätsmerkmale	Ab-/Zuschlag vom ZW
K1	100 % Stockholz	RW = 1
K2	> 50 % Stockholz	* 0,5
K3	nat. Starktotholz (>20 cm)	+1
K4	> 50 % Totholz stehend	+1
K5	> 50 % Totholz anthropogen	-0,5
K6	Sehr viel Totholz fein (<10 cm); Totholz (>10 cm)	-0,5
K7	Frisches Totholz (Zersetzungsgrad 1)	-0,5

Die oben abgebildete Tabelle wird hier noch genauer erläutert:

Korrekturfaktor 1: Es ist ausschließlich anthropogenes Stockholz vorhanden. Die qualitativen Kriterien bleiben unberücksichtigt. Der Relativwert wird auf „1“ gesetzt.

Korrekturfaktor 2: Der Stockanteil beträgt mehr als die Hälfte der Totholzmasse und es ist auch natürliches Totholz vorhanden. Der Zwischenwert wird halbiert.

Korrekturfaktor 3: Der Anteil natürlichen Totholzes über 20 cm Durchmesser beträgt mehr als 50 %. Der Zwischenwert erhält einen Zuschlag von „+1“.

Korrekturfaktor 4: Mehr als die Hälfte des Totholzvolumens ist auf der Fläche stehend vorhanden. Der Zwischenwert erhält einen Zuschlag von „+1“.

Korrekturfaktor 5: Mehr als die Hälfte des Totholzvolumens auf der Fläche ist anthropogenen Ursprungs. Der Zwischenwert erhält einen Abschlag von „-0,5“.

Korrekturfaktor 6: Auf der Fläche befindet sich sehr viel feines Totholz (mehr als 50 Prozent Deckung) und es ist auch noch natürliches Totholz mit < 10 cm vorhanden. Der Zwischenwert erhält einen Abschlag von „-0,5“.

Korrekturfaktor 7: Wird mehr als die Hälfte der Totholzmenge mit dem Zersetzungsgrad 1 (frisch) bewertet, so ist ein Abschlag von „-0,5“ zu vergeben.

$$\text{Formel 8: Berechnung des Relativwertes für das Kriterium Totholz} \\ \text{RW} = \text{ZW} + \text{K2} + (\text{K3} + \text{K4} + \text{K5} + \text{K6} + \text{K7})$$

RW: Relativwert für das Kriterium „Totholz“

K2 bis K7: Korrekturfaktoren

ZW: Zwischenwert aus dem Totholzvolumen

Befindet sich auf der Probefläche nur feines Totholz (< 10 cm) und kein Totholz über 10 cm, so wird der Relativwert auf „0“ gesetzt, und bleibt daher unbeeinflusst.

Bestandesaufbau

Unter diesem Kriterium erfolgte die Bewertung der vertikalen Schichtung. Die Herleitung des Relativwertes entstand in Abhängigkeit von der PNWG.

Den fünf Schichtungsklassen „einschichtig, schwach zweischichtig, zweischichtig, drei- und mehrschichtig und stufig“ wurden getrennt nach Waldgesellschaften Relativwerte von 1 bis 9 zugeordnet. Der Relativwert 9 wird nur dann vergeben, wenn die Schichtungsklasse auch unter natürlichen Verhältnissen zu erwarten wäre. Die weiteren Klassen wurden von 1 bis 8 bewertet, wobei der Wert 1 bedeutet, dass der Schichtungstyp einer bestimmten Waldgesellschaft in der Natur nicht vorkommt.

Der Vergleich der aktuellen Schichtung mit der potentiellen erfolgte über eine zuvor angefertigte Schichtungsmatrix. Diese entstand 1998 durch die Auswertung naturnaher Probeflächen.

Artendiversität der Bäume

Die Diversität der Baum- und Krautschicht ist nur in Bezug auf die PNWG bewertbar. Dabei wurden keine Absolutzahlen, sondern Artzahlenintervalle verwendet. Störungszeiger werden von der Diversität ausgeklammert.

Die realen Artenzahlen einer Aufnahme wurden schließlich mit denen der PNWG verglichen. Für den Vergleich wurde eine Bewertungsmatrix aus naturnahen Probeflächen erstellt. Die unten angeführte Matrize 7 zeigt einen kurzen Ausschnitt aus dieser Bewertungsmatrix. Die einzelnen Baumartenzahlen (1-10) werden mit den breiten Relativwerteklassen 1, 5 und 9 bewertet.

Matrix 7: Bewertungsmatrix für die Transformation der Baumartenzahl je Waldgesellschaft in einen Relativwert 1,5 oder 9

Syntaxon	Baumartenzahl									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Asperulo odoratae-Fagetum (Tief lagenform)	5	5	9	9	9	9	9	9	9	9
Luzulo nemorosae-Fagetum sylvatici	7	9	9	9	9	9	9	9	9	9
Carici pilosae-Fagetum	5	9	9	9	9	9	9	9	9	9
Carici albae-Fagetum	1	5	9	9	9	9	9	9	9	9
Carici remotae-Fagetum	1	9	9	9	9	9	9	9	9	9
Euphorbio saxatilis-Pinetum nigrae	1	9	9	9	9	9	9	9	9	9
Helleboro nigri-Fagetum	5	5	9	9	9	9	9	9	9	9
Seslerio-Pinetum nigrae	1	1	5	5	9	9	9	9	9	9
Seslerio-Fagetum	1	1	5	9	9	9	9	9	9	9
Cynancho-Tilietum	1	1	1	5	9	9	9	9	9	9
Melittio-Fagetum	1	1	5	9	9	9	9	9	9	9

Der Relativwert 1 wurde vergeben, wenn die Baumartenzahl unter dem Minimum von naturnahen Gesellschaften liegt. Baumartenzahlen die dem Modus der naturnahen Gesellschaft entsprechen, werden mit dem Relativwert 9 bewertet. Alle zwischen dem Minimum und dem Modus liegenden Baumartenzahlen wurden mit dem Wert 5 beurteilt.

Bei der Ermittlung der aktuellen Baumartenzahl einer Aufnahme wurden die Arten für alle Baumschichten nur einmal gezählt.

Artendiversität der Bodenvegetation

Ähnlich dem Kriterium „Artendiversität der Bäume“ wurden aus homogenen, soziologisch auswertbaren und gering gestörten Vegetationsaufnahmen Referenzzahlen bezüglich der Artenzahlen für einzelne Waldgesellschaften errechnet.

Die Zuordnung der Relativwerte erfolgte durch Klassenbildung der Artenzahlen. Bei über 20 Arten erfolgte die Klasseneinteilung in 10er Schritten, bei weniger als 20 Arten wurde feiner differenziert. Die unten folgende Matrize zeigt beispielhaft einen Auszug aus der Matrix.

Matrix 8: Auszug aus der Diversitätsmatrix

Name des Syntaxon	Artenzahl-Klassen mit Relativwerten											
	- 5	6 - 10	11 - 15	16 - 20	21 - 30	31 - 40	41 - 50	51 - 60	61 - 70	71 - 80	81 - 90	> 90
Abieti-Piceion	7	7	7	7	7	9	5	5	5	5	5	5
Aceri-Carpinetum	5	5	5	5	7	9	9	9	9	5	5	5
Aceri-Fagetum	1	1	1	1	7	9	9	9	9	9	5	5
Aceri tatarici-Quercetum	1	1	1	1	5	9	9	9	9	5	5	5

Wie auch bei der Baumartendiversität wurden Artzahlenintervalle verwendet und Störungszeiger ausgeklammert.

2.4.2 Aggregation der Kriterien

(vgl. GRABHERR et al., 1998)

Naturnähe der Vegetation

Unter diesem Punkt erfolgt die Verknüpfung der beiden Kriterien „Naturnähe der Baumartenkombination“ und „Naturnähe der Bodenvegetation“. Die Naturnähe der Baumartenkombination wird hierbei doppelt so hoch gewichtet wie die der Bodenvegetation.

Da der Überschirmungsgrad der Baumschicht einen entscheidenden Einfluss auf die Bodenvegetation ausübt, wurden zwei verschiedene Matrizen ($\geq 25\%$, $< 25\%$ Überschirmung) einer logischen Kombination aufgestellt. Probeflächen mit einer geringen Baumschicht sind zugunsten der Bodenvegetation aufzuwerten.

Matrix 9: Naturnähe der Vegetation, bei einer Überschirmung der Baumschicht von $\geq 25\%$

		Naturnähe der Baumartenkombination								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Naturnähe der Bodenvegetation	1	1	2	2	3	3	3	3	4	4
	2	1	2	3	3	3	3	4	4	4
	3	1	2	3	4	4	5	5	6	6
	4	1	3	3	4	5	5	6	6	7
	5	1	3	4	4	5	6	6	7	7
	6	2	4	4	5	5	6	7	7	8
	7	2	4	4	5	6	6	7	8	8
	8	3	4	5	6	7	7	7	8	8
	9	3	4	5	6	7	7	8	8	9

Matrix 10: Naturnähe der Vegetation, bei einer Überschirmung der Baumschicht von $< 25\%$

		Naturnähe der Baumartenkombination								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Naturnähe der Bodenvegetation	1	1	1	1	2	2	3	3	3	3
	2	1	2	2	2	3	3	3	3	3
	3	1	2	3	3	3	4	4	5	5
	4	2	3	4	4	4	4	5	5	5
	5	2	3	4	5	5	5	5	6	6
	6	2	4	5	5	6	6	6	6	6
	7	2	4	5	6	6	7	7	7	7
	8	3	5	6	6	7	7	7	8	8
	9	4	5	6	7	7	8	8	9	9

In Matrize 9 wird die „Naturnähe der Baumartenkombination“ vor allem in den Extrembereichen höher gewichtet als in Matrix 10.

Naturnähe der Verjüngung

Dieses Kriterium errechnet sich aus der „Naturnähe der Verjüngungsart“ und der „Fläche der Freiverjüngung“. Da die beiden Kriterien keinen linearen Zusammenhang aufweisen, erfolgt die Verknüpfung über eine Matrix durch logische Kombination.

Die „Naturnähe der Verjüngungsart“ wird doppelt so hoch gewichtet wie die „Fläche der Freiverjüngung“. Liegt für das Kriterium „Verjüngungsart“ kein Relativwert vor, so sollte auch die Freifläche nicht angesprochen werden.

Matrix 11: Matrix der Naturnähe der Verjüngung

		Naturnähe d. Verjüngungsart									
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Fläche d. Freiverjüngung	1	0	1	2	2	2	3	3	4	5	5
	2	0	1	2	3	3	4	5	5	5	5
	3	0	2	2	3	4	4	5	6	6	6
	4	0	3	3	3	4	5	5	6	7	7
	5	0	3	3	4	4	5	6	6	7	8
	6	0	4	3	4	5	5	6	7	7	8
	7	0	4	4	4	5	6	6	7	8	8
	8	0	4	4	5	5	6	7	7	8	9
	9	0	5	5	6	6	7	7	8	8	9

Entwicklungsstadium

Der Relativwert für dieses Kriterium ergibt sich aus dem Relativwert der Entwicklungsstufe und dem Zuschlagswert für die Bestandesstruktur.

Formel 9: Berechnung des Kriteriums Entwicklungsstadium durch den Strukturzuschlag zum Kriterium „Entwicklungsstufe“

$$ES = RW_{est} + ZS_{str}$$

ES: Relativwert für das Kriterium „Entwicklungsstadium“

RW_{est} : Relativwert des Kriteriums „Entwicklungsstufe“

ZS_{str} : Zuschlag für Strukturmerkmale

Artenreichtum

Hierbei werden die Kriterien „Diversität der Baumarten“ und „Diversität der Kraut- und Strauchschicht“ durch logische Kombination miteinander verknüpft und gleich gewichtet.

Matrix 12: Relativwerte des Kriteriums Artenreichtum

		Diversität der Baumarten			
		0	1	5	9
Diversität der Bodenvegetation	0	0	1	5	9
	1	1	1	2	3
	5	5	2	5	5
	7	7	4	5	7
	9	9	6	8	9

Naturnähe des Bestandes

Dieses Kriterium ergibt sich aus der Verknüpfung der Kriterien „Naturnähe der Vegetation“ und „Naturnähe der Verjüngung“. Die Gewichtung erfolgt im Verhältnis 3:1.

Da hier nur ein mehr oder weniger linearer Zusammenhang besteht, erfolgt die Aggregation durch das gewichtete arithmetische Mittel, welches in Kapitel 2.4 genauer erklärt wird.

Formel 10: Aggregation zum Kriterium Naturnähe des Bestandes durch eine gewichtete Mittelbildung

$$NN_{best} = (NN_{veg} * GW_{veg} + NN_{verj} * GW_{verj}) / (GW_{veg} + GW_{verj})$$

NN_{best} : Relativwert für das Kriterium „Naturnähe des Bestandes“

NN_{veg} : Relativwert der „Naturnähe der Vegetation“

GW_{veg} : Gewicht für das Kriterium „Naturnähe der Vegetation“

NN_{verj} : Relativwert der „Naturnähe der Verjüngung“

GW_{verj} : Gewicht für das Kriterium „Naturnähe der Verjüngung“

Bestandesreife

Das Kriterium „Bestandesreife“ berücksichtigt neben dem Entwicklungsstadium auch das Kriterium „Totholz“. Die Verknüpfung beider Kriterien erfolgt über logische Kombination wobei die Gewichtung im Verhältnis 1,5:1 zu

Gunsten des Entwicklungsstadiums liegt. Matrix 13 zeigt die sich ergebenden Relativwerte bei der Verknüpfung.

Matrix 13: Relativwerte des Kriteriums Bestandesreife

		Entwicklungsstadium								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Totholz	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	1	1	2	2	3	3	4	5	6	8
	2	1	2	3	3	4	4	5	6	8
	3	2	2	3	4	4	5	6	7	8
	4	2	3	3	4	5	5	6	7	8
	5	3	3	3	4	5	6	7	8	9
	6	3	4	4	5	5	6	7	8	9
	7	4	4	5	5	6	7	7	8	9
	8	4	5	5	6	6	7	7	8	9
	9	4	5	6	6	7	8	8	8	9

Diversität

Die Aggregation des Bestandesaufbaus und dem Artenreichtum erfolgte durch logische Kombination, wobei das Kriterium Bestandesaufbau doppelt so hoch gewichtet wird.

Matrix 14: Relativwerte des Kriteriums Diversität

		Bestandesaufbau									
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Artenreichtum	0	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	1	1	1	2	2	3	4	4	5	6	6
	2	2	1	2	2	3	4	5	5	6	6
	3	3	1	2	2	4	4	5	6	6	7
	4	4	2	2	3	4	5	5	6	7	7
	5	5	2	2	3	4	5	6	6	7	7
	6	5	2	3	3	4	5	6	7	7	8
	7	5	2	3	3	4	5	6	7	7	8
	8	5	2	3	4	4	5	6	7	8	8
	9	6	2	3	4	5	5	6	7	8	9

Artenzusammensetzung

Die Kriterien „Naturnähe des Bestandes“ und „Nutzungen/Beeinflussungen“ werden unter diesem Punkt aggregiert. Die Verknüpfung erfolgt über eine logische Kombination mit unterschiedlicher Gewichtung, bei der die „Naturnähe des Bestandes“ 2,4-mal so hoch gewichtet wird wie das Kriterium „Nutzungen/Beeinflussungen“.

Matrix 15: Naturnähe der Artenzusammensetzung

Nutzung/Beeinflussung	Naturnähe des Bestandes								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	1	1	2	2	3	3	3	3	3
2	1	2	2	3	4	4	4	4	4
3	1	2	3	4	4	5	5	6	6
4	2	3	3	4	5	5	6	6	6
5	2	3	4	4	5	6	6	7	7
6	2	3	4	5	6	6	7	7	8
7	2	3	5	5	6	7	7	8	8
8	2	3	5	5	6	7	8	8	9
9	2	3	5	6	6	8	8	9	9

Naturnähe der Bestandesstruktur

Die Verknüpfung der Kriterien „Bestandesreife“ und „Diversität“ erfolgt über eine gewichtete arithmetische Mittelbildung. Die Gewichtung der beiden Kriterien erfolgt im Verhältnis 1,5:1.

Formel 11: Gewichtete arithmetische Mittelbildung zur Herleitung des Relativwertes für die „Naturnähe der Bestandesstruktur“

$$BST = (RW_{br} * GW_{br} + RW_{div} * GW_{div}) / (GW_{br} + GW_{div})$$

BST: Relativwert für das Kriterium „Bestandesstruktur“

RW_{br}: Relativwert des Kriteriums „Bestandesreife“

GW_{br}: Gewicht des Kriteriums „Bestandesreife“

RW_{div}: Relativwert des Kriteriums „Diversität“

GW_{div}: Gewicht des Kriteriums „Diversität“

Hemerobiewert

Die Verknüpfung der beiden letzten Kriterien „Naturnähe der Artenzusammensetzung“ und „Naturnähe der Bestandesstruktur“ erfolgte wie zuvor über eine gewichtete arithmetische Mittelbildung. Die Gewichtung der Kriterien erfolgt im Verhältnis 5 zu 2.

Formel 12: Gewichtete arithmetische Mittelbildung zur Herleitung des Hemerobiewertes

$$HEM = (RW_{ar} * GW_{ar} + RW_{div} * GW_{div}) / (GW_{ar} + GW_{div})$$

HEM: Hemerobiewert

RW_{ar}: Relativwert des Kriteriums „Artenreichtum“

GW_{ar}: Gewicht des Kriteriums „Artenreichtum“

RW_{div}: Relativwert des Kriteriums „Bestandesstruktur“

GW_{div}: Gewicht des Kriteriums „Bestandesstruktur“

Betula pendula S2	+	1
Acer pseudoplatanus B2	2	.	.	1
Holcus mollis	1	+
Alliaria petiolata	1	+
Sambucus nigra S2	+	.	1
Fraxinus excelsior B1	1	1
Sesleria albicans	+	.	1
Abies alba B2	.	.	.	1	2
Parietaria officinalis	+	1
Rubus fruticosus agg. S2	1
Betula pendula B2	.	.	.	1
Melilotus officinalis	1
Pinus nigra B1	2
Staphylea pinnata B1	1
Tilia platyphyllos B1	1
Lunaria rediviva	4
Ulmus glabra B1	3
Cornus sanguinea	1
Cornus sanguinea S2	2
Salix caprea B1	1
Anzahl der Arten pro Aufnahme	8	6	5	6	4	6	4	8	4	5	5	6	7	4	5	4	4	9		
	7	6	0	2	2	1	8	1	5	5	0	7	3	1	2	5	2			

Außerdem noch in Aufnahme:

18007224: Anthriscus sylvestris (+), Paris quadrifolia (+), Sorbus torminalis (+), Hieracium sabaudum (+), Polygonatum multiflorum (+), Pyrus pyraster (-), Milium effusum (+)

18107516: Crepis paludosa (+), Lamium album (+), Primula vulgaris (+), Ranunculus reptans (+), Caltha palustris (+), Primula elatior (+), Galeopsis sp. (+), Avenella flexuosa (+), Lathyrus pratensis (+), Leucobryum glaucum (+), Myosotis scorpioides (+), Myosoton aquaticum (+)

18207216: Senecio germanicus (+), Carex muricata (+), Carduus crispus (+), Gnaphalium sylvaticum (+)

18007408: Cytisus scoparius (+), Carex pallescens (+), Leucanthemum vulgare (+), Leucanthemum ircutianum (+), Carduus personata (+), Larix decidua (+), Pinus sylvestris (+)

18007416: Veratrum album (-), Fraxinus excelsior B2 (+), Sorbus aucuparia (+), Lysimachia vulgaris (+), Avenella flexuosa (+), Milium effusum (+)

18207808: Potentilla anserina (+), Conyza canadensis (+), Symphytum officinale (+), Setaria pumila (+), Torilis japonica (+), Galium mollugo (+), Solanum dulcamara (+), Dactylis polygama (+), Elymus repens (+), Agrostis stolonifera (+), Medicago lupulina (+), Carex digitata (+), Sonchus asper (+), Sonchus oleraceus (+), Carex hirta (+), Potentilla reptans (+), Euphorbia cyparissias (+), Euphorbia dulcis (+), Lathyrus vernus (+), Lactuca serriola (+),

18307716: Cynosurus cristatus (+), Ranunculus aconitifolius (+), Galium schultesii (+), Lolium perenne (+), Campanula patula (+), Fragaria moschata (+)

18207616: Poa trivialis (+), Epilobium ciliatum (+), Epilobium angustifolium (+), Tragopogon orientalis (+), Crepis sp. (+), Rumex obtusifolius (+), Salix alba S2 (+), Picris hieracioides (+), Humulus lupulus (+), Sonchus asper (+), Lactuca serriola (+), Geum urbanum (+), Poa annua (+), Arrhenatherum elatius (+), Lolium perenne (+)

18506900: Melica nutans (+), Buphthalmum salicifolium (+), Linaria vulgaris (+), Hepatica nobilis (+), Medicago minima (+), Crataegus monogyna S2 (+), Teucrium chamaedrys (+), Berberis vulgaris (+), Vincetoxicum hirundinaria (+), Cynosurus echinatus (+), Potentilla sp. (+), Trifolium alpestre (+), Poa sp. (+), Polygala chamaebuxus (+), Epipactis sp. (+), Scabiosa lucida (+), Veratrum nigrum (+), Acinos arvensis (+), Neottia nidus-avis (+), Origanum vulgare (+), Rosa sp. S2 (+), Arenaria serpyllifolia (+), Arabis sagittata (+), Erysimum cheiranthoides (+), Reseda lutea (+), Lathyrus vernus (+), Arrhenatherum elatius (+), Plantago media (+), Melittis melissophyllum (+), Cephalanthera damasonium (+), Hieracium sp. (+), Primula veris (+), Convallaria majalis (+), Sorbus aria (+), Sanguisorba minor (+), Euphorbia cyparissias (+)

18507008: *Capsella bursa-pastoris* (+), *Chelidonium majus* (+), *Galium aparine* (+), *Carduus crispus* (+), *Dentaria enneaphyllos* (+), *Rumex conglomeratus* (+)

18507024: *Astrantia major* (+), *Hippocrepis emerus* (+), *Tilia platyphyllos* (+), *Tilia platyphyllos* S2 (+), *Lilium martagon* (-), *Cotoneaster tomentosus* S2 (+), *Acer campestre* (+), *Stellaria holostea* (+), *Sorbus aria* (+), *Convallaria majalis* (+), *Primula veris* (+), *Hieracium* sp. (+), *Cephalanthera damasonium* (+), *Melittis melissophyllum* (+), *Solidago virgaurea* (+), *Euphorbia dulcis* (+), *Carex digitata* (+), *Acer platanoides* S2 (+), *Pinus nigra* (+), *Anthericum ramosum* (+), *Acer platanoides* (+), *Sorbus aria* S2 (+), *Asperula tinctoria* (+), *Quercus pubescens* (+), *Epipactis atrorubens* (+), *Calamagrostis varia* (+), *Campanula rotundifolia* (+), *Gymnocarpium robertianum* (-), *Platanthera bifolia* (-)

18407816: *Lolium multiflorum* (+), *Viola riviniana* (+), *Pulmonaria officinalis* (+), *Ulmus glabra* S2 (+), *Aegopodium podagraria* (+), *Veronica montana* (+), *Circaea intermedia* (+), *Dryopteris cristata* (+), *Poa annua* (+), *Dentaria enneaphyllos* (+), *Rumex conglomeratus* (+), *Plantago media* (+), *Petasites hybridus* (-)

18507524: *Senecio erraticus* (+), *Galium album* (+), *Cephalanthera longifolia* (+), *Cirsium* sp. (+), *Bromus benekenii* (+), *Melica uniflora* (+), *Gnaphalium sylvaticum* (+), *Sonchus oleraceus* (+), *Campanula patula* (+), *Stellaria holostea* (+), *Galium sylvaticum* (+)

18507700: *Sambucus ebulus* (+), *Parthenocissus inserta* (+), *Plantago lanceolata* (+), *Oxalis stricta* (+), *Arum alpinum* (+), *Solidago gigantea* (+), *Knautia maxima* (+), *Populus tremula* S2 (+), *Aesculus hippocastanum* (+), *Cornus sericea* S2 (+), *Symphoricarpos rivularis* S2 (+), *Galium sylvaticum* (+), *Acer campestre* (+), *Sanguisorba minor* (+), *Petasites hybridus* (+), *Geum urbanum* (+), *Lathyrus pratensis* (+), *Carex hirta* (+), *Potentilla reptans* (+)

18207424: *Cardamine amara* (+), *Myosotis palustris* agg. (+), *Viola hirta* (+), *Galium boreale* (+), *Ranunculus sardous* (+), *Veronica montana* (+), *Circaea intermedia* (+), *Solidago virgaurea* (+), *Fragaria moschata* (+), *Dryopteris cristata* (+)

17907316: *Prunus avium* S2 (+), *Sambucus racemosa* S2 (-), *Rosa canina* (-), *Veronica beccabunga* (-), *Leontodon hispidus* (-), *Glechoma hederacea* (-), *Cruciata laevipes* (-), *Sorbus aucuparia* S2 (-), *Stellaria graminea* (-), *Epilobium roseum* (-), *Pimpinella major* (+), *Anthoxanthum odoratum* (-), *Galeopsis pubescens* (+), *Ceratodon purpureus*(+), *Juncus conglomeratus* (-), *Hypnum cupressiforme* (+), *Galeopsis bifida* (+), *Ranunculus acris* (-), *Solanum dulcamara* (+), *Sorbus torminalis* (-), *Populus tremula* S2 (+), *Populus tremula* (+), *Cardamine amara* (+), *Atrichum undulatum* (+), *Carex pilulifera* (-), *Cirsium palustre* (+), *Dactylis polygama* (-), *Agrostis stolonifera* (-), *Luzula pilosa* (-), *Quercus cerris* S2 (+), *Caltha palustris* (+), *Galeopsis speciosa* (+)

17907324: *Salix aurita* (-), *Pinus sylvestris* S2 (+), *Centaurium erythraea* (-), *Larix decidua* S2 (+), *Sambucus racemosa* (-), *Lysimachia nummularia* (+), *Thelypteris limbosperma* (+), *Molinia caerulea* (+), *Moehringia trinervia* (-), *Dryopteris carthusiana* (+), *Salix caprea* S2 (+), *Carex flava* (-), *Populus tremula* (+), *Atrichum undulatum* (+), *Carex pilulifera* (+), *Cirsium palustre* (+), *Luzula pilosa* (+), *Quercus cerris* S2 (+), *Galeopsis speciosa* (-)

Erläuterungen zur Inhomogenität

- 17907316 Kahlschlag (Epilobio-Atropetum bellae-donnae) und Buchenverjüngung
- 17907324 Kahlschlag (Epilobio-Atropetum bellae-donnae) mit Fichten-Tannen-Verjüngungshorst
- 18007224 Hochstand und Schneise in der Aufnahme­fläche
- 18007408 250 m²; Waldsaum mit aufgenommen, breite Böschung der A1 in Probefläche reichend
- 18007416 Bestand aus Schwarzerlenjungbestand und anschließendem Buchen-Tannenwald, Fläche direkt neben A1
- 18107516 große Nassstelle und Lücke im Bestand
- 18207216 500 m²; neben BS II-Bestand und Verjüngungsfläche mit Überhältern, Waldsaum, der in die Fläche fallende Wiese, mit aufgenommen
- 18207424 Inhomogener Laub- und Nadelwald - Bestand, Bestandeslücke und Wassergerinne in Fläche, angrenzend sind ein Teich und ein wasserführender Graben
- 18207616 Kahlschlag, Forststraße und wasserführender Graben in der Probefläche
- 18207808 150 m²; Waldsaum mit aufgenommen, Bundesstraße in der Probefläche
- 18307716 575 m²; Waldsaum, der in die Fläche reichenden Wiese, mit aufgenommen
- 18407816 Forststraße teilt Aufnahme­fläche in Fichten- und Buchenbestand
- 18506900 Schwarzföhrendickung und Buchenbestand werden durch Forststraße voneinander getrennt
- 18507008 Forststraße quert Dickung
- 18507024 Fläche gliedert sich in Dickung und Kahlschlagfläche mit Überhältern
- 18507524 425 m², Wildfütterungsstelle und Schneise in der Fläche, Waldsaum mit aufgenommen
- 18507700 Forststraße in Lärchen-Buchendickung, viele Saum- und Gebüsch­elemente

3.1.2 Aufnahmen mit Zuordnung zu einem Syntaxon

Unter Verwendung des Programms TWINSPAN wurden die Daten nach floristischer Ähnlichkeit gegliedert. Folgende Einstellungen wurden für die Berechnung vorgenommen: 6 Pseudospecies Cutlevels bei den Werten 0, 3.5, 4.5, 5.5, 6.5 und 7.5 wurden ausgewählt. Die minimale Größe der noch zu teilenden Gruppen betrug 3 Aufnahmen. Insgesamt wurde bis auf das 4. Teilungsniveau gerechnet. Die maximale Zahl der Indikatoren pro Teilung betrug 3 Arten.

Da die Flächenauswahl streng an einen Raster gebunden war, ergab sich die Problematik der Homogenität der Vegetationsaufnahmen. Einerseits führte dies bei 17 Aufnahmen dazu nicht in die TWINSPAN-Analyse einzufließen, da die Flächen als zu inhomogen eingestuft wurden und andererseits ergab sich in den restlichen 65 Datensätzen eine gewisse Unschärfe in der Abtrennung von Aufnahmegruppen durch kleinere Inhomogenitäten wie anthropogene und natürliche Störflächen in der Aufnahmefläche. Dies brachte teilweise eine Umsortierung der TWINSPAN-Tabelle nach Beurteilung der einzelnen Vegetationsdaten mit sich.

Das Teilungsdiagramm Abbildung 5 veranschaulicht die Indikatorarten, welche TWINSPAN für die Teilungsschritte nennt. Im Weiteren werden die Standortsansprüche der Indikatoren mittels Angaben von ELLENBERG (2001) beschrieben. Die ökologischen Gegebenheiten der einzelnen Gruppen werden dargestellt. Die Original-TWINSPAN-Tabelle wird aus praktischen Gründen nicht wiedergegeben.

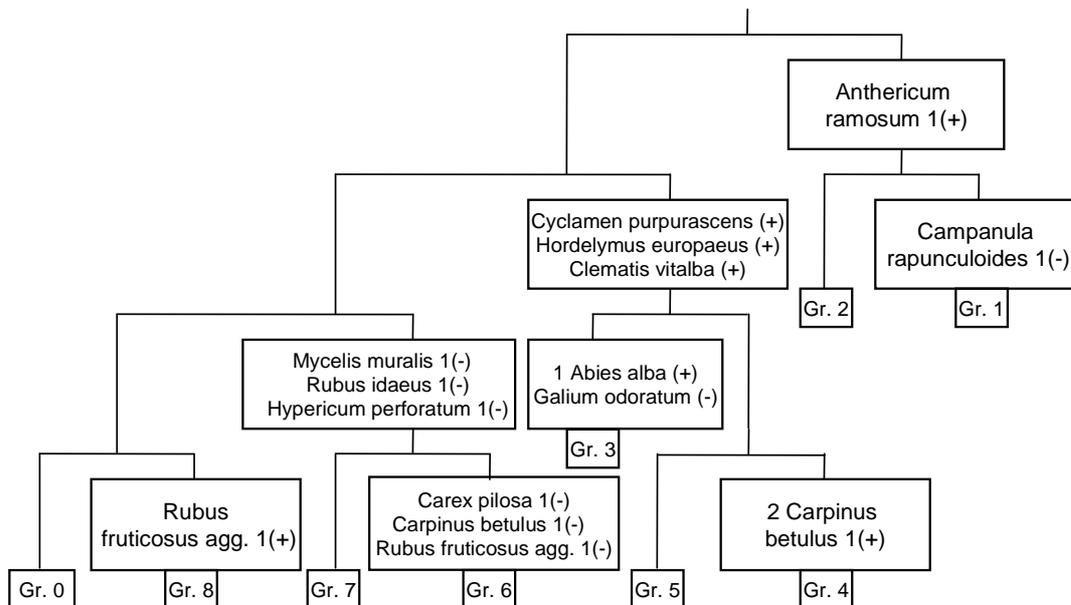


Abbildung 5: Teilungsdiagramm der TWINSPAN-Analyse; 1. Zahl bezeichnet die Schicht (1 = 1. BS, 2 = 2. BS), 2. Zahl steht für die Dominanz der Art, „+“ bzw. „-“ bezeichnen positives bzw. negatives Vorkommen; Gr. = Gruppe

Im ersten Schritt der Analyse teilte das Programm mittels des errechneten Indikators *Anthericum ramosum* 4 Aufnahmen ab. Damit erfolgte eine Abtrennung der Schwarzföhrenwälder. Der 3. Teilungsschritt differenzierte mit der Indikatorart *Campanula rapunculoides* in primäre und sekundäre Schwarzföhrenwälder.

Anthericum ramosum gilt als allgemeiner Schwarzföhrenbegleiter (vgl. ZUKRIGL, 1999b) und als Festuco-Brometea-Kennart (vgl. MUCINA et al., 1993a). Ellenberg-Zahl: 754373

Das Vorkommen von *Campanula rapunculoides* steht stellvertretend für die Gruppe 1, die sekundäre Ausbildungen von Schwarzföhrenwäldern darstellt. Ellenberg-Zahl: 664474

Gruppe 1 wird mit den Arten *Galium sylvaticum*, *Campanula rotundifolium* und *Clematis vitalba* beschrieben, die ausschließlich in den sekundären Beständen vorkommen. *Convallaria majalis* und *Mercurialis perennis* runden die Darstellung ab, indem sie für tiefgründigere und nährstoffreichere Standorte stehen.

Die **Gruppe 2**, primäre Schwarzföhrenwälder, können mit *Erica carnea*, *Polygala chamaebuxus* und *Cotoneaster tomentosus* mit hohen Deckungswerten und *Laserpitium siler* charakterisiert werden und stellen damit lichte, kalkreiche und magere Standorte dar.

Mit der 2. Teilung wird eine Reihe von Aufnahmen mit anspruchsvollen Arten differenziert. *Cyclamen purpurascens*: Ellenberg-Zahl: 464595, *Clematis vitalba*: Ellenberg-Zahl: 763577, *Hordelymus europaeus*: Ellenberg-Zahl: 454576;

In diese Gruppe fallen vor allem die Probeflächen des Kalk-Wienerwaldes und allgemein gut basenversorgte Bestände mit einigen wärmeliebenden Arten.

Weiter getrennt wird die anspruchsvolle Gruppe mit der Teilung 5. Indikatorart für die positive **Gruppe 3** ist *Abies alba* in der 1. Baumschicht und ein Nicht-Vorkommen von *Galium odoratum*. Es handelt sich um einen Fichten-Tannen-Lärchen-Bestand auf einem potentiellen Buchen-Standort. Die Aufnahme wurde bei Teilung 2 „misclassified“ und nun wieder abgetrennt.

In der 10. Teilung erfolgt weiters eine Abspaltung einer Aufnahme mittels *Carpinus betulus* in der 2. Baumschicht. Ellenberg-Zahl: 86xx. Damit ergibt sich für **Gruppe 4** nur eine Aufnahme. Diese, ein Zerreichenbestand, weicht durch eine artenreiche Strauchschicht, jedoch einer kaum vorhandenen Krautschicht von den übrigen Aufnahmen ab. Kennzeichnend sind wärme- und basenliebende Arten.

Gruppe 5 beinhaltet Laubwaldbestände basen- und nährstoffreicher Standorte. *Viola hirta*, *Hepatica nobilis*, *Hordelymus europaeus*, *Lamium montanum* sind beschränkt auf diese Aufnahmen.

Mittlere Standorte wurden mit der 4. Teilung abgetrennt. Damit vollzieht sich der zugrundeliegende Gradient von sehr basenreichen zu mäßig basenversorgten bis schwach versauerten Standorten.

Indikatoren für die negative Gruppe: *Mycelis muralis* (4625x6), *Rubus idaeus* (7xxxx6) und *Hypericum perforatum* (765464).

Die positive Gruppe stellt Buchenwälder auf mittleren Standorten dar.

TWINSpan teilt nun die positive Gruppe der mittleren Buchenwaldstandorte mit den Arten *Carex pilosa*, *Rubus fruticosus* agg. und *Carpinus betulus*. In **Gruppe 6** (negative Gruppe) sind relativ artenarme, gut wüchsige Buchenwälder zu finden.

Gruppe 7 unterscheidet sich vor allem durch den anthropogenen Einfluss von Gruppe 6. Forstlich geförderte Nadelhölzer wie *Pinus sylvestris*, *Larix decidua* und *Pseudotsuga menziesii* sind auf diese Gruppe beschränkt. Aufnahmen mit speziellem Einfluss wie Gartenschnittablagerungen fallen ebenso in diese Gruppe.

Die negative Gruppe der Teilung 4 wird mit *Rubus fruticosus* agg. bei Teilung 8 differenziert.

In die positive Gruppe, **Gruppe 8**, fällt ein nährstoffreicher Kahlschlag ebenso wie ein Gebüsch. Aufgrund von Inhomogenitäten sind hier auch Bestände mittlerer Standorte zu finden, die Nährstoff- und Frischezeiger auf Nassstellen und vor allem Wegen aufweisen.

Schließlich steht **Gruppe 0** für einen nährstoffarmen, relativ versauerten Kahlschlag. Ausgezeichnet wird diese Aufnahme durch *Calamagrostis epigjos*, *Luzula campestris*, *Luzula luzuloides* und *Rubus idaeus*.

Es folgt eine Übersicht über das verwendete syntaxonomische System (nach WILLNER, 2007 bzw. MUCINA, 1993). Die hervorgehobenen Einheiten wurden angesprochen und diese auf nachfolgenden Seiten dargestellt und diskutiert.

3.1.3 Syntaxonomische Übersicht

EPILOBIETEA ANGUSTIFOLII R. TX. ET PREISING IN R. TX. 1950
Atropetalia Vlieger 1937

Atropion Br.-Bl. ex Aichinger 1933

Epilobio-Atropetum bellae-donnae R. Tx. 1931 em. 1950

Carici piluliferae-Epilobion angustifolii R. Tx. 1950

Calamagrostis epigejos-Gesellschaft

RHAMNO-PRUNETEA RIVAS GODAY & BORJA CARBONELL EX TX 1962
Sambucetalia racemosae Oberd. ex Doing 1962

Sambuco-Salicion capreae Tx. et Neum. ex Oberd 1957

Senecioni fuchsii-Sambucetum racemosae Oberd. 1957

QUERCO-FAGETEA BR.-BL. & VLIEGER 1937

Quercetalia pubescentis Klika 1933

Quercion pubescenti-petraeae Br.-Bl. 1932

Fagetalia sylvaticae Pawl. 1928

Alnion incanae Pawl. 1928

Alnenion glutinoso-incanae Oberd. 1953

Carici remotae-Fraxinetum Koch ex Faber 1936

Tilio-Acerion Klika 1955

Tilienion platyphylli Müller 1992

Aceri-Tilietum platyphylli Faber 1936 s.l.

Carpinion betuli Issler 1931

Galio sylvatici-Carpinetum Oberd. 1952

Fagion sylvaticae Luquet 1926

Cephalanthero-Fagenion Tx. & Oberd. 1958

Cyclamini-Fagetum Soó 1971

Eu-Fagenion Oberd. 1957

Galio odorati-Fagetum Sougnez & Thill 1959

Mercuriali-Fagetum Scamoni 1935

VACCINIO PICEETEA BR.-BL. ET AL. 1939

Piceetalia Pawl. 1928

Abieti-Piceion Soó 1963 s.l.

Abieti-Piceenion Br.-Bl. 1939

Pyrolo-Abietetum Oberd. 1962

Galio rotundifolii-Piceetum J. & M. Bartsch 1940

ERICO-PINETEA HORVAT 1959

Erico-Pinetalia Horvat 1959 s.l.

Erico-Pinion sylvestris Br.-Bl. 1939

Seslerio-Pinetum nigrae Wagner 1941

3.1.4 Epilobietea angustifolii R. Tx. et Preising in R. Tx. 1950

Tabelle 22: Charakterisierte Tabelle zur Klasse Epilobietea angustifolii R. Tx. et Preising in R. Tx. 1950; Zuordnungen: A = Calamagrostis epigejos-Gesellschaft, B = Epilobio-Atropetum bellae-donnae

	A	B
	1	1
	8	8
	4	6
	0	0
	7	8
	8	0
	2	2
	4	4
Calamagrostis epigejos-Gesellschaft DA		
Calamagrostis epigejos	2	3
Luzula luzuloides	1	+
Juncus effusus	.	+
Avenella flexuosa	+	.
Epilobio-Atropetum bellae-donnae DA		
Rubus fruticosus agg.	.	1
Rubus idaeus	2	4
Carex sylvatica	+	.
Deschampsia cespitosa	.	+
Eupatorium cannabinum	.	+
Impatiens noli-tangere	.	+
Atropion KA		
Eupatorium cannabinum	.	+
Hypericum hirsutum	.	+
Atropion D		
Stachys sylvatica	.	+
Carici piluliferae-Epilobion D		
Populus tremula	+	+
Calluna vulgaris	+	.
Epilobietea angustifolii DA		
Salix caprea	+	+
Senecio sylvaticus	.	+
Gehölzverjüngung		
Pinus sylvestris S2	2	.
Larix decidua	3	.
Pinus sylvestris	3	.
Betula pendula	+	.
Populus alba	.	+
Salix sp.	.	-
Carpinus betulus	.	+
Waldarten		
Fagus sylvatica B1	.	1
Epilobium montanum	.	+
Galium odoratum	.	+
Lamium montanum	.	1
Geranium robertianum	.	+
Carex pilosa	.	2
Oxalis acetosella	.	+

Hieracium murorum	+	.
Prenanthes purpurea	+	+
Mycelis muralis	+	+
Festuca drymeia	2	+
Fagus sylvatica	3	2
Fraxinus excelsior	1	.
Kahlschlagpflanzen und Verhagerungszeiger		
Carex pallescens	+	.
Poa pratensis	+	
Hypericum perforatum	+	+
Brachypodium pinnatum	.	+
Dactylis glomerata	.	+
Poa nemoralis	.	+
Feuchte- und/oder Nährstoffzeiger		
Juncus conglomeratus	+	.
Bidens tripartitus	+	
Stellaria nemorum agg.	+	.
Carex pendula	.	+
Scrophularia nodosa	.	+
Lapsana communis	.	+
Cirsium arvense	.	+
Carduus personata	.	+
Poa remota	.	+
Oxalis stricta	.	+
Solidago gigantea	.	+
Onopordum acanthium	.	+
Impatiens parviflora	.	+
Poa annua	.	+
Clematis vitalba	.	+
Prunella vulgaris	+	+
Lycopus europaeus	+	+
Säurezeiger		
Carex pilulifera	+	.
Luzula campestris	1	.
Polytrichum sp.	+	
Veronica officinalis	.	+
Magerzeiger		
Veronica teucrium	+	.
Carex fritschii	+	.
Hieracium racemosum	.	+
Petasites paradoxus	.	+
Plantago media	.	+
Anzahl der Arten pro Aufnahme	3	5
	1	4

Weitere Arten in der Aufnahme 18608024:

Lysimachia sp. (+), Lamium sp. (+), Rumex sp. (+), Prunus avium (+)

Epilobietea angustifolii R. Tx. et Preising in R. Tx. 1950

Schlagfluren und Vorwald Gehölze

Epilobio-Atropetum bellae-donnae (Atropion): 18608024

Calamagrostis epigejos-Gesellschaft (Carici piluliferae-Epilobion): 18407824

Allgemein werden auf Kahlschlagflächen durch das Entfernen von Gehölzen die Licht- und Feuchtigkeitsverhältnisse plötzlich verändert. Lichtliebende Kräuter können rasch keimen. Es kommt zu einer Dominanz von Arten mit ruderaler und kompetitiv-ruderaler Strategie. Die hohe Krautschicht aus Gräsern und Kräutern hemmt vorerst die Baumkeimlinge. Sind die Bodennährstoffe erschöpft, kommt es zu einer Ansiedelung von anspruchsloseren Arten. An Lücken können sich Hochgräser und Sträucher wie zum Beispiel einige *Rubus*-Arten etablieren. Die Sukzession schreitet danach mit Vorwald-Arten (*Sambucus racemosa*, *Sambucus nigra*, *Salix caprea* u. a.) voran. Je nach Seehöhe und Nährstoffgehalt des Bodens entwickeln sich unterschiedliche Vorwaldstadien aus der Ordnung Sambucetalia racemosae. (vgl. MUCINA, 1993) Der zeitliche Verlauf dieser Entwicklung zum Wald hin zeigt ein Mosaik an unterschiedlichen Lebensformen und Altersstufen. Einige Waldarten können sich meist bei voller Belichtung halten. Vorwaldgehölze sowie Klimaxbaumarten können sich zu unterschiedlichen Zeitpunkten verjüngen und beimischen. (vgl. WILMANN, 1998)

Die angesprochenen Aufnahmeflächen sind charakterisiert durch eine hoch deckende Krautschicht und keiner (18608024) bzw. einer 20 Prozent deckenden (18407824) Strauchschicht. In der Fläche 18608024 ist eine Baumschicht vorhanden, jedoch nur in Form eines großen *Fagus sylvatica*-Überhälters. Die Mittelhänge sind Nord und Nordwest exponiert bei einer Seehöhe zwischen 400 und 500 m im Flyschwienerwald.

Die Ordnung Atropetalia, als einzige Ordnung innerhalb der Klasse Epilobietea angustifolii, enthält vier Verbände. Darunter das Atropion (nährstoffreiche Schlagfluren) und das Carici piluliferae-Epilobion (nährstoffarme Schlagfluren).

Charakteristisch für das Atropion sind artenreiche, basiphile Bestände. Die Assoziation Epilobio-Atropetum bellae-donnae stellt die zentrale Gesellschaft innerhalb des Verbandes dar. Die Standorte sind mittel bis nährstoffreich mit humosen Böden über Kalk oder kalkhaltigen Silikaten. Entlang von beschatteten Waldwegen ist sie noch häufiger als auf Kahlschlägen anzutreffen. (vgl. MUCINA, 1993)

Die Vegetationsaufnahme 18608024 zeichnet sich durch Arten- und Nährstoffreichtum aus. Ein Humushorizont ist gut ausgebildet. Die Arten deuten auf erhöhte Bodenreaktion hin. Die namensgebende Kennart *Atropa belladonna* des Atropions und des Epilobio-Atropetum bellae-donnae ist nicht vorhanden. Nur *Hypericum hirsutum* und *Eupatorium cannabinum* kommen als Kennarten des Verbandes vor. Auch die Trennarten sind einzig mit *Stachys sylvatica* vertreten. Die für die Assoziation angegebenen Dominanten und Konstanten Begleiter sind in der Aufnahme gut vertreten und somit kann der Bestand zugeordnet werden.

Im Carici piluliferae-Epilobion angustifolii prägt relative Nährstoffarmut und Versauerung die Standorte. Sie kann als Ersatzgesellschaftseinheit „der nährstoffarmen Bodenserie“ wie das Luzulo-Fagion angesehen werden. In diesem Verband der bodensauren Schlagfluren ist die Calamagrostis epigejos-Gesellschaft gestellt. Als diagnostische Artenkombination werden *Calamagrostis epigejos* (dom.), *Avenella flexuosa*, *Carex leporina*, *Epilobium angustifolium*, *Juncus effusus* und *Luzula luzuloides* angegeben. (vgl. MUCINA, 1993)

MERTZ (2002) beschreibt das Calamagrostietum epigeji Jurasz. 1928 (in der Calamagrostis epigejos-Gesellschaft nach MUCINA, 1993, beinhaltet) auf nährstoffreichen, aber oft kalkarmen Silikaten. Die typischsten Ausbildungen kommen auf nährstoffarmen Standorten vor.

Die Aufnahme fläche 18407824 ist allgemein für eine Kahlschlagfläche nicht sehr artenreich. Eine Humusschicht wie bei 18608024 ist nicht vorhanden. Die Kennarten des Verbandes der nährstoffarmen Schlagfluren fehlen. Von den Trennarten sind *Avenella flexuosa*, *Calluna vulgaris* und *Populus tremula* (nur in der Krautschicht) vertreten. Zur Ansprache der Gesellschaft ist das dominante Waldreitgras, *Avenella flexuosa* und *Luzula luzuloides* in der Aufnahme enthalten. Insgesamt erscheint die Untersuchungsfläche relativ nährstoffarm und sauer. Nährstoffzeiger sind vertreten, jedoch nur mit geringer Dominanz. Im Jahre 1998 wurden die damaligen Buchenbestände dem Luzulo-Fagetum zugewiesen. Damit erscheint die Zuordnung zur Calamagrostis epigejos-Gesellschaft als gerechtfertigt.

3.1.5 Senecioni fuchsii-Sambucetum racemosae Oberd. 1957

Tabelle 23: Charakterisierte Tabelle zur Assoziation Senecioni fuchsii-Sambucetum racemosae Oberd. 1957

	1
	8
	2
	0
	7
	6
	0
	0
Senecioni fuchsii-Sambucetum racemosae	
D „rubetosum fruticosae“	
Prunus avium S2	+
Rubus fruticosus agg.	5
Sambucus nigra	+
Scrophularia nodosa	+
D gegen typicum	
Picea abies S2	2
Deschampsia cespitosa	+
Juncus effusus	+
Mycelis muralis	+
Epilobium montanum	+
Picea abies	+
Senecioni fuchsii-Sambucetum racemosae KA	
Rubus idaeus	+
Senecio ovatus	+
Urtica dioica	+
Sambucetalia racemosae C	
Athyrium filix-femina	+
Eupatorium cannabinum	+
Oxalis acetosella	+
Dryopteris filix-mas	1
Luzula luzuloides	+
Vorwald-Gehölze	
Betula pendula	1
Betula pendula S2	1
Gehölzverjüngung	
Abies alba S2	2
Alnus glutinosa S2	2
Larix decidua S2	1
Carpinus betulus S2	+
Acer pseudoplatanus S2	+
Fagus sylvatica S2	+
Fagus sylvatica	+
Fraxinus excelsior	+
Abies alba	+
Quercus cerris	-
Carpinus betulus	+
Kahlschlagpflanzen und Verhagerungszeiger	
Calamagrostis epigejos	1
Impatiens noli-tangere	+

Hypericum perforatum	+
Poa nemoralis	+
Brachypodium pinnatum	+
Carex pallescens	+
Waldarten	
Dryopteris dilatata	+
Dryopteris carthusiana	+
Festuca drymeia	+
Prenanthes purpurea	+
Circaea lutetiana	+
Festuca gigantea	+
Thelypteris limbosperma	+
Gymnocarpium dryopteris	+
Dryopteris affinis	+
Carex pilosa	+
Feuchte- und/oder Nährstoffzeiger	
Geranium robertianum	+
Cirsium arvense	+
Solanum dulcamara	+
Lycopus europaeus	+
Mentha longifolia	+
Rumex sanguineus	+
Cirsium palustre	+
Carduus crispus	+
Agrostis gigantea	+
Carex pendula	+
Stellaria nemorum agg.	+
Clematis vitalba	+
Rumex crispus	+
Stachys sylvatica	+
Lysimachia nemorum	+
Lapsana communis	+
Prunella vulgaris	+
Oxalis stricta	+
	6
Anzahl der Arten	8

Weitere Arten in der Aufnahme: Spiraea cana (+), Viola sp. (+), Ranunculus sp. (+)

Senecioni fuchsii-Sambucetum racemosae Oberd. 1957

Traubenholundergebüsch

18207600

Das Sambuco-Salicion capreae umfasst geschlossene bis lichte Gebüsche und Vorwälder mit einem frischen bis (selten) feuchten Wasserhaushalt. (vgl. WILLNER, 2007)

Die Assoziation des Traubenholundergebüschs stellt nieder- bis mittelwüchsige Gebüsche aus Himbeere, Brombeere und Trauben-Holunder dar. Meist sind die Standorte auf Waldschlägen mit Jungwuchs der Holzigen zu finden. (vgl. WILLNER, 2007)

Es werden Subassoziationen je nach Dominanz der diagnostischen Arten unterschieden. So ist das „rubetosum fruticosae“ mit der Dominanten *Rubus fruticosus* agg. auf frischen bis mäßig nährstoffreichen, sauren Böden in der submontanen Stufe zu finden. (vgl. WILLNER, 2007)

Die angesprochene Aufnahme eines ehemaligen Kahlschlages stammt aus der submontanen Stufe des Flyschwienerwaldes. Der Mittelhang befindet sich in nördlicher Exposition bei einer 30 prozentigen Hangneigung. Der Wasserhaushalt ist wechselfeucht.

Physiognomisch stellt der Bestand ein großes Gebüsch dar, das die Fläche fast vollständig einnimmt. Jedoch ist der Bestand nicht völlig einheitlich. Die Verjüngungsherde der Baumarten sind mehr oder weniger gruppenweise verteilt. Außerdem ragt ein periodisch wasserführender Graben mit Strauchbeständen von *Alnus glutinosa* in die Fläche.

An Verjüngung sind *Betula pendula*, *Carpinus betulus* (gering), *Acer pseudoplatanus*, *Picea abies*, *Larix decidua*, *Abies alba* und spärlich *Fagus sylvatica* zu nennen.

Fichte und Tanne dürften dabei auf einem Teil der Fläche gefördert werden, da diese in Reihen vorzufinden sind.

In der Krautschicht dominiert *Rubus fruticosus* agg. stark. Daneben sind mit höherer nennenswerter Deckung *Calamagrostis epigejos* und *Dryopteris filix-mas* vorhanden.

Die vorkommenden Arten zeigen den wechselfeuchten und nährstoffreichen Standort an. Die meisten dieser Arten sind lichtliebend. Zu Feuchte- und Nährstoffarten (Ellenbergzahlen: F7 – F9, N7 – N9, vgl. ELLENBERG, 1996) gesellen sich neben den klassischen Kahlschlagarten (z. B. *Calamagrostis epigejos*) und Verhagerungszeigern (*Poa nemoralis*, *Carex pallescens*, *Brachypodium pinnatum*) die Waldarten, die einerseits als Reste der früheren Vegetation andererseits unter der Gehölzverjüngung wachsen.

Bezüglich einer zeitlichen Vegetationsentwicklung hat sich die Aufnahme- fläche vom Epilobietea angustifolii zum Senecioni fuchsii Sambucetum racemosae weiterentwickelt. Klassische Kahlschlagarten sind nicht mehr dominant. Weitere Sukzessionsschritte sind Vorwaldstadien, die bereits mit *Betula pendula* eingeleitet sind.

3.1.6 Quercion pubescenti-petraeae Br.-Bl. 1932

Tabelle 24: Charakterisierte Tabelle zum Verband Quercion pubescenti-petraeae Br.-Bl. 1932

	1
	8
	6
	0
	7
	4
	0
	8
Quercetalia pubescentis C	
Quercus cerris B1	4
Quercus petraea B1	2
Quercus cerris B2	2
Pyrus pyraster S2	1
Quercus cerris	+
Pyrus pyraster	+
Sorbus torminalis	-
Querco-Fagetea C	
Carpinus betulus B1	1
Quercus petraea B2	2
Carpinus betulus B2	1
Crataegus laevigata S2	2
Hepatica nobilis	+
Hedera helix	+
Crataegus laevigata	1
Quercus petraea	+
Carpinus betulus	+
Prunus avium	+
Weitere Arten	
Galium odoratum	+
Primula elatior	+
Stellaria media	+
Melittis melissophyllum	+
Clematis vitalba	+
Rosa sp.	+
Tanacetum corymbosum	+
Viola hirta	+
Crataegus monogyna	1
Acer campestre	1
Fraxinus excelsior	+
	2
Anzahl der Arten	8

Quercion pubescenti-petraeae Br.-Bl. 1932
Mitteleuropäische wärmeliebende Eichenwälder

Beweideter Zerreichenwald: 18607408

Die Probefläche liegt in an einem Oberhang nördlicher Exposition mit 10 prozentiger Hangneigung in der submontanen Stufe. Überprägt wird die Fläche durch Beweidung. Daher sind keine Laubstreu und nur wenig Unterwuchs vorhanden. Die Beweidungsfläche geht oberhalb in eine Weidewiese über. Dominiert wird die erste Baumschicht bei einer Höhe von 18m von *Quercus cerris*, weiter beigemischt sind *Quercus petraea* und *Carpinus betulus*. In der Strauchschicht ist nur *Crataegus laevigata* vorhanden. In der spärlich vorhandenen Krautschicht dominieren die Holzigen *Crataegus*, *Acer campestre* und *Pyrus pyraster*. An Kräutern sind wärmeliebende Arten vorhanden: *Tanacetum corymbosum*, *Melittis melissophyllum*, *Hepatica nobilis*, *Viola hirta* und *Primula elatior* (cf).

Der Verband *Quercion pubescenti-petraeae* stellt von Eichen dominierte Wälder dar. Das Vorkommen beschränkt sich auf die colline bis submontane Stufe. Charakterarten sind *Carex michellii*, *Betonica officinalis*, *Hierochloë australis*, *Campanula bononeniensis*, *Ranunculus polyanthus*. Schattbaumarten wie *Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica* und *Tilia*-Arten haben nur geringen Anteil. (vgl. WILLNER, 2007)

In der zugeordneten Aufnahme wurden keine diagnostischen Arten des Verbandes vorgefunden. Da allgemein die Krautschicht durch Beweidung kaum vorhanden ist, wurde den Charakterarten weniger Bedeutung zugemessen. Der Standort, die Hauptbaumarten und die Beweidung sprechen jedoch für eine Zuordnung zum Verband.

Querco-Fagetea-Charakterarten hingegen wurden in der Fläche angetroffen.

Als potentiell natürliche Waldgesellschaft wurde das Cyclamini-Fagetum angesprochen. Dies wird durch die wirkenden Standortsfaktoren und das -potential, das durch die umgebenden Buchen-Bestände bestätigt wird, begründet. Somit handelt es sich um einen anthropogen geförderten Zerreichenbestand.

3.1.7 Carici remotae-Fraxinetum Koch ex Faber 1936

Tabelle 25: Charakterisierte Tabelle zur Assoziation Carici remotae-Fraxinetum Koch ex Faber 1936

	1	1
	8	7
	3	9
	0	0
	7	7
	9	3
	0	0
	8	0
	1	0
Carici remotae-Fraxinetum D		
Primula elatior	.	+
Carex pendula	+	.
Lysimachia nemorum	+	.
Veronica montana	+	-
Carex remota	+	.
Carici remotae-Fraxinetum KA		
Fraxinus excelsior B1	1	.
Crataegus laevigata S2	.	+
Oxalis acetosella	+	+
Carex sylvatica	+	-
Brachypodium sylvaticum	.	+
Impatiens parviflora	+	.
Viburnum opulus	.	+
Fraxinus excelsior	+	2
Lamiastrum montanum	+	.
Alnion glutinoso-incanae C		
Alnus glutinosa B1	3	3
Alnus glutinosa B2	.	+
Alnus glutinosa	+	-
Alnion incanae DA		
Stachys sylvatica	.	-
Rubus caesius	.	+
Cardamine amara	+	.
Equisetum arvense	.	+
Sambucus nigra	.	+
Fagetalia C		
Fagus sylvatica B1	2	.
Fagus sylvatica B2	1	.
Fagus sylvatica S2	1	.
Acer pseudoplatanus S2	.	1
Acer pseudoplatanus	.	1
Anemone nemorosa	+	+
Daphne mezereum	.	-
Athyrium filix-femina	+	-
Paris quadrifolia	+	-
Polygonatum multiflorum	+	.
Euphorbia dulcis	+	.
Geranium robertianum	+	.
Sanicula europaea	.	-
Galium odoratum	+	+

Vinca minor	2	.
Dentaria bulbifera	+	+
Dryopteris filix-mas	.	-
Stellaria nemorum agg.	+	.
Viola reichenbachiana	.	+
Fagus sylvatica	+	+
Weitere Arten		
Picea abies B1	1	2
Picea abies B2	.	2
Carpinus betulus B2	2	.
Festuca drymeia	2	.
Equisetum sylvaticum	.	+
Fissidens taxifolius	.	-
Dicranella heteromalla	.	+
Atrichum undulatum	.	+
Ranunculus auricomus agg.	.	-
Anzahl der Arten pro Aufnahme	4	4
	2	8

Außerdem in den Aufnahmen:

17907300: Crataegus monogyna S2 (-), Crataegus laevigata (-), Senecio ovatus (-), Picea abies (+), Ajuga reptans (+), Prunus avium (-), Abies alba (-), Quercus petraea (+), Picea abies S2 (+), Fragaria vesca (+)

183079081: Lycopus europaeus (+), Rubus idaeus (+), Carpinus betulus (+), Rubus fruticosus agg (+), Picea abies (+), Viola riviniana (+), Carex pilosa (+), Symphytum tuberosum (+), Plagiochila sp. (+), Dryopteris dilatata (+), Luzula pilosa (-)

Carici remotae-Fraxinetum Koch ex Faber 1936

Winkelseggen-Schwarzerlen-Eschenwald, Bach-Eschenwald

183079081, 17907300

Der Unterverband *Alnenion glutinoso-incanae* Oberd. 1953 beinhaltet die Assoziation der Schwarzerlen-Eschenwälder. Die „oft sehr kleinflächig ausgebildeten Bestände entlang von Bächen, an quelligen, mit sauerstoffreichem Wasser durchsickerten Stellen“ charakterisieren sich durch Gleyböden, die ganzjährig gut durchfeuchtet sind. Sie sind in der collinen bis submontanen Höhenstufe zu finden. (vgl. Willner, 2007)

Die aufgenommenen Erhebungsflächen präsentieren sich als sehr unterschiedlich im Erscheinungsbild. Lediglich das Vorkommen in der submontanen Stufe des Flyschwienerwaldes auf Pseudogley-Böden ist ihnen gemein.

Einen tief in das Gelände geschnittenen Graben mit wenig aber stetiger Wasserführung stellt die Probefläche 183079081 dar. Als Teilungsergebnis beträgt die Aufnahme­fläche 300 m². Dominant in der Baumschicht zeigt sich *Alnus glutinosa*. Kodominant ist *Fagus sylvatica*, die überleitet in die Teilfläche 02 zum Galio odorati-Fagetum-Bestand. Auch ein *Picea abies*-Individuum und *Fraxinus excelsior* mischt sich in die 1. Baumschicht. *Carpinus betulus* baut die 2. Baumschicht auf. Der Bestand ist nur schmal entlang des Gerinnes ausgebildet.

Die Krautschicht wird von den für diese Assoziation untypischen Arten *Festuca drymeia* und *Vinca minor* dominiert.

Das Vorkommen einiger Trenn- sowie der konstanten Begleitarten der Assoziation rechtfertigen die Ansprache des Bestandes als Bach-Eschenwald, obwohl auch viele Fagetalia-Arten anzutreffen sind. Dies begründet sich wohl in der Kontaktgesellschaft, die in den Bestand vor allem im Unterwuchs des Grabeneingangs ausstrahlt. Deshalb ist hier nicht von einem repräsentativen Bestand der Gesellschaft zu sprechen. Eine Aufnahme eines schmälere­ren aber dafür längeren Abschnitts des Grabens würde zu einem typischeren Bild führen.

Auch die Aufnahme­fläche 17907300 stellt kein klassisches Erscheinungsbild der Gesellschaft dar, da es sich um eine anthropogen herbeigeführte Gesellschaft, einer ehemaligen Wiesenaufforstung nach 1980, handelt. Standortlich ist von einem flachen und breiten Hangschuttkegel zu sprechen. Die Fläche wird dominiert von *Alnus glutinosa*, kodominant ist hier *Picea abies*. *Acer pseudoplatanus* herrscht in der 2. Baumschicht vor. Treten hier wenige Fagetalia-Arten hinzu, führen die Fichte und der unter ihr spärlich auftretende Unterwuchs zu einem untypischen Bestandesbild. Nichtsdestotrotz kann das Carici remotae-Fraxinetum angesprochen werden, da als Trennart *Primula elatior* und typische konstante Begleitarten vorkommen und der prägende Standortsfaktor Wasser ist.

3.1.8 Aceri-Tilietum platyphylli Faber 1936 s.l.

Tabelle 26: Charakterisierte Tabelle zur Assoziation Aceri-Tilietum platyphylli Faber 1936 s.l.

	1	1
	8	8
	4	4
	0	0
	7	7
	0	0
	0	1
	0	6
Aceri-Tilietum platyphylli KA		
Tilia platyphyllos B1	4	3
Fraxinus excelsior B1	2	2
Carpinus betulus B1	2	.
Acer platanoides B1	.	2
Acer pseudoplatanus B1	2	.
Acer platanoides B2	.	2
Fraxinus excelsior B2	.	1
Acer pseudoplatanus B2	.	2
Tilia platyphyllos B2	.	2
Dryopteris filix-mas	+	+
Galium odoratum	+	+
Geranium robertianum	.	+
Poa nemoralis	+	+
Hepatica nobilis	+	+
Subass. aconitetosum vulparieae DA		
Cornus mas S2	2	+
Evonymus verrucosa S2	.	+
Evonymus verrucosa	.	+
Arabis turrita	+	.
Viola mirabilis	.	+
Tanacetum corymbosum	.	+
Cornus mas	+	+
Tilienion DA		
Prunus avium B1	1	.
Staphylea pinnata S2	.	2
Carpinus betulus S2	1	+
Convallaria majalis	.	+
Campanula persicifolia	+	+
Dactylis polygama	+	+
Stellaria holostea	+	+
Hippocrepis emerus	.	+
Lathyrus vernus	.	+
Melica uniflora	1	+
Acer campestre	+	+
Staphylea pinnata	.	1
Prunus avium	.	+
Carpinus betulus	.	+
Fraxinus excelsior	+	+
Tilio-Acerion C		
Ulmus glabra S2	.	+
Tilia platyphyllos S2	.	1
Ribes uva-crispa	+	+
Acer pseudoplatanus	+	+

Ulmus glabra	+ +
Tilia platyphyllos	+ +
Acer platanoides	. +
Fagetalia sylvaticae C	
Fagus sylvatica B1	2 2
Fagus sylvatica B2	. 2
Fagus sylvatica S2	1 .
Salvia glutinosa	+ .
Euphorbia amygdaloides	+ .
Dentaria enneaphyllos	. +
Lilium martagon	+ .
Daphne mezereum	+ .
Sanicula europaea	+ .
Hordelymus europaeus	+ +
Galium sylvaticum	. +
Prenanthes purpurea	+ +
Mercurialis perennis	1 1
Viola reichenbachiana	+ .
Polygonatum multiflorum	+ +
Dentaria bulbifera	+ +
Quercu-Fagetea C	
Lonicera xylosteum S2	. +
Brachypodium sylvaticum	+ +
Hedera helix	. 1
Lonicera xylosteum	1 .
Thermophile Arten	
Sorbus aria B1	1 .
Crataegus monogyna S2	+ .
Cephalanthera damasonium	+ -
Cyclamen purpurascens	+ +
Crataegus monogyna	+ +
Basenzeiger	
Carex alba	2 +
Campanula trachelium	. +
Viola hirta	+ .
Primula vulgaris	+ +
Nährstoffzeiger	
Galium aparine	. +
Geum urbanum	+ .
Felsgesellschaftsarten	
Moehringia muscosa	+ .
Polystichum aculeatum	+ +
Asplenium trichomanes	+ +
Cystopteris fragilis	. +
Polypodium vulgare	. +
Weitere Arten	
Carex digitata	+ +
Allium ursinum	. 2
Arum alpinum	. +
Daphne laureola	+ .
	5 7
Anzahl der Arten pro Aufnahme	8 2

Außerdem in den Aufnahmen:

18407016: *Quercus cerris* (-), *Clematis vitalba* (+), *Pinus nigra* B1 (+), *Sorbus aucuparia* (+),
Abies alba (+), *Viola* sp. (+), *Lamiaeum montanum* (+)

18407000: *Fragaria vesca* (+), *Abies alba* (+), *Galium* sp. (+), *Hieracium murorum* (+), *Stellaria* sp. (+), *Rosa* sp. (+)

Aceri-Tilietum platyphylli Faber 1936 s.l.

Mitteleuropäischer Lindenmischwald

Subass. aconitetosum vulparieae Willner comb. nov.: 18407000, 18407016

Nach WILLNER (2007) handelt es sich um, von Sommer- oder Winterlinde, auch Spitz-Ahorn oder Esche aufgebaute, Wälder an warmen, blockigen oder schuttigen Steilhängen. Die Böden sind nährstoffreich, skelettig und tonig. Die Höhenamplitude reicht von collin über submontan bis selten tiefmontan. (vgl. WILLNER, 2007)

Die diagnostischen Arten *Cornus mas*, *Evonymus verrucosa*, *Arabis turrita*, *Viola mirabilis* und *Tanacetum corymbosum* differenzieren die Bestände zur Subassoziaton aconitetosum vulparieae. (vgl. WILLNER, 2007)

Standörtlich können die Probenflächen in den Kalkwienerwald eingeordnet werden. Anstehender Fels und steiniger, lehmiger Boden, eine Hangneigung von 50 Prozent und eine Meereshöhe zwischen 550 und 650 m sind charakteristisch. 18407000 liegt am Oberhang mit einer Felskuppe in nördlicher Exposition, 18407016 dagegen ist zum Teil in einer Mulde neben einem Graben und einer Forststraße an einem Mittelhang innordwestlicher Exposition zu finden.

Als artenreich lässt sich die Zusammensetzung der Baum- und Strauchschicht beschreiben. Es treten neben der dominanten *Tilia platyphyllos* auch *Fagus sylvatica*, *Acer pseudoplatanus* und *Fraxinus excelsior* hoch deckend auf. Beigemischt sind *Carpinus betulus*, *Prunus avium* und *Sorbus aria*. Als Sträucher gesellen sich *Staphylea pinnata*, *Evonymus verrucosa*, *Cornus mas* und *Lonicera xylosteum* dazu. In der Krautschicht sind *Ulmus glabra*, *Sorbus aucuparia*, *Acer campestre* und *Crataegus monogyna* vorzufinden. Diese Strukturen geben die wirkenden Standortsfaktoren von Nährstoffen, Wasserhaushalt und Temperatur gut wieder.

Aufgrund der Standortssituation der 18407016-Fläche neben einem periodisch wasserführenden Graben ist das Auftreten von *Allium ursinum* in einer Mulde zu begründen. Grundsätzlich ist im Aceri-Tilietum platyphylli kein ausgeprägter Geophytenaspekt charakteristisch (vgl. WILLNER, 2007).

Wie für das Tilienion platyphylli kennzeichnend, ist in den beiden Aufnahmen ein Unterwuchs mit thermophilen Arten zu finden. Weiters ist, wie in der Literatur angegeben, eine Beziehung zu Eichen-Hainbuchenwäldern mit den Arten *Galium sylvaticum*, *Stellaria holostea* und *Carpinus betulus* festzustellen. (vgl. WILLNER, 2007)

Als thermophile Vikariante zur Subass. typicum enthält die Subass. aconitetosum vulparieae vermehrt wärmeliebende Arten, die die diagnostischen Arten (*Cornus mas*, *Evonymus verrucosa*, *Tanacetum corymbosum*, *Arabis turrita* und *Viola mirabilis*) der Subassoziaton darstellen. (vgl. WILLNER, 2007)

Ebenfalls auffällig sind Basenzeiger, da sich die Probeflächen im Kalkwienerwald befinden. Gemeinsam mit den wenig vorhandenen Stickstoffzeigern geben sie die gute Nährstoffsituation wieder. Hinzukommen Arten von Felsgesellschaften, die anstehenden Fels und blockige Hänge charakterisieren.

3.1.9 Galio sylvatici-Carpinetum Oberd. 1957

Tabelle 27: Charakterisierte Tabelle zur Assoziation Galio sylvatici-Carpinetum Oberd. 1957;
Zuordnungen: A = Subass. typicum, B = Subass. circaetosum

	A	B
	1	1
	8	8
	2	5
	0	0
	7	7
	2	5
	0	0
	0	0
Galio sylvatici-Carpinetum DA		
Fagus sylvatica B1	3	2
Quercus petraea B1	1	.
Euphorbia amygdaloides	+	+
Dentaria bulbifera	+	+
Melica uniflora	.	+
Campanula rapunculoides	.	+
Cyclamen purpurascens	+	.
Fagus sylvatica	+	+
GebAusb des Wienerwaldes DA		
Quercus cerris B1	1	2
Primula vulgaris	+	+
Festuca gigantea	.	+
Festuca drymeia	.	2
Daphne laureola	+	+
Quercus cerris	+	+
Subass. circaetosum DA		
Milium effusum	.	+
Stachys sylvatica	.	+
Circaea lutetiana	.	+
Carpinion betuli C		
Carpinus betulus B1	4	4
Prunus avium B1	.	1
Carex pilosa	.	3
Carpinus betulus	.	+
Prunus avium	+	+
Fagetalia C		
Fraxinus excelsior B1	.	1
Bromus benekenii	.	+
Carex sylvatica	+	+
Galium odoratum	+	+
Viola reichenbachiana	.	1
Sanicula europaea	.	+
Salvia glutinosa	.	+
Lamium montanum	.	+
Mercurialis perennis	.	+
Acer pseudoplatanus	+	-
Fraxinus excelsior	+	+
Querco-Fagetea C		
Dactylis polygama	+	.
Brachypodium sylvaticum	+	.

Campanula trachelium	.	+
Hedera helix	.	+
Hepatica nobilis	.	+
Mycelis muralis	.	+
Arten der Straße und Feuchtstelle		
Poa compressa	.	+
Petasites paradoxus	.	+
Prunella vulgaris	.	+
Atropa bella-donna	.	+
Urtica dioica	.	+
Stellaria nemorum agg.	.	+
Impatiens parviflora	.	1
Carex pendula	+	+
Carex remota	.	+
Ranunculus repens	.	+
Rumex sanguineus	.	+
Lycopus europaeus	.	+
Geranium sanguineum	.	+
Weitere Arten		
Ajuga reptans	.	+
Rubus fruticosus agg.	+	+
Cardamine trifolia	.	+
Fragaria vesca	+	.
Senecio germanicus	.	+
Hieracium murorum	.	+
Clematis vitalba	+	+
Crataegus monogyna	.	+
Hieracium sabaudum	.	-
Melica nutans	+	.
Cephalanthera damasonium	.	+
Acer campestre	.	+
Anzahl der Arten pro Aufnahme		2 6
		7 1

Weitere vorkommende Arten in den Aufnahmen:

18507500: Ulmus glabra (+), Vicia sp. (+), Rosa sp. (-)

18207200: Abies alba (-), Primula sp. (+), Rosa sp. (+), Viola sp. (+)

Galio sylvatici-Carpinetum Oberd. 1957

Mitteleuropäischer Traubeneichen-Hainbuchenwald, Waldlabkraut-Hainbuchenwald

Gebietsausbildung des Wienerwaldes

Subass. typicum: 18207200

Subass: circaeetosum Oberd. 1957: 18507500

Die Aufnahmeflächen befinden sich in Südexposition bei einer Hangneigung zwischen 10 und 20 Prozent und auf einer Meereshöhe zwischen 400 und 600 m im Flyschwienerwald. Die Böden sind lehmig und weisen Mullhumus auf.

Es handelt sich um soziologisch auswertbare Flächen, obwohl eine Schotterstraße die Probefläche 18507500 quert und in beiden je eine Nassgalle vorhanden ist. Die betroffenen Arten sind in der charakterisierten Tabelle in einer gesonderten Gruppe angeführt.

Von der Hainbuche aufgebaut sind die Bestände wohl anthropogen gefördert. Als potentiell natürliche Waldgesellschaft ist das Galio odorati-Fagetum anzusprechen.

Im Galio sylvatici-Carpinetum kommen neben *Quercus petraea* und *Carpinus betulus* auch *Tilia cordata*, *Acer campestre* und *Fagus sylvatica* beigemischt vor. Im Wienerwald mischt sich auch *Quercus cerris* dazu. Die Gesellschaft stockt auf frischen bis mäßig trockenen Böden bei einer Höhenverbreitung von collin bis submontan. (vgl. WILLNER, 2007)

So sind auch in den dieser Assoziation zugeordneten Flächen dominant *Carpinus betulus*, kodominant bis beigemischt in der 1. Baumschicht *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea* und *Quercus cerris* zu finden. Bei 18507500 ist daneben auch *Prunus avium* und *Fraxinus excelsior* vorhanden.

Die Erhebungsfläche 18507500 ist durch wechselfeuchten Wasserhaushalt mit dem Bodentyp Pseudogley zu charakterisieren. Demnach unterscheidet sich auch die Krautschicht maßgeblich von der Aufnahmefläche 18207200, die einen Parabraunerdeboden aufweist.

Dominiert wird die hoch deckende Krautschicht der Probefläche 18507500 von *Carex pilosa* neben, der in geringerer Deckung vorkommenden, *Festuca drymeia*. Allgemein sind im Unterwuchs anspruchsvolle Arten zu finden. Daher auch die Ansprache als Subass. circaeetosum.

Die Untersuchungsfläche 18207200 hingegen besitzt auffallend wenig Laubstreu und auch die Krautschicht ist nur sehr spärlich vorhanden. Vermutlich ist dies eine Folge anthropogener Nutzung. Die anspruchsvollen Arten fehlen und daher wurde der Bestand der Subassoziaton typicum zugewiesen.

3.1.10 Cyclamini-Fagetum Soó 1971

Tabelle 28: Charakterisierte Tabelle zur Assoziation Cyclamini-Fagetum Soó 1971

	1	1	1	1
	8	8	8	8
	3	5	3	4
	0	0	0	0
	6	6	6	7
	9	9	9	0
	0	2	0	2
	0	4	8	4
Cyclamini-Fagetum DA				
Pinus nigra B1	.	1	.	1
Carpinus betulus S2	.	.	.	1
Cornus mas S2	+	.	.	.
Veratrum nigrum	1	+	.	.
Primula vulgaris	.	.	.	+
Sorbus torminalis	.	.	+	.
Quercus petraea	+	.	.	.
Cornus mas	+	.	.	.
Cyclamini-Fagetum KA				
Cyclamen purpurascens	+	+	+	+
Melittis melissophyllum	+	+	.	.
Hieracium murorum	.	.	.	+
Lathyrus vernus	.	+	.	+
Convallaria majalis	.	+	.	.
Carex alba	.	+	.	+
Mercurialis perennis	.	+	.	+
Cephalanthero-Fagion DA				
Sorbus aria B1	.	.	.	1
Cornus sanguinea S2	.	.	.	+
Viburnum lantana	+	.	.	.
Berberis vulgaris	.	+	.	.
Crataegus monogyna	+	.	.	.
Cornus sanguinea	.	.	+	+
Hippocrepis emerus	.	.	.	+
Cephalanthera damasonium	+	.	.	.
Cephalanthera rubra	+	.	.	.
Cephalanthera longifolia	+	.	-	.
Campanula persicifolia	+	.	+	.
Epipactis microphylla	-	.	.	-
Sorbus aria	.	+	+	.
Acer campestre	-	.	+	+
Fagion C				
Fagus sylvatica B1	5	4	4	3
Fagus sylvatica S2	.	2	+	1
Euphorbia amygdaloides	+	.	+	+
Prenanthes purpurea	.	+	.	+
Neottia nidus-avis	+	-	.	+
Fagus sylvatica	1	1	+	+
Fagetalia C				
Fraxinus excelsior B1	2	3	.	1
Acer pseudoplatanus B1	.	2	.	1
Acer pseudoplatanus S2	.	.	.	2
Fraxinus excelsior S2	.	.	2	+

Paris quadrifolia	. . . +
Acer pseudoplatanus	+ 3 + 1
Fraxinus excelsior	+ 3 2 1
Querco-Fagetea C	
Corylus avellana S2	. . . +
Lonicera xylosteum S2	. . . +
Mycelis muralis	. + + .
Carex digitata	+ . . +
Brachypodium sylvaticum	. . + +
Lonicera xylosteum	. + . +
Tieflagen-Arten	
Hedera helix	+ . + +
Polygonatum multiflorum	. . . +
Campanula trachelium	. . . +
Clematis vitalba	. + 2 +
Campanula rapunculoides	. + + +
Karbonatzeiger	
Epipactis atrorubens	. . . +
Campanula rotundifolia	. + . .
Galium sylvaticum	. . . +
Hepatica nobilis	+ + . .
Melica nutans	. + + .
Anspruchsvolle Arten	
Sanicula europaea	+ + . +
Dentaria bulbifera	+ + + +
Hordelymus europaeus	. + + +
Phyteuma spicatum	+ . . .
Daphne laureola	. + . +
Actaea spicata	. + . +
Bromus benekenii	+ . + .
Platanthera chlorantha	+ . . .
Primula veris	+ + . .
Lilium martagon	. . . +
Daphne mezereum	. + . .
Weitere Arten	
Pinus sylvestris B1	. . 2 .
Picea abies B1	1 . 1 .
Larix decidua B1	. . . 2
Abies alba B1	. . . 2
Ulmus glabra S2	. . . 2
Sambucus ebulus	. . 1 .
Atropa bella-donna S2	. . 2 .
Rubus fruticosus agg.	. . 2 +
Rubus idaeus	. . 2 +
Galium odoratum	+ + + +
Fragaria vesca	. + + +
Dentaria enneaphyllos	. . . +
Viola hirta	+ . + .
Viola reichenbachiana	. . . +
Ulmus glabra	. . . 1
Anzahl der Arten pro Aufnahme	3 4 4 6
	7 1 9 6

Außerdem in den Aufnahmen:

18407024: *Sambucus nigra* (+), *Solidago* sp. (-), *Lamiaestrum montanum* (+), *Poa nemoralis* (+), *Euphorbia dulcis* (+), *Salvia glutinosa* (+), *Rosa* sp. (+), *Geum urbanum* (+), *Sorbus aucuparia* S2 (-), *Abies alba* S2 (+), *Tilia platyphyllos* (+)

18506924: *Viola* sp. (+), *Solidago virgaurea* (+), *Galium lucidum* (+), *Senecio ovatus* (+), *Rosa* sp. (+), *Acer platanoides* (+)

18306908: *Stachys sylvatica* (+), *Ajuga reptans* (+), *Impatiens parviflora* (+), *Carex muricata* (+), *Arabis glabra* (+), *Vicia dumetorum* (+), *Carduus crispus* (+), *Astragalus glycyphyllos* (+), *Rumex* sp. (+), *Atropa bella-donna* (+), *Inula conyza* (+), *Quercus* sp. (+), *Prunus avium* (+), *Hypericum perforatum* (+), *Sambucus nigra* (+), *Solidago canadensis* (-), *Euphorbia cyparissias* (+)

18306900: *Epipactis muelleri* (-), *Carex sylvatica* (+), *Picea abies* S2 (+)

Cyclamini-Fagetum Soó 1971

Zyklamen-Buchenwald

18306900, 18306908, 18407024, 18506924

Die aufgenommenen Erhebungsflächen befinden sich zwischen 500 und 660 m Seehöhe auf Dolomit, nur 18407024 ist ein Kalkstandort. Hinsichtlich Exposition herrschen Südhänge vor, auch eine Nordexposition kommt vor. Die Hangneigung reicht von 30 bis 50 Prozent (3 Flächen). Durchwegs sind Mittelhänge vertreten.

Auffallend sind in Probefläche 18306908 die Anzahl von Stickstoff- und Lichtzeigern. Darunter fallen vor allem *Rubus*-Arten, *Sambucus ebulus* und *Atropa bella-donna*. Diese begründen sich in den starken Durchforstungsmaßnahmen und damit in der Verlichtung des Bestandes. Die Krautschicht ist nicht gleichmäßig verteilt, sondern allgemein gering ausgebildet, jedoch an Stellen, an denen sie vorhanden, ist üppig. Verjüngung von Holzigen ist nur mit *Fraxinus excelsior* gegeben.

In die Aufnahmefläche 18407024 fällt die Böschung einer Forststraße und führt damit zum Auftreten von Arten wie *Poa nemoralis* und *Geum urbanum*.

Zum Cephalanthero-Fagenion gehörend, handelt es sich um thermophile Buchenwälder. Die Bestände besiedeln warme Hanglagen über Karbonatgestein in allen Expositionen vor allem über Rendzina und Kalklehm-Rendzina in der submontanen Stufe. (vgl. WILLNER, 2007)

WILLNER (2007) beschreibt eine geringe Beimischung anderer Baumarten. In vorliegenden Beständen trifft dies nur auf zwei Aufnahmen zu (18306900 und 18306908). In 18407024 und 18506924 tritt *Pinus nigra* hinzu, was für den Alpenostrand typisch ist (vgl. WILLNER, 2002).

Die Zuweisung der Bestände begründet sich in den Diagnostischen und Konstanten Arten, wie aus obiger Tabelle ersichtlich ist.

Das Cyclamini-Fagetum stellt nach WILLNER (2007) die östliche Vikariante zum Carici albae-Fagetum dar. In WALLNÖFER et al. (1993) wurde diese Assoziation noch nicht geführt. Die Bestände wurden dem Carici albae-Fagetum, der Veratrum nigrum-Variante des Hordelymo-Fagetum (ZUKRIGL, 1999) und submontane Ausbildungen zum Seslerio-Fagetum gestellt. Differentialarten gegen die beiden letzt genannten Assoziationen sind *Cyclamen purpurascens*, *Dentaria enneaphyllos*, *Veratrum nigrum*, *Cornus mas*, *Evo-nymus verrucosa* u. a.. (vgl. WILLNER, 2002)

Weitere Arten in den Aufnahmen

- 181075240: *Sorbus aucuparia* (+), *Carex alba* (+), *Hypnum cupressiforme* (+)
 185077160: *Alliaria petiolata* (+), *Dryopteris carthusiana* (+)
 183077240: *Rumex sanguineus* (+), *Betula pendula* (-), *Rosa* sp. (+), *Sambucus nigra* S2 (+), *Quercus cerris* (+), *Brachypodium pinnatum* (+)
 182076080: *Primula veris* (+), *Geum urbanum* (+), *Brachypodium pinnatum* (+)
 178072160: *Atrichum undulatum* (+), *Fissidens taxifolius* (+), *Ranunculus repens* (-), *Petasites albus* (+), *Dryopteris carthusiana* (-), *Hypericum hirsutum* (+), *Lysimachia nemorum* (+), *Eupatorium cannabinum* (+), *Geum urbanum* (-)
 186080080: *Viola* sp. (+), *Ulmus glabra* (-), *Dactylis glomerata* (+), *Cirsium arvense* (+), *As-tragalus glycyphyllos* (-), *Rumex* sp. (-), *Euphorbia dulcis* (+), *Salix caprea* S2 (-), *Hypericum perforatum* (+), *Senecio germanicus* (+), *Hypericum hirsutum* (+), *Sambucus nigra* S2 (+), *Eupatorium cannabinum* (+), *Solidago gigantea* (+)
 184078080: *Polystichum* sp. (+), *Thelypteris limbosperma* (+), *Dryopteris carthusiana* (+), *Lysimachia nemorum* (+), *Viola riviniana* (+), *Carex alba* (1)
 184078000: *Rumex conglomeratus* (+), *Circaea intermedia* (+), *Campanula* sp. (+), *Solanum dulcamara* (+), *Cardamine amara* (+), *Stellaria nemorum* agg. (+), *Ranunculus repens* (+), *Hypericum perforatum* (+), *Taraxacum officinale* agg. (+), *Lycopus europaeus* (+), *Lysimachia nemorum* (+), *Viola riviniana* (+)
 182078240: *Hypericum perforatum* (+), *Taraxacum officinale* agg. (-), *Juncus effusus* (+), *Eupatorium cannabinum* (+)
 182072080: *Viola* sp. (+), *Betula pendula* (-), *Lysimachia punctata* (+), *Cephalanthera rubra* (+), *Carex flacca* (+), *Rosa* sp. (+), *Prunella vulgaris* (+), *Hypericum perforatum* (+), *Hypericum hirsutum* (+), *Lycopus europaeus* (+), *Juncus effusus* (+), *Brachypodium pinnatum* (+)
 186080160: *Dryopteris carthusiana* (-)
 185075080: *Galium schultesii* (+), *Tilia* sp. (+), *Viola odorata* (+), *Quercus cerris* (+)
 183079240: *Lamium maculatum* (+), *Melittis melissophyllum* (+), *Carex pilulifera* (+), *Aegopodium podagraria* (+), *Parthenocissus quinquefolia* (+), *Poa trivialis* (+), *Lamium purpureum* (+), *Clinopodium vulgare* (+), *Cruciata laevipes* (+), *Geum urbanum* (+), *Carex alba* (+)
 183079160: *Alliaria petiolata* (-), *Acer platanoides* (+), *Stellaria nemorum* agg. (+), *Viola riviniana* (+), *Carex alba* (+)
 183079082: *Viola odorata* (+), *Dryopteris affinis* (-), *Prunella vulgaris* (+)
 183079000: *Viola* sp. (+), *Populus tremula* (-), *Betula pendula* (+), *Ribes uva-crispa* (-), *Acer hispanicum* (-), *Juglans regia* (-), *Hieracium murorum* (-), *Juncus conglomeratus* (+), *Quercus cerris* (+), *Carex alba* (+)
 182074160: *Galium boreale* (+), *Viola* sp. (+), *Quercus cerris* (+)
 185077080: *Hieracium murorum* (+), *Viola* sp. (+), *Brachypodium pinnatum* (+)
 185077240: *Rosa* sp. (+), *Sambucus nigra* S2 (+)
 183077080: *Senecio erraticus* (+), *Quercus cerris* (+)
 182074080: *Viola riviniana* (+)
 182074000: *Galium boreale* (+)
 180074240: *Viola* sp. (+)
 180074000: *Viola* sp. (+)
 182072240: *Viola hirta* (+), *Quercus cerris* (+), *Carex alba* (+)
 181075000: *Sorbus aucuparia* (-), *Carex alba* (+)
 180072160: *Epipactis purpurata* (+)
 178072080: *Plagiothecium cavifolium* (+), *Aesculus hippocastanum* (-)
 178072000: *Leontodon hispidus* (-), *Atrichum undulatum* (+), *Plagiothecium cavifolium* (+)
 178072240: *Plagiothecium laetum* (+)

Galio odorati-Fagetum Sougnez & Thill 1959

Waldmeister-Buchenwald, Braunmull-Buchenwald

Tieflagenform

Subass. luzuletosum Petermann 1970: 18207624, 18107524

Subass. impatientetosum Müller 1969: 18307724, 18207608, 17807216

Subass. typicum: 17807224, 17807200, 17807208, 18007208, 18007216, 18107500, 18207224, 18307700, 18007400, 18007424, 18207400, 18207408, 18307708, 18307500, 18307508, 18307516, 18307524, 18507708, 18507716, 18507724, 18207800, 18207416, 18307900, 183079082, 18307916, 18307924, 18507508, 18608016, 18207208, 18207816, 18207824, 18407800, 18407808, 18608008

Mit 39 Vegetationsaufnahmen stellt diese Gesellschaft den größten Teil des Aufnahmемaterials dar. Ihnen gemeinsam ist das Vorkommen im Flyschwiennerwald. Mit Ausnahme zweier Trakte (178072, 180072), die in der tiefmontanen Stufe liegen, liegen alle Probeflächen submontan. Die Expositionen und Hangneigungen sind sehr unterschiedlich, der häufigste Bodentyp ist Braunerde.

Die dieser Assoziation zugeordneten Bestände unterliegen einer mehr oder weniger intensiven forstlichen Nutzung. Dies spiegelt sich in der Artzusammensetzung der Baumschichten wider. Neben Laubhölzern sind Nadelhölzer oft beigemischt. Einfluss auf die Artenzusammensetzung nehmen vor allem Wege, Rückegassen und Forststraßen. Bei 13 Flächen sind diese im Bestand oder direkt daneben vorhanden.

Das Vorkommen von bestimmten Arten kann dahingehend mit den Ergebnissen von EBRECHT (2005) in Beziehung gesetzt werden:

In Mull-Buchenwäldern zeigten sich, in einer Studie von EBRECHT (2005), feuchteliebende Arten wie *Juncus effusus*, *Festuca gigantea*, *Poa trivialis* und *Carex remota* auf Rückewegen als Indikatoren für Bodenverdichtung infolge von Staunässe. Es wird gezeigt, dass sich vor allem Ruderale, Therophyten und allgemein Arten des Offenlandes auf Wegen finden lassen. An die Befahrung angepasst sind Arten mit Rosetten oder Ausläufern, wie *Plantago major*, *Poa annua* oder *Agrostis stolonifera*.

Das Ausreten von Störungszeigern aufgrund von Inhomogenitäten (Kompostablagerungen, Gräben, Wege, forstl. Nutzungen) bedingt ein „Rauschen“ der Arten in der Tabelle. Es wurde jede Aufnahme einzeln betrachtet. Viele Arten beschränken ihr Vorkommen auf Straßen und Lücken und sind nur in der Tabelle dargestellt, soweit sie hohe Deckung oder mehrere Vorkommen haben. Somit wurden einige Arten von der syntaxonomischen Ansprache weitgehend ausgeklammert und daher nicht in der Tabelle dargestellt.

In der Tabelle wurden nur die am häufigsten in den Aufnahmen vorkommenden Arten in den Abschnitt „Weitere Arten“ aufgenommen.

Das Galio odorati-Fagetum zeichnet sich innerhalb des Eu-Fagenions durch das Fehlen (oder spärliche Auftreten) von anspruchsvollen Arten aus. Es handelt sich um Buchenwälder, oft monodominant oder in höheren Lagen auch Fichten-Tannen-Buchenwälder. Die Krautschicht ist artenarm. Die

Standorte sind meist kalkfrei und mäßig frisch bis frisch. Besiedelt werden vor allem Braunerden, Parabraunerden und Pseudogleye mit einer Höhenamplitude von submontan bis mittelmontan. (vgl. WILLNER, 2007)

Innerhalb der Gesellschaft können zwei Höhenformen unterschieden werden. Die Hochlagenform ist in Form von Fichten-Tannen-Buchenwäldern mittelmontan anzutreffen. Dagegen kommt die Tieflagenform submontan bis tiefmontan vor. Die angesprochenen Bestände können diesen meist mehr oder weniger reinen Buchenwäldern, in denen Eichen oder Hainbuchen beige mischt sein können, mit folgenden in den meisten Aufnahmen vorkommenden diagnostischen Arten zugeordnet werden: *Festuca drymeia*, *Carex pilosa*, *Quercus petraea*, *Carpinus betulus* und *Prunus avium*. (vgl. WILLNER, 2007)

Der Tabelle zugrundeliegende Gradient von relativ sauren bis zu relativ basischen Beständen kann mit den vorkommenden Arten und damit mit der Ansprache der Subassoziationen nachvollzogen werden.

Die Tieflagenform beinhaltet drei Subassoziationen. Die zentrale Subassoziation *typicum* weist keine diagnostischen Arten auf und besiedelt mittlere Standorte unterschiedlichster Exposition und Neigung meist an Mittelhängen. (vgl. WILLNER, 2007)

Die angesprochenen Bestände sind zum Teil sehr artenarm und charakterisieren den Hauptteil des Aufnahmematerials.

Auf verstärkt versauerten, nur mäßig frischen Oberhängen oder Rücken mit Moder-Braunerde oder selten podsoliger Braunerde tritt die Subassoziation *luzuletosum* auf. Die diagnostischen Arten differenzieren gegen die obig besprochene Subassoziation mit Säurezeigern wie *Luzula luzuloides*, *Avenella flexuosa*, *Vaccinium myrtillus*. (vgl. WILLNER, 2007) Auch in der Subassoziation *typicum* haben einige dieser Arten ein Vorkommen, jedoch stellen diese trotzdem mittlere Standorte dar, an denen Säurezeiger wie auch anspruchsvolle Arten mosaikartig auftreten. Auch aufgrund der Standortssituation wurden nur die Aufnahmen von 18207624 und 18107524 zugewiesen.

Die Subassoziation *impatietetosum* hingegen tritt an gut wasserversorgten mäßig geneigten Schatthängen oder Hangmulden auf. (vgl. WILLNER, 2007)

Die angesprochenen Bestände lassen sich durch anspruchsvolle Arten wie *Circaea lutetiana*, *Veronica montana*, *Stachys sylvatica* und *Impatiens noli-tangere* zuordnen.

18608008 stellt eine Besonderheit dar, da sich der Bestand neben einer Kahlschlagfläche befindet und aufgrund des Gefälles hohe Lichteinstrahlung zu einem Unterwuchs aus Licht- und Nährstoffzeigern führt.

Ein Spezialfall ist die Probefläche 18307700. Der dichte Buchenjungbestand mit einer Höhe von 5 Metern wurde aufgrund der Standortssituation, der geringen floristischen Zusammensetzung und umgebenden Bestände zugewiesen.

3.1.12 Mercuriali-Fagetum Scamoni 1935

Tabelle 30: Charakterisierte Tabelle zur Assoziation Mercuriali-Fagetum Scamoni 1935;
Zuordnungen: A = Subass. allietosum, B = Subass. typicum

	A	B
	1 1 1	1 1
	8 8 8	8 8
	0 5 6	3 3
	0 0 0	0 0
	7 7 7	6 6
	2 0 4	9 9
	0 1 1	2 1
	0 6 6	4 6
Mercuriali-Fagetum KA		
Fagus sylvatica B1	2 2 4	3 4
Fagus sylvatica B2	. . .	4 2
Fagus sylvatica S2	. + 1	2 .
Galium odoratum	+ + 1	+ +
Viola reichenbachiana	+ + +	+ +
Mercurialis perennis	2 + .	+ .
Lamiaestrum montanum	+ + 2	. .
Oxalis acetosella	+ . +	. .
Prenanthes purpurea	. . +	. .
Fagus sylvatica	+ + 3	1 .
Subass allietosum		
Allium ursinum	. + .	. .
Arum alpinum	. + .	. .
Circaea lutetiana	+ . +	. .
Stachys sylvatica	+ + .	. .
Urtica dioica	+
Festuca gigantea	. . +	. .
D Tieflagen		
Hedera helix	. 1 +	. +
Polygonatum multiflorum	+ + +	. +
Carex pilosa	. + 2	+ +
Melica uniflora	. + +	. +
Lathyrus vernus	. + .	. .
Hepatica nobilis	. . +	. +
Anspruchsvolle Arten		
Paris quadrifolia	+
Actaea spicata	+
Aconitum lycoctonum	. . +	. .
Geranium robertianum	+ . +	. .
Lilium martagon -
Dentaria enneaphyllos	. + .	. .
Hordelymus europaeus	+ + +	+ +
D gegen Luzulo-Fagenion		
Carex sylvatica	. + +	+ +
Sanicula europaea	+ . .	+ .
Ajuga reptans	. . +	. .
Fragaria vesca	. . +	. .
Brachypodium sylvaticum	+ + .	. .
Dentaria bulbifera	+ + +	+ +
Carex digitata	. . +	. .

Euphorbia amygdaloides	+	.	+	.	+
Cephalanthero-Fagion DA					
Sorbus torminalis	.	+	.	.	.
Evonymus europaea	.	+	.	.	.
Primula vulgaris	.	.	+	.	.
Veratrum nigrum	.	.	.	-	+
Fagetalia sylvaticae C					
Acer pseudoplatanus B1	2	3	1	.	.
Fraxinus excelsior B1	3	.	.	3	.
Acer pseudoplatanus S2	.	+	.	.	.
Fraxinus excelsior S2	.	1	.	.	.
Dryopteris filix-mas	1	+	.	.	.
Milium effusum	+
Salvia glutinosa	+
Acer pseudoplatanus	2	+	+	+	+
Fraxinus excelsior	2	+	+	1	+
Querco-Fagetea C					
Prunus avium B1	.	.	1	1	.
Quercus petraea B1	.	.	1	.	.
Carpinus betulus S2	.	+	+	.	.
Carpinus betulus B1	.	1	.	.	.
Mycelis muralis	.	+	.	.	.
Hypericum montanum	.	+	.	.	.
Daphne laureola	.	+	.	.	.
Carpinus betulus	.	+	+	.	.
Quercus petraea	.	+	+	.	.
Prunus avium	-	+	+	+	.
Nadelhölzer					
Picea abies B1	3
Pinus nigra B1	3
Schlagzeiger					
Sambucus nigra	.	1	+	.	.
Atropa bella-donna S2	.	3	.	.	.
Atropa bella-donna	.	2	.	+	.
Weitere Arten					
Acer platanoides B1	.	3	.	.	.
Betula pendula B1	1
Festuca drymeia	3
Clematis vitalba	+	3	+	+	+
Cyclamen purpurascens	.	+	+	+	+
Rubus fruticosus agg.	+	2	2	.	.
Impatiens parviflora	1	.	+	.	.
Rubus idaeus	.	1	.	+	.
Scrophularia nodosa	.	+	+	.	.
Sambucus nigra S2	.	1	.	.	.
Anzahl der Arten pro Aufnahme	3	6	5	2	2
	8	5	5	4	5

Weitere Arten in den Aufnahmen:

18306916: Primula veris (+), Pinus nigra (+), Evonymus verrucosa (-)
 18507016: Viola sp. (+), Ulmus glabra B1 (+), Acer platanoides S2 (+), Acer campestre S2 (+), Tilia platyphyllos S2 (+), Eupatorium cannabinum (+), Taraxacum officinale agg. (+), Sambucus nigra S2 (1), Hypericum hirsutum (+), Cirsium arvense (+), Dactylis glomerata (+),

Rosa sp. (+), Lamium sp. (+), Solidago virgaurea (+), Acer platanoides (+), Galium aparine (+), Staphylea pinnata (+), Tilia platyphyllos (+), Picea abies (-), Acer campestre (+)

18306924: Acer platanoides (+)

18607416: Abies alba (-), Prunella vulgaris (+), Brachypodium pinnatum (+), Glechoma hirsuta (+), Cardamine impatiens (+), Poa annua (+), Carex remota (+), Carex pendula (+), Geum urbanum (+), Viola sp. (+), Athyrium filix-femina (+), Ulmus glabra (+), Acer campestre (+)

18007200: Ulmus glabra (-), Senecio ovatus (+), Petasites paradoxus (+), Acer platanoides (+), Galeopsis speciosa (+), Agrostis capillaris (+)

Mercuriali-Fagetum Scamoni 1935

Bingelkraut-Buchenwald, Frischer Kalkbuchenwald

Subass. typicum: 18306916, 18306924

Subass. allietosum Willner comb. nov.: 18607416, 18507016, 18007200

Den aufgenommenen Untersuchungsflächen ist ein frischer Wasserhaushalt mit einer lehmigen oder tonigen Bodenart gemeinsam. Durchwegs sind tiefgründige Böden zu finden. Mit einer Seehöhe zwischen 400 und 640 m befinden sich die Mittel- und Oberhänge unterschiedlicher Exposition in der submontanen Stufe. Bis auf die Probefläche 18007200 befinden sich alle Erhebungsflächen im Kalkwienerwald. Ebenso kreuzen Wege oder Forststraßen mit Ausnahme von 18007200 alle Aufnahmeflächen und weisen daher Störungszeiger in größerer Zahl auf.

Das Mercuriali-Fagetum ist auf frischen bis mäßig trockenen Standorten, meist über Karbonatgestein zu finden. Nur bei außerordentlicher Nährstoffansammlung und ausgeprägtem Wasserhaushalt sind Bestände auch auf kalkärmeren Substraten zu finden. Es handelt sich um Buchenwälder mit nur einer geringen Beimischung von anderen Baumarten in der submontanen bis tiefmontanen Stufe. Die Gesellschaft differenziert sich mit anspruchsvollen Arten gegen das Galio odorati-Fagetum wie zum Beispiel *Mercurialis perennis*, *Hordelymus europaeus* und *Paris quadrifolia*. (vgl. WILLNER, 2007)

Die Probeflächen weisen durchgehend anspruchsvolle Arten auf, jedoch meist nur mit geringer Dominanz. Aufgrund der Standortseigenschaften und der übrig vorkommenden Arten erscheint die Ansprache der Bestände zum Mercuriali-Fagetum gerechtfertigt.

In der Aufnahmefläche 18507016 ist ein Bestand an *Atropa bella-donna*, *Sambucus nigra* und *Rubus fruticosus* agg. anzutreffen. Da sich diese ehemalige Kahlschlagfläche nur auf einem kleinen bestimmten Teil der Probefläche befindet und gut abgegrenzt werden konnte, wurde der Bestand nicht als zu stark inhomogen für eine Auswertung angesehen. In der Tabelle werden nur die dominanten Schlagzeiger geführt, die restlichen wurden zu Wahrung der Übersichtlichkeit unter der Tabelle angeführt.

Die der Subassoziation typicum zugeordneten Bestände sind mit Artenzahlen um 25 artenärmer als die restlichen Probeflächen. Es zeigt sich eine geringe wärmeliebende Tendenz mit der Art *Veratrum nigrum*, die mit geringer Dominanz nur in diesen Aufnahmen der Gesellschaft anzutreffen ist. Zusätzlich ist in 18306916 *Pinus nigra* in der 1. Baumschicht kodominant und zeigt die Nähe der am gegenüberliegenden Hang vorkommenden Schwarzföhrenwälder an. *Festuca drymeia* dominiert in der Krautschicht und zeigt die mittleren Verhältnisse in Bezug auf Wasser- und Nährstoffsituation an.

Allgemein artenreicher und besser nährstoffversorgt zeigen sich die Vegetationsaufnahmen der Subassoziation allietosum. Mit 18507016 an einem Oberhang und wie 18007200 mit welligem Relief bzw. mit 18607416 an einem Unterhang gelegen, zeigt sich die gute Wasserversorgung der Bestände. Als Indikatoren dafür gelten auch die diagnostischen Arten wie zum Bei-

spiel *Allium ursinum*, *Arum alpinum*, *Circaea lutetiana* und *Stachys sylvatica*.
(vgl. WILLNER, 2007)

3.1.13 Seslerio-Pinetum nigrae Wagner 1941

Tabelle 31: Charakterisierte Tabelle zur Assoziation Seslerio-Pinetum nigrae Wagner 1941;
Zuordnungen: A = Subass. typicum, B = sekundäre Bestände

	A		B	
	1	1	1	1
	8	8	8	8
	5	5	4	5
	0	0	0	0
	6	6	7	7
	9	9	0	0
	0	1	0	0
	8	6	8	0
Seslerio-Pinetum nigrae C				
Thlaspi montanum	+	.	.	.
Dorycnium germanicum	+	.	.	.
Thalictrum minus	.	+	.	.
Genista pilosa	+	.	.	.
Seslerio-Pinetum nigrae KA				
Pinus nigra B1	3	4	4	4
Berberis vulgaris S2	.	2	.	.
Amelanchier ovalis S2	+	.	.	.
Teucrium chamaedrys	+	+	.	+
Anthericum ramosum	+	+	1	+
Galium lucidum	+	+	+	.
Amelanchier ovalis	+	1	+	.
Sesleria albicans	2	4	4	2
Berberis vulgaris	+	1	+	.
Pinus nigra	+	.	.	.
Erico-Pinetea C				
Sorbus aria B1	.	.	.	1
Sorbus aria B2	.	.	2	.
Sorbus aria S2	.	.	.	1
Platanthera bifolia	.	-	.	.
Sorbus aria	+	2	.	+
Cotoneaster tomentosus	+	1	.	.
Fagetalia sylvaticae C				
Fagus sylvatica B1	.	.	.	1
Fraxinus excelsior B1	.	.	.	1
Fagus sylvatica B2	.	.	2	.
Acer pseudoplatanus B2	.	.	1	.
Fagus sylvatica S2	+	1	2	1
Lathyrus vernus	.	.	+	.
Prenanthes purpurea	.	.	+	.
Lilium martagon	.	.	.	-
Dentaria enneaphyllos	.	.	.	+
Daphne mezereum	+	.	+	.
Mercurialis perennis	.	+	+	2
Fraxinus excelsior	+	+	+	+
Acer pseudoplatanus	+	+	+	+
Quercu-Fagetea C				
Carpinus betulus S2	.	.	.	+
Brachypodium sylvaticum	.	+	.	.
Convallaria majalis	.	+	2	+

Melittis melissophyllum	.	+	+	+
Campanula persicifolia	.	.	+	.
Melica uniflora	.	.	+	.
Daphne laureola	.	.	.	+
Corylus avellana	.	.	+	.
Quercus petraea	.	.	-	.
Prunus avium	.	.	+	.
Lonicera xylosteum	.	.	+	.
Quercetalia pubescentis-Arten				
Cornus mas S2	.	.	.	2
Arabis turrata	.	.	+	.
Sorbus torminalis	.	-	.	.
Quercus pubescens	.	.	.	+
Cornus mas	.	.	.	1
Seslerietalia-Arten				
Globularia cordifolia	+	.	.	.
Festuco-Brometea-Arten				
Euphorbia cyparissias	+	+	.	.
Saumarten				
Laserpitium siler	+	2	.	.
Polygonatum odoratum	.	+	.	.
Tanacetum corymbosum	.	+	+	+
Karbonatzeiger				
Valeriana tripteris	.	.	1	+
Calamagrostis varia	.	1	.	+
Bupthalmum salicifolium	.	+	.	.
Hippocrepis emerus	.	.	+	+
Melica nutans	.	+	.	+
Carex flacca	.	+	.	.
Carex alba	.	+	+	.
kalkzeigende Zwergsträucher				
Erica carnea	2	1	+	.
Polygala chamaebuxus	2	2	+	+
Weitere Arten				
Larix decidua B1	.	.	2	.
Cornus sanguinea S2	.	.	1	2
Abies alba S2	.	.	1	.
Cornus sanguinea	.	.	.	1
Senecio ovatus	.	.	+	.
Campanula rapunculoides	.	.	+	+
Solidago virgaurea	.	.	+	+
Campanula rotundifolia	.	.	+	+
Galium sylvaticum	.	.	+	+
Rubus fruticosus agg.	.	+	+	.
Fragaria vesca	.	+	+	.
Clematis vitalba	.	+	+	+
Cyclamen purpurascens	+	+	+	+
Hieracium murorum	+	+	+	+
Asperula tinctoria	+	+	.	+
Primula vulgaris	.	.	+	.
Acer platanoides	.	-	+	+
Anzahl der Arten pro Aufnahme	3	4	5	4
	2	4	2	3

Weitere Arten in den Aufnahmen:

18506908: *Festuca* sp. (+), *Epipactis* sp. (-), *Rubus idaeus* (+), *Rhamnus* sp. (+), *Asplenium ruta-muraria* (+), *Quercus* sp. (+)

18506916: *Rosa* sp. (+), *Veratrum nigrum* (+), *Prunus* sp. (+), *Viola riviniana* (+), *Laserpitium latifolium* (+), *Betonica officinalis* (+), *Rubus fruticosus* agg. (+)

18507000: *Tilia platyphyllos* (+), *Ulmus glabra* (+), *Senecio germanicus* (+), *Gymnocarpium dryopteris* (+)

18407008: *Galium pumilum* (+), *Rubus* sp. (+), *Senecio nemorensis* (+), *Sorbus aucuparia* (+), *Lilium martagon* (-), *Rubus fruticosus* agg. (+), *Ulmus glabra* S2 (+), *Abies alba* (+)

Seslerio-Pinetum nigrae Wagner 1941

Alpenostrand-Schwarzföhrenwald

Subass. typicum: 18506916, 18506908

Sekundäre Bestände¹: 18407008, 18507000

Charakteristisch für die Schwarzföhrenwälder am Alpenostrand ist ein „Nebeneinander von *Erico-Pinion*-, *Quercetalia pubescentis*- und *Trockenrasen*-Arten sowie einigen dealpinen Arten (*Thesium alpinum*, *Acinos alpinus* uivS *Leontodon incanus*, *Globularia cordifolia*)“ (ZUKRIGL, 1999a).

Pinus nigra ist natürlich an Standorten zu finden, an denen sie gegenüber anspruchsvollen Laubbaumarten vor allem durch Steilheit und Felsigkeit einen Konkurrenzvorteil besitzt. (vgl. ZUKRIGL, 1999a) An Dolomit-Standorten vorkommend, kann sie, durch Flachgründigkeit und Austrocknungsgefahr extremer Standorte, nicht verdrängt werden. An Standorten ihres physiologischen Optimums (frische Braunerden und Parabraunerden) kann sie sich nicht durchsetzen. (vgl. FRANK, 1991)

Erwähnenswert ist die Tatsache, dass die Schwarzkiefer Kalk nicht als Bodenfaktor benötigt. Ernährungsversuche zeigten, dass hohe Gehalte Stress verursachen (vgl. HEINZE, 1996).

Die vier zugeordneten Aufnahmen des *Seslerio-Pinetum nigrae* kommen auf einer Seehöhe von 480 - 650 Meter auf flachgründigen Rendzinen vor und bestocken West-Exponierte Hänge. Dies folgt den Ausführungen von WENDELBERGER (1962), der in der vorwiegenden Westlage der Bestände die Ansprüche der Schwarzföhre hinsichtlich hoher Luftfeuchtigkeit sieht. Er weist den Faktoren Bodentrockenheit und Luftfeuchtigkeit am meisten Gewicht hinsichtlich des natürlichen Auftretens der Schwarzföhre zu. Zur Differenzierung zwischen primären und sekundären Beständen spricht er von einer reichen Strauchschicht aus schattenliebenden Arten unter der der Schwarzföhren-Baumschicht der Forste. ZUKRIGL (1999a) nennt anspruchsvolle Strauch- und Baumarten im Unterwuchs als Kennzeichen. Natürliche Schwarzföhrenwälder hingegen weisen eine geringe Strauchschicht aus *Amelanchier ovalis*, weniger *Cotoneaster tomentosus* und *Berberis vulgaris* und als einzige Mischbaumart *Sorbus aria* auf. Bezeichnend sei eine Grasdecke aus *Sesleria albicans* mit Zwergsträuchern. (vgl. ZUKRIGL, 1999a)

MAYER (1974) gibt weniger extreme Standorte mit tiefgründigeren Böden und eine Bestandshöhe von 15 – 30 m als Charakteristikum sekundärer Bestände an. Bei größerem Anteil von wüchsigen Laubbaumarten ist eine natürliche Verjüngung ohne anthropogenen Eingriff (z. B. Brand) nicht möglich. Auf potentiellen Buchenwald-Standorten gibt er eine Oberhöhe von 25 m für die Schwarzkiefer an. Folgende Laubwaldarten nennt er als Zeiger: *Melittis melissophyllum*, *Veratrum nigrum*, *Rosa pimpinellifolia*, *Betonica officinalis*,

¹ In diesem Abschnitt verwendete Begriffe sind wie folgt zu verstehen:

Primär: Ohne anthropogenen Eingriff oder Förderung entstanden

Sekundär: Pendant zu primär, aktuelle Waldgesellschaft weicht von potentieller Waldgesellschaft ab

(vgl. STARLINGER, 1999)

Convallaria majalis, *Daphne mezereum*, *Brachypodium sylvaticum*, *Carex alba*, *Ranunculus nemorosus*, *Knautia drymeia*. (vgl. MAYER, 1974)

Für JELEM (1967) sind sekundäre Schwarzföhrenwäldern, allerdings irreversibel, an den Arten *Cyclamen purpurascens*, *Platanthera bifolia* und *Hieracium silvaticum* zu erkennen. ZUKRIGL (1999b) deutet diese allerdings nur als eine Tendenz und weist auf bessere Kleinstandorte dieser Arten hin. Für ihn zeigen hingegen *Brachypodium pinnatum* und *Carex alba* starke Tendenz zu sekundären Ausbildungen. (vgl. ZUKRIGL, 1999b)

Nach den Ergebnissen von FRANK (1991) weisen die Oberhöhen keine wesentlichen Unterschiede zwischen primären Gesellschaften und sekundären irreversibel degradierten Dauergesellschaften auf.

Zwischen primären und sekundären Gesellschaften kann jedoch unterschieden werden. Eine maximale Oberhöhe von 18m können primäre Seslerio-Pinetum nigrae-Bestände erreichen. Hingegen bei Waldmeister-Buchenwald-Ersatzgesellschaften können mittlere bis gute Wuchsleistungen von bis zu 35m angetroffen werden. (vgl. FRANK, 1991)

Setzt man Tabelle 31 in Bezug auf diese Erläuterungen, so kann eine Trennung in primäre und sekundäre Bestände vorgenommen werden, obwohl die Arten von MAYER (1974), JELEM (1967) und ZUKRIGL (1999b) nur Tendenzen sekundärer Ausbildungen zeigten. Ebenso erfolgte von TWINSPAN eine Abtrennung von zwei Aufnahmen mittels *Campanula rapunculoides*. Diese Art ist keine Zeigerpflanze, repräsentiert aber in vorliegendem Fall die Artengruppen die ihre Bevorzugung in sekundären Beständen haben.

Den primären Schwarzföhrenwäldern konnten die Aufnahmen 18506916 und 18506908 zugewiesen werden: Die Bestände stocken auf Dolomit auf einer Seehöhe von etwa 650 m, die 1. Baumschicht aus *Pinus nigra* hat ein Intervall von 18 – 15 m Höhe, eine 2. Baumschicht fehlt und die Strauchschicht ist nur schwach entwickelt. Mit einem Alter von 155 Jahren und keinen vorhandenen Nutzungsdaten (lt. ÖBf-Datenbank) zählen die Flächen zur Kernzone des Biosphärenparks Wienerwald. In der Krautschicht vorherrschend sind Zwergsträucher und *Sesleria albicans*. Die Charakterarten des Seslerio-Pinetum nigrae sind hier zu finden. Dies deckt sich mit den Ausführungen von WILLNER (2007), der von einem Schwerpunkt der diagnostischen Arten in der Subassoziaton typicum spricht. Die Subassoziaton selbst besitzt keine diagnostischen Arten und ist daher in der Tabelle nicht angeführt.

Auffallender Unterschied zwischen sekundären und primären Beständen der Aufnahmen liegt in der Strauchschicht. Das Fehlen einer Strauchschicht ist nicht allein charakteristisch für primäre Schwarzföhrenwälder. Bei sekundären Beständen kann dies auch vorkommen. Meist geht dies auf Brände und die Nutzung der Pecher zurück (vgl. ZUKRIGL, 1999b).

Die Aufnahmen 18407008 und 18507000 stocken auf potentiellen Cyclamini-Fagetum-Standorten und stellen somit sekundäre Ausbildungen des Seslerio-Pinetum nigrae dar.

Der Bestand von 18507000 weist ein Alter von etwa 25 Jahren auf (lt. ÖBf-Datenbank). In der Fläche 18507008 sind Nutzungen in den letzten Jahren vorgenommen worden und das Bestandsalter ist etwa 90 Jahre (lt. ÖBf-Datenbank). In der 1. Baumschicht ist neben *Pinus nigra* in 18407008 auch

Larix decidua und in 18407000 *Fagus sylvatica*, *Acer pseudoplatanus* und *Sorbus aria* zu finden. Nur in 18407008 ist eine 2. Baumschicht mit *Fagus sylvatica*, *Acer pseudoplatanus* und *Sorbus aria* entwickelt. Die Strauchschicht ist auf beiden Flächen mit dominierendem *Fagus sylvatica* und anderen Arten wie *Cornus sanguinea* gut entwickelt. *Pinus nigra* erreicht in 18407008 eine Höhe von 25m, in 18507000 18m. Unter den Gräsern vorherrschend ist *Sesleria albicans*. Daneben ist bei 18407008 *Convallaria majalis* und bei 18407000 *Mercurialis perennis* dominant.

Wie aus der Tabelle 31 ersichtlich, haben Charakterarten der Assoziation in den Flächen kein Vorkommen. Im Einklang zu den obigen Ausführungen tritt ein verstärktes Vorhandensein von Querco-Fagetea- und Fagetalia-Arten auf. Zwergsträucher und Saumarten treten zurück. Vereinzelt sind Quercetalia-pubescentis-Arten zu finden.

Die Zuordnung zur potentiellen Gesellschaft Cyclamini-Fagetum begründet sich neben der Standortseigenschaften auf das verstärkte Vorkommen von Kennarten des Cephalanthero-Fagion. *Dentaria enneaphyllos*, *Primula vulgaris*, *Mercurialis perennis*, *Convallaria majalis*, *Melittis melissophyllum*, *Cornus mas* und *Fagus sylvatica* können als Beispiele für Konstante Arten in der Gesellschaft Cyclamini-Fagetum genannt werden und der obigen Tabelle entnommen werden.

3.1.14 Piceetalia Pawl. 1928

Tabelle 32: Charakterisierte Tabelle zur Ordnung Piceetalia Pawl. 1928; Zuordnungen: A = Piceetalia, B = Pyrolo-Abietetum

	A	B
	1	1
	8	8
	1	6
	0	0
	7	8
	5	0
	0	0
	8	0
Pyrolo-Abietetum DA		
Lamiaeum montanum	.	+
Subass. impatientetosum DA		
Sambucus nigra	.	-
Impatiens parviflora	.	-
D gegen Galio rotundifolii-Piceetum		
Mercurialis perennis	.	+
Piceetalia C		
Abies alba B1	2	.
Picea abies B1	4	4
Weitere Arten		
Larix decidua B1	2	.
Carpinus betulus B1	.	1
Betula pendula B1	.	1
Acer pseudoplatanus B1	.	2
Fagus sylvatica S2	.	1
Dentaria bulbifera	.	+
Viola sp.	.	-
Clematis vitalba	.	-
Galeopsis speciosa	.	+
Quercus sp.	.	+
Anzahl der Arten pro Aufnahme	3	1 5

Piceetalia Pawl. 1928

Eurosibirische Fichten- und Fichten-Tannenwälder

Pyrolo-Abietetum Subass. impatientetosum: 18608000

Piceetalia: 18107508

Innerhalb der Klasse Vaccinio-Piceetea (Boreale Nadelwälder) finden sich die natürlichen Bestände Mitteleuropas hauptsächlich in den Alpen. Daneben ist das Areal sekundär (anthropogen bedingt) stark ausgedehnt. Die Klasse charakterisierend, wird von einer einstufigen und gleichförmigen Baumschicht und einer schwach entwickelten Strauchschicht gesprochen. Die Standorte sind über Silikat und weisen meist eine Humusform von Moder bis Rohhumus auf. (vgl. WILLNER, 2007)

Die Ordnung Piceetalia enthält zwei Verbände: Abieti-Piceion (basenreiche Fichten- und Fichten-Tannenwälder) und Vaccinio-Piceion (basenarme Fichten- und Fichten-Tannenwälder) (vgl. WILLNER, 2007).

Die aufgenommenen Probeflächen charakterisieren sich durch 10 – 20 Prozent geneigte Mittelhänge auf Flysch, die SW- bis NW-exponiert sind. Tonige Bodenart und frischer Wasserhaushalt sind ebenfalls vorhanden. Die Böden sind Pseudogleye (18608008) und Braunerden.

Von *Picea abies* deutlich dominiert kommen auf der Erhebungsfläche 18608000 auch *Acer pseudoplatanus*, *Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica* und *Betula pendula* in den Baumschichten, die nicht über 20 m hinausreichen, vor. Der Unterwuchs ist sehr spärlich vorhanden. Trotzdem sprechen die wenigen mit sehr geringer Deckung vorkommenden, aber anspruchsvollen Arten, für die Zuweisung des Bestandes zum Pyrolo-Abietetum. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass sich die kaum vorhandene Krautschicht durch den dichten Bestandesschluss und die damit verbundene Abdunkelung begründet. Es handelt sich um eine sekundäre Ausbildung durch anthropogene Förderung der Fichte. Dafür sprechen die neben der Fichte vorkommenden Baumarten und die in der Strauchschicht sich verjüngende Buche. Hinzu kommen die Standortseigenschaften, die eine primäre Vorherrschaft der Buche vermuten lassen. Siehe dazu die Ergebnisse und Ausführungen von ZERBE (1994), der aufgrund der Krautschicht in sekundären Fichtenbeständen Rückschlüsse auf das Standortspotential zieht.

Allgemein stellt das Pyrolo-Abietetum gutwüchsige Fichten- und Tannenwälder mit oft beigemischter Buche dar. Die submontanen bis tiefmontanen Untersuchungsflächen sind sehr basenreich, nährstoffreich, frisch bis sehr frisch und über Silikat oder Kalk mit Braunerden, Parabraunerden oder selten Pseudogleye. (vgl. WILLNER, 2007)

Die Erhebungsfläche 18107508 stellt einen anthropogen stark veränderten Bestand dar. Die Baumschicht bildet sich aus der dominanten *Picea abies* – Schicht, die etwa 13 m hoch ist, neben *Abies alba* und 95jährigen *Larix decidua*–Individuen. Der Unterwuchs fehlt vollständig, sodass auf der gesamten Erhebungsfläche von 625 m² weder eine Strauch- noch eine Krautschicht aufgenommen wurden. Eine Zuweisung des Bestandes zu einer Assoziation ist floristisch daher nicht möglich.

Anzumerken ist jedoch, dass sich künftig die Bestände wahrscheinlich zu einem Galio rotundifolii-Piceetum, aufgrund der PNWG Galio odorati-Fagetum, entwickeln werden. Nach WILLNER (2007) beinhaltet das Galio rotundifolii-Piceetum neben natürlichen Beständen auch Standorte, die ursprünglich von Galio odorati-Fageten bestockt wurden und nun von sekundären Fichtenwäldern beherrscht werden.

3.1.15 Stieleichenforst

Tabelle 33: Aufnahme ohne Zuweisung zu einem Syntaxon; Stieleichenforst

	1
	8
	5
	0
	7
	5
	1
	6
Quercus robur B1	5
Carpinus betulus B1	1
Carex pilosa	1
Festuca drymeia	5
Rubus fruticosus agg.	1
Galium odoratum	+
Hypericum perforatum	+
Lysimachia punctata	+
Salvia glutinosa	+
Euphorbia amygdaloides	+
Milium effusum	+
Campanula persicifolia	+
Melica uniflora	+
Galium sylvaticum	+
Poa nemoralis	+
Mercurialis perennis	+
Daphne laureola	+
Bromus benekenii	+
Vicia dumetorum	+
Campanula trachelium	+
Anemone nemorosa	+
Calamagrostis epigejos	+
Brachypodium pinnatum	+
Viola riviniana	+
Primula vulgaris	-
Vicia sp.	-
Fagus sylvatica S2	+
Carpinus betulus S2	+
Prunus avium S2	+
Quercus robur	+
Carpinus betulus	+
Prunus avium	+
Fraxinus excelsior	+
Crataegus monogyna	+
Rosa sp.	+
Abies alba	+
	3
Anzahl der Arten	6

Stieleichenforst

18507516

Der aufgenommene Bestand wurde im Flyschwienerwald in submontaner Stufe und südlicher Exposition auf einem Mittelhang vorgefunden. Die Humusform ist Moder bei einem frischen Wasserhaushalt.

An Baumarten ist *Quercus robur* dominant, *Carpinus betulus* ist beigemischt. Die Baumschicht ist generell lückig und weist eine Höhe von 16m auf. Auffällig ist das Vorkommen in strengen Reihen.

In der Krautschicht dominiert *Festuca drymeia*. Daneben ist noch in höherer Deckung *Carex pilosa* und *Rubus fruticosus* agg. zu finden. Übrige Arten deuten auf gute Basenversorgung hin. Ebenso sind Lichtzeiger vorhanden.

Als potentiell natürliche Waldgesellschaft wurde das Galio odorati-Fagetum angesprochen. Ebenso sind an die Probefläche anschließende Bestände dieser Gesellschaft zuzuordnen.

3.2 Hemerobiebewertung

(vgl. GRABHERR et al., 1998)

K. ENZENHOFER

Die Hemerobiebewertung lieferte bei jeder Probefläche Relativwerte einerseits für Einzelkriterien und andererseits für aggregierte Kriterien. Insgesamt können 20 Relativwerte angesprochen werden. Zusätzlich stellen die Hemerobiewerte die Endergebnisse der Bewertung dar.

Relativwerte und Hemerobiegrade bewegen sich auf der Hemerobieskala zwischen den Werten 1 (polyhemerob) und 9 (ahemerob). Diese neun Stufen können zu 5 Naturnäheklassen zusammengefasst werden (Tabelle 34).

Tabelle 34: Neunstufige Hemerobieskala und die fünf Stufen der Naturnähe (GRABHERR et al., 1998)

	9 Hemerobiegrade	5 Naturnäheklassen
1	polyhemerob	künstlich
2	α -euhemerob	
3	β -euhemerob	stark verändert
4	α -mesohemerob	
5	β -mesohemerob	mäßig verändert
6	α -oligohemerob	
7	β -oligohemerob	naturnah
8	γ -oligohemerob	
9	ahemerob	natürlich

3.3 Einzelflächenauswertung

K. ENZENHOFER

3.3.1 Gesamtübersicht

Es wurden 82 Probeflächen (21 Trakte) bewertet. Davon sind 1,22 Prozent als „natürlich“ und weitere 1,22 Prozent als „künstlich“ einzustufen. Den größten Anteil mit 45,12 Prozent nehmen „naturnahe“ Wälder ein. Einen ähnlich großen Anteil mit 41,46 Prozent der Erhebungsflächen weisen „mäßig veränderte“ Wälder auf. Nur 10,98 Prozent der Probeflächen wurden der Klasse der „stark veränderten Wälder“ zugeordnet (siehe Abbildung 6).

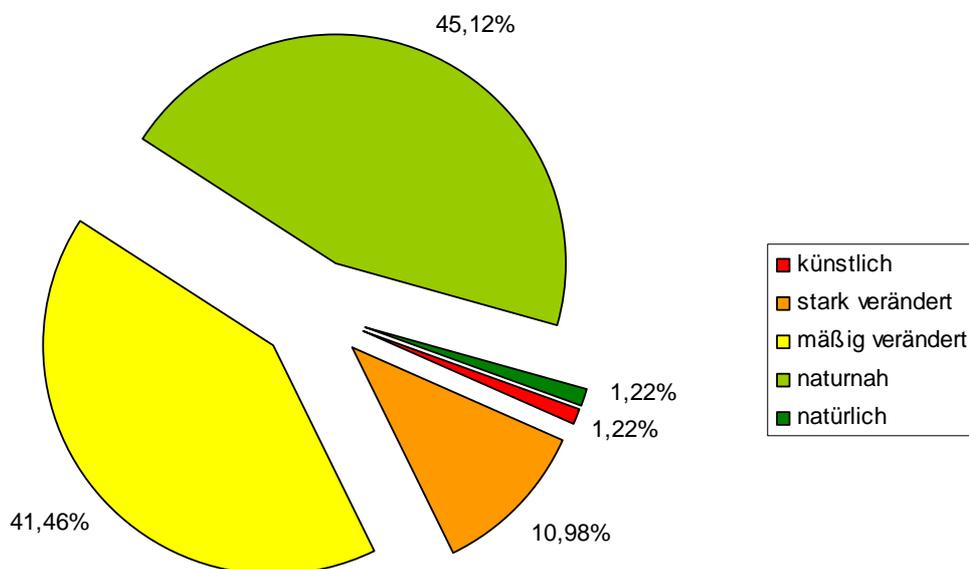


Abbildung 6: Verteilung der Naturnäheklassen aller Probeflächen (Gesamtübersicht)

Im Detail verteilen sich die Hemerobiegrade wie folgt (Abbildung 7):

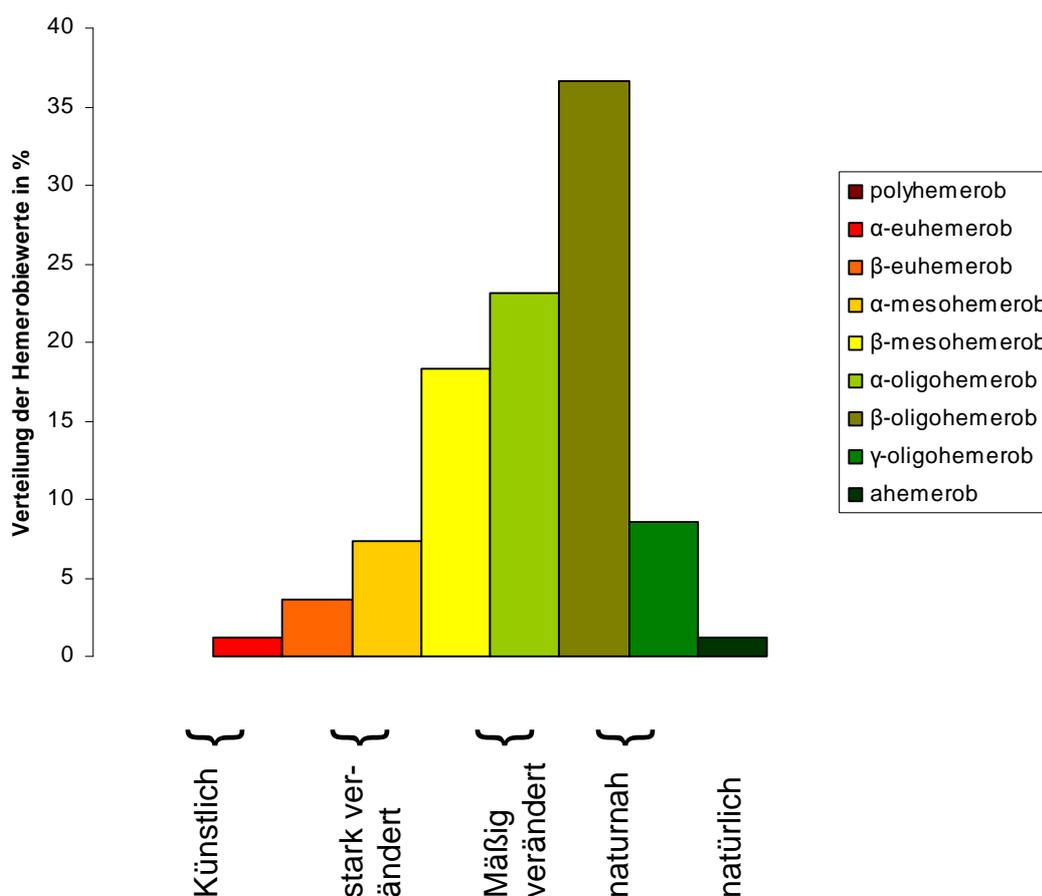


Abbildung 7: Verteilung der Hemerobiewerte über alle Aufnahmeflächen in %

3.3.2 Beschreibung der einzelnen Naturnähestufen

Natürliche Wälder (1,22 %)

Der Begriff „ahemerob“ wird sehr streng ausgelegt. Nur Flächen, die vom Menschen unbeeinflusst sind, werden dieser Klasse zugeordnet. Haben historische anthropogene Einflüsse bestanden, so sind diese heute nicht mehr erkennbar. (vgl. GRABHERR et al., 1998)

Als ahemerob wurde nur eine Fläche bewertet. Es handelt sich dabei um einen primären Schwarzföhrenbestand in der Kernzone des Biosphärenparks Wienerwald.

Ausgezeichnet wird der Bestand durch die Naturnähe der Baumartenkombination und Bodenvegetation, hohes Alter und keinerlei Nutzungseinflüsse, weder aktuell noch historisch. Der Bestand weist als einziger unter allen anderen Flächen einen Relativwert von 9 beim Kriterium „Entwicklungsstadium“ auf. Lediglich das Kriterium „Totholz“ wurde nicht mit einem Relativwert von 9 bewertet.

Naturnahe Wälder (45,12 %)

In diese Klasse fallen γ -oligohemerobe und β -oligohemerobe Wälder (vgl. GRABHERR et al., 1998).

Insgesamt sind davon 37 Probepunkte betroffen. Dabei entfallen 30 Probeflächen auf β -oligohemerobe Wälder (36,58 Prozent der Flächen). Nur 8,54 Prozent aller 82 Erhebungsflächen sind γ -oligohemerob.

Die „naturnahen“ Flächen zeichnen sich durch schwache Nutzung aus (RW 6 bis 9; siehe dazu Abbildung 8): Auf 13,51 Prozent der Probeflächen wurde der Relativwert 9 vergeben. Eine naturnahe Nutzung findet in Summe auf 75,68 Prozent dieser Untersuchungsflächen statt. Es kam zu keiner niedrigeren Bewertung als Relativwert 6.

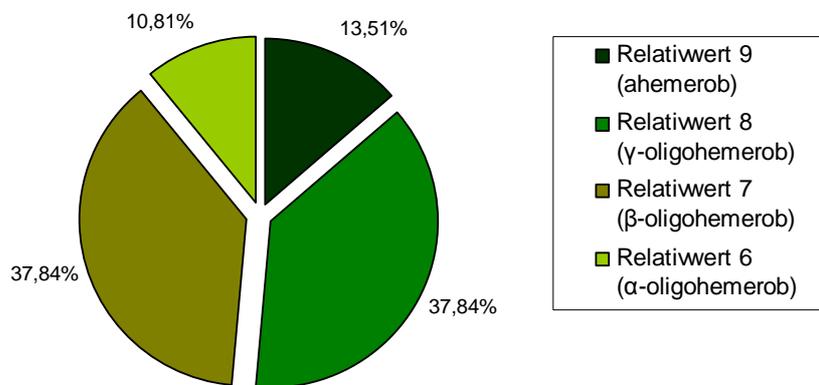


Abbildung 8: Anteil der Relativwerte des Kriteriums „Nutzung“ an den „naturnahen“ Probeflächen

Wie aus Abbildung 9 ersichtlich, ist die Naturnähe der Baumartenkombination und die Naturnähe der Bodenvegetation hoch:

Eine „stark veränderte“ oder gar „künstliche“ Bodenvegetation wurde nicht festgestellt. Lediglich die Klasse „mäßig verändert“ wurde auf einer Fläche vergeben. Den größten Anteil nehmen die Stufen „naturnah“ und „natürlich“ auf je 48,65 Prozent der Aufnahmeflächen ein.

Bei der Naturnähe der Baumartenkombination wurden nur 5,41 Prozent als „stark verändert“ und 10,82 Prozent als „mäßig verändert“ eingestuft. 56,75 Prozent der Untersuchungsflächen besitzen eine „naturnahe“ Baumartenkombination. Auf 27,02 Prozent ist sie natürlich. Die aktuellen Baumartenkombinationen entsprechen weitgehend den potentiell natürlichen.

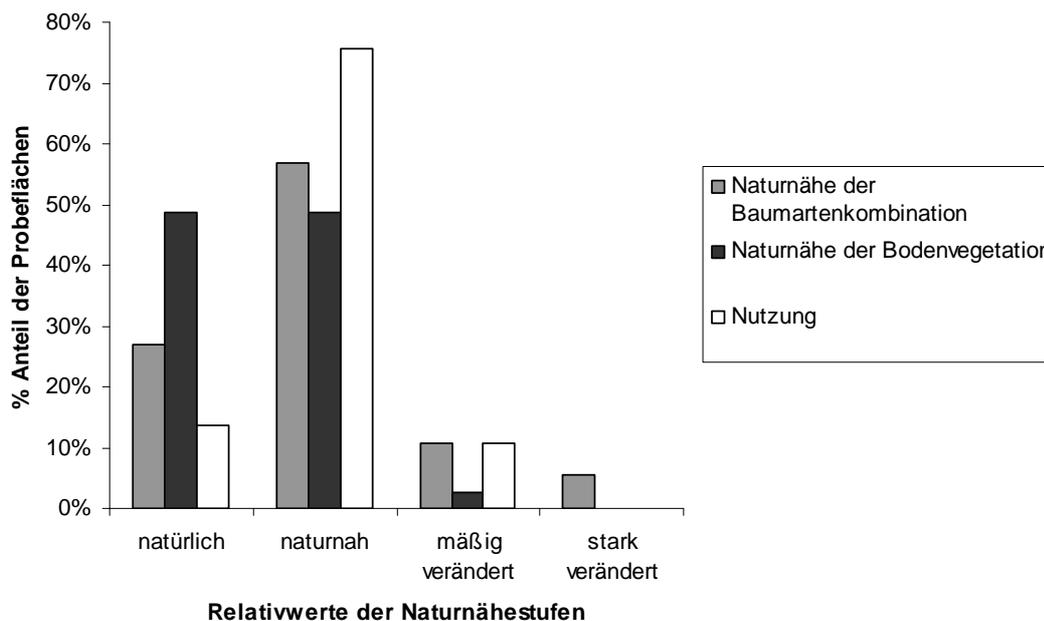


Abbildung 9: Verteilung der Naturnähestufen der Relativwerte für die Kriterien „Naturnähe der Baumartenkombination“, „Naturnähe der Bodenvegetation“ und „Nutzung“ innerhalb der „naturnahen“ Probeflächen

Eine verjüngte Freifläche war an keiner der Probeflächen vorhanden. Auch die Verjüngungsart wurde, mit einer Ausnahme (Relativwert 3), durchwegs als „natürlich“ bewertet. Der Bestandaufbau ist „naturnah“; auf einer Erhebungsfläche „natürlich“.

Bei den restlichen Kriterien kann kein Trend festgestellt werden. Die Relativwerte schwanken zwischen 1 und 9.

Mäßig veränderte Wälder (41,46 %)

Die Hemerobiestufen α -oligohemerob und β -mesohemerob werden zur Klasse der mäßig veränderten Wälder zusammengefasst (vgl. GRABHERR et al., 1998).

Insgesamt können 34 Untersuchungsflächen eingeordnet werden. 23,17 Prozent aller Probeflächen sind α -oligohemerob (19 Erhebungspunkte).

Anders als bei den „naturnahen“ Flächen sind generelle Trends von einzelnen Relativwerten schwieriger festzustellen. Vielmehr kommt es zu verschiedenen Kombinationen von Merkmalsausprägungen, die in Summe zu einem relativ ausgeglichenen Ergebnis führen.

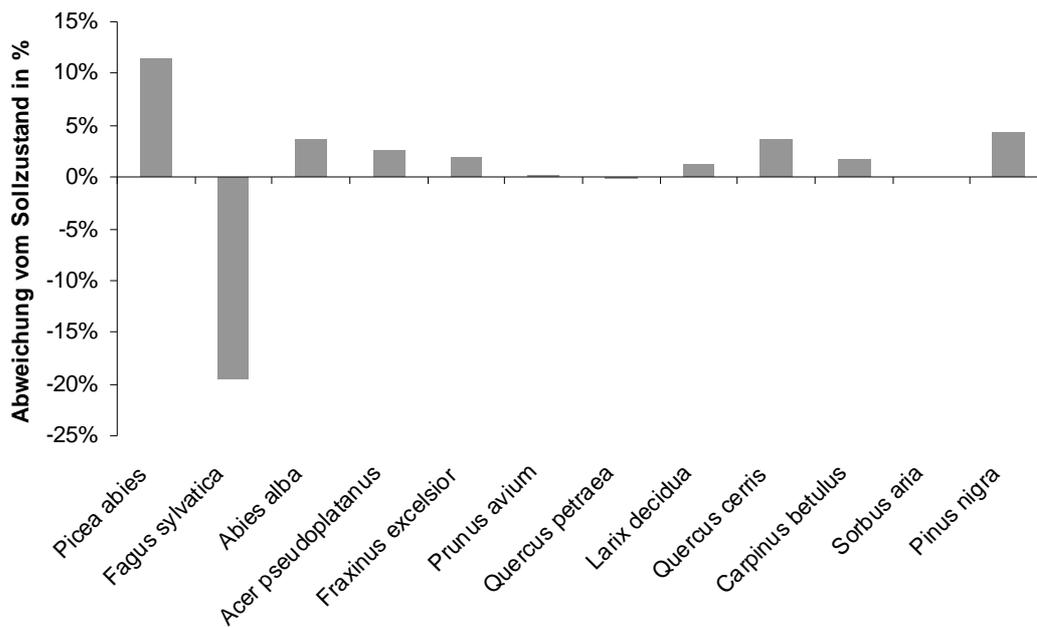


Abbildung 10: Abweichung der aktuellen Baumartenanteile vom Sollwert (PNWG) in der Naturnähestufe „mäßig veränderte“ Wälder

Hinsichtlich der Baumartenkombinationen wurden bei den angesprochenen Probeflächen die Abweichungen zwischen den aktuellen und potentiellen Vorkommen berechnet. In Abbildung 10 ist ersichtlich, dass *Picea abies* zu 11,47 Prozent überrepräsentiert ist, während *Fagus sylvatica* zu 19,56 Prozent unterrepräsentiert ist. *Pinus nigra* ist aktuell um 4,34 Prozent stärker vorhanden, als sie natürlich vertreten wäre. Dies ist auf die sekundären Schwarzföhrenwälder in der Thermenregion zurückzuführen.

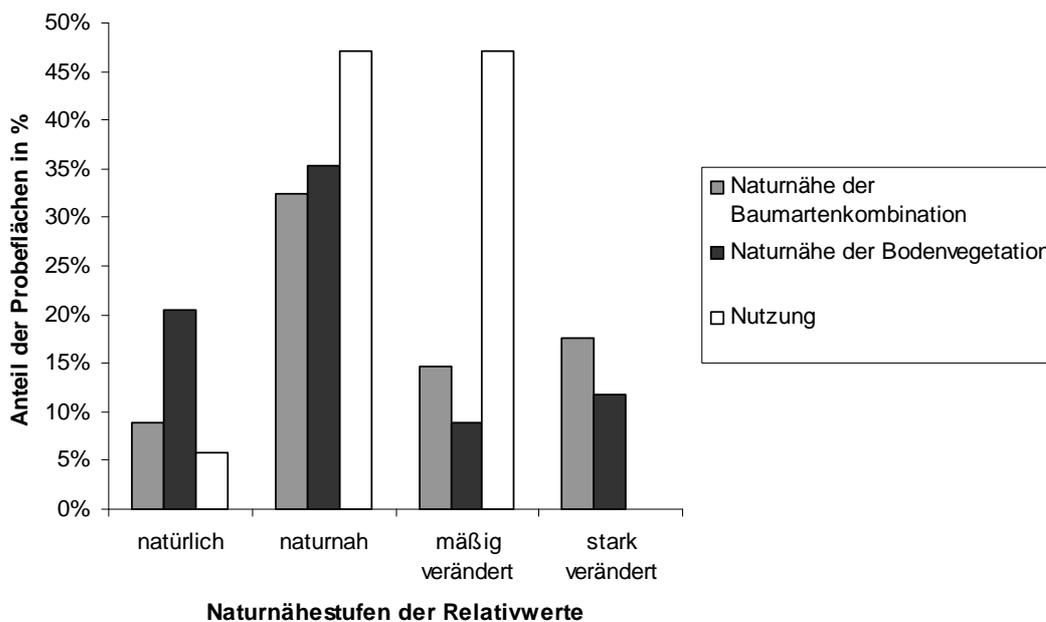


Abbildung 11: Verteilung der Naturnähestufen der Relativwerte für die Kriterien „Naturnähe der Baumartenkombination“, „Naturnähe der Bodenvegetation“ und „Nutzung“ innerhalb der „mäßig veränderten“ Probeflächen

Bei den Kriterien „Naturnähe der Baumartenkombination“ und „Naturnähe der Bodenvegetation“ kann festgestellt werden, dass die Klasse „naturnah“ am häufigsten vorkommt (32,35 Prozent und 35,29 Prozent). Wie aus Abbildung 11 ersichtlich, sind bezüglich des Kriteriums „Nutzung“ die Naturnähestufen „naturnah“ und „mäßig verändert“ mit jeweils ca. 47 Prozent am zahlreichsten bewertet worden.

Die Verjüngungsart wurde innerhalb dieser Naturnähestufe mit einer Ausnahme (Relativwert 2) als „natürlich“ bzw. „naturnah“ bewertet. Eine verjüngte Freifläche wurde nicht erhoben. Die „Entwicklungsstufe“ schwankt zwischen den Relativwerten 1 und 4, wobei der Wert 4 mit 79,41 Prozent am häufigsten vorkommt.

Stark veränderte Wälder (10,98 %)

α -mesohemerobe und β -euhemerobe Wälder werden in diese Naturnähestufe miteinander vereint (vgl. GRABHERR et al., 1998).

Von den 9 in diese Stufe fallenden Probeflächen sind 6 α -mesohemerob. Dies bedeutet, dass 3,66 Prozent der Flächen β -euhemerob sind.

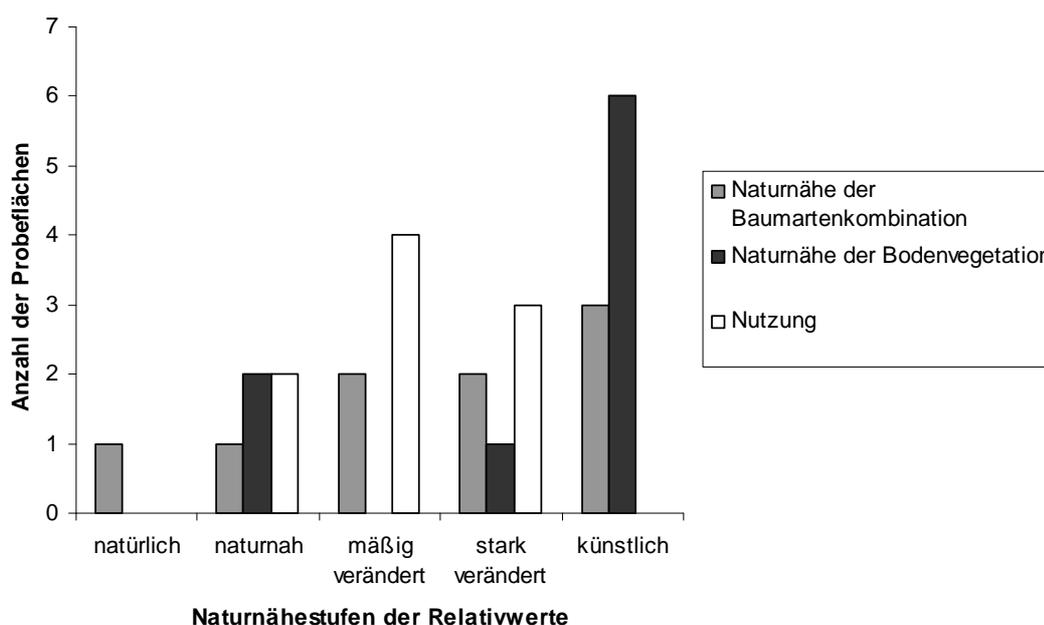


Abbildung 12: Anzahl der Probeflächen in den Naturnähestufen der Relativwerte für die Kriterien „Naturnähe der Baumartenkombination“, „Naturnähe der Bodenvegetation“ und „Nutzung“ innerhalb der „stark veränderten“ Probeflächen

Im Vergleich zu den „mäßig veränderten“ Probeflächen sind in dieser Naturnähestufe die Kriterien „Naturnähe der Baumartenkombination“, „Naturnähe der Bodenvegetation“ und „Nutzung“ anders verteilt.

Die Bodenvegetation wurde auf 6 Aufnahmeflächen als „künstlich“ beurteilt. Die Baumartenkombination wurde dreimal als „künstlich“ bewertet. Hinsichtlich der Nutzung kommt die Klasse „mäßig verändert“ viermal vor.

Somit ist ein Zusammenhang aus der Naturnähe der Bodenvegetation und der Nutzung in Abbildung 12 erkennbar: Die Nutzung beeinflusst zwar die Baumarten und die Bodenvegetation, jedoch reagiert letztere schneller auf Veränderungen.

Auch innerhalb der Untersuchungsflächen dieser Naturnähestufe wurden die Abweichungen der aktuellen zu den potentiellen Baumartenkombinationen berechnet (Abbildung 13). Ähnlich der Klasse „mäßig veränderter“ Wälder ist *Picea abies* überrepräsentiert und zwar mit 17,72 Prozent. *Fagus sylvatica* hingegen ist zu 60 Prozent unterrepräsentiert.

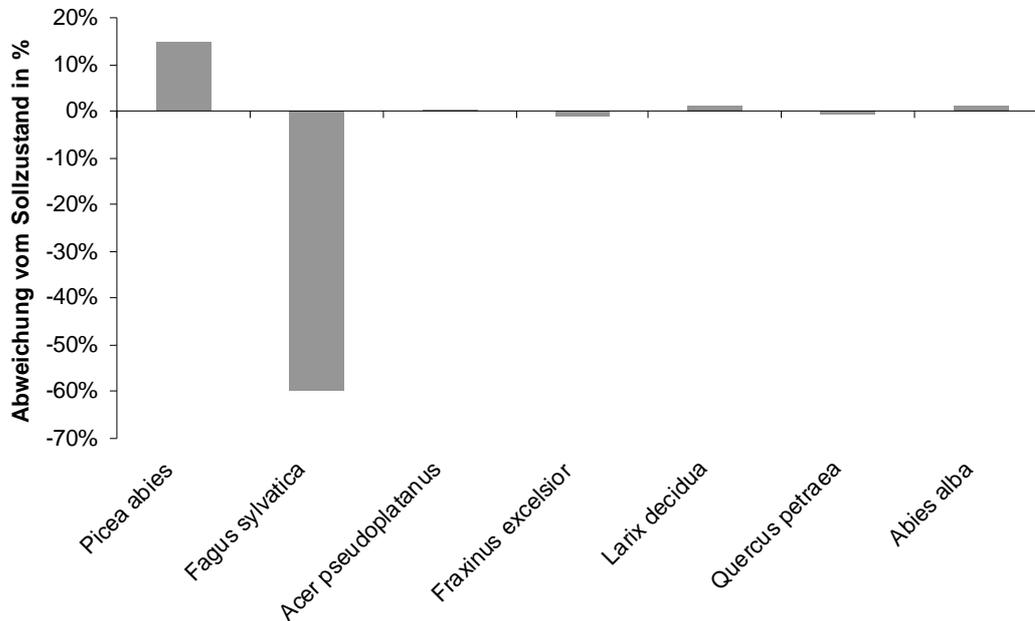


Abbildung 13: Abweichung der aktuellen Baumartenanteile vom Sollwert (PNWG) in der Naturnähestufe „stark veränderte“ Wälder. Dargestellt werden nur die 75 % häufigsten Baumarten

Hinsichtlich der „Entwicklungsstufe“ kam es in 6 Fällen zu der Bewertung „künstlich“. Bei den restlichen 3 Probestellen wurde der Relativwert 3 vergeben. Eine Fläche der Freiverjüngung wurde dreimal angesprochen. Das Kriterium Totholz lieferte Relativwerte zwischen 1 und 4, wobei der Wert 1 fünf Vorkommen hat. Ein Alterszuschlag wurde in keinem Fall vergeben.

Künstliche Wälder (1,22 %)

In die Naturnähestufe künstlich fallen α -euhemerobe und polyhemerobe Wälder (vgl. GRABHERR et al., 1998).

Als künstlich wurde nur ein Erhebungspunkt eingestuft, der der Stufe α -euhemerob angehört.

Der angesprochene Bestand weist Relativwerte von 1 bei den Kriterien „Naturnähe der Baumartenkombination“, „Naturnähe der Bodenvegetation“ und „Entwicklungsstufe“ auf. Die mäßige Nutzung und „naturnahe“ Diversität werten den Bestand auf.

Die Fläche zeichnet sich durch einen hohen Anteil gesellschaftsfremder und anthropogen eingebrachter Arten aus. Grund dafür ist eine breite Forststraße, die die gesamte Probefläche quert. Die potentielle Hauptbaumart fehlt im Bestand.

3.3.3 Einzelne Kriterien

Nutzung

Zur Bewertung des Kriteriums „Nutzung“ werden Beeinträchtigungen, ihre zeitliche Dimension und ihre Intensität herangezogen (vgl. GRABHERR et al., 1998).

In Abbildung 14 werden die Flächenanteile der Relativwerte (vgl. Tabelle 34) dieses Hemerobiekriteriums an der Gesamtaufnahmezahl dargestellt.

Eine Bewertung mit einem Relativwert von 9 („sehr schwache“ bis keine Nutzung) wurde auf fast 10 Prozent der Aufnahme­flächen durchgeführt.

Mit jeweils 28,05 Prozent Anteil (in Summe 46 Probeflächen) kommen auf den Untersuchungsflächen hauptsächlich „naturnahe“ Nutzungen (Relativwerte 8 und 7) zur Anwendung.

Auf 24,39 Prozent der Erhebungsflächen wurde das Kriterium mit einem Relativwert von 6 bewertet.

Niedrige Relativwerte als Zeiger für „starke“ bis „sehr starke“ Nutzungen (Relativwerte 4 bis 1) treten in Summe in unter 4 Prozent der Flächen auf. Auch „mäßig starke“ Nutzungen (Relativwert 5) sind nur zu 6,1 Prozent anzutreffen.

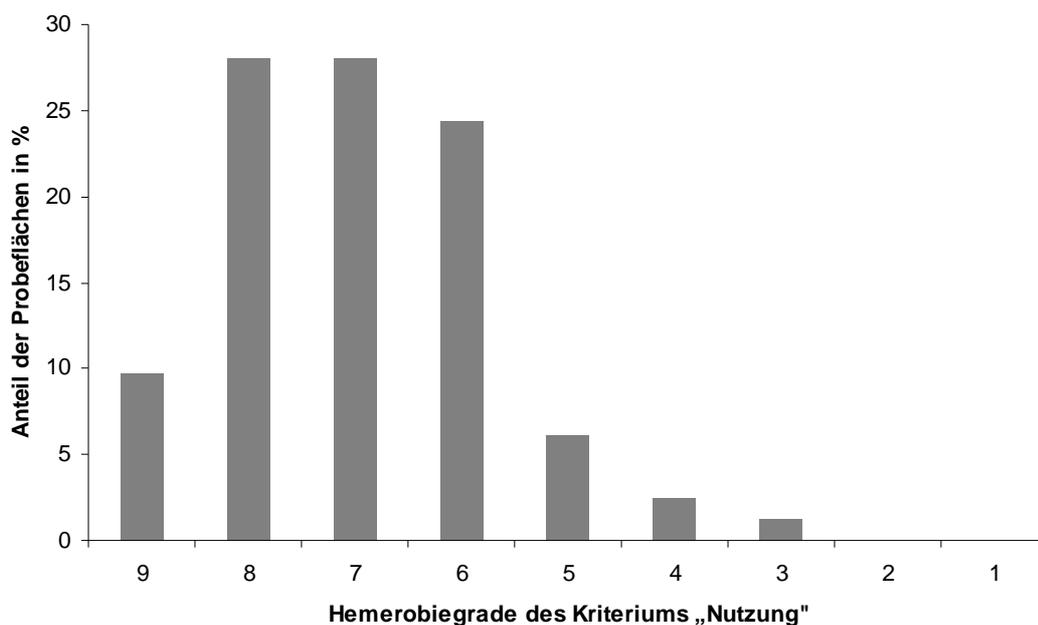


Abbildung 14: Anteile der Relativwerte des Kriteriums „Nutzung“ innerhalb aller Probeflächen

Totholz

Qualitativ hoch zu bewertendes Totholz ist ein Kennzeichen für naturnahe Wälder (SCHERZINGER, 1996).

In Abbildung 15 wird die Verteilung der Relativwerte dieses Kriteriums veranschaulicht (vgl. Tabelle 34).

Auf 34,15 Prozent aller Erhebungsflächen wurde ein Wert von 1 vergeben. Flächen mit einem „natürlichen“ Totholzanteil waren nur zu 12,20 Prozent vertreten. Die Flächenanteile der Relativwerte zwischen 2 und 8 sind jeweils

unter 10 Prozent. Der Relativwert 8 nimmt das Schlusslicht, mit einem Anteil von 2,44 Prozent der Untersuchungsflächen, ein.

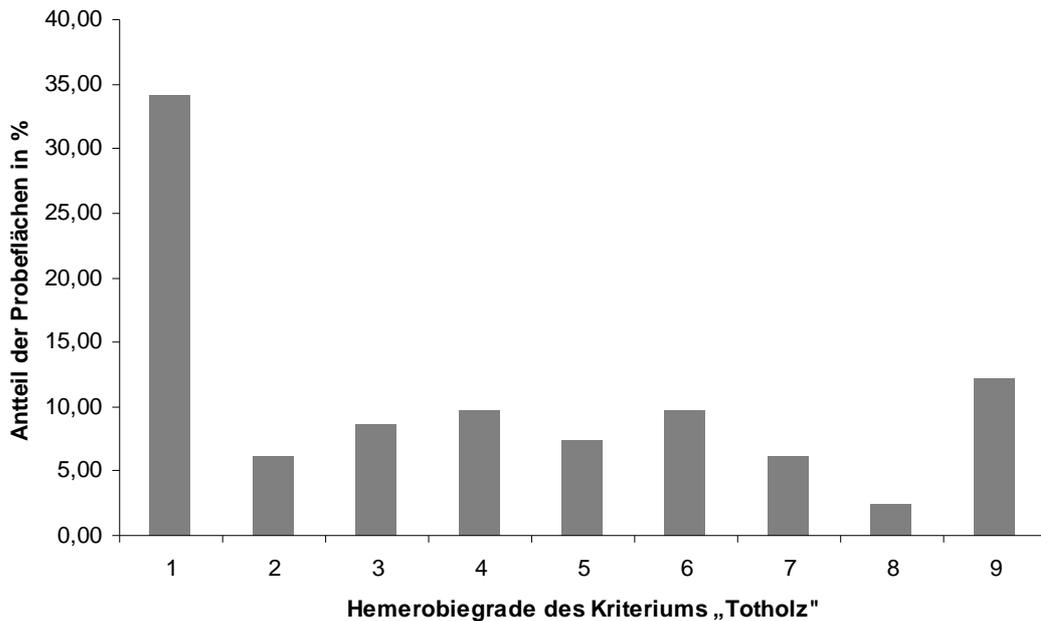


Abbildung 15: Verteilung der Relativwerte für das Kriterium „Totholz“ innerhalb aller untersuchten Probeflächen

Altersstruktur und Entwicklungsstadium der Bestände

In der Hemerobiebewertung wird die Altersstruktur (Alter, BHD usw.) mittels Zuschlagverfahren berücksichtigt (vgl. GRABHERR et al., 1998).

Abbildung 16 zeigt, dass 91,46 Prozent der untersuchten Probeflächen zu geringe Altersspannen bzw. Einzelbaum- und Bestandesstrukturmerkmale aufwiesen um einen Zuschlag zu erhalten.

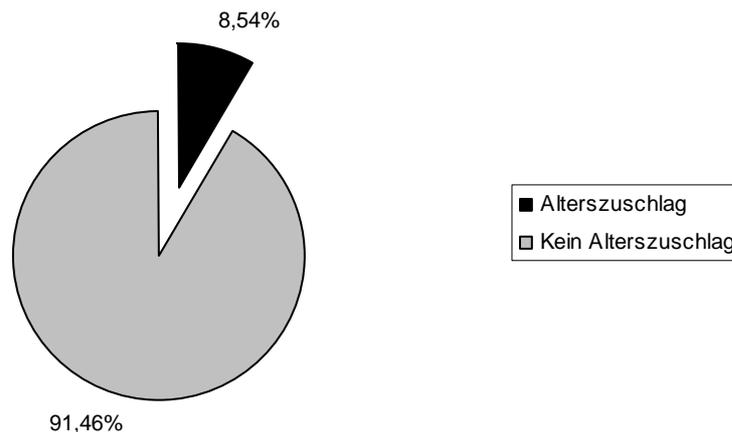


Abbildung 16: Verteilung des Alterszuschlags innerhalb aller Probeflächen

Dies ist in Zusammenhang mit dem Kriterium „Entwicklungsstadium“ zu bringen.

In 81,70 Prozent der Bestände wurde das Kriterium „Entwicklungsstufe“ mit „stark verändert“ (Relativwerte 4 und 3) beurteilt. Auf nur 2 Aufnahmeflächen

konnte eine „natürliche Entwicklungsstufe“ festgestellt werden. Diese erhielten auch einen Strukturzuschlag und weisen einen Relativwert des Kriteriums „Entwicklungsstadium“ von 9 (2,44 Prozent der Untersuchungsflächen) auf.

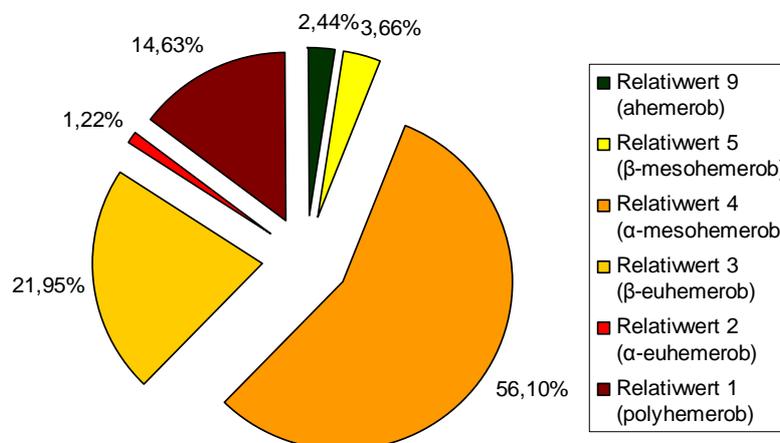


Abbildung 17: Verteilung der Relativwerte des Kriteriums „Entwicklungsstadium“ innerhalb aller Probeflächen

Daher sind die Relativwerte des „Entwicklungsstadiums“ kombiniert mit dem nur zu 8,54 Prozent vorhandenen Strukturzuschlag relativ klein. Mit 78,05 Prozent (Relativwerte 4 und 3) haben „stark veränderte Entwicklungsstadien“ den größten Anteil an den Untersuchungsflächen. Ein Relativwert von 1 wurde nur auf einer Aufnahme fläche vergeben. „Naturnahe Entwicklungsstadien“ (Relativwerte 8 und 7) fehlen völlig, auch mäßig veränderte treten nur auf 3,66 Prozent der Erhebungsflächen auf.

Artenreichtum und Diversität

Im Kriterium „Artendiversität“ werden die Diversitäten der Baumarten und der Bodenvegetation miteinander verknüpft. Durch logische Kombination des Kriteriums „Bestandesaufbau“ wird das aggregierte Kriterium „Diversität“ gebildet. (vgl. GRABHERR et al., 1998)

Wie in Abbildung 18 zu sehen ist, weisen 48,78 Prozent der Untersuchungsflächen eine „natürliche Artenvielfalt“ (Relativwert 9) auf. Relativwerte kleiner 5 wurden jeweils auf unter 5 Prozent der Probeflächen vergeben.

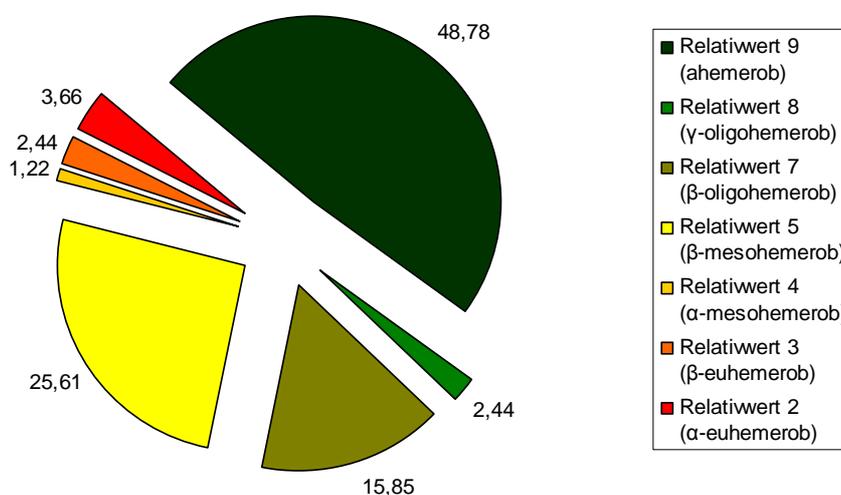


Abbildung 18: Anteil der Relativwerte des Kriteriums „Artenreichtum“ innerhalb aller Probeflächen

Abbildung 19 zeigt das aggregierte Kriterium „Diversität“. Ca. 60 Prozent aller erhobenen Bestände zeigen eine „naturnahe Diversität“ (Relativwerte 7 und 8). Eine „stark veränderte“ oder „künstliche Diversität“ (Relativwerte 1 bis 4) wurde in keiner der Probeflächen beurteilt.

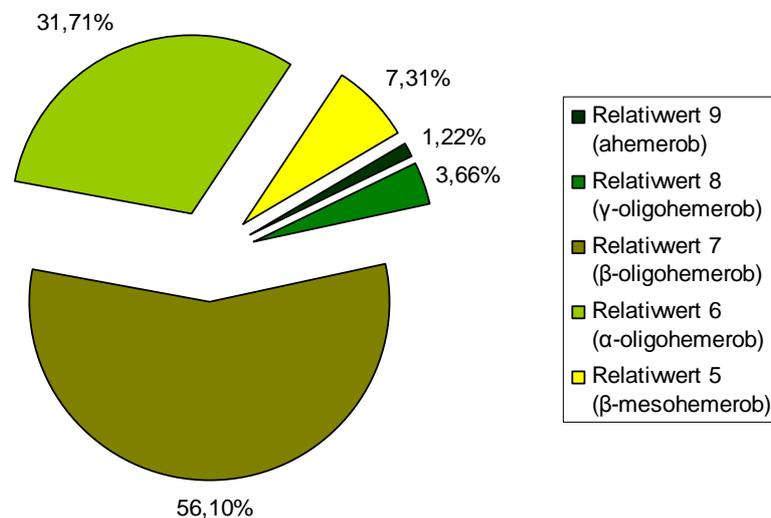


Abbildung 19: Anteil der Relativwerte des Kriterium „Diversität“ innerhalb aller Probeflächen

Kombiniert man nun beide Darstellungen, so muss vorher auf die Methode der Verknüpfung bzw. Bewertung der Kriterien kurz eingegangen werden: Um die Bodenvegetation nicht doppelt zu bewerten („Naturnähe der Bodenvegetation“) werden Extrembereiche der Relativwerte des Kriteriums „Artenreichtums“ zu Gunsten des „Bestandesaufbaus“ gewichtet. (vgl. GRABHERR et al., 1998)

Das Kriterium „Bestandesaufbau“ schwankt bei allen Erhebungsflächen, mit einer Ausnahme (Relativwert 5), zwischen den Relativwerten 6 und 9. 81,71 Prozent der Probeflächen weisen einen Relativwert von 7 auf.

Diese Ausführungen bedeuten, dass der „naturnahe Bestandesaufbau“ die Extremwerte des „Artenreichtums“ kompensiert.

Die „Diversität“, als ein Kriterium aus Vielfalt an Arten und Strukturen, ist zu 59,76 Prozent „naturnah“ (Relativwerte 8 und 7) und zu 39,02 Prozent „mäßig verändert“ (Relativwerte 6 und 5).

Naturnähe der Baumartenkombination und Bodenvegetation

In Abbildung 20 ist ersichtlich, dass wie auch der Hemerobiewert an sich, die Relativwerte 7 und 8 der Kriterien „Naturnähe der Baumartenkombination“ und „Naturnähe der Bodenvegetation“ den größten Anteil der Probeflächen einnehmen. Sind die beiden Kriterien in der Klasse „mäßig verändert“ nur selten (unter 14 Prozent) vertreten, ist der Hemerobiewert zu 41,46 Prozent in dieser Naturnähesstufe vorhanden.

Mit der Bewertung einer „natürlichen“ Bodenvegetation“ auf 31,71 Prozent der Aufnahmeflächen, ist der Hemerobiewert 9 nur einmal vertreten. Ein ähnliches Verhältnis kann auch bei der Naturnähestufe „künstlich“ festgestellt werden.

Folglich ist kein Bezug zwischen den beiden Kriterien und dem Hemerobie-wert herzustellen.

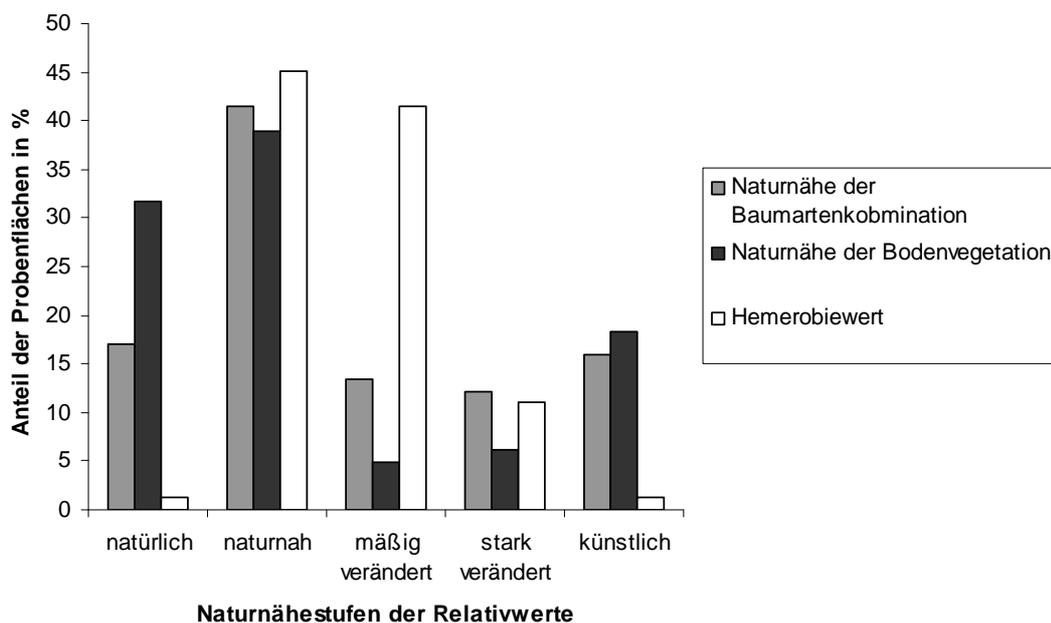


Abbildung 20: Verteilung der Naturnähestufen der Relativwerte für die Kriterien „Naturnähe der Baumartenkombination“, „Naturnähe der Bodenvegetation“ im Vergleich zu den Hemerobiewerten

Aktuelle und potentielle Baumartenanteile - Abweichungen

Die Unterschiede der aktuellen und potentiellen Baumartenkombinationen werden in Abbildung 21 dargestellt.

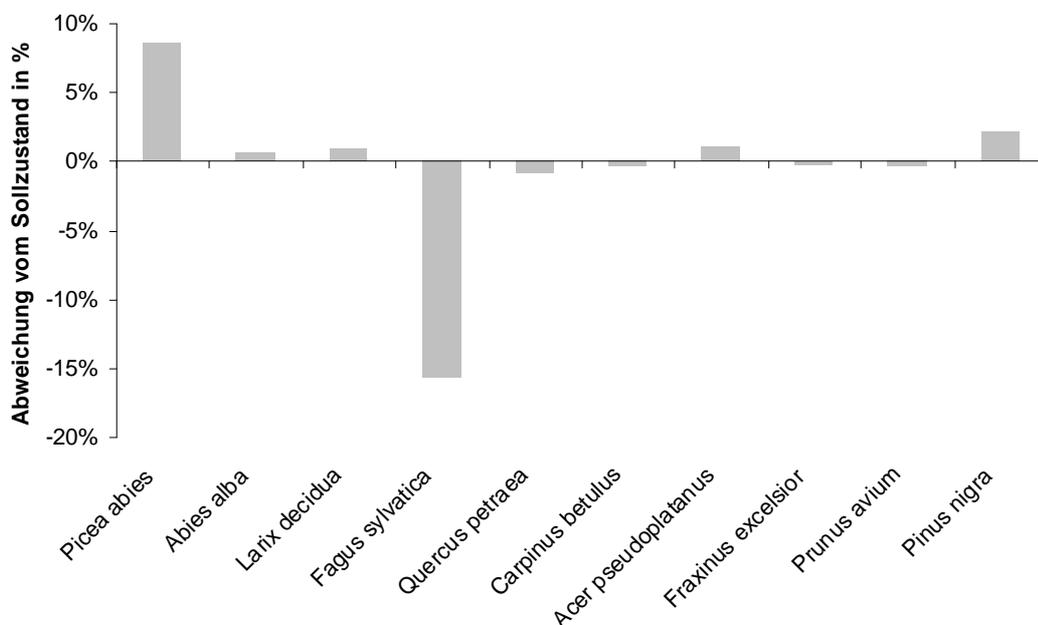


Abbildung 21: Abweichung der aktuellen Baumartenanteile vom Sollwert (PNWG); Gesamtübersicht

Neben der um 8,54 Prozent überrepräsentierten *Picea abies* sind weitere Nadelgehölzer, wenn auch unter ein Prozent, aktuell stärker vertreten als

potentiell (*Larix decidua* und *Abies alba*). Bei den Vorkommen handelt es sich, neben den natürlichen Beimischungen von Tanne und Fichte, um anthropogene Förderungen. Reinbestände dieser Arten wurden nur auf zwei Probeflächen vorgefunden. Meist handelt es sich um Beimischungen bis maximal Kodominanzen.

Auffallend ist die überrepräsentierte *Pinus nigra*. Sie ist insgesamt um 2,16 Prozent stärker vertreten als potentiell natürlich. Das Gesamtvorkommen in den Aufnahmen ist relativ gering, jedoch handelt es sich nur bei zwei Vorkommen um primäre Schwarzföhrenwälder. In den anderen Fällen ist sie stark anthropogen gefördert und kodominant bis beigemischt vorhanden. Zwei Reinbestände von sekundären Schwarzföhrenwäldern sind ebenfalls unter den Probepunkten anzutreffen.

Im Gebiet der Thermenalpen ist sie, neben den natürlichen Vorkommen, vor allem auf Grund der Harznutzung im letzten Jahrhundert sekundär verbreitet worden. Diese Bestände ersetzen vor allem Cephalanthero-Fagenion- und Quercion pubescenti-petraeae-Wälder.

Die bei der Ansprache der Baumartenkombinationen am häufigsten vorkommende Art ist *Fagus sylvatica*. Auf 80 Probeflächen wurde sie bewertet, davon auf 78 als potentiell dominant eingestuft.

Sie weist die größte Abweichung im Vergleich auf. Um 15,67 Prozent ist sie in den Beständen aktuell weniger vorhanden als es ihr natürlicher Anteil vorsehen würde. Begründet kann dies vor allem durch die Beimischung bzw. sekundären Reinbestände von Nadelgehölzen werden.

Weitere Abweichungen (Unterrepräsentierungen) bewegen sich unter 0,5 Prozent (*Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior* und *Prunus avium*) bzw. bei *Quercus petraea* knapp unter 1 Prozent.

Acer pseudoplatanus zeigt um 1,07 Prozent aktuell größeren Deckungsanteil als in ihrer potentiellen Verbreitung.

Keine Berücksichtigung in der Darstellung fanden die Arten *Pinus sylvestris* und *Pseudotsuga menziesii*, die zwar überrepräsentiert sind, jedoch insgesamt zu wenige Vorkommen (9 bzw. 1 Vorkommen) besitzen um angeführt zu werden.

3.3.4 Ergebnisse in Bezug auf die Zonierung des Biosphärenparks

Im Zuge der Errichtung des Biosphärenparks Wienerwald im Jahre 2005 wurde das betreffende Gebiet in drei Zonen unterteilt. Hinsichtlich Waldökosystemen sind die Kernzonen naturschutzfachlich besonders interessant, da die Pflegezonen hauptsächlich Wiesen und Weiden beinhalten.

Von den in vorliegender Arbeit erhobenen Probeflächen befinden sich zwei Trakte in Kernzonen (185069 und 185077)

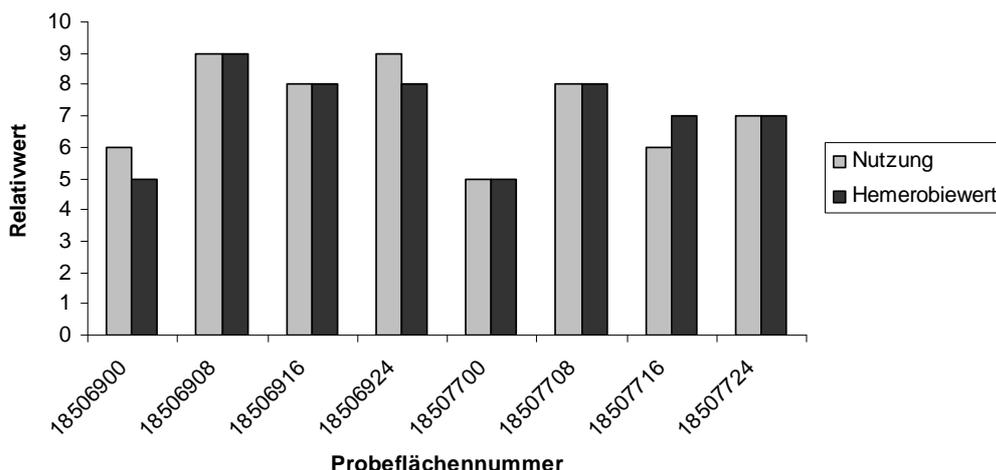


Abbildung 22: Vergleich der Relativwerte des Kriteriums „Nutzung“ mit dem Hemerobiewert für Kernzonen-Probeflächen

Wie aus Abbildung 22 hervorgeht weisen die betreffenden Probeflächen eine Naturnähe von „mäßig verändert“ (Relativwert 5) bis „natürlich“ (Relativwert 9) auf.

1850770, mit einem Relativwert von fünf, wird von einer breiten Forststraße gequert und weist viele Saum- und Gebüschelemente und eine Buchen-Lärchendickung auf. Daher rührt ein Relativwert von 1 beim Kriterium „Naturnähe der Bodenvegetation“. Bezüglich der Nutzung konnte eine historische Endnutzung und eine aktuelle Vornutzung festgestellt werden.

18507708, 18507716 und 18507724 wurden naturnahe Hemerobiewerte (Relativwerte 7 und 8) zugewiesen. Diese Probeflächen weisen hauptsächlich natürliche Relativwerte der Hemerobiewerte auf. Abweichend davon treten „stark veränderte“ Relativwerte der Kriterien „Nutzung“ und „Entwicklungsstufe“ auf, die auf historische Eingriffe zurückzuführen sind.

Da zum Zeitpunkt der Studie von GRABHERR et al. (1998) diese Schutzkategorie noch nicht bestand, wird im Folgenden auf die Veränderungen seit der letzten Erhebung kurz eingegangen. Detaillierte Ausführungen dazu siehe Kapitel 3.4.1.

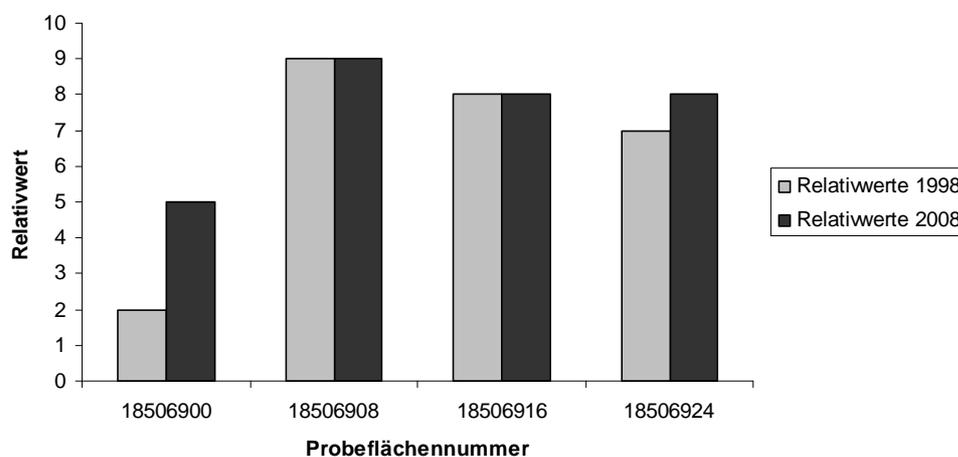


Abbildung 23: Vergleich der Hemerobiewerte zwischen 1998 und 2008 auf Kernzonenflächen

1850690 gewann um drei Skalenstufen an Naturnähe. Obwohl 1998, noch intensiv genutzt, konnte 2008 nur noch eine historische Endnutzung festgestellt werden. Grund für den 1998 und auch noch 2008 relativ niedrigen Hemerobiewert liegt einerseits im Bestehen einer großen Störfläche im Bestand und der sekundären Vorkommen von *Pinus nigra* auf der Probefläche.

18506908 weist einen Hemerobiewert von 9 auf. Da es sich um einen primären, seit der Einstellung der Pecherei ungenutzten, Schwarzföhrenbestand handelt, kam es auch zu keiner Veränderung seit 1993.

3.3.5 Statistische Hypothesen

Aus dem vorliegenden Datenmaterial sollen anhand statistischer Methoden Verschiedenheiten bzw. bestimmte Trends der Daten erarbeitet werden.

An erster Stelle werden hier die üblichen statistischen Kennwerte für die **Hemerobiewerte** wiedergegeben werden:

Anzahl der Werte: 82, Verschiedene Werte: 8
Median: 6, Modus: 7, Minimum: 2, Maximum: 9, Max./Min.: 4.5
Spannweite: 7, Quantil Q25: 5, Quantil Q75: 7, Quartilsabstand: 2
Varianz: 1.832, Standardabweichung: 1.354
Arithmetisches Mittel: 6.085

Statistische Kenngrößen für einzelne Hemerobiekriterien:

Naturnähe der Baumartenkombination:

Anzahl der Werte: 82, Verschiedene Werte: 9
Arithmetisches Mittel: 6.122
Median: 7, Modus (Modalwert): 8, Minimum: 1, Maximum: 9, Max./Min.: 9
Spannweite: 8, Quantil Q25: 4, Quantil Q75: 8, Quartilsabstand: 4
Varianz: 6.676, Standardabweichung: 2.584

Naturnähe der Bodenvegetation:

Anzahl der Werte: 82, Verschiedene Werte: 5
Arithmetisches Mittel: 6.195
Median: 7, Modus (Modalwert): 7, Minimum: 1, Maximum: 9, Max./Min.: 9
Spannweite: 8, Quantil Q25: 5, Quantil Q75: 9, Quartilsabstand: 4
Varianz: 8.48, Standardabweichung: 2.912

Verjüngungsart:

Anzahl der Werte: 82, Verschiedene Werte: 6
Arithmetisches Mittel: 3.866
Median: 0, Modus (Modalwert): 0, Minimum: 0, Maximum: 9, Max./Min.: -
Spannweite: 9, Quantil Q25: 0, Quantil Q75: 9, Quartilsabstand: 9
Varianz: 18.71, Standardabweichung: 4.326

Fläche der Freiverjüngung:

Anzahl der Werte: 82, Verschiedene Werte: 4
Arithmetisches Mittel: 4.012

Median: 0, Modus (Modalwert): 0, Minimum: 0, Maximum: 9, Max./Min.: -
 Spannweite: 9, Quantil Q25: 0, Quantil Q75: 9, Quartilsabstand: 9
 Varianz: 19.839, Standardabweichung: 4.454

Nutzung:

Anzahl der Werte: 82, Verschiedene Werte: 7
 Arithmetisches Mittel: 6
 Median: 7, Modus (Modalwert): 7; 8, Minimum: 3, Maximum: 9, Max./Min.: 3
 Spannweite: 6, Quantil Q25: 6, Quantil Q75: 8, Quartilsabstand: 2
 Varianz: 1.592, Standardabweichung: 1.262

Entwicklungsstadium:

Anzahl der Werte: 82, Verschiedene Werte: 4
 Arithmetisches Mittel: 3.402
 Median: 4, Modus (Modalwert): 4, Minimum: 1, Maximum: 9, Max./Min.: 9
 Spannweite: 8, Quantil Q25: 3, Quantil Q75: 4, Quartilsabstand: 1
 Varianz: 1.947, Standardabweichung: 1.395

Totholz:

Anzahl der Werte: 82, Verschiedene Werte: 10
 Arithmetisches Mittel: 3.78
 Median: 3, Modus (Modalwert): 1, Minimum: 0, Maximum: 9, Max./Min.: -
 Spannweite: 9, Quantil Q25: 1, Quantil Q75: 6, Quartilsabstand: 5
 Varianz: 8.494, Standardabweichung: 2.914

Bestandesaufbau:

Anzahl der Werte: 82, Verschiedene Werte: 6
 Arithmetisches Mittel: 6.793
 Median: 7, Modus (Modalwert): 7, Minimum: 0, Maximum: 9, Max./Min.: -
 Spannweite: 9, Quantil Q25: 7, Quantil Q75: 7, Quartilsabstand: 0
 Varianz: 2.068, Standardabweichung: 1.438

Diversität der Baumschicht:

Anzahl der Werte: 82, Verschiedene Werte: 3
 Arithmetisches Mittel: 8.171
 Median: 9, Modus (Modalwert): 9, Minimum: 1, Maximum: 9, Max./Min.: 9
 Spannweite: 8, Quantil Q25: 9, Quantil Q75: 9, Quartilsabstand: 0
 Varianz: 3.452, Standardabweichung: 1.858

Diversität der Krautschicht:

Anzahl der Werte: 82, Verschiedene Werte: 5
 Arithmetisches Mittel: 7.232
 Median: 9, Modus (Modalwert): 9, Minimum: 0, Maximum: 9, Max./Min.: -
 Spannweite: 9, Quantil Q25: 5, Quantil Q75: 9, Quartilsabstand: 4
 Varianz: 4.946, Standardabweichung: 2.224

Kruskal-Wallis-Test

Nullhypothese: Es besteht zwischen zwei Gruppen kein Zusammenhang.

Die zu untersuchenden Gruppen sind die Hemerobiekriterien „Naturnähe der Baumartenkombination“ und „Naturnähe der Bodenvegetation“.

Dieser Test lieferte auf einem Signifikanzniveau von 5 Prozent einen kritischen Wert der Testprüfgröße bei χ^2 (1 Freiheitsgrad) = 3,84. Da $\chi^2 < 3,84$ ist (0.161), wurde die Nullhypothese angenommen.

Aufgrund von Abbildung 20 wurde dieses Ergebnis schon vor der Durchführung dieses Tests angenommen und konnte nun statistisch bewiesen werden.

Pearson Chi-Quadrat-Test

Nullhypothese 1: Die Wertausprägungen der Variablen „Naturnähe der Baumartenkombination“ und „Hemerobiewerte“ treten unabhängig voneinander auf.

Mit einem χ^2 von 78.3134, bei 56 Freiheitsgraden und auf 5 prozentigem Signifikanzniveau wurde die Nullhypothese abgelehnt. Damit sind die beiden Variablen voneinander abhängig und bestimmte Wertausprägungen dieser Variablen treten signifikant häufig gemeinsam auf. (vgl. AUFHAUSER, 2009)

Nullhypothese 2: Die Wertausprägungen der Variablen „Naturnähe der Bodenvegetation“ und „Hemerobiewerte“ treten unabhängig voneinander auf.

Da bei $\chi^2 = 59.6482$ (28 Freiheitsgrade) und einem Signifikanzniveau von 5 Prozent χ^2 größer als 41,34 (kritischer Wert) ist, wird hier ebenfalls die Nullhypothese abgelehnt. Im Unterschied zur ersteren Nullhypothese kommt es zu einer signifikanteren Abhängigkeit der Variablen.

3.4 Vergleich 1998 – 2008

S. MAYRHOFER

Eines der Hauptaugenmerke dieser Arbeit liegt auf dem Vergleich der Daten von Probeflächen der Studie „Hemerobie österreichischer Waldökosysteme“ nach GRABHERR et al. (1998), die sich auf niederösterreichischer Landesfläche, im Biosphärenpark Wienerwald und im Besitz der Österreichischen Bundesforste befinden, mit denen, die im Zuge dieser Arbeit erneut aufgenommen wurden.

Diese Voraussetzungen trafen 1998 auf insgesamt 11 Flächen zu. Eine dieser elf Flächen, ein temporärer Trakt, konnte bei der aktuellen Aufnahme nicht mehr aufgefunden werden. Insgesamt behandelt der Vergleich 10 Traktflächen, welche sich auf 39 Probeflächen verteilen.

Weiters musste bei der Auswertung des Traktes 182074 Probefläche 08 im Nachhinein ausgeschieden werden, da diese Probefläche zum Zeitpunkt der Aufnahme 2008 eine Untersuchungsfläche des Projektes „Nofretete“ darstellte. Dabei handelt es sich um ein EU-Projekt, dass Treibhausgase in europäischen Wäldern misst (vgl. BFW, 2009 [online]). Durch intensive Bodenbearbeitung und Ringelung von Bäumen, konnten die Ergebnisse dieser Fläche nicht mit in den Vergleich aufgenommen werden.

3.4.1 Einzelflächendarstellung

In diesem Kapitel werden jeweils die Naturnähewerte der Probeflächen der Studie „Hemerobie österreichischer Waldökosysteme“ nach GRABHERR et al. (1998) mit den Flächen, die im Zuge dieser Arbeit aufgenommen wurden, verglichen.

Für jede Probefläche wird ein Verknüpfungsbaum mit den Relativwerten der beiden Studien abgebildet. Der erste Wert stellt dabei den Relativwert der Aufnahme von 1998, der zweite den Relativwert von 2008 dar. Nachfolgend an die Abbildung wird auf jede einzelne Fläche eingegangen und die Veränderungen und die Gründe dafür dokumentiert.

Da das Bewertungsprogramm „hemprog“ mit den potentiell natürlichen Waldgesellschaften nach MUCINA et al. (1993b) arbeitet, wurden diese auch bei der Einflächendarstellung verwendet.

Traktfläche 178072

Traktnr.: 178072/00

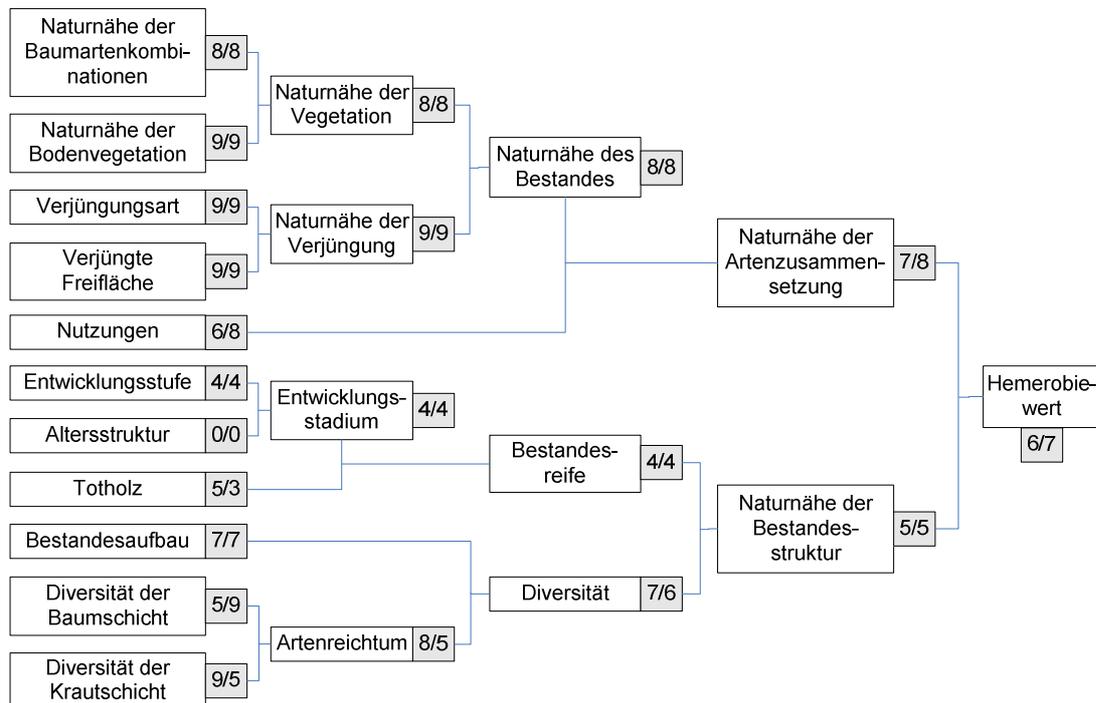


Abbildung 24: Verknüpfungsbaum der Probefläche 178072/00 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Der Vergleich der aktuellen und ehemaligen Daten der Traktfläche 178072/00 zeigt eine Steigerung des Hemerobiewertes (+1), der vor allem auf die „naturnähere“ Nutzungsart zurückzuführen ist. Die Nutzungsänderung von einer damaligen forstlichen Endnutzung auf eine Vornutzung bewirkte die Steigerung des Relativwertes (+2).

Hinsichtlich der Vegetation sind keine Änderungen feststellbar. Auch die damals vorhandene Naturverjüngung konnte bei der neuerlichen Aufnahme wieder verzeichnet werden.

Die Aufnahme aus 1993 zeigte eine größere Totholzmenge, als die aktuelle Aufnahme und wirkt sich so auch in einem geringeren Totholzwert aus (-2).

Die Diversität der Baumschicht konnte einen Anstieg (+4) verzeichnen. Nicht so die Diversität der Krautschicht. Für ein *Asperulo odoratae*-Fagetum Sougnez et Thill 1959, der PNWG dieser Probefläche, werden 30 bis 60 Arten in der Krautschicht als „natürlich“ (Relativwert 9) eingestuft. Bei der aktuellen Aufnahme konnte leider nur eine Artenzahl von unter 20 erreicht werden (Relativwert 5).

Traktnr.: 178072/08

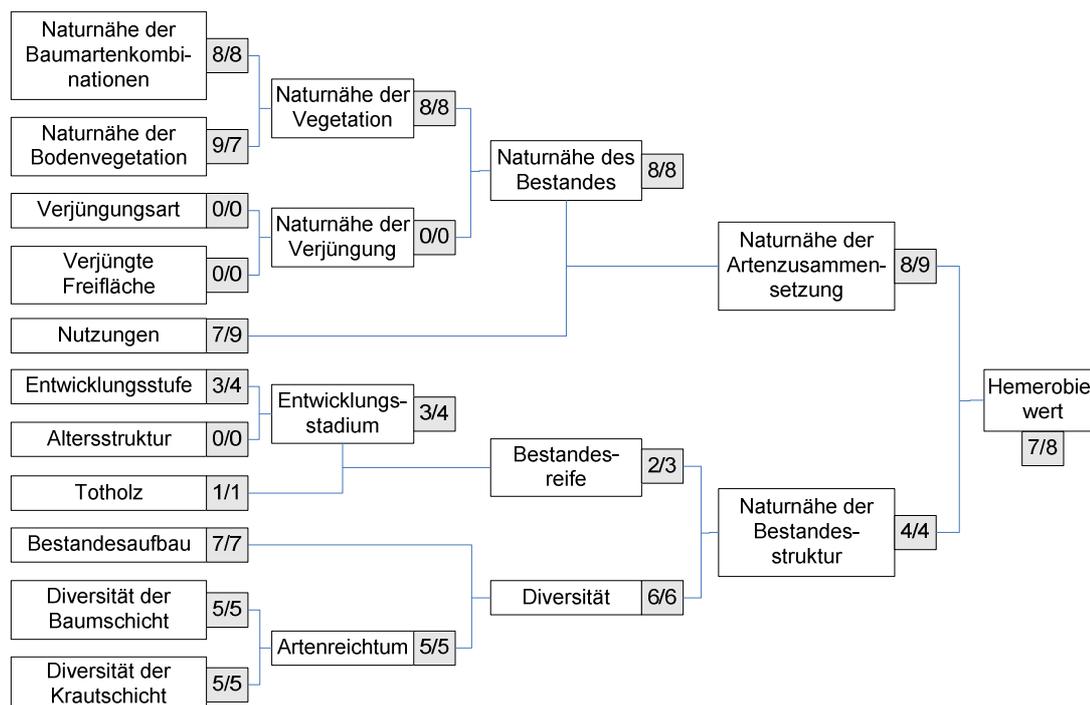


Abbildung 25: Verknüpfungsbaum der Probefläche 178072/08 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Diese Probefläche zeigt ebenfalls eine Aufwertung des Hemerobiewertes (+1).

Es ist keine Änderung in der Naturnähe der Baumartenkombination erkennbar. Allerdings konnte eine geringe Abnahme (-2) in der Naturnähe der Bodenvegetation verzeichnet werden.

Es zeigt sich wiederum, dass die heutige „natürliche“ Nutzungsart (Relativwert 9) das ausschlaggebende Kriterium für die Steigerung des Hemerobiewertes darstellt. Wurde 1993 eine Forstliche Endnutzung stärkerer Intensität und eine Durchforstung festgestellt, so konnten bei der neuerlichen Aufnahme keine Nutzungsspuren mehr erkannt werden (+2).

Die Zunahme des Relativwertes der Entwicklungsstufe von 3 auf 4 lässt sich durch die Anzahl der vorhandenen Wuchsklassen erklären. Bei der alten Aufnahme wurden nur 3 Wuchsklassen festgestellt. Durch die Durchmesserzuwächse konnten 2008 auch Stämme aufgenommen werden, die in eine breitere Durchmesserklasse fallen. Somit konnten auf der Probefläche Baumarten aufgenommen werden, die sich über 4 Wuchsklassen verteilen. Die Aufwertung des Relativwertes der Entwicklungsstufe (+1) schlug sich letztendlich jedoch nicht in der Aufwertung des Gesamthemerobiewertes nieder.

Traktnr.: 178072/16

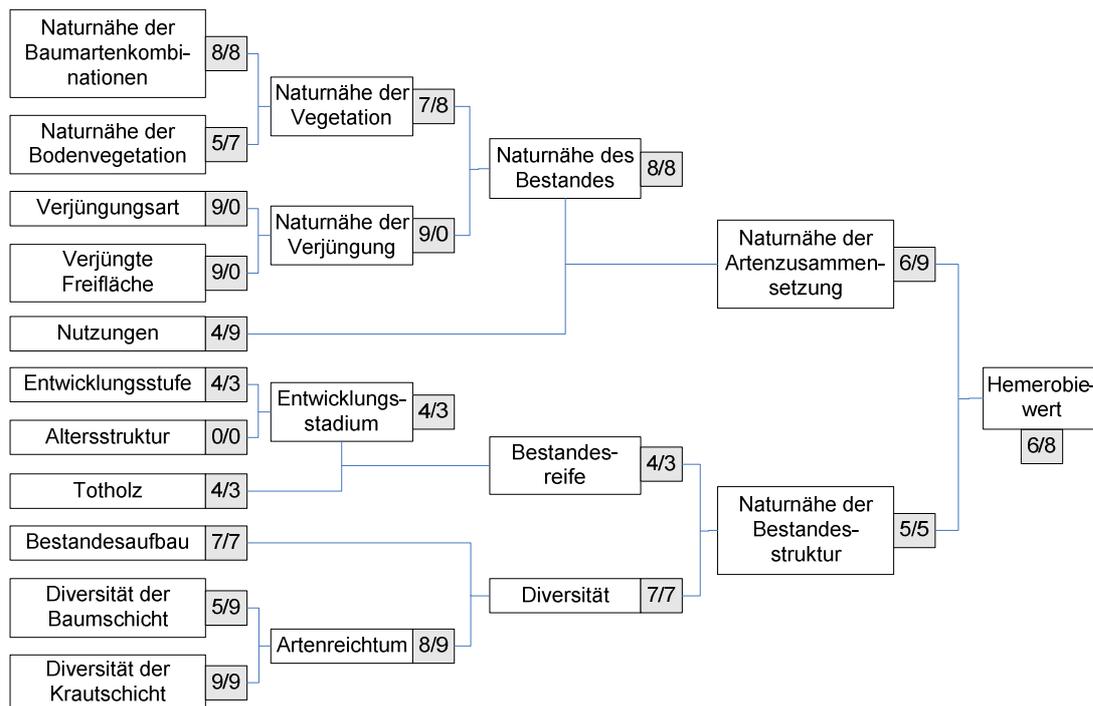


Abbildung 26: Verknüpfungsbaum der Probefläche 178072/16 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Die Steigerung des Hemerobiewertes von einem „mäßig veränderten“ (Relativwert 6) zu einem „naturnahen“ Zustand (Relativwert 8) ist durch zwei Kriterien erklärbar:

Einerseits konnte in dieser Arbeit eine positive Entwicklung hinsichtlich der Naturnähe der Bodenvegetation (+2) festgestellt werden, andererseits kam es in den vergangenen 15 Jahren zu einer Nutzungsverbesserung (+5). Im Gegensatz zu einer sehr starken forstlichen Endnutzung, konnte aktuell nur mehr eine schwache, historische forstliche Vornutzung festgestellt werden. Die starke forstliche Endnutzung war höchstwahrscheinlich auch damals für das Aufkommen von Störungszeigern, und damit für einen geringen Naturnähewert in der Bodenvegetation verantwortlich.

Weiters zeigt die obige Grafik eine Zunahme der Diversität der Baumschicht (+4). Das *Asperulo odoratae*-Fagetum Sougnez et Thill 1959, die PNWG dieser Probefläche, wird ab 3 Baumarten als „natürlich“ eingestuft. In der Aufnahme 1993 wurde allerdings nur die Buche als alleinige Baumart vorgefunden.

Die Änderung im Relativwert für das Kriterium „Totholz“ (-1) ist nicht mengenmäßig, sondern durch qualitative Unterschiede zu erklären. Bei dem Totholz, das 1993 aufgenommen wurde, handelte es sich vor allem um natürliches Totholz mit einem Durchmesser > 20 cm.

Traktnr.: 178072/24

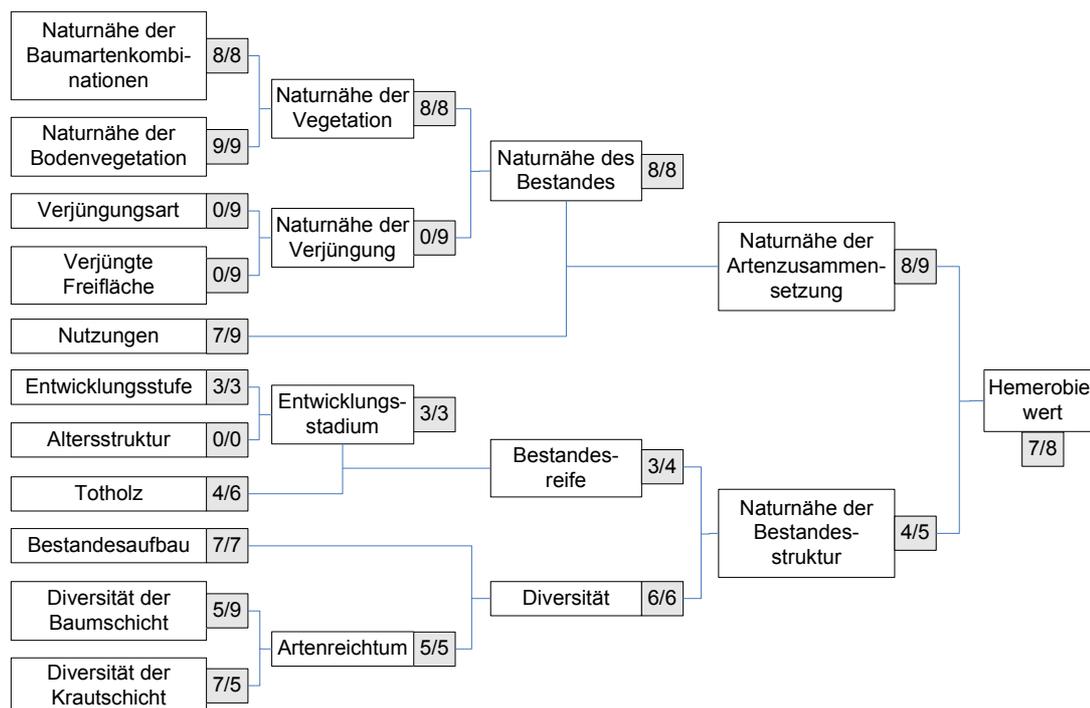


Abbildung 27: Verknüpfungsbaum der Probefläche 178072/24 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Auch auf der letzten Probefläche dieses Traktes errechnet sich eine Steigerung des Hemerobiewertes, der sich durch die positive Veränderung der Nutzungsart (+2) und durch die Zunahme des Totholzwertes (+2) erklären lässt.

Hinsichtlich der Naturnähe der Vegetation, wird das potentiell natürliche *Asperulo odoratae*-Fagetum Sougez et Thill 1959 damals wie heute als „naturnah“ (Relativwert 8) eingestuft.

Bei genauerer Betrachtung der beiden Totholzsummen, zeigt sich, dass sowohl 1993 als auch 2008 die gleichen Volumina vorhanden waren. Die Unterschiede sind in den qualitativen Merkmalen zu finden. Einerseits handelte es sich 1993 bei mehr als der Hälfte der Totholzmenge um anthropogen verursachtes Biotopholz, andererseits befand sich das Holz größtenteils in einem sehr frischen Zustand.

Die Steigerung der Diversität der Baumschicht (+4) ergibt sich durch das Aufkommen von Bergahorn und Esche in der aktuellen Aufnahme.

Die Verbesserung der Nutzung und des Totholzwertes bewirkt sowohl in der Naturnähe der Artenzusammensetzung (+1) als auch in der Bestandesstruktur (+1) „naturnähere“ Werte, die letztendlich auch in einem gesteigerten Hemerobiewert (+1) resultieren.

Traktfläche 179073

Traktnr.: 179073/00

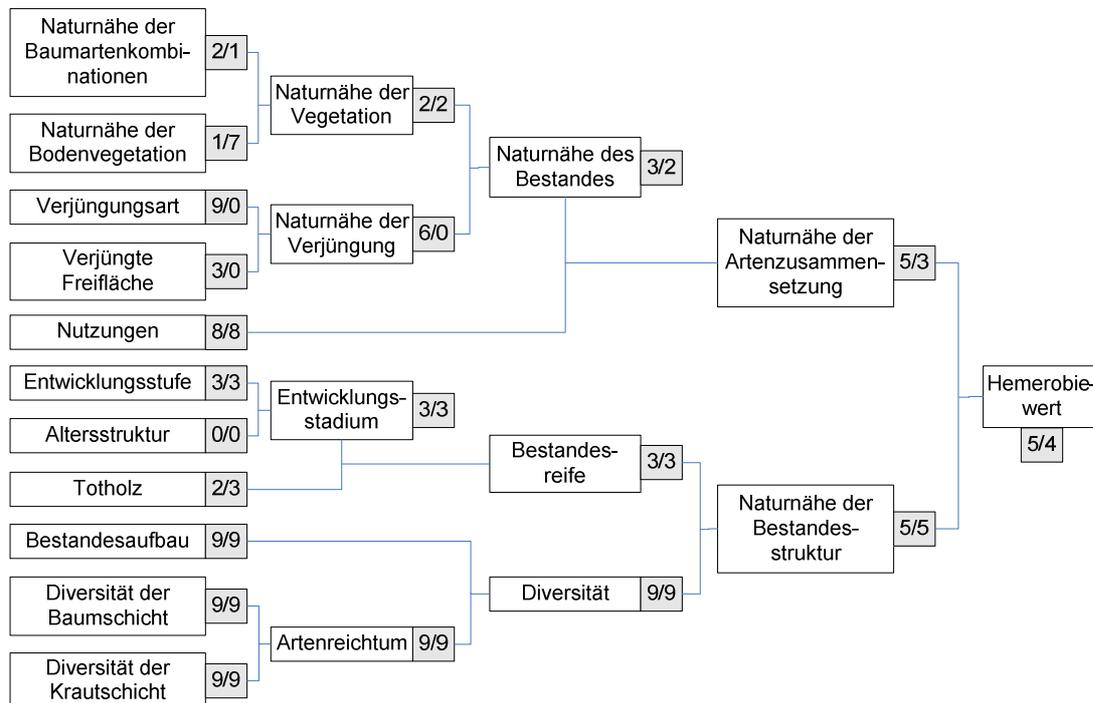


Abbildung 28: Verknüpfungsbaum der Probefläche 179073/00 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Bei dem auch schon damals „künstlichen“ Relativwert der Baumartenkombination (2), welcher dadurch zustande kam, dass sich die Probefläche auf einer Wiesenaufforstung befindet, kommt es nach neuerlicher Aufnahme nochmals zu einer Abnahme (Relativwert 1). Als PNWG wurde hier das *Asperulo odoratae*-Fagetum Sougnez et Thill 1959 ausgewiesen. Die Buche wurde bei beiden Aufnahmezeitpunkten nicht angetroffen. Der Abschlag kommt durch die aktuelle Zunahme der nicht standortgerechten Fichte zustande.

Selbst die deutliche Steigerung der Naturnähe der Bodenvegetation (+6) kann den Relativwert der Naturnähe der Vegetation nicht heben, da die Naturnähe der Baumartenkombination höher gewichtet wird, als die der Bodenvegetation. Auch die größere Menge an Totholz (+1), die 2008 aufgenommen wurde, führt zu keiner Naturnähesteigerung.

Insgesamt lässt sich auf dieser Probefläche ein Wandel von einer „mäßigen Veränderung“ (Hemerobiewert 5) des Bestandes zu einer „starken Veränderung“ (Hemerobiewert 4) verzeichnen.

Traktnr.: 179073/16

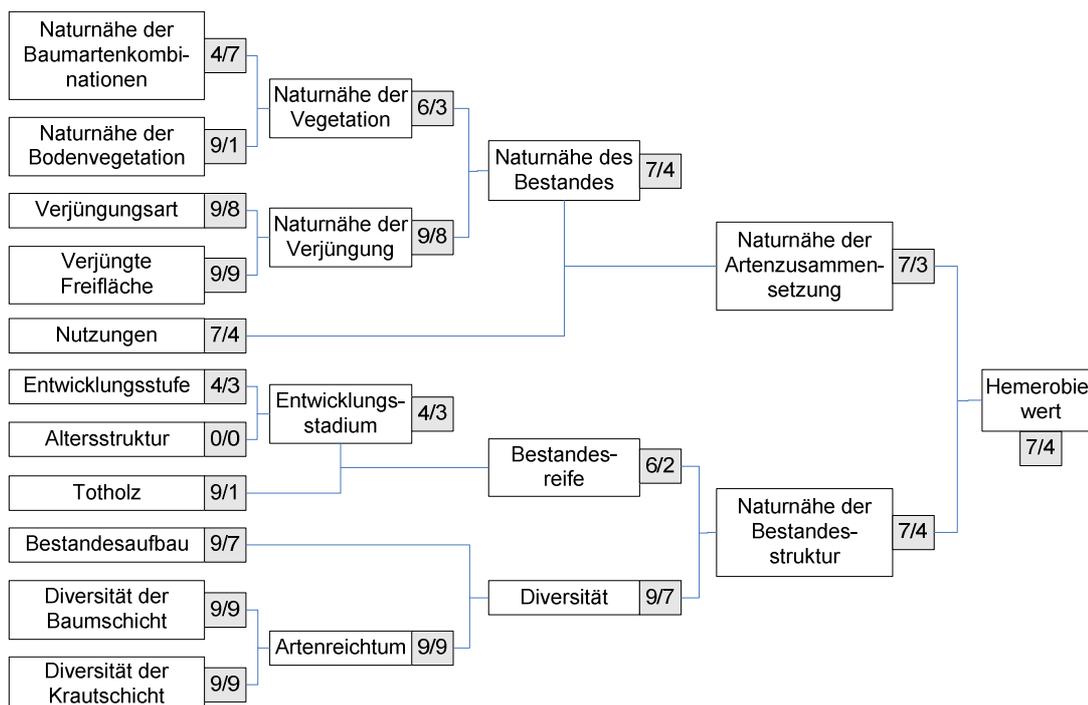


Abbildung 29: Verknüpfungsbaum der Probefläche 179073/16 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Traktnr.: 179073/24

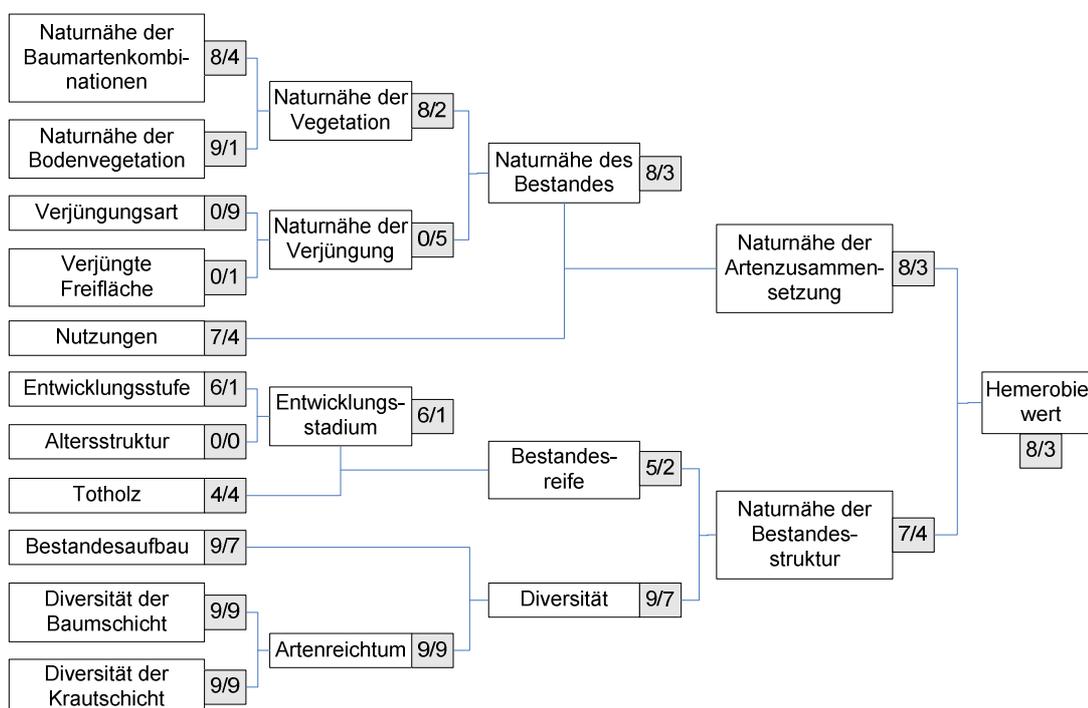


Abbildung 30: Verknüpfungsbaum der Probefläche 179073/24 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Da es sich bei den beiden Probeflächen 179073/16 und 179073/24 um aktuelle Schlagflächen handelt, und die Gründe für die Abnahme des Hemerobiewertes annähernd gleich sind, werden sie, um Wiederholungen zu vermeiden, zusammengefasst behandelt.

Die starke Intensität der forstlichen Endnutzung wirkt sich nicht nur auf die Baumartenkombination, sondern auch auf die Bodenvegetation aus, die sich durch sehr viele Licht- und Schlagzeigerarten auszeichnet.

Die schon damals negative Bewertung (Relativwert 4) der Naturnähe der Baumartenkombination von Probestfläche 16 rührte daher, dass es sich bei der Fläche um einen Buchen-Lärchen-Forst mit eingesprengter Tanne handelte, wobei die Lärche als nicht standortgerecht eingestuft wurde. Nach dem Kahlschlag, bei dem vereinzelt Lärchen erhalten wurden, stieg die Naturnähe der Baumartenkombination (Relativwert 7), weil die Lärche als Neophyt in ihrer Deckung stark abgenommen hatte, und dadurch weniger Abschlüge verursachte.

Die Abnahme der Naturnähe der Baumartenkombination (-4) bei Probestfläche 24 ist vor allem durch das Aufkommen der Fichte und Lärche und dem geringen Anteil der Buche zu erklären.

Die positiv zu bewertende Verjüngung auf beiden Flächen setzt sich bei Probestfläche 16 auch zu einem Zehntel aus einer standortfremden Naturverjüngung zusammen (-1). Bei Probestfläche 24 kommt die immense Größe der Fläche der Freiverjüngung (> 5000 m²) hinzu und bewirkt Abschlüge in den Relativwerten.

Durch den Kahlschlag kommt es auch zu einer Verringerung der vorhandenen Wuchsklassen und der Bestandesstruktur. Konnten 1993 auf der Probestfläche 16 noch große Mengen an stehendem Totholz vorgefunden werden (Relativwert 9), so wurden bei der neuerlichen Aufnahme nur mehr Stöcke vorgefunden (Relativwert 1). Anders bei Probestfläche 24: hier konnte hinsichtlich des Totholzes sogar ein mengenmäßiges Plus verzeichnet werden. Durch die geringe Qualität des Totholzes konnte allerdings keine Steigerung der Relativwerte erreicht werden.

Der sehr starke forstliche Eingriff führte sowohl zu einer stark veränderten Artenzusammensetzung als auch zu einer großen Abnahme der bestandesstrukturellen Vielfalt und führte bei beiden Probestflächen zu einer Veränderung von einem „naturnahen“ (Relativwerte 8 und 7) zu einem „stark veränderten“ (Relativwerte 4 und 3) Bestand.

Traktfläche 180072

Traktnr.: 180072/00

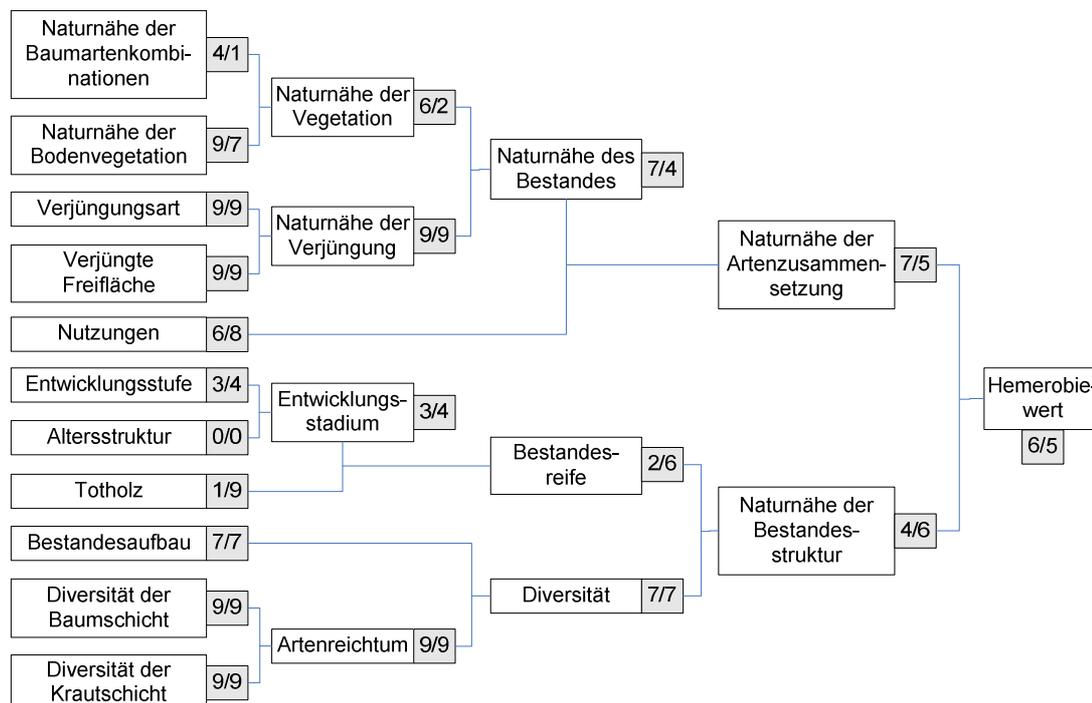


Abbildung 31: Verknüpfungsbaum der Probefläche 180072/00 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Diese Probefläche zeigt, obwohl es in vielen Kriterien Zunahmen im Relativwert gab, eine Abnahme im Hemerobiewert (-1).

Die Abnahme in der Naturnähe der Baumartenkombination (-3) in diesem Altbestand lässt sich durch die Zunahme der Fichte und der Esche erklären. Die Buche, die in dem potentiell natürlichen *Asperulo odoratae*-Fagetum nach Sougnez et Thill, 1959 dominant auftreten sollte, wird von der Fichte und Esche stark zurückgedrängt.

Auch hinsichtlich der Naturnähe der Bodenvegetation gibt es Abschlüsse im Relativwert (-2). Der Vergleich zur damaligen Aufnahme zeigt, dass es zu einer Zunahme von Ruderalzeigern kam.

Beide Abnahmen führen zu einem geringeren Relativwert der Naturnähe des Bestandes (-3). Die aktuelle „naturnahe“ Nutzungsart (+2), die 1993 von einer forstlichen Endnutzung geprägt war und heute nur mehr als forstliche Vornutzung bezeichnet werden kann, kann die „künstliche“ Situation der Vegetation (Relativwert 2) nicht aufwiegen.

Bei der Entwicklungsstufe ist eine Zunahme von 3 zu 4 Wuchsklassen erkennbar (+1). Und auch die Totholzbewertung zeigt eine immense Zunahme an (+8). 1993 konnte nur sehr wenig und vor allem anthropogenes Totholz in einem sehr frischen Zersetzungsstadium vorgefunden werden. Bei der neuerlichen Aufnahme, konnten neben einzelnen Stöcken, große Mengen an natürlichem Stammotholz angetroffen werden.

Insgesamt zeigten sich jedoch eine Abnahme in der Naturnähe der Artenzusammensetzung (-2) und eine Zunahme der Naturnähe der Bestandesstruk-

tur (+2). Da bei der Aggregation beider Kriterien eine Gewichtung im Verhältnis 5:2 angewendet wird, kommt es zu einer Abnahme im Hemerobiewert (-1), die auf die geringe Naturnähe der Vegetation (Relativwert 2) zurückzuführen ist.

Traktnr.: 180072/08

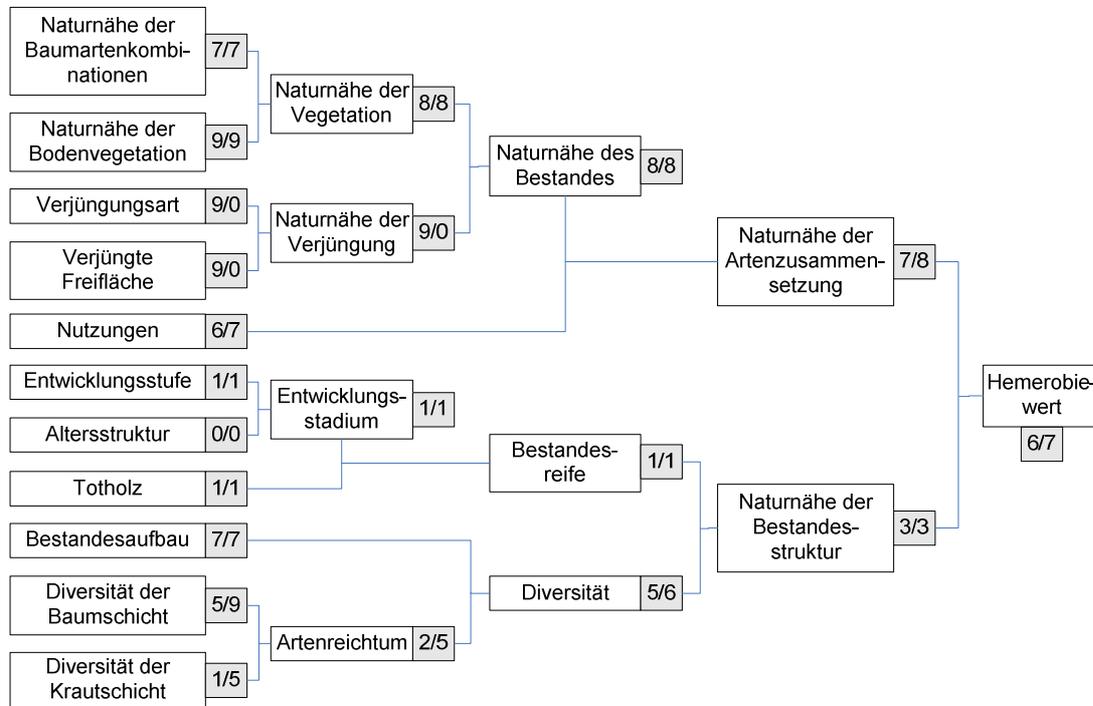


Abbildung 32: Verknüpfungsbaum der Probefläche 180072/08 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Bei dieser Fläche handelt es sich um einen Buchenjungbestand mit beige-mischer Fichte. Hinsichtlich der Baumartenkombination zeigt der Vergleich der Aufnahmen keine Unterschiede. Bei beiden Aufnahmen fehlte die Tanne, die in dem potentiell natürlichen *Asperulo odoratae*-Fagetum Sougnez et Thill 1959 aufgrund der Höhenlage als obligat beige-mischt eingestuft wurde.

Ebenso zeigt sich hinsichtlich der Naturnähe der Bestandesstruktur keine Änderung, obwohl die neuerliche Aufnahme eine erhöhte Artendiversität (+3) aufweist. In der aktuellen Aufnahme konnten insgesamt 6 Baumarten verzeichnet werden (Relativwert 9).

Der Vergleich der Artenzahlen der Krautschicht beider Aufnahmen zeigt große Unterschiede (+4), da die nur sehr gering ausgebildete Krautschicht von 1994 nur vier Arten enthielt.

Wie auch schon bei anderen Flächen ist wiederum die „naturnähere“ Nutzungsart für die Aufwertung der Hemerobie (+1) verantwortlich.

Traktnr.: 180072/16

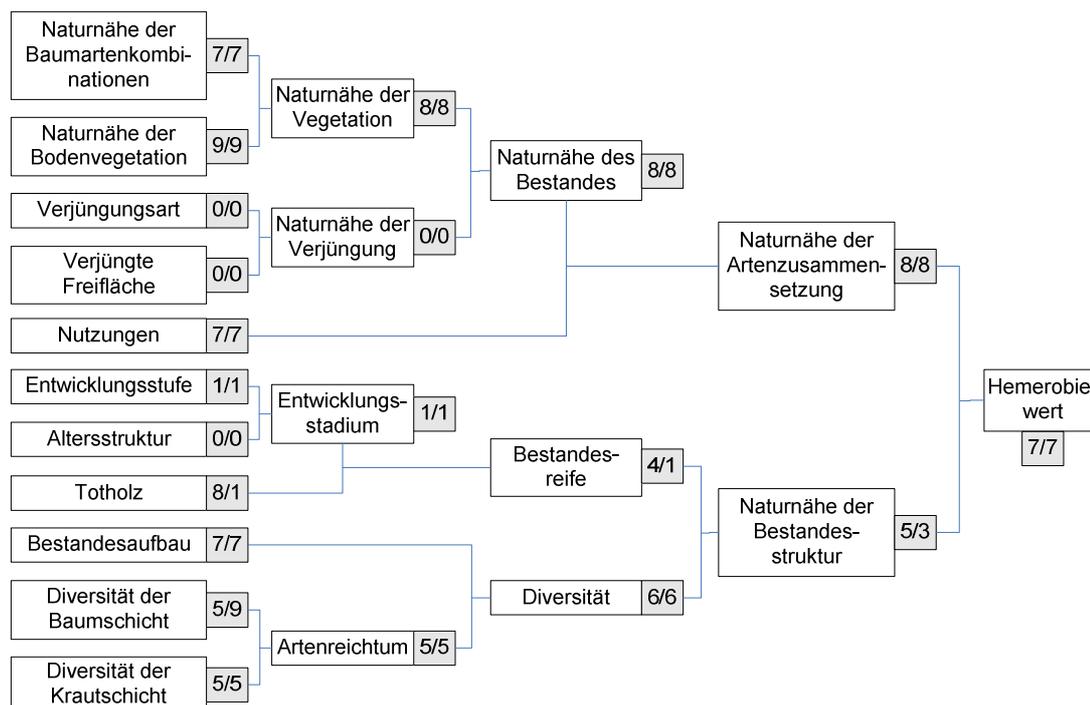


Abbildung 33: Verknüpfungsbaum der Probefläche 180072/16 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Der Hemerobiewert dieser Fläche zeigt in den vergangenen 15 Jahren weder eine Zu- noch eine Abnahme. Bei Betrachtung der Einzelkriterien zeigen sich auch hier nur vereinzelt Änderungen.

Hinsichtlich der Naturnähe der Baumartenkombination konnten keine Veränderungen festgestellt werden. Die Abschlüsse bei beiden Relativwerten sind wie bei Teilfläche 180072/08 zu erklären.

Die einzig maßgebliche Veränderung ist die Abnahme des vorhandenen Totholzes (-7).

Die Totholzmenge 1993 hat sich 2008 auf ein Drittel reduziert. Außerdem konnte 2008 ausschließlich Stockholz vorgefunden werden. In solch einem Fall bleiben alle anderen Kriterien unberücksichtigt und der Relativwert wird auf „1“ gesetzt.

Die Zunahme der Diversität der Baumschicht (+4) bleibt unberücksichtigt und wirkt sich nicht auf den Hemerobiewert der Probefläche aus.

Traktnr.: 180072/24

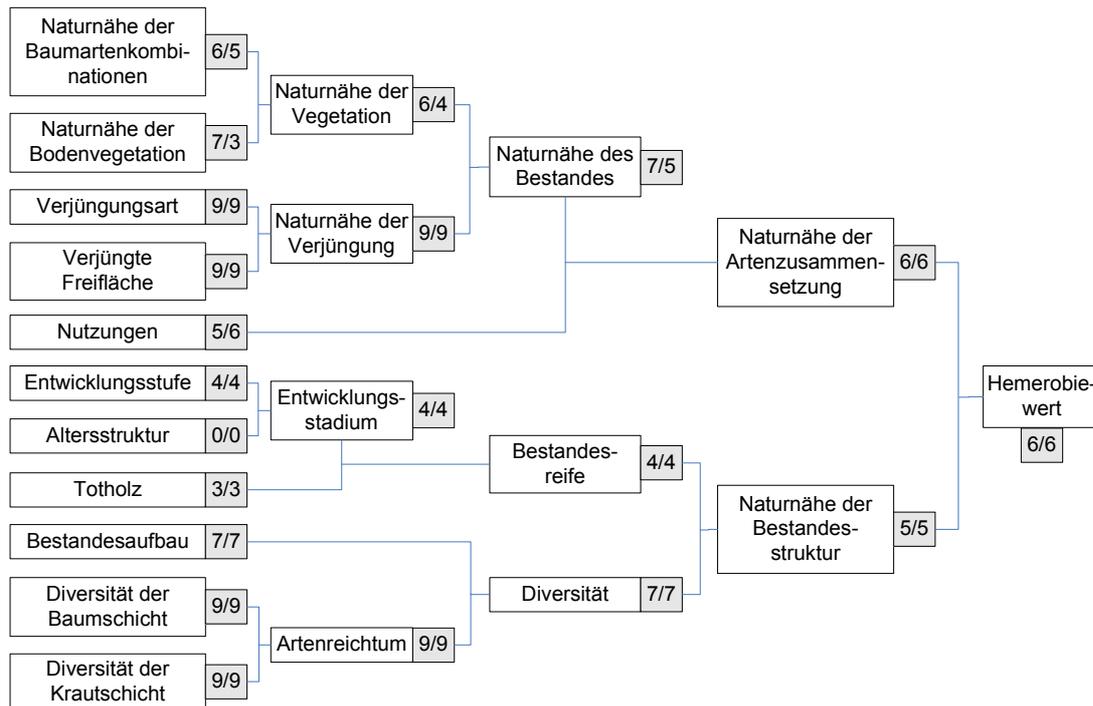


Abbildung 34: Verknüpfungsbaum der Probefläche 180072/24 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Bei dieser Probefläche handelt es sich um einen Buchen-Bergahorn-Bestand in Kuppenlage, dem als PNWG das *Asperulo odoratae-Fagetum* Sougnez et Thill 1959 zugewiesen wurde. Noch in die Probefläche hineinragend, finden sich ein Hochstand und ein Lichtungsstreifen. Die Abnahme der Naturnähe der Vegetation (-2) lässt sich durch die Erweiterung des Lichtungsstreifens erklären. Dieser bewirkte einen großen Anstieg an Störarten, wobei es sich hauptsächlich um Licht- und Ruderalzeiger handelt. Die Annahme der Erweiterung des Lichtungsstreifens kann durch die Abnahme der Gesamtdeckung der Baumschicht bekräftigt werden.

Die „mäßig naturnahe“ Nutzungsart von 2008 (eine aktuelle Durchforstung im Gegensatz zu einer historischen Endnutzung 1993) kann den Naturnähewert der Artenzusammensetzung nicht steigern. In den restlichen Kriterien konnte keine Veränderung festgestellt werden.

Traktfläche 182074

Traktnr.: 182074/00

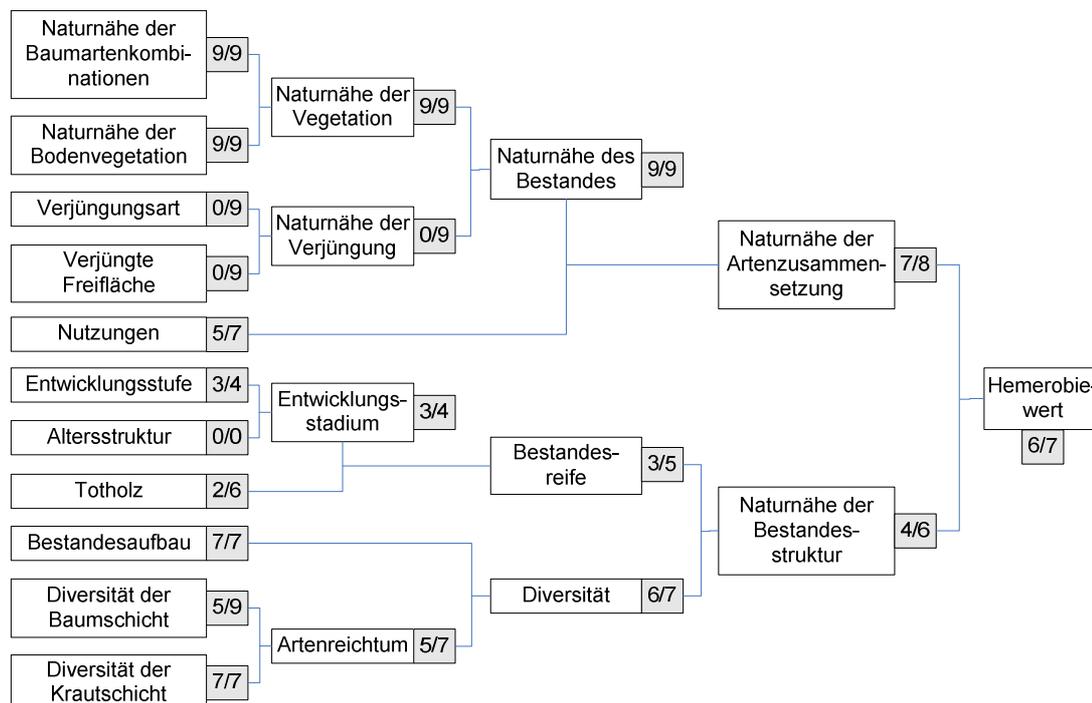


Abbildung 35: Verknüpfungsbaum der Probefläche 182074/00 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Bei dieser Probefläche konnte in den vergangenen 15 Jahren eine positive Entwicklung von einem „mäßig veränderten“ (Relativwert 6) zu einem „naturnahen“ (Relativwert 7) Waldbestand verzeichnet werden.

Die Baumartenkombination entspricht der eines *Asperulo odoratae*-Fagetum Sougnez et Thill 1959 und erhält sowohl aktuell als auch bei der damaligen Aufnahme den Wert 9.

Die Aufnahme 1993 zeigt eine forstliche Endnutzung sehr starker Intensität, die bei der aktuellen Aufnahme nur mehr als historische Nutzung geringer Intensität verzeichnet wurde (+2).

Die Einzelkriterien der Bestandesstruktur konnten keine Abnahmen in den Relativwerten, sondern in einigen Fällen sogar Zunahmen erfahren. Beispielsweise konnten 2008 mehr Wuchsklassen (+1) auf der Probefläche vorgefunden werden.

Hinsichtlich des Totholzvorrates konnte die wahrscheinlich größte Steigerung verzeichnet werden (+4). Bei der Aufnahme 1993 fand man nur eine sehr kleine Menge an Totholz vor. Außerdem waren mehr als 50 Prozent davon anthropogen verursacht. Die aktuelle Aufnahme fand zwar auch größtenteils nur Totholz mit Schnittspuren, also anthropogen verursachtes, jedoch konnte eine Verfünffachung des Volumens verzeichnet werden.

Die Erhöhung der Diversität der Baumschicht (+4) - Traubeneiche und Esche haben sich angesiedelt - führt letztendlich gemeinsam mit der Zunahme des Totholzwertes zu einer gesteigerten Naturnähe der Bestandesstruktur (+2).

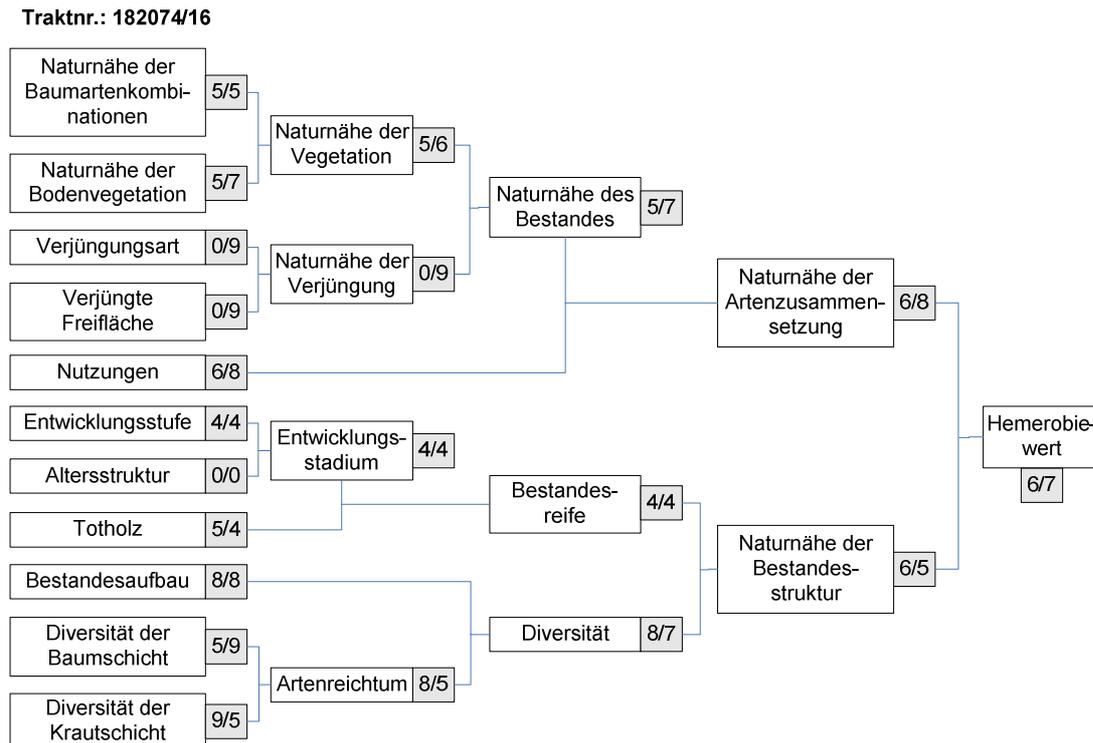


Abbildung 36: Verknüpfungsbaum der Probefläche 182074/16 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Der Vergleich der damaligen Aufnahme mit der aktuellen zeigt eine Zunahme der Naturnähe der Artenzusammensetzung (+2). Hinsichtlich der Naturnähe der Baumartenkombination lässt sich, der Berechnung nach, keine Änderung feststellen. Trotzdem ist anzumerken, dass sich die Douglasie, die 1993 noch subdominant auf der Probefläche vertreten war, nun die Dominanz mit der Buche teilt.

Die Steigerung der Naturnähe der Bodenvegetation (+2) und die „naturnahe“ Nutzungsart (+2) resultieren letztendlich in der Steigerung der Naturnähe der Artenzusammensetzung. Die aktuelle Aufnahme der Nutzung lässt nur noch eine aktuelle Vornutzung geringer Intensität erkennen, während 1993 eine starke historische Endnutzung, eine Bodenbearbeitung und eine Durchforstung festgestellt wurde.

Wie die obige Grafik zeigt, hat sich die Naturnähe der Bestandesstruktur etwas verringert (-1), wobei sich die Änderung im Totholzwert (-1) nicht auf das Ergebnis auswirkt. Die Zunahme der Diversität der Baumschicht (+4), sowie die Abnahme der Diversität der Krautschicht (-4) sind verantwortlich für die Minderung der Naturnähe der Bestandesstruktur. Die Diversität der Krautschicht fließt bei der Aggregation zum Kriterium Artenreichtum stärker in die Bewertung ein, da die Krautschicht viel schneller auf Veränderungen reagiert als die Baumschicht.

Der gesteigerte Hemerobiewert (+1) der Probefläche resultiert aus der höheren Gewichtung der Naturnähe der Artenzusammensetzung im Gegensatz zur Naturnähe der Bestandesstruktur.

Traktnr.: 182074/24

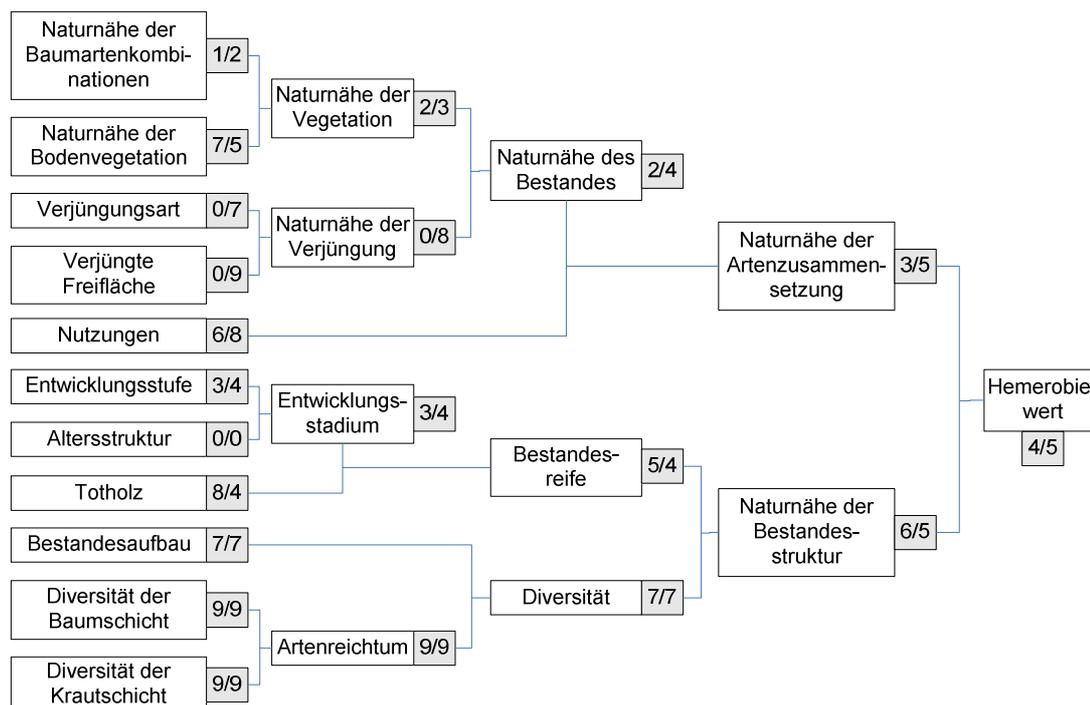


Abbildung 37: Verknüpfungsbaum der Probefläche 182074/24 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Der Vergleich der aktuellen Aufnahme dieser Fläche mit der von 1993 zeigt insgesamt eine Zunahme des Hemerobiewertes von einem „stark veränderten“ (Relativwert 4) zu einem „mäßig veränderten“ (Relativwert 5) Bestand.

Die Zunahme im Hemerobiewert resultiert aus der Steigerung der Naturnähe der Artenzusammensetzung (+2). Bei näherer Betrachtung der Naturnähe der Baumartenkombination zeigt sich, dass sich in dem potentiell natürlichen Carici pilosae-Fagetum Oberd. 1957, in den letzten 15 Jahren, der Buchenanteil von einer Beimischung zu einer Subdominanz erhöht hat (+1).

Hinsichtlich der Naturnähe der Bodenvegetation (-2) kam es zu einer großen Zunahme an Lichtstörungszeigern, die mit der Abnahme der Überschildung der Baumschicht durch eine Bestandeslücke zu erklären ist.

Eine Verjüngung konnte bei der aktuellen Aufnahme verzeichnet werden, welche sich allerdings zu drei Zehntel aus einer standortfremden Naturverjüngung mit der Fichte zusammensetzt.

Die Aufnahme aus 1993 zeigt hinsichtlich der Nutzungsverhältnisse eine sehr starke historische forstliche Endnutzung und eine aktuelle und historische Durchforstung an (Relativwert 6). Bei der neuerlichen Aufnahme konnte nur noch eine Vornutzung geringer Intensität erkannt werden (Relativwert 8).

Sowohl die Zunahme der Naturnähe der Baumartenkombination, als auch die Nutzungsänderung führten zu einer Steigerung des Naturnähewertes der Artenzusammensetzung.

Die Naturnähe der Bestandesstruktur zeigt im Vergleich eine Abnahme (-1) an, die mit der Verminderung des Totholzwertes (-4) erklärt werden kann. Die Zunahme des Relativwertes der Entwicklungsstufe (+1) aufgrund der Zu-

nahme der vorhandenen Wuchsklassen, kann die Abschläge aufgrund des Totholzes nicht ausgleichen.

Traktfläche 183069

Traktnr.: 183069/00

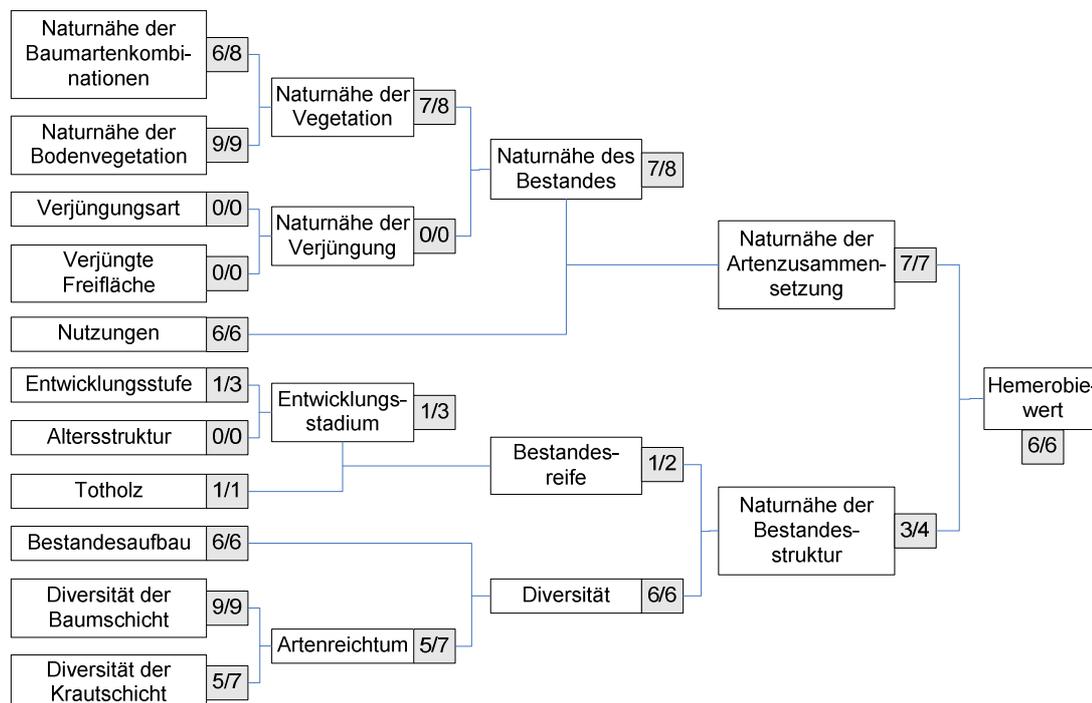


Abbildung 38: Verknüpfungsbaum der Probefläche 183069/00 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Der Vergleich dieser Probefläche zeigt, obwohl es zu einer Relativwertzunahme in drei Einzelkriterien kam, keine Veränderung im Hemerobiewert an.

Eine positive Entwicklung zeigt die Naturnähe der Baumartenkombination (+2), wobei es hinsichtlich der Dominanzverhältnisse der einzelnen Baumarten zu nur wenigen Veränderungen kam. Einzig die Esche zeigte eine Abnahme von einer Subdominanz zu einer Beimischung, und führte damit, in dem potentiell natürlichen *Carici albae*-Fagetum Moor 1952, in dem die Esche möglich ist, zu einer Aufwertung der Naturnähe.

Auch der Naturnähewert der Entwicklungsstufe zeigte eine Zunahme (+2) an. Zu den damals vorhandenen Wuchsklassen Jugend II und Stangenholz kam in der neuerlichen Aufnahme die Wuchsklasse Baumholz I hinzu.

Weiters konnten bei der aktuellen Aufnahme rund doppelt so viele Arten in der Krautschicht aufgefunden werden, als bei der damaligen. Dies führt zu einer Aufwertung der Diversität der Krautschicht (+2).

All diese Veränderungen in den Einzelkriterien führen nur zu geringfügigen Zunahmen in den Relativwerten und wirken sich letztendlich nicht im Gesamthemerobiewert aus.

Traktnr.: 183069/08

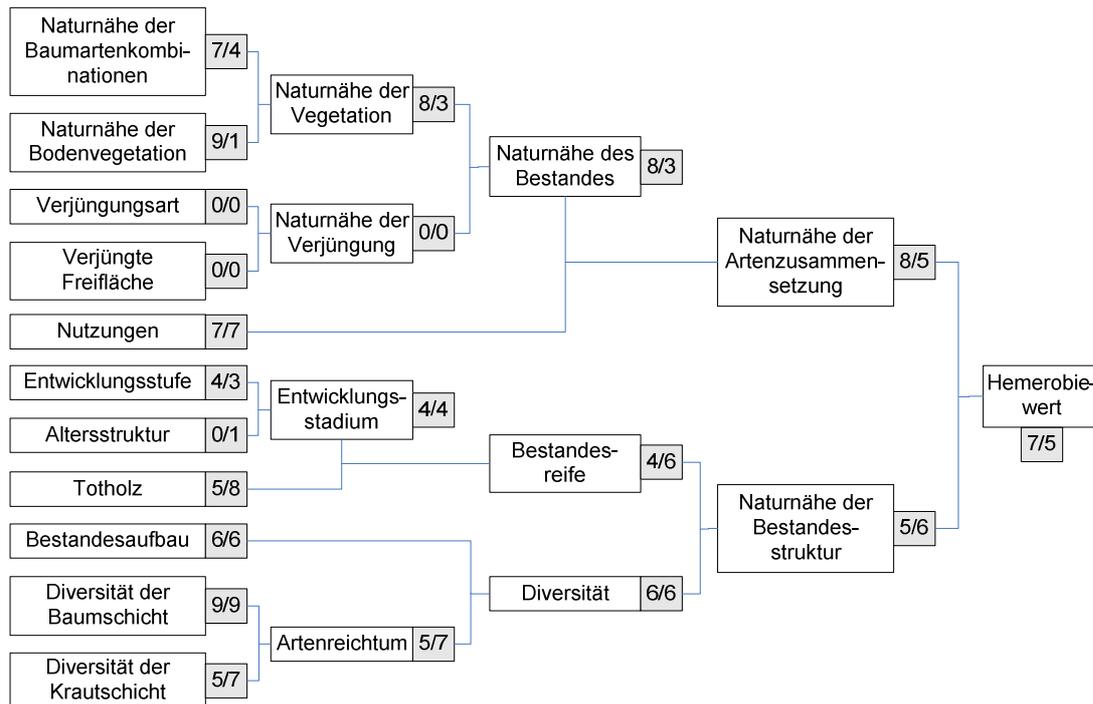


Abbildung 39: Verknüpfungsbaum der Probefläche 183069/08 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Die Bewertung dieser Probefläche bei der MAB-Hemerobiestudie (1998) ergab, dass es sich hierbei um einen „naturnahen“ Bestand (Relativwert 7) handelte. Die neuerliche Bewertung zeigt jedoch einige negative Veränderungen an und stellt diese Fläche in die Klasse der „mäßig veränderten“ Bestände (Relativwert 5).

Hinsichtlich der Naturnähe der Vegetation ist wohl die größte Abnahme (-5) im Relativwert zu verzeichnen. Die Zunahme der nicht standortgerechten Rotkiefer führt zu Abschlägen in der Naturnähe der Baumartenkombination (-3). Obwohl die Nutzung keine Minderung im Naturnähewert anzeigt, ist zu bemerken, dass seit der Hemerobiestudie 1998 eine starke Vornutzung stattgefunden hat. Handelte es sich damals noch um einen geschlossenen Bestand, so kann man heute von einem lichten Bestand sprechen. Durch diese Auflichtung lässt sich auch die immense Zunahme an Störungszeigerarten erklären, welche in einer Verminderung der Naturnähe der Bodenvegetation (-8) resultiert

Die bestandesstrukturellen Kriterien weisen Verbesserungen (+1) auf. So konnte auf dieser Fläche sogar ein Altersstrukturzuschlag (+1) vergeben werden. Dieser ergibt sich aufgrund des Vorhandenseins einer Strauchschicht mit mehr als 15 Prozent Deckung. Die Strauchschicht hebt die strukturelle Vielfalt und wertet das Kriterium Entwicklungsstufe auf.

Die Aufwertung des Totholzwertes (+3) liegt an der Tatsache, dass sich die vorhandene Totholzmenge vervierfacht hat. Trotzdem sei erwähnt, dass in dem Aufnahmekreis für dieses Kriterium gehäuft Totholz aufgrund von Windwurf auftrat.

Die Diversität der Krautschicht (+2) konnte ebenfalls eine Verbesserung verzeichnen. Die damals sehr artenarme Fläche, konnte bei der neuerlichen Aufnahme mit über 30 Arten punkten.

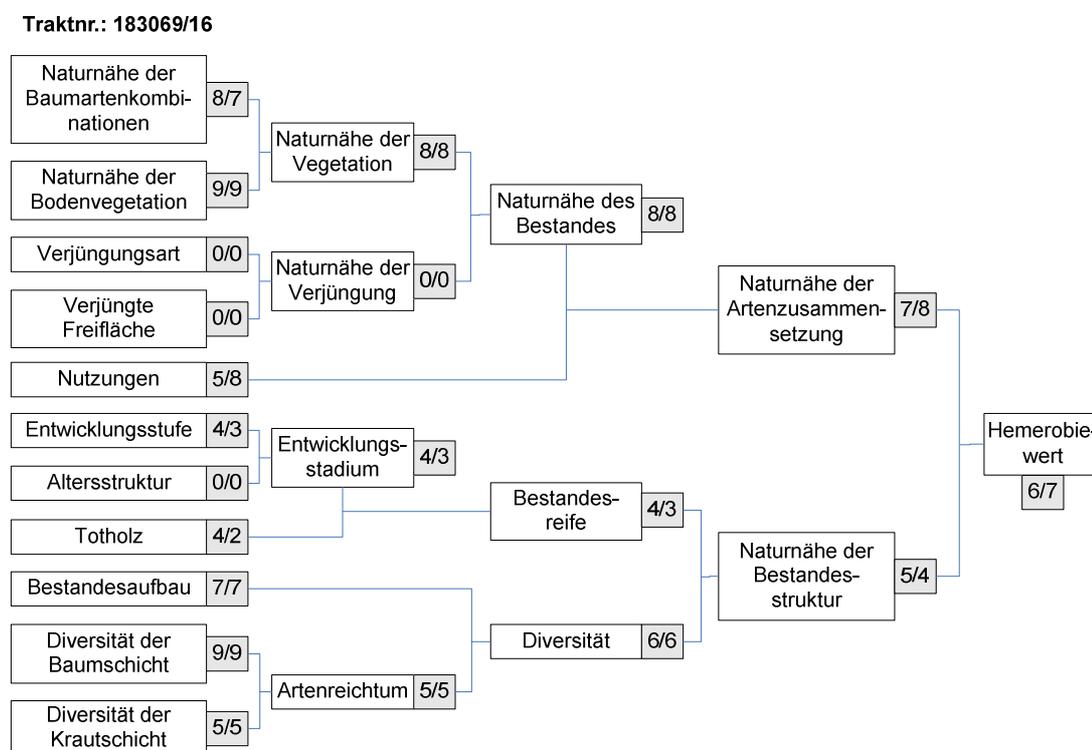


Abbildung 40: Verknüpfungsbaum der Probefläche 183069/16 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Der Vergleich der beiden Aufnahmen zeigt bei dieser Probefläche eine Verbesserung von einem „mäßig veränderten“ (Relativwert 6) zu einem „naturnahen“ (Relativwert 7) Bestand an.

Die Naturnähe der Baumartenkombination führt durch die Zunahme der nicht standortgerechten Kiefer in einem potentiell natürlichen Carici albae-Fagetum Moor 1952 zu einer geringeren Bewertung (-1).

Abnahmen in Relativwert zeigen sich auch bei den Kriterien „Entwicklungsstufe“ und „Totholz“. Die Abnahme des Entwicklungsstufenwertes (-1) ist wiederum durch das Verschwinden einer Wuchsklasse zu erklären. Die Totholzmenge konnte im Vergleich zur damaligen Aufnahme sogar ein Plus verzeichnen. Dennoch hat sich der Totholzwert insgesamt vermindert, weil die aktuelle Aufnahme hauptsächlich Stockholz beinhaltet. Es handelt sich demnach um eine qualitative Abwertung (-2).

Die damalige Aufnahme zeigte eine Endnutzung, eine Bodenbearbeitung und eine Vornutzung großer Intensität an. 2008 konnte nur mehr eine schwache aktuelle und historische forstliche Vornutzung festgestellt werden. Die genaue Betrachtung der obigen Grafik lässt feststellen, dass einzig die Zunahme der Nutzungsart (+3) zu einer Steigerung des Gesamthemerobiewertes führt.

Traktnr.: 183069/24

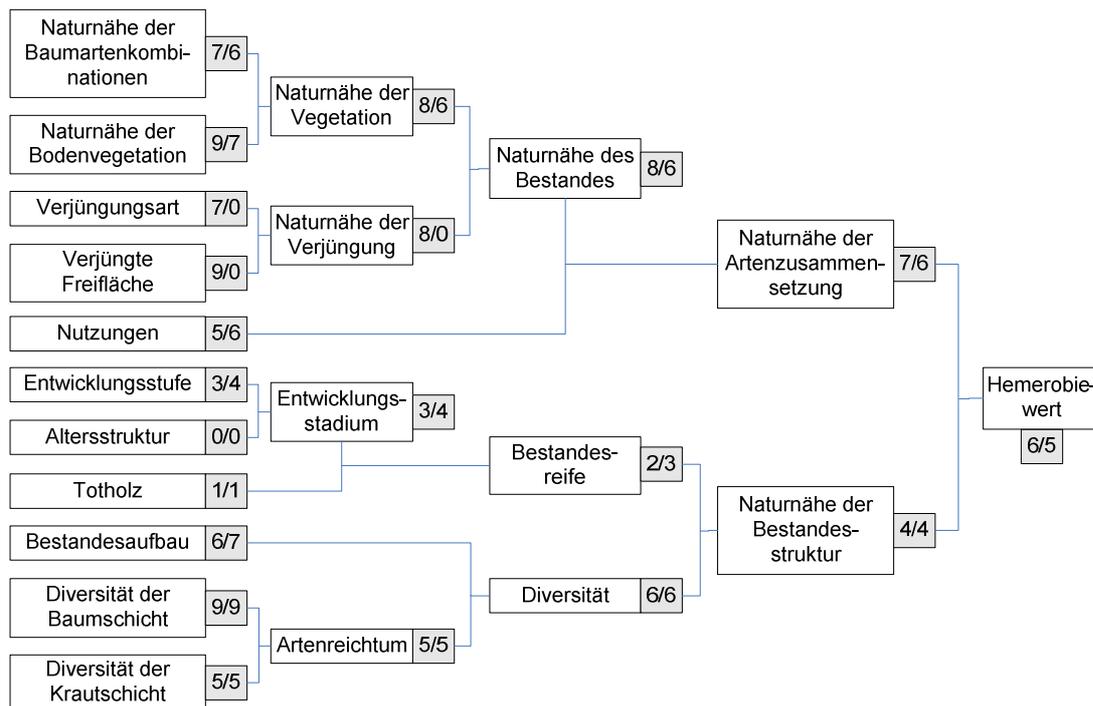


Abbildung 41: Verknüpfungsbaum der Probefläche 183069/24 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Bei dieser Probefläche zeigt der Vergleich der Daten eine Abnahme des Naturnähezustandes (-1) an. Aufgrund von Eingabefehlern in die Datenbank der MAB-Hemerobiestudie von 1998 war es nötig das Kriterium „Naturnähe der Baumartenkombination“ neu zu berechnen um einen Vergleich zulässig zu machen. Die Hemerobiewerte der obigen Grafik stimmen daher nicht mehr mit der alten Datenbank überein, da sie korrigiert wurden.

Die geringfügige Abnahme der Naturnähe der Baumartenkombination (-1) lässt sich durch die Zunahme der Vogelkirsche erklären, die in der potentiell natürlichen Waldgesellschaft, dem *Carici albae*-Fagetum Moor 1952 nur eingesprengt vorkommen sollte.

Die Tollkirsche, ein Schlagzeiger, konnte durch die starke aktuelle Durchforstung aufkommen und ist für den Abschlag in der Naturnähe der Bodenvegetation (-2) verantwortlich.

Die Entwicklungsstufe und der Bestandesaufbau konnten im Vergleich Verbesserungen verzeichnen (jeweils +1). Für ein *Carici albae*-Fagetum Moor 1952 wäre eine zweischichtige Bestandesstruktur die naturnäheste. Bei der aktuellen Aufnahme konnte eine schwach zweischichtige Bestandesstruktur erkannt werden. Die damalige Aufnahme zeigte nur eine Baumschicht.

Die Nutzungsänderung aufgrund einer Intensitätsabnahme (+1) kann die Minderung im Relativwert in Naturnähe der Vegetation (-2) nicht aufwiegen.

Traktfläche 183079

Traktnr.: 183079/00

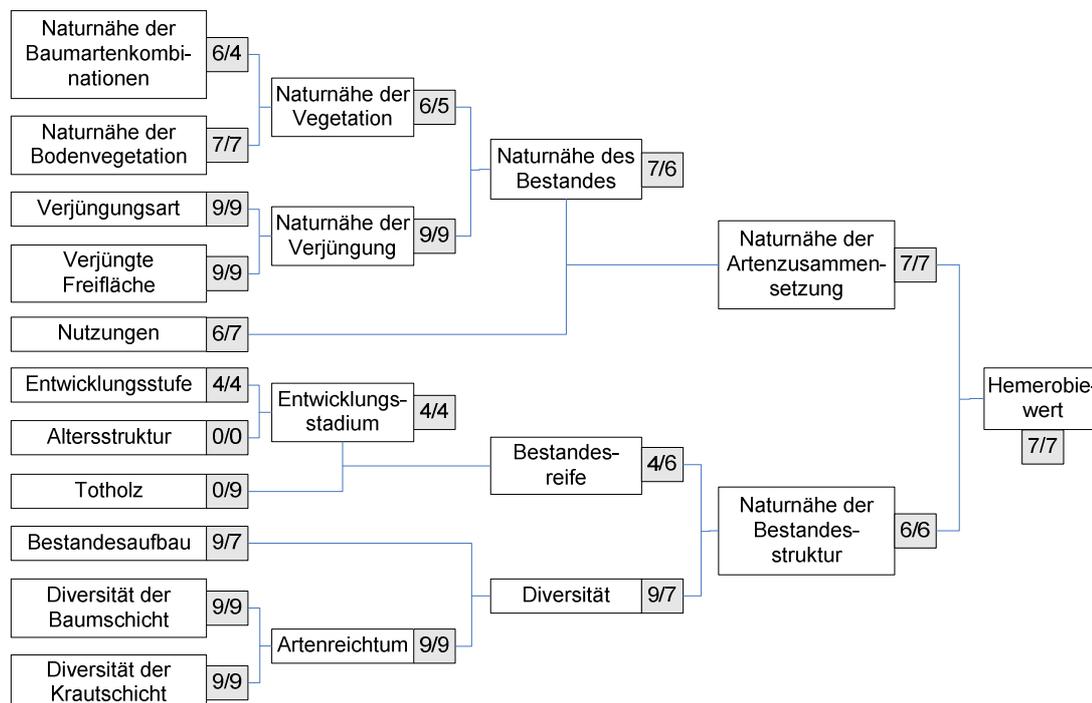


Abbildung 42: Verknüpfungsbaum der Probefläche 183079/00 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Der Vergleich dieser Probefläche zeigt keine Veränderung im Hemerobiewert.

Die Naturnähe der Baumartenkombination weist eine Abnahme (-2) auf, die höchstwahrscheinlich auf die Zunahme der Rotföhre zurückzuführen ist. In der damaligen Aufnahme wurde die Rotföhre mit der Fichte verwechselt. Beim Vergleich wurde deshalb die Fichte ausgeklammert und die Fichtenanteile als Rotföhrenanteile verwendet.

Die Steigerung im Naturnähewert für die Nutzung (+1) ist damit zu begründen, dass bei der damaligen Aufnahme eine starke touristische Nutzung durch die Siedlungsnähe zur Probefläche verzeichnet werden konnte.

Bei der Aufnahme 1993 konnte beim Totholz lediglich Holz mit einem Durchmesser < 10 cm, Reisig, vorgefunden werden. Die aktuelle Aufnahme enthielt hingegen große Mengen an Biotopholz (+9).

Das Carici pilosae-Fagetum Oberd. 1957, die PNWG, die in ihrer ursprünglichen Form zweischichtig ausgebildet ist, konnte bei der neuerlichen Aufnahme nur mehr als schwach zweischichtiger Bestand ausgewiesen werden und erhielt dadurch Abschläge in der Naturnähe des Bestandesaufbaues (-2).

Insgesamt zeigen die geringfügigen Ab- beziehungsweise Zunahmen keine Auswirkungen auf den Gesamthemerobiewert der Probefläche.

Traktnr.: 183079/08/1

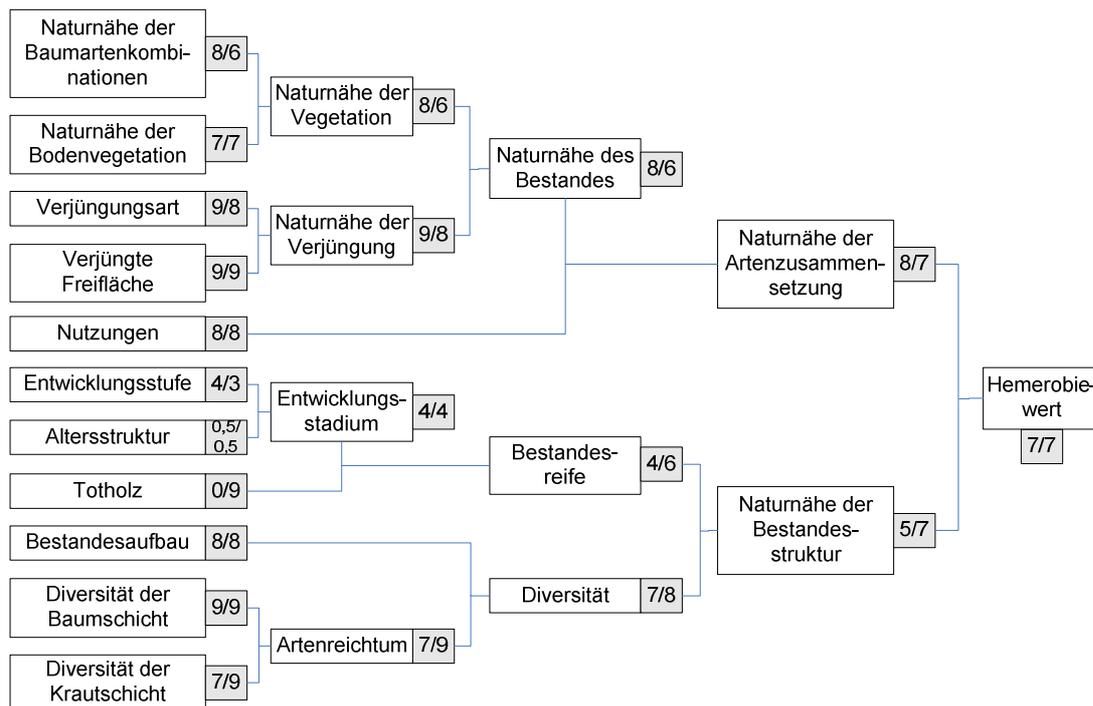


Abbildung 43: Verknüpfungsbaum der Probefläche 183079/08/1 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Wie bei Probefläche 183097/00 zeigt der Vergleich auch hier keine Veränderung im Hemerobiewert.

Die Abnahme der Naturnähe der Baumartenkombination (-2) ist in dem potentiell natürlichen *Carici remotae-Fraxinetum* Koch ex Faber 1936 auf die Zunahme der Buche auf Kosten der Esche zurückzuführen.

Die heutige Verjüngung, die sich zu einem Zehntel aus der standortfremden Fichte zusammensetzt, ist für die Abschläge in der Naturnähe der Verjüngung (-1) verantwortlich.

Der Altersstrukturzuschlag, der bei beiden Aufnahmezeitpunkten vergeben wurde, ergibt sich durch die Überschreitung des festgelegten Alters von 40 Jahren.

Die großen Mengen an Totholz, die bei der aktuellen Aufnahme verzeichnet werden konnten, erhalten den Relativwert 9. Im Gegensatz dazu wurde 1993 kein Totholz vorgefunden (Relativwert 0).

Die Steigerung der Diversität der Krautschicht (+2) lässt sich durch die Zunahme der vorgefundenen Arten erklären.

Traktnr.: 183079/08/2

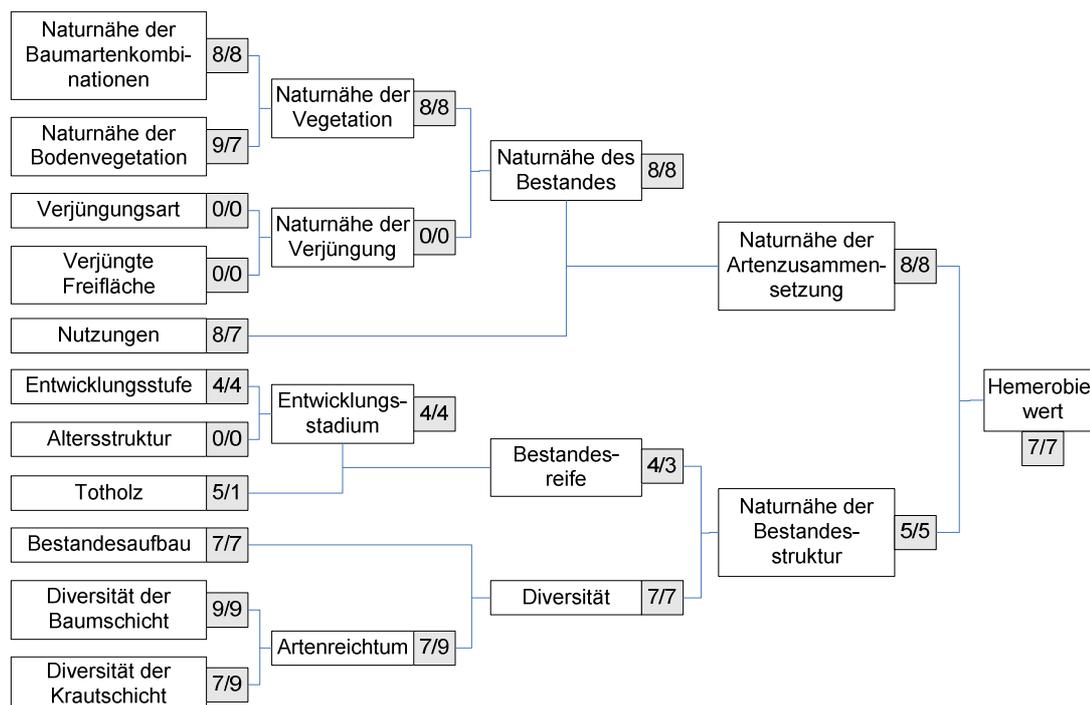


Abbildung 44: Verknüpfungsbaum der Probefläche 183079/08/2 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Wie bei Teilfläche 1 zeigt auch die zweite Teilfläche keine Veränderung im Naturnähezustand.

Hinsichtlich der Baumartenkombination lassen sich keine Änderungen feststellen. Anders verhält es sich bei der Naturnähe der Bodenvegetation (+2). Wurden bei der damaligen Aufnahme keine Störer gefunden, so zeigt die aktuelle Aufnahme doch das Vorhandensein einiger Störarten auf.

Die Totholzmenge weist keine Unterschiede auf. Die unterschiedlichen Werte resultieren wiederum aus rein qualitativen Unterschieden. Bei der damaligen Aufnahme konnte mehr als die Hälfte der Totholzmenge stehend vorgefunden werden. Im Gegensatz dazu zeigte die aktuelle Aufnahme nur Totholz anthropogenen Ursprungs und eines sehr frischen Zersetzungsgrades auf (-4).

Der Vergleich der Artenzahlen der Krautschicht lässt, wie bei der Teilfläche 1, eine Zunahme der Arten und somit eine Zunahme der Diversität (+2) erkennen.

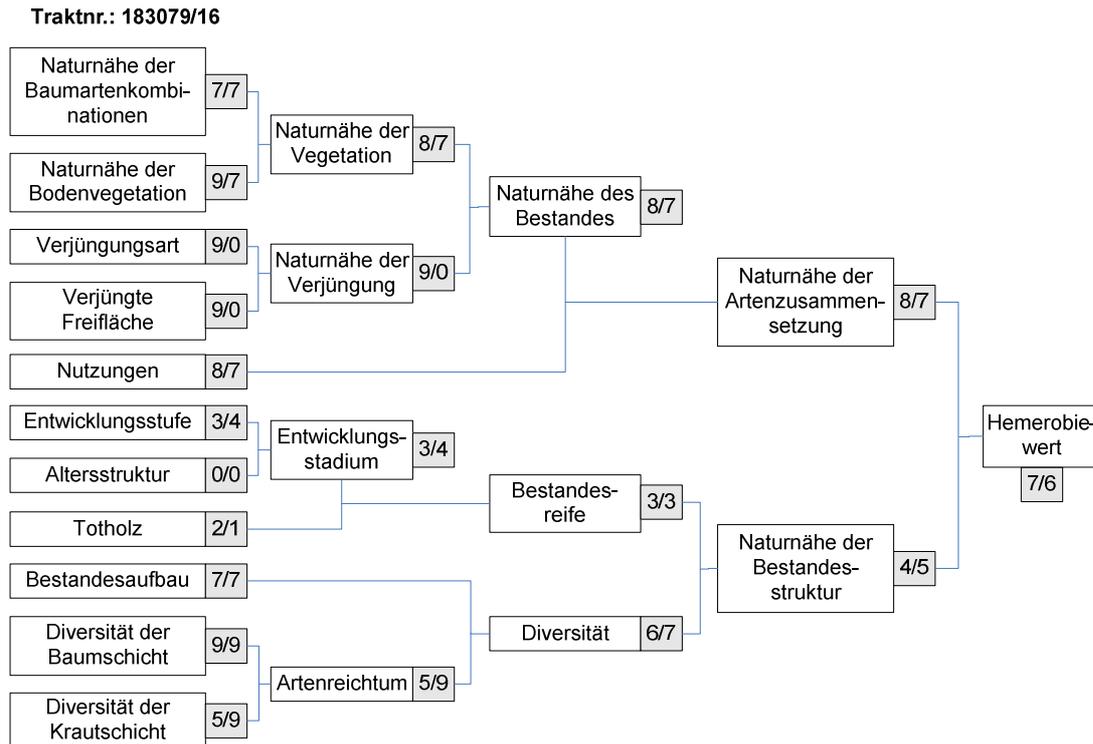


Abbildung 45: Verknüpfungsbaum der Probefläche 183079/16 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Der Hemerobiewert dieser Fläche weist eine Abnahme des Hemerobiewertes von einem „naturnahem“ (Relativwert 7) zu einem „mäßig veränderten“ (Relativwert 6) Bestand auf.

Hinsichtlich der Naturnähe der Baumartenkombination konnten keine Unterschiede festgestellt werden.

Die Bodenvegetation, die bei der Aufnahme 1993 keine Störer aufwies, zeigt bei der neuerlichen Aufnahme eine generelle Störart, die für Abschlüge (-2) verantwortlich ist.

Auch hinsichtlich der Nutzung lässt sich eine geringfügige Abnahme im Relativwert (-1) feststellen. Konnte 1993 keine forstliche Nutzung, sondern nur eine Bodenbearbeitung und eine sonstige Nutzung festgestellt werden, so wurde 1998 neben der Bodenbearbeitung noch eine forstliche Vornutzung verzeichnet.

Die vorhandene Totholzmenge konnte sich bei der aktuellen Aufnahme vierzehnfachen. Jedoch wird hier aufgrund qualitativer Kriterien ein geringerer Totholzwert erreicht als bei der alten Aufnahme (-1).

Steigerungen in den Relativwerten fanden sich in den Kriterien „Entwicklungsstufe“ (+1) und „Diversität der Krautschicht“ (+4). Durch die Zuwächse der Baumarten konnte eine neue Wuchsklasse erreicht werden; damit ist die bestandesstrukturelle Vielfalt höher einzustufen.

Des Weiteren wurden 1993 auf der Probefläche nur 7 Arten vorgefunden – ein Zustand, der für ein *Carici pilosae*-Fagetum Oberd. 1957, nicht natürlich erscheint.

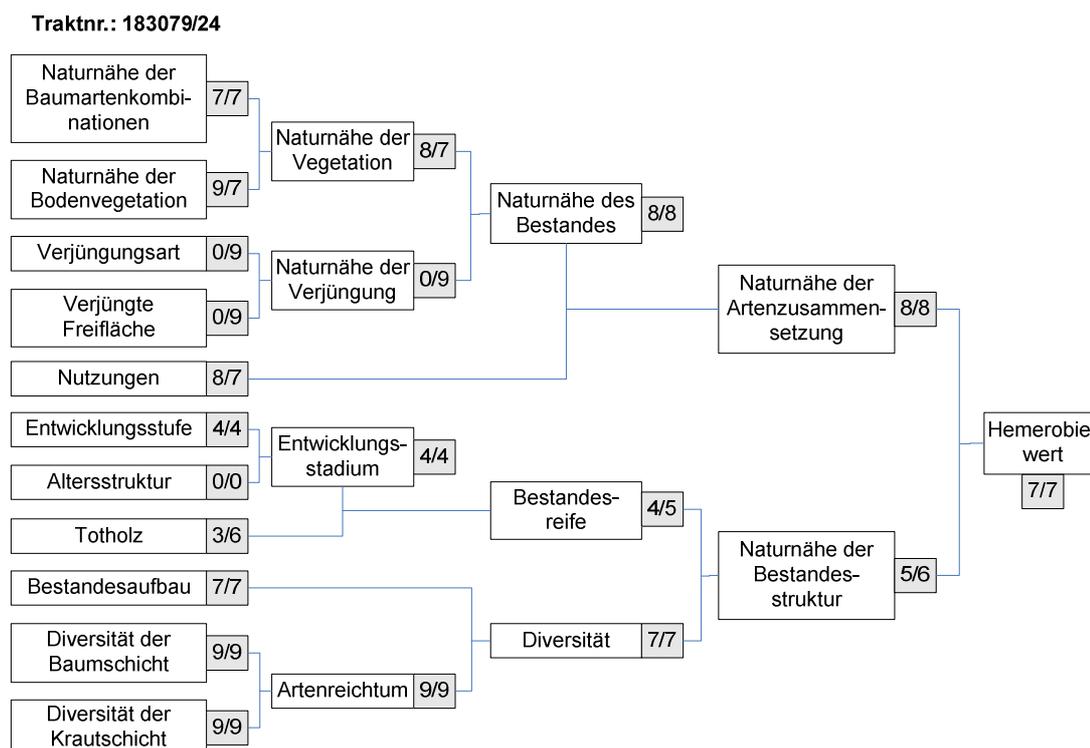


Abbildung 46: Verknüpfungsbaum der Probefläche 183079/24 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Die obige Grafik zeigt zwar in drei Einzelkriterien Veränderungen an, jedoch haben diese auf den Gesamthemerobiewert der Probefläche keinen Einfluss. Es handelt sich bei der Fläche um einen „naturnahen“ Bestand (Relativwert 7).

Hinsichtlich der Baumartenkombination können zwar kleine Dominanzverschiebungen verzeichnet werden, jedoch bleiben diese ohne Auswirkung. Im Gegensatz dazu weist die Abnahme der Naturnähe der Bodenvegetation (-2) auf eine Störung hin. Durch die Nähe der Probefläche zu einer Siedlung kommt es zu einer randlichen Beeinflussung. Die Nutzung eines Teiles der Probefläche als Kompostablagerungsstätte führt zum Aufkommen von Ruderal- und Nährstoffzeigern, die bei der damaligen Aufnahme noch nicht vorhanden waren.

Wildschäden und eine sonstige Nutzung führten 1993 zu dem Relativwert 8 bei dem Kriterium „Nutzung“. Bei der neuerlichen Aufnahme konnte zwar kein Wildschaden, allerdings eine Bodenbearbeitung, eine forstliche Vornutzung und eine Nutzung als Kompostablagerungsstätte beobachtet werden (Relativwert 7).

Der Vergleich der Totholzwerte (+3) zeigt eine sehr große Steigerung der Menge an. Dennoch wird für 2008 kein höherer Wert als 6 erreicht, weil es sich bei der Hälfte des Totholzes um anthropogen verursachtes Holz handelt.

Traktfläche 184070

Traktnr.: 184070/00

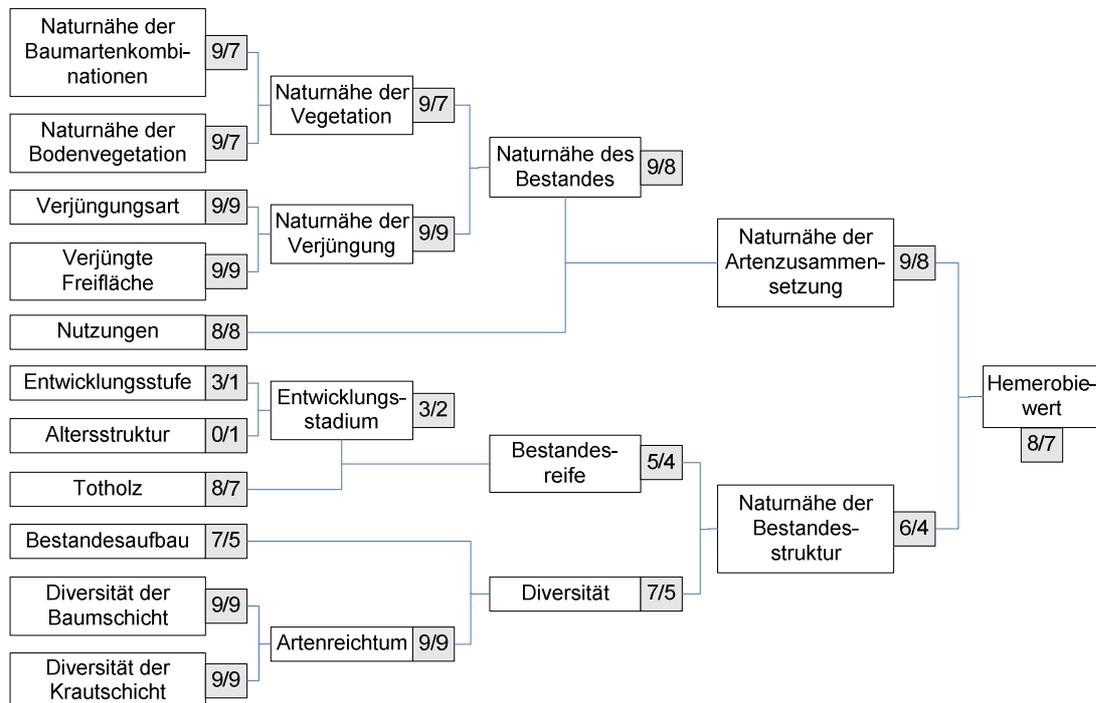


Abbildung 47: Verknüpfungsbaum der Probefläche 184070/00 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Diese Fläche weist, trotz seines immer noch hohen Naturnähewertes (Relativwert 7), eine geringe Verminderung im Hemerobiewert (-1) auf.

Die Abnahme ergibt sich großteils aus einer Minderung der Naturnähe der Vegetation (-2). In dem potentiell natürlichen Cynancho-Tilietum Winterhoff 1963 tritt die Sommerlinde dominant auf. Andere Baumarten, wie die Buche oder die Esche, kommen hier nur beigemischt oder eingesprengt vor. In der Aufnahme von 1993 war dies der Fall. In der aktuellen Aufnahme treten die Buche und die Esche subdominant auf und bewirken so die Abschläge im Relativwert für die Naturnähe der Baumartenkombination.

Das Auftreten eines Waldgruppenstörers ist für die Abnahme in der Naturnähe der Bodenvegetation (-2) verantwortlich.

Auch hinsichtlich der bestandesstrukturellen Merkmale kommt es im Bestand zu einer Abnahme der Naturnähe (-2). So konnten beispielsweise bei der damaligen Aufnahme noch drei Wuchsklassen verzeichnet werden, bei der aktuellen Aufnahme nur mehr zwei (-2).

Der Bestandesaufbau, der in einem naturnahen Cynancho-Tilietum nach Winterhoff, 1963 von zweischichtig bis stufig reicht, wurde 1993 als schwachzweischichtig, 2008 nur mehr als einschichtig ausgewiesen (-2).

Die Abnahme im Relativwert für das Totholz (-1) ist wiederum nur durch qualitative Änderungen erklärbar, da es hinsichtlich der Menge kaum zu Veränderungen kam.

Die einzige Zunahme im Relativwert stellt der Strukturzuschlag (+1) der aktuellen Aufnahme dar. Dieser ergibt sich aus dem Vorhandensein einer gut ausgebildeten Strauchschicht.

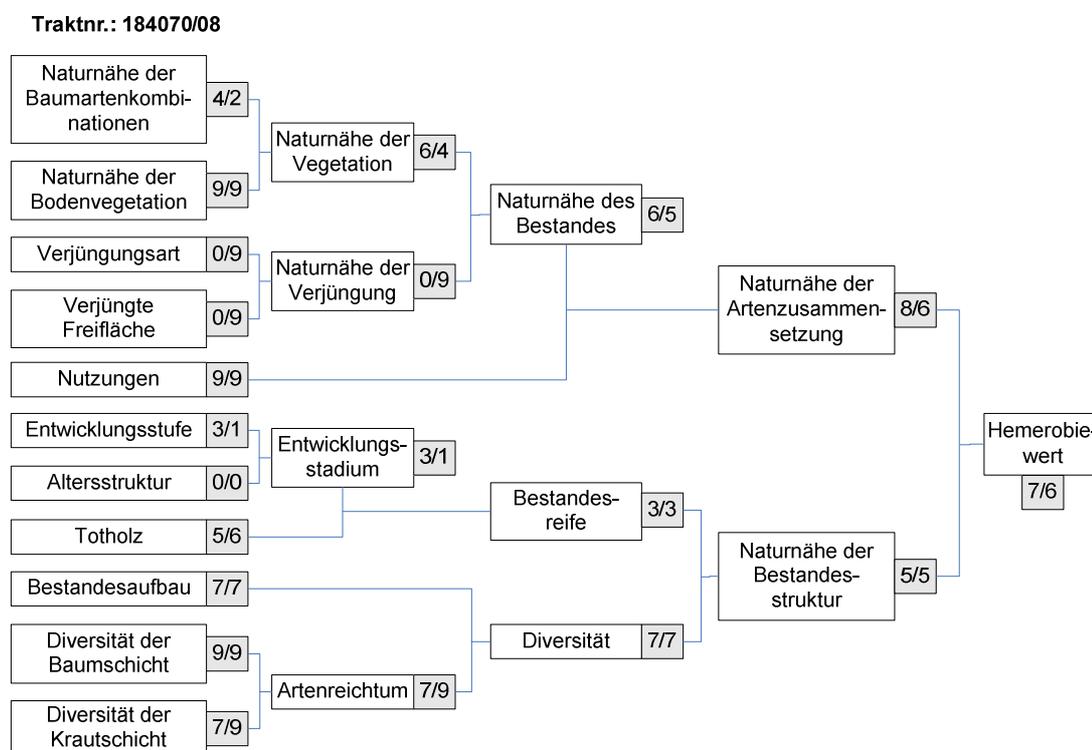


Abbildung 48: Verknüpfungsbaum der Probefläche 184070/08 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Bei dieser Probefläche konnte eine geringfügige Abnahme im Hemerobiewert (-1) festgestellt werden.

Die Naturnähe der Baumartenkombination zeigt eine negative Entwicklung (-2). In dem potentiell natürlichen *Carici albae*-Fagetum Moor 1952 zeigte sich schon 1993 eine „stark veränderte“ (Relativwert 4) Situation. Die Buche, die in dieser Assoziation dominant auftreten sollte, erreichte nur eine Beimischung, die Schwarzföhre, die potentiell möglich ist, eine Subdominanz. Bei der aktuellen Aufnahme steigert sich die Subdominanz der Schwarzföhre zu einer Dominanz und führt so zu Abschlügen im Naturnähewert (-2).

Auch hinsichtlich der bestandesstrukturellen Merkmale treten Veränderungen auf. Der Relativwert der Entwicklungsstufe zeigt ebenfalls eine Verminderung (-2) auf, aufgrund des Wegfallens einer Wuchsklasse.

Zunahmen in den Relativwerten treten in den Kriterien „Totholz“ und „Diversität der Krautschicht“ auf. Bei der Steigerung des Wertes für das Totholz (+1) handelt es sich um eine rein mengenmäßige Zunahme.

Das *Carici albae*-Fagetum Moor 1952 beinhaltet in seiner natürlichen Ausbildung etwa 40 bis 70 Arten. Die Grenze von 40 Arten in der Krautschicht konnte erst in der aktuellen Aufnahme überschritten werden. Dadurch konnte die Diversität der Krautschicht eine Steigerung im Relativwert (+2) erfahren.

Die Abnahme des Hemerobiewertes (-1) der Probefläche ist, trotz geringfügiger Veränderungen in anderen Kriterien, hauptsächlich auf die Abnahme der Naturnähe der Baumartenkombination zurückzuführen.

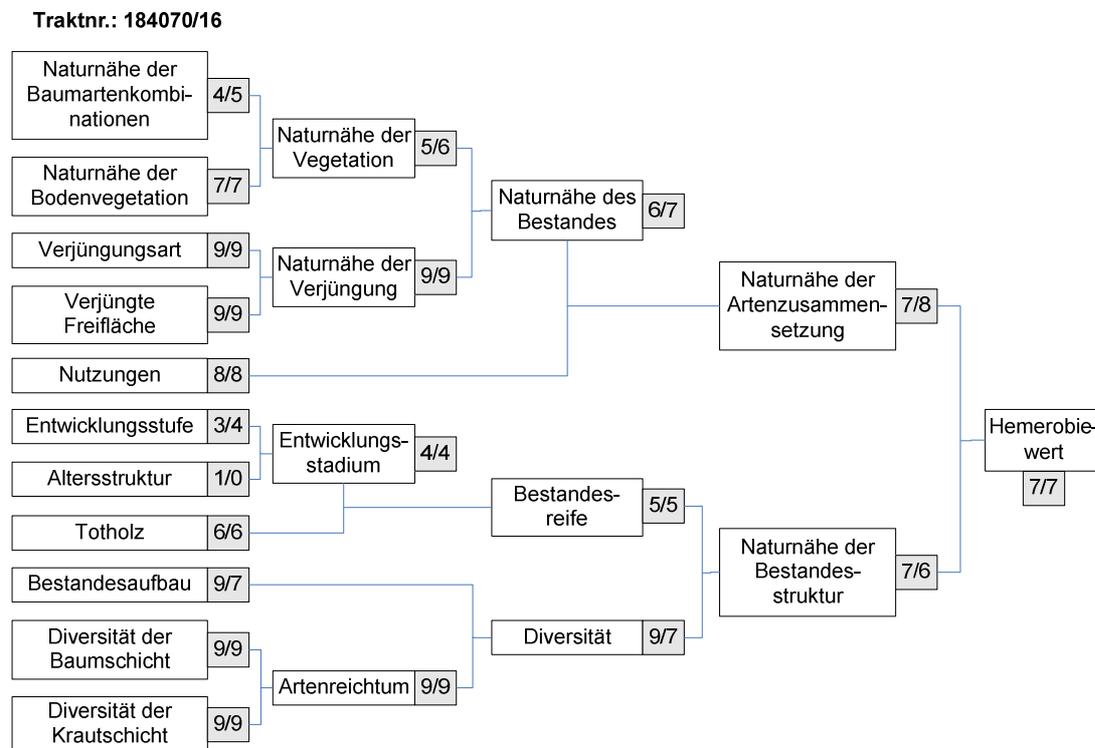


Abbildung 49: Verknüpfungsbaum der Probefläche 184070/16 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Bei dieser Fläche konnte der Vergleich der beiden Aufnahmen keine Veränderung im Hemerobiewert feststellen. Dennoch zeigen sich einige beziehungsweise Abnahmen in den Relativwerten, die jedoch den Naturnähezustand nicht beeinflussen.

Bei der Naturnähe der Baumartenkombination konnte in dem potentiell natürlichen Cynancho-Tilietum Winterhoff 1963 eine Steigerung im Relativwert (+1) verzeichnet werden. Obwohl der Rückgang der Esche von dominant auf subdominant Abschlüsse im Relativwert verursacht, wiegen die Zunahme der Deckung von Sommerlinde, Hainbuche und Bergahorn diesen wieder auf und können den Relativwert sogar steigern.

Sowohl in der damaligen, als auch in der aktuellen Aufnahme fanden sich einige Ruderalzeiger, die jedoch in ihrer Anzahl und Störwahrscheinlichkeit ähnlich sind.

Eine weitere Steigerung im Relativwert konnte bei dem Kriterium „Entwicklungsstufe“ festgestellt werden (+1). Zu den damaligen Wuchsklassen Jugend II, Stangenholz und Baumholz I kommt in der aktuellen Aufnahme die Wuchsklasse Jugend I hinzu, und hebt damit die strukturelle Vielfalt an.

Verminderungen in den Relativwerten zeigen die Kriterien „Altersstruktur“ und „Bestandesaufbau“. Ein Strukturzuschlag (+1), der damals aufgrund der Ausbildung einer Strauchschicht von mehr als 15 Prozent Deckung vergeben werden konnte, kommt bei der nur gering ausgebildeten Strauchschicht ak-

tuell nicht zustande. Der Abschlag beim Bestandesaufbau (-2) rührt daher, dass der Bestand eines Cynancho-Tilietum Winterhoff 1963 normalerweise zweischichtig bis stufig ausgebildet ist. Diese Ausbildung war bei der Aufnahme 1993 gegeben, nicht aber bei der neuerlichen.

Insgesamt kommt es also zu einer Steigerung in der Naturnähe der Artenzusammensetzung (+1), jedoch zu einer Abnahme in der Naturnähe der Bestandesstruktur (-1).

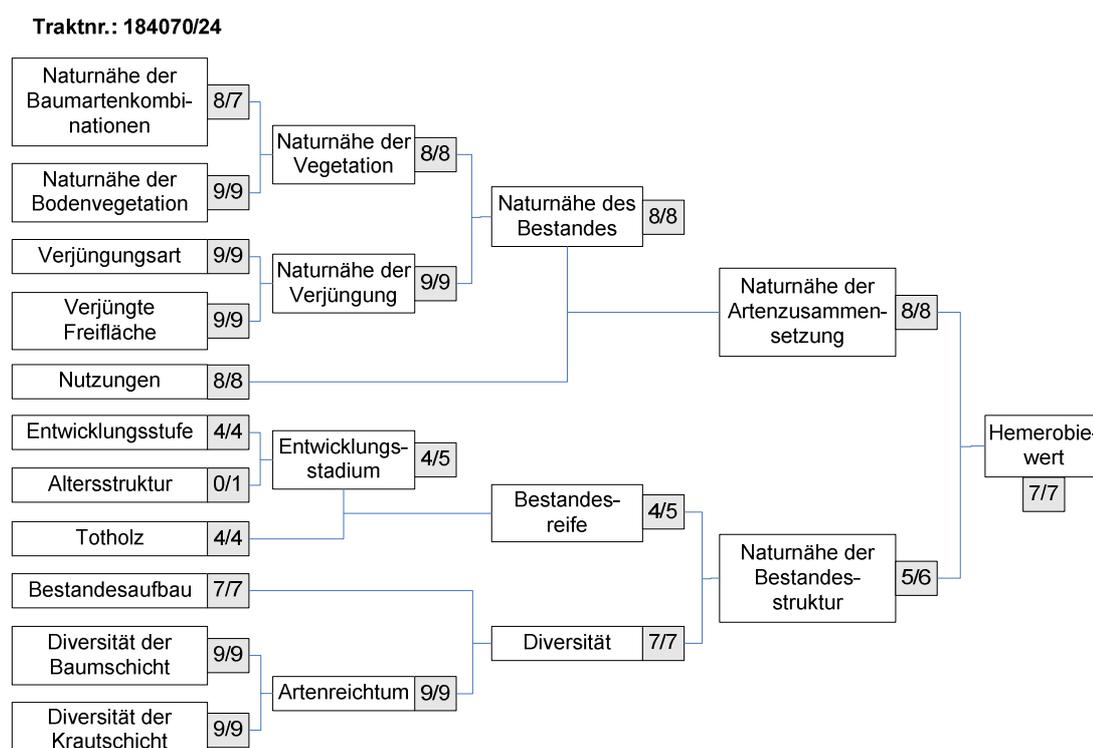


Abbildung 50: Verknüpfungsbaum der Probestfläche 184070/24 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Der Vergleich der Aufnahmen dieser Fläche konnte ebenfalls keine Veränderung im Naturnähewert feststellen. Insgesamt kommt es hier nur zu Veränderungen in zwei Einzelkriterien:

Einerseits zeigt die Naturnähe der Baumartenkombination eine geringfügige Verminderung (-1) an, die mit der Zunahme der Tanne zu erklären ist, andererseits wird bei der aktuellen Aufnahme ein Altersstrukturzuschlag (+1) vergeben, der wiederum in dem Vorhandensein einer gut ausgebildeten Strauchschicht zu erklären ist. Der Zuschlag hebt sogar den Naturnähewert der Bestandesstruktur an, kann den Gesamthemerobiewert der Fläche jedoch nicht steigern.

Traktfläche 184078

Traktnr.: 184078/00

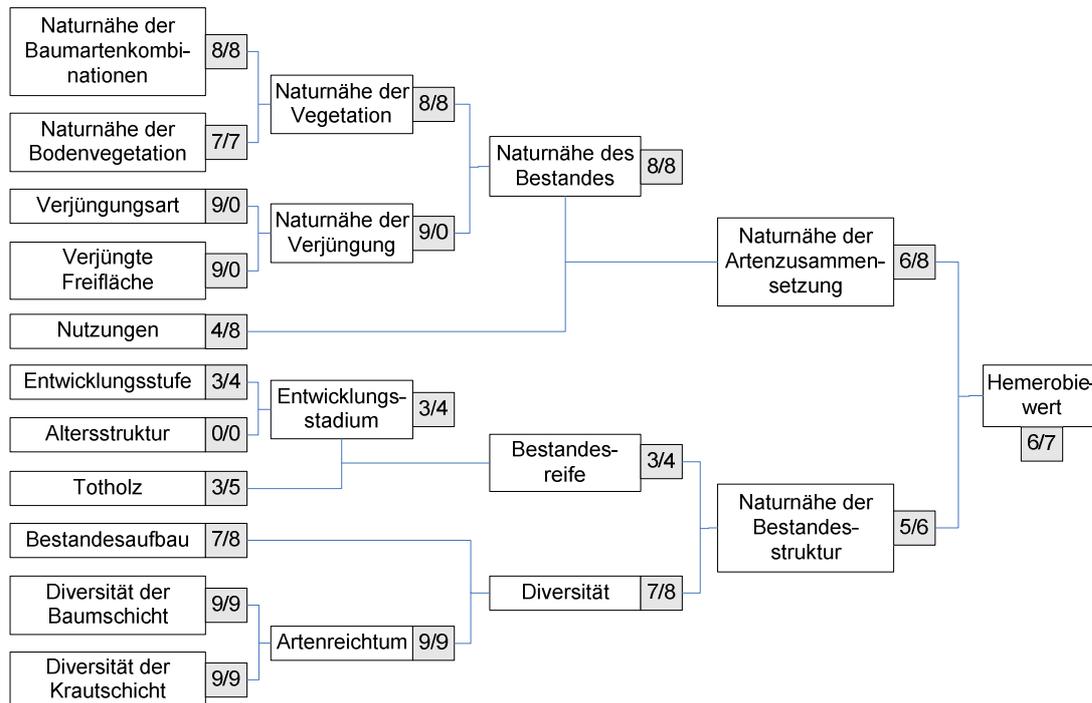


Abbildung 51: Verknüpfungsbaum der Probefläche 184078/00 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Die Grafik zeigt eine Steigerung der Naturnähestufen von einem „mäßig naturnahen“ (Relativwert 6) zu einem „naturnahen“ (Relativwert 7) Bestand an.

Die Zunahmen in den Relativwerten finden hauptsächlich in den Kriterien der Bestandesstruktur statt. So konnte bei der Entwicklungsstufe ein Anstieg der Naturnähe beobachtet werden, der sich durch die Zuwächse der Baumarten und das damit verbundene Erreichen einer neuen Durchmesserklasse auszeichnet (+1).

Der Bestandesaufbau, der bei der damaligen Studie als schwach zweischichtig bewertet wurde, konnte eine Verbesserung durch einen dreischichtigen Bestandesaufbau verzeichnen (+1).

Auch hinsichtlich des Totholzes kam es zu einer Steigerung der Naturnähe. Bei der Aufnahme 1993 konnte nur wenig Totholz, welches anthropogenen Ursprungs war, aufgenommen werden. Die neuerliche Aufnahme zeigt mehr Totholz besserer Qualität (+2).

Diese Verbesserungen konnten die Naturnähe der Bestandesstruktur geringfügig erhöhen (+1).

Die Steigerung des Hemerobiewertes der gesamten Probefläche ist jedoch einer Nutzungsänderung, genauer gesagt dem Wegfallen einer Bodenbearbeitung, zu verdanken (+4).

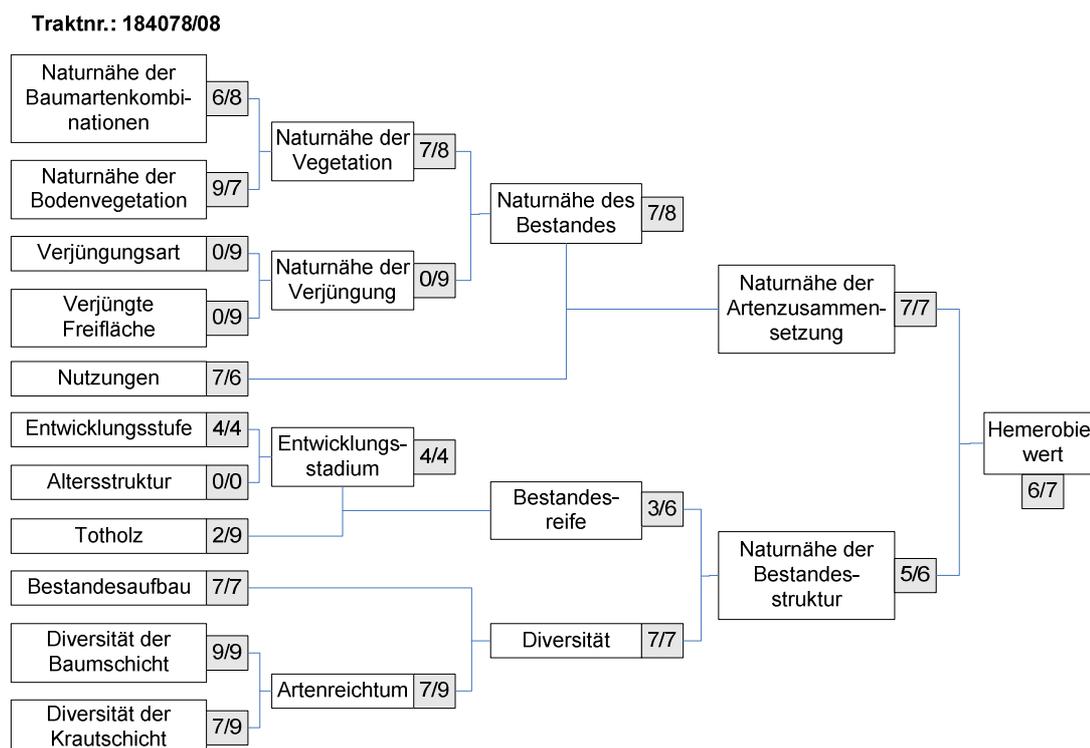


Abbildung 52: Verknüpfungsbaum der Probefläche 184078/08 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Der Vergleich der beiden Aufnahmen dieser Probefläche konnte eine Zunahme im Hemerobiewert (+1) feststellen.

Da bei der damaligen Aufnahme keine Störart vorhanden war, bei der aktuellen jedoch schon, kam es zu Abschlägen im Naturnähewert für die Bodenvegetation (-2).

Die Naturnähe der Baumartenkombination konnte allerdings eine Verbesserung erfahren (+2). Die damals in der Probefläche enthaltenen Lärchen und Rotföhren fielen durch eine aktuelle Endnutzung weg. Bestärkt wird diese Annahme durch die großen BHD-Werte, die Lärche und Föhre in der Aufnahme von 1993 aufwiesen.

Die bereits erwähnte aktuelle forstliche Endnutzung ist auch für die Abschläge im Relativwert für die Nutzung (-1) verantwortlich.

Die Zu- und Abschläge in den Kriterien der Naturnähe der Artenzusammensetzung heben einander auf, sodass es zu keiner Veränderung kommt.

Anderes zeigt der Relativwert für das Totholz. Hier konnte eine große Steigerung (+7) festgestellt werden. Es spielt wohl die mengenmäßige Zunahme des Totholzes die entscheidende Rolle, aber auch eine qualitative Verbesserung ist hier zu erkennen. Die Steigerung im Totholzwert ist auch für die Steigerung des Naturnähewertes des Bestandes (+1) verantwortlich.

Die Zunahme im Relativwert der Diversität der Krautschicht (+2) zeigt keine Auswirkung auf den Hemerobiewert. Diese ist durch eine große Artenzunahme zu erklären.

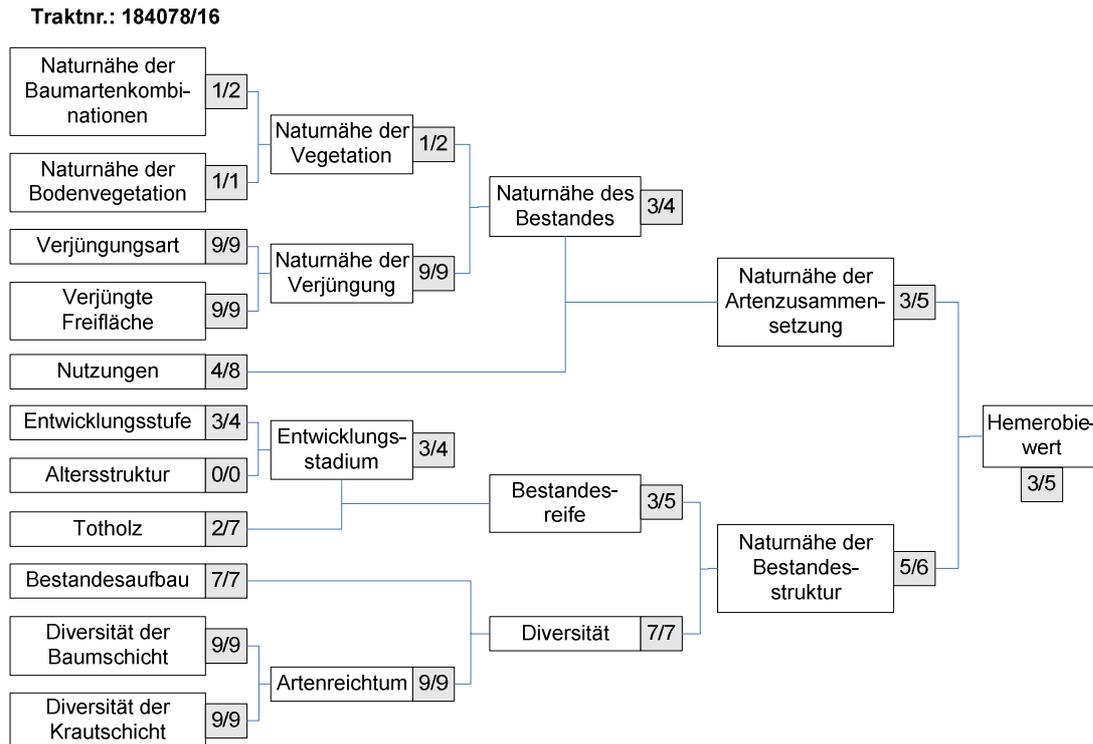


Abbildung 53: Verknüpfungsbaum der Probefläche 184078/16 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Bei dieser Probefläche ist eine Zunahme im Hemerobiewert von einem „stark veränderten“ (Relativwert 3) zu einem „mäßig veränderten“ (Relativwert 5) Bestand erkennbar.

Die Zunahme der Naturnähe der Baumartenkombination (+1) ist durch das Wegfallen der Lärche und durch die Zunahme der Buche in dem potentiell natürlichen *Asperulo odoratae*-Fagetum Sougné et Thill 1959 zu erklären. Die Naturnähe der Bodenvegetation ist durch den Einfluss einer Forststraße, die mit Störarten gesäumt ist, gleichbleibend gering.

Eine Zunahme (+4) im Relativwert, die sich auch im Gesamtergebnis niederschlägt, ist bei der Nutzung erkennbar. Ein damals vorhandener Wildschaden und eine Vornutzung starker Intensität sind einer Vornutzung mit geringer Intensität gewichen.

Die Zunahme des Relativwertes der Entwicklungsstufe (+1) zeigt nur geringe Auswirkung. Vielmehr ist es die Steigerung des Totholzwertes (+5), die die Naturnähe der Bestandesstruktur (+1) heben konnte. Es handelt es sich dabei um eine mengenmäßige Zunahme.

Traktfläche 185069

Traktnr.: 185069/00

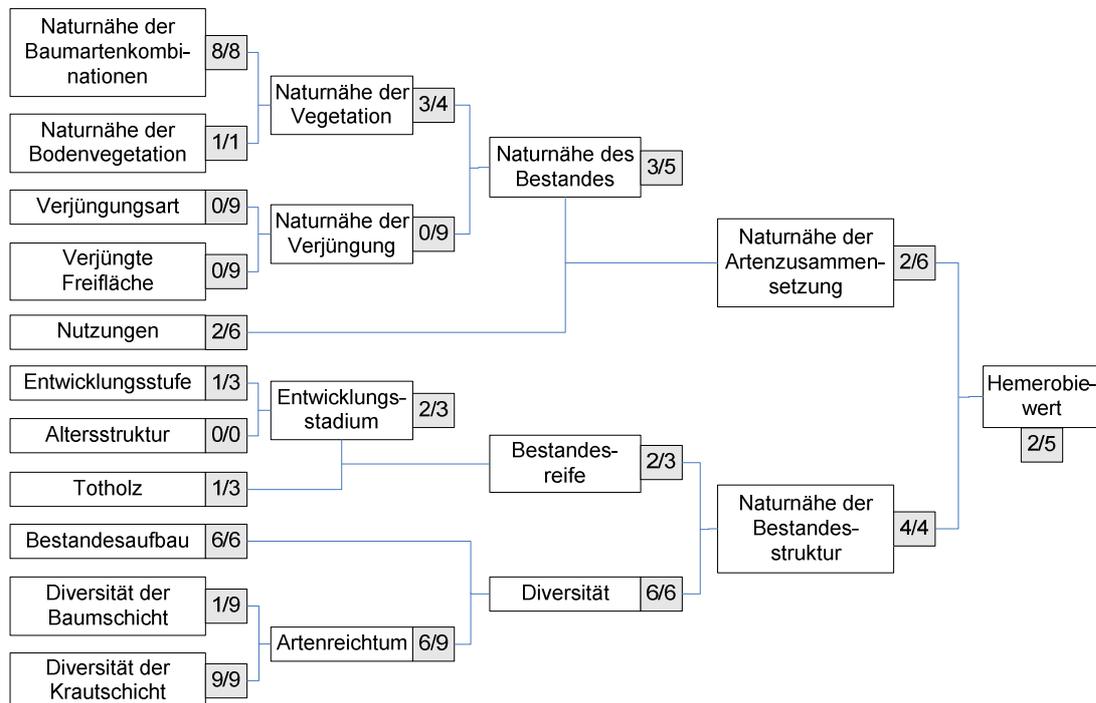


Abbildung 55: Verknüpfungsbaum der Probefläche 185069/00 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Der Vergleich der Aufnahmen dieser Probefläche zeigt eine Naturnähesteigerung von einem „künstlichen“ (Relativwert 2) zu einem „mäßig veränderten“ (Relativwert 5) Bestand.

Hinsichtlich der Baumartenkombination lassen sich zwar Veränderungen feststellen, die sich jedoch nicht in einer Änderung des Relativwertes niederschlagen. Auch die Naturnähe der Bodenvegetation bleibt durch den Einfluss einer Forststraße mit vielen Ruderalzeigern gleichbleibend gering.

Bei der Nutzung kann die erste Zunahme im Relativwert (+4) verzeichnet werden. Damals wurde eine aktuelle Endnutzung sehr starker Intensität verzeichnet, die 2008 nur mehr als historische Endnutzung aufgenommen werden konnte.

Die Zunahme des Relativwertes für das Totholz (+2) ist eine mengenmäßige Steigerung. Auch konnte eine Zunahme in der Diversität der Baumschicht (+8) verzeichnet werden. In der ehemaligen Aufnahme war einzig allein die Buche vorhanden. Bei der neuerlichen Aufnahme konnte neben der Buche als Hauptbaumart auch Schwarzkiefer, Bergahorn und Esche aufgenommen werden.

Die genauere Betrachtung des Ergebnisbaumes zeigt, dass vor allem die Nutzungsänderung für die Steigerung des Naturnähewertes verantwortlich ist.

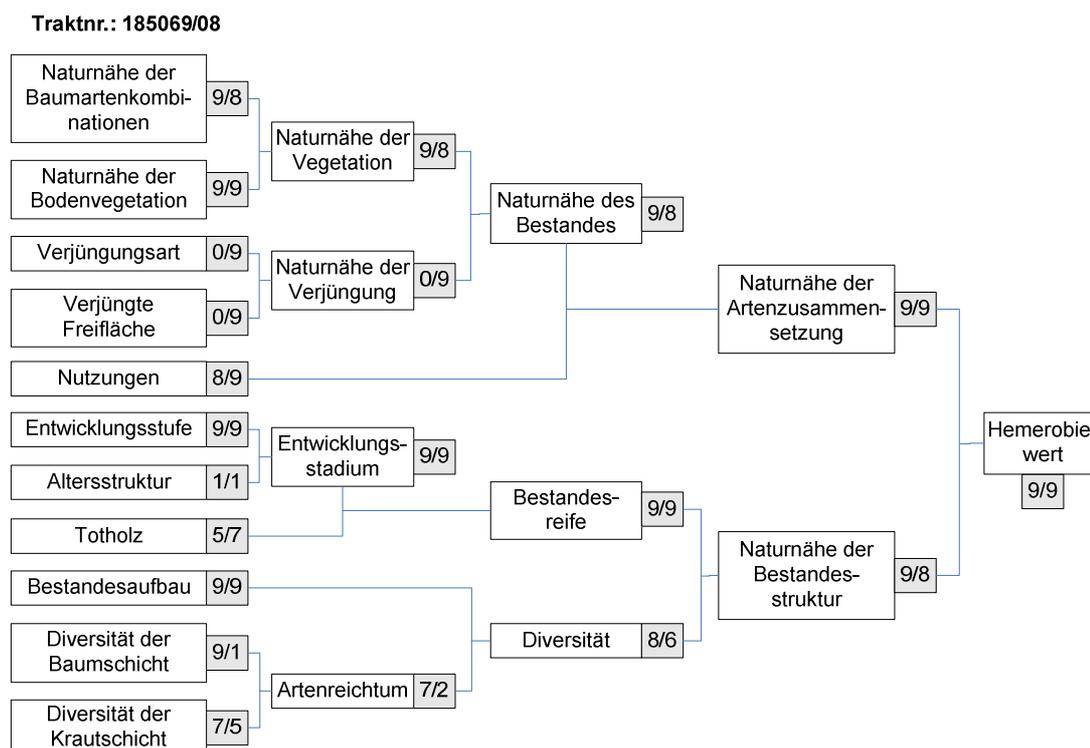


Abbildung 56: Verknüpfungsbaum der Probefläche 185069/08 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Bei diesem auch damals schon natürlichen Schwarzföhrenbestand, einem *Euphorbio saxatilis–Pinetum nigrae* Wendelberger ex Zimmermann 1972, zeigt der Vergleich keine Änderung im Hemerobiewert an.

Dennoch gibt es geringfügige Veränderungen in einigen Einzelkriterien, die hier genauer erläutert werden:

Die Naturnähe der Baumartenkombination zeigt eine Abnahme (-1). In dem *Euphorbio saxatilis–Pinetum nigrae*, in dem die Schwarzföhre dominant und die Mehlbeere beigemischt vorkommen, konnte bei der aktuellen Aufnahme die Mehlbeere nur mehr geringfügig in der Krautschicht vorgefunden werden. Das Fehlen dieser Art bewirkt den Abschlag im Naturnähewert.

Hinsichtlich der Nutzung konnte eine Steigerung im Relativwert (+1) festgestellt werden. Abgesehen von der Harznutzung, die sowohl damals als auch 2008 vermerkt wurde, wurde bei der Aufnahme 1993 noch ein Wildverbiss und eine historische Vornutzung geringer Intensität aufgenommen.

Eine Zunahme zeigt auch der Relativwert für das Kriterium „Totholz“ (+2). Mengenmäßig sind keine großen Veränderungen nennenswert. Die Steigerung basiert auf qualitativen Merkmalen. Die Hälfte der Totholzmenge 2008 konnte stehend vorgefunden werden, und führte somit zu einer Verbesserung.

Der Abschlag der Diversität der Baumschicht (-8) ergibt sich daraus, dass 2008 nur die Schwarzföhre als Baumart vermerkt werden konnte. Außerdem konnten in der damaligen Aufnahme über 30 Arten in der Krautschicht vorge-

funden werden. In der neuerlichen Aufnahme konnte diese Grenze leider nicht überschritten werden (-2).

Traktnr.: 185069/16

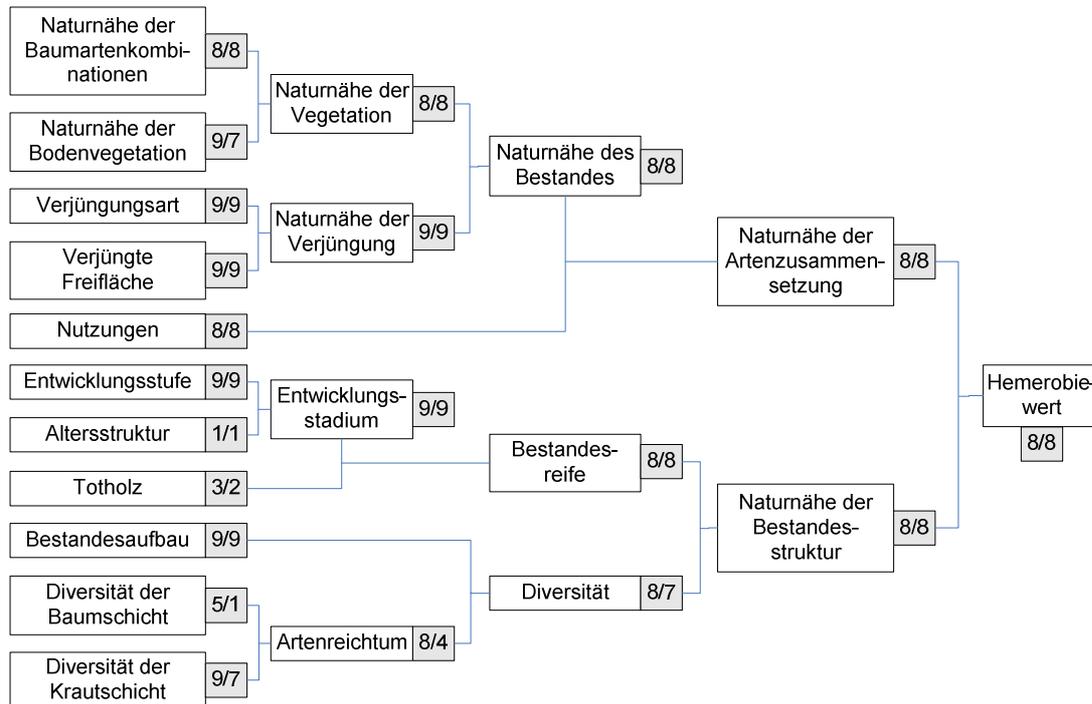


Abbildung 57: Verknüpfungsbaum der Probefläche 185069/16 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Bei diesem Schwarzföhrenbestand, kommt es wie bei der Fläche zuvor, zu keiner Änderung im Hemerobiewert.

Die Baumartenkombination zeigt weder in den Deckungs-, noch in den Dominanzverhältnissen Veränderungen. In der Bodenvegetation wurden 2008 zwei Arten, die für die Waldgruppe der Föhrenmischwälder auf Karbonat als Störart ausgewiesen sind, vorgefunden. Sie verursachen die Abschläge in der Naturnähe der Bodenvegetation (-2).

Abschläge zeigt auch der Relativwert für das Kriterium „Totholz“ (-1). Es handelt sich hierbei um eine mengenmäßige Abnahme.

Der Vergleich des Artenreichtums zeigt ebenfalls eine Verminderung (-4). 1993 konnte bei der Diversität der Baumschicht ein höherer Naturnähewert erzielt werden, weil die Buche in der Umgebung auftrat, und somit auch als Baumart mitgezählt wurde (+4). 2008 konnten nur die Schwarzföhre und die Mehlbeere aufgenommen werden. Hinsichtlich der Diversität der Krautschicht geht man in einem Seslerio-Pinetum nigrae Wagner 1961 in einem natürlichen Zustand von 40 bis 70 Arten aus. 2008 konnten jedoch nur 37 Arten auf der Probefläche aufgenommen werden (-2).

Obwohl sich insgesamt keine Änderung im Hemerobiewert zeigt, ist doch anzumerken, dass die Probefläche in ihrem Naturnähezustand geringe Abnahmen verzeichnen konnte.

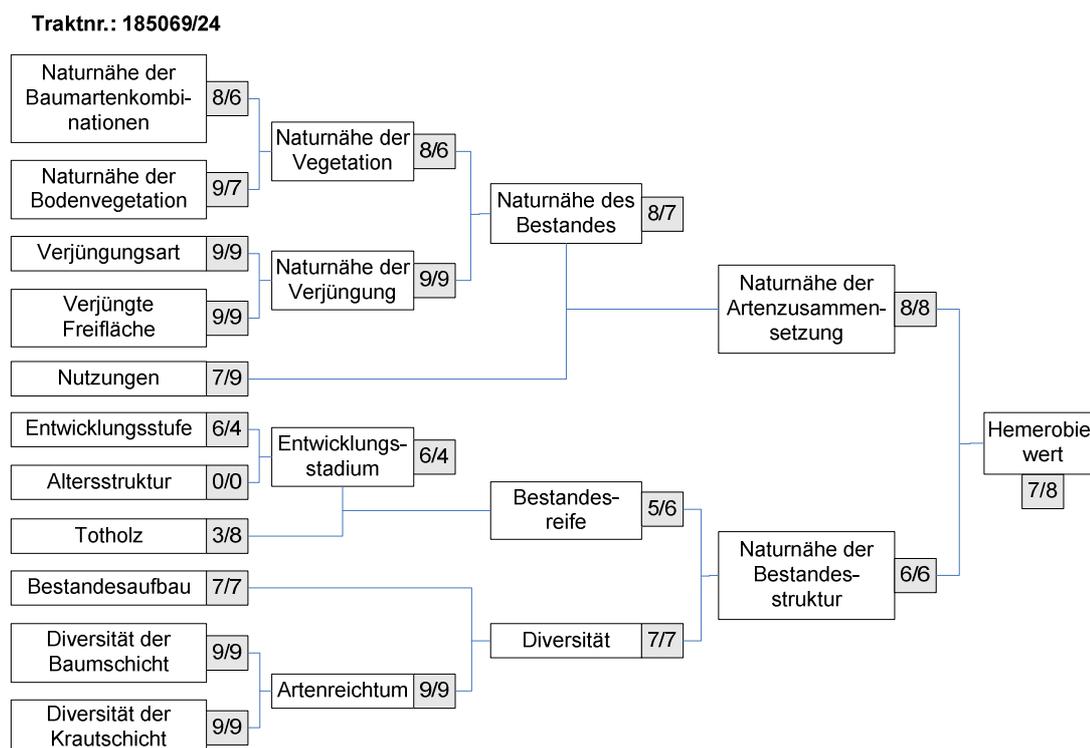


Abbildung 58: Verknüpfungsbaum der Probefläche 185069/24 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Der Vergleich der Aufnahmen zeigt eine Steigerung im Hemerobiewert (+1) des Bestandes an.

Bei der potentiell natürlichen Waldgesellschaft handelt es sich um ein *Helleboro nigri-Fagetum* Zukrigl 1973, welches sich durch die Dominanz der Buche und der Möglichkeit des Vorhandenseins von Tanne, Bergahorn, Esche und Schwarzkiefer auszeichnet.

Der Abschlag im Naturnähewert der Baumartenkombination (-2) kommt durch die Zunahme des Bergahorns und der Esche, die hier sogar eine Subdominanz erreichten, zustande. Ebenso zeigt sich auch ein Abschlag in der Naturnähe der Bodenvegetation (-2), der durch eine Störart in der aktuellen Aufnahme ausgelöst wird.

Im Gegensatz zu einem Wildschaden und einer forstlichen Endnutzung und Vornutzung, konnte 2008 nur mehr eine Vornutzung festgestellt werden, welche zu einer Steigerung des Relativwertes für die Nutzung (+2) führt.

Die Entwicklungsstufe zeigt eine Abnahme im Relativwert (-2), da damals anstatt einer naturnahen Waldbauphase eine Entwicklungsphase aufgrund der plenterartigen Nutzung ausgewiesen wurde. Bei Ansprache einer Entwicklungsphase darf keinerlei Nutzung auf der Probefläche erkennbar sein. Die Verbesserung des Relativwertes für das Totholz (+5) ergibt sich aufgrund quantitativer und qualitativer Merkmale.

Für die Steigerung des Gesamthemerobiewertes ist allem voran die Nutzungsänderung zu nennen.

Traktfläche 185070

Traktnr.: 185070/00

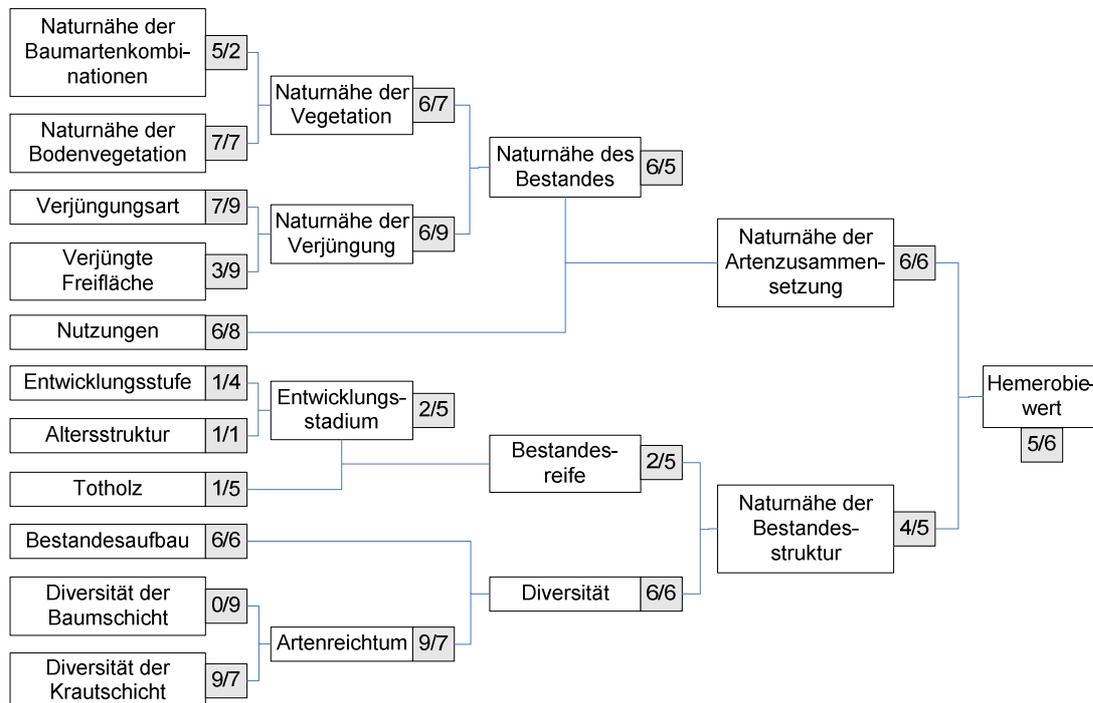


Abbildung 59: Verknüpfungsbaum der Probefläche 185070/00 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Bei diesem Bestand handelt es sich um eine ehemalige Schlagfläche. Wie aus der Grafik zu entnehmen ist, konnte eine Erhöhung des Hemerobiewertes (+1) verzeichnet werden.

Die erste Änderung zeigt sich in der Naturnähe der Baumartenkombination (-3). Dadurch, dass es sich 1993 bei der Fläche um einen Schlag mit Strauchschicht handelte, ergab sich damals nur ein Naturnähewert von 5. Obwohl man bei dieser Fläche mittlerweile von einem geschlossenen Bestand sprechen kann, schneidet die Naturnähe der Baumartenkombination aktuell schlechter ab. Dies ist zu erklären mit der künstlichen Aufforstung der Schwarzkiefer, die aktuell als dominante Art in einem potentiell natürlichen Seslerio-Fagetum Moor 1952 vertreten ist.

Bei der damaligen Verjüngung wurde die Aufforstung mit der Schwarzföhre schon als standortfremde Kunstverjüngung erkannt, und bewirkte somit Abschläge in der Naturnähe der Verjüngung.

Hinsichtlich der Entwicklungsstufen fanden sich damals auf der Schlagfläche nur 2 Wuchsklassen: Jugend I und Jugend II. Mittlerweile sind auch die Wuchsklassen Stangenholz und Baumholz I vorzufinden (+3).

Die Steigerung des Totholzwertes (+4) kommt durch eine Mengenzunahme zustande.

Da 1993 außerhalb der Strauchschicht aktuell keine Baumarten vorhanden waren, wurde die Diversität der Baumschicht damals auch mit 0 bewertet. Die Diversität der Krautschicht konnte hingegen aktuell eine Verminderung (-

2) im Relativwert erfahren. In der PNWG in ihrer natürlichen Ausbildung werden zwischen 40 und 70 Arten erwartet. Aktuell konnte diese Grenze jedoch nicht überschritten werden.

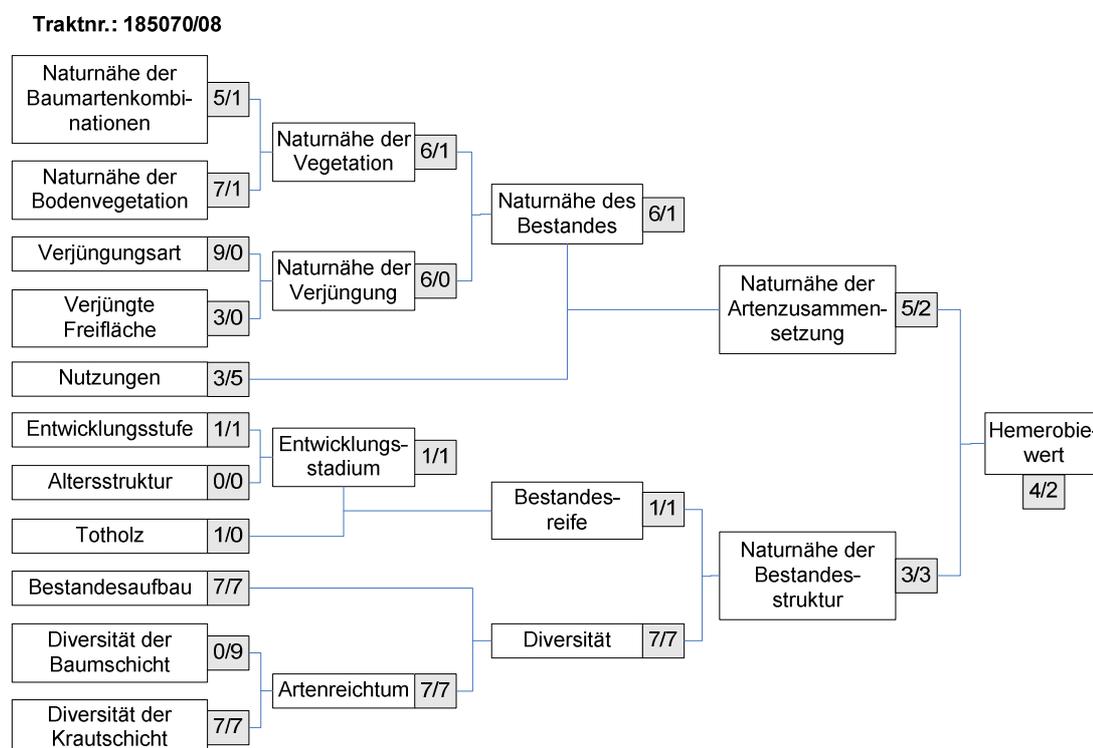


Abbildung 60: Verknüpfungsbaum der Probestfläche 185070/08 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Bei dieser Fläche handelt es sich wie bei Teilfläche 00 um eine ehemalige Schlagfläche, die heute als Bergahorn-Bergulmen-Buchen-Dickung ausgebildet ist.

Das geringe Abschneiden der aktuellen Naturnähe der Baumartenkombination (-4) ist mit der Dominanz des Bergahorns und der Bergulme in einem *Helboro nigri-Fagetum* Zukrigl 1973 zu erklären.

Heute wie damals führt eine Forststraße durch die Probestfläche, welche damals von einem über 140 Jahre alten Bestand überschirmt wurde. Da die Aufnahme 1993 kurz nach dem Kahlschlag stattgefunden hat, waren noch wenige Störer ausgebildet. Bei der aktuellen Aufnahme erst wurde der Einfluss der Forststraße durch die Ausbildung vieler Ruderalzeiger deutlich (-6).

Es zeigt sich auch eine Nutzungsänderung (+2), die sich ergibt, da 2008 die forstliche Endnutzung nur mehr als historisch aufgenommen werden konnte. Außer Reisig konnte aktuell kein Totholz vorgefunden werden (-1). Damals konnte Totholz nur in Form von Stöcken als Reste der forstlichen Endnutzung aufgenommen werden.

Die aktuelle Abnahme der Naturnähe der Vegetation (-5) ist bei dieser Probestfläche für die negative Hemerobiebewertung (-2) verantwortlich.

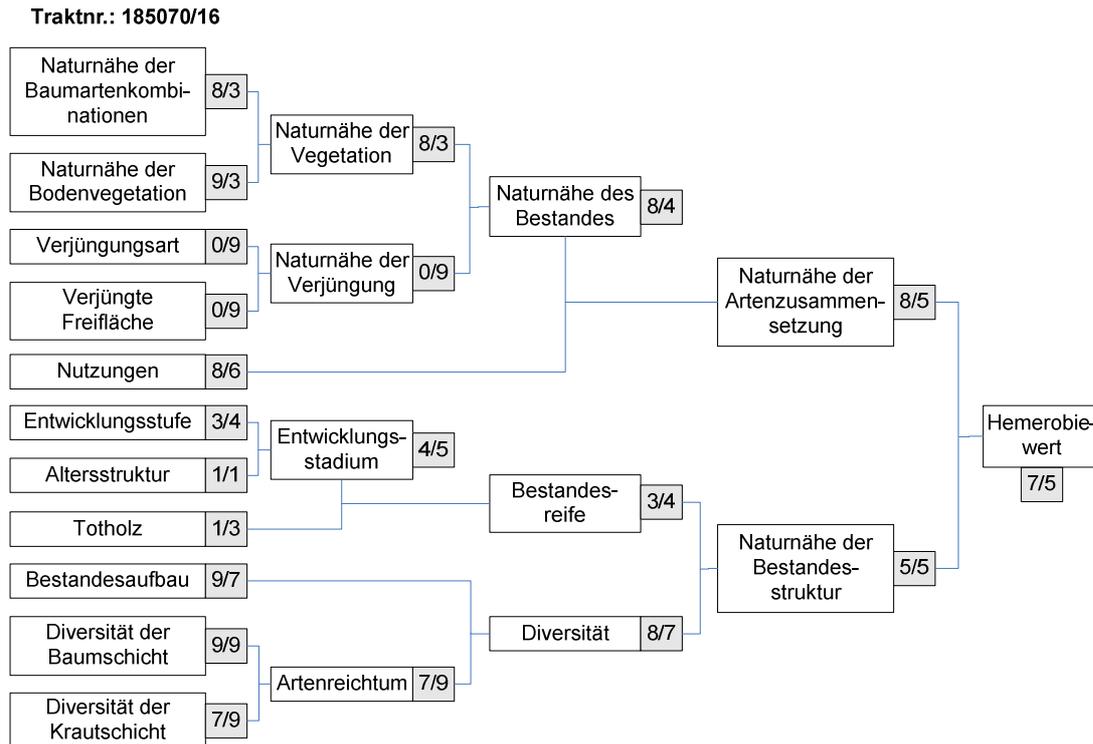


Abbildung 61: Verknüpfungsbaum der Probefläche 185070/16 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Der Vergleich der Aufnahmen dieser Fläche zeigt eine Minderung eines einstig „naturnahen“ (Relativwert 7) Bestandes zu einem „mäßig veränderten“ (Relativwert 5) Bestand an.

Als PNWG wurde für diese Fläche ein *Helleboro nigri*-Fagetum Zukrigl 1973 ausgewiesen. Durch die aktuelle Zunahme des Bergahorns und des Spitzahorns, die sich die Dominanz teilen, kommt es zu Abschlügen in der Naturnähe der Baumartenkombination (-5).

Die Abnahme der Naturnähe der Bodenvegetation (-6) lässt sich durch eine forstliche Endnutzung und die dadurch entstandenen Bestandeslücken in der Probefläche erklären. Hier kam es zum Aufkommen einer großen Anzahl an Licht- und Schlagzeigern.

Die eben genannte forstliche Endnutzung und die Vornutzung, die auch damals, jedoch mit einer geringeren Intensität vorhanden war, führen zu der Abnahme des Relativwertes für die Nutzung (-2).

Die nur schwach zweischichtige aktuelle Ausbildung des Bestandesaufbaues führt weiters zu Abschlügen (-2).

Der Alterstrukturzuschlag, der bei beiden Aufnahmen vergeben werden konnte, resultiert wieder aus dem Vorhandensein einer gut ausgebildeten Strauchschicht. Weiters konnte eine Zunahme der Artenzahl in der Krautschicht (+2) verzeichnet werden.

Als Grund für die Abnahme des Naturnähezustandes dieser Probefläche ist vor allem die Abnahme in der Naturnähe der Vegetation (-5) zu nennen.

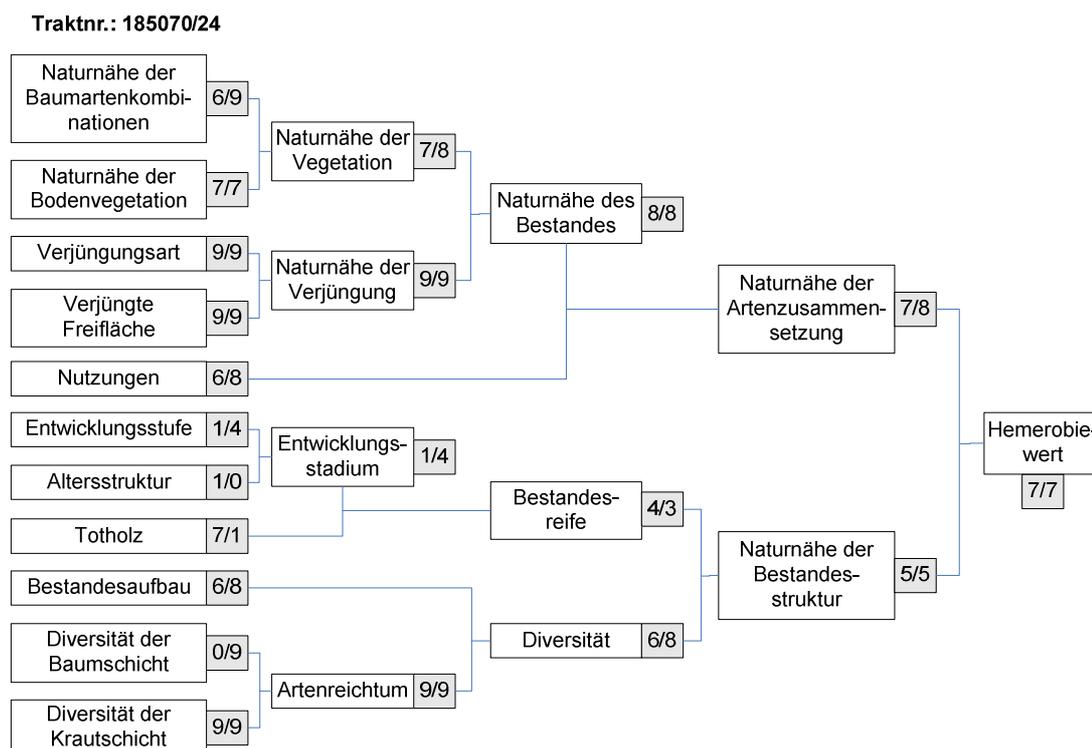


Abbildung 62: Verknüpfungsbaum der Probefläche 185070/24 mit den Relativwerten der MAB-Hemerobiestudie (1998) und den Relativwerten der Hemerobiestudie (2008)

Bei dieser Fläche zeigt der Vergleich der beiden Aufnahmen keine Veränderung des Hemerobiewertes.

1993 handelte es sich bei dieser Fläche teilweise um einen Schlag, teilweise um eine Dichtung, jedoch ohne Ausbildung einer Baumschicht. Dies ist auch die Erklärung für die Zunahme der Naturnähe der Baumartenkombination (+3). 2008 konnte bereits eine Baumschicht mit der Buche als dominanter Baumart verzeichnet werden. Die Dominanz der Buche entspricht auch der PNWG, dem Seslerio-Fagetum Moor 1952.

Die damals vorhandene forstliche Endnutzung konnte 2008 nur mehr als historisch verzeichnet werden (+2). Die Nutzung wirkt sich auch auf den Relativwert der Entwicklungsstufe aus. Damals waren nur zwei Wuchsklassen vorhanden. 2008 konnten bereits vier Wuchsklassen aufgenommen werden (+3). Der Altersstrukturzuschlag der Aufnahme von 1993 ergibt sich wiederum aus dem Vorhandensein einer gut ausgebildeten Strauchschicht.

Die große Menge an Totholz, die 1993 als Reste der Endnutzung vorhanden waren, führen trotz Abschlägen in den qualitativen Merkmalen, zu einem guten Relativwert. 2008 konnten hingegen nur einige Stöcke vorgefunden werden (-6).

Die Zweischichtigkeit des aktuellen Bestandes führt zu einer Verbesserung des Relativwertes des Bestandesaufbaues (+2).

3.4.2 Gesamtübersicht

Im Gegensatz zum Kapitel „Einzelflächenbetrachtung“ werden nun alle Flächen beziehungsweise Kriterien beider Studien gemeinsam betrachtet und mithilfe von Diagrammen Veränderungen dargestellt. Die Abweichungen in den einzelnen Bewertungskriterien wurden auch durch statistische Tests auf ihre Signifikanz geprüft.

Die unten folgende Abbildung zeigt die Ergebnisse der MAB-Hemerobiestudie (1998) im Biosphärenpark Wienerwald. Dabei entfällt die Hälfte der Probeflächen auf die Hemerobiestufe „naturnah“. Nur ein geringer Teil, jeweils 3 Prozent, wird als „künstlich“ und „natürlich“ angesprochen. 36 Prozent der Flächen befinden sich in einem „mäßig veränderten“ Naturnähezustand und nur 8 Prozent in einem „stark veränderten“ Zustand.

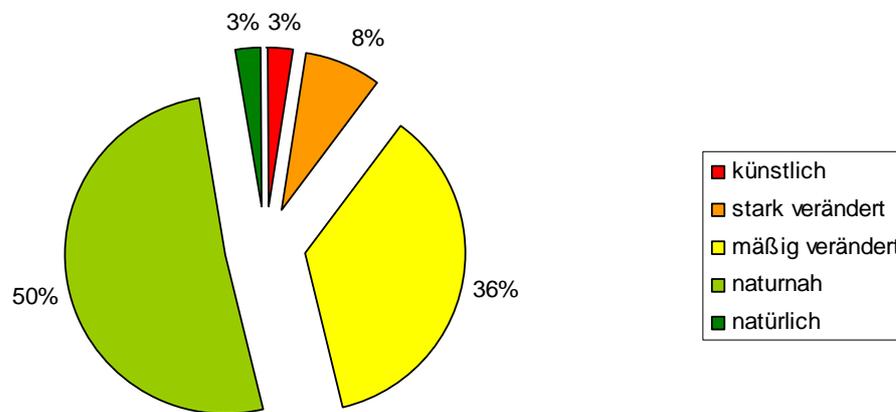


Abbildung 63: Verteilung der Naturnähestufen der MAB-Hemerobiestudie (1998) im Biosphärenpark Wienerwald

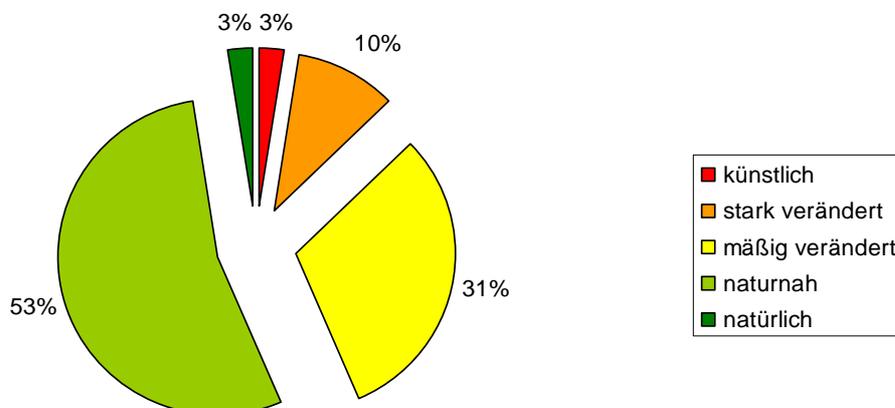


Abbildung 64: Verteilung der Naturnähestufen der Hemerobiestudie (2008) im Biosphärenpark Wienerwald

Abbildung 64 stellt die aktuellen Ergebnisse der Vergleichsflächen dieser Arbeit dar. Nur 3 Prozent aller Flächen können als „natürlich“ angesprochen werden. Den gleichen Prozentwert trägt auch die Gruppe der „künstlichen“ Bestände.

53 Prozent der Aufnahme­flächen werden als „naturnah“, 31 Prozent als „mäßig verändert“ bewertet. Die restlichen 10 Prozent stellen die „stark veränderten“ Bestände dar.

Der Vergleich beider Grafiken zeigt, wie es aufgrund des geringen Vergleichszeitraumes in Waldökosystemen auch zu erwarten ist, nur wenige Veränderungen.

2008 kam es zu einer 3-prozentigen Zunahme der „naturnahen“ Flächen. Die kleine Gruppe der „künstlichen“ und „natürlichen“ Bestände nimmt in beiden Studien nur 3 Prozent ein. Bei der Gruppe der „mäßig veränderten“ Bestände kam es zu einer geringen Abnahme (5 Prozent). Eine Zunahme konnte bei den „stark veränderten“ Waldbeständen verzeichnet werden.

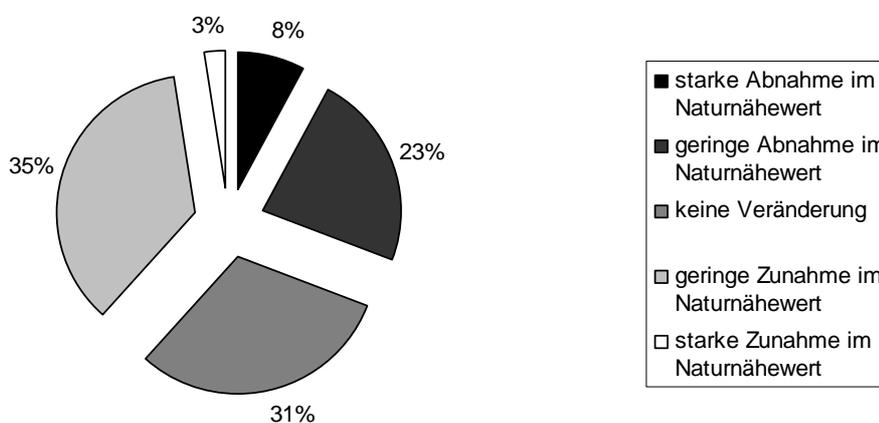


Abbildung 65: Zunahme bzw. Abnahme der Hemerobiewerte 2008 im Vergleich zur MAB-Hemerobiestudie (1998) im Biosphärenpark Wienerwald (starke Abnahme = -3, -4, -5; geringe Abnahme = -1, -2; keine Veränderung = 0; geringe Zunahme = +1, +2; starke Zunahme = +3)

Die obige Abbildung zeigt Abnahmen und Zunahmen der Hemerobiewerte im Vergleich von 1998 mit den Werten von 2008 an. Bei 31 Prozent der Vergleichsflächen trat keine Veränderung auf. 35 Prozent der Vergleichsflächen zeigten eine geringe Zunahme im Naturnähewert (Unterschied im Hemerobiewert: +1, +2). Eine starke Steigerung im Naturnähezustand (Unterschied im Hemerobiewert: +3) konnte nur bei 3 Prozent, also auf einer Fläche, verzeichnet werden.

Eine schwache Abnahme in den Hemerobiewerten (Unterschied im Hemerobiewert: -1, -2) der Daten 2008 im Vergleich zu den Daten 1998 konnte bei 23 Prozent der Vergleichsflächen festgestellt werden. Bei immerhin 8 Prozent der Flächen zeigt sich eine starke Minderung der Werte (Unterschied im Hemerobiewert: -3, -4, -5).

Der statistische Vergleich der Hemerobiewerte von 1998 mit denen von 2008 zeigt insgesamt eine geringe Abnahme in den Werten von 2008 an. Die Veränderung ist allerdings nicht signifikant.

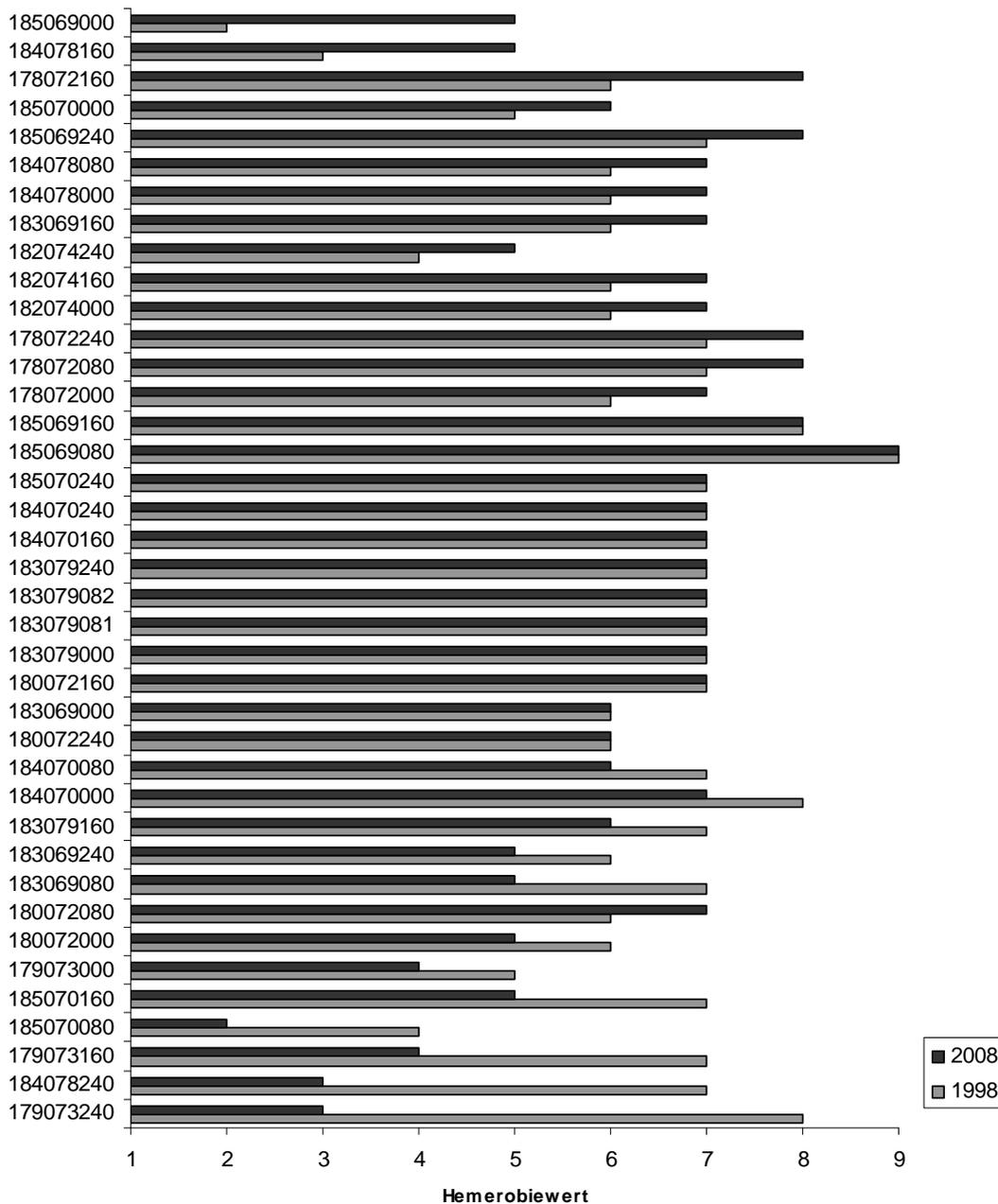


Abbildung 66: Vergleich der Hemerobiewerte der MAB-Hemerobiestudie (1998) mit der Hemerobiestudie (2008) im Biosphärenpark Wienerwald

Die obige Abbildung zeigt die Hemerobiewerte der MAB-Hemerobiestudie (1998) im Vergleich mit den Hemerobiewerten dieser Arbeit.

Wie auch aus Abbildung „Zunahme bzw. Abnahme der Hemerobiewerte“ ablesbar ist, zeigt sich bei knapp einem Drittel der Flächen keine Veränderungen. Bei den Probeflächen 179073/16, 179073/24 und 184078/24 zeigt sich eine sehr große Abnahme im Hemerobiewert (-3, -4, -5). Hierbei handelt es sich um aktuelle Schlagflächen.

Als Positivbeispiel ist Probefläche 185069/00 zu nennen. Hier konnte eine Naturnähestigerung von +3 aufgrund einer „naturnäheren“ Nutzung verzeichnet werden.

Die detaillierten Gründe für eine Zu- oder Abnahme in den Hemerobiewerten sind dem Kapitel 3.4.1 Einzelflächendarstellung zu entnehmen.

Auf den nachfolgenden Seiten werden nun jene Einzelkriterien, die auch bei der statistischen Berechnung eine signifikante Veränderung zeigen, genauer betrachtet und grafisch dargestellt.

Die unten folgende Tabelle zeigt einen Auszug aus den Ergebnissen des Wilcoxon-Tests. In welche Richtung die Signifikanz geht, ist aus dem folgenden Text beziehungsweise aus der Tabelle des statistischen Tests im Anhang zu entnehmen.

Tabelle 35: Signifikanzniveaus ausgewählter Kriterien (Wilcoxon-Test)

	Naturnähe der Baumartenkombination (98 – 08)	Naturnähe der Bodenvegetation (98 – 08)	Nutzungen (98 – 08)	Bestandesaufbau (98 – 08)	Diversität der Baumschicht (98 – 08)	Naturnähe der Vegetation (98 – 08)	Naturnähe des Bestandes (98 – 08)
Z	-2,334	-3,043	-2,441	-1,960	-2,264	-3,675	-2,458
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	0,020	0,000	0,015	0,050	0,024	0,002	0,014

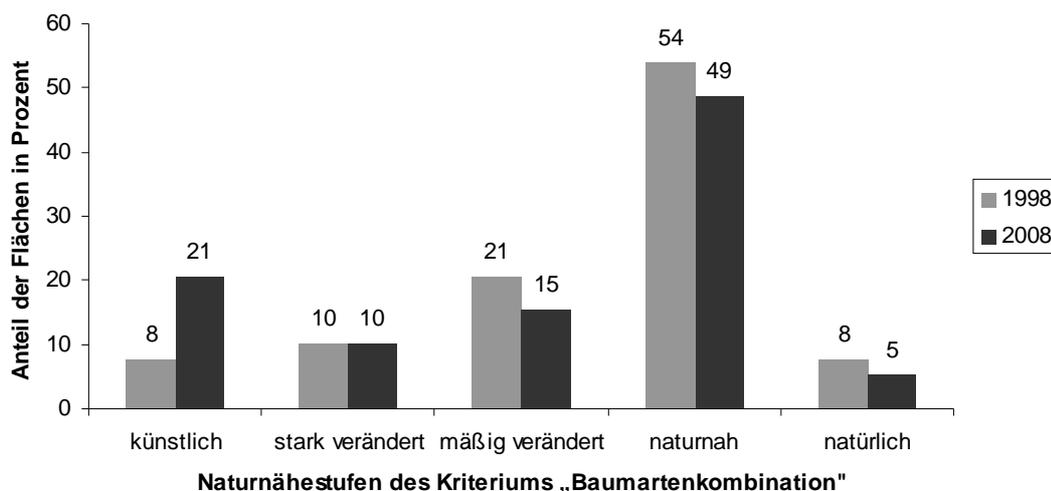


Abbildung 67: Vergleich der Naturnähestufen der „Naturnähe der Baumartenkombination“ zwischen 1998 und 2008

Abbildung 67 zeigt die Naturnähestufen für die Naturnähe der Baumartenkombination der beiden Aufnahmeperioden. Die genauere Betrachtung der Grafik zeigt, dass es im Zeitraum zwischen 1998 und 2008 zu einer Minderung der Naturnähe der Baumartenkombination gekommen ist. Der Anteil der Flächen mit „natürlicher“, „naturnaher“ und „mäßig veränderter“ Baumartenkombination konnte eine deutliche Abnahme verzeichnen. Im Gegensatz dazu hat sich der Anteil an Probeflächen mit „künstlicher“ Baumartenkombination fast verdreifacht.

Diese Abnahme der Naturnähe der Baumartenkombination bei der aktuellen Aufnahme konnte auch statistisch mit einem Signifikanzniveau von 0,020 nachgewiesen werden

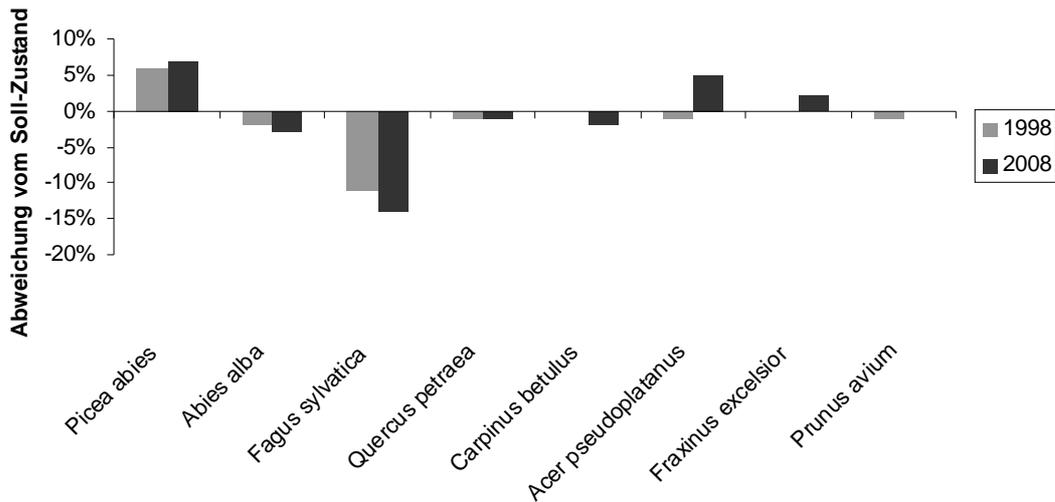


Abbildung 68: Abweichung der Baumartenanteile vom Sollzustand in Prozent zwischen 1998 und 2008

Die Abnahme der Naturnähe der Baumartenkombination wird mithilfe von Abbildung 68 nochmals verdeutlicht. Im Diagramm werden nur jene Baumarten dargestellt, die sowohl in den Daten 1998, als auch in denen von 2008 mindestens auf einem Viertel aller Probeflächen vertreten waren.

Die Buche, die 1998 mit 11 Prozent unterrepräsentiert auf den Probeflächen anzutreffen war, zeigt 2008 nochmals eine Steigerung ihrer Unterpräsenz um 3 Prozent. Auch die Tanne konnte 2008 eine Vergrößerung der Abweichung vom Soll-Zustand von -1 Prozent verzeichnen.

Die Hainbuche, deren aktuelle Verbreitung 1998 der potentiellen entsprach, zeigt 2008 eine Unterpräsenz von -2 Prozent. Anders verhält sich der Bergahorn. 1998 konnte eine Abweichung vom Soll-Zustand von -1 Prozent festgestellt werden. Bei der aktuellen Studie allerdings weist er eine Abweichung von +5 Prozent auf.

Die Überpräsenz der Fichte mit damals 6 Prozent bleibt auch 2008 mit 7 Prozent annähernd unverändert.

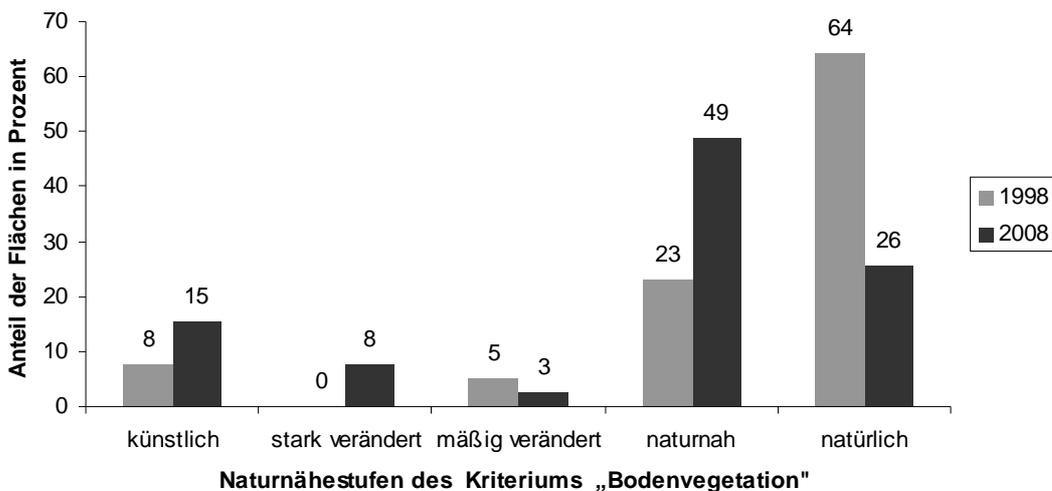


Abbildung 69: Vergleich der Naturnähestufen „Naturnähe der Bodenvegetation“ zwischen 1998 und 2008

Der Vergleich der Relativwerte für das Kriterium „Naturnähe der Bodenvegetation“ zeigt eine Abnahme, die auch statistisch festgestellt werden konnte.

Bei der MAB-Hemerobiestudie (1998) konnte bei einem Großteil der Flächen, nämlich 64 Prozent, eine „natürliche“ Bodenvegetation nachgewiesen werden. 2008 befindet sich die Bodenvegetation größtenteils nur noch in einem „naturnahen“ Zustand. Eine „stark veränderte“ Bodenvegetation konnte 1998 nicht, 2008 auf drei Probeflächen vorgefunden werden. Der Anteil der Probeflächen mit „künstlicher“ Bodenvegetation hat sich bei der aktuellen Studie fast verdoppelt.

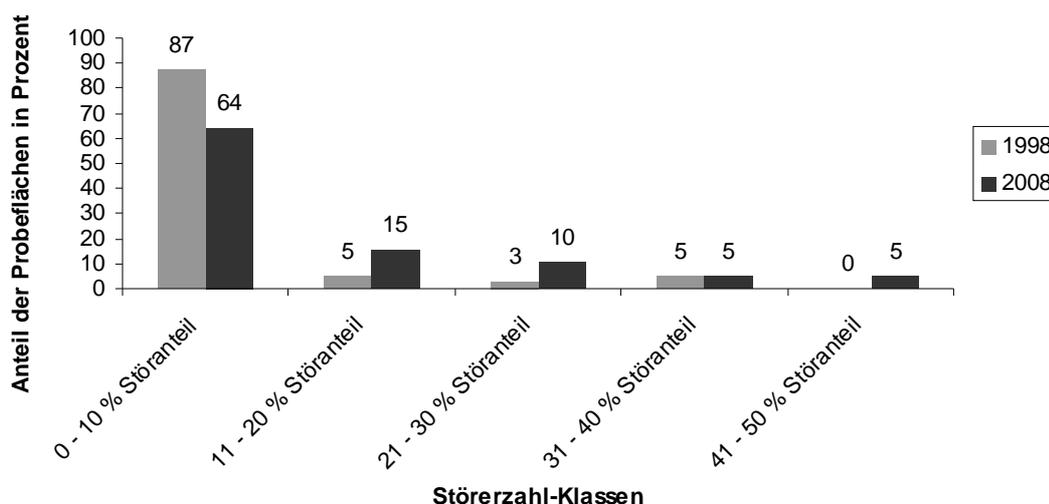


Abbildung 70: Vergleich des Störereanteils der Bodenvegetation zwischen 1998 und 2008

Um die Zunahme der Störarten 2008 zu verdeutlichen, wurde die obige Abbildung 70 erstellt. Hierbei wurde von jeder Probefläche der Prozentanteil der Störarten an der gesamten Bodenvegetation errechnet und in Klassen eingeteilt.

1998 wiesen 87 Prozent aller Probeflächen nur 0 bis 10 Prozent Störer auf. Mehr als 40 Prozent Störanteil an der Gesamtbodenvegetation wurden auf keiner Probefläche aufgefunden. 2008 befindet sich der Großteil der Probeflächen zwar noch immer in der Klasse „0 - 10 % Störanteil“, jedoch verteilen sich immerhin 35 Prozent der Probeflächen auf die höheren Störerezahl-Klassen.

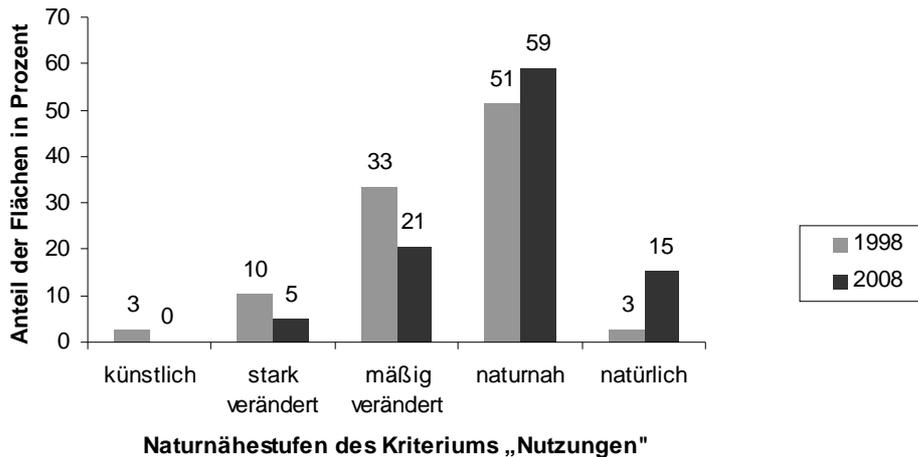


Abbildung 71: Vergleich der Naturnähestufen „Naturnähe der Nutzungen“ zwischen 1998 und 2008

Das Kriterium „Nutzungen“ 2008 zeigt im Vergleich zu 1998 einen Anstieg der Naturnähestufen an, die auch von den statistischen Tests belegt werden konnte. Das Signifikanzniveau ist aus Tabelle 35 ablesbar.

1998 konnte die Nutzung von nur einer Probefläche als „natürlich“ eingestuft werden. Bei der aktuellen Aufnahme trat eine „natürliche Nutzung“ auf immerhin 6 Probeflächen (15 Prozent) auf. Auch bei den Probeflächen mit „naturnaher Nutzung“ konnte 2008 eine 4-prozentige Zunahme verzeichnet werden.

Bei allen anderen Probeflächen mit stärkerer Nutzungsintensität zeigt sich 2008 ebenfalls eine Abnahme.

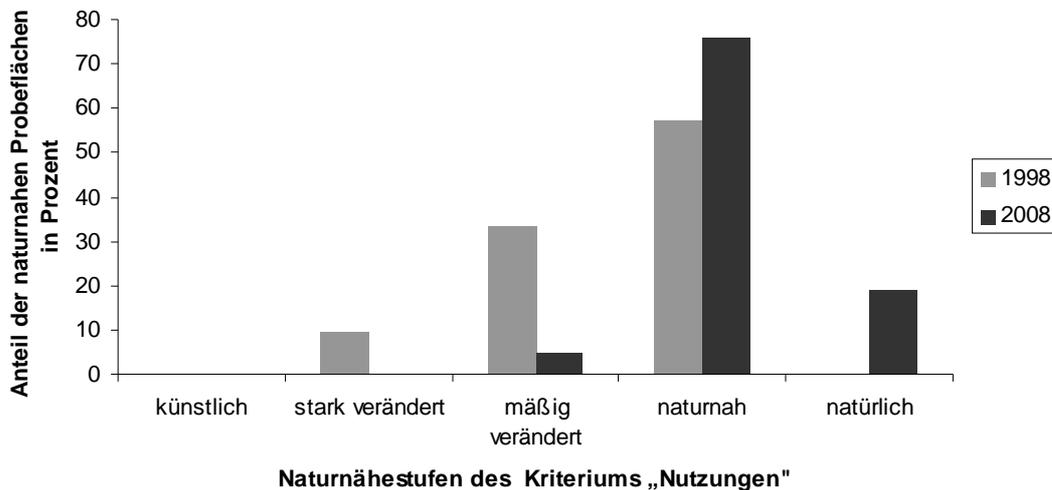


Abbildung 72: Naturnähestufen der Nutzungen von Probeflächen, die 2008 der Gruppe der „naturnahen“ Bestände zugeordnet wurden; Vergleich zwischen 1998 und 2008

Abbildung 72 zeigt die große Gruppe jener Flächen, die 2008 einen Hemerobiewert von 7 oder 8, also einen „naturnahen“ Zustand, erreichten. In der Gesamtheit dieser ausgewählten Flächen wurde die Nutzung näher betrachtet.

1998 wies keine der Probeflächen eine „natürliche Nutzung“ auf. Die Nutzung verteilte sich auf die Klassen „stark verändert“, „mäßig verändert“ und „natur-

nah“. Die Naturnähestufe der Nutzung zeigen 2008 eine deutliche Zunahme an und können deshalb auch als Grund für die Zunahme der „naturnahen“ Flächen 2008 gedeutet werden.

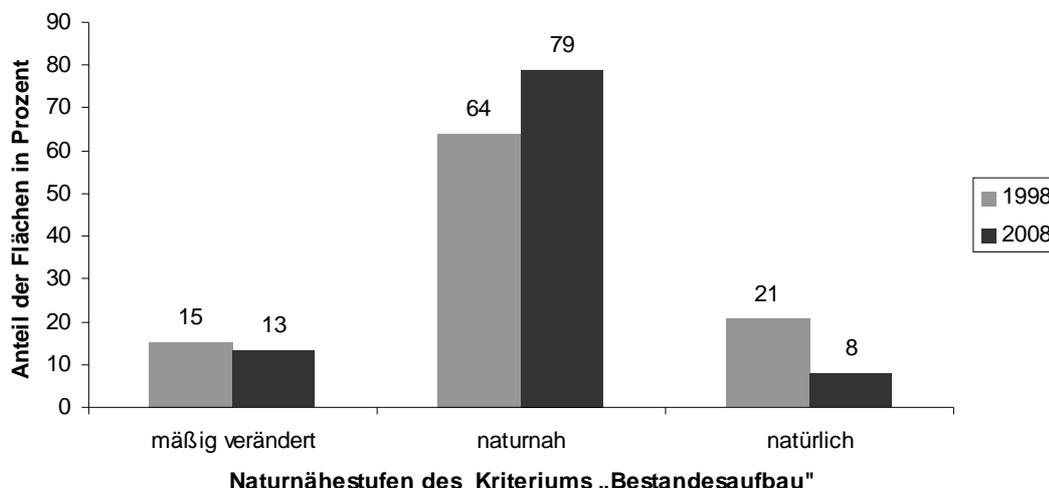


Abbildung 73: Vergleich der Naturnähestufen „Bestandesaufbau“ zwischen 1998 und 2008

Der Vergleich der Naturnähe des Bestandesaufbaues weist statistisch gerade noch eine Signifikanz, mit einem Wert von 0,050, auf. Obwohl es 2008 zu einer Zunahme der Flächen mit „naturnahem“ Bestandesaufbau kommt, zeigt sich insgesamt jedoch durch die große Verminderung von Beständen mit „natürlichem“ Bestandesaufbau eine Abnahme in der Naturnähe. Der Anteil der Flächen mit „mäßig verändertem“ Bestandesaufbau blieb annähernd gleich.

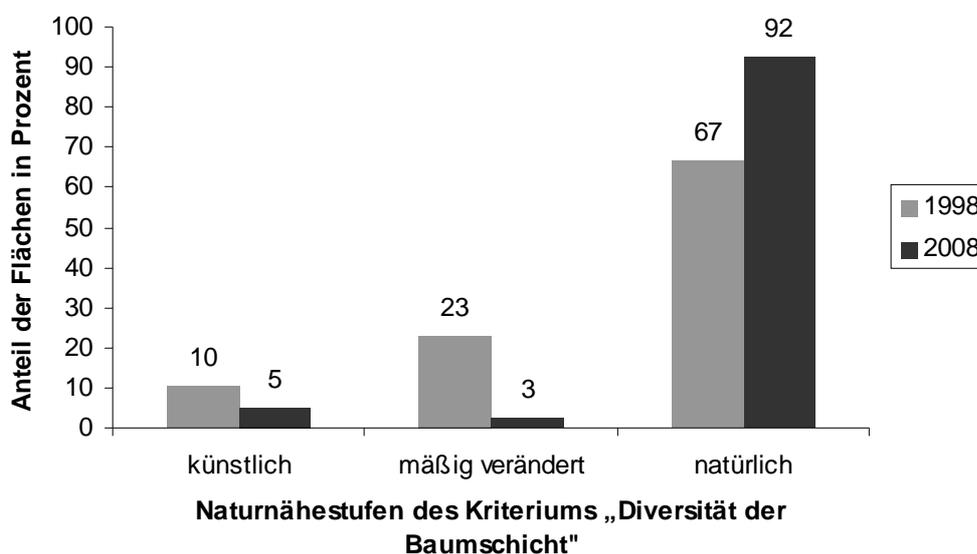


Abbildung 74: Vergleich der Naturnähestufen „Naturnähe der Diversität der Baumschicht“ zwischen 1998 und 2008

Die Diversität der Baumschicht 2008 im Vergleich zu jener 1998 zeigt eine statistisch signifikante Zunahme in den Naturnähewerten an. 92 Prozent aller Probestfläche von 2008 weisen eine „natürliche“ Diversität in der Baumschicht auf.

Der Anteil der Probeflächen mit „künstlicher“ Diversität in der Baumschicht erreicht 2008 nur mehr die Hälfte der Flächen, die 1998 in diese Klasse eingestuft wurden. Bei den Beständen mit „mäßig veränderter“ Diversität konnte sogar eine Abnahme von 20 Prozent erzielt werden.

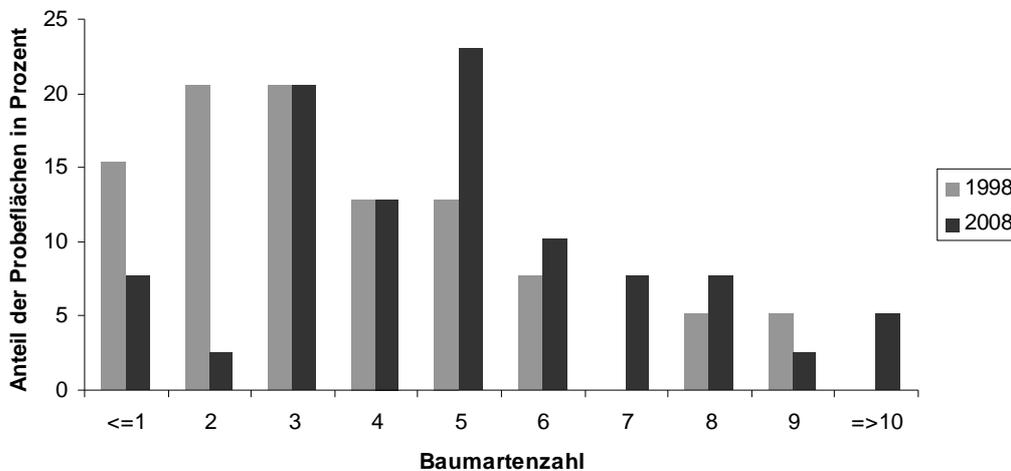


Abbildung 75: Vergleich der aktuellen Baumartenzahlen/Probefläche zwischen 1998 und 2008

Die Abbildung zeigt die aktuellen Baumartenzahlen pro Probefläche der Studie von 1998 im Vergleich mit den Zahlen von 2008. Es zeigt sich, dass die durchschnittliche Baumartenzahl von 1998 etwa im Bereich von 2 bis 3 Arten pro Probefläche liegt. 2008 befindet sich die mittlere Artenzahl in einem höheren Bereich. Auch fällt auf, dass 1998 keine Probefläche mehr als 9 Baumarten aufwies. 2008 traf dies sogar auf mehr als 5 Prozent aller Probeflächen zu.

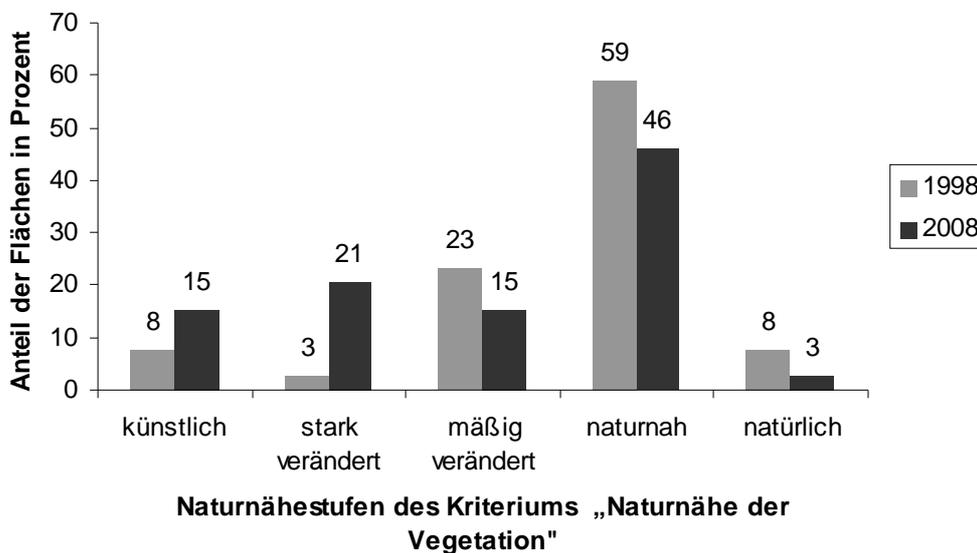


Abbildung 76: Vergleich der Naturnähestufen der „Naturnähe der Vegetation“ zwischen 1998 und 2008

Da die beiden Kriterien „Naturnähe der Baumartenkombination“ und „Naturnähe der Bodenvegetation“ eine statistisch nachweisbare Abnahme aufweisen und beide Kriterien durch Aggregation das Kriterium „Naturnähe der Vegetation“ ergeben, zeigt die statistische Berechnung für den Vergleich auch hier eine signifikante Abnahme in der Naturnähe an.

Sowohl bei der „natürlichen“ und „naturnahen“ Vegetation, als auch bei dem „mäßig veränderten“ Zustand zeigt sich 2008 eine Minderung der Naturnähewerte. Der Anteil der Probeflächen mit einer „künstlichen“ Vegetation hat sich annähernd verdoppelt, der Anteil der Flächen mit einer „stark veränderten“ Vegetation sogar versiebenfacht.

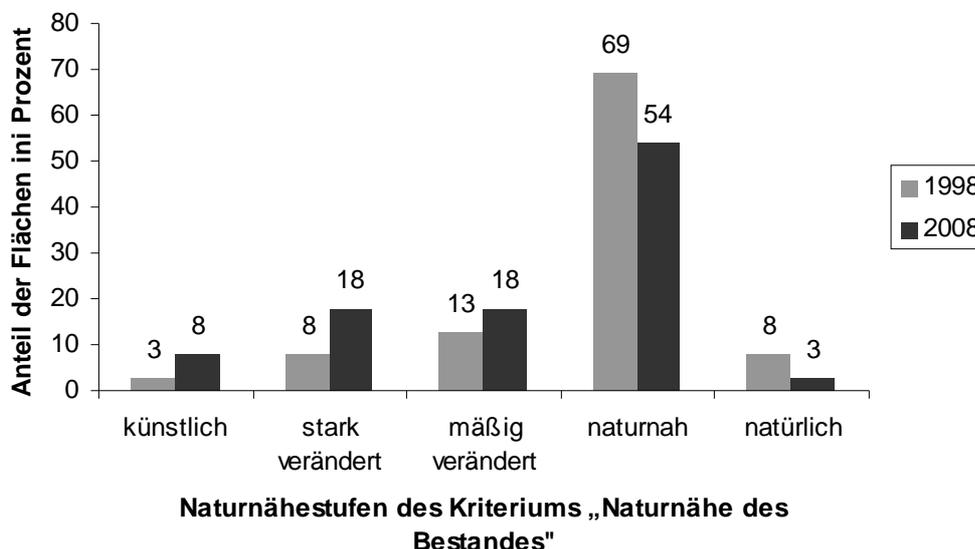


Abbildung 77: Vergleich der Naturnähestufen der „Naturnähe des Bestandes“ zwischen 1998 und 2008

Das Aggregationskriterium „Naturnähe des Bestandes“, das sich aus der Aggregation der „Naturnähe der Vegetation“ und der „Naturnähe der Verjüngung“ ergibt, weist laut statistischer Berechnung eine signifikante Abnahme in den Naturnähewerten der aktuellen Studie auf.

2008 befindet sich nur eine Probefläche in einem „natürlichen“ Zustand. Auch bei den „naturnahen“ Beständen konnte 2008 eine Abnahme verzeichnet werden. Die Bestände mit „mäßig verändertem“, „stark verändertem“ und „künstlichem“ Bestandesbild weisen 2008 eine beträchtliche Zunahme des Flächenanteiles auf.

4 Diskussion

4.1 Hemerobiekonzept

S. MAYRHOFER

4.1.1 Entwicklung des Hemerobiekonzeptes

JALAS (1955) beschäftigte sich erstmals mit dem Begriff der Hemerobie. In der damaligen Fülle aus terminologischen Bezeichnungen von Pflanzen, die in Beziehung zur Kultur stehen, schlägt er eine einheitliche Definition für hemerochore Arten, also Pflanzenarten, die durch die Kultur verbreitet werden, vor. Das Verhalten der Pflanzenarten zur Kultur wird dabei sowohl bei JALAS (1955), als auch später bei SUKOPP (1969) als Standortfaktor angenommen.

Er arbeitet eine vierstufige Skala der Kulturwirkung aus, die von ahemerob über oligohemerob, mesohemerob zu euhemerob reicht. Die Hemerobiestufen werden durch eine Beschreibung der Intensität des Kultureinflusses, der Bodenveränderungen und einer Einschätzung der Abweichung vom Naturzustand charakterisiert. (vgl. JALAS, 1955) Durch letzteres verfällt JALAS mit seinem Konzept wieder in eine historische Sichtweise.

SUKOPP (1969) schlägt zur Bewertung des menschlichen Einflusses drei Dimensionen vor: die Intensität, die Dauer und die Reichweite der Einwirkung. Die Abgrenzung des Hemerobiegrades wird zusätzlich vom Hemerobiegrad der einzelnen Arten in einem Gebiet und durch deren Einwanderungszeitpunkt beeinflusst. Er arbeitete eine Tabelle aus, in der er für jede Hemerobiestufe einen Anteil von Neophyten, sowie auch einen Anteil an verlorengegangenen Arten angibt. (vgl. SUKOPP, 1969)

Im Jahr 1972 erweitert SUKOPP die vierstufige Skala von JALAS (1955) um die zwei Klassen „Polyhemerob“ und „Metahemerob“. Durch die Kenntnis der Zunahme der Hemerochoren bei steigender Siedlungsgröße, wendet er das Konzept hauptsächlich im urban-industriellen Bereich an. (vgl. GRABHERR et al., 1998)

Anthropogene Bodenveränderungen werden von BLUME und SUKOPP 1976 in die Hemerobiebewertung eingebracht. Die Klasse „Euhemerob“ wird in zwei Klassen (alpha-euhemerob und beta-euhemerob) aufgeteilt (vgl. BLUME et al., 1976). Da sie sich für die Ansprache der Bodenveränderung auf einen nur schwer einzuschätzenden, unbeeinflussten Naturzustand beziehen, ist dies für einen aktualistischen Ansatz nicht brauchbar. (vgl. GRABHERR et al., 1998)

Auch die Einstufung der menschlichen Einflussgröße mittels des Neophytenanteils von SUKOPP (1969), konnte von KOWARIK (1988) widerlegt werden. Er weist darauf hin, dass es keinen linearen Zusammenhang zwischen Neophytenanteil und Hemerobiegrad geben muss (vgl. GRABHERR et al., 1998).

4.1.2 Adaption des Hemerobie-Konzeptes auf Waldökosysteme

Wie bereits oben erwähnt ist für die Hemerobiebewertung ein aktualistischer Ansatz, der bisherige Veränderungen des Standortes mit einbezieht, notwendig (vgl. GRABHERR et al., 1998).

Die sechsstufige Skala von SUKOPP (1972) gilt vorwiegend für urban-industrielle Standorte. Um die Hemerobiestufen auf Waldstandorten anwenden zu können, war eine Adaption notwendig. Im urbanen Bereich ist der Neophytenanteil sehr hoch, und daher auch dementsprechend zu bewerten. In Waldökosystemen spielen Neophyten aufgrund ihres relativ geringen Vorkommens allerdings nur eine untergeordnete Rolle. Viel wichtiger erscheint hier die Bewertung standortgerechter und standortfremder Pflanzenarten, die getrennt nach Naturraum und ökologischem Waldtyp angesprochen werden. (vgl. GRABHERR et al., 1998)

Als Bewertungsgrundlage und Nullpunkt ist die potentiell natürliche Waldgesellschaft (PNWG) heranzuziehen, um bisherige irreversible Veränderungen nicht außer Acht zu lassen. (vgl. GRABHERR et al., 1998)

Nach der Bewertung von SUKOPP (1972) wurden Waldstandorte, im Gegensatz zu landwirtschaftlichen Flächen, aufgrund des geringen Kultureinflusses naturnäher bewertet. Es war daher notwendig Kriterien in die Bewertung mit einzubeziehen, die eine feinere Differenzierung zulassen. Dazu eigneten sich aktuelle und potentielle Baumartenanteile, bestandesstrukturelle Parameter, Bestandesreifekriterien, Störungszeigeranteile der Bodenvegetation, Nutzungs- und Beeinflussungsarten sowie Verjüngungskriterien. (vgl. GRABHERR et al., 1998)

Die getrennte Bewertung der einzelnen Schichten stellt eine weitere Differenzierung dar und erweist sich als notwendig, da eine anthropogen veränderte Baumschicht nicht unbedingt eine Veränderung in der Strauch-, Kraut- oder Mooschicht mit sich zieht. Eine Veränderung der Bodenvegetation hinkt der Baumartenkombination meist um Jahre bis Jahrzehnte nach. (vgl. GRABHERR et al., 1998)

Tabelle 36: Einteilung der Vegetation (Ökosystem) nach dem Grad menschlicher Beeinflussung (vgl. GRABHERR et al., 1998)

Grabherr et al. 1997	Blume & Sukopp 1976	Hornstein 1950
9	ahemerob	Natürliche Waldgesellschaft
8	ahemerob	Natürliche Waldgesellschaft
7	oligohemerob	Natürliche Waldgesellschaft; Verschiebung innerhalb der biologischen Einheit
6	oligohemerob	Naturnahe Waldbautypen
5	oligohemerob	Naturnahe Waldbautypen
4	meso-hemerob	Naturferne Waldbautypen
3	meso-hemerob	Naturferne Waldbautypen
2	β -euhemerob α -euhemerob	Naturfremde Waldbautypen
1	polyhemerob, metahemerob	Kunsttypen

Fortsetzung Tabelle 36:

Dierschke 1984	Ellenberg 1963	Seibert 1980	Falinsky 1969
natürlich	unberührt	natürlich	ursprünglich
natürlich	natürlich	natürlich	ursprünglich
naturnah	naturnah	naturnah	natürlich
naturnah	bedingt naturnah	naturnah	natürlich
halbnatürlich	bedingt naturfern	bedingt naturfern	halb-natürlich
naturfern	bedingt naturfern	naturfern	halb-natürlich
naturfern	naturfern	naturfern	halb-natürlich
künstlich	naturfremd	künstlich	prosynanthrop
künstlich	künstlich	künstlich	eusynanthrop

In der oben angeführten Tabelle werden Gliederungen und Bezeichnungen des menschlichen Einflusses von verschiedenen Autoren dargestellt. Es ist ersichtlich, dass keine einheitliche Namensgebung verwendet wurde; eine Tatsache die zu Missinterpretationen und unterschiedlichen Auslegungen des Begriffs Naturnähe führt. Die wissenschaftlich definierte Bezeichnung der Hemerobie ist hingegen eindeutig. (vgl. GRABHERR et al., 1998)

4.2 PNV-Konzept

K. ENZENHOFER

Das Konzept der PNV von TÜXEN (1956) fand in weiten wissenschaftlichen Kreisen Anklang. Er setzte sich damit für eine Konstruktion eines Konzeptes unter dem aktualistischem Ansatz ein. Bei dieser Analyse wird der menschliche Einfluss „klar von der Verbreitungsgeschichte und Einbürgerung der Arten getrennt“ (vgl. GRABHERR et al., 1998). Frühere Arbeiten waren im Gegensatz dazu dem historischen Ansatz gefolgt und hatten Begriffe wie „natürliche“ oder „ursprüngliche Vegetation“ verwendet (vgl. ELLENBERG, 1996). Wie FISCHER (2003) erklärte, waren diese für die Praxis der Landschaftsplanung weitgehend wertlos, da diese Konstrukte von einem Landschaftszustand ausgehen, der nie existiert hat.

Nachdem das Konzept von TÜXEN oft inkonsequent angewendet und fehlgedeutet wurde, betonte KOWARIK (1987) die Wichtigkeit der klaren, nachvollziehbaren Erläuterung in Publikationen, wie das Konzept der PNV verstanden und angewandt wurde. Um dies zu gewährleisten und das Konzept zu erweitern, schlug er eine neue Definition vor (siehe Kapitel 1.4).

In den Erläuterungen von FISCHER (2003) finden sich zu beachtende Rahmenbedingungen um das Konzept zu verstehen. Die für die Konstruktion der PNV verwendeten Pflanzengesellschaften seien Ausdruck der Umweltbedingungen, die an einem Wuchsort herrschen. Konkret bedeute dies, dass die PNV keine Pflanzenarten oder pflanzensoziologischen Gesellschaften beinhaltet, sondern ein bestimmtes Standortsspektrum widerspiegelt.

KOWARIK (1987) betont, dass die PNV „nicht das vorweggenommene Ergebnis einer tatsächlich ablaufenden Sukzession, sondern die Projektion einer idealen Vegetation auf das aktuelle Standortpotential“ ist. „Die Bindung der PNV an die aktuellen Bedingungen schließt eine Sukzessionsdeutung aus.“

KAISER (1996) kritisiert den Sukzessionsausschluss: Sukzessionen als ein dynamischer Bestandteil von Ökosystemen sollen im Sinne des Prozessschutzes in Entwicklungsziele miteinbezogen werden. SEIBERT et al. (1995) schlagen vor, einen syndynamischen Gesellschaftskomplex als PNV zu konstruieren. Damit könnten alle Pflanzengesellschaften, die zueinander in Beziehung stehen, miteingebunden werden. Auch die Stadien von Sukzessionen lassen sich zu Gesellschaftskomplexen zusammenfassen und können in die PNV eingehen.

Um die Definition von KOWARIK (1987) noch zu vervollständigen, schlugen SEIBERT et al. (1995) vor sie mit folgendem Nebensatz zu ergänzen: „(... zu berücksichtigen sind,) soweit sie sich bis heute auf die Vegetation verändernd ausgewirkt haben“.

Weiters wird die Wichtigkeit von vorhandenen Beständen der realen Vegetation im Gebiet für die Kartierung hervorgehoben. Jedoch seien nicht nur diese Gesellschaften und natürliche Kontaktgesellschaften naturschutzfachlich interessant, sondern auch Ersatzgesellschaften, sofern sie selten sind.

ELLENBERG (1996) spricht bei den naturnahen Vergleichsbeständen der PNV von Gesellschaften „*als klarste Ausprägung der naturgegebenen Standortbedingungen*“ und damit von Beständen, die der PNV am nächsten kommen.

Vor allem die Gehölzarten der Hecken und Gebüsche, besonders in waldfreien Gebieten, sind, wie auch einzelne Krautschichtarten von Wegrändern und Feldböschungen, für die Anwendung der PNV von Bedeutung (vgl. SEIBERT et al., 1995).

Die Annahme, dass sich Sekundärwälder nach einer Nutzungsaufgabe unweigerlich zu naturnahen Gesellschaften entwickeln würden, ist für SCHERZINGER (1996) ein „*Vorurteil*“. Er spricht nicht nur von irreversiblen Standortveränderungen und Stoffeinträgen durch die Luft, sondern auch von der „*grundsätzlichen Einbahn-Richtung evolutiver Prozesse*“. Er geht von Entwicklungen zu „*Tertiärbiotopen*“ aus. Die Einbeziehung von fremdländischen Baumarten in die PNV, wenn diese sich verjüngen, bezeichnet er als „*forstliches Alibi*“. Als Beispiel dazu führt er die Robiniengestrüppe als PNV auf einer trocken gefallen Ackerbrache an. Die naturschutzfachliche Verwendung würde dadurch stark minimiert. Die Möglichkeit des Eingangs neophytischer Pflanzenarten in die PNV wird auch von KAISER (1996) diskutiert. Er setzt sich dafür ein, solche Arten aus naturschutzfachlichen Zielvorstellungen auszuklammern.

ZERBE (1997) beschäftigte sich eingehend mit der PNV als Zielvorstellung für den naturnahen Waldbau. Einer seiner Kritikpunkte ist, dass die Herleitung der PNV immer „*mit Spekulationen behaftet bleibt*“ und, dass auch die Vergleichsvegetation, die naturnahen Bestände „*immer mehr oder weniger stark anthropogen beeinflusst*“ ist. Außerdem argumentiert er, dass die realen anthropogen beeinflussten Waldbestände oft vielfältiger sind als die konstruierte PNV. Für ihn ist die PNV keine sinnvolle Zielvorstellung für den naturnahen Waldbau. Er tritt für eine direkte oder indirekte Ableitung von waldbaulichen Entwicklungszielen aus der realen Vegetation ein.

KOCH (1997) hat das Konzept dahingehend modifiziert, dass viele Kritikpunkte berücksichtigt worden sind und es nun speziell Waldökosysteme anspricht. Wie viele andere Autoren unterstreicht auch er, dass zur Herleitung der PNV Standortparameter abiotischer Natur umso wichtiger sind, „*je stärker die Vegetation anthropogen verändert ist*“. Dabei sind Kenntnisse der Ansprüche der Waldgesellschaften unerlässlich, vor allem in Gebieten in denen Sekundärgesellschaften vorkommen oder überwiegen.

Auch BASTIAN et al. (1999) schließen sich diesen Äußerungen an und erwähnen, dass in Agrarlandschaften mit großer Nutzungsintensität aus solchen Ersatzgesellschaften nur nach Vegetationsmerkmalen eine Konstruktion der PNV nicht möglich ist. Der Bezug auf naturnahe Restwälder sei das sicherste Merkmal.

Nun bleibt die Frage, ob sich entgegen aller Kritik die PNV als naturschutzfachliches Hilfsmittel eignet. KOCH (1999) befindet sie inklusive seiner Modifikationen „*als Maßstab für die Beurteilung des Standortpotentials und der Eignung von Baumarten als geeignete Größe*“. Ausgehend von umwandlungsbedürftigen Sekundärbeständen kann die PNV als die stabilste Arten-

zusammensetzung am aktuellen Standortpotential gelten. Damit können Pionierwälder oder Schlusswaldgesellschaften einfließen.

Auch für KAISER (1996) stellt die PNV eine sinnvolle naturschutzfachliche Planungsgrundlage dar.

SCHMIDT (1998) sieht die PNV als eine Orientierungshilfe für Handlungskonzepte wie die Baumartenwahl. MÜLLER (1999) sieht die PNV als Grundlage für die Baumartenwahl geeignet an, wenn Entwicklungsstadien berücksichtigt werden und somit auch Pionierbaumarten in das Konzept eingebunden werden.

Abschließend sei erwähnt, dass bei Befassung mit dem Konzept der potentiell natürlichen Vegetation und der damit verbundenen Literaturdurchsicht darauf geachtet werden muss, dass sich viele Autoren Sekundärliteratur bedienen, die missverständlich oder sogar falsch ausgelegt wurden.

4.3 Hemerobiebewertung

(vgl. GRABHERR et al., 1998)

S. MAYRHOFER

4.3.1 Diskussion der Bewertung der Einzelkriterien

Naturnähe der Baumartenkombination

Die Analyse der Baumartenkombination gibt Aufschlüsse über die Naturnähe eines Bestandes. Bei der Auswertung der Baumartenkombination wurden bewusst breite Deckungsklassen für die Vergabe der Baumartenanteile gewählt, um eine Fehleinschätzung der Baumartenkombination zu verhindern. Somit wird eine subjektive Beurteilung der Hemerobie stark reduziert.

Unter natürlichen Verhältnissen selten vorkommende Baumarten lösen bei einem Fehlen in der aktuellen Vegetation der Probefläche keine Abschlüsse auf die Naturnähebewertung aus.

Standortgerechte Pionierbaumarten wurden sowohl bei dominantem Auftreten als auch bei Anzeige eines natürlichen Sukzessionsstadiums mit einem Zuschlag bewertet. Die Zuschläge wurden allerdings niedriger gewählt als in anderen Bewertungsverfahren, da Pionierbaumarten oftmals auf Störflächen auch anthropogen bedingt auftreten. Großflächig auftretende Pionierbaumarten in einer natürlichen Sukzessionsphase wurden als Arten der PNV eingestuft und fielen somit nicht mehr in die Klasse der Pionierbaumarten.

Naturnähe der Bodenvegetation

Die Bodenvegetation zeigt anhand ihrer Artengarnitur direkte und indirekte anthropogene Einflüsse an. Eingriffe wie Wegebau und andere waldbauliche Maßnahmen spiegeln sich nach geraumer Zeit in der Zusammensetzung der Bodenvegetation wider und können dadurch für die Messung des menschlichen Einflusses verwendet werden.

Jede Art wird dabei getrennt nach Waldgruppe auf ihren Störstatus überprüft, da sich viele Arten unter verschiedenen Standortverhältnissen unterschiedlich verhalten. So können Arten in einer Waldgesellschaft als Störer auftreten, in der anderen aber zur natürlichen Artenkombination zählen.

Zusätzlich wurde die Tatsache nicht unberücksichtigt gelassen, dass Waldarten unter anthropogenen Einflüssen oftmals unnatürlich hohe Deckungswerte erreichen. War dies der Fall, so wurden auch Arten, die im Sinne der PNWG nicht als Störer gelten, als solche ausgewiesen.

Um den Einfluss einer Störart auf einer Probefläche darzustellen muss auch der Deckungswert dieser im Verhältnis zur Gesamtdeckung betrachtet werden. Bei einer geringen Bodendeckung erreichen auch die Störer nur geringe Deckungswerte. Der Störgrad muss in diesem Fall höher bewertet werden, als auf einer Probefläche mit hoher Gesamtdeckung, in der die Störungszeiger nur wenig Deckung erreichen. Dadurch, dass zur Berechnung der Quo-

tient der Gesamtdeckungen zu Hilfe genommen wird, werden auch Fälle berücksichtigt, in denen die Störer nur sehr lokal vorkommen.

Verjüngungsart

Eine natürliche Verjüngung ist, aus Gründen die in Kapitel 4.4.2 ausführlich erläutert wurden, naturnäher einzustufen als eine künstliche Verjüngung. Da die Standortgerechtigkeit der Gehölze in die Bewertung der Verjüngungsart mit eingeht, kamen die Experten zu dem Schluss, eine Kunstverjüngung mit Baumarten der PNWG naturnäher zu bewerten, als eine Naturverjüngung mit standortfremden Baumarten.

Baumarten, welche nicht konstant in der PNWG vertreten sind, werden dabei auch berücksichtigt, um einen möglicherweise stadialen Entwicklungszustand nicht außer Acht zu lassen.

Fläche der Freiverjüngung

Für Waldtypen in Mitteleuropa ist eine freistehende Verjüngung eine unnatürliche Form der Verjüngung. Tritt eine Freifläche auf, so muss es Abzüge im Hemerobiewert geben, da solch eine Fläche in direktem Zusammenhang mit menschlichem Einfluss steht. Je größer eine solche Fläche ist, desto größer ist auch der anthropogene Einfluss zu bewerten.

Freistehende Flächen unterscheiden sich hinsichtlich ihres Klimas von überdachten Flächen. Die Jungpflanzen sind, im Gegensatz zur Naturverjüngung unter Schirm, ungeschützt der Witterung ausgesetzt. Aus Gründen wie diesem, folgt der Kahlschlagwirtschaft meist eine künstliche Verjüngung und muss daher als naturferner eingestuft werden. (vgl. LEIBUNDGUT, 1984)

Nutzungen

Beeinträchtigungen anthropogenen Ursprungs von Waldökosystemen spiegeln sich im Waldaufbau, der Artenzusammensetzung und der Regenerationsfähigkeit wider.

Die unterschiedlichen Arten der Nutzungen wurden bei der Bewertung auch unterschiedlich gewichtet. Somit bewirken starke Beeinflussungen, wie sie beispielsweise die forstliche Endnutzung darstellt, auch stärkere Abschlüsse in der Naturnähe als schwache Eingriffe. Der Einfluss der einzelnen Nutzungsarten konnte durch die Intensität der Nutzung noch zusätzlich verstärkt oder abgeschwächt werden.

Analog zur Vergabe der Nutzungsintensität wurden den Nutzungsarten zeitliche Dimensionen zugewiesen. Historische Nutzungen haben im Gegensatz zu einer aktuellen Beeinträchtigung eine abgeschwächte Auswirkung auf das Ökosystem.

Da die Ansprache der zeitlichen Dimension ab zehn Jahren vor allem bei wenig naturnahen Wäldern unsicher ist, entspricht das Gewicht der historischen Nutzung der Hälfte der aktuellen Nutzung. Trat die Beeinträchtigung sowohl aktuell als auch historisch auf wurde dies am höchsten gewichtet, da das Ökosystem ständiger Nutzung unterworfen war.

Entwicklungsstufe

Im Einzelkriterium Entwicklungsstufe werden die naturnahen Entwicklungsphasen von den anthropogen verursachten Wuchsklassen unterschieden. Entscheidend für die Bewertung ist dabei das Verhältnis zueinander.

Naturnahe Entwicklungsphasen ohne menschliche Einflüsse beziehungsweise extensiv genutzte Wälder erhalten hierbei einen höheren Relativwert als die aus der Bewirtschaftung hervorgegangenen Wuchsklassen.

Obwohl es aus forstwirtschaftlicher Sicht unlogisch erscheint auf einer Probe­fläche mehrere Wuchsklassen auszuweisen, hat man sich entschieden, diese trotzdem aufzunehmen, da mehrere Wuchsklassen in bewirtschafteten Wäldern eine größere Strukturvielfalt anzeigen, als das alleinige Vorherrschen einer Durchmesserklasse.

Es ist daher bei den Wuchsklassen unbedeutend, welche in einem Bestand auftreten, vielmehr kommt es auf die Anzahl der Klassen an. Zu den Wuchsklassen werden auch Bestandeslücken gerechnet, da sie nur temporär waldfrei sind. Blößen, also permanent baumfreie Waldflächen, finden hingegen keine Berücksichtigung in dieser Berechnung.

Bezüglich der Entwicklungsphasen hat es keinen Einfluss auf den Relativwert, ob auf der Untersuchungsfläche eine alleinige oder mehrere Phasen vorherrschen. Sie werden zu einem Phasenanteil zusammengefasst, da sie alle Zeugen einer unterlassenen Bewirtschaftung sind.

Altersstruktur und Strukturzuslag

In einem wirtschaftlich intensiv genutzten Wald sind gleichaltrige Bestände, die nicht über die Umtriebszeit gehalten werden, die Regel. Deshalb zeugt strukturelle Vielfalt und das Erreichen eines hohen Alters in einem Bestand von großer Naturnähe.

Hinsichtlich des Alters lassen sich zwei Kriterien untersuchen: einerseits die Altersspanne zwischen den Individuen, andererseits das erreichte Höchstalter in einem Bestand. Beide Kriterien schlagen sich, bei Vorhandensein, in einem Strukturzuschlages nieder.

Da das tatsächliche Alter eines Bestandes oftmals nicht in Erfahrung zu bringen ist, wurden zusätzlich die BHD-Werte der fünf stärksten Bäume auf der Probe­fläche als indirekte Altersangabe genutzt. Obwohl Baumdurchmesser nur ein stadiales Alter darstellen, kann man trotzdem davon ausgehen, dass bei Beständen mit einer breiten Durchmesser­kategorie eine naturnahe Situation vorliegt.

Die im Kapitel 2.4.1 Einzelkriterien genannten Alters- und BHD-Grenzen wurden für die einzelnen Waldgesellschaften spezifisch formuliert, da nicht alle Gesellschaften das gleiche Alter beziehungsweise gleich große Brusthö­hendurchmesser erreichen.

Das Vorhandensein einer Strauchschicht hebt ebenso die strukturelle Vielfalt und ist deshalb auch als positiv zu bewerten.

Totholz

Wie in Kapitel 4.4.3 beschrieben, zeichnen sich naturnahe Wälder durch einen entsprechenden Anteil an Totholz aus. Da die Totholz mengen auch im Naturwald im Laufe der Sukzession sehr variabel sind, wurden bei der Bewertung die erforderlichen Totholz mengen für die potentielle natürliche Sollgröße bewusst sehr niedrig gewählt.

Neben der Totholzmenge spielen qualitative Merkmale eine große Rolle bei der Bewertung. Stockholz, also anthropogen verursachtes Holz, ist mit Abschlägen im Hemerobiewert zu vermerken, da es menschliche Nutzung anzeigt.

Große Mengen an feinem Totholz (< 10 cm) werden negativ bewertet und führen zu Abschlägen im Relativwert, da die Reisigmenge mit der Nutzungsintensität korreliert. Aber auch frisches Totholz, unabhängig vom Durchmesser, führt bei der Bewertung zu Abschlägen im Hemerobiewert. Der Grund liegt darin, dass es sich dabei um unreifes Totholz handelt – Totholz, das im Naturwald meist nicht anfallen würde.

Natürliches Totholz ist vor allem ab einem Durchmesser von mehr als 20 cm als sehr positiv zu bewerten und bewirkt deshalb auch eine Aufwertung des Hemerobiegrades.

Bestandesaufbau

Die Beurteilung der natürlichen Waldstruktur erweist sich als nicht einfach, da die Gefahr besteht vielschichtige Bestände automatisch naturnäher einzustufen als einschichtige.

Die natürliche Bestandesschichtung ist in den verschiedensten Waldgesellschaften allerdings sehr verschiedenartig ausgebildet. Deshalb erfolgte die Bewertung des Bestandesaufbaues, ähnlich der Bewertung der Baumartenkombination, in einem SOLL-IST Vergleich.

Diversität der Baumschicht und Krautschicht

Da die beiden Kriterien hinsichtlich der Bewertung sehr ähnlich behandelt wurden, werden sie hier gemeinsam diskutiert.

Eine hohe Artendiversität ist nicht immer in direktem Zusammenhang mit Naturnähe zu setzen. Oftmals bewirken Störungen einen Anstieg der Artenzahl. Vor allem bei der Betrachtung der Baumartendiversität ist zu beachten, dass hohe Artenzahlen vielfach künstlich durch die Bewirtschaftung erzeugt werden. Bei der Diversität der Bodenvegetation kommt es bei intensiver Bewirtschaftung häufig zu einer Abnahme der Artenzahl. (vgl. KOCH et al., 1999)

Da der Naturnähewert nicht linear mit der Artenzahl steigt, wurden die aktuellen Artenzahlen der Baum- und Krautschicht einer Waldgesellschaft mit den Erfahrungswerten der potentiell natürlichen Gesellschaft verglichen.

Bei einer Zunahme der Artendiversität entlang einer Störung kommt es, wie Matrix 14 zeigt, wieder zu einer Abwertung des Naturnähewertes.

4.3.2 Aggregation der Hemerobiekriterien

Naturnähe der Vegetation

Bei der Verknüpfung der „Naturnähe der Baumartenkombination“ mit der „Naturnähe der Bodenvegetation“ wird ersteres doppelt so hoch gewichtet. Die Gewichtung wird laut Expertenmeinung damit begründet, dass die Baumartenwahl langfristig gesehen einen Einfluss auf die Bodenvegetation ausübt. Die Baumartenkombination stellt daher das entscheidendere Kriterium dar.

Weiters wurden für die Berechnung der Naturnähe der Vegetation zwei unterschiedliche Kombinationsmatrizen erstellt, die sich hinsichtlich der Gesamtdeckung der Baumschicht unterscheiden. Bei einer Überschirmung der Baumschicht von mehr als 25 Prozent wird die Baumartenkombination höher bewertet als bei einer Überschirmung von weniger als 25 Prozent. So führt ein sehr naturferner Baumbestand trotz hoher Werte in der Bodenvegetation zu einem geringen Relativwert. Umgekehrt führt bei einem natürlichen Baumbestand eine nicht besonders naturnahe Bodenvegetation zu keiner extremen Abwertung des Relativwertes.

Naturnähe der Verjüngung

Die „Naturnähe der Verjüngungsart“ wurde doppelt so hoch gewichtet wie die „Fläche der Freiverjüngung“, da die Verjüngungsart primär für die Baumartenzusammensetzung des Altbestandes verantwortlich ist. Die Naturnähe des Folgebestandes ist daher entscheidender als der Einfluss der Freifläche selbst. Außerdem ist die Freifläche bereits indirekt im Kriterium „Nutzung“ enthalten.

Entwicklungsstadium

Bei der Verknüpfung beider Kriterien erfolgte keine Gewichtung, da bereits hinsichtlich der Höhe der Zuschläge eine indirekte Gewichtung der Merkmale entstand.

Artenreichtum

Die Verknüpfung der Kriterien „Diversität der Baumarten“ und „Diversität der Kraut- und Strauchschicht“ erwies sich hinsichtlich der Gewichtung als sehr schwierig.

Einerseits ist die Diversität der Krautschicht sehr wichtig für die Beurteilung, da sie sehr schnell Veränderungen anzeigt, andererseits wirkt sich der menschliche Einfluss auf Waldökosysteme am stärksten in der Veränderung der Baumartenkombination aus. Aus diesem Grund einigten sich die Experten auf eine gleich starke Gewichtung.

Schlussendlich floss die „Diversität der Baumarten“ in die Bewertungsmatrix weniger stark ein als die „Diversität der Bodenvegetation“, da die Diversität der Baumarten bereits indirekt im Kriterium „Naturnähe der Baumartenkombination“ mitbewertet wurde. So wurde eine Mehrfachbewertung eines Kriteriums ausgeschlossen.

Naturnähe des Bestandes

Die Verknüpfung der Kriterien „Naturnähe der Vegetation“ und „Naturnähe der Verjüngung“ zeigt hier einen mehr oder weniger linearen Zusammenhang an, da die „Naturnähe der Baumartenkombination“ das Resultat der ehemaligen Verjüngung darstellt. Weiters wird die Bodenvegetation durch die Baumartenkombination beeinflusst. Aus diesem Grund wurde für die Verknüpfung nicht die logische Kombination, sondern das gewichtete arithmetische Mittel angewendet.

Die Gewichtung von 3 zu 1 für das Kriterium „Naturnähe der Vegetation“ ergab sich, da die gesamte Vegetation in die Hemerobiebewertung deutlich höher einfließen muss, als die Art und das Ausmaß der Verjüngung. Weiters kommt die Tatsache hinzu, dass die Erfassung der Verjüngung mit Unsicherheiten behaftet ist. Bei einer Unterschreitung der Mindestüberschirmung der Verjüngung wird diese als fehlend aufgenommen und fließt dann mit einem Nullwert in die Bewertung ein. Durch die Aufgewichtung des Kriteriums „Vegetation“ kann dem entgegengesteuert werden.

Bestandesreife

Bei der Verknüpfung kommt dem Kriterium „Totholz“ eine geringere Gewichtung zu als dem Kriterium „Entwicklungsstadium“. Als Grund ist anzuführen, dass die Aufnahmemethodik des Totholzes mit einem hohen Grad der Zufälligkeit behaftet ist. So kann es vorkommen, dass in sehr naturnahen Wäldern auf der 300 m² Ansprachefläche eine totholzfremde Lücke vorherrscht, obwohl in der Umgebung Totholz vorhanden ist. Weiters gibt es auch natürliche Bestandesphasen mit einem sehr geringen Totholzanteil.

Sollte dieser Fall auftreten, so findet dies in der Bewertungsmatrix (siehe Matrix 13) Berücksichtigung.

Probeflächen mit einem naturnahen oder natürlichen Entwicklungsstadium werden durch niedrige Werte für das Totholz nicht zu stark abgewertet. Wird der Relativwert für das Totholz mit „0“ berechnet, so bleibt dies ohne Auswirkung und es wird der Relativwert des Entwicklungsstadiums übernommen.

Diversität

Das Kriterium „Bestandesaufbau“ wurde im Gegensatz zum Kriterium „Artenreichtum“ doppelt so hoch gewichtet. Dies wird dadurch begründet, dass es sich beim Kriterium „Bestandesaufbau“ um ein einfaches und nachvollziehbares Kriterium handelt. Auch die waldgruppenspezifische Transformation in einen Relativwert ist hier plausibler durchzuführen, als für das Kriterium „Artendiversität“, bei dem auch innerhalb einer Gesellschaft die Artenzahl beträchtlich schwanken kann.

In der Bewertungsmatrix werden die Extrembereiche zu Gunsten des „Bestandesaufbaus“ gewichtet, um die Bodenvegetation, die in das Kriterium „Diversität der Bodenvegetation“ und „Naturnähe der Bodenvegetation“ einfließt, nicht doppelt zu bewerten.

Für den Fall, dass sich für die Artenvielfalt ein Nullwert errechnet, wird bei der Verknüpfung mit dem Bestandesbau dessen Relativwert übernommen (siehe Matrix 14).

Naturnähe der Artenzusammensetzung

Aufgrund des nicht-linearen Zusammenhanges der Kriterien „Naturnähe des Bestandes“ und „Nutzungen/Beeinflussungen“ wurde für die Aggregation eine logische Kombinationsmatrix angewendet.

Das Gewichtungsverhältnis von 2,4:1 zu Gunsten der „Naturnähe des Bestandes“, ergibt sich aus der Tatsache, dass diese Merkmale einfacher und genauer zu erheben sind als Nutzungsmerkmale. Außerdem muss der Vegetation, die durch Nutzungseingriffe beeinflusst ist, ein stärkeres Gewicht zukommen.

Naturnähe der Bestandesstruktur

Ähnlich der „Naturnähe des Bestandes“ wurde hier eine Verknüpfung mittels einer gewichteten arithmetischen Mittelbildung angewendet. Diese erweist sich als zulässig, da zwischen beiden Ästen ein linearer Zusammenhang besteht.

Die Gewichtung von 1,5:1 zu Gunsten der Bestandesreife, wird damit begründet, dass die Aussagekraft für die Diversität geringer einzuschätzen ist, als für die Bestandesreife, in die das wichtige Kriterium „Totholz“ einfließt.

Hemerobiewert

Der sich hier errechnende Wert stellt schließlich den höchstaggregierten Relativwert aus der Verknüpfung aller Kriterien dar. Bei der letzten Aggregation wird dem Kriterium „Naturnähe der Artenzusammensetzung“ ein Gewicht von 5, dem Kriterium „Naturnähe der Bestandesstruktur“ ein Gewicht von 2 eingeräumt.

Das Gewicht 2 ergibt sich daraus, dass die Experten dem Kriterium „Naturnähe der Bestandesstruktur“ ein doppeltes so hohes Gewicht wie den Kriterien Bestandesreife und Diversität zuordnen.

Die deutliche höhere Gewichtung der Artenzusammensetzung begründet sich darin, dass diese neben der Abweichung von der PNWG auch einen wichtigen Indikator für die Bodendegradation darstellt. Außerdem wird die Struktur- und Diversitätsvielfalt oftmals durch menschliche Eingriffe gefördert und hat daher einen geringeren Aussagewert für die Hemerobie als die Naturnähe der Artenzusammensetzung.

4.4 Naturschutzfachliche Bewertung der Hemero- bieeinflussgrößen

4.4.1 Baumartenkombination

S. MAYRHOFER

Die Baumartenkombination eines Waldbestandes wird maßgeblich durch die forstliche Baumartenwahl bestimmt und zeigt somit menschliche Einflüsse an.

Laut DENGLER (1990) stellt die Wahl der Baumarten die waldbaulich wichtigste Entscheidung dar. Wichtigste Grundlage für diese Entscheidung ist die ökologische Angepasstheit des künftigen Bestandes an die Standortbedingungen. Erst dann kommen ökonomische Überlegungen hinzu. Hierbei soll die Baumartenwahl einen möglichst hohen Holzertrag fördern.

Als in früherer Zeit Brennholz aus Mittel- und Niederwald im Überfluss vorhanden war und es an Nadelholz mangelte, führte man viele Bestandesumwandlungen in Fichtenmonokulturen durch. LEIBUNDGUT schreibt sogar von der Fichte als „*Kartoffel des Forstwirtes*“. (vgl. LEIBUNDGUT, 1990)

Erfreulicherweise wird der Wienerwald zu drei Vierteln von Laubbäumen aufgebaut. Insgesamt tritt die Buche mit rund 50 Prozent Anteil am Holzvorrat als Hauptbaumart auf. Dennoch findet man hier auch fremdländische Baumarten wie die Douglasie oder die Riesentanne. (vgl. RIEDER, 2002).

Der Versuch fremdländische Baumarten bei uns anzusiedeln und planmäßig anzubauen begann im 19. Jahrhundert. Die Motive dafür wurden dadurch begründet, die Mannigfaltigkeit in den „baumartenarmen“ mitteleuropäischen Wäldern und damit auch die Ästhetik zu erhöhen. Weiters kamen auch wirtschaftliche Aspekte hinzu. Aus heutiger Sicht beschäftigt man sich mit dem Anbau fremdländischer Baumarten aufgrund des prognostizierten Klimawandels. So könnte man Arten aus anderen Klimazonen importieren, die an die Erwärmung besser angepasst sind als die heimische Waldvegetation. Vor allem bei der Fichte, die durch Trockenheit, Sturm und Schädlinge gefährdet ist, sucht man nach einem robusten Ersatz durch eine fremdländische Art. (vgl. KRISTÖFEL, 2003)

Nadelbäume aus Nordamerika werden aufgrund ihrer hohen Toleranz gegenüber Wildverbiss gerne gepflanzt. Zusätzlich kommt ein geringeres Risiko gegenüber biotischen Schädlingen hinzu, weil die heimischen Schädlinge nicht an die fremdländischen Baumarten angepasst sind. Man konnte jedoch feststellen, dass eben aus diesem Grund auch die Singvogeldichte in solchen Beständen extrem gering ist. Weiters stehen für fremdländische Baumarten keine angepassten Mykorrhizapilze zur Verfügung. Diese müssen mit den Baumarten mitimportiert werden und stellen somit eine Gefährdung für die heimische Pilzflora dar. Auch fehlt es an artspezifischen Reduzenten für Totholz, Nadel- und Laubstreu der Fremdländer, was sich ungünstig auf die Bodenfruchtbarkeit und das Bodenleben auswirkt. (vgl. SCHERZINGER, 1996)

Dennoch wird die Standorttauglichkeit vieler fremdländischer Arten oft als Argument verwendet diese in die potentiell natürliche Vegetation einzubeziehen. Vor allem dann, wenn sich die Baumart natürlich verjüngt. Doch eine standorttaugliche Baumart ist nicht gleichzusetzen mit einer standortgerechten. So sollte auf den Anbau von Exoten verzichtet werden und stattdessen selten gewordene heimische Baumarten wie die Elsbeere, Speierling und ähnliche stärker gefördert werden. Der naturnahe Waldbau sollte sich an der PNV mit seiner hohen Arten- und Strukturvielfalt orientieren. (vgl. KOCH, 2003)

4.4.2 Verjüngung

S. Mayrhofer

Ob nun die künstliche oder die natürliche Verjüngung die beste Methode zur Walderneuerung darstellt, wurde von vielen Autoren diskutiert. Grundsätzlich haben beide Vor- und Nachteile und die endgültige Entscheidung ist sicherlich zum Großteil vom Standortpotential und den Produktionszielen abhängig.

Dennoch appelliert LEIBUNDGUT (1984) aufgrund der langen forstlichen Produktionszeiträumen zu einer Ausnützung aller kostenlosen Produktionsverfahren, wie sie auch die Naturverjüngung darstellt.

Im Gegensatz zur künstlichen Verjüngung, der fast immer eine Kahlschlagwirtschaft vorausgeht, wird bei der Naturverjüngung die Verjüngung durch kleinflächige Unterbrechung des Kronendachs eingeleitet. Der Vorteil dieser kleinflächigen Erzeugung von Bestandeslücken liegt vor allem darin, dass sich das Mikroklima nicht wesentlich vom Bestandesklima unterscheidet. Lücken, mit einem Durchmesser von mehr als der doppelten Bestandeshöhe weisen hier deutliche Unterschiede auf. Die Bodentemperaturen erhöhen sich stark und es entsteht durch das ungehinderte Auftreffen der Niederschläge große Feuchtigkeit. Beide Faktoren führen zu einer Verminderung der organischen Substanz in den obersten Bodenschichten. Weiters ist die Frostgefahr durch die nächtliche Ausstrahlung deutlich erhöht. Zusätzlich dazu führt das baldige Aufkommen einer typischen Schlagflora schnell zu einer Wurzelkonkurrenz mit Baumkeimlingen. All diese ungünstigen Bedingungen machen die Kahlschlagwirtschaft von einer Kunstverjüngung abhängig. (vgl. LEIBUNDGUT, 1984)

Das Verjüngungsverfahren beeinflusst maßgeblich den späteren Wachstumsverlauf und das erreichbare Alter. Eine langsame Jungendentwicklung, wie sie unter Schirm bei der Naturverjüngung gegeben ist, bewirkt eine verhältnismäßig langsame Alterung und einen gleichmäßig großen Durchmesserzuwachs. (vgl. LEIBUNDGUT, 1984)

Weiters ist der Vorteil zu nennen, dass die hohe Individuenzahl bei der natürlichen Verjüngung hohe genetische Vielfalt mit sich bringt, die sich über einen langen Zeitraum optimal an die Standortverhältnisse anpassen konnte. Dadurch lässt sich auch die forstwirtschaftliche Qualität des Folgebestandes einschätzen, und das Risiko einer schlechten Holzernte vermindern. (vgl. ROTACH, 1999)

Doch die Naturverjüngung bringt natürlich nicht nur Vorteile mit sich. Durch das gleichzeitige Vorhandensein von sich verjüngenden Kleinflächen und dem Altbestand, kommt es bei der Erweiterung der Verjüngungsflächen oft zu Schädigungen der Naturverjüngungsstämmchen durch die Holzbringung. Der Schaden ist meist nach kurzer Zeit nicht mehr sichtbar, jedoch weisen die adulten Bäume später oft Rotfäule auf. Verhindert werden kann dies, indem die verletzten Stämmchen sofort nach dem Lichtungseingriff entfernt werden; ein weiterer Arbeitsschritt der Kosten verursacht. (vgl. LOIDL et al., 1980)

Forstwirtschaftlich interessante Mischbaumarten und Lichtholzarten lassen sich nur mit aufwendiger Pflege verjüngen. Auch die schlechte Begehbarkeit und Unübersichtlichkeit von Naturverjüngungsbeständen ist zu nennen. Bedingt durch überdichte Verjüngungsbestände sind feine, mehrmalige, kostensteigernde Eingriffe notwendig. Langfristig gesehen ist für ROTACH (1999) das Kosten-Nutzen-Verhältnis auf Seiten der Kunstverjüngung verschoben.

Dennoch ist nicht nur vordergründig der forstwirtschaftliche Aspekt, sondern auch der naturschutzfachliche zu betrachten. Aus der Kunstverjüngung gehen meist nur reine und gleichaltrige Nadelholzbestände hervor; die natürlichen Mischbaumarten werden aus dem Wald verdrängt. Die Gefahren die von der Kunstverjüngung ausgehen, erkannte schon GAYER (1989) und meinte: *„Eine gesunde und naturgerechte Wirtschaft wird sich viel mehr bei der Methoden bedienen.“* Welche Methode anzuwenden ist *„entscheiden vorzüglich die Holzart und die besonderen örtlichen Verhältnisse.“*

4.4.3 Totholz

S. MAYRHOFER

Totholz, eine wichtige Komponente im Ökosystem, stellt für verschiedene holzbewohnende Organismen aufgrund der hohen Nischenvielfalt einen Lebensraum dar. Aber auch Arten, die nicht direkt vom Holzabbau leben, profitieren vom Totholz. Weiters trägt Biotopholz zur Humusbildung bei und kann lokal sogar Schutz vor Auswaschung und Erosion bieten. Auch die Funktion als Strukturelement ist zu betonen. So hat der Ausfall eines Baumes auch großen Einfluss auf die Licht- und Feuchtigkeitwirkung im Boden. (vgl. SCHIEG PASINELLI et al., 2000)

Laut AMMER (1991) können Pilze und Käfer als Leitarten im Lebensraum Totholz bezeichnet werden. Aber auch räuberische Insekten, Vögel und Kleinsäuger sind eng an Totholz gebunden. Selbst im Fichtentotholz konnte PFARR (1990) insgesamt 173 Käferarten, wobei 13 davon zu den Rote-Liste-Arten zählen, nachweisen. Das Verhältnis zwischen Nützlings- und potentiellen Schädlingsarten hält sich dabei die Waage.

Die Bedeutung von Totholz auf Vögel wurde von UTSCHIK (1991) eingehend untersucht. Die Ergebnisse legten dar, dass Vögel auf schwaches Totholz eher geringe Reaktion zeigen. Für sie ist vor allem stehendes Totholz mit einem Brusthöhendurchmesser von mehr als 25 cm von großer Bedeutung. Zurückzuführen ist dies vor allem auf den Struktureffekt, der von großen ste-

henden toten Bäumen ausgeht. Durch das veränderte Lichtklima werden vor allem Wirbellose angezogen, die den Vögeln als Nahrung dienen.

Untersuchungen ergaben, dass sich im Wienerwald vor allem der Weißrückenspecht als Indikatorart, der das Vorkommen anderer totholzbewohnenden Arten anzeigt, eignet. (vgl. SAUBERER et al., 2007)

Weiters konnte eine fördernde Wirkung von Totholz auf die Naturverjüngung von EICHRODT (1969) nachgewiesen werden. Auf Moderholz sind die physikalischen Bedingungen im Gegensatz zum Boden verbessert. Einerseits wird dies durch verlangsamte Evaporation und damit einer verbesserten Wasserversorgung, andererseits durch die fehlende Möglichkeit der Keimsubstratverdichtung gewährleistet. Des Weiteren fällt für Baumkeimlinge auch die Konkurrenz mit Krautigen und Gräsern weg, da diese nur wenig auf Totholz wachsen.

Insgesamt kann eine erhöhte Verjüngung sowohl auf, als auch in direkter Umgebung von Moderholz beobachtet werden. Um eine natürliche Verjüngung in Wäldern, in denen dies nur schwer möglich ist, voranzutreiben, macht es daher Sinn künstlich angelegte Moderholzstandorte zu erzeugen. (vgl. STÖCKLI, 1995)

Bei der Bedeutung von Totholz ist nicht die Menge ausschlaggebend, sondern die Qualität. Diese Aussage konnte von VACIK et al. (2000) bei der Naturnähebewertung der Wälder in Südtirol bestätigt werden. ALBRECHT (1991) unterscheidet hinsichtlich der Totholzqualität verschiedene Kriterien. Zum einen spielt die Baumart mit ihrer unterschiedlichen Zersetzungsgeschwindigkeit und Attraktivität für Holzbewohner eine große Rolle, zum anderen die Dimension. Aber auch das Zersetzungsmilieu und der Zersetzungsgrad stellen wichtige Kriterien dar. So nimmt bei zunehmender Zersetzung das Porenvolumen zu, die mechanische Konsistenz ändert sich und damit schreitet die Sukzession pflanzlicher und tierischer Besiedler fort. Das zeitliche und räumliche Vorhandensein dieser verschiedenen Totholztypen ist daher im Wirtschaftswald anzustreben. (vgl. ALBRECHT, 1991)

Totholz tritt in Wäldern in Form von absterbenden oder toten Kronenbereichen, liegenden oder stehenden Baumleichen, Ästen, Wurzeltellern oder durch Wipfeldürre auf. Im Wirtschaftswald ist der Totholzanteil vor allem durch Reisig, Stammteile und Holzerntestöcke bestimmt. (vgl. PFARR, 1990) Stehendes Totholz fällt im Wirtschaftswald hauptsächlich durch Katastrophen oder als Folge der Konkurrenz bei Überdichten an. Im letzteren Falle handelt es sich dabei hauptsächlich um Totholz mit BHD-Werte unter 10 cm. (vgl. BURSCHEL, 1992)

AMMER (1991) schlägt im Wirtschaftswald eine Erhöhung des Totholzvolumens auf 5 – 10 fm/ha vor. Ein gezieltes Absterben von Einzelbäumen durch Ringelung lehnt er jedoch ab. Vielmehr propagiert er die langsame, natürliche Entstehung von Totholz. Gebiete mit jahrelanger geringer Ausstattung an Biotopholz verfügen nicht über einen großen Artenpool an holzbesiedelnden Organismen und können daher bei künstlicher Erzeugung von Totholz auch nicht angenommen werden. Eine große Rolle spielt dieses Problem bei Holzkäfern mit geringem Migrationsvermögen. (vgl. AMMER, 1991)

Die Verwirklichung der Volumserhöhung soll erreicht werden, indem Einzelbäume über die Umtriebszeit hinaus im Bestand belassen werden, um auf natürlich Art zu altern und zu sterben. Dass dies mit Ertragseinbußen der Forstwirtschaft einhergeht, lässt AMMER (1991) dabei nicht außer Acht. Obwohl dies bei den schnellwachsenden Fichtenforsten zu vernachlässigen ist, kann es bei langsamwüchsigen Laubbaumbeständen durchaus zu Produktionsverlusten kommen. BURSCHEL (1992) befürwortet diese Ertragsverluste vor allem im Privatwald durch öffentliche Mittel zu kompensieren. Weiters kann die Totholzqualität durch die gezielte Förderung von Baumarten und Dimensionen, die für holzbewohnende Organismen von großer Attraktivität sind, gesteigert werden (vgl. ALBRECHT, 1991). Bei Windwurf kann die zurückhaltende Räumung nicht nur den Totholzanteil verbessern, sondern auch Kosten sparen (vgl. SCHIEG PASINELLI et al., 2000).

Im Wirtschaftswald des Wienerwaldes wird ein Totholzvorrat zwischen 5 und 10 Prozent des lebenden Biomassevorrats vorgeschlagen. Dies entspricht etwa 8 bis 20 Laubbäumen pro Hektar. (vgl. SAUBERER et al., 2007)

Die Argumente der Forstwirtschaft gegen Totholz werden vor allem in der Unfallgefahr bei Waldarbeit, und durch die erschwerte Rückearbeit begründet. Zusätzlich ist natürlich die Gefahr der Vermehrung von Schadinsekten, die vor allem in sekundären Nadelwäldern der Tieflagen optimale Bedingungen vorfinden, nicht zu unterschätzen.

Totholz kann eine Gefahr für die Vermehrung von Schadinsekten darstellen. Laut § 45 (1) des Forstgesetzes *„ist es verboten, durch Handlungen oder Unterlassungen die gefahrenbedrohende Vermehrung von Forstschädlingen zu begünstigen [...] Holz, das von Forstschädlingen in gefahrenbedrohendem Ausmaß befallen ist oder als deren Brutstätte dienen kann ist [...] rechtzeitig so zu behandeln, dass eine Verbreitung von Forstschädlingen unterbunden wird“* (Forstgesetz, 1975).

Die für den Forstbetrieb gefährlichen Insektenarten sollen jedoch nicht ausgerottet, sondern ein Überhandnehmen verhindert werden. (vgl. FÜHRER, 1997) Dass vom Totholz im Fichtenforst nicht immer eine Gefährdung ausgehen muss, konnte von PFARR (1990) bestätigt werden. So können Fichten, die im Spätherbst absterben, ohne Risiko im Wald belassen werden.

Laut § 1319a (1) ABGB haftet der Halter eines Weges für dessen Sicherheit. (vgl. ABGB, 2009). Tote stehende Bäume an Wegrändern können eine Gefahr für Wegebenutzer darstellen Die Umsturzgefahr die von solchen Bäumen ausgeht, kann durch Umschneiden und Belassen eines hohen Stockes vermieden werden (vgl. AMMER, 1991).

In Zeiten steigender Rohstoffpreise kann auch die Tatsache, dass Totholz als Ressource genutzt werden kann, nicht vernachlässigt werden. BÜTLER (2005) meint jedoch dazu, dass es eher dem *„Sinne der Nachhaltigkeit“* entspräche, wenn Totholz aufgrund seiner positiven Wirkungen auf das Ökosystem Wald dort belassen werde. (vgl. BÜTLER, 2005)

Totholz wird leider von einer großen Zahl von Waldbesuchern immer noch als unschön empfunden und mit einer schlampigen Forstwirtschaft verbunden. Um diese Meinungen aus den Köpfen zu drängen, ist sicher noch einiges an Aufklärungsarbeit von Nöten.

4.4.4 Nutzung und Beeinflussung von Waldökosystemen

K. ENZENHOFER

Im Rahmen einer naturschutzfachlichen Bewertung von Wäldern ist das Kriterium der Natürlichkeit zentral (vgl. PLACHTER, 1991). Naturnahe Wälder sind gekennzeichnet durch hohen Strukturreichtum, Phasenvielfalt und Stabilität gegenüber Schwankungen von Umweltbedingungen. Sie besitzen hohe Elastizität bei Störungen und stellen Lebensraum für Arten und Lebensgemeinschaften dar. (vgl. REIF, 1999)

Nach LEIBUNDGUT (1990) handelt es sich dabei um „*standortheimische Bäume in einem Mischungsverhältnis, welches keine Veränderung der Bodenfruchtbarkeit zur Folge hat*“. Die standörtliche Ertragfähigkeit kann ohne Düngung und Bodenbearbeitung erhalten werden. Die natürliche Artenzusammensetzung der Bodenvegetation bleibt bewahrt. Durch natürliche Ansamung erfolgt die Verjüngung kleinflächig. Großer Vorteil ist das Aufkommen weniger Schädlinge. (vgl. LEIBUNDGUT, 1990)

Maßgeblich für eine naturnahe Bewirtschaftung ist die Struktur der Bestände. Es soll möglichst ein Mosaik aus Beständen geschaffen werden, die sich in unterschiedlichen Abschnitten des Wald-Regenerationszyklus befinden. (vgl. FISCHER, 1999)

SCHMIDT (1997) definiert ökologische Bewirtschaftungsgrundsätze: „*Standort- und arealgerechte Baumartenzusammensetzung, Priorität der Naturverjüngung, Verzicht auf Kahlschlagsysteme, Schaffung naturnaher, flexibler Bestände (inklusive Struktur, Dynamik), ökosystemgerechte Wildbestände, ökosystemverträglicher Waldschutz, bestandesschonende Holznutzung und Gestaltung naturnaher Waldränder.*“

Ein Waldbauverfahren kann dabei nicht genannt werden, das als naturnah gilt. Vielmehr ist eine Kombination von mehreren Bewirtschaftungsformen gefragt. (vgl. FRANK, 1996 und FRIEß, 2004) Für AMMER (1992) können grundsätzlich alle Verfahren eingesetzt werden, wobei bevorzugt von einzelstammweisen Nutzungen, hohen Umtriebszeiten und langen Verjüngungszeiträumen gesprochen wird.

Hinsichtlich des Klimawandels sprechen KIRCHMEIR et al. (2000), in ihrem Werk bezogen auf den sommerwarmen Osten Österreichs, für eine stärkere Orientierung an natürlichen Prozessabläufen. Das Ziel soll nicht ein flächendeckender Urwald sein, sondern eine nachhaltige Waldbewirtschaftung. Dabei werden die folgenden Punkte hervorgehoben: Baumarten der PNWG, Baumartenvielfalt, Naturverjüngung, Vorwaldstadien, natürliche Strukturvielfalt, ökologische Ausgleichsmaßnahmen und Boden. (vgl. KIRCHMEIR et al., 2000)

Mit diesen Ausführungen in Verbindung gebracht werden können die Naturschutzziele im Wald, die SCHMIDT (1997) wiedergibt: Arten- und Biotopschutz, Ökosystem- und Landschaftsschutz, Prozessschutz und Ressourcenschutz. Als prioritär gelten nach SCHERZINGER (1996) Naturnähe, Vielfalt, Repräsentanz und Schutz von seltenen bzw. gefährdeten Arten.

Die Ziele des Prozessschutzes im Sinne des Dynamik-Konzepts können im Wirtschaftswald nicht umgesetzt werden. Dazu sollen auch zukünftig Urwaldreste und Naturwaldreservate dienen. (vgl. STARLINGER et al., 1996)

Naturnaher Waldbau ist nicht gleichzusetzen mit aktivem Biotop- und Artenschutz. Erst durch Strukturen wie Totholz, Sukzessionsflächen und Altholzphasen wird ausreichend Schutz gewährleistet. (vgl. FRANK, 1996)

Zuletzt sei auf die Wichtigkeit des Leitbildes Schalenwildmanagement aus vegetationsökologischer Sicht hingewiesen. Je nach Wilddichte, Ausgangssituation des Bestandes und vorhandener Schalenwildarten wird die Bodenvegetation unterschiedlichst in ihrer Zusammensetzung beeinflusst. (vgl. FISCHER, 1999b)

4.4.5 Wegebau

K. ENZENHOFER

Wesentlicher Faktor für den Waldbau ist die Technik der Holzernte und Holzbringung. Voraussetzung dafür sind Forststraßen und Rückewege. Waren die Hiebflächen früher noch schlecht erreichbar, transportierte man das Holz vom Verarbeitungsort zum nächsten Trift- oder Floßweg per Fußmarsch, unter Ausnützung des Gefälles oder mit Pferden auf Zieh- und Schleifwegen. (vgl. BODE, 1997)

Heute spricht man von der Grob- und Feinerschließung des Waldes durch LKW- oder KFZ-befahrte Forststraßen und Rückewegen zum Holztransport und als Aufstellungsort von Forstmaschinen. (vgl. WINKLER, 1997)

„Waldbau beginnt mit dem Wegebau.“ (GILGE et al., 2006) So werden schon Verjüngungsflächen durch Rückelinien gegliedert und im Zuge der Jungbestandspflege Rückegassen angelegt (vgl. RÖHRIG et al., 2006).

Wie wirkt sich der Wegebau auf das Ökosystem aus? Negativ zu bewerten sind Zerschneidungs- und Barriereeffekte, dauerhafte Veränderung der Geländemorphologie, Beunruhigung von störungsempfindlichen Arten wie Greifvögeln, Veränderung des Wasserhaushaltes und häufige Verwendung von standortfremdem Baumaterial, das zu einer Verschiebung der Artzusammensetzung der Vegetation führt. (vgl. BODE, 1997)

EICHHORN (1995) nennt vor allem Änderungen im Boden, besonders in Bodentextur, Bodenstruktur und Wassergehalt, die durch die Befahrung von Waldböden hervorgerufen werden. Er zeigt auf, dass ein permanentes Rückegassensystem dem flächigen Befahren des Waldbodens vorzuziehen ist, da ansonsten große Schäden an Boden und Vegetation nicht zu vermeiden sind. Weiters spricht er von einer ökologischen Befahrungsgrenze der Rückegassen: Es sollte die Humusdecke beim Befahren nicht aufgerissen, Grund- und Scherbruch müssen vermieden, Holz sollte nicht nachgeschliffen und nach starken Regenfällen sollte nicht gefahren werden. Vor allem das Einhalten des Rückegassennetzes, die Verwendung von Astpolsterauflagen auf den Rückegassen bei Befahrung, die Verwendung von Niederdruck-Niederquerschnitts-Breitreifen und die Vermeidung der Entstehung von Spurrillen sollen beachtet werden. (vgl. EICHHORN, 1995)

Der Wegebau hat jedoch auch Bedeutung für die Erholungsfunktion des Waldes. Entlang von Straßen und Wegen werden Wanderungen durchgeführt. Dies ist dem unkontrollierten Betritt des Waldes vorzuziehen, da nach BIBELRIETHER (1983) „*regellooses Betreten [...] zu regellosem Wegwerfen*“

führt. Weiters ist nur entlang der Wege eine Störung des Wildes und sämtlicher Waldarten zu erwarten.

Welchen Einfluss hat der Wegebau in der Hemerobiebewertung?

EBRECHT et al. (2005) beschreiben die Veränderungen der Vegetation durch die Anlage und Befahrung von Rückewegen wie folgt: Besonders Kenn- und Trennarten treten im Bereich von Wegen zurück und werden durch Störungszeiger und Offenlandarten ersetzt, da diese an die Standortverhältnisse, besonders durch die rasche Regeneration aus der Samenbank, angepasst sind. An den Seitenstreifen kommt es zu einem Anstieg der Artenzahlen. (vgl. EBRECHT et al., 2005)

In vorliegender Arbeit fand der Wegebau im Punkt „Beeinträchtigung“ unter Bodenbearbeitung und in der Wegeschnittlinieninventur direkte Berücksichtigung (siehe Kapitel 2.2).

War ein Einfluss eines Wegenetzes durch Angrenzung oder Kreuzung der Probefläche festzustellen, so spiegelte sich dies im Zustand des Bodens und vor allem in der Vegetationsaufnahme wider. Es zeigten sich, je nach Art und Benutzungsintensität des Weges, Störungszeiger und eine Veränderung der Artenzahl und Artenzusammensetzung gegenüber dem umliegenden Gelände. Dies steht mit den Ergebnissen und Ausführungen von EBRECHT (2005) in Einklang.

4.5 Felderhebung der Vegetation

K. ENZENHOFER

Um Pflanzenbestände qualitativ und quantitativ zu analysieren, mit dem Ziel einer Typisierung von Pflanzenbeständen, wurden verschiedene Methoden entwickelt. Die in Österreich übliche Methode basiert auf sogenannten Vegetationsaufnahmen. *„Unter einer Vegetationsaufnahme versteht man das Verfahren pflanzensoziologischer Datenerfassung in Pflanzenbeständen. [...] Aufnahmen bilden die wesentliche Grundlage pflanzensoziologischer Arbeit. Von ihrer Qualität und ihrem Informationsgehalt hängt das Ergebnis aller weiteren Auswertungen ab“.* (DIERSCHKE, 1994)

Innerhalb dieser Methode sind verschiedenste Überlegungen zu berücksichtigen: Auswahl und Größe der Aufnahmefläche, Zeitpunkt und Anzahl der Vegetationsaufnahmen und die Art der Datensammlung (vgl. DIERSCHKE, 1994).

Die optimale Umsetzung dieser einzelnen Punkte ist in Beziehung zum verwendeten Probenflächenraster zu setzen. Da im Vorfeld der Geländeerhebungen die Flächen samt ihrer Größe aufgrund des bestehenden Waldinventur-Rasters feststanden, kommt den Punkten Auswahl und Größe geringe Bedeutung zu. Es ist jedoch festzustellen, dass die Größe von 625 m² für Aufnahmen im Bereich von Wäldern mit großer Wahrscheinlichkeit über das des Minimum-Areals (Mindestgröße) hinausgeht (vgl. DIERSCHKE, 1994). Ein besonderes Augenmerk ist auf den Spezialfall der Flächenteilung zu legen (siehe Kapitel 2.2). Wie die Studie gezeigt hat, kommt es in solchen Fällen dazu, dass das Minimum-Areal nicht erreicht wird und somit eine genaue syntaxonomische Auswertung sehr schwierig werden kann.

Darüber hinaus ergibt sich auch die Problematik hinsichtlich Homogenität der Bestände. GLAVAC (1996) berichtet: „*Innerhalb der Probefläche dürfen keine wesentlichen standörtlichen Unterschiede und keine endogenen und exogenen Ungleichheiten im Aufbau der Bestände auftreten*“.

Nachdem die Auswahl der Flächen nicht nach vegetationsökologischen Gesichtspunkten erfolgte, kam es sehr häufig zur Aufnahme von nicht homogenen Beständen. Für die Auswertung stellt dies ein Problem dar. Nicht alle erhobenen Flächen konnten 1998 und auch bei dieser Studie syntaxonomisch ausgewertet werden.

Dies ist jedoch für die Ausweisung der aktuellen Waldgesellschaft nicht unbedingt notwendig und aufgrund der forstlichen Eingriffe an sich nicht immer möglich. Den Beständen wurden deshalb innerhalb der Hemerobiebewertung oft deutschsprachige Begriffe, wie zum Beispiel „Buchen-Dickung“, zugewiesen.

Wesentlicher für die Hemerobiebewertung ist die Ansprache der PNV, für deren Ausweisung das Vorfinden eines homogenen Bestandes nicht von Bedeutung ist. Für die Zuweisung der Flächen zu Hemerobiewerten kommt den inhomogenen Beständen besonderer Stellenwert zu, da die den Inhomogenitäten zugrunde liegenden Einflüsse meist gute Hemerobieindikatoren darstellen.

Um die Reproduzierbarkeit und Nachvollziehbarkeit zu gewährleisten, wurden Aufzeichnungen hinsichtlich dieses Punktes im Gelände vorgenommen. Im Rahmen dieser Studie sind die Punkte Zeitpunkt und Anzahl der Aufnahmen in Bezug auf den damit verbundenen Aufwand zu betrachten. Da das Hauptziel der Untersuchung nicht die exakte pflanzensoziologische Darstellung ist, sondern eine Erhebung der Hemerobiekriterien und dem Aufwand der Erhebungen Grenzen gesetzt sind, wird auf diese Punkte nur kurz eingegangen.

Der Zeitpunkt für einen Aufnahme-Durchgang ist nach DIERSCHKE (1994) bei Laubwäldern ab Mai zu setzen. In den Hemerobiestudien ist und wurde dies 1998 und 2008 berücksichtigt.

Unter den verschiedenen Methoden der Datensammlung kommt der Verwendung der Abundanz-Dominanz-Skala nach BRAUN-BLANQUET besondere Bedeutung zu. Sie stellt die am häufigsten verwendete Methode dar, da sie den praktischen Anforderungen gerecht wird und leicht anwendbar ist. Dabei werden die Individuenzahl und Deckung miteinander verbunden (vgl. DIERSCHKE, 1994). 1928 erfunden, hatte die Skala 7 Stufen und erfuhr mit der Zeit von verschiedensten Autoren, auch von BRAUN-BLANQUET selbst, Änderungen und/oder Verfeinerungen.

Wie DIERSCHKE (1994) erläutert, sind die Hauptkritikpunkte die nicht vergleichbaren Skalenstufen und die Vernachlässigung im unteren Bereich (+,1) des Deckungsgrades und im oberen Bereich (3 – 5) der Individuenzahl.

Vor allem BARKMAN et al. (1964, zit. n. DIERSCHKE, 1994) veränderte die Skala stark. Jedoch fand diese keine häufige Verwendung, da sie zu schwierig erscheint (REICHELTE et al., 1973) und damit nicht praktikabel ist. Auch die Verfeinerungen von DIERSCHKE (1994) kommen nicht bei der überwiegenden Mehrzahl der Vegetationsforscher zur Anwendung.

Da eine so häufig verwendete Methode nicht zu kompliziert sein soll, die Daten aber reproduzierbar sein sollen, und, diese Tatsache darf nicht vernachlässigt werden, eine immense Datenmenge mit dieser Methode vorhanden ist, sprechen sich viele Autoren für die Beibehaltung der BRAUN-BLANQUET-Skala aus. Nach REICHELT et al. (1973) soll lediglich die Stufe zwei eine Aufteilung erfahren:

2a = Individuenzahl beliebig, Deckung 5 – 15%

2b = Individuenzahl beliebig, Deckung 16 – 25%

2m = über 50 Individuen/Aufnahmefläche, Deckung dabei unter 5%

Damit wird der untere Bereich der Skala aufgeteilt und die Werte können im Nachhinein besser beurteilt werden.

Obwohl in der Publikation von GRABHERR et al. (1998) von der Skala von REICHELT et al. (1973) die Rede ist, wurde die siebenstufige Skala von BRAUN-BLANQUET dargestellt und in den Vegetationsaufnahmen auch diese verwendet. Dies führte zur Verwendung der BRAUN-BLANQUET-Skala in vorliegender Studie. Für zukünftige Erhebungen wird, aufgrund der Vorzüge, die REICHELT et al. –Skala empfohlen.

4.6 Ergebnisse

4.6.1 Pflanzensoziologische Auswertung

K. ENZENHOFER

Der, der TWINSPAN-Tabelle zugrundeliegende, Gradient von sehr basenreichen zu basenarmen Beständen spiegelt sich in der syntaxonomischen Zuordnung wider. So konnten einerseits *Seslerio-Pinetum nigrae*- und andererseits *Galio odorati-Fagetum luzuletosum*-Bestände und ein nährstoffarmer Kahlschlag zu einer *Calamagrostis epigejos*-Gesellschaft ausgewiesen werden. Den Hauptteil der Aufnahmen nehmen mittlere Standorte ein. Insgesamt wurden 67 Vegetationsaufnahmen ausgewertet und diesen 14 Syntaxa zugewiesen.

Die Problematik der Inhomogenität der Probeflächen führt dazu, dass anthropogene Störungen wie Straßen die Artenzusammensetzung verändern. Dies bewirkt, dass Flächen, in denen Forststraßen oder Rückwege vorhanden sind, meist artenreicher und diese meist nährstoffliebender sind. (vgl. EBRECHT, 2005) Demnach sind solche Vegetationsaufnahmen rein floristisch (wenn nicht differenziert betrachtet) ähnlich nährstoffreicher Bestände ausgestattet.

Ergebnis dieses Zustandes sind wenige klare Trennungen und Indikatorarten in der TWINSPAN-Tabelle. Abgeholfen werden kann durch eine differenzierte Einzelanalyse der Probeflächen.

Ein generelles Ausklammern von Störungszeigern aus den Datensätzen erschien nicht sinnvoll, da sich ihre Ausweisung an der PNWG orientiert und damit eine zu große Selektion vorgenommen werden würde.

Arten auf inhomogenen Flächen konnten nicht weggelassen werden, da dadurch auch hier das Vegetationsbild der Aufnahme verfälscht und schließlich nicht mehr korrekt dargestellt werden könnte. Viele Arten beschränken sich nicht nur auf kleine Störflächen, die man ansonsten theoretisch im Datensatz beiseite lassen könnte, sondern sind in den Datensätzen weiter verbreitet.

Allgemein würde sich durch das Weglassen von Arten eine theoretische „Verkleinerung der Aufnahmefläche“ und damit eine nachfolgende Änderung der Dominanzangaben aller Arten ergeben.

4.6.2 Hypothesen auf Basis statistischer Auswertung der Einzelflächenbewertung

K. ENZENHOFER

In vorliegender Studie wurden 82 Probeflächen (21 Trakte) erhoben und ausgewertet. Aufgrund der Rahmenbedingungen und der zeitlichen Dimension war es nicht möglich die Anzahl der Aufnahmepunkte zu erhöhen. Dieser Stichprobenumfang ist für eine qualitative statistische Auswertung, und um gezielte Fragestellungen zu beantworten, sehr gering.

Wie aus den Daten ersichtlich ist und im Kapitel der Ergebnisse schon beschrieben wurde, sind die Daten nicht normalverteilt. Dies bewirkt primär eine geringe Aussagekraft der statistischen Kenngrößen wie etwa dem arithmetischen Mittel.

Die Relativwerte 1 bis 9 der einzelnen Hemerobiekriterien sind unterschiedlich stark vertreten. Dies wäre für eine Darstellung von Zusammenhängen dienlich. Jedoch ist die Anzahl der auftretenden Relativwerte zwischen den Kriterien auch ungleich. Dies macht eine Überprüfung von Zusammenhängen schwierig. Auch die Verwendung von den Naturnähestufen der Relativwerte brachte keine Lösung dieses Problems. Daher konnte der „Kruskal-Wallis-Test“ und der „Pearson Chi-Quadrat-Test“ nur mit den Kriterien „Naturnähe der Bodenvegetation“ und „Naturnähe der Baumartenkombination“ angewendet werden.

4.6.3 Typische Kriterienausprägungen in den Hemerobiestufen

K. ENZENHOFER

Um die verschiedenen Hemerobiegrade zu beschreiben, können keine typischen Kriterien angegeben werden. Unterschiedliche Faktoren werden bei der Bewertung kombiniert und verschiedene Merkmalsausprägungen können zu ein- und derselben Naturnähe führen. (vgl. GRABHERR et al., 1998)

GRABHERR et al. (1998) führten statistische Analysen durch, um dennoch die verschiedenen Hemerobiegrade beschreiben zu können.

Da sich diese Clusteranalyse jedoch auf ganz Österreich bezieht, kann kein direkter Bezug zur vorliegenden Studie vorgebracht werden.

4.6.4 Vergleich 1998 – 2008

S. MAYRHOFER

Da diese Arbeit erstmals einen Vergleich aktueller Daten mit den Daten der MAB-Hemerobiestudie (1998) durchführt, werden die Ergebnisse nicht einfach als gegeben hingenommen. Es wird versucht den Hintergründen nachzugehen, warum es zu einer Änderung gekommen ist. Dies kann eine in der Natur stattgefundene Änderung im Bestand sein. Allerdings können Ergebnisunterschiede in den Hemerobiewerten des Vergleichs auch aufgrund von Unregelmäßigkeiten in der Aufnahmemethodik und des Bewertungsprogramms auftreten. Nachfolgend wird auf die einzelnen Kriterien, die eine signifikante Änderung der Relativwerte aufweisen, eingegangen und die möglichen Gründe beleuchtet.

Durch die eindeutige Formulierung der Beurteilung der Nutzungsintensität und der Nutzungsgeschichte ist die Aufnahme des Kriteriums „Nutzungen“ frei von subjektiven Entscheidungen. Die „Naturnähe der Nutzung“ 2008 erfuhr im Vergleich zu 1998 eine signifikante Zunahme.

Ebenso zeigt die „Naturnähe der Baumartenkombination“ eine statisch nachweisbare Abnahme.

Allerdings wurden bei der MAB-Hermerobiestudie (1998) Pionierbaumarten natürlicher Sukzessionsreihen auf einigen Probeflächen nicht als solche in der Baumartenkombination dokumentiert. Dies führt zu Abschlägen in der Beurteilung der Baumartenkombination, die nicht dem PNWG-Konzept nach KOCH (1998) entsprechen.

Da Pionierbaumarten nur auf wenigen Probeflächen auftraten, sollte diese Vernachlässigung nur wenig Auswirkung auf die Änderungen in den Gesamthermerobiewerten haben.

Die Abnahme im Kriterium „Naturnähe der Bodenvegetation“ ist sicherlich durch die Tatsache, dass die Störungszeigerbeurteilung der MAB-Hermerobiestudie (1998) im Feld nicht konsequent erfüllt wurde, beeinflusst. Dadurch kam es 1998 zu einem viel geringeren Anteil an Störern in den Probeflächen. Dies macht auch Abbildung 70 im Unterkapitel „Gesamtübersicht“ deutlich.

Das Kriterium „Bestandesaufbau“ zeigte eine gerade noch signifikante Abnahme in den Naturnähewerten. Bei dieser Abnahme sollte jedoch die Tatsache nicht unberücksichtigt bleiben, dass die Beurteilung eines Bestandes hinsichtlich der Anzahl seiner Schichten oft nicht vollkommen objektiv zu beurteilen ist.

Die signifikante Zunahme der „Diversität der Baumschicht“ ist durch die mehrmalige Änderung der Aufnahmemethodik in der MAB-Hermerobiestudie beeinflusst.

Bei der Berechnung der Diversität der Baumschicht werden jene Baumarten herangezogen, die aktuell vorhanden sind. Da in der aktuellen Aufnahmemethode die Möglichkeit bestand, Baumarten, die in der Umgebung jedoch nicht in der Probefläche auftreten, zu notieren, wurden bei der Hermerobiebewertung diese Baumarten auch in das Kriterium „Diversität der Baumschicht“ miteinbezogen und werten diese daher auf. In den relevanten Aufnahmen der MAB-Hermerobiestudie von 1993 kam es noch zu keiner Beurteilung von Umgebungsbaumarten.

Abbildung 75 im Unterkapitel „Gesamtübersicht“ verdeutlicht die Zunahme der Baumartenzahlen 2008.

Bei den Kriterien „Naturnähe der Vegetation“ sowie „Naturnähe der Bestandes“ handelt es sich um Aggregationskriterien. Da die beiden Kriterien „Naturnähe der Baumartenkombination“ und die „Naturnähe der Bodenvegetation“, die eine signifikante Abnahme im Naturnähewert aufweisen, zum Kriterium „Naturnähe der Vegetation“ zusammengefasst werden, zeigt auch letzteres Kriterium einen signifikanten Unterschied.

Die „Naturnähe des Bestandes“ zeigte ebenfalls eine signifikante Abnahme in den Naturnähewerten. Das Kriterium ergibt sich aus dem signifikanten Kriterium „Naturnähe der Vegetation“ und dem Kriterium „Naturnähe der Verjüngung“. Für die Verjüngung konnte allerdings keine Signifikanz festgestellt werden.

4.7 Allgemeine Diskussion

Im folgenden Kapitel werden einzelne Diskussionspunkte der Hemerobiestudie behandelt und Empfehlungen für zukünftige Studien gegeben.

4.7.1 Aufnahmemethodik und Verbesserungsvorschläge für das Handbuch

K. ENZENHOFER, S. MAYRHOFER

Wie auch in Kapitel 4.5 beschrieben, wird empfohlen, wie auch von GRABHERR et al. (1998) publiziert, für die Schätzung der Artmächtigkeit in der Vegetationsaufnahme die Skala nach REICHELTE et al. (1973) zu verwenden. Im Handbuch ist allerdings die Artmächtigkeitskala von BRAUN-BLANQUET (1964) abgebildet und wurde demnach sowohl 1993 bis 1998 als auch bei der vorliegenden Arbeit angewendet.

Da die Störungszeigerbewertung innerhalb der Hemerobiebewertung eine große Rolle spielt, sollte im Handbuch die Handhabung der Störungszeigerbeurteilung detaillierter herausgearbeitet werden. Beispielsweise werden im Sinne des modifizierten PNV-Konzepts von KOCH (1998) Waldrandsituationen auch als solche beurteilt. Die Störungszeigerbeurteilung unterscheidet sich deshalb von der innerhalb eines Bestandes. modifizierten PNV-Regeln im Handbuch würden Unklarheiten vermeiden.

Für die Aufnahme der aktuellen und potentiellen Baumartenkombination ist im Feldbuch eine Tabelle mit den jeweiligen Dominanzklassen angeführt. Jedoch unterscheiden sich diese Klassen von jenen die GRABHERR et al. (1998) in ihrer Publikation wiedergeben. Für die Bewertung ist die Tabelle im Handbuch maßgeblich.

Obwohl die Aufnahme der aktuellen Baumartenkombinationen im Handbuch beschrieben ist, sollte darauf hingewiesen werden, dass alle Baumarten, unabhängig davon in welcher Vegetationsschicht sie vorhanden sind, in die aktuelle Aufnahme eingehen müssen sofern sie in eine Dominanzklasse fallen. Die oben genannten Ausführungen bedeuten daher auch, dass bei Schlagflächen, die sich allein durch das Vorhandensein einer Kraut- und/oder Strauchschicht auszeichnen, die Baumarten dieser Schichten in die aktuelle Baumartenkombination eingehen müssen.

Wie auch im Handbuch angeführt, können unter der Beeinträchtigung „Bodenbearbeitung/Melioration“ Erdwege und Rückwege einen Humusabtrag bewirken und daher unter diesem Punkt angemerkt werden.

Zusätzlich sollte ausdrücklich darauf hingewiesen werden, dass auch Forststraßen eine Bodenbeeinträchtigung darstellen. Nach Auseinandersetzung mit den Aufnahmeblättern der MAB-Hemerobiestudie (1998) zeigte sich, dass Forststraßen nicht konsequent als Bodenbeeinträchtigung beurteilt wurden, sondern je nach Aufnahmeteam subjektiv behandelt wurden.

Bezüglich des Wegebaus wird empfohlen eine detailreiche Beschreibung der Aufnahme der Weglinien anzuführen, um Unklarheiten zu vermeiden.

Hinsichtlich der Verjüngung wurde festgestellt, dass mehrere Handbücher mit unterschiedlicher Aufnahmemethodik der Verjüngung existieren. In einem dieser Handbücher wird die Verjüngung in Anteil der Gesamtdeckung der Verjüngung angegeben. Anwendung findet jedoch die von GRABHERR et al. (1998) wiedergegebene Angabe in Prozent-Überdeckung des Probekreises.

Sowohl im Handbuch als auch in der Publikation von GRABHERR et al. (1998) findet sich in der Matrize „Volumenschätzung des Totholzes ab 10 cm Durchmesser“ ein Fehler. Bei einer Länge von 7 Metern und einem Mittendurchmesser von 45 cm des Totholzes ergibt sich ein Volumen von 1,11 m³ statt von 0,11 m³. Die eben erwähnte Matrize wurde in Kapitel 2.4.1 korrigiert wiedergegeben.

Bei der Ansprache der Standortfaktoren sind einerseits bei der Angabe des „Großreliefs“, als auch andererseits bei der Ansprache der mineralischen Substanz im Boden Mehrfachnennungen möglich. Im Handbuch sollte diese Möglichkeit vermerkt sein.

4.7.2 Bewertungsprogramm

K. ENZENHOFER, S. MAYRHOFER

Bei der Auseinandersetzung mit den Ergebnissen und einigen Nachberechnungen wurden Problematiken am Bewertungsprogramm deutlich:

Schlagflächen sollten bei der Auswertung gesondert behandelt bzw. im Nachhinein einer Kontrolle unterzogen werden. So ergab sich auf zumindest einer Schlagfläche ein Altersstrukturzuschlag aufgrund des Vorhandenseins einer gut ausgebildeten Strauchsicht. Dieser Zuschlag, scheint auf einer Fläche, in der keine Baumschicht sondern nur eine Strauchsicht auftritt, nicht gerechtfertigt.

Vergleicht man die Störungszeigerbeurteilung im Feld mit der Expertenansprache, so kann festgestellt werden, dass ein Unterschied in den Relativwerten der „Naturnähe der Bodenvegetation“ auftritt. Da eine reine Expertenansprache weniger Arten als Störungszeiger identifiziert, ist eine Feldansprache durch den Kartierer unerlässlich.

Jedoch kann die automatisierte Expertenbewertung nicht zwischen einer natürlichen und anthropogenen Störungsfläche unterscheiden (vgl. GRABHERR et al., 1998). Dies bedeutet, dass beispielsweise *Atropa bella-donna* auf einer natürlichen Windwurffläche, obwohl vom Kartierer nicht als anthropogener Störer ausgewiesen, vom Expertensystem als anthropogener Störungszeiger bewertet wird.

Die PNWG-Ansprache basiert auf den syntaxonomischen Bezeichnungen nach MUCINA et al. (1993). Für künftige Studien wird eine Aktualisierung des Datenbanksystems auf den aktuellen Stand der syntaxonomischen Forschung vorgeschlagen.

Ebenso sollte die Artendatenbank auf neueste Erkenntnisse der Systematik der Arten umgestellt werden, da es ansonsten zu Verwirrungen aufgrund unterschiedlichster Benennung von Pflanzenarten kommen kann.

Des Weiteren sollte die Artendatenbank ausgeweitet werden, da insbesondere Neophyten in der Datenbank nicht vorhanden sind.

4.7.3 Auffälligkeiten im Vergleich zur Studie 1998

K. ENZENHOFER, S. MAYRHOFER

Innerhalb der MAB-Hemerobiestudie (1998) kam es in den Aufnahmejahren 1993 bis 1998 zur Verwendung unterschiedlicher Aufnahmemanuale. Durch die verbesserte Aufnahmemethodik kam es einerseits zu einem höheren Informationsgehalt, andererseits zu einer erschwerten Vergleichbarkeit der Daten untereinander. Auch die Daten von 1993, die in dieser Arbeit mit aktuellen verglichen werden, basieren auf unterschiedlichen Aufnahmeformularen.

In den Aufnahmeformularen von 1993 gab es weiters noch nicht die Möglichkeit innerhalb der Beeinträchtigung „Wegebau“ einen Wegetyp auszuweisen. Eine Böschungsbreite und –begrünung wurde 1993 bei jeder Beurteilung angegeben, auch wenn die Voraussetzungen dafür nicht erfüllt wurden.

Bei der Störungszeigerbewertung von 1993 konnte festgestellt werden, dass es vielfach im Feld zu keiner Störartenbeurteilung kam. Waldgruppenstörer werden erst vom Bewertungsprogramm je nach Störwahrscheinlichkeit und Deckung auf der Probefläche ausgewiesen. Feldstörer hingegen, gelten unabhängig davon als Störer. Dies führt zu Auswirkungen bei den Relativwertberechnungen in den Kriterien „Naturnähe der Bodenvegetation“ und „Diversität der Krautschicht“.

Die Vergleichbarkeit zwischen den Aufnahmen von 1993 und den Aufnahmen dieser Arbeit wird dadurch erschwert. Dass dieses Problem nicht unberücksichtigt bleibt, zeigen auch die Ergebnisse des Vergleichs, die eine signifikante Abnahme der „Naturnähe der Bodenvegetation“ bei der aktuellen Studie vorweisen.

Bei den Aufnahmeformularen von 1993 gab es bei der Aufnahme des Totholzes keine Unterscheidung zwischen Stock- und Stammholz. Für die Bewertung des Totholzes nach qualitativen Merkmalen ist diese Unterscheidung jedoch wesentlich.

Ein Druckfehler, der bei der Auswertung dieser Daten anfänglich für Verwirrung sorgte, findet sich in der Zwischenwertabelle für die Bewertung des Totholzes in der Publikation GRABHERR et al (1998). Die Werte der Spalte „m³ Totholz im Probekreis“ stimmen nicht mit den Werten „m³ Totholz pro Hektar“ überein. Für die Berechnung dürfen nicht die ersteren Werte sondern die Angaben pro Hektar verwendet werden, da es ansonsten zu groben Fehlern in der Bewertung des Totholzes kommt.

In Folgestudien nach 1998 (z.B.: Hemerobie der Wälder Südtirols) kam es bereits zu einer Adaption der Aufnahmemethode des Totholzes. Dies wird im Unterkapitel „line-intersect-Methode für die Totholzaufnahme“ detailliert besprochen.

Weiters wird auf die Wichtigkeit des Anfertigens von Skizzen von den Probestellen hingewiesen. Nur dadurch ist eine Nachvollziehbarkeit gewährleistet. Bei der aktuellen Felderhebung konnte eine Probestelle, die in falscher Nord-Süd-Orientierung eingemessen wurde, aufgrund der Skizze identifiziert werden. Zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit der Hemerobie, wurde diese Fläche 2008 in derselben Orientierung eingemessen.

Da es bei der Studie 1998 bei der Auswahl der Trakte auch zur Selektion von temporären Trakten, die aktuell nicht mehr gewartet werden, kam, war die Auffindung dieser Probestellen mit Schwierigkeiten behaftet bzw. konnte ein Trakt (184079) überhaupt nicht aufgefunden werden.

Die Charakterisierung der auf einer Probestelle wirkenden Standortfaktoren auf der letzten Seite des Aufnahmeformulars ist für die spätere Auswertung wichtig und sollte daher auch nicht vernachlässigt werden.

Damit ein Vergleich der Daten dieser Arbeit mit denen von MAB-Hemerobiestudie (1998) möglich ist, ist die Ausweisung derselben PNWG auf einer Probestelle zentraler Punkt. Nach sorgfältiger Beschäftigung mit den für die Ansprache der PNWG notwendigen Faktoren und nach Absprache mit Experten, mussten für einige Probestellen andere PNWGs als 1993 ausgewiesen werden.

Weiters zeigt der Vergleich auch, dass das klar formulierte PNWG-Konzept oftmals nicht eindeutig in die Praxis überführbar ist. So ist die Auswahl der potentiell möglichen Baumarten von subjektiven Entscheidungen behaftet. Für einen Vergleich ist die Auseinandersetzung mit den potentiellen Baumartenkombinationen beider Datensätze daher unerlässlich.

Trotz dieser Ausführungen, die einen Vergleich erschweren können, muss auf die Vorzüge des Systems hingewiesen werden:

Die Kombination der unterschiedlichen Hemerobiekriterien zu aggregierten Relativwerten führt zu einem ausgewogenen „Puffersystem“, das Veränderungen in einzelnen Hemerobiekriterien nicht überbewertet und diese somit nur eine geringe Auswirkung auf den Gesamthemerobiewert zeigen.

Einzelne Fehleinschätzungen bei der Felderhebung schlagen sich deshalb nicht im Hemerobiewert nieder, und werden dadurch abgeschwächt.

4.7.4 „line intersect“ Methode für die Totholzaufnahme

S. MAYRHOFER

Für zukünftige Naturnähebewertungen in Wäldern ist die, für die Studie 1998 und bei dieser Arbeit, verwendete Aufnahmemethodik des Totholzes zu überdenken. Für die Bewertung der Naturnähe der Wälder Südtirols wurde diese mithilfe der „line intersect“ Methode verbessert. Grund für die Adaption war die Überlegung, dass Totholz in vielen Fällen gehäuft auftritt – ein Problem, das bei der verbesserten Methode umgangen wird. (vgl. VAKIC et al., 2000)

Anstatt der Aufnahme in einer kreisförmigen Fläche (vgl. GRABHERR et al., 1998) erfolgte bei der „line intersect“ Methode die Aufnahme des liegenden Totholzes und der Stöcke entlang zweier Transektlinien, die normal aufein-

ander stehen. Alle Stämme, die die Linie durchqueren, wurden erhoben. Fand nur eine Berührung mit der Linie statt, so wurden diese nicht berücksichtigt. Die Durchmessererhebung der aufzunehmenden Stämme erfolgte direkt an der Kreuzungsstelle durch Kluppierung. Stämme, die die Linie zweimal durchqueren, wurden auch zweimal erhoben. Die Aufnahme der Stöcke erfolgte ebenfalls entlang der Transektlinien. Es wurden all jene Stöcke erhoben, die mit ihrem Mittelpunkt maximal 100 cm von der Linie entfernt waren. Stehendes Totholz wurde auf der gesamten Probefläche durch Vollbaumkluppierung aufgenommen. (vgl. VAKIC et al., 2000)

Die Ergebnisse der Hemerobiestudie der Wälder Südtirols zeigten, dass die Totholzmenge keinen statistisch signifikanten Zusammenhang mit der Naturnähe aufweist. Im Gegensatz zur Quantität des Totholzes, weist die Qualität deutliche Zusammenhänge mit dem Hemerobiewert auf. Als qualitative Merkmale wurden, wie bei der Hemerobiestudie der österreichischen Wälder, Zersetzungsgrad und Ursache des Absterbens verwendet. Die Abstufung der Durchmesserklassen wurde allerdings verfeinert: sie erfolgte in 10 cm Stufen (vgl. VAKIC et al., 2000).

Aufnahmegruppen mit einem hohen Anteil an natürlichem Totholz zeigten eine höchst signifikante Unterscheidung von Gruppen mit hohem Anteil an anthropogen verursachtem Totholz hinsichtlich der Hemerobiewerte (vgl. VAKIC et al., 2000).

Anthropogen verursachtes Totholz ist schlechter zu bewerten als natürliches. Es zeichnet sich durch eine geringe Länge und einer glatten Schnittfläche aus. Beide Faktoren führen zu einer schnellen Austrocknung und damit zu einem Verlust der Attraktivität für holzbesiedelnde Organismen. (vgl. PFARR, 1990)

Um bei einer wiederholten Studie auch in Österreich die Totholzaufnahme mittels der „line intersect“ Methode durchzuführen, ist zu untersuchen, inwieweit die neu erhobenen Daten einen Vergleich mit den damaligen zulassen.

5 Zusammenfassung

K. ENZENHOFER, S. MAYRHOFER

1998 wurde die MAB-Hemerobiestudie fertiggestellt. In dieser Arbeit wurden von 1993 bis 1997 im gesamten Bundesgebiet Österreich die Wälder hinsichtlich ihrer Naturnähe bewertet.

Da diese Studie nun mehr als zehn Jahre zurückliegt, wurde vom Lebensministerium und dem Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft in Kooperation mit E.C.O. - Institut für Ökologie und der Universität Wien eine Vorstudie zur Wiederholung und Einrichtung eines Monitoringssystems im Jahre 2008 beauftragt. Im Zuge dieser werden Probeflächen der Studie 1998 wiederholt bewertet um deren Vergleichbarkeit zu prüfen und um die methodischen Ansätze zu optimieren.

In diesem Wissen bot sich ein erneutes Hemerobieprojekt, außerhalb dieser Vorstudie, an, um das damalige Bewertungssystem im Detail nochmals zu betrachten. Die dadurch gewonnenen Erkenntnisse können somit in die geplante Wiederholungsstudie einfließen.

Da im Rahmen einer Diplomarbeit nur ein begrenztes Gebiet bewertet werden kann, wurde die vorliegende Arbeit im niederösterreichischen Anteil des Biosphärenparks Wienerwald durchgeführt. Dieser bietet sich durch die Naturschutzkategorie Biosphärenpark und durch den großen zusammenhängenden Waldbestand an. Weiters wurde die Probeflächenauswahl an das Eigentum der Österreichischen Bundesforste gebunden.

In vorliegender Arbeit wurden somit jene Probeflächen, die den oben genannten Voraussetzungen entsprechen, aufgenommen. Diese Auswahl beinhaltet auch sämtliche Flächen des Untersuchungsgebietes, die bereits in der MAB-Hemerobiestudie bewertet wurden. Die gesamte Methodik, sowohl der Erhebung als auch der Bewertung der Daten, gleicht der der Studie 1998, um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten.

Die Arbeit beinhaltet eine vegetationsökologische Analyse, eine Naturnähebewertung von 82 Beständen sowie einen Vergleich der Ergebnisse zwischen 1998 und 2008 auf 39 Probeflächen.

Ein Ergebnis stellt die vegetationsökologische Auswertung der aufgenommen Bestände dar. Da die Probeflächenauswahl an den Waldinventur-Raster gebunden war, konnten 17 Probeflächen aufgrund großer Inhomogenitäten pflanzensoziologisch nicht bearbeitet werden. Die restlichen 65 Bestände verteilen sich auf 14 Syntaxa. Der Großteil der Flächen wurde dabei als das für den Wienerwald typische Galio odorati-Fagetum identifiziert. Aus naturschutzfachlicher Sicht besonders erwähnenswert sind die vorgefundenen primären Bestände des Seslerio-Pinetum nigrae Wagner 1941 Subassoziation typicum (WILLNER, 2007) in einer der Kernzonen des Biosphärenparks. Neben Waldaufnahmen wurden auch Schlagfluren bearbeitet.

Innerhalb der Einzelflächenauswertung wurde auf 82 Flächen die Naturnähe bewertet. Als „naturnah“ konnten 45,12 Prozent aller Probeflächen eingestuft werden. Einen ähnlich großen Anteil nehmen die „mäßig veränderten“ Be-

stände mit 41,46 Prozent ein. Die Klasse der „stark veränderten“ Wälder wurde nur 10,98 Prozent der Probeflächen zugeordnet. Jeweils 1,22 Prozent der Erhebungsflächen sind als „künstlich“ und „natürlich“ einzustufen.

Die Analyse der Abweichung der aktuellen von den potentiellen Baumartenanteilen (Soll-Ist-Vergleich von der PNWG) ergab eine Überrepräsentierung von *Picea abies* von 8,54 Prozent. *Fagus sylvatica* hingegen kommt um 15,67 Prozent aktuell weniger vor, als es ihrem potentiell natürlichen Anteil entsprechen würde. Die sekundären Vorkommen von *Pinus nigra* in der Thermenalpenregion spiegeln sich in einer Überrepräsentierung von 2,16 Prozent wider.

Der Vergleich der Ergebnisse der MAB-Hemerobiestudie (1998) mit vorliegender Arbeit zeigte nur geringe Veränderungen in der Verteilung der Hemerobiewerte auf die Naturnähestufen an. Der Anteil der „naturnahen“ Bestände konnte eine drei prozentige Erhöhung verzeichnen. Bei der Klasse der „mäßig veränderten“ Bestände zeigte sich eine Abnahme um vier Prozent. Die Anteile der „künstlichen“ und „natürlichen“ Bestände blieben konstant. Bei den „stark veränderten“ konnte jedoch eine Zunahme um zwei Prozent festgestellt werden.

Dennoch konnten in einigen Hemerobiekriterien Veränderungen statistisch bewiesen werden: Sowohl die „Naturnähe der Baumartenkombination“ als auch die „Naturnähe der Bodenvegetation“ zeigte eine Abnahme in der Naturnähe. Auch in den Kriterien „Bestandesaufbau“ und „Diversität der Baumschicht“ kam es zu einer Minderung im Naturnähewert. Positiv zu bewerten ist die Steigerung der Naturnähe des Kriteriums „Nutzung“.

Weiters erfolgte eine detaillierte Gegenüberstellung und Analyse der Daten von 1998 und 2008. Die festgestellten Veränderungen zwischen 1998 und 2008 wurden dahingehend kritisch begutachtet, ob die Änderungen tatsächlich im Bestand erfolgten oder ob diese aufgrund von unterschiedlichen methodischen Ansätzen im Aufnahme- oder Bewertungsmodus auftraten.

6 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lage der Traktpunkte.....	10
Abbildung 2: Lage der Probeflächen in Bezug auf die Zonierung des Biosphärenparks Wienerwald	22
Abbildung 3: Probeflächenaufbau (aus GRABHERR et al., 1998)	24
Abbildung 4: Verknüpfungsbaum der Hemerobiebewertung	45
Abbildung 5: Teilungsdiagramm der TWINSPAN-Analyse	66
Abbildung 6: Verteilung der Naturnäheklassen aller Probeflächen (Gesamtübersicht) ..	118
Abbildung 7: Verteilung der Hemerobiewerte über alle Aufnahme­flächen in %	119
Abbildung 8: Anteil der Relativwerte des Kriteriums „Nutzung“ an den „naturnahen“ Probeflächen	120
Abbildung 9: Verteilung der Naturnähestufen der Relativwerte für die Kriterien „Naturnähe der Baumartenkombination“, „Naturnähe der Bodenvegetation“ und „Nutzung“ innerhalb der „naturnahen“ Probeflächen	121
Abbildung 10: Abweichung der aktuellen Baumartenanteile vom Sollwert (PNWG) in der Naturnähestufe „mäßig veränderte“ Wälder	122
Abbildung 11: Verteilung der Naturnähestufen der Relativwerte für die Kriterien „Naturnähe der Baumartenkombination“, „Naturnähe der Bodenvegetation“ und „Nutzung“ innerhalb der „mäßig veränderten“ Probeflächen	122
Abbildung 12: Anzahl der Probeflächen in den Naturnähestufen der Relativwerte für die Kriterien „Naturnähe der Baumartenkombination“, „Naturnähe der Bodenvegetation“ und „Nutzung“ innerhalb der „stark veränderten“ Probeflächen	123
Abbildung 13: Abweichung der aktuellen Baumartenanteile vom Sollwert (PNWG) in der Naturnähestufe „stark veränderte“ Wälder	124
Abbildung 14: Anteile der Relativwerte des Kriteriums „Nutzung“ innerhalb aller Probeflächen	125
Abbildung 15: Verteilung der Relativwerte für das Kriterium „Totholz“ innerhalb aller untersuchten Probeflächen	126
Abbildung 16: Verteilung des Alterszuschlags innerhalb aller Probeflächen.....	126
Abbildung 17: Verteilung der Relativwerte des Kriteriums „Entwicklungsstadium“ innerhalb aller Probeflächen	127
Abbildung 18: Anteil der Relativwerte des Kriteriums „Artenreichtum“ innerhalb aller Probeflächen	127
Abbildung 19: Anteil der Relativwerte des Kriterium „Diversität“ innerhalb aller Probeflächen	128
Abbildung 20: Verteilung der Naturnähestufen der Relativwerte für die Kriterien „Naturnähe der Baumartenkombination“, „Naturnähe der Bodenvegetation“ im Vergleich zu den Hemerobiewerten	129
Abbildung 21: Abweichung der aktuellen Baumartenanteile vom Sollwert (PNWG)	129
Abbildung 22: Vergleich der Relativwerte des Kriteriums „Nutzung“ mit dem Hemerobiewert für Kernzonen-Probeflächen	131
Abbildung 23: Vergleich der Hemerobiewerte zwischen 1998 und 2008 auf Kernzonenflächen	131
Abbildung 24: Verknüpfungsbaum der Probefläche 178072/00	136
Abbildung 25: Verknüpfungsbaum der Probefläche 178072/08	137
Abbildung 26: Verknüpfungsbaum der Probefläche 178072/16	138
Abbildung 27: Verknüpfungsbaum der Probefläche 178072/24	139
Abbildung 28: Verknüpfungsbaum der Probefläche 179073/00	140
Abbildung 29: Verknüpfungsbaum der Probefläche 179073/16	141
Abbildung 30: Verknüpfungsbaum der Probefläche 179073/24	141
Abbildung 31: Verknüpfungsbaum der Probefläche 180072/00	143
Abbildung 32: Verknüpfungsbaum der Probefläche 180072/08	144
Abbildung 33: Verknüpfungsbaum der Probefläche 180072/16	145
Abbildung 34: Verknüpfungsbaum der Probefläche 180072/24	146
Abbildung 35: Verknüpfungsbaum der Probefläche 182074/00	147
Abbildung 36: Verknüpfungsbaum der Probefläche 182074/16.....	148

Abbildung 37: Verknüpfungsbaum der Probefläche 182074/24.....	149
Abbildung 38: Verknüpfungsbaum der Probefläche 183069/00.....	151
Abbildung 39: Verknüpfungsbaum der Probefläche 183069/08.....	152
Abbildung 40: Verknüpfungsbaum der Probefläche 183069/16.....	153
Abbildung 41: Verknüpfungsbaum der Probefläche 183069/24.....	154
Abbildung 42: Verknüpfungsbaum der Probefläche 183079/00.....	155
Abbildung 43: Verknüpfungsbaum der Probefläche 183079/08/1	156
Abbildung 44: Verknüpfungsbaum der Probefläche 183079/08/2	157
Abbildung 45: Verknüpfungsbaum der Probefläche 183079/16.....	158
Abbildung 46: Verknüpfungsbaum der Probefläche 183079/24.....	159
Abbildung 47: Verknüpfungsbaum der Probefläche 184070/00.....	160
Abbildung 48: Verknüpfungsbaum der Probefläche 184070/08.....	161
Abbildung 49: Verknüpfungsbaum der Probefläche 184070/16.....	162
Abbildung 50: Verknüpfungsbaum der Probefläche 184070/24.....	163
Abbildung 51: Verknüpfungsbaum der Probefläche 184078/00.....	164
Abbildung 52: Verknüpfungsbaum der Probefläche 184078/08.....	165
Abbildung 53: Verknüpfungsbaum der Probefläche 184078/16.....	166
Abbildung 54: Verknüpfungsbaum der Probefläche 184078/24.....	167
Abbildung 55: Verknüpfungsbaum der Probefläche 185069/00.....	168
Abbildung 56: Verknüpfungsbaum der Probefläche 185069/08.....	169
Abbildung 57: Verknüpfungsbaum der Probefläche 185069/16.....	170
Abbildung 58: Verknüpfungsbaum der Probefläche 185069/24.....	171
Abbildung 59: Verknüpfungsbaum der Probefläche 185070/00.....	172
Abbildung 60: Verknüpfungsbaum der Probefläche 185070/08.....	173
Abbildung 61: Verknüpfungsbaum der Probefläche 185070/16.....	174
Abbildung 62: Verknüpfungsbaum der Probefläche 185070/24.....	175
Abbildung 63: Verteilung der Naturnähestufen der MAB-Hemerobiestudie (1998) im Biosphärenpark Wienerwald.....	176
Abbildung 64: Verteilung der Naturnähestufen der Hemerobiestudie (2008) im Biosphärenpark Wienerwald	176
Abbildung 65: Zunahme bzw. Abnahme der Hemerobiewerte 2008 im Vergleich zur MAB-Hemerobiestudie (1998) im Biosphärenpark Wienerwald.....	177
Abbildung 66: Vergleich der Hemerobiewerte der MAB-Hemerobiestudie (1998) mit der Hemerobiestudie (2008) im Biosphärenpark Wienerwald.....	178
Abbildung 67: Vergleich der Naturnähestufen der „Naturnähe der Baumarten- kombination“ zwischen 1998 und 2008.....	179
Abbildung 68: Abweichung der Baumartenanteile vom Sollzustand in Prozent zwischen 1998 und 2008.....	180
Abbildung 69: Vergleich der Naturnähestufen „Naturnähe der Bodenvegetation“ zwischen 1998 und 2008.....	180
Abbildung 70: Vergleich des Störeranteils der Bodenvegetation zwischen 1998 und 2008	181
Abbildung 71: Vergleich der Naturnähestufen „Naturnähe der Nutzungen“ zwischen 1998 und 2008	182
Abbildung 72: Naturnähestufen der Nutzungen von Probeflächen, die 2008 der Gruppe der „naturnahen“ Bestände zugeordnet wurden; Vergleich zwischen 1998 und 2008.....	182
Abbildung 73: Vergleich der Naturnähestufen „Bestandaufbau“ zwischen 1998 und 2008	183
Abbildung 74: Vergleich der Naturnähestufen „Naturnähe der Diversität der Baumschicht“ zwischen 1998 und 2008.....	183
Abbildung 75: Vergleich der aktuellen Baumartenzahlen/Probefläche zwischen 1998 und 2008	184
Abbildung 76: Vergleich der Naturnähestufen der „Naturnähe der Vegetation“ zwischen 1998 und 2008.....	184
Abbildung 77: Vergleich der Naturnähestufen der „Naturnähe des Bestandes“ zwischen 1998 und 2008.....	185

7 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Klassen der aktuellen Baumartenüberschirmung	29
Tabelle 2:	Klassen der potentiell natürlichen Baumartenkombination	30
Tabelle 3:	Parameter für die Intensitätsvergabe bei forstlicher Endnutzung	32
Tabelle 4:	Parameter für die Intensitätsvergabe bei Forstlicher Vornutzung bzw. Pflegemaßnahmen	32
Tabelle 5:	Parameter für die Intensitätsvergabe bei Waldweide	33
Tabelle 6:	Parameter für die Intensitätsvergabe bei Bodenbearbeitung, Melioration	33
Tabelle 7:	Parameter für die Intensitätsvergabe bei touristischer Nutzung	33
Tabelle 8:	Parameter für die Intensitätsvergabe bei Streu- /Schneitelnutzung	34
Tabelle 9:	Höhenklassen für die Verjüngungsbeurteilung und Wildverbiss	34
Tabelle 10:	Parameter für die Intensitätsvergabe bei Wildverbiss	34
Tabelle 11:	Intensitätsvergabe der Böschungsbreite	35
Tabelle 12:	Intensitätsvergabe der Begrünung des Wegebaus	35
Tabelle 13:	Zersetzungsklassen des Totholzes	36
Tabelle 14:	Überführung der Häufigkeitsskala in mittlere Prozentwerte zur Berechnung der Abweichung der Baumartenanteile aktuell zu potentiell	41
Tabelle 15:	Häufigkeitsklassen der aktuellen Baumartenkombination	48
Tabelle 16:	Häufigkeitsklassen der potentiellen natürlichen Baumartenkombination	48
Tabelle 17:	Vergabe von Gewichten - Verjüngung	49
Tabelle 18:	Relativwert - Fläche der Freiverjüngung	49
Tabelle 19:	Klassen und Gewichte der Nutzungsgeschichte	50
Tabelle 20:	Gewichte für die Grundtypen der Entwicklungsphasen und Wuchsklassen	51
Tabelle 21:	Rohtabelle der Vegetationsaufnahmen, die aufgrund zu großer Inhomogenitäten nicht klassifiziert wurden	60
Tabelle 22:	Charakterisierte Tabelle zur Klasse <i>Epilobietea angustifolii</i> R. Tx. et Preisling in R. Tx. 1950	70
Tabelle 23:	Charakterisierte Tabelle zur Assoziation <i>Senecioni fuchsii-Sambucetum</i> <i>racemosae</i> Oberd. 1957	74
Tabelle 24:	Charakterisierte Tabelle zum Verband <i>Quercion pubescenti-petraeae</i> Br.-Bl. 1932	77
Tabelle 25:	Charakterisierte Tabelle zur Assoziation <i>Carici remotae-Fraxinetum</i> Koch ex Faber 1936	79
Tabelle 26:	Charakterisierte Tabelle zur Assoziation <i>Aceri-Tilietum platyphylli</i> Faber 1936 s.l.	82
Tabelle 27:	Charakterisierte Tabelle zur Assoziation <i>Galio sylvatici-Carpinetum</i> Oberd. 1957	86
Tabelle 28:	Charakterisierte Tabelle zur Assoziation <i>Cyclamini-Fagetum</i> Soó 1971	89
Tabelle 29:	Charakterisierte Tabelle zur Assoziation <i>Galio odorati-Fagetum</i> Sougnéz & Thill 1959	93
Tabelle 30:	Charakterisierte Tabelle zur Assoziation <i>Mercuriali-Fagetum</i> Scamoni 1935	101
Tabelle 31:	Charakterisierte Tabelle zur Assoziation <i>Seslerio-Pinetum nigrae</i> Wagner 1941	106
Tabelle 32:	Charakterisierte Tabelle zur Ordnung <i>Piceetalia</i> Pawl. 1928	112
Tabelle 33:	Aufnahme ohne Zuweisung zu einem Syntaxon; Stieleichenforst	115
Tabelle 34:	Neunstufige Hemerobieskala und die fünf Stufen der Naturnähe	117
Tabelle 35:	Signifikanzniveaus ausgewählter Kriterien (Wilcoxon-Test)	179
Tabelle 36:	Einteilung der Vegetation (Ökosystem) nach dem Grad menschlicher Beeinflussung	188

8 Matrizenverzeichnis

Matrix 1:	Transformationsmatrix des Störungsindex in den Relativwert Naturnähe der Bodenvegetation	47
Matrix 2:	Verrechnungsmatrix für die Kombination der Dominanzklassen aus der aktuellen und potentiellen natürlichen Baumartenkombination	48
Matrix 3:	Matrix der Gewichte für die Nutzungs- /Beeinflussungsarten	50
Matrix 4:	Matrix zur Transformation der Beeinflussungszahl in den Relativwert der Nutzung	51
Matrix 5:	Matrix zur Transformation der Totholzmenge (> 10 cm Mittendurchmesser) in einen Zwischenwert.....	53
Matrix 6:	Berücksichtigung von Zu- und Abschlagswerten bei der Bestimmung des Relativwertes aus dem Zwischenwert des Totholzes	53
Matrix 7:	Bewertungsmatrix für die Transformation der Baumartenzahl je Waldgesellschaft in einen Relativwert 1,5 oder 9.....	54
Matrix 8:	Auszug aus der Diversitätsmatrix.....	55
Matrix 9:	Naturnähe der Vegetation, bei einer Überschildung der Baumschicht von $\geq 25\%$	56
Matrix 10:	Naturnähe der Vegetation, bei einer Überschildung der Baumschicht von $< 25\%$	56
Matrix 11:	Matrix der Naturnähe der Verjüngung	56
Matrix 12:	Relativwerte des Kriteriums Artenreichtum	57
Matrix 13:	Relativwerte des Kriteriums Bestandesreife	58
Matrix 14:	Relativwerte des Kriteriums Diversität.....	58
Matrix 15:	Naturnähe der Artenzusammensetzung	59

9 Literaturverzeichnis

Wir erklären hiermit, dass alle wörtlichen Zitate dieser Arbeit kursiv gesetzt und die Autoren, sowie die Angaben des Veröffentlichungsjahrgangs anschließend angeführt wurden. Bei sinngemäßen Zitaten oder Verweisen auf wissenschaftliche Arbeiten wurden Autoren und Erscheinungsjahr der Arbeit ebenfalls angeführt.

ADLER W., OSWALD K., FISCHER M., (1994): Exkursionsflora von Österreich. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 1180 S.

ALBRECHT L. (1991): Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. Forstw. Cbl. 110. S. 106 - 113

AMMER U. (1992): Naturschutzstrategien im Wirtschaftswald. Forstw. Cbl. 111. S. 255 – 265

AMMER U. (1991): Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzfor- schung für die forstliche Praxis. Forstw. Cbl. 110. S. 149 - 157

ARGE WIENERWALD (2002): Machbarkeitsstudie Wienerwald. Eignung des Wienerwaldes für einen Nationalpark oder Biosphärenpark. Kurzfassung. ARGE Wienerwald, Wien. 12 S.

AUFHAUSER E. (2009): Chi-Quadrat-Test. In: Unterrichtsmaterial Statistik- übungen für SoziologInnen. Universität Wien. 4 S.

BIBELRIETHER H. (1983): Erholung im Wald. In: STERN H. (1983): Rettet den Wald. Heyne Verlag, München. 444 S.

BIOSPHERENPARK WIENERWALD MANAGEMENT GMBH (2009). Bio- sphärenpark Wienerwald Facts. Online im Internet: URL: <http://bpww.at/biosphaerenpark/biosphaerenpark-wienerwald-facts> [Stand: 19-02-2009]

BLUME P., SUKOPP H. (1976): Ökologische Bedeutung anthropogener Bo- denveränderungen. Schriftenreihe für Vegetationskunde 10, Landwirtschafts- verlag, Bonn-Bad Godesberg. S. 7 - 9

BODE W. (1997): Wie viel Wege braucht der naturnahe Wald. In: BODE W. (1997): Naturnahe Waldwirtschaft. Prozessschutz oder biologische Nachhal- tigkeit? Deukalion Verlag, Holm. 396 S.

BRAUN-BLANQUET J. (1964): Pflanzensoziologie. Springer Verlag, Wien. 865 S.

BUNDESFORSCHUNGS- UND AUSBILDUNGSZENTRUM FÜR WALD, NATURGEFAHREN UND LANDSCHAFT (2009). Online im Internet. URL: <http://bfw.ac.at/rz/bfwcms.web?dok=3983> [Stand 16-06-2009]

BURSCHEL P. (1992): Totholz und Forstwirtschaft. Allgemeine Forstzeit-schrift. Der Wald. S. 1143 – 1146

BÜTLER R. (2005): Alt- und Totholz. Ein Zeichen moderner, nachhaltiger Waldwirtschaft. Wald Holz 86, 4. Eidg. Forschungsanstalt WSL, Bern. S. 45 – 48

DENGLER A. (1990): Waldbau. Baumartenwahl, Bestandesbegründung und Bestandespflege. Zweiter Band, Sechste Auflage, neubearbeitet von Röhrig E. und Gussone H. A.. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin. 314 S.

DIERSCHKE H. (1994): Pflanzensoziologie, Ulmer Verlag, Stuttgart. 683 S.

EBRECHT L. (2005): Vegetation, Standortverhältnisse und Ausbreitungsbiologie von Pflanzen auf Rückegassen und Waldwegen im Göttinger Wald und im Solling. Cuvillier Verlag, Göttingen. 317 S.

EBRECHT L., SCHMIDT W. (2005): Einfluss von Rückegassen auf die Vegetation. In: Forstarchiv 76. S. 83 - 101

EICHHORN K. (1995): Befahrbarkeit von Waldböden. In: Österreichische Forstzeitung 7/1995. S. 25 - 26

EICHRODT R. (1969): Über die Bedeutung von Moderholz für die natürliche Verjüngung im subalpinen Fichtenwald. Eidgenössische Technische Hochschule, Diss., Bühler Buchdruck, Zürich. 122 S.

ELLENBERG H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Verlag UTB, Stuttgart. 1095 S.

ELLENBERG H. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Goltze Verlag, Göttingen. 262 S.

FISCHER A. (1999a): Ergebnisse der Sukzessionsforschung. Eine Orientierung für den naturnahen Waldbau? In: FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (1999): Die Bedeutung der forstlichen Vegetationskunde für den naturnahen Waldbau. Ansprüche, Möglichkeiten und Grenzen, Freiburg. 89 S.

FISCHER A. (1999b): Der Einfluss des Schalenwildes auf die Bodenvegetation. Ein Beitrag zur Leitbildentwicklung für das Wildtiermanagement aus Vegetations-ökologischer Sicht. In: EISFELD D, HUSS J., OESTEN G., UERP-MANN B., VOLZ K.-R. (1999): Wald und Schalenwild. Neue Forschungsergebnisse zu einem alten Konfliktfeld. Beiträge zu einer Fachtagung an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg am 2. und 3. Dezember 1998. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Heft 17. S. 81 - 94

FISCHER A. (2003): Forstliche Vegetationskunde. Ulmer Verlag, Stuttgart. 421 S.

FISCHER M., ADLER W., OSWALD K. (2008): Exkursionsflora von Österreich, Lichtenstein und Südtirol. 3. Auflage. Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, Linz. 1391 S.

FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (1981): Instruktion für die Feldarbeit der Österreichischen Forstinventur 1981 – 1985. Fassung 1981. 173 S.

FRANK G. (1991): Bestandestypen der Schwarzkiefer (*Pinus nigra* ARNOLD) im Forêt d'Aitone, Korsika und am Niederösterreichischen Alpenost-rand. Diss. Univ. f. Bodenkultur, Wien. 200 S.

FRANK G. (1996): Verbesserung des Waldes als Lebensraum. Österreichische Forstzeitung 8/1996. S. 10 - 11

FRIEß T. (2004): Artenvielfalt im Wald: Einflüsse der Nutzungsformen. In: Forstzeitung 11/2004. S. 40 - 42

FÜHRER E. (1997): Biotopholz – Forstschutzrisiko oder Waldhygiene? Österreichische Forstzeitung 4/1997. S. 21 - 23

GAYER K. (1898): Der Waldbau. 4., verbesserte Auflage. Verlag Paul Parey, Berlin. 626 S.

GEOLOGISCHE BUNDESANSTALT (2009): Geologische Karten online. Online im Internet: URL: <http://www.geologie.ac.at/de/GBAONLINE/gbaonline.html> [Stand: 20-05-2009]

GILGE H., GRULICH H., SANDLER J., SPREITZHOFER J., STADLMANN H. (2006): Waldwirtschaft heute. Österreichischer Agrarverlag, Wien. 168 S.

GLAVAC V. (1996): Vegetationsökologie. Gustav Fischer Verlag, Jena. 358 S.

GRABHERR G., KOCH G., KIRCHMEIR H., REITER K. (1998): Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. Veröffentlichungen des Österreichischen MaB-Programms, Band 17, Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 493 S.

HEINZE M. (1996): Standorte, Ernährung und Wachstum der Schwarzkiefer (*Pinus nigra* ARNOLD). Forstw. Cbl 115. S 17 – 35

HILL M. O. (1979): TWINSpan: a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, New York.

JALAS J. (1955): Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. Acta Soc. Pro Fauna et Flora Fenn. 72 (11). S. 1 - 15

JELEM H. (1967): Böden und Waldgesellschaften im Revier Merkenstein, Schwarzföhren-Kalkvoralpen (Kalkwienerwald). Heft 21, Anhang zu Heft 4/1961, Standortserkundung Hoher Lindkogel, FBVA Inst. f. Standort, Wien. 43 S.

JELEM H., MADER K. (1969): Standorte und Waldgesellschaften im östlichen Wienerwald. Eine Grundlage für Forstwirtschaft und Raumplanung. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Institut für Standort, Heft 24, Band I. 207 S.

JOHANN E. (1993): Der Wienerwald. Österreichische Forstzeitung 6/1993. S. 10 - 12

JOHANN E. (1994): Zur Entstehung des Waldeigentums. In: ÖSTERREICHISCHER FORSTVEREIN (1994): Österreichs Wald – Vom Urwald zur Waldwirtschaft. Autorengemeinschaft „Österreichs Wald“, Wien. 544 S.

KAISER T. (1996): Die potentielle natürliche Vegetation als Planungsgrundlage im Naturschutz. In: Natur und Landschaft. 71. Jahrgang, Heft 10. S.435 - 439

KILIAN W., MÜLLER F., STARLINGER F. (1994): Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Waldforschungszentrum. 60 S.

KILIAN H. (Hrsg., 2001): 600 Jahre österreichisches Forstwesen im Spiegel alter Gesetze und Verordnungen. Band 2, Eigenverlag des Instituts für Soziökonomik der Forst- und Holzwirtschaft, Wien. 199 S.

KIRCHMEIR H., JUNGMEIER M., HERZOG E., GRABHERR G. (2000): Der Wald im Klimawandel. Nachhaltige Waldentwicklung im sommerwarmen Osten Österreichs. Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Kultur, Klagenfurt. 256 S.

KOCH G. (1997): Die „Potentielle natürliche Vegetation“ als Grundlage der Natürlichkeitsforschung mit spezieller Berücksichtigung österreichischer Wälder. In: Bericht über die 2. Pflanzensoziologische Tagung „Pflanzengesellschaften im Alpenraum und ihre Bedeutung für die Bewirtschaftung“. BAL Gumpenstein, 2. - 3. September 1997. S. 27 - 33

KOCH G. (1999): Vergleich potentieller natürlicher und aktueller Baumartenverteilung in forstlichen Problemgebieten. In: MÜLLER F. (1999): Mariabrunner Waldbautage 1999 – Umbau sekundärer Nadelwälder. BFW, Wien. 237 S.

KOCH G., KIRCHMEIR H., GRABHERR G. (1999): Naturnähe im Wald. Methodik und praktische Bedeutung des Hemerobiekonzeptes für die Bewertung von Waldökosystemen. Zentrum für Umwelt- und Naturschutz, Universität für Bodenkultur. 96 S.

KOCH G. (2002): Studienunterlage zur Vorlesung „Ökologie, Vegetation und Nutzung österreichischer Wälder“. Institut für Ökologie und Naturschutzforschung der Universität Wien. 171 S.

KOCH G. (2008): Erläuterungen zur Verordnung über die Naturschutzgebiete. Schriftliche Mitteilung vom 19.08.2008

KOWARIK I. (1987): Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. In: Tuexenia 7. S. 53 - 67

KRAL F. (1994): Der Wald im Spiegel der Waldgeschichte. In: Österreichischer Forstverein (1994): Österreichs Wald – Vom Urwald zur Waldwirtschaft. Autorengemeinschaft „Österreichs Wald“, Wien. S. 9 - 41

KRENMAYR, H. (Red.) (2002): Rocky Austria. Eine bunte Erdgeschichte von Österreich. 2. verbesserte Auflage, Geologische Bundesanstalt, Wien. 64 S.

KRISTÖFEL F. (2003): Über Anbauversuche mit fremdländischen Baumarten in Österreich. BFW-Berichte, Schriftenreihe des Bundesamtes und Forschungszentrums für Wald, Nr. 131, Wien. 81 S.

KUMMER J. (2009): Statistik Rechner. Online im Internet: URL: <http://jumk.de/statistik-rechner> [Stand: 17-06-2009]

KÜSTER H. (1999): Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa. Von der Eiszeit bis zur Gegenwart. Verlag C.H. Beck, München. 62 S.

LEIBUNDGUT H. (1984): Die natürliche Waldverjüngung. 2 überarbeitete Auflage, Verlag Paul Haupt, Bern und Stuttgart. 115 S.

LEIBUNDGUT H. (1990): Waldbau als Naturschutz. Verlag Paul Haupt, Bern und Stuttgart. 123 S.

LOIDL W., REIMOSER F. (1980): Waldbaulich-betriebswirtschaftliche Beurteilung des alternativen Kunst- und Naturverjüngungsbetriebes in einem fichtenreichen Gebirgsrevier. Centralblatt für das gesamte Forstwesen 97. S. 151 - 171

MAYER H. (1974): Wälder des Ostalpenraumes. Standort, Aufbau und waldbaulichen Bedeutung der wichtigsten Waldgesellschaften in den Ostalpen samt Vorland. Band 3 aus Ökologie der Wälder und Landschaften. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 344 S.

MAYER H. (1994): Waldbau im österreichischen Gebirgswald. Geschichtliche Entwicklung. In: Österreichischer Forstverein (1994): Österreichs Wald – Vom Urwald zur Waldwirtschaft. Eigenverl. Autorengemeinschaft Österreichs Wald, Wien. S. 243 - 260

MERTZ P. (2002): Pflanzenwelt Mitteleuropas und der Alpen. Ein Handbuch für die vegetationskundliche Praxis. ecomed Verlagsges.mbh & Co. KG, Hamburg. 392 S.

MUCINA L. (1993): Epilobietea angustifolii. In: MUCINA L., GRABHERR G., WALLNÖFER S. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil III. Wälder und Gebüsche. Gustav Fischer Verlag, Jena.

MUCINA L., KOLBEK .J. (1993a): Festuco-Brometea. In: MUCINA L., GRABHERR G., ELLMAUER T. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I. Anthropogene Vegetation. Gustav Fischer Verlag, Jena. 578 S.

MUCINA, L., GRABHERR G.; WALLNÖFER S. (1993b): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil III. Wälder und Gebüsche. Spektrum Akademischer Verlag, Jena. 353 S.

MÜLLER F. (1999): Ökologische Aspekte der Baumartenwahl bei der Umwandlung sekundärer Nadelwälder. In: MÜLLER F. (1999): Mariabrunner Waldbautage 1999 – Umbau sekundärer Nadelwälder. BFW, Wien. 237 S.

NATURFREUNDE INTERNATIONALE (2008): Im Wienerwald. Durch den Biosphärenpark von Gießhübl auf den Höllenstein. Naturfreunde Internationale, 2. Auflage, Wien. 4 S.

OBERDORFER E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Auflage, Ulmer Verlag, Stuttgart. 1051 S.

ÖSTERREICHISCHE BUNDESFORSTE AG (2009a): Natur im Biosphärenpark. Online im Internet: URL: <http://www.bundesforste.at/index.php?id=397> [Stand: 19-02-2009a]

ÖSTERREICHISCHE BUNDESFORSTE AG (2009b): Biosphärenpark Wienerwald. Naturraum-Management Aufgaben in großem Umfang. Online im Internet: URL: http://www.bundesforste.at/fileadmin/user_upload/Natur/Natur_Dokumente/BSPWienerwald.pdf [Stand: 19-02-2009b]

PFARR U. (1990): Fichten-Totholz im Spannungsfeld von Natur- und Forstschutz. Dissertation, München. 180 S.

PLACHTER H. (1991): Naturschutz. Gustav Fischer Verlag, Jena. 463 S.

PLANUNGSGEMEINSCHAFT OST (1987): Wienerwalddeklaration 21.01.1987

PLÖCHINGER B., PREY S.(1993): Sammlung geologischer Führer. Der Wienerwald. 2. völlig neubearbeitete Auflage. Verlag Gebrüder Bornträger, Berlin und Stuttgart. 168 S.

REICHELT G., WILMANN S. O. (1973): Vegetationsgeographie. Georg Westermann Verlag, Braunschweig. 210 S.

REIF A. (1999): Die Bedeutung des Kriteriums Naturnähe für die Waldwirtschaft mit besonderer Berücksichtigung fremdländischer Baumarten. In: Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (1999): Die Bedeutung der forstlichen Vegetationskunde für den naturnahen Waldbau - Ansprüche, Möglichkeiten und Grenzen. Freiburg. 89 S.

REITER K. (1991): VEGI – ein Programm zur Erstellung und Bearbeitung von Vegetationstabellen. Tagungsband 6. Österreichisches Botanikertreffen in Graz.

RIEDER A. (2002): Der Wienerwald. Natur, Geschichte und Kultur einer einzigartigen Landschaft. Verlag Christian Brandstätter, Wien. 367 S.

RÖHRIG E., BARTSCH N., VON LÜPKE B. (2006): Waldbau auf ökologischer Grundlage. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart. 479 S.

ROTACH P. (1999): Hat künstliche Verjüngung ausgedient? Forstzeitung 10/99. S. 12 – 14

SAUBERER, N., HOCHBICHLER, E., MILASOWSKY, N., PANAGOITIS, B., SACHSLEHNER, L. (2007): Nachhaltiges Waldbiomassenmanagement im Biosphärenpark Wienerwald. Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften. Wien. 150 S.

SCHERZINGER W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart. 447 S.

SCHIEGG PASINELLI K., SUTER W. (2000): Lebensraum Totholz. Merkblatt für die Praxis 33. Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf. S. 2 - 6

SCHMIDT P. A. (1998): Potentielle natürliche Vegetation als Entwicklungsziel naturnaher Waldbewirtschaftung. In: Forstw. Cbl. 117. S. 193 - 205

SEIBERT P., CONRAD-BRAUNER M. (1995): Konzept, Kartierung und Anwendung der potentiellen natürlichen Vegetation mit dem Beispiel der PNV-Karte des unteren Inntals. In: Tuexenia 15. S. 25 - 43

STARLINGER F., FRANK. G., MÜLLER F. (1996): Naturschutz und naturnaher Waldbau – Teil 2. Österreichische Forstzeitung, 1/1996. S. 27

STARLINGER F. (1999): Vegetationskundliche Charakterisierung von sekundären Nadelwäldern und Nadelholz-Forsten. Mariabrunner Waldbautage 1999 – Umbau sekundärer Nadelwälder. FBVA-Berichte 111, Wien. S. 9 - 29

STÖCKLI B. (1995): Moderholz für die Naturverjüngung im Bergwald: Anleitung zum Moderanbau. Merkblatt für die Praxis 26, Sonderdruck aus Wald und Holz 76, 16, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf. S. 8 - 14

SUKOPP H. (1969): Der Einfluss des Menschen auf die Vegetation. Vegetatio 17: S. 360 - 371

SUKOPP H. (1976): Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde 10. Landwirtschaftsverlag, Bonn-Bad Godesberg. S. 9-26

TIEDE M., VOSS W. (2000): Schließen mit Statistik – Verstehen. Verlag Oldenburger Wissenschaftsverlag, München, Wien. 352 S.

TREMP H. (2005): Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten. UTB Verlag, Stuttgart. 141 S.

TRUMLER G. (1985): Das Buch vom Wienerwald. Verlag Christian Brandstätter, Wien. 175 S.

TÜXEN R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. In: TÜXEN, R. (1956): Angewandte Pflan-

zensoziologie. 13. Bundesanstalt für Vegetationskartierung, Stolzenau, Weiser. 55 S.

UNESCO (Hrsg., 1996): Biosphärenreservate. Die Sevilla-Strategie und die Internationalen Leitlinien für das Weltnetz. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. 24 S.

UTSCHIK H. (1991): Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. Forstw. Cbl. 110. S. 135 - 148

VACIK H., EGGER A., KOCH G., KIRCHMEIR H. (2000): Totholzerhebung im Rahmen der Hemerobiebewertung in Südtirols Wäldern. Centralblatt für das gesamte Forstwesen 117, Heft 2. S. 115 - 132

WALLNÖFER S., MUCINA L., GRASS V. (1993): Querco-Fagetea. In: MUCINA L. et al. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil III. Wälder und Gebüsche. Gustav Fischer Verlag, Jena S. 85 – 236

WENDELBERGER G. (1962): Die Relikt-Schwarzföhrenwälder des Alpenostandes. In: Vegetatio 11. S. 265 – 287

WESSELY G. (Red., 2006): Geologie der österreichischen Bundesländer. Niederösterreich. Geologische Bundesversuchsanstalt, Wien. 416 S.

WILLNER W. (2002): Syntaxonomische Revision der südmitteleuropäischen Buchenwälder. Phytocoenologia 32. Verlag Bornträger, Berlin, Stuttgart. S. 337 – 453

WILLNER W., GRABHERR G. (2007): Die Wälder und Gebüsche Österreichs. Band 1 und 2. Spektrum Verlag, München. 608 S.

WILMANN S. O. (1998): Ökologische Pflanzensoziologie. UTB Verlag, Wiesbaden. 386 S.

WINKLER N. (1997): Gute Walderschließung in Österreich. In: BFW (1997): Zur Nachhaltigkeit im österreichischen Wald. Beilage zur Österreichischen Forstzeitung 12/1997. 16 S.

WINNA F. (2000): Die 1000jährige Geschichte des Wienerwaldes. Carl Gerod's Sohn Verlagsbuchhandlung KG, Wien. 100 S.

ZERBE S. (1994): Zur Umwandlung von Nadelholzreinbeständen in Laubmischwälder. In: Forst und Holz. 49. Jahrgang, Nr. 17. S. 82 - 84

ZERBE S. (1997): Stellt die potentielle natürliche Vegetation (PNV) eine sinnvolle Zielvorstellung für den naturnahen Waldbau dar? In: Forstw. Cbl 116. S. 1 - 15

ZUKRIGL K. (1999a): Die Schwarzföhrenwälder am Alpenostrand in Niederösterreich. In: Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum 12. St. Pölten. S. 11 – 20

ZUKRIGL K. (1999b): Das Schwarzföhren-Naturwaldreservat Merkenstein-Schöpfeden im südlichen Wienerwald. In: Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum 12. St. Pölten. S. 161 – 232

ZUKRIGL K., KILIAN W. (1966): Standortserkundung an der Grenze Kalkvoralpen – Flyschzone in Niederösterreich (Gemeinde Eschenau a. d. Traisen). Forstliche Bundesversuchsanstalt, Institut für Standort, Heft 18, Wien. 101 S.

10 Anhang

Tr./Prfl.Nr.:

9. Totholzanteil: schwach < 10 cm: stark >= 10 cm		Volumen (m3 am Ort):																																					
1 = wenig 2 = mittel 3 = viel 4 = sehr viel	10 - 20 cm > 20 cm	Stämme: <table border="1" style="width: 100%; height: 20px; border-collapse: collapse;"> <tr><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td></tr> <tr><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td></tr> </table>																					Stöcke: 10 - 20 cm > 20 cm <table border="1" style="width: 100%; height: 20px; border-collapse: collapse;"> <tr><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td></tr> <tr><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td></tr> </table>																
Qualität des Totholzes: > 50 % stehend > 50 % anthr.		ZG: 1: <input type="checkbox"/> 2: <input type="checkbox"/> 3: <input type="checkbox"/> 4: <input type="checkbox"/>																																					
Standort																																							
10 Exposition: eb. N NE E SE S SW W NW 0 1 2 3 4 5 6 7 8		11. Hangneigung (%): -5 -10 -20 -30 -40 -50 -60 -70 -80 -90 -100 >100																																					
		12. Meereshöhe (in m): <table border="1" style="width: 100%; height: 20px; border-collapse: collapse;"> <tr><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td></tr> </table>																																					
13 Großrelief: R>30m 1 = Kuppe 8 = Talboden, Ebene 2 = Oberhang 9 = Hangfuß 3 = Mittelhang 10 = Schuttkegel 4 = Unterhang 11 = Schwemmfächer 5 = Rücken 12 = Grabeneinhang 6 = Mulde 13 = Graben 7 = Terrasse 14 = Hangverebnung 15 = Geländekante		14. Kleinrelief: 25x25 m 1 = homogen 2 = wellig 3 = rinnig 4 = buckelig 5 = konvex 6 = konkav 7 = konvex/konkav 8 = anthr. Geländestufe																																					
		15. Geologie: aus Karte: <input type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> nein 1 = Granit, Gneis 10 = Quarzporphyr 2 = Quarzsanstein, Quarzit 12 = Schiefer 3 = Moräne, Schotter 13 = Glimmerschiefer 4 = Löß 14 = Phyllit 5 = Flysch, Werf. Sch. 15 = Amphibolit 6 = Lockersediment 16 = Grauwacke 7 = bas. Silikate 17 = Sandstein 8 = Dolomit 18 = Marmor 9 = Kalk 19 = Konglomerat, Breccie 11 = 0 = Unbestimmt																																					
16 Boden: 1 = sil. Rohbo. 2 = Braunerde 3 = Parabraunerde 4 = Semipodsol 5 = Podsol 6 = Pseudogley, Gley 7 = Mischboden 8 = bas. Rohbo. 9 = Rendzina 10 = Braunl., Rotl. 11 = Tschernos. 12 = Terra fu. 13 = Moor, Anm. 14 = Aubod. 15 = Ranker																																							
17 Skelettanteil / Korngröße: 1 = feinskelr. 2 = grobskelr. 3 = steinig 4 = Blockig 5 = anstehender Fels 6 = Fels flächig																																							
18 Bodenart: 1 = Sand 2 = lehm. Sand 3 = sand. Lehm 4 = Lehm 5 = Ton																																							
19 Humus: 1 = Mull 2 = Moder 3 = Rohhumus 4 = Torf Anmerkung:																																							
20 Wasserhaushalt: 1 = trocken 2 = mä. tro. 3 = wechselltro. 4 = mä. frisch 5 = frisch 6 = wechselfeu. 7 = feucht 8 = naß																																							
21 Lokalklima: 1 = Kaltluft 2 = wärmebetont 3 = luftfeucht 4 = lufttro. 5 = Frostlage 6 = windexpo. 7 = Schneeeakkum.																																							
22 Anmerkungen zum Standort:																																							
23 Aktuelle Waldgesellschaft:																																							
24 Pot. Waldges. (Pflages):																																							
25 Soziol. Anmerkung:																																							
26 Sonst. Anmerkung, Umgebung:																																							
27 Soziol. auswertb.: 0 = nein 1 = ja		28. Natursch.würdig: 0 = nein 1 = ja																																					
		29. Hemerobie gesch.:																																					

Tr./Prfl.Nr.:

30 Einmeßskizze und Anmerkungen

AP = Ausgangspunkt
B = markanter Baum
F = Fels
GST = Grenzstein
M = Marterl. Kreuz
Bildstock
SP = Schnittpunkt m.
Taxierungslinie
ST = Stein
TP = Trig. Zeichen
Z = Zaun
O = Farbe

10.2 Ergebnistabelle 2008

Relativwerttabelle 2008; Abkürzungen: **bk** = Naturnähe der Baumartenkombination, **bv** = Naturnähe der Bodenvegetation, **va** = Verjüngungsart, **ffv** = Fläche der Freiverjüngung, **n** = Nutzung, **et** = Entwicklungsstufe, **th** = Totholz, **ba** = Bestandesaufbau, **az** = Alterszuschlag, **db** = Diversität Baum, **dk** = Diversität Kraut, **vg** = Naturnähe der Vegetation, **vj** = Naturnähe der Verjüngung, **be** = Naturnähe des Bestandes, **es** = Entwicklungsstadium, **vk** = Vegetationskomplex, **br** = Bestandesreife, **ar** = Artenreichtum, **div** = Diversität, **sr** = Bestandesstruktur, **h** = berechneter Hemerobie-Wert

TCODE9	bk	bv	va	ffv	n	et	th	ba	az	db	dk	vg	vj	be	es	vk	br	ar	div	sr	h
178072000	8	9	9	9	8	4	3	7	0	9	5	8	9	8	4	8	4	5	6	5	7
178072080	8	7	0	0	9	4	1	7	0	5	5	8	0	8	4	9	3	5	6	4	8
178072160	8	7	0	0	9	3	3	7	0	9	9	8	0	8	3	9	3	9	7	5	8
178072240	8	9	9	9	9	3	6	7	0	9	5	8	9	8	3	9	4	5	6	5	8
179073000	1	7	0	0	8	3	3	9	0	9	9	2	0	2	3	3	3	9	9	5	4
179073160	7	1	8	9	4	3	1	7	0	9	9	3	8	4	3	4	2	9	7	4	4
179073240	4	1	9	1	4	1	4	7	0	9	9	2	5	3	1	3	2	9	7	4	3
180072000	1	7	9	9	8	4	9	7	0	9	9	2	9	4	4	5	6	9	7	6	5
180072080	7	9	0	0	7	1	1	7	0	9	5	8	0	8	1	8	1	5	6	3	7
180072160	7	9	0	0	7	1	1	7	0	9	5	8	0	8	1	8	1	5	6	3	7
180072240	5	3	9	9	6	4	3	7	0	9	9	4	9	5	4	6	4	9	7	5	6
180074000	8	9	0	0	6	3	1	7	0	9	5	8	0	8	3	7	2	5	6	4	6
180074080	8	1	0	0	7	4	1	7	0	9	9	4	0	4	4	5	3	9	7	5	5
180074160	8	5	9	9	8	4	1	7	0	9	9	7	9	8	4	8	3	9	7	5	7
180074240	6	9	0	0	7	4	1	7	0	9	7	7	0	7	4	7	3	7	7	5	6
181075000	8	9	0	0	8	3	1	7	0	5	5	8	0	8	3	8	2	5	6	4	7
181075080	1	9	0	0	7	4	9	7	0	9	0	3	0	3	4	5	6	3	6	6	5
181075160	7	3	2	9	8	4	4	7	0	9	9	5	5	5	4	6	4	9	7	5	6
181075240	8	7	3	9	9	4	4	7	0	5	5	8	6	8	4	9	4	5	6	5	8
182072000	4	9	0	0	6	4	7	7	0	9	9	6	0	6	4	6	5	9	7	6	6
182072080	7	3	0	0	9	4	6	7	0	9	9	5	0	5	4	6	5	9	7	6	6
182072160	9	1	9	9	7	4	1	7	0	9	9	4	9	5	4	6	3	9	7	5	6
182072240	8	9	0	0	7	1	1	7	0	9	7	8	0	8	1	8	1	7	7	3	7
182074000	9	9	9	9	7	4	6	7	0	9	7	9	9	9	4	8	5	7	7	6	7
182074080	9	9	9	9	6	4	1	7	0	5	5	9	9	9	4	8	3	5	6	4	7
182074160	5	7	9	9	8	4	4	8	0	9	5	6	9	7	4	8	4	5	7	5	7
182074240	2	5	7	9	8	4	4	7	0	9	9	3	8	4	4	5	4	9	7	5	5
182076000	4	1	2	9	6	3	1	7	0	9	9	2	5	3	3	4	2	9	7	4	4
182076080	9	7	9	9	6	4	9	7	0	5	7	8	9	8	4	7	6	5	6	6	7
182076160	6	1	0	0	6	1	1	0	0	5	7	3	0	3	1	4	1	5	5	3	4
182076240	8	7	0	0	5	4	1	7	0	9	5	8	0	8	4	7	3	5	6	4	6
182078000	1	9	0	0	7	4	2	7	0	9	7	3	0	3	4	5	3	7	7	5	5
182078080	8	1	0	0	8	4	0	7	0	9	9	4	0	4	4	5	4	9	7	5	5
182078160	7	9	0	0	7	3	5	7	0	9	5	8	0	8	3	8	3	5	6	4	7
182078240	7	7	0	0	7	4	6	7	0	9	7	7	0	7	4	7	5	7	7	6	7
183069000	8	9	0	0	6	3	1	6	0	9	7	8	0	8	3	7	2	7	6	4	6
183069080	4	1	0	0	7	3	8	6	1	9	7	3	0	3	4	5	6	7	6	6	5
183069160	7	9	0	0	8	3	2	7	0	9	5	8	0	8	3	8	3	5	6	4	7
183069240	6	7	0	0	6	4	1	7	0	9	5	6	0	6	4	6	3	5	6	4	5
183075000	9	9	0	0	7	3	5	7	0	5	5	9	0	9	3	8	3	5	6	4	7
183075080	9	9	0	0	7	3	1	7	0	5	1	9	0	9	3	8	2	2	5	3	7
183075160	9	9	0	0	7	4	1	7	0	9	1	9	0	9	4	8	3	3	6	4	7
183075240	9	9	0	0	7	3	4	7	0	5	1	9	0	9	3	8	3	2	5	4	7
183077000	4	9	0	0	8	1	1	7	0	5	5	7	0	7	1	8	1	5	6	3	7

183077080	4	7	0	0	7	4	6	7	0	9	7	5	0	5	4	6	5	7	7	6	6
183077160	7	5	0	0	6	4	9	7	0	9	9	6	0	6	4	6	6	9	7	6	6
183077240	5	7	8	9	6	4	9	7	0	9	9	6	8	6	4	6	6	9	7	6	6
183079000	4	7	9	9	7	4	9	7	0	9	9	5	9	6	4	7	6	9	7	6	7
183079081	6	7	8	9	8	3	9	8	1	9	9	6	8	6	4	7	6	9	8	7	7
183079082	8	7	0	0	7	4	1	7	0	9	9	8	0	8	4	8	3	9	7	5	7
183079160	7	7	0	0	7	4	1	7	0	9	9	7	0	7	4	7	3	9	7	5	6
183079240	7	7	9	9	7	4	6	7	0	9	9	7	9	8	4	8	5	9	7	6	7
184070000	7	7	9	9	8	1	7	5	1	9	9	7	9	8	2	8	4	9	5	4	7
184070080	2	9	9	9	9	1	6	7	0	9	9	4	9	5	1	6	3	9	7	5	6
184070160	5	7	9	9	8	4	6	7	0	9	9	6	9	7	4	8	5	9	7	6	7
184070240	7	9	9	9	8	4	4	7	1	9	9	8	9	8	5	8	5	9	7	6	7
184078000	8	7	0	0	8	4	5	8	0	9	9	8	0	8	4	8	4	9	8	6	7
184078080	8	7	9	9	6	4	9	7	0	9	9	8	9	8	4	7	6	9	7	6	7
184078160	2	1	9	9	8	4	7	7	0	9	9	2	9	4	4	5	5	9	7	6	5
184078240	2	3	2	1	5	1	1	0	0	9	7	2	2	2	1	3	1	7	5	3	3
185069000	8	1	9	9	6	3	3	6	0	9	9	4	9	5	3	6	3	9	6	4	5
185069080	8	9	9	9	9	9	7	9	1	1	5	8	9	8	9	9	9	2	6	8	9
185069160	8	7	9	9	8	9	2	9	1	1	7	8	9	8	9	8	8	4	7	8	8
185069240	6	7	9	9	9	4	8	7	0	9	9	6	9	7	4	8	6	9	7	6	8
185070000	2	7	9	9	8	4	5	6	1	9	7	4	9	5	5	6	5	7	6	5	6
185070080	1	1	0	0	5	1	0	7	0	9	7	1	0	1	1	2	1	7	7	3	2
185070160	3	3	9	9	6	4	3	7	1	9	9	3	9	4	5	5	4	9	7	5	5
185070240	9	7	9	9	8	4	1	8	0	9	9	8	9	8	4	8	3	9	8	5	7
185075000	3	7	0	0	6	4	2	7	0	9	9	4	0	4	4	5	3	9	7	5	5
185075080	7	7	0	0	6	4	1	7	0	9	7	7	0	7	4	7	3	7	7	5	6
185075160	2	7	0	0	6	3	0	7	0	9	9	4	0	4	3	5	3	9	7	5	5
185075240	9	1	0	0	5	1	2	7	0	9	9	4	0	4	1	4	1	9	7	3	4
185077000	5	1	0	0	5	3	7	7	0	9	9	3	0	3	3	4	5	9	7	6	5
185077080	9	7	9	9	8	4	9	7	0	9	9	8	9	8	4	8	6	9	7	6	8
185077160	9	9	9	9	6	3	9	7	0	5	5	9	9	9	3	8	6	5	6	6	7
185077240	8	9	0	0	7	3	1	7	0	9	5	8	0	8	3	8	2	5	6	4	7
186074080	2	7	0	0	6	4	3	7	0	9	9	4	0	4	4	5	4	9	7	5	5
186074160	9	5	0	0	6	4	4	7	0	9	9	7	0	7	4	7	4	9	7	5	6
186080000	1	7	0	0	8	1	1	7	0	9	5	2	0	2	1	3	1	5	6	3	3
186080080	9	1	9	9	7	4	5	7	0	5	9	4	9	5	4	6	4	8	7	5	6
186080160	3	7	7	9	8	4	5	7	0	9	7	4	8	5	4	6	4	7	7	5	6
186080240	6	1	9	3	3	1	1	0	0	5	9	3	6	4	1	4	1	8	5	3	4

10.3 R-Script zur Einzelflächenauswertung

```
# Daten aus der Datenbank wurden in "hemerobie.csv" überführt, die nun
eingelassen werden
> daten<-read.csv (file="hemerobie.csv", sep=";")
> hem<-daten[,23]
> # Berechnung des arithmetischen Mittel der Hemerobiewerte (Spalte 23)
> mean(hem)
[1] 6.085366
> # Berechnung der Standardabweichung der Hemerobiewerte
> sd (hem)
[1] 1.353562
> # Kolmogorow-Smirnow-Test auf Normalverteilung der Hemerobiewerte
> ks.test (hem, pnorm, mean (hem), sd (hem))
```

One-sample Kolmogorov-Smirnov test

```
data: hem
D = 0.2138, p-value = 0.001110
alternative hypothesis: two-sided
```

```
> # Shapiro-Test zur Überprüfung des Ergebnisses des Komogorow-
Smirnow-Tests
> shapiro.test (hem)
```

Shapiro-Wilk normality test

```
data: hem
W = 0.9175, p-value = 5.919e-05
```

```
> #Spalten-Indizierung: bv: Naturnähe der Bodenvegetation; bk: Naturnähe
der Baumartenkombination
> bv<-daten[,3]
> bk<-daten [,2]
> # Kruskal-Wallis-Test zur Überprüfung von Zusammenhängen zwischen
Relativwerten bk und bv
> kruskal.test(list(bk,bv))
```

Kruskal-Wallis rank sum test

```
data: list(bk, bv)
Kruskal-Wallis chi-squared = 0.161, df = 1, p-value = 0.6882
```

```
> # Pearson Chi-Quadrat Test
> chisq.test(hem,bv)
```

Pearson's Chi-squared test

```
data: hem and bv
X-squared = 59.6482, df = 28, p-value = 0.0004516
```

Pearson's Chi-squared test

data: hem and bk

X-squared = 78.3134, df = 56, p-value = 0.02614

10.4 SPSS-Ausgabe Vergleich 1998 - 2008

Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstest

	NNBK_08	NNBK_98	NNBV_08	NNBV_98
N	39	39	39	39
Parameter der Mittelwert	5,7179	6,5385	6,2308	7,7179
Normalverteilung(a,b) Standardabweichung	2,54381	2,11319	2,73824	2,27051
Extremste Differenzen	Absolut	0,231	0,243	0,354
	Positiv	0,134	0,168	0,156
	Negativ	-0,231	-0,243	-0,354
Kolmogorov-Smirnov-Z	1,445	1,515	2,212	2,216
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	0,031	0,020	0,000	0,000

	VJ_08	VJ_98	FFV_08	FFV_98
N	39	39	39	39
Parameter der Mittelwert	5,7179	4,7436	5,5897	4,3846
Normalverteilung(a,b) Standardabweichung	4,25471	4,47048	4,37528	4,39866
Extremste Differenzen	Absolut	0,344	0,317	0,398
	Positiv	0,244	0,317	0,238
	Negativ	-0,344	-0,317	-0,398
Kolmogorov-Smirnov-Z	2,147	1,981	2,483	1,964
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,001	0,000	0,001

	NUTZ_08	NUTZ_98	EST_08	EST_98
N	39	39	39	39
Parameter der Mittelwert	7,2821	6,4615	3,4872	3,3846
Normalverteilung(a,b) Standardabweichung	1,33670	1,60339	1,71482	1,84413
Extremste Differenzen	Absolut	0,243	0,170	0,331
	Positiv	0,142	0,143	0,331
	Negativ	-0,243	-0,170	-0,209
Kolmogorov-Smirnov-Z	1,517	1,061	2,068	1,666
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	0,020	0,210	0,000	0,008

	TH_08	TH_98	BAB_08	BAB_98
N	39	39	39	39
Parameter der Mittelwert	4,1282	3,3333	6,9231	7,3077
Normalverteilung(a,b) Standardabweichung	2,81144	2,30940	1,38383	0,97748
Extremste Differenzen	Absolut	0,149	0,154	0,368
	Positiv	0,149	0,154	0,298
	Negativ	-0,107	-0,105	-0,368
Kolmogorov-Smirnov-Z	0,931	0,962	2,300	2,293
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	0,351	0,313	0,000	0,000

	AZ_08	AZ_98	SCHI_08	SCHI_98
N	39	39	39	39
Parameter der Mittelwert	0,1923	0,1923	77,6923	77,0513
Normalverteilung(a,b) Standardabweichung	0,39094	0,39094	30,47704	30,96513
Extremste Differenzen				
Absolut	0,483	0,483	0,133	0,205
Positiv	0,483	0,483	0,130	0,152
Negativ	-0,311	-0,311	-0,133	-0,205
Kolmogorov-Smirnov-Z	3,019	3,019	0,833	1,278
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000	0,491	0,076

	DIVB_08	DIVB_98	DIVKS_08	DIVKS_98
N	39	39	39	39
Parameter der Mittelwert	8,4872	7,1795	7,7179	7,5128
Normalverteilung(a,b) Standardabweichung	1,87605	2,90980	1,68505	1,93135
Extremste Differenzen				
Absolut	0,531	0,401	0,366	0,318
Positiv	0,392	0,266	0,223	0,221
Negativ	-0,531	-0,401	-0,366	-0,318
Kolmogorov-Smirnov-Z	3,315	2,504	2,288	1,985
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000	0,000	0,001

	B1_08	B1_98	B2_08	B2_98
N	39	39	39	39
Parameter der Mittelwert	5,7436	6,8462	5,6410	4,5897
Normalverteilung(a,b) Standardabweichung	2,44646	1,96734	4,23325	4,37528
Extremste Differenzen				
Absolut	0,232	0,285	0,327	0,314
Positiv	0,153	0,202	0,242	0,314
Negativ	-0,232	-0,285	-0,327	-0,279
Kolmogorov-Smirnov-Z	1,449	1,782	2,040	1,964
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	0,030	0,003	0,000	0,001

	C1_08	C1_98	B3_08	B3_98
N	39	39	39	39
Parameter der Mittelwert	6,2051	7,1026	3,6410	3,4872
Normalverteilung(a,b) Standardabweichung	2,16648	1,72893	1,72424	1,78991
Extremste Differenzen				
Absolut	0,258	0,314	0,289	0,285
Positiv	0,178	0,225	0,289	0,285
Negativ	-0,258	-0,314	-0,223	-0,188
Kolmogorov-Smirnov-Z	1,610	1,958	1,807	1,778
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	0,011	0,001	0,003	0,004

	D1_08	D1_98	C2_08	C2_98	
N	39	39	39	39	
Parameter der Mittelwert	6,6923	6,9231	3,9744	3,6154	
Normalverteilung(a,b) Standardabweichung	1,88000	1,56246	1,84230	1,66410	
Extremste Differenzen	Absolut	0,244	0,263	0,137	0,203
	Positiv	0,141	0,194	0,137	0,203
	Negativ	-0,244	-0,263	-0,119	-0,125
Kolmogorov-Smirnov-Z	1,523	1,644	0,858	1,271	
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	0,019	0,009	0,453	0,079	

	B4_08	B4_98	C3_08	C3_98	
N	39	39	39	39	
Parameter der Mittelwert	7,5641	7,2564	6,7179	6,9744	
Normalverteilung(a,b) Standardabweichung	1,95737	1,85980	0,79302	1,03840	
Extremste Differenzen	Absolut	0,358	0,236	0,280	0,259
	Positiv	0,232	0,174	0,258	0,259
	Negativ	-0,358	-0,236	-0,280	-0,151
Kolmogorov-Smirnov-Z	2,237	1,474	1,748	1,620	
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,026	0,004	0,011	

	D2_08	D2_98	HEM_08	HEM_98	
N	39	39	39	39	
Parameter der Mittelwert	5,0769	4,9795	6,2051	6,3333	
Normalverteilung(a,b) Standardabweichung	1,22226	1,30891	1,55901	1,34425	
Extremste Differenzen	Absolut	0,167	0,177	0,259	0,248
	Positiv	0,166	0,177	0,151	0,207
	Negativ	-0,167	-0,078	-0,259	-0,248
Kolmogorov-Smirnov-Z	1,044	1,103	1,618	1,550	
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	0,226	0,175	0,011	0,016	

- a. Die zu testende Normalverteilung
- b. Aus den Daten berechnet

Nichtparametrische Tests

Wilcoxon -Test

Ränge

		N	Mittlerer Rang	Rangsumme
NNBK_98 - NNBK_08	Negative Ränge	7	12,07	84,50
	Positive Ränge	19	14,03	266,50
	Bindungen	13		
	Gesamt	39		
NNBV_98 - NNBV_08	Negative Ränge	3	10,17	30,50
	Positive Ränge	18	11,14	200,50
	Bindungen	18		
	Gesamt	39		
VJ_98 - VJ_08	Negative Ränge	13	12,12	157,50
	Positive Ränge	9	10,61	95,50
	Bindungen	17		
	Gesamt	39		
FFV_98 - FFV_08	Negative Ränge	13	10,62	138,00
	Positive Ränge	7	10,29	72,00
	Bindungen	19		
	Gesamt	39		
NUTZ_98 - NUTZ_08	Negative Ränge	21	15,67	329,00
	Positive Ränge	8	13,25	106,00
	Bindungen	10		
	Gesamt	39		
EST_98 - EST_08	Negative Ränge	14	11,36	159,00
	Positive Ränge	9	13,00	117,00
	Bindungen	16		
	Gesamt	39		
TH_98 - TH_08	Negative Ränge	18	17,53	315,50
	Positive Ränge	13	13,88	180,50
	Bindungen	8		
	Gesamt	39		
BAB_98 - BAB_08	Negative Ränge	3	3,00	9,00
	Positive Ränge	7	6,57	46,00
	Bindungen	29		
	Gesamt	39		
AZ_98 - AZ_08	Negative Ränge	3	3,50	10,50
	Positive Ränge	3	3,50	10,50
	Bindungen	33		
	Gesamt	39		
SCHI_98 - SCHI_08	Negative Ränge	18	18,31	329,50
	Positive Ränge	18	18,69	336,50
	Bindungen	3		
	Gesamt	39		
DIVB_98 - DIVB_08	Negative Ränge	11	7,00	77,00
	Positive Ränge	2	7,00	14,00
	Bindungen	26		
	Gesamt	39		
DIVKS_98 - DIVKS_08	Negative Ränge	10	8,10	81,00
	Positive Ränge	6	9,17	55,00
	Bindungen	23		
	Gesamt	39		

B1_98 - B1_08	Negative Ränge	9	7,00	63,00
	Positive Ränge	18	17,50	315,00
	Bindungen	12		
	Gesamt	39		
B2_98 - B2_08	Negative Ränge	13	12,65	164,50
	Positive Ränge	9	9,83	88,50
	Bindungen	17		
	Gesamt	39		
C1_98 - C1_08	Negative Ränge	7	10,36	72,50
	Positive Ränge	18	14,03	252,50
	Bindungen	14		
	Gesamt	39		
B3_98 - B3_08	Negative Ränge	14	10,29	144,00
	Positive Ränge	7	12,43	87,00
	Bindungen	18		
	Gesamt	39		
D1_98 - D1_08	Negative Ränge	14	11,64	163,00
	Positive Ränge	13	16,54	215,00
	Bindungen	12		
	Gesamt	39		
C2_98 - C2_08	Negative Ränge	19	15,21	289,00
	Positive Ränge	10	14,60	146,00
	Bindungen	10		
	Gesamt	39		
B4_98 - B4_08	Negative Ränge	13	7,92	103,00
	Positive Ränge	5	13,60	68,00
	Bindungen	21		
	Gesamt	39		
C3_98 - C3_08	Negative Ränge	6	6,92	41,50
	Positive Ränge	11	10,14	111,50
	Bindungen	22		
	Gesamt	39		
D2_98 - D2_08	Negative Ränge	20	16,68	333,50
	Positive Ränge	13	17,50	227,50
	Bindungen	6		
	Gesamt	39		
HEM_98 - HEM_08	Negative Ränge	15	12,03	180,50
	Positive Ränge	12	16,46	197,50
	Bindungen	12		
	Gesamt	39		

Statistik für Wilcoxon-Test

	NNBK_98 - NNBK_08	NNBV_98 - NNBV_08	VJ_98 - VJ_08	FFV_98 - FFV_08
Z	-2,334	-3,043	-1,055	-1,297
Asymptotische Signifi- kanz (2-seitig)	0,020	0,002	0,291	0,195

	NUTZ_98 - NUTZ_08	EST_98 - EST_08	TH_98 - TH_08	BAB_98 - BAB_08
Z	-2,441	-0,661	-1,329	-1,960
Asymptotische Signifi- kanz (2-seitig)	0,015	0,508	0,184	0,050

	AZ_98 - AZ_08	SCHI_98 - SCHI_08	DIVB_98 - DIVB_08	DIVKS_98 - DIVKS_08
Z	0,000	-0,055	-2,264	-0,708
Asymptotische Signifi- kanz (2-seitig)	1,000	0,956	0,024	0,479

	B1_98 - B1_08	B2_98 - B2_08	C1_98 - C1_08	B3_98 - B3_08
Z	-3,075	-1,265	-2,458	-1,036
Asymptotische Signifi- kanz (2-seitig)	0,002	0,206	0,014	0,300

	D1_98 - D1_08	C2_98 - C2_08	B4_98 - B4_08	C3_98 - C3_08
Z	-0,633	-1,593	-0,779	-1,711
Asymptotische Signifi- kanz (2-seitig)	0,527	0,111	0,436	0,087

	D2_98 - D2_08	HEM_98 - HEM_08
Z	-0,949	-0,212
Asymptotische Signifi- kanz (2-seitig)	0,343	0,832

Abkürzungen:

NNBK	Naturnähe der Baumartenkombination	DIVKS	Diversität der Krautschicht
NNBV	Naturnähe der Bodenvegetation	B1	Naturnähe der Vegetation
VJ	Verjüngung	B2	Naturnähe der Verjüngung
FFV	Fläche der Freiverjüngung	C1	Naturnähe des Bestandes
NUTZ	Fläche der Freiverjüngung	B3	Entwicklungsstufe
EST	Entwicklungsstufe	D1	Naturnähe der Artenzusammensetzung
TH	Totholz	C2	Bestandesreife
BAB	Bestandesaufbau	B4	Artenreichtum
AZ	Alterszuschlag	C3	Diversität
SCHI	Deckung der Baumschicht	D2	Naturnähe der Bestandesstruktur
DIVB	Diversität der Baumschicht	HEM	Hemerobiewert

10.5 Danksagung

Diese Arbeit wäre sicher nicht möglich gewesen ohne die Mithilfe einiger engagierter Personen, bei denen wir uns an dieser Stelle herzlichst bedanken möchten:

Schon in Einführungsvorlesungen, die nun einige Zeit zurück liegen, konnte uns Univ. Prof. Mag. Dr. Georg Grabherr für das große Themengebiet Ökologie begeistern. Durch das vielseitige Angebot an Lehrveranstaltungen am Department für Naturschutz, Vegetations- und Landschaftsökologie war bald der Entschluss gefasst auf diesem Gebiet den Abschluss des Studiums zu absolvieren.

Für die Idee und den Vorschlag des Themas dieser Diplomarbeit möchten wir Ass. Prof. Mag. Dr. Karl Reiter danken. Während dieser ganzen Zeit stand er uns unterstützend zur Seite. Seine positive Einstellung war stets hilfreich. Innerhalb der Geländeausfahrt, die dem Zweck des Auffindens eines temporären Traktes diente, zeigte er sich selbst nach stundenlangem Regen immer noch optimistisch.

Ein weiterer großer Dank gilt Mag. Dr. Hanns Kirchmeir für die Berechnung der Hemerobiebewertung und der Zurverfügungstellung der Datenbank und dem regen E-Mail-Verkehr während der Endphase. Für die vielen Anregungen und den Gedankenaustausch während mehrmaliger Treffen trotz seines engen Zeitplanes danken wir.

Für die große Unterstützung von Seiten der Österreichischen Bundesforste AG für Überlassung von Orthofotos, Schrankenschlüssel und Dateninformationen möchten wir uns herzlich bedanken. Besonders DI Gerald Oitzinger sei gedankt für die freundliche Hilfestellung, vor allem in der Anfangsphase.

Ein spezieller Dank gilt Dr. Franz Starlinger für die Anstellung als Kartierer im Zuge der Vorstudie. Die Felderhebung mit ihm als Experten und die vielen Gespräche über den Aufnahmemodus waren sehr lehrreich. Überdies hinaus konnten wir von seinem großen Wissen in vielen Bereichen profitieren.

Dank gebührt Dr. Gerfried Koch für das hilfreiche Gespräch hinsichtlich Unklarheiten der Aufnahmemethodik.

Für die Unterstützung mittels Druckkostenbeitrag möchten wir uns bei der Biosphärenpark Management GmbH bedanken. Für das Zusenden von Daten sei MMag. Irene Drozdowski gedankt.

Last but not least sei Philip Helger für die Benützung seines Autos gedankt. Ohne sein großes Vertrauen wäre die Felderhebung nicht möglich gewesen.

Persönliche Danksagung

An dieser Stelle möchte ich die Gelegenheit nutzen, mich bei all jenen Personen zu bedanken, die mich Zeit meines Studiums unterstützt haben.

Besonderer Dank gilt meinen Eltern, die mir den Zugang zur Bildung erst ermöglicht haben und mir während des Studiums immer zur Seite standen.

Auch meiner Schwester Claudia danke ich, dass sie mir immer Mut zugesprochen hat. Unsere vielen Telefonate während dieser Zeit waren immer eine willkommene Abwechslung.

Für die Geduld und den Verzicht vieler gemeinsamer Stunden möchte ich meinem Freund Günter danken.

Mein spezieller Dank gilt Karin, mit der ich diese Arbeit gemeinsam verfasst habe. Sowohl bei den unzähligen Stunden im Wald als auch bei der späteren Auswertung, hätte ich mir keine bessere Kollegin wünschen können. In der anstrengen Zeit während der Felderhebung, die oftmals von Hitze oder Regen begleitet war, ist eine Freundschaft entstanden, die ich heute nicht mehr missen möchte. Danke auch für die vielen gemütlichen Pausen bei einem Kaffee, in denen wir oft von unseren gemeinsamen Walderinnerungen eingeholt wurden.

Meiner Freundin Maria möchte ich für die statistische Hilfestellung danken.

Weiterer Dank gilt meiner Freundin und Wohnungskollegin Nici, die mir während dieser Zeit immer ein offenes Ohr schenkte und mir auch die eine oder andere Zecke entfernte.

LEBENS LAUF

Simone Mayrhofer

Geboren am 25. Juli 1984 in Amstetten (NÖ)
österr. Staatsbürgerschaft
Simone.Mayrhofer@hotmail.com



Ausbildung

1990 - 1994	Volksschule Oed
1994 - 1998	Hauptschule Wallsee
1998 - 2003	Höhere Bundeslehranstalt für wirtschaftl. Berufe Amstetten
2003 - 2009	Studium Biologie an der Universität Wien, Studien-zweig Ökologie, Schwerpunkt „Natur- und Land-schaftsschutz“

Berufstätigkeit

Juli - Aug 2005	Vertriebstätigkeit bei Bio Austria
Aug 2007	Mitarbeit im Projekt „Saubere Alpen – Saubere Ge-wässer“ Österreichischer Alpenverein
Sept 2008	Hemerobieerhebungen am Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft, Wien

Besondere Kenntnisse

Führerschein: B
Fremdsprachen: Englisch, Französisch
Computerführerschein
GIS-Kenntnisse