

**Struktur- und Biodiversität- Untersuchung
in NATURA 2000- Waldgebieten**

- **Fallbeispiel Dadia- Leukimi- Soufli NATURA 2000- Waldgebiet
in Griechenland.**

**Inaugural-Dissertation zur
Erlangung der Doktorwürde
der Fakultät für Forst- und
Umweltwissenschaften der
Albert-Ludwigs-Universität
Freiburg i. Brsg.**

vorgelegt von

Aikaterini Nakou

**Freiburg im Breisgau
2009**

Dekan: Prof. Dr. H. Rennenberg

Referent: Prof. Dr. Dr. h.c. D. R. Pelz

Korreferent: Prof. Dr. B. Koch

Disputation: 8. Dezember 2009

Struktur- und Biodiversität- Untersuchung

in NATURA 2000- Waldgebieten

- Fallbeispiel Dadia- Leukimi- Soufli NATURA 2000- Waldgebiet
in Griechenland.**

**Inaugural-Dissertation zur
Erlangung der Doktorwürde
der Fakultät für Forst- und
Umweltwissenschaften der
Albert-Ludwigs-Universität
Freiburg i. Brsg.**

vorgelegt von

Aikaterini Nakou

**Freiburg im Breisgau
2009**

INHALTVERZEICHNIS

VORWORT	III
TABELLENVERZEICHNIS	IV
DIAGRAMMVERZEICHNIS	IV
ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	V
KARTENVERZEICHNIS.....	VII
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	VII
SUMMARY	VIII
1. EINLEITUNG	1
1.1 NATURA 2000- Waldgebiete.....	2
1.2 Artendiversitätsanalyse	3
1.3 Bestandesstrukturanalyse	4
1.4 Geostatistische Ansätze	9
1.5 Problemstellung.....	13
1.6 Zielsetzung.....	15
1.7 Aufbau der Arbeit	16
2. UNTERSUCHUNGSGEBIET	18
2.1 Geographie.....	18
2.2 Geologie und Boden.....	19
2.3 Klima.....	19
2.4 Vegetation	23
2.5 Historischer Hintergrund des Schutz- Status des Untersuchungsgebietes.....	24
3. MATERIAL UND METHODE	26
3.1 Inventurmethode.....	26
3.2 Diversitätsindizes	31
3.2.1 Shannon Index	32
3.2.2 Evenness Index.....	33
3.2.3 Simpson Index	34
3.3 Strukturindizes.....	35
3.3.1 Aggregationsindex von CLARK UND EVANS	36
3.3.2 Segregationindex von PIELOU	37
3.3.3 Winkelmaß von GADOW.....	38
3.3.4 Durchmischung von FUELDNER	40
3.3.5 Durchmesserdifferenzierung von FUELDNER	40
3.3.6 Dimensionsdominanz von FUELDNER	41
3.3.7 Artprofilindex von PRETZSCH.....	42
3.4 Geostatistische Ansätze	44
3.5 Visualisierung (BWINPro 6.2).....	51
3.5.1 Das Programm BWINPro 6.2 – Allgemein	51

3.5.2 Datenübertragung und graphische Darstellung	52
4. ERGEBNISSE	54
4.1 Inventur	54
4.2 Diversitätsanalyse	59
4.3 Strukturanalyse und Visualisierung	67
4.4 Geostatistische Analyse	85
4.5 Inventur Modell	98
5. DISKUSSION	103
6. ZUSAMMENFASSUNG	110
LITERATURVERZEICHNIS	113
ANHANG	118

Vorwort

Die Idee zu dieser Arbeit entstand nach meinem Masterstudiumsabschluss an der Abteilung für Forstliche Biometrie, der Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaft der Universität Freiburg. Dabei entstand der Wunsch, eine Inventurmethode für die Erfassung der Diversität in Natura 2000 Waldgebiete in Griechenland entwerfen zu versuchen.

Die Fertigstellung der Arbeit wäre nicht möglich gewesen ohne eine wohlwollende Begleitung und Förderung einer Vielzahl von Persönlichkeiten, Kollegen und Freunden. Mein besonderer Dank gilt insbesondere:

- Herrn Prof. Dr. Dr. h.c. Dieter. R. Pelz, Leiter der Abteilung für Forstliche Biometrie, für seine stets großes Interesse und seine großzügige fachliche und menschliche Unterstützung.
- Frau Prof. Dr. Barbara Koch, Leiterin der Abteilung für Fernerkundung und Landschaftsinformationssysteme, für die Übernahme des Koreferates.
- WWF Hellas in Dadia und insbesondere die Frau Theodora Skartsi und Herrn Georgios Marinos, für ihre technische Unterstützung und Überlassung von Informationen des Untersuchungsgebietes.
- Forstdirektor der Forstdirektion von Alexandroupolis, Herrn Evangelos Mpikos, für seine technische Hilfe und die Überlassung von Inventurdaten und Karten.
- Forster, Herrn Georgios Nakos, für seine Hilfe für die Durchführung der Inventur im Gelände.

Mein besonderer Dank gilt meinen Eltern für ihre vertrauensvolle und unbegrenzte Begleitung.

Letztlich das erste Jahr meiner Promotion wurde ermöglicht durch die finanzielle Unterstützung des staatlichen Stipendiums Institut Griechenlands (IKY).

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Erweiterte Braun-Blanquet Skala.....	29
Tab. 2: Beispiel der Berechnung des Segregationsindex für zwei vorkommenden Baumarten A und B in einem Bestand.....	36
Tab. 3: Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstest für Probeflächengröße 1 ha.....	53
Tab. 4: Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstest für Probeflächengröße 0,8 ha...	53
Tab. 5: Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstest für Probeflächengröße 0,64 ha..	54
Tab. 6: Test der Homogenität der Varianzen.....	54
Tab. 7: ONEWAY ANOVA (Inventurmethode).....	55
Tab. 8: Kruskal-Wallis-Test (Inventurmethode).....	57
Tab. 9: Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstest (Diversitätsanalyse).....	58
Tab. 10: ONEWAY ANOVA (Diversitätsanalyse).....	58
Tab. 11: Mehrfachvergleiche Scheffé-Prozedur	59
Tab. 12: Ergebnisse der Strukturindizes für Stratum 1.....	66
Tab. 13: Ergebnisse der Strukturindizes für Stratum 2.....	71
Tab. 14: Ergebnisse der Strukturindizes für Stratum 3.....	75
Tab. 15: Ergebnisse der Strukturindizes für Stratum 4.....	79
Tab. 16: Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstest (Strukturanalyse).....	83
Tab. 17: ONEWAY ANOVA (Strukturanalyse).....	83
Tab. 18: Variogrammparameter der berechneten Indices.....	85

Diagrammverzeichnis

Diag. 1: Mittelwert von R pro Probeflächengröße.....	56
Diag. 2: Mittelwert von R _{kor} pro Probeflächengröße.....	56
Diag. 3: Mittelwert von W pro Probeflächengröße.....	56
Diag. 4: Mittelwert von DD pro Probeflächengröße.....	56
Diag. 5: Mittelwert von A pro Probeflächengröße.....	57

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Die Positions-, Arten- und Dimensionsvielfalt wird durch die räumliche Verteilung der Baumpositionen, der Baumarten und der Baumdimension bestimmt.....	6
Abb. 2: Experimentelles Variogramm.....	10
Abb. 3: Inventurdesign.....	29
Abb. 4: Winkel zwischen zwei Nachbarn des Bezugsbaumes i. Die Summe der beiden Winkel (α_{jk} und β_{jk}) beträgt 360°.....	37
Abb. 5: Die fünf möglichen Wertestufen für W_i , die bei vier Nachbarn sich ergeben.....	37
Abb. 6: Erklärung der Variogramm-Parameter.....	44
Abb. 7: α - Diversität in Stratum 1.....	61
Abb. 8: α - Diversität in Stratum 2.....	61
Abb. 9: α - Diversität in Stratum 3.....	62
Abb. 10: α - Diversität in Stratum 4.....	62
Abb. 11: Shannon Index in Stratum 1.....	63
Abb. 12: Shannon Index in Stratum 2.....	63
Abb. 13: Shannon Index in Stratum 3.....	63
Abb. 14: Shannon Index in Stratum 4.....	63
Abb. 15: Simpson Index in Stratum 1.....	64
Abb. 16: Simpson Index in Stratum 2.....	64
Abb. 17: Simpson Index in Stratum 3.....	64
Abb. 18: Simpson Index in Stratum 4.....	64
Abb. 19: Evenness Index in Stratum 1.....	65
Abb. 20: Evenness Index in Stratum 2.....	65
Abb. 21: Evenness Index in Stratum 3.....	65
Abb. 22: Evenness Index in Stratum 4.....	65
Abb. 23: Bestandesvisualisierung in Stratum 1.....	68
Abb. 24: Bestandesvisualisierung in Stratum 1.....	68
Abb. 25: Bestandesvisualisierung in Stratum 1.....	69
Abb. 26: Bestandesvisualisierung in Stratum 1.....	69
Abb. 27: Bestandesvisualisierung in Stratum 1.....	70
Abb. 28: Bestandesvisualisierung in Stratum 1.....	70

Abb. 29: Bestandesvisualisierung in Stratum 2.....	72
Abb. 30: Bestandesvisualisierung in Stratum 2.....	72
Abb. 31: Bestandesvisualisierung in Stratum 2.....	73
Abb. 32: Bestandesvisualisierung in Stratum 2.....	73
Abb. 33: Bestandesvisualisierung in Stratum 2.....	74
Abb. 34: Bestandesvisualisierung in Stratum 2.....	74
Abb. 35: Bestandesvisualisierung in Stratum 3.....	76
Abb. 36: Bestandesvisualisierung in Stratum 3.....	76
Abb. 37: Bestandesvisualisierung in Stratum 3.....	77
Abb. 38: Bestandesvisualisierung in Stratum 3.....	77
Abb. 39: Bestandesvisualisierung in Stratum 3.....	78
Abb. 40: Bestandesvisualisierung in Stratum 3.....	78
Abb. 41: Bestandesvisualisierung in Stratum 4.....	80
Abb. 42: Bestandesvisualisierung in Stratum 4.....	80
Abb. 43: Bestandesvisualisierung in Stratum 4.....	81
Abb. 44: Bestandesvisualisierung in Stratum 4.....	81
Abb. 45: Bestandesvisualisierung in Stratum 4.....	82
Abb. 46: Bestandesvisualisierung in Stratum 4.....	82
Abb. 47: Variogramm für α - Diversitätsindex.....	86
Abb. 48: Variogramm für Shannon Index.....	86
Abb. 49: Variogramm für Simpson Index.....	87
Abb. 50: Variogramm für Evenness.....	87
Abb. 51: Variogramm für Aggregationsindex R.....	88
Abb. 52: Variogramm für Winkelmaß W.....	88
Abb. 53: Variogramm für Segregationsindex S.....	89
Abb. 54: Variogramm für Durchmischungsindex M.....	89
Abb. 55: Variogramm für Durchmesserdifferenzierungsindex T.....	90
Abb. 56: Variogramm für Artprofilindex A.....	90
Abb. 57: Inventur Modell.....	99

Kartenverzeichnis

Karte 1: Orientierungskarte des Untersuchungsgebietes.....	18
Karte 2: Höhenkarte der Präfektur Evros.....	18
Karte 3: Karte der 8 meteorologischen Stationen.....	19
Karte 4: Karte der Lufttemperatur nach Saison	20
Karte 5: Karte der relativen Luftfeuchtigkeit nach Saison	21
Karte 6: Karte des jährlichen Niederschlags.....	22
Karte 7: Krigingskarte für α- Diversität.....	91
Karte 8: Krigingskarte für Shannon Index.....	92
Karte 9: Krigingskarte für Simpson Index.....	92
Karte 10: Krigingskarte für Evenness Index.....	93
Karte 11: Krigingskarte für Aggregationsindex R.....	94
Karte 12: Krigingskarte für Winkelmaßindex W.....	94
Karte 13: Krigingskarte für Segregationsindex S.....	95
Karte 14: Krigingskarte für Durchmischungsindex M.....	95
Karte 15: Krigingskarte für Durchmesserdifferenzierungsindex T.....	96
Karte 16: Krigingskarte für Artprofilindex A.....	98

Abkürzungsverzeichnis

R	Aggregationsindex
S	Segregationsindex
W	Winkelmaß
M	Durchmischung
T₁	Durchmesserdifferenzierung zum ersten Nachbarn
T₂	Durchmesserdifferenzierung zum zweiten Nachbarn
T₃	Durchmesserdifferenzierung zum dritten Nachbarn
DD	Dimensionsdominanz
A	Artprofilindex
FFH	Flora- Fauna- Habitats

Summary

The central elements of the EU to protect the European environment are the Birds Directives and the Flora- Fauna- Habitats Directives (FFH- Habitats Directives). These directives should contribute to the biological diversity in the Member States by establishing a common framework for the conservation of wild plants and animals and habitats of Community interest. These directives established a European ecological network known as "Natura 2000". The network comprises "special protected areas", which must be provided by Member States under the provisions of the directives, as well as the special protected areas which are included in the Directive 79/409/EEC on the conservation of wild birds. It is also one of the crucial, if not the most decisive contribution of Europe, to achieve the objectives of the Convention of Biological Diversity (CBD) and to achieve the 2010 biodiversity target.

All EU member states, including Greece, have to measure and quantify the condition and the development of their biodiversity. But forest inventories in the past have concentrated almost exclusively on the collection of timber-oriented function. Often metric data are collected, which are described by simple statistical measures. Until now adequate concepts and instruments for the measurement of ecological variables such as species and structural diversity are missing. Currently inventories also collect ecological indicators, these surveys taking place, however, mostly in isolation. Often they are concerned with easily collected indicators with nominal or ordinal scales, which are not further evaluated. Valid measurement methods and algorithms for the description of stand structure and their biodiversity as a basis for environmentally stable conditions are needed. The parameters should describe the diversity of an area and also should be collected with sampling techniques. In order to quantify the stands biodiversity, it is useful to be calculated and combine various indices of species and structural diversity.

The objective of this thesis is to develop a customized inventory model for Natura 2000 forest areas through the optimization of sampling methods with the combination of terrestrial surveys and existing available data. Moreover, the implementation of a biodiversity analysis of Natura 2000 forest areas through the development, combination and calculation of various structural and species diversity indices, as well as geostatistical approaches has been conducted.

The set of indices to describe the species diversity, used in the study is:

- Shannon Index
- Evenness Index
- Simpson Index

Frequency and species:

- Alpha-diversity Index

For describing the structural diversity the following indices have been used:

- Aggregation Index, R
- Segregation Index, S
- Winkelmaass Index, W
- Mixture Index, M
- Dimension Differentiation Index, T
- Dimension Dominance Index, DD
- Species Profile Index.

The spatial characterization of the structure and species diversity was also performed using geostatistical approaches. The theory of geostatistics is based on the theory of "regionalized" variables. These are random variables, which have a spatial relationship. This permitted the production of a spatial modelling of the studied biodiversity variables from a limited number of samples by the application of geostatistics using variography. With the identified spatial structures from variography, an interpolation (Kriging) was conducted to generate the parameter fields and to develop Kriging cards for the study area.

The diversity indices, despite their weakness, represented a picture of the diversity of the study area and their differences between the different habitats. The Strata 1 (Natura 2000 - Drawing, 9280: Forests with Quercus frainetto) with 2 (Natura 2000 - Drawing, 91E0: Floodplain forests with Alnus glutinosa and Fraxinus excelsior and 9340: Quercus ilex and Quercus rotundifolia) and 3 (Natura 2000 - Drawing, 9540: Mediterranean pine forests with endemic pine, Pinus brutia) show significant differences between the mean of its α -diversity index. The means of the Shannon index do not differ significantly between the four Strata. The Simpson index has

significantly different values only between the strata 1 and 2, with higher index averages in Strata 1 and 3.

Related to the structural diversity, it was found that the tree species in Strata 1, 2 and 3, measured by the aggregation index R and “Winkelmaß” index W, are behaved incidental or irregularly and only in the most stands of Strata 4 there is a regular distribution of their tree species. The diameter differentiation index T shows that in strata 3 and 4 the diameter dimensions of the trees have a medium differentiation, in contrast to the strata 1 and 2, in which the index shows a weak differentiation between the diameters of the trees. Regarding the species profile index A there are significant differences between its values in strata 4 and 2, with higher values in strata 2. Finally, the values of the M index differ significantly between Strata 1 and 3.

The values of all four species diversity indices show a low microvariability. With ranges of 4320m the α -diversity index showed a very large spatial continuity. The Shannon and Simpson index have the same ranges and from the perspective of geostatistics can be considered together. As with the species diversity indices also for the structural indices the values of the nugget effects are very small and especially the variogramm model of the species profile index A it is equal to zero. The margin of the ranges reached from 38280m, for the diameter differentiation index T, to 1890m, for the mixture index M. The greatest spatial continuity has the diameter differentiation index T, followed by the aggregation index R and the “Winkelmaß” index W.

1. Einleitung

Der Rückgang der Biologischen Vielfalt ist ein weltweites Phänomen. Seit dem Umweltgipfel 1992 in Rio de Janeiro gilt die Erhaltung der Biologischen Vielfalt als ein zentrales Handlungsziel weltweiter Umweltpolitik des 21. Jahrhunderts. In dem "Übereinkommen über die Biologische Vielfalt" (Convention on Biological Diversity - CBD) wird Vielfalt als eine wesentliche Eigenschaft der Natur aufgefasst, die nicht nur im Hinblick auf Nützlichkeitserwägungen, sondern auch "an sich" wertvoll ist. "Biologische Vielfalt bedeutet die Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft,... dies umfasst die Vielfalt innerhalb der Arten und zwischen den Arten und die Vielfalt der Ökosysteme" (CBD, Artikel 2). Wesentliches Ziel des Übereinkommens ist die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt auf drei Ebenen:

- Vielfalt der Ökosysteme (Strukturvielfalt),
- Vielfalt zwischen den Arten (Artenvielfalt) sowie
- Vielfalt innerhalb der Arten (genetische Vielfalt).

Die biologische Vielfalt ist nicht nur von ökologischer und ökonomischer Bedeutung. Sie ist auch ein unersetzlicher Teil unseres Kulturerbes und unserer Geschichte sowie eine wertvolle Ressource für künftige Generationen. Trotz dieser Erkenntnis ist jedoch bislang keine Abschwächung des rasanten Rückgangs der biologischen Vielfalt zu erkennen (EUA – Die Umwelt in Europa: der zweite Lagebericht, Kapitel 8, 1998).

Die Hauptgründe für diese negative Entwicklung in der EU sind hochintensive Formen der Bodennutzung, Umweltverschmutzung und die Zerschneidung natürlicher Lebensräume durch Verkehrswege und Zersiedlung. In den letzten Jahrzehnten wurde eine Reihe internationaler Instrumente zum Schutz unseres Naturerbes erarbeitet.

Auf dem Gipfeltreffen des Europäischen Rates in der schwedischen Stadt Göteborg am 15. und 16. Juni 2001 haben sich die Staats- und Regierungschefs der EU-Mitgliedstaaten auf das ehrgeizige Ziel geeinigt, dem Rückgang der biologischen

Vielfalt in der EU bis zum Jahr 2010 (13) Einhalt zu gebieten. Dieses Ziel ist auch im Sechsten Umweltaktionsprogramm der Gemeinschaft festgeschrieben.

Die zentralen Elemente der EU zum Schutz der Europäischen Umwelt sind die Vogelschutzrichtlinie sowie die Fauna-Flora-Habitatrichtlinie (FFH-Richtlinie). Diese Richtlinie soll dazu beitragen, die biologische Vielfalt in den Mitgliedstaaten durch Festlegung eines gemeinsamen Rahmens für die Erhaltung der wildlebenden Pflanzen und Tiere und der Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse aufrechtzuerhalten. Durch die Richtlinie wird ein europäisches ökologisches Netz mit der Bezeichnung „Natura 2000“ geschaffen. Dieses Netz umfasst „besondere Schutzgebiete“, die von den Mitgliedstaaten gemäß den Bestimmungen der Richtlinie auszuweisen sind sowie besondere Schutzgebiete im Sinne der Richtlinie 79/409/EWG über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten. Es ist damit auch einer der entscheidenden, wenn nicht der entscheidende Beitrag Europas zur Erreichung der Ziele der Konvention über biologische Vielfalt (CBD) und zur Erreichung des 2010-Biodiversitätszieles.

1.1 NATURA 2000- Waldgebiete

Wie schon erwähnt wurde, ist Natura 2000 die offizielle Bezeichnung für ein kohärentes Netz besonderer Schutzgebiete, das innerhalb der Europäischen Union nach den Maßgaben der Richtlinie 92/43/EWG (FFH- Richtlinie) von den Mitgliedstaaten errichtet wird. Sein Zweck ist der länderübergreifende Schutz gefährdeter wildlebender heimischer Pflanzen- und Tierarten und ihrer natürlichen Lebensräume.

Natura 2000 ist keine einfache Weiterentwicklung des vorhandenen Bestandes an Schutzgebieten nationaler oder internationaler Kategorien, sondern wird im Prinzip völlig eigenständig aufgebaut. Die Mitgliedstaaten sind zur Ausweisung besonderer Schutzgebiete verpflichtet, deren Auswahlkriterien und Behandlungsgrundsätze die FFH-Richtlinie beschreibt. Außerdem sind in Natura 2000 die besonderen Schutzgebiete zu integrieren, die von den Mitgliedstaaten aufgrund der Vogelschutzrichtlinie ausgewiesen wurden oder werden.

Das dabei anzuwendende Verfahren ist in der FFH-Richtlinie detailliert festgelegt:

- Die Mitgliedstaaten wählen, geleitet von den Kriterien lt. Anhang III der FFH-Richtlinie, in Frage kommende Gebiete aus. Dazu zählen:
 - Gebiete, die natürliche Lebensraumtypen lt. Anhang I der FFH-Richtlinie (sog. Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse) umfassen
 - Gebiete, die Habitate der Arten lt. Anhang II der FFH-Richtlinie (sog. Arten von gemeinschaftlichem Interesse) umfassen
- Die ausgewählten Gebiete werden der Europäischen Kommission vorgeschlagen (vorgeschlagene Gebiete gemeinschaftlicher Bedeutung, englisch: proposed Sites of Community importance, abgekürzt pSCI).
- Nach einem Bewertungsverfahren und Abstimmung mit den Mitgliedstaaten legt die Kommission eine Liste der Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung (abgekürzt GGB, englisch: Sites of Community importance, abgekürzt SCI) fest.
- Die Gebiete gemeinschaftlicher Bedeutung werden von den Mitgliedstaaten als besondere Schutzgebiete ausgewiesen.
- Die von den Mitgliedstaaten nach den Maßgaben der Vogelschutzrichtlinie ausgewählten Gebiete (SPA) erlangen den Status eines besonderen Schutzgebiets unmittelbar durch ihre Meldung an die Kommission, d.h. ohne Bewertungsverfahren.

Es obliegt anschließend den Mitgliedstaaten, geeignete Schutzinstrumente auszuwählen. Diese können gesetzlicher, administrativer oder vertraglicher Art sein, wobei auch die Unterschutzstellung nach vorhandenen nationalen Kategorien möglich ist. Umgekehrt entsprachen zahlreiche bereits existierende nationale Schutzgebiete oder Teile davon den Auswahlkriterien als pSCI und sind als solche gemeldet worden. Dadurch ergeben sich letztendlich mannigfaltige Gebietsüberschneidungen zwischen den nationalen Schutzgebieten und den besonderen Schutzgebieten des Netzes Natura 2000.

1.2 Artendiversitätsanalyse

Neben der Dichte gehören die Struktur und Diversität zu den charakteristischen Merkmalen der Waldbestände. Diversität ist ein Begriff, der unterschiedliche Interpretationen zulässt. Im Allgemeinen wird der Begriff als Synonym für Artenvielfalt

verwendet.

Eine direkte Folge der großräumigen Waldzerstörung seit der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts ist ein ungewöhnlich hoher Artenschwund. Viele Tier- und Pflanzenarten starben aus oder sind vom Aussterben bedroht. Diese bedrohliche Situation führte zu einer verstärkten Aktivität im Bereich der Diversitätsforschung und Schutz. Der Schutz der Artenvielfalt ist in der Europäischen Union, wie auch in Griechenland, gesetzlich verankert. Zur Sicherung der Artenvielfalt soll die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie durch die Erhaltung der natürlichen Lebensräume beitragen (SSYMANK et al. 1998). Bei näherer Betrachtung verbirgt sich hinter dem Begriff der Artenvielfalt eine Vielzahl von Betrachtungsebenen, die es notwendig macht zu definieren, was man unter Artenvielfalt versteht, bevor man sich der Frage nach der Erfassung und Analyse der Artenvielfalt nähern kann.

Ein zentraler Begriff zur Artenvielfalt ist der Artenreichtum (species richness), der nach WHITTAKER (1972) als Artenvielfalt im engeren Sinne betrachtet wird und „geeigneterweise als Anzahl der Arten bezogen auf eine standardisierte Probengröße gemessen werden“ kann wie zum Beispiel die Anzahl der Pflanzen auf einer Fläche standardisierter Größe.

Auch wenn der Artenreichtum ein weithin akzeptiertes Maß für die Artenvielfalt ist, gibt es weitere Konzepte, die eine mathematische Gewichtung der Arten vornehmen nach ihrer Häufigkeitsverteilung im Sinne von Artenabundanz (Individuenreichtum) oder Artendominanz (z. B. Dominanz von Individuenzahl, Artendeckung oder Biomasse). Bekannte nichtparametrische Indizes, die jeweils eine unterschiedliche dominanzabhängige Gewichtung der Arten vornehmen, sind beispielsweise Shannon-, Simpson- und Evenness-Index. Gemeinsam ist diesen Indizes, dass sie fallbezogen zu sehr unterschiedlichen, oft widersprüchlichen Ergebnissen führen und daher besser als Hilfsparameter zur Beschreibung der Artenvielfalt herangezogen werden können.

1.3 Bestandesstrukturanalyse

Die Waldstruktur beeinflusst stark das Wachstum des Einzelbaums. Untersuchungen von PRETZSCH (1996) haben deutlich gezeigt, dass die räumliche Bestandesstruktur

selbst in den eher homogenen aufgebauten Wirtschaftswäldern einen erheblichen Einfluss auf den Bestandeszuwachs ausübt. Die Analyse und numerische Beschreibung der Waldstruktur dient deswegen nicht nur der Erzeugung von ökologischen Informationen, die die ökonomische und ertragskundliche Zustandsanalyse abrunden, sondern tragen gleichzeitig unmittelbar zum Verständnis des Baumwachstums bei.

Darüber hinaus ermöglicht die Untersuchung von Waldstrukturen einen neuen zeitgemäßen und breiteren Ansatz zur Nachhaltigkeit. Nachhaltigkeit wird heutzutage nicht nur in Sinne der Naturalproduktion verstanden, denn der Waldbesitzer bewirtschaftet gleichzeitig auch Habitate bestimmter Tier- und Pflanzenarten, die er zu erhalten verpflichtet ist. Mit Hilfe von Methoden zur Analyse von Waldstrukturen kann er zum Teil auch kontrollieren, ob sein wirtschaftliches Handeln im ökologischen Sinne nachhaltig ist, wie es bei der „2. Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa“ im Juni 1993 in Helsinki und der UNCED 1992 in Rio de Janeiro festgelegt wurde.

Im Sinne neuer moderner Waldprogramme, denen die Erhaltung und Schaffung arten- und strukturreicher Wälder ein wichtiges Anliegen ist, kommt der Quantifizierung der biologischen Vielfalt eine wichtige Rolle zu, um z.B. den Erfolg von Überführungsmaßnahmen messen zu können.

Der Prozess der Analyse von Waldstrukturen und ihre exakte numerische Beschreibung lässt sich auch umkehren. Auf der Grundlage geeigneter Größen, die Waldstrukturen quantitativ abbilden, können diese auch künstlich durch Simulation erzeugt werden wie mit dem Programm zur Bestandesanalyse und Prognose BWINPro (DÖBBELER H., ALBERT M., SCHMIDT M., NAGEL J., SCHRÖDER J., 2003) und dem Wuchsmodell SILVA (PRETZSCH UND KAHN 1996). Das Fortschreibungsergebnis hängt bei diesem Ansatz ganz wesentlich davon ab, inwieweit die simulativ erzeugten Waldstrukturen den realen in der Natur entsprechen (PRETZSCH 1997, POMMERENING 1998).

Für Strukturanalysen in ungleichaltrigen Mischbeständen werden zusätzlich zu den Häufigkeitsverteilungen auch Informationen darüber benötigt, wie die Arten- und Dimensionsanteile räumlich verteilt sind. Zu diesem Zweck können Parameter der

Raumstruktur verwendet werden, die auf der Basis von Beziehungen zwischen benachbarten Bäumen ermittelt werden. Abbildung (Abb.1) zeigt schematisch die drei wichtigsten Ebenen der Raumstruktur. Die Positions-, Arten- und Dimensionsvielfalt wird durch die räumliche Verteilung der Baumattribute Standort, Baumart und Baumdimension bestimmt.

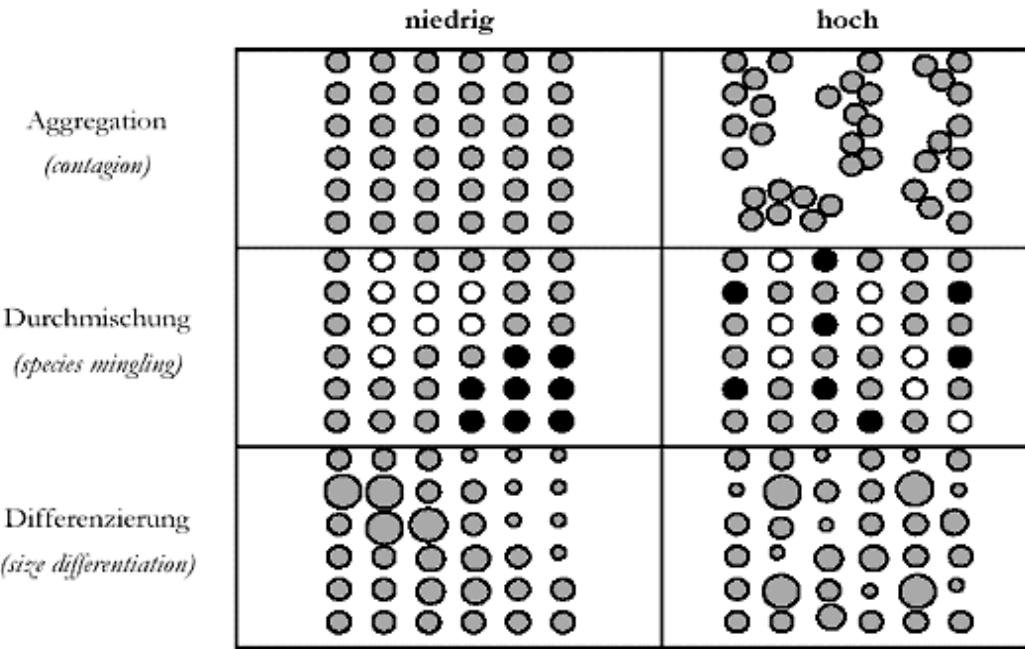


Abb. 1: Die Positions-, Arten- und Dimensionsvielfalt wird durch die räumliche Verteilung der Baumpositionen, der Baumarten und der Baumdimension bestimmt.

Dieses Defizit macht sich besonders bemerkbar bei sehr unregelmäßigen räumlichen Baumverteilungen (ALBERT, 1999). Die Waldstruktur ist durch die räumliche Verteilung der Baumkoordinaten, der Baumdimensionen und der Baumarten definiert. Aus diesem Grund empfiehlt sich ein System der Zustandsbeschreibung, das die Ebenen der Artendurchmischung, der Dimensionsdifferenzierung und der Aggregation berücksichtigt.

Die baumbezogene Variante beschreibt eine Beziehung zwischen den Attributen des Bezugsbaumes und den Attributen der n nächsten Nachbarn (Dimension, Baumart) und erfasst die Regelmäßigkeit der räumlichen Anordnung der Nachbarn um den Bezugsbaum.

Um den gestiegenen Bedarf an Größen, die Waldstrukturen numerisch beschreiben, wurde in der forstlichen Forschung eine Vielzahl sogenannter Strukturindizes entwickelt oder aus anderen Wissenschaftsdisziplinen übernommen, die als

Kennziffern oder Verteilungen von Einzelwerten bestimmte horizontale Strukturaspekte abbilden (BIBER 1997, UPTON 1985, FINGELTON 1989).

In den 50er und 60er Jahren wurden einige Indizes vorgeschlagen, mit deren Hilfe die Variabilität in Beständen beschrieben werden sollte. Ein Beispiel ist der Aggregationsindex R von CLARK UND EVANS (1954). Er beschreibt die räumliche Verteilung der Individuen auf der Fläche, indem der mittlere berechnete Abstand zwischen einem Baum und seinem nächsten Nachbarn mit dem mittleren zu erwartenden Abstand bei Zufallsverteilung ins Verhältnis gesetzt wird.

Dennoch ist seine Aussagekraft nur begrenzt. Kritisch ist vor allem zu vermerken, dass der Abstand zum nächsten Nachbarn verschiedene ökologische Skalen überschreiten kann und R nur Informationen über sehr kurze Abstände liefert. Je nach Bestand können die Abstände zwischen den nächsten Nachbarn mehr oder weniger groß ausfallen. Wenn Abstände zwischen Bäumen sehr groß sind, kann unter Umständen keine oder nur geringe Interaktion zwischen den Individuen stattfinden, während bei sehr kleinen Abständen starke Wechselwirkungen auftreten. Beide Fälle werden aber bei der Methode der nächsten Nachbarn gleich gewichtet. Auch was hinter den nächsten Nachbarn liegt, bleibt völlig außer Betracht. Der Index R von CLARK UND EVANS wird mit der Randkorrektur von DONELLY (1978) modifiziert und für jedes Baumartenkollektiv sowie für den Gesamtbestand separat berechnet.

GADOW, HUI UND ALBERT entwickelten (1998) z. B. mit dem Winkelmaß zu bereits bestehenden anderen Alternativen zur Messung der Individualverteilung eine weitere, zu deren positiven Eigenschaften neben einigen anderen auch die Reduktion des Erhebungsaufwands im Gelände gehört, weil Koordinaten- bzw. Abstandsmessungen entfallen.

Ein anderer Index ähnlicher Natur ist der Segregationsindex S von PIELOU (1977), der die Baumartendurchmischung beschreibt. Der Segregationsindex S kann ähnlich kritisiert werden wie der Aggregationindex R. Wiederum bleibt offen, in welchem Abstand der nächste Nachbar zu finden ist und welche Bäume hinter ihm stehen.

Die Parameter Durchmesserdifferenzierung T und Artendurchmischung M wurden von FÜLDNER (1995) und POMMERENING (1997) zur Messung der Bestandesstruktur

ausführlich vorgestellt. Beiden Variablen ist gemeinsam, dass sie auf Nachbarschaftsbeziehungen beruhen. Jedem Baum eines Bestandes wird als Bezugsbaum die drei nächsten Nachbarn zugeordnet.

Die Durchmesserdifferenzierung T beschreibt die räumliche Verteilung von Baumdimensionen. Die Durchmesserdifferenzierung T beschreibt das BHD-Verhältnis benachbarter Bäume, liefert aber keine Informationen darüber, ob der Bezugsbaum oder der Nachbar die größere Dimension aufweist. Die relative soziale Stellung eines Baumes in seiner Nachbarschaft beschreibt die Dimensionsdominanz DD (ALBERT, 1999). Die Dimensionsüberlegenheit des Bezugsbaumes i zu seinen n nächsten Nachbarn ist definiert als die Differenz aus dem Mittelwert der Differenzierung des Bezugsbaumes i mit den j kleineren Nachbarn und dem Mittelwert der Differenzierung mit den (n-j) größeren Nachbarn.

Eine zweite Variable ist die Artendurchmischung M. Sie beschreibt die räumliche Verteilung der Baumarten in einem Bestand. Die Durchmischung ist definiert als der Anteil artfremder Nachbarn.

Bei der artenspezifischen Berechnung der Parameter Durchmesserdifferenzierung T und Artendurchmischung M wird nur der Bezugsbaum i der gerade betrachteten Baumart entsprechen muss. Die nächsten Nachbarn werden nur noch nach dem Abstandskriterium ermittelt.

Durchmesserdifferenzierung T und Artendurchmischung M werden von FÜLDNER (1995) auch als Verteilungen dargestellt, um die Interpretation dieser Indizes zu erleichtern und den Informationsgehalt zu erhöhen. Es handelt sich hierbei aber nur um eine andere weniger verdichtende Darstellung.

Ein weiterer Index zur Strukturquantifizierung ist der Artprofilindex, der von PRETZSCH (1995) aus dem Shannon-Index (SHANNON 1948) weiterentwickelt wurde. Dieser Index quantifiziert zusammenfassend Artendiversität und Raumbesetzung der Arten im Waldbestand (PRETZSCH 1996). Voraussetzung für die Berechnung des Index ist, dass der Bestand in drei Höhenzonen eingeteilt wird: Zone 1: 100-80% der maximalen Baumhöhe im Bestand (h_{max}), Zone 2: 80-50% von h_{max} , Zone 3: 50-0%

von h_{\max} . Dabei wird ein Baum einer Höhenzone zugeordnet, wenn er mit seinem Wipfel in die entsprechende Zone ragt.

Ein anderer Index, der nicht nur zu einer Zahl sondern zu einer Funktion führt, ist die Paarkorrelationsfunktion $g(r)$ (STOYAN UND STOYAN, 1992; BIBER UND WEYERHAEUSER, 1998). Die Paarkorrelationsfunktion beschreibt die räumliche Verteilung der Individuen im Bestand, sie kann als Kurve graphisch dargestellt werden und dabei wird angenommen, dass der betrachtete Bestand durch einen homogenen Punktprozess beschrieben werden kann, was im wesentlich bedeutet, dass es in dem Bestand keinen Trend in der Baumdichte gibt und dass die Variabilität der Baumordnung überall gleich ist.

Inzwischen gibt es eine beträchtliche Zahl neuentwickelter Strukturindizes, die größtenteils ähnliche Verfahren verwendet. Einen guten Überblick vermitteln die Arbeiten von GADOW ET AL. (1998), GLEICHMAR UND GEROLD (1998), SMATSCHINSKI (1998) und UPTON UND FINGLETON (1989).

Im 3. Kapitel werden intensiver Aggregationsindex, Segregationsindex, Winkelmaß, Durchmischung, Dimensionsdifferenzierung, Dimensionsdominanz und Artprofilindex, die für die Analyse der Bestandesstruktur in dieser Arbeit verwendet wurden, beschrieben.

1.4 Geostatistische Ansätze

Die Geostatistik ist ein Teilgebiet der Statistik und wird zur quantitativen Beschreibung von sich kontinuierlich verändernden Phänomenen herangezogen. Diese raumabhängigen bzw. raum- und zeitabhängigen Phänomene nehmen also an jedem Punkt des Raumes einen Wert an. Die grundlegenden Idee der Geostatistik ist, dass die Werte einer regionalisierten (ortsbezogenen) Variablen an Orten, die nahe beieinander liegen, miteinander in einem räumlichen Zusammenhang stehen. Dieser räumliche Zusammenhang nimmt mit zunehmender Entfernung zwischen Orten im Untersuchungsgebiet ab und wird schließlich aufgehoben. Dieser Zusammenhang wird für eine regionalisierte Variable in der geostatistischen Strukturanalyse untersucht und modelliert. Voraussetzung hierfür ist aber das Vorliegen stetiger (kontinuierlicher) Zufallsvariablen. Für diskrete Zufallsvariablen,

wie beispielsweise die Abundanz von Organismen, sind andere Verfahren heranzuziehen.

Einen ersten Ansatz, den räumlichen Zusammenhang der Werte einer regionalisierten Variablen zu analysieren, bietet das experimentelle Variogramm, das dann mit einer theoretischen Variogrammfunktion modelliert wird (ISAAKS AND SRIVASTAVA 1989; DUTTER 1985). Auf dieser Basis bietet die Geostatistik Verfahren an, die dazu dienen, den Wert einer regionalisierten Variablen an einem Ort vorherzusagen, für den kein Mess- oder Beobachtungswert vorliegt. Es entsteht als Ergebnis ein flächiges Verteilungsbild. Diese Verfahren der räumlichen Vorhersage werden unter der Bezeichnung Kriging zusammengefasst (MATHERON 1971; CRESSIE 1991). Den Kern der Bedeutung dieser geostatistischen Verfahren macht jedoch aus, dass sich nicht nur ein solcher Wert schätzen lässt, sondern auch die Varianz dieses Schätzwerts. Damit wird die Unsicherheit in der Vorhersage quantifizierbar. Auf dieser Grundlage werden, wie weiter unten näher erläutert wird, Konturlinien für eine regionalisierte Variable gewonnen.

Die geostatistische Analyse einer regionalisierten Variablen besteht aus mehreren Stufen. Zuerst wird ein experimentelles Variogramm (Abb. 2) entwickelt, das dazu dient, den räumlichen Zusammenhang in Bezug auf Abstandsklassen für die Orte der Probennahme (anschaulich) zu beschreiben. Steigt das Variogramm im kleinskaligen Bereich an, so wird dies als Hinweis auf eine räumliche Struktur gewertet. Sind die Werte dagegen für kleine Abstandsklassen konstant, dann liegt keine räumliche Struktur vor.

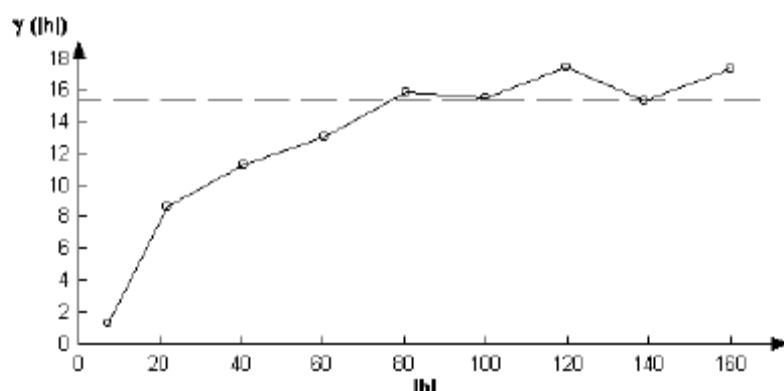


Abb. 2: Experimentelles Variogramm

Der klassische Schätzer für den Wert des experimentellen Variogramms einer bestimmten Abstandsklasse h ist (CRESSIE 1991; ISAAKS AND SRIVASTAVA 1989):

$$2\gamma(h) = \frac{1}{N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [z(x_i) - z(x_j)]^2$$

wobei h der Distanzvektor ist und $[z(x_i) - z(x_j)]^2$ die Anzahl der Wertepaare pro Abstandsklasse.

Um diesen räumlichen Zusammenhang für jeden Abstand zu quantifizieren und die Voraussetzungen für das anschließende Interpolationsverfahren (hier Ordinary Blockkriging) zu schaffen, wurde für das experimentelle Variogramm eine geeignete Modellfunktion ausgewählt. Ein solches Modell kann als Ausgleichskurve für die beobachteten Datenpunkte aufgefasst werden. Eine der in der Praxis am häufigsten verwendeten theoretischen Variogrammfunktionen ist das sphärische Modell (CRESSIE 1991):

$$\gamma(0) = 0$$

$$\gamma(h) = C_0 + C \left\{ \frac{3}{2} \frac{h}{a} - \frac{1}{2} \frac{h^3}{a^3} \right\} \text{ wenn } 0 < h < a$$

$$\gamma(h) = C_0 + C \quad \text{wenn } h \geq a$$

Dieses Modell hängt von zwei Parametern ab, dem „Sill“ (kleinste obere Schranke, der sich die Variogrammfunktion annähert, C) und dem „Range“ (Distanz, über die sich der räumliche Zusammenhang erstreckt; a). Weiterhin kann auch ein Schnittpunkt mit der Y-Achse vorliegen, ein „Nugget-Effekt“ (abrupte Veränderungen des räumlichen Zusammenhangs im mikro- oder kleinskaligen Bereich, C_0). Für den Nugget-Effekt, den Sill und den Range sind geeignete Werte zu spezifizieren, um die Variogrammfunktion vollständig festzulegen. Durch eine „Goodness of fit“ Statistik wird die Güte der Modellanpassung abgeschätzt. Eine „Goodness of fit“ Statistik mit einem Ergebnis gleich 0 entspricht einer optimalen Anpassung, da es keine Abweichung zwischen experimentellen Variogramm und angepasstem Modell gibt. Es wurde eine modifizierte CRESSIE Methodik gewählt, welche auf dem quadratischen Unterschied zwischen dem experimentellem Variogramm und der Modellfunktion, gewichtet mit der jeweiligen Anzahl von Wertepaaren, basiert. Von

CLARK AND HARPER (2001) wird die von CRESSIE (1991) entwickelte Statistik wie folgt verändert:

$$\frac{1}{\sum_h N_h} \sum_h N_h \left(\frac{\gamma^*(h) - \gamma(h)}{\gamma_h} \right)^2$$

$\gamma^*(h)$ ist der Wert der Modellfunktion für die Abstandsklasse (h), $\gamma(h)$ ist der Wert des experimentellen Variogramms für die Abstandsklasse (h) und N_h ist die Anzahl der Wertepaare innerhalb der jeweiligen Abstandsklasse.

Basierend auf der theoretischen Variogrammfunktion erfolgt das Abschätzen (Ordinary Blockkriging) der Werte der regionalisierten Variablen für Orte, für die keine Beobachtungen vorliegen, auf einem regelmäßigen Gitternetz, das über die Untersuchungsfläche gelegt wird. Dieses Interpolationsverfahren geht von benachbarten Orten aus, für die Beobachtungen vorliegen und greift auf die theoretische Variogrammfunktion zurück. Es werden mittels des Kriging-Algorithmus für die aufgenommenen Stationen Gewichtungen (λ_i) berechnet, die die räumliche Abhängigkeit in den Daten quantifiziert. Den Vektor der Gewichtungen für jeden beobachteten Wert erhält man durch die Lösung eines linearen Kriging-Gleichungssystems. Nach MATHERON (1971) ist das Gleichungssystem am Beispiel für Ordinary Kriging folgendermaßen definiert:

$$\left\{ \begin{array}{l} \sum_{j=1}^n w_j \gamma(x_i, x_j) - \mu + \gamma(x_0, x_i) = 0, i = 1 \dots n \\ \sum_{j=1}^n w_j = 1 \end{array} \right.$$

μ ist der Lagrange parameter und $\gamma(x_0, x_i)$ ist der Wert der angepassten Variogrammfunktion von Punkt x_0 zu x_i . Die Methode des Kriging ist somit eine optimale Gewichtung der räumlich autokorellierten Probenpunkte. Die Unsicherheit der Schätzung wird durch die Krigingvarianz quantifiziert, welche nach MATHERON (1971) folgendermaßen definiert ist:

$$\sigma_k^2(x_0) = \sum_{j=1}^n w_j \gamma(x_0, x_j) + \mu$$

Der Erfolg des Ordinary Kriging beruht auf dem Gebrauch von statistischen Distanzen an Stelle von geometrischen Distanzen. Durch die Vorwendung des Modells, welches die statistischen Distanzen zwischen Punkten beschreibt, ist Ordinary Kriging eine flexible Methode, die befähigt, Schätzungen als qualitative Informationen zu beschreiben. Liegt auf einem Gitterpunkt ein Messwert (Beobachtung) vor, wird dieser Wert genommen. Somit ist das Ordinary Kriging das Verfahren mit der geringsten Schätzvarianz, im Gegensatz zu konventionellen Glättungsverfahren (ISAAKS AND SRIVASTAVA 1989). Die geostatistische Schätzvarianz basiert auf der modellierten Variogrammfunktion und hängt nicht direkt von den Daten ab (PETITGAS AND LAFONT 1997).

1.5 Problemstellung

Die biologische Vielfalt ist die Grundlage Lebens auf der Erde. Mit dem internationalen „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ (CBD), das 1992 in Rio de Janeiro im Rahmen der Konferenz zur Umwelt und Entwicklung Vereinten Nationen (UNCED) verabschiedet wurde, wird der Erhaltung und nachhaltigen Nutzung dieser ökosystemaren Ressource weltweit großer Stellenwert eingeräumt.

Die biologische Vielfalt in den Wäldern Erde wird hierbei als die umfassendste innerhalb der terrestrischen Ökosysteme gesehen. Die Wälder bieten eine unermessliche Vielfalt an Habitaten Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen. Diese Vielfalt ist leider gefährdet.

Weltweit ist von einer anhaltenden Primärwaldzerstörung von durchschnittlich 15 Mio. Hektar pro Jahr auszugehen. Ursachen dieser Entwicklung sind unter anderem schwache staatliche Strukturen, Landnutzungskonflikte und strukturelle Armut sowie weltwirtschaftliche Rahmenbedingungen.

Wälder dienen der Einkommenssicherung ihrer Nutzer sowie der in der Forstwirtschaft arbeitenden Menschen, darüber hinaus aber auch der Ernährungs- und Wohlstandssicherung der örtlichen Bevölkerungen. Darüber hinaus erfüllen die

Wälder der Erde weitere wichtige Funktionen für die Umwelt und die Menschen, so etwa als Klimaschutz, Wasserschutz- oder auch als Erholungswald.

Für alle oben genannten Gründen steht die EU nun vor der Aufgabe, die biologische Vielfalt Europas zu sichern und gleichzeitig ihren "ökologischen Fußabdruck" in der Welt zu reduzieren. Die Europäische Union hat sich daher in Göteborg 2001 das ambitionierte Ziel gesetzt, dem Biodiversitätsverlust bis 2010 Einhalt zu gebieten (2010-Ziel).

Die zentralen Elemente der EU zum Schutz der Europäischen Umwelt sind die Vogelschutzrichtlinie sowie die Fauna-Flora-Habitatrichtlinie (FFH-Richtlinie) mit ihren Bestimmungen zur Etablierung des Natura 2000-Netzwerkes sowie zum Artenschutz. Die Umsetzung dieser Richtlinien hat sich als problematisch erwiesen. Verstöße gegen die die zwei Richtlinien machten EU-weit bisher über ein Viertel der Fälle aus, in denen die EU-Kommission gerichtliche Schritte gegen Mitgliedstaaten unternommen hat. Mitte Juli 2006 verkündete die EU-Kommission die vollständige Ausweisung des Natura-2000-Netzwerks in den alten EU-Mitgliedstaaten (EU-15) auf dem Lande, was 18 % der EU-Fläche entspricht.

Die globale Biodiversitätskonvention verlangt, dass die Vertragsstaaten, darunter auch Griechenland, den Zustand und die Entwicklung ihrer biologischen Vielfalt erfassen und quantifizieren. Aber die Waldinventuren sind bisher häufig auf die Erhebung der Holzfunktion ausgerichtet. Es werden dabei oft metrische Daten erhoben, die sich durch einfache statistische Maßzahlen beschreiben lassen. Für die Erfassung ökologischer Grundlagen wie Artenvielfalt und Bestandesstruktur fehlen bisher adäquate Konzepte und Instrumentarien. Derzeit werden im Rahmen von Inventuren zwar häufig ökologische Indikatoren erhoben, diese Erhebungen finden jedoch meist losgelöst von einer ganzheitlichen Betrachtung statt. Oft handelt es sich um einfach zu erhebende Indikatoren mit nur ordinalem oder nominalem Skalenniveau, die nicht weiter ausgewertet werden. Es wird nach Algorithmen und gültigen Messverfahren für die Beschreibung der Bestandesstruktur und deren Artenvielfalt als Weiser für ökologisch stabile Verhältnisse gesucht. Die Parameter sollen die Vielfalt und die Standortsgemäßheit beschreiben und durch Stichprobenverfahren erhoben werden können.

Die Struktur- und Diversitätsmaße sollten in Anlehnung an die herkömmlichen Bestandesvariablen mit geeigneten Schätzern auch auf Stichprobenbasis erhoben werden können. Um für beliebige Bestände ihre Biodiversität zu quantifizieren, ist es sinnvoll, verschiedene Indizes für Arten- und Strukturdiversität zu berechnen und zu kombinieren.

Von allen obengenannten Gründen besteht Bedarf an zusätzlichen Erhebungen zu wichtigen Bestandteilen der biologischen Vielfalt und an der Entwicklung von Analysemethoden. Die Ergebnisse der Quantifizierung und Analyse der Biodiversität sind Voraussetzung für das Management und den Entscheidungsprozess in den Naturschutzgebieten.

1.6 Zielsetzung

Für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt spielen die Wälder eine besonders wichtige Rolle. Als ursprünglich vorherrschende Vegetationsform in Europa und besonders in Griechenland sind naturnahe Wälder wichtige Lebensräume für heimische Tier- und Pflanzenarten. Darüber hinaus dienen Wälder in vielen Fällen als letztes Refugium für Arten, deren Habitate außerhalb des Waldes zunehmend beeinträchtigt werden. In Griechenland ist, bedingt durch die relativ kleinräumig variierenden standörtlichen Bedingungen, ein Mosaik vielfältiger Waldökosysteme entstanden, das auch durch forstliche Eingriffe geprägt worden ist. Waldbauarten und Pflanzenarten weisen im Vergleich zu anderen Organismen eine besonders hohe Variabilität und Vielfalt auf.

Quantitative Studien über die Erfassung und Analyse der Diversität sind selten, jedoch besteht weitgehende Übereinstimmung darin, dass mit Zunahme der horizontalen und vertikalen Strukturierung eines Waldes in der Regel auch die Vielfalt der darin vorkommenden Tier- und Pflanzenarten ansteigt und daher die zwischenartlichen Verknüpfungen, die zur ökologischen Stabilität beitragen, zunehmen.

Ziel dieser Untersuchung ist die Erfassung, Quantifizierung, Analyse und Visualisierung der Biodiversität, was die Struktur- und Artenvielfalt betrifft, in einem Natura 2000 Waldgebiet in Griechenland. Mittels ausgewählter Indizes werden die Arten- und Strukturvielfalt nicht nur als Summen und Mittelwerte für die gewählte

Flächeneinheiten (Maßstabsebene) als Ganzes, sondern auch deren Variation innerhalb der untersuchten Gebiete dargestellt. Damit soll gezeigt werden, wie schnell oder stark sich die Biodiversität verändert, wenn man sich quasi durch die zu untersuchende Fläche hindurch bewegt.

Die spezifischen Ziele dieser Thesis sind:

- Entwicklung eines angepassten Inventurmethode-Modells für Natura 2000 Waldgebiete.
- Optimierung der Aufnahmemethoden mit der Kombination von terrestrischen Aufnahmen und vorhandenen Daten.
- Biodiversitätsanalyse von Natura 2000 Waldgebieten durch die Entwicklung, Kombination und Berechnung von verschiedenen Struktur- und Artendiversitätsindizes, wie auch geostatistischen Ansätzen.

Die Ergebnisse der Biodiversitätsanalyse sind von großer Bedeutung für die Natura 2000 Waldgebiete. Mit der Analyse und der Visualisierung der Biodiversität eines Gebietes, das unter Schutz steht, können die Manager des Gebietes wichtige Informationen gewinnen um konkrete Maßnahmen für die Erhaltung der Biodiversität zu treffen wie auch für die Erstellung von Managementplänen.

1.7 Aufbau der Arbeit

Gemäß der Ziele und des Untersuchungsgegenstandes „Struktur- und Biodiversität-Untersuchung in Natura 2000- Waldgebieten“ ist die Arbeit wie folgt gegliedert.

Im ersten Kapitel wird eine Einführung in den Themenbereich zusammen mit den wichtigsten Definitionen und einem ausführlichen Überblick bisheriger wissenschaftlicher Bearbeitungen gegeben. Die Beschreibung des Untersuchungsgebietes erfolgt im zweiten Kapitel. Den Hauptteil der Arbeit bilden die Kapitel drei bis vier. In Kapitel drei werden die auf die Untersuchungsziele bezogenen verwendeten Material und Methoden vorgestellt. Die erzielten Ergebnisse werden im vierten Kapitel präsentiert, wobei insbesondere auf die Bestandeszusammensetzung, den räumlichen Bestandesaufbau sowie auf die Bestandesdiversität und die geostatistische Analyse und Visualisierung der Bestände eingegangen wird. Im fünften Kapitel findet eine Diskussion des

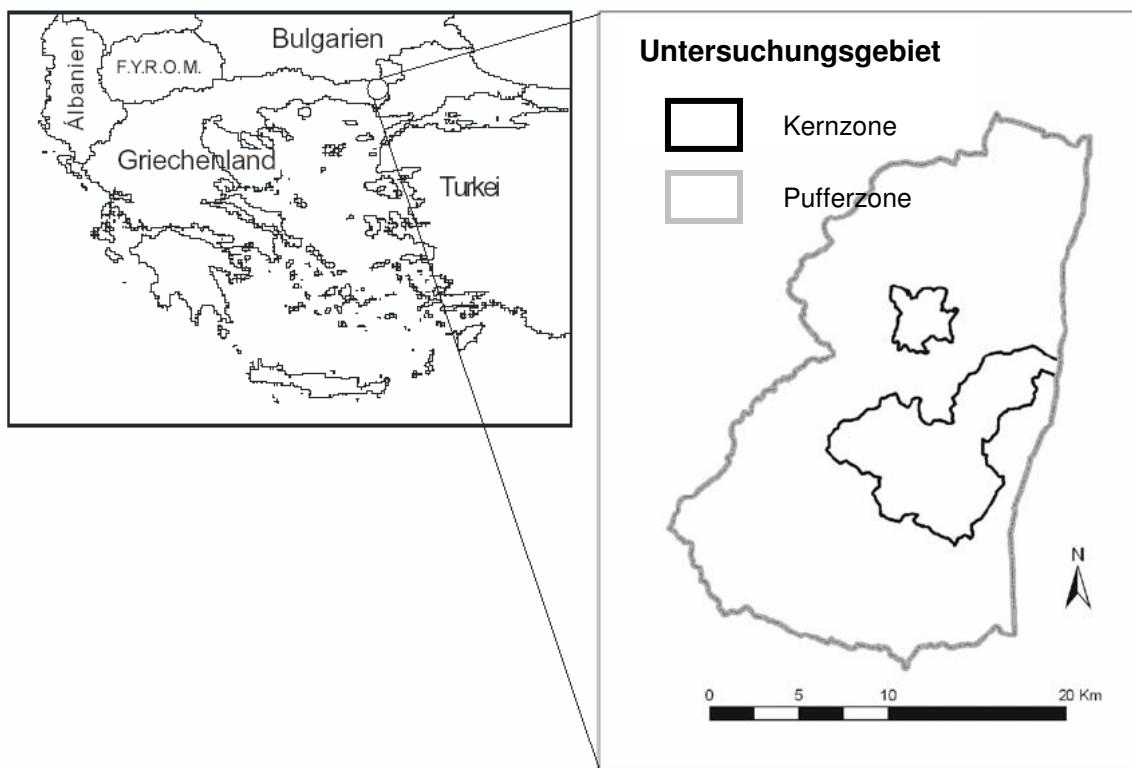
Untersuchungsansatzes, der Inventur- und Analysemethodik sowie der Ergebnisse statt. Darüber hinaus wird am Ende dieses Kapitels weiterer Forschungsbedarf diskutiert. Kapitel sechs gibt abschließend eine Zusammenfassung der Arbeit.

2. Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen werden im Natura 2000 Gebiet Dadia (Präfektur Evros) durchgeführt. Seit 1980 steht dieser staatliche Wald unter Naturschutz durch das Gesetz der Griechischen Präsidentenverordnung (2659/80), weil er ein idealer Lebensraum für Tier und Vogelarten ist. Dadia Schutzgebiet ist, unter europäischem Recht, ein Natura 2000- Gebiet. Der Kern des Schutzgebietes hat die Natura 2000 Bezeichnung GR1110002 und es besteht aus einer kleinen (922 ha) und einer größeren (6368 ha) Kernzone. Die Pufferzone um die Kernzone herum hat einer Fläche von ca. 357000 ha und ihre Natura 2000 Bezeichnung ist GR1110005.

2.1 Geographie

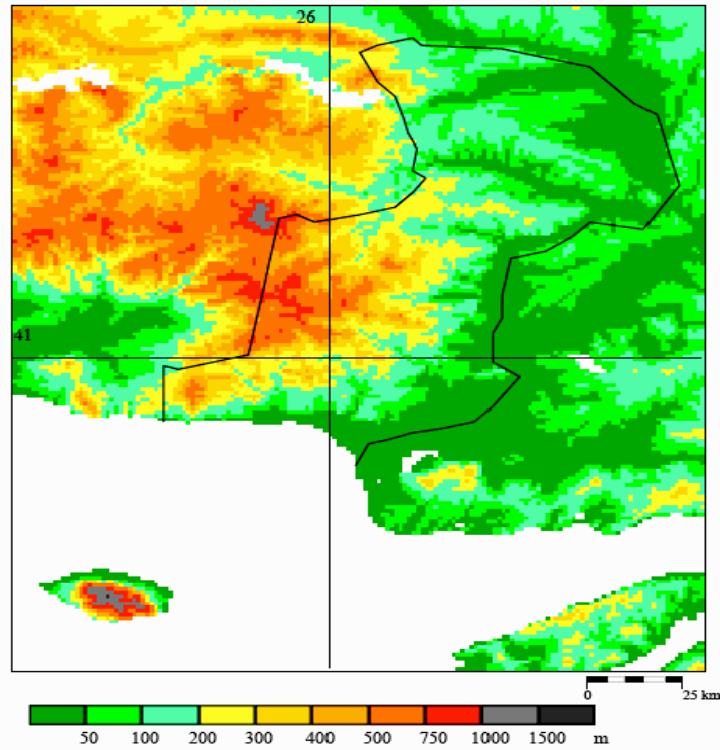
Das Untersuchungsgebiet stimmt mit dem National Park von Dadia- Lefkimi- Soufli überein. Es liegt in der Mitte der Präfektur Evros und ist ein Teil des süd-östlichen Endes des Rhodopen-Massives (Karte 1). Die geographische Länge ist E $26^{\circ} 12' 10''$ und die geographische Breite ist N $41^{\circ} 5' 20''$.



Karte 1: Orientierungskarte des Untersuchungsgebietes

Die Höhe der Region liegt zwischen 10 - 604 m.ü.MN mit höchstem Gipfel *Kapsalos* (Karte 2). Das Relief des Gebietes wird durch starken Wechsel von kleinen und

großen Tälern, durch die steilen und flachen Steigungen, sowie ein vielfältiges hydrologisches Netz gekennzeichnet.



Karte 2: Höhenkarte der Präfektur Evros
(Reproduktion von Matzarakis, 2006)

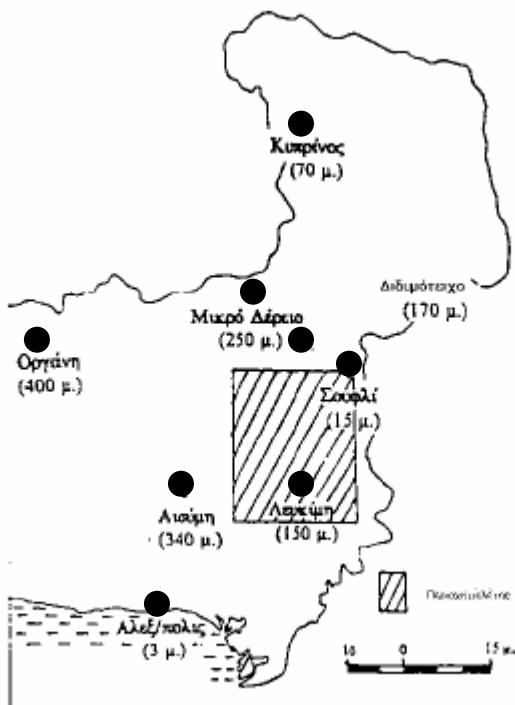
2.2 Geologie und Boden

Geomorphologisch gehört Dadia vor allem zu den geologischen Formationen des Tertiärs und ist ein Teil der Süd- Ostseite des Sidironero- Serie der Rhodopen- Zone und der Ostseite von Deve Koran – Doumpia- Serie der Perirhodopen- Zone (ADAMAKOPOULOS ET AL, 1995).

Petrographisch wird das Untersuchungsgebiet durch die starke Anwesenheit von Periodites-Gneisen, Ryolithen, Amphiboliten, kristallinen Schiefern, Phylliten, Lehm, Kalksteinen, Sandsteinen und Konglomeraten gekennzeichnet (SPEZIFISCHER MANAGEMENT PLAN DADIA, 1995).

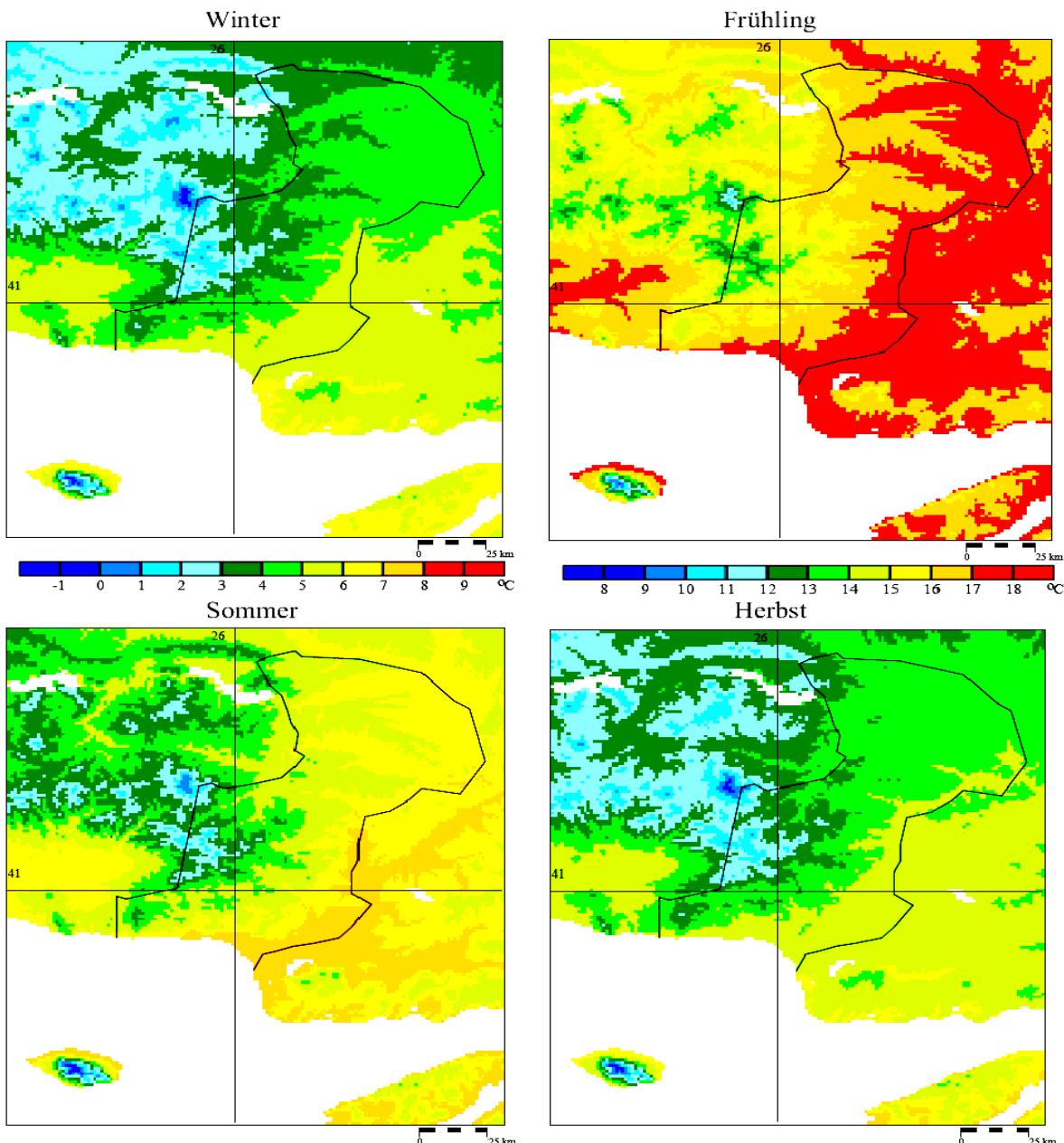
2.3 Klima

Die Klimadaten in dieser Thesis stammen aus dem Buch „Das Klima von Evros“ (MATZARAKIS, 2006). Die Klima-Analyse des Gebietes wie auch der ganzen Region (Evros) wurde auf der Grundlage der verfügbaren Daten aus einem Netz von acht (8) meteorologischen Stationen der Region durchgeführt und beziehen sich auf den Zeitraum von 1962 bis 1992 (Karte 3).



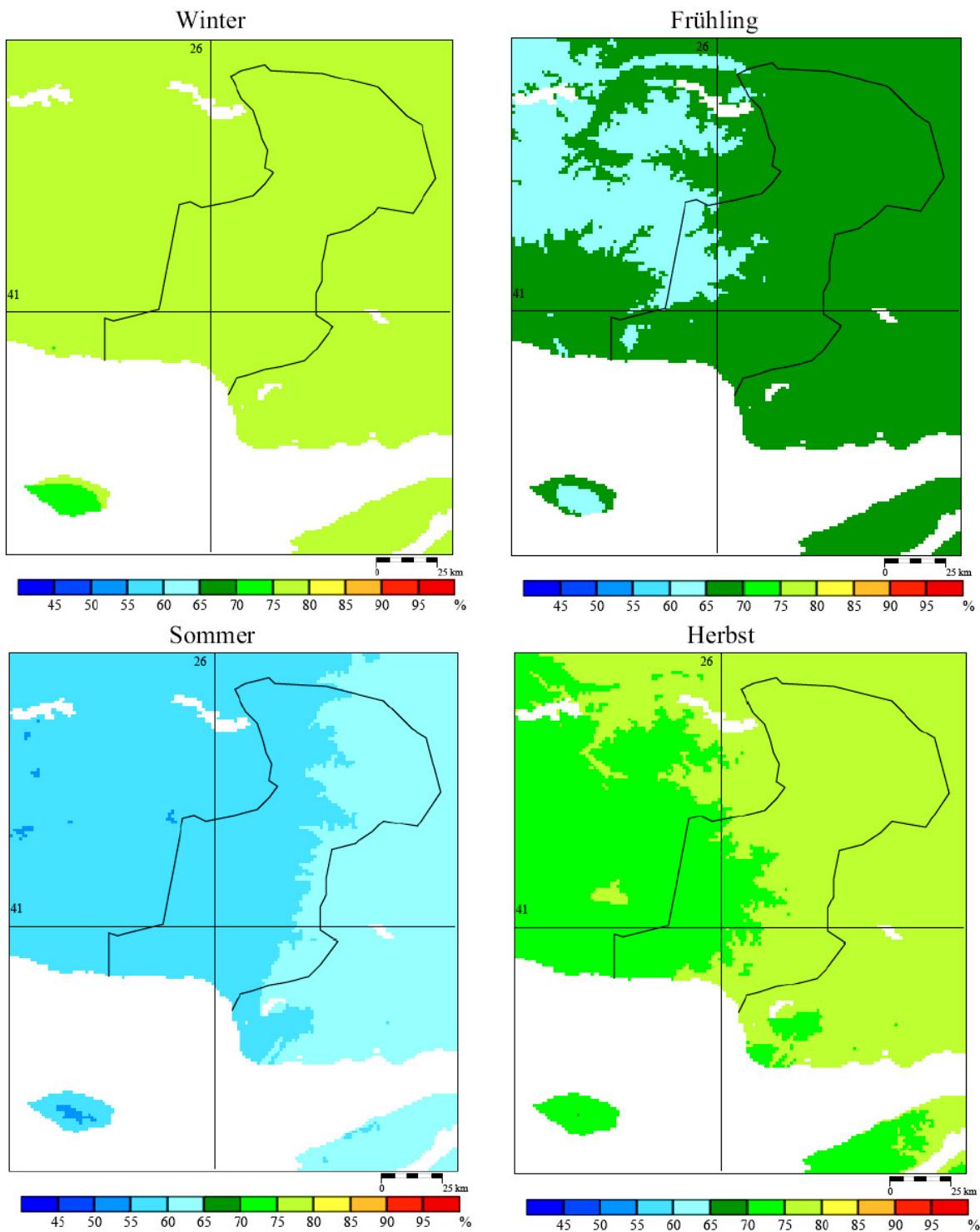
Karte 3: Karte der 8 meteorologischen Stationen

Die Lufttemperatur bildet eine der wichtigsten, meteorologischen bzw. klimatologischen Größen, die zur Beschreibung des Klimas eines Ortes oder einer Region dienen. Die Lufttemperatur schwankt in Evros im Winter zwischen –1 und 7 °C. Die niedrigsten Temperaturen sind im Winter (Dezember bis Februar) auf den Bergen anzutreffen und die höchsten in den tiefer gelegenen Regionen. Im Frühling (März bis Mai) schwanken die Temperaturen zwischen 9 und 18 °C. Der Sommer (Juni bis August) weist durchschnittlich Temperaturen zwischen 18 °C und 24 °C auf. Im Herbst (September bis November) liegen die Temperaturen überwiegend zwischen 9 °C und 11 °C (Karte 4).



Karte 4: Karte der Lufttemperatur nach Saison (Reproduktion von MATZARAKIS, 2006)

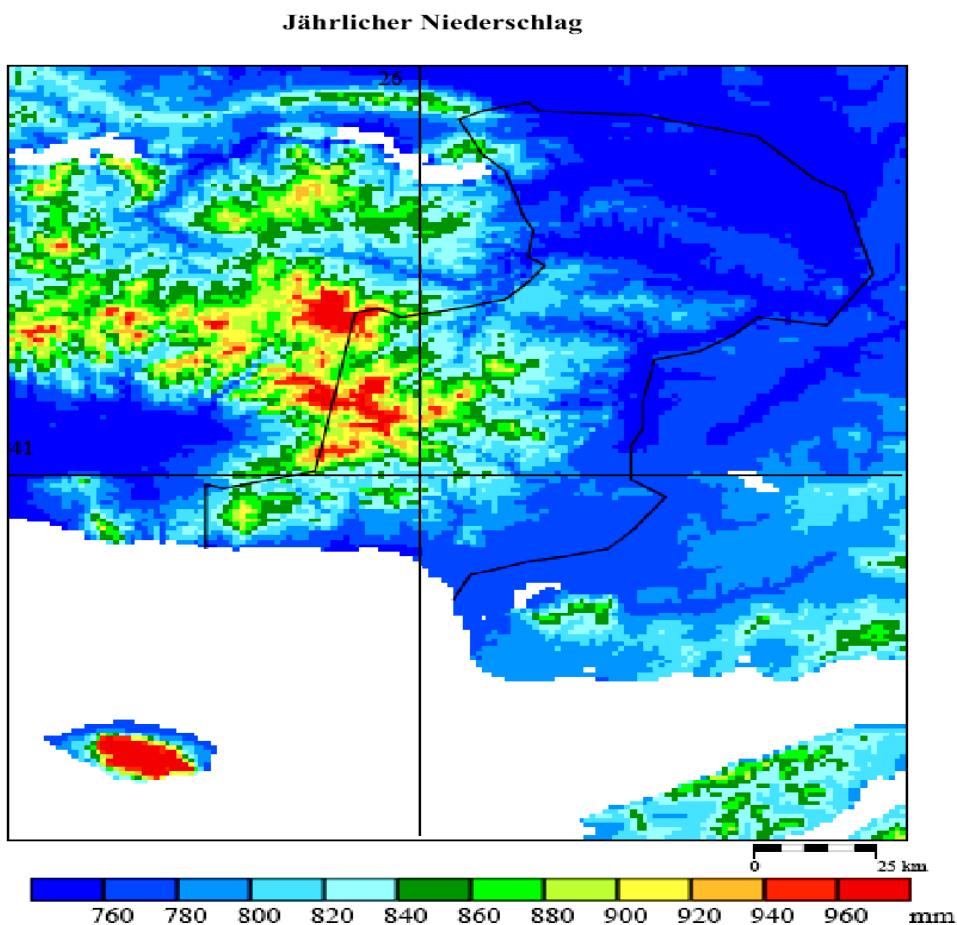
Die relative Luftfeuchtigkeit im Landkreis Evros nimmt im Winter Werte zwischen 75 und 80 % an. Im Winter ist die relative Feuchte am höchsten im Jahresverlauf. Im Frühling liegt die Feuchtigkeit zwischen 60 und 70 %, im Sommer zwischen 50 und 60 % und somit am niedrigsten. Es gibt Ost-West-Unterschiede mit niedrigeren Werten im Westen. Im Herbst herrscht eine relative Luftfeuchtigkeit zwischen 65 und 75 % mit ebenfalls einem West-Ost-Unterschied (Karte 5).



Karte 5: Karte der relativen Luftfeuchtigkeit nach Saison (Reproduktion von MATZARAKIS, 2006)

Die Windgeschwindigkeit ist über das ganze Jahr ähnlich verteilt und nimmt Werte zwischen 1.5 m/s und ca. 4.5 m/s an. Die höchsten Werte sind in den Küstengebieten und in den höheren Lagen der Region anzutreffen. Die niedrigsten Bedingungen sind im Sommer, gefolgt vom Herbst und Frühling.

Der meiste Niederschlag fällt im Winter und die Werte betragen zwischen 520 mm und über 800 mm. Die höchsten Werte sind in den höheren Lagen der Region und die niedrigsten in den tiefer gelegenen Regionen im Landesinneren anzutreffen. Im Frühling fällt ca. 80 mm Niederschlag in den höheren Lagen. Im Sommer liegt der Niederschlag unter 30 mm und wird immer weniger je weiter man nach Süden kommt. Im Herbst nimmt die Niederschlagsstätigkeit wieder zu und die Werte steigen bis ca. 100 mm, wobei die höchsten Werte in den höheren Lagen und im Süden anzutreffen sind. Der jährliche Niederschlag beträgt zwischen 740 mm und 960 mm (Karte 6). Die niedrigsten Werte sind in den tiefer gelegenen Regionen im Landesinneren anzutreffen.



Karte 6: Karte des jährlichen Niederschlags (Reproduktion von MATZARAKIS, 2006)

2.4 Vegetation

Nach ADAMAKOPOULOS ET AL. (1995) ist das Untersuchungsgebiet 77% mit Gehölzen (Bäume und Sträucher) bedeckt. Die Kiefernwälder und zwar die Kalabrische Kiefer (*Pinus brutia*) beherrschen die meisten Bestände des Gebietes, im Vergleich zu den Schwarzkiefern (*Pinus nigra*), die sich nur in kleinen Beständen nahe von Flüssen

befinden. Außer den Kiefernbeständen werden vier verschiedene Arten von Eiche gefunden. Die Vegetation in der Nähe von Flüssen ist auch von Erle (*Alnus glutinosa*), Weide (*Salix spp.*), schwarze Pappel (*Populus nigra*) und Tamarisk (*Tamarix sp.*) geprägt. Der restliche Teil des Gebietes wird durch Wiesen, Macchie und Nischen abgedeckt.

Die Struktur der Waldvegetation resultiert aus der Interaktion des lokalen Klimas (das als ein Übergang zwischen Mittelmeer- und kontinentalem identifiziert ist), der Geomorphologie, der Bodenbedingungen und seiner Position nahe an Evros- Fluss. Die Vegetationsbildung, die im Gebiet vorherrscht, gehört in der Sub-Mittelmeervegetationszone und ist gekennzeichnet durch die Anwesenheit von thermophilous sub-kontinentalen Eichen. Deren Anteil nehmte stark ab und infolgedessen treten Kieferwälder, rein oder gemischt mit Eichen, in den infertilen Teilen auf.

Die Anwesenheit von umfangreichen natürlichen Kieferwäldern in solchen niedrigen Höhen ist einzigartig innerhalb Griechenland, da in den ähnlichen Orten die Kieferwälder von Waldbränden oder durch menschliche Aktivitäten zerstört worden sind.

Das Mosaik der Lebensräume und die geringe Nutzungsintensität haben zu der hohen Vielfalt des Gebietes beigetragen, in denen einzigartige und seltene Arten von Flora und Fauna auftreten.

2.5 Historischer Hintergrund des Schutz- Status des Untersuchungsgebietes

Der Wald von Dadia wurde Ende der 70er Jahre für seine wichtigen ökologischen Werte erkannte (HALLMANN, 1979). Im Jahr 1980 wurde das Schutzgebiet durch gemeinsamen Beschluss der Minister für Landwirtschaft und für Koordination erklärt. In dieser Entscheidung wurden unter strengen Schutz zwei räumliche Einheiten

(Kernzonen) mit einer Fläche von 7,293 ha abgegrenzt, wie auch eine Pufferzone, in deren einen besonderen Schutz- Status gültig war.

Nach der Erstellung des Spezifischen Management Plans für das Gebiet im Jahr 1995 (ADAMAKOPOULOS ET AL, 1995) und der Genehmigung durch die Ministerien für Umwelt und Landwirtschaft im Jahr 1998, änderte sich die Pufferzone und ihre Grenzen wurden mit den jeweiligen Grenzen des Waldes von Dadia - Lefkimis – Soufli identifiziert.

Parallel dazu, wurden im Jahr 1988 die zwei streng geschützte Kernzone an die Europäische Kommission als besonderes Schutzgebiet für Vögel (Richtlinie 79/409/EWG) gemeldet und im Jahr 1996 wurde das ganze Gebiet (Puffer- und Kernzone) mit einer Fläche von 43,286 ha für das europäische Netz Natura 2000 (Richtlinie 92/43/EWG) deklariert.

Abgesehen von den oben genannten Richtlinien ist das Untersuchungsgebiet auch durch der Berner Konvention, der CITES Konvention und der "Übereinkommen über die Biologische Vielfalt" (Convention on Biological Diversity - CBD) geschützt.

Schließlich, im Jahr 2003 wurde der Wald von Dadia (Puffer- und Kernzone), mit einem gemeinsamen ministeriellen Beschluss der Minister für Entwicklung, Umwelt und für Landwirtschaft, als National Forest Park Dadia - Lefkimis - Soufli erklärt.

3. Material und Methode

3.1 Inventurmethode

Für Forstinventuren aller Intensitätsgrade ist es das allgemeine Ziel, Inventurverfahren zu entwickeln, die bei geforderter Genauigkeit einer Information die geringstmöglichen Kosten verursachen, oder die bei gegebenem Inventurbudget die maximale Präzision der wichtigsten Informationen gewährleisten. Gleichzeitig muss die Gefahr einseitiger Fehler soweit als möglich eliminiert werden (ZOEHRER, 1977).

Die Waldinventuren sind bisher häufig auf die Erhebung der Holzfunktion ausgerichtet. Es werden dabei oft metrische Daten erhoben, die sich durch einfache statistische Maßzahlen beschreiben lassen. Für die Erfassung ökologischer Grundlagen wie Artenvielfalt und Bestandesstruktur fehlen bisher adäquate Konzepte und Instrumentarien.

Ein Schwerpunkt dieser Thesis ist die Konzeption und Erprobung operationaler Methoden zur:

- Erfassung des Zustandes und der Veränderungen von ökologisch relevanten Parametern von Waldbeständen,
- der Erfassung von Biodiversitätsindikatoren - Parametern und deren Veränderungen sowie
- der Konzeption geeigneter Monitoringsysteme.

Dieser Schwerpunkt liegt in der Entwicklung und Optimierung von Verfahren zur Erfassung und Aufnahme der Biodiversität von Natura 2000- Waldgebiete und am Ende die Empfehlung eines geeigneten Inventurmodells für Natura 2000- Waldgebiete. Grundlage für die Auswertungen der Biodiversität des griechischen Natura 2000- Gebietes von Dadia sind Vegetationsaufnahmen durch Stichprobeninventuren.

Durch eine Stratifizierung der Probeflächen können Ergebnisse getrennt für einzelne Befundeinheiten hergeleitet werden. Unter bestimmten Voraussetzungen können dabei auch Ergebnisse für die gesamte Population mit höherer Genauigkeit geschätzt werden. Außerdem kann eine Stratifizierung der Stichproben sehr sinnvoll

sein, wenn sich das Untersuchungsgebiet über eine größere Fläche erstreckt und aus unterschiedlichen Beständen, Waldtypen oder Waldformationen zusammengesetzt ist. Ein weiterer sehr bedeutsamer Vorteil der Stratifizierung ist, dass getrennte Aussagen zu den einzelnen Befundeinheiten möglich sind (AKÇA, 1997).

Die Anzahl der Probeflächen kann in bestimmten Bestandesteilen erhöht oder verringert werden, dadurch wird die Flexibilität des Aufnahmeverfahrens höher, impliziert aber auch aufwendigere Auswertungs- und Berechnungsroutinen. Grundlage der Stichprobentheorie ist eine Verteilung von Stichproben über die Grundgesamtheit nach dem Zufallsprinzip. Zumeist erweist sich dieses theoretisch optimale Verfahren als undurchführbar wegen fehlender Unterlagen, zu weitem Anmarschweg und Unzugänglichkeit der Stichproben (WEIDELT, 1999). In Naturschutzgebieten und besonders in dem Untersuchungsgebiet, wegen der Standortgegebenheiten, wäre ein Auffinden zufällig ausgewählter Stichproben nahezu unmöglich. Selbst der Einsatz satellitengestützter geographischer Positionierungssysteme stößt hier an die Grenzen seiner Machbarkeit. Die systematische Stichprobe hat dagegen einige Vorteile gegenüber einer Zufallsstichprobe. Zum einen ist die Lokalisierung der Stichproben im Gelände bei systematischem Vorgehen einfacher, schneller und damit auch billiger. Zum anderen wird bei gleicher Stichprobenanzahl eine gleichmäßigere räumliche Verteilung der Stichproben erreicht. Dadurch werden systematische Verfahren zumeist repräsentativer (AKÇA, 1997).

Hierbei werden die einzelnen Stichproben nach einem regelmäßigen Schema (COCHRAN, 1972) über das gesamte Inventurgebiet verteilt, wenn flächenbezogene Informationen gewonnen werden sollen. Mit einem zufälligen Startpunkt wird im Allgemeinen nur die erste Stichprobe zufällig gewählt, die Lage aller weiteren Proben ergibt sich aus dem vorbestimmten Stichprobenraster (AKÇA, 1997). Wenn die Einheiten der Population keiner räumlichen Tendenz folgen (etwa Höhenzügen etc.) sondern zufällig über die Fläche verteilt sind, kann die systematische Stichprobe aus mathematisch-statistischer Sicht einer rein zufälligen Auswahl in der mathematischen Genauigkeit und dem Fehlerrahmen nahezu gleichwertig sein. Falls die Annahme einer zufälligen Anordnung der Grundgesamtheit zutrifft, wird auch bei der

systematischen Stichprobe ein unverzerrter Schätzwert für die Varianz liefert (COCHRAN, 1972).

Eine Probefläche ist eine Stichprobeneinheit mit einer fest abgegrenzten Fläche, in der die jeweiligen gewünschten Parameter aufgenommen werden. Die ermittelten Daten werden dann auf eine Bezugsfläche oder die Gesamtfläche hochgerechnet. Je nach Zielsetzung, Genauigkeitsanforderungen oder aus Praktikabilitätsgründen können die Probeflächen in Form und Anordnung unterschiedlich konstruiert sein.

Das Gebiet wird nach der pflanzensoziologischen Methode erhoben und aufgrund der Klassifizierung in Kartierungseinheiten (Straten) aufgeteilt. Das kann auf Basis von Pflanzengesellschaften, aber auch mit definierten Vegetationstypen erfolgen, die z. B. die Struktur stärker gewichten. In den homogenen Straten werden Dauerflächen angelegt. Es werden dazu Bereiche ausgewählt, die für die Beantwortung der Fragestellung als geeignet empfunden werden. Die Positionierung kann nach Homogenitätskriterien der Vegetation erfolgen oder bewusst scharfe Vegetationsgrenzen überschneiden.

Von diesem Grund waren im Untersuchungsgebiet vier Straten entstanden und zwar zwei Straten in der Pufferzone und noch zwei weitere Straten, eine in jeder von zwei Kernzonen. In jeden von diesen homogenen Straten wurde ein systematisches Raster gelegt und jeder Rasterpunkt beprobt (siehe Abb. 3). Durch dieses Design wird die Variation der Vegetation objektiv erfasst, weil die Punktwahl nicht subjektiven Kriterien unterliegt.

Die Probeflächengröße spielt eine sehr wichtige Rolle bei allen Stichprobenverfahren der Waldinventur. Sie beeinflusst nicht nur den Arbeitsaufwand im Gelände sondern auch die Variabilität der Probeflächenmerkmale und damit die Genauigkeit der Inventurergebnisse. Deshalb ist man immer bestrebt, unter Berücksichtigung dieser beiden gegenläufigen Tendenzen (zunehmender Arbeitsaufwand, fallender Stichprobenfehler) zu einer optimalen Wahl der Größe der Probeflächen zu gelangen (KRAMER UND AKÇA, 1995).

Ziel der terrestrischen Inventuren im Dadia Natura 2000- Gebiet ist nicht nur die Datengewinnung und die Erhebung von messbaren Daten zu verschiedener Fragestellungen von Biodiversität in Natura 2000- Waldgebieten zu einem bestimmten Zeitpunkt, sondern insbesondere die Analyse der Entwicklung von waldkundlich bedeutsamen Parametern und der Landschaftsstrukturen. Daher ist eine Methodik zu verwenden, die diese Veränderungen über die Zeiträume möglichst genau erfasst. Um bei Folgeinventuren die Veränderungen und Entwicklungen analysieren zu können, wurden die Stichprobeneinheiten permanent markiert und mittels GPS-Koordinaten lokalisiert.

Je nach Schwerpunkt der Untersuchung, vor allem in Abhängigkeit von der untersuchten Pflanzengruppe (Bäume, Kräuter, Moose) bzw. von der jeweiligen Waldgesellschaft, sind unterschiedliche Mindestflächen erforderlich. Wenn die Untersuchung auf eine vollständige Erfassung der Baumschicht und der Baumartenkombination abzielt, so werden besonders in potentiell natürlichen Waldgesellschaften mit mehr als einer charakteristischen Baumart Probeflächen von über 300 m² erforderlich sein (DIERSCHKE, 1994; FISCHER, 1995). In Waldgesellschaften mit einer großflächigen Verbreitung und mehreren subdominannten und beigemischten natürlichen Baumarten wird eine möglichst große Probefläche zu wählen sein, um das gesamte charakteristische Artenspektrum zu erfassen. Bei unterschiedlichen Bestandesstrukturen werden häufig standardisierte Flächengrößen von 100 m², 200 m², 300 m², 500 m², 1000 m² angewendet. Da für eine Diversitätsanalyse in Waldökosystemen meist die Gesamtheit aller Diversitätsindikatoren erhoben und untersucht wird, wurde in dieser Arbeit die größte von der Literatur angewendete Flächengröße von 1000 m² verwendet.

In Wald von Dadia wurden 80 quadratische Plots mit einer Fläche von 1 ha und Plotdimensionen 100x100 m aufgenommen. In jedem Plot wurde auch ein Subplot für die Bodenvegetation und Sträucher aufgenommen. Diese Subplots hatten eine Fläche von 25m² mit Dimensionen 5x5m, wenn der Stichprobepunkt im Grünland und 50 m² mit Dimensionen 10x5m, wenn der Stichprobepunkt im Wald sich befindet (Faustzahlen für die Größe von Aufnahmeflächen nach DIERSSEN, 1990).

Die Messungen, die in jedem Plot für die Bäume mit BHD>10cm aufgenommen wurden, sind:

- Baumart,
- Brusthöhendurchmesser,
- X- und Y- Baumkoordinaten,
- Baumhöhe und
- Kronenlänge

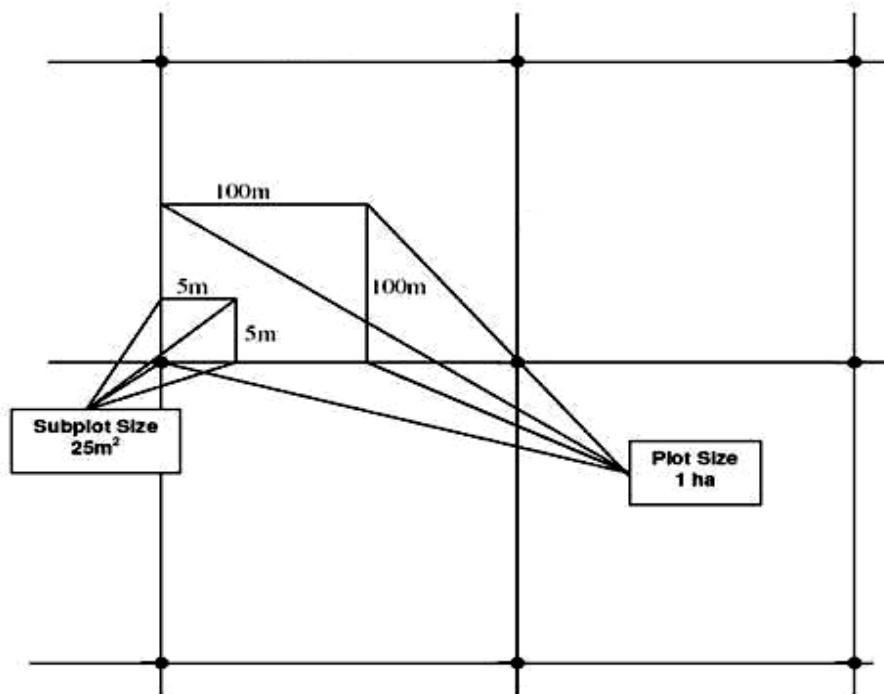


Abb. 3: Inventurdesign

Bei der Sträucher- und Bodenvegetationsaufnahme wurde die Methode von BRAUN-BLANQUET verwendet. Dazu wurden die vorkommenden Pflanzenarten aufgelistet und gemäß dem Deckungsgrad, also der Bodenfläche, die ihre Blätter bedecken bewertet. Dazu wurde die erweiterte Skala nach BRAUN-BLANQUET von REICHELT & WILMANNS benutzt (Tab. 1).

Tab. 1: Erweiterte BRAUN-BLANQUET Skala

BRAUN-BLANQUET Skala	DECKUNG IN %	MITTELWERT DER DECKUNG IN %
r	selten, weniger als 3 Exemplare, < 1% Flächendeckung	0,01
+	spärlich, weniger als 10 Individuen, < 5% Flächendeckung	0,1
1	mehr als 10 Ind. und < 5% Flächendeckung oder <10 Ind. und > 5% Flächendeckung	2
2m	mehr als 50 Individuen und 3- 5% Flächendeckung	4
2a	5- 15% Flächendeckung	10
2b	15- 25% Flächendeckung	20
3	25%-50% Flächendeckung	37,5
4	50%-75% Flächendeckung	62,5
5	75%-100% Flächendeckung	87,5

3.2 Diversitätsindizes

Die Erhaltung der Artenvielfalt kann neben der Naturnähe generell als eines der beiden großen Ziele des Naturschutzes gelten. Als Legalkriterium wurde sie explizit als Ziel des Naturschutzes in den Gesetzen verankert. Diese Stellung weist das Ziel der Artenvielfalt gleichzeitig als gesellschaftlichen Wert aus. Der Mensch übernimmt aus freiem Willen Verantwortung für die ihm anvertraute Schöpfung, zu der alles Leben gehört, unabhängig von dessen Rolle im Ökosystem. Eine optimale Ausübung dieser Verantwortung kann attestiert werden, wenn die Anzahl der wildlebenden Arten, also die Diversität maximal ist. Einer funktionalen Begründung dieses Anspruches bedarf es ebenso wenig wie beispielsweise im Bezug auf den Schutz von Kulturdenkmälern (MEINEKE, 1992).

Eine Einschränkung ist allerdings zu machen, was die Feststellung der maximalen Diversität betrifft. Diese muss sich an den natürlichen Bedingungen des Betrachtungsraumes orientieren, also etwa am Naturraum oder an den Standortsbedingungen. Ein Freilandmuseum mit unterschiedlichsten, eventuell standortsfremden oder eingebürgerten Arten besitzt zwar einen höheren Nominalwert der Diversität, ist jedoch schwerlich mit der Naturnähe, dem zweiten Primärziel des Naturschutzes, in Einklang zu bringen ist. Die Festlegung einer bestimmten Diversität in Übereinstimmung mit einer angestrebten, größtmöglichen Naturnähe legt daher

den Schluss nahe, den ersten Maßstab auf der Grundlage des zweiten Ziels herzuleiten. Demnach wäre für einen Wald jene Diversität anzustreben, die der Artenvielfalt (an Baumarten) der potentiellen natürlichen Vegetation entspricht.

Ein zentraler Begriff zur Artenvielfalt ist der Artenreichtum (species richness), der nach WHITTAKER (1972) als Artenvielfalt im engeren Sinne betrachtet wird und „geeigneterweise als Anzahl der Arten bezogen auf eine standardisierte Probengröße gemessen werden“ kann wie zum Beispiel die Anzahl der Pflanzen auf einer Fläche standardisierter Größe. Auch wenn der Artenreichtum ein weithin akzeptiertes Maß für die Artenvielfalt ist, gibt es weitere Konzepte, die eine mathematische Gewichtung der Arten vornehmen nach ihrer Häufigkeitsverteilung im Sinne von Artenabundanz (Individuenreichtum) oder Artendominanz (z. B. Dominanz von Individuenzahl, Artendeckung oder Biomasse).

Um die Diversität eines Gebietes abschätzen und mit den anderen Gebieten vergleichen zu können, sind verschiedene Berechnungsmethoden entwickelt worden. Von den zahlreichen Diversitätsindizes wurden für die Fallstudie vier weit verwendete Indizes, aufgrund ihrer einfachen Berechnung und für den Vergleich mit der vorhandenen Literatur, ausgewählt. Diese waren die Shannon-, Simpson-, Evenness- und α -Diversität-Index (KREBS, 1989; KENT & COKER, 1992; MAGURRAN 1995).

3.2.1 Shannon Index

Der Shannon-Index (SHANNON & WEAVER, 1949) wird in ökologischen Untersuchungen häufig verwendet. Er wurde als Maß für die Vielfalt und Durchmischung der vorkommenden Baumarten entwickelt, es wird das Maß für die Wahrscheinlichkeit, mit der zwei zufällig aus der Stichprobe entnommene Bäume nicht der gleichen Art angehören, bestimmt (GROßHEIM, 2001). Der Shannon-Index berücksichtigt die Tatsache, dass ein Mischbestand umso vielfältiger ist, je mehr Arten vertreten sind und das die Diversität mit abnehmender Variabilität in den Baumartenanteilen ebenfalls zunimmt (PIELOU, 1977). Es können sowohl Stammzahl- als auch Grundflächenanteile zur Berechnung herangezogen werden.

Der Index wird berechnet nach:

$$H = - \sum_{i=1}^s p_i * \ln p_i, \quad p_i = \frac{n_i}{N}$$

Wobei: s= Artenzahl in der Untersuchungsfläche

p_i = Anteil der Pflanzen I an der Grundfläche des Bestandes

\ln = nat. Logarithmus (Basis e)

Der Shannon-Index steigt sowohl mit zunehmender Anzahl an Arten als auch mit der zunehmenden Gleichverteilung (Dominanzstruktur) der erfassten Arten (MEYER ET AL., 2001). Wenn nur eine Art in der Untersuchungsfläche vorkommt, nimmt der Index den Wert Null an, bei Gleichverteilung von verschiedenen Arten wird der höchste Wert erreicht. Der Shannon- Index stellt einen gemischten Wert aus Artenzahl und Häufigkeit der Arten dar, der maximale Wert errechnet sich als Logarithmus der Artenzahl:

$$H_{max} = \ln(s)$$

3.2.2 Evenness Index

Das Verhältnis von Shannon-Index zu dem maximal möglichen Wert bei Gleichverteilung wird als Evenness (PIELOU, 1966) bezeichnet:

$$Evenness = H_s / H_{max} = H_s / \ln(s)$$

Evenness ist ein Index, der Informationen über die Verteilung der Arten in der Untersuchungsfläche heranleitet, d.h. wie die Individuen auf die Arten verteilt sind. Dieser Index zeigt an, ob die hohe Diversität einer Pflanzgesellschaft an den vielen Arten mit unterschiedlichen Häufigkeiten oder an wenigen Arten mit einer homogenen Verteilung liegt. E kann zwischen 0 und 1 liegen. Je höher E, umso gleichmässiger verteilt sind die Arten. Ein tiefer E-Wert bedeutet, dass nur wenige dominante Arten vorhanden sind. 1 hingegen bedeutet, dass alle Arten gleich häufig sind, d.h. die Arten sind mit gleichviel Individuen vertreten.

3.2.3 Simpson Index

Der Simpson-Index wurde 1949 von EDWARD H. SIMPSON entwickelt und drückt die Wahrscheinlichkeit aus, dass zwei aus allen Individuen einer Aufnahme zufällig ausgewählte Individuen der gleichen Art angehören. Dazu werden die Wahrscheinlichkeiten, eine bestimmte Art i auszuwählen und diese Art nochmals auszuwählen (dabei steht das erste Individuum nicht mehr zur Wahl) multipliziert und anschließend dieses Produkt für alle Arten summiert. Der Index D liegt theoretisch zwischen 1 und 0, mit dem niedrigeren Wert in Monokulturen wie bei dem Shannon-Index.

Der Simpson-Index D wird wie folgt berechnet:

$$D = \sum_{i=1}^S \frac{n_i(n_i - 1)}{n(n - 1)}$$

wobei n_i die Zahl der Individuen einer Art i , n die Gesamtzahl der Individuen wiedergibt.

Es geht nun also um die Wahrscheinlichkeit, an zwei zufällig gewählten Punkten innerhalb einer Aufnahmefläche die gleiche Art anzutreffen. Mit Deckungswerten statt Individuen vereinfacht sich die Formel, weil die Wahrscheinlichkeiten für den ersten und zweiten Punkt die gleichen sind:

$$D = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

wobei p_i den Anteil der Art i an der Summe aller Einzeldeckungen wiedergibt.

3.2.4 α - Diversität Index

Der vegetationsökologische Begriff der α - Diversität wurde von WHITTAKER (1972) eingeführt und beschreibt die Artenvielfalt eines Bestandes oder einer Gesellschaft. Der α - Diversität Index ist die einfachste Form eines Diversitätsindex und ist auch bekannt als Artenreichtum (Species Richness). Sind die Untersuchungseinheiten leicht in Raum und Zeit abzugrenzen und ihre Artenvielfalt quantitativ erfassbar, so stellt der pure Artenreichtum ein sehr hilfreiches Maß für die Diversität dar (Magurran 1988). Je mehr der Pflanzenarten von einer Pflanzengesellschaft vorhanden sind,

desto höher ist sein Reichtum und desto wertvoller wird die Gesellschaft in der Regel bewertet, obwohl dies möglicherweise nicht immer der Fall ist.

3.3 Strukturindizes

Die Struktur einer Pflanzengesellschaft im ökologischen Sinne wird durch die vertikale und horizontale räumliche Organisation der Pflanzen charakterisiert (KIMMINS, 1987). Die unterschiedlichen Schichten in einem Waldökosystem bezeichnet KIMMINS als Untereinheiten der Vegetation bezüglich der Pflanzenhöhe und berücksichtigt somit auch die Dimensionsunterschiede der Systemelemente. Die Bestandesstruktur im waldbaulichen Sinn umfasst die räumliche Gliederung der Bäume, Sträucher und Bodenpflanzen als Strukturmerkmale (DENGLER, 1992).

Struktur ist gekennzeichnet durch die Baumpositionen, die Durchmesserdimensionen, die Artendiversität und die vertikale Struktur in Form von Bestandesschichten. Diese Strukturmerkmale sind von waldbaulichen Maßnahmen beeinflusst und durch Durchforstungseingriffe veränderbar. Die Bestandesstruktur beeinflusst stark die Bestandestabilität und sie ist Ausdruck und Ergebnis ökologischer Diversität und Vielfalt (ALTENKIRCH, 1977). Ferner ist der Einfluss der Bestandesstruktur auf das Baumwachstum allgemein anerkannt. Ihrer möglichst exakten Erfassung kommt daher besondere Relevanz zu.

Die Strukturanalyse der Bestände wurde in dieser Arbeit mit der Hilfe von acht verschiedenen Indizes und zwar den Aggregationsindex, Segregationsindex, Winkelmaßindex, Durchmischungsindex, Dimensionsdifferenzierungsindex, Dimensionsdominanzindex und der Artprofilindex durchgeführt. Diese Indizes lassen sich unterteilen in die Gruppe der abstandsunabhängigen Parameter und die Gruppe der Variablen, zu deren Berechnung die einzelnen Baumpositionen bekannt sein müssen. Die Gruppe der positionsabhängigen Strukturindizes lässt sich noch einmal untergliedern in Parameter auf der Basis eines paarweisen (nächster Nachbar) Vergleichs und in Variablen, die auf kleinräumigen Nachbarschaftsbeziehungen (n-nächste Nachbarn) beruhen.

Alle Indizes außer dem letzten, dem Artprofilindex, die benutzt wurden, sind positionsabhängige Indizes und zwar die ersten zwei Indizes gehören zu der Gruppe des paarweisen Vergleichs der Baumparameter und die anderen vier zu der Gruppe

des Vergleichs im Bezug mit den Nachbarschaftsbeziehungen zwischen den benachbarten Bäumen.

3.3.1 Aggregationsindex von CLARK UND EVANS

Der Aggregationsindex R von CLARK UND EVANS (1954) beschreibt das horizontale Baumverteilungsmuster, wobei sich der Wert nach der Methode des nächsten Nachbarn ergibt. Das bedeutet, dass für jeden Baum eines Bestandes dessen Abstand zu seinem nächsten Nachbarn ermittelt wird. Für die Berechnung von R interessiert nun der durchschnittliche Abstand eines Baumes des Bestandes zu seinem nächsten Nachbarn. Der Aggregationsindex R wird mit der folgenden Formel berechnet:

$$R = \frac{\bar{r}_{\text{beobachtet}}}{E(r)}, \text{ wobei } E(r) = \frac{1}{2 * \sqrt{\frac{N}{A}}}; R \in [0,2.1491]$$

Hier bezeichnet $r_{\text{beobachtet}}$ den Mittelwert der Abstände Baum – nächster Nachbar in dem betrachteten Bestand, während $E(r)$ der mittlere Abstand – nächster Nachbar in einem Poisson-Wald (vergl. z.B. PRETZSCH 1998) der Baumdichte λ ist, wobei $\lambda=N/A$ mit A die Fläche des Bestandes und N die Anzahl seiner Bäume ist. Die Baumordnung eines Bestandes tendiert zur Regularität, wenn $R>1$, zur Zufälligkeit („Poisson-Wald“), wenn $R=1$ und zur Klumpung, wenn $R<1$. Der Aggregationindex R ist erfolgreich in vielen ökologischen Studien angewendet worden.

Der Index R von CLARK UND EVANS wird mit der Randkorrektur von DONELLY (1978) modifiziert und für jedes Baumartenkollektiv sowie für den Gesamtbestand separat berechnet. Die Formel der Randkorrektur von DONELLY ist definiert als:

$$E(r) = 0,5 \sqrt{\frac{A}{N} + 0,0514 * \frac{P}{N} + 0,041 * \frac{P}{N^{\frac{3}{2}}}}, \text{ wobei:}$$

A= Größe der Versuchsfläche (m^2)

N= Anzahl der Bäume auf der Fläche

P= Länge der Außengrenzen der Versuchsfläche (m)

3.3.2 Segregationindex von PIELOU

Der zweite hier vorgestellte Index ist das Segregationsindex S von PIELOU (1977), der die Artendurchmischung von Beständen charakterisiert. Mit diesem Index wird untersucht, ob die Baumarten eine Tendenz zur Segregation, zum räumlich voneinander getrennten Vorkommen, aufweisen (z.B. gruppenweise Mischung) oder ob sie miteinander assoziiert sind (intensive einzelbaumweise Mischung) oder die Verteilung der Baumarten unabhängig voneinander ist.

Das Segregationsmaß erfasst die Durchmischung zweier Baumarten aufgrund direkter Nachbarschaftsverhältnisse nach der Methode des nächsten Nachbarn. Dabei werden die Partnerbäume nach der Artzugehörigkeit untersucht und es wird im folgenden am Beispiel von zwei in einem Bestand vorkommenden Baumarten A und B demonstriert (Tab. 2). Die Größe S ist folgendermaßen definiert. Es sei N die Anzahl aller Baumpaare (Bezugsbaum – nächster Nachbar), es seien m und n die Anzahl der Bäume der Arten A und B und r und s die Anzahl, wie oft Bäume der Arten A und B nächste Nachbarn eines Bezugsbaumes waren. Diese Anzahl kann wie folgt in einer Vier-Felder-Tafel dargestellt werden:

Tab. 2: Beispiel der Berechnung des Segregationsindex für zwei vorkommenden Baumarten A und B in einem Bestand

		Art der nächsten Nachbarn		
		A	B	Gesamt
Art des Bezugsbaums	A	a	b	m
	B	c	d	n
Gesamt	r	s		N

Der Segregationsindex beschreibt das Verhältnis zwischen der beobachteten und erwarteten Zahl gemischter Paare und ist definiert als:

$$S = 1 - \frac{N(b+c)}{m*s + n*r}, \quad S \in [-1,1]$$

Wären die nächsten Nachbarn alle von der gleichen Art wie die Bezugsbäume, dann wäre S=1 und die Population maximal segregiert. Es wäre S= -1, wenn alle Nachbarn gerade von anderen Art wären. Bei zufälliger Durchmischung der Bäume kann man

Werte um Null erwarten. Treten in einem Bestand mehr als zwei Baumarten auf, wird jede der vorkommenden Baumarten als Art A behandelt und alle anderen unter der Baumart B subsumiert.

3.3.3 Winkelmaß von GADOW

Das Winkelmaß W von GADOW ET AL (1998) beschreibt die Regelmäßigkeit bzw. Unregelmäßigkeit der räumlichen Verteilung der n nächstgelegenen Bäume um einen Bezugsbaum i . Die Variable W_i basiert auf der Klassifizierung der vom Bezugsbaum i ausgehenden Winkel α_{jk} zwischen einem Baum j und dessen Nachbarn k . Als Nachbar wird der im Uhrzeigersinn nächste Baum betrachtet. α_{jk} ist der kleinere der beiden Winkel (α_{jk} und β_{jk}) zwischen zwei benachbarten Bäumen. α_{jk} ist also immer gleich oder kleiner 180° (Abb. 4).

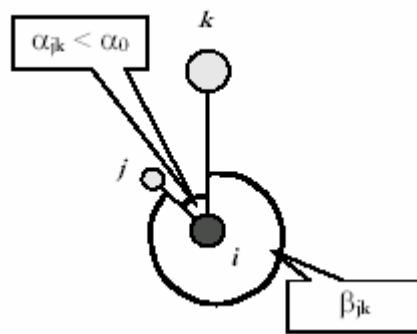


Abb. 4: Winkel zwischen zwei Nachbarn des Bezugsbaumes i . Die Summe der beiden Winkel (α_{jk} und β_{jk}) beträgt 360°

Als Bezugsgröße wird der Standardwinkel α_0 definiert, der bei sehr regelmäßiger Verteilung erwartet wird. Über den Vergleich aller α_{jk} mit dem Standardwinkel α_0 wird die binäre Zufallsvariable v_{ij} ermittelt. Das Winkelmaß ist dann definiert als der Anteil der Winkel α_{jk} die kleiner sind als der Standardwinkel α_0 :

$$W_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n v_{ij} \quad \text{mit} \quad v_{ij} = \begin{cases} 1, & \alpha_{jk} < \alpha_0 \\ 0, & \text{sonst} \end{cases} \quad \text{und} \quad 0 \leq W_i \leq 1$$

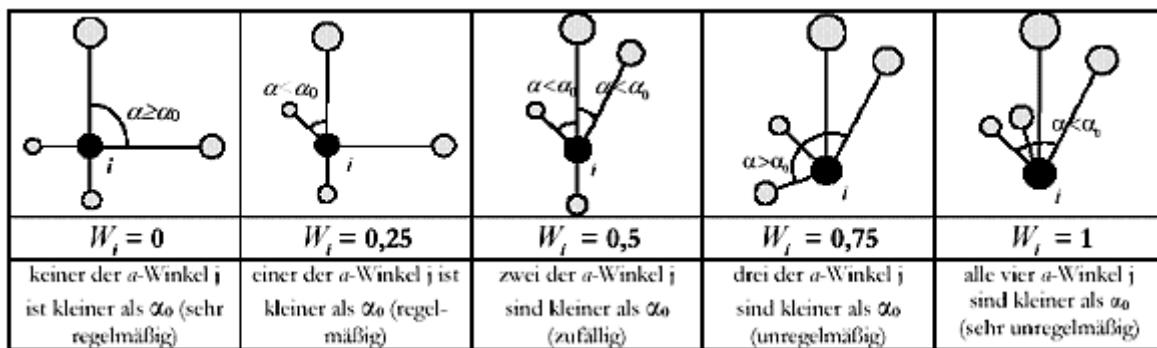


Abb. 5: Die fünf möglichen Wertestufen für W_i , die bei vier Nachbarn sich ergeben

Beträgt $W_i=0$, dann deutet dies auf eine starke lokale Regelmäßigkeit um den Bezugsbau hin, während bei $W_i=1$ eine ausgeprägt unregelmäßige bzw. geklumpte kleinräumige Baumverteilung zu erwarten ist. Als Schätzer für das Winkelmaß des Gesamtbestandes wird W , das arithmetische Mittel aller W_i - Werte verwendet:

$$\bar{W} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N W_i , \text{ mit}$$

W_i = Winkelmaß des i-ten Bezugsbau

N = Stichprobenumfang (Anzahl des Bezugsbäume)

Der Schlüsselparameter für die Zuordnung eines Waldbestandes zu einem bestimmten Verteilungstyp ist der Standardwinkel. Durch den Standardwinkel wird der Winkelmaß-Mittelwert bestimmt; dabei gilt grundsätzlich:

$$\bar{W}_{\text{regelmäßig}} < \bar{W}_{\text{zufällig}} < \bar{W}_{\text{geklumpt}}$$

Diese Relation ist unabhängig von der Wahl des Standardwinkels. Ursprünglich legten GADOW ET AL. (1998) den theoretischen Standardwinkel willkürlich fest, und zwar für 4 Nachbarn mit $\alpha_0=360^\circ/4*(1\pm 10\%)$. Es wäre allerdings nützlich, wenn der Standardwinkel so gewählt wird, dass sich zumindest für einen bestimmten Verteilungstyp ein Mittel W der Winkelmaß-Mittelwerte ergibt, das mit den obengenannten Bezeichnungen der Wertestufen kongruent ist. Aus diesem Grund wurde der optimale Standardwinkel α_0 als der Standardwinkel definiert, der für den Verteilungstyp „zufällig“ (Poissonverteilung) ein Mittel W der Winkelmaß-Mittelwerte von 0.5 ergibt.

3.3.4 Durchmischung von FUELDNER

Die Artendurchmischung M_i beschreibt die räumliche Verteilung der Baumarten in einem Bestand. Die Durchmischung ist definiert als der Anteil artfremder Nachbarn. Die Größe v_{ij} ist eine duale, diskrete Variable. Die Artendurchmischung wird mit der folgenden Formel berechnet:

$$M_i = 1 - \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n v_{ij}, \quad M_i \in [0,1], \text{ wobei } v_{ij} = \begin{cases} 0 & \text{falls Nachbar zu } \begin{matrix} \text{deselben Art} \\ \text{einer anderen} \end{matrix} \text{ gehört} \\ 1 & \end{cases}$$

Für die „Strukturelle Vierergruppe“ ($n=3$) kann M_i vier diskrete Werte annehmen:

- 0,00 wenn alle Bäume der Viergruppe derselben Art zugehören
- 0,33 wenn ein Nachbar des betrachteten Baumes zu einer anderen Art gehört
- 0,67 wenn drei Nachbarn zu einer anderen Art gehören
- 1,00 wenn alle Nachbarn des betrachteten Baumes einer anderen Art zugehören

Zur Berechnung der Durchmischung werden die einzelnen M_i -Werte addiert und durch die Anzahl der Baumindividuen im Bestand dividiert. Je größer z.B. der Mittelwert M , desto stärker sind die Baumarten einzelstammweiser mit den anderen Baumarten des Bestandes vermengt. Geringere Werte deuten auf eine Verteilung dieser Art in artenreinen Gruppen oder Horsten hin (POMMERENING, 1997).

3.3.5 Durchmesserdifferenzierung von FUELDNER

Das Parameter Durchmesserdifferenzierung T von FÜLDNER (1995) wurde zur Messung der Bestandesstruktur ausführlich vorgestellt. Diese Variable beruht auf Nachbarschaftsbeziehungen. Jedem Baum eines Bestandes werden als Bezugsbaum die drei nächsten Nachbarn zugeordnet.

Die Durchmesserdifferenzierung beschreibt die räumliche Verteilung von Baumdimensionen. Für den i -ten Baum ($i=1\dots N$) und seine $n=3$ nächsten Nachbarn j ($j=1\dots n$) ist die Durchmesserdifferenzierung T_i definiert als:

$$T_i = 1 - \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \frac{\min(BHD_i, BHD_j)}{\max(BHD_i, BHD_j)}, \quad T_i \in [0,1]$$

Eine Differenzierung von $T_i=0$ bedeutet, dass die benachbarten Bäume genau dieselben Dimensionen aufweisen. Differenzierungswerte können wie folgt interpretiert werden:

- schwache Differenzierung: umfasst die Stufen $0,0 \leq T_i \leq 0,3$. Der schwächere Baum weist eine Dimension von 70% oder mehr des stärkeren Baumes auf.
- mittlere Differenzierung: umfasst die Stufen $0,3 \leq T_i \leq 0,5$. Der schwächere Baum weist eine Dimension von 50-70% des stärkeren Baumes auf.
- starke Differenzierung: umfasst die Stufen $0,5 \leq T_i \leq 0,7$. Der schwächere Baum weist eine Dimension von 30-50% des stärkeren Baumes auf.
- sehr starke Differenzierung: umfasst die Stufen $0,7 \leq T_i \leq 1,0$. Der schwächere Baum weist eine Dimension von 30% des stärkeren Baumes auf.

Die Differenzierung des Brusthöhendurchmessers (T_i) wird als paarweiser Vergleich zwischen dem betrachteten Baum und seinem ersten zweiten oder dritten Nachbarn errechnet. Die T_i -Werte werden anschließend über alle Bäume eines Bestandes gemittelt, so dass drei Lageparameter T_1 , T_2 und T_3 getrennt nach erstem, zweitem und drittem Nachbarn die Differenzierung eines Bestandes beschreiben.

3.3.6 Dimensionsdominanz von FUELDRNER

Die relative soziale Stellung eines Baumes in seiner Nachbarschaft beschreibt die Dimensionsdominanz DD (ALBERT, 1999). Die Dimensionsüberlegenheit des Bezugsbaumes i zu seinen n -nächsten Nachbarn ist definiert als die Differenz aus dem Mittelwert der Differenzierung des Bezugsbaumes i mit den j kleineren Nachbarn und dem Mittelwert der Differenzierung mit den $(n-j)$ größeren Nachbarn:

$$DD_i = \bar{T}_{Gi} - \bar{T}_{Ki}, \text{ wobei}$$

wenn $BHD_i \geq BHD_{NB}$, $T_{Gi} = 1 - BHD_{NB} / BHD_i$ mit $0 \leq T_G \leq 1$

wenn $BHD_i \leq BHD_{NB}$, $T_{Gi} = 1 - BHD_i / BHD_{NB}$ mit $0 \leq T_k \leq 1$

und mit Wertebereich $-1 \leq DD_i \leq 1$

Je größer der Wert der Dimensionsdominanz DD, desto stärker überwiegen die Dimensionsunterschiede zwischen dem Bezugsbaum i und den kleineren Nachbarn. Der Bezugsbaum ist in seiner Nachbarschaft herrschend und DD umso größer, je ausgeprägter die Dominanz bezüglich der Dimension ist. Negative Werte von DD zeigen hingegen die Unterdrückung des Bezugsbaumes durch die Nachbarn an. Der Wertebereich um Null signalisiert eine indifferente Stellung des Bezugsbaumes.

Dieser Neutralisierungseffekt ist ein Nachteil des Maßes zur Beurteilung der dimensionsmäßigen Dominanz der Bezugsbäume, denn die Konstellation der Nachbarbaumdimensionen ist bei $DD=0$ nicht eindeutig. Entweder haben die Nachbarn sehr ähnliche Dimensionen wie der Bezugsbaum, oder die Größenunterschiede zwischen kleineren und größeren Nachbarn gleichen sich aus.

3.3.7 Artprofilindex von PRETZSCH

PRETZSCH 1996 hat der Artprofil-Index A aus dem Shannon-Index weiterentwickelt. Der im folgenden beschriebene Index A für das Artenprofil eines Bestandes baut auf dem Index H von SHANNON UND WEAVER auf, der für die Informationstheorie entwickelt und mit Erfolg auf die Beschreibung der Artendiversität in biologischen Systemen übertragen wurde (SHANNON, 1948).

$$H = -\sum_{i=1}^S p_i * \ln p_i \quad \text{mit den Variablenbezeichnungen:}$$

S= Zahl der vorkommenden Arten

p_i = Artenanteile an der Population $p_i = \frac{n_i}{N}$

n_i = Anzahl der Individuen der Art i

N= Anzahl der Individuen insgesamt

Das Produkt aus Artenanteil p_i und logarithmiertem Artenanteil $\ln p_i$ ergibt, summiert über die Anzahl S der vorkommenden Arten, den Index H für die Artendiversität. Indem als Multiplikator der logarithmisch transformierte Artenanteil einfließt, wird der Index durch seltene Arten überproportional erhöht, durch dominante Arten unterproportional vergrößert. Dies entspricht der Auffassung, dass eine bemessene Zahl rarer Arten mehr zur Diversität beiträgt als wenige, aber dominante Arten. Da nur Artenanteile, nicht aber räumlicher Artenbesatz in den Index H einfließen, ergeben sich für strukturell sehr unterschiedliche Waldbestände dieselben Diversitätsindizes.

Der im Rahmen der vorliegenden Arbeit der Index A für das vertikale Artenprofil betrachtet die Artenanteile gesondert nach 3 Höhenzonen, die von 0% bis 50%, 50% bis 80% und 80% bis 100% der Maximalhöhe im Bestand reichen.

Der Artprofilindex A wird als folgende berechnet:

$$H = -\sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z p_{ij} * \ln p_{ij} \text{ mit den Variablenzeichnungen:}$$

S= Zahl der vorkommenden Arten

Z= Zahl der Höhenzonen

p_{ij} = Artenanteile in den Zonen $p_{ij} = \frac{n_{i,j}}{N}$

n_{ij} = Anzahl der Individuen der Art i in Zone j

N= Gesamtzahl der Individuen

Indem die Produkte aus Artenteile und logarithmiertem Artenanteil für i=1 bis S Arten und j=1 bis Z Höhenzonen aufsummiert werden, ergibt sich ein Index, der Artendiversität und Raumbesetzung der Arten im Waldbestand zusammenfassend quantifiziert.

Am geringsten ist der Index A in einschichtigen Reinbeständen, er steigt in zwei- und mehrschichtigen Reinbeständen an, wird durch Mischung mehrerer Arten wirksam erhöht und erreicht seine höchsten Werte in stark strukturierten Mischbeständen. Somit quantifiziert der Index A in etwa das, was in der forstwirtschaftlichen Praxis unter Bestandes- und Mischungsstruktur verstanden wird. Ähnlich wie beim Index

von Shannon fließen rare Arten und solche Bestandesglieder, die in wenig besetzten Höhenzonen vorkommen, überproportional in den Index A ein. Jede Abweichung vom einschichtigen Reinbestand wird durch eine merkliche Erhöhung des Artenprofilindex A angezeigt.

3.4 Geostatistische Ansätze

Die Geostatistik ist ein sich rapide entwickelnder Zweig der angewandten Mathematik, der sich mit der Beschreibung und Schätzung von natürlichen Phänomenen beschäftigt (AKIN & SIEMES, 1988). Ihren Ursprung hatte die Geostatistik in den frühen 50er Jahren im Bergbau Südafrikas, wo der Bergbauingenieur KRIGE (1951) zur Berechnung der Vorräte der Goldlagerstätte Witwatersrand den Probenwerten Einflusszonen zuordnete. Die Ansätze von KRIGE wurden Ende der 50er Jahre von dem Franzosen MATHERON aufgegriffen und zu der Theorie der ortsabhängigen (regionalisierten) Variablen weiterentwickelt (MATHERON, 1963, 1971).

Über viele Jahre wurde die Geostatistik vor allem im Bereich der Lagerstättenkunde eingesetzt und weiterentwickelt. Davon zeugen auch die klassischen Standardwerke zur Geostatistik (AKIN & SIEMES, 1988; ISAAKS & SRIVASTAVA, 1989), die mit Beispielen aus dem Bereich der Lagerstättenkunde arbeiten. Inzwischen hat die Geostatistik aber auch Eingang in andere naturwissenschaftliche Bereiche gefunden. So werden z. B. in den Lehrbüchern von WACKERNAGEL (1995) und GOOVAERTS (1997) verschiedene Beispielprobleme aus dem Umweltbereich bearbeitet. Seit einigen Jahren finden geostatistische Verfahren auch in der Forstwissenschaft für die unterschiedlichsten Fragestellungen Anwendung.

Eine Variable $Z(x_i)$, die die Werte einer Größe in Abhängigkeit vom Ort x_i angibt, wird als regionalisierte (ortsabhängige) Variable bezeichnet. Geostatistischen Verfahren liegt die Annahme zugrunde, dass sich eine regionalisierte Variable aus einer deterministischen, einer autokorrelativen und einer rein zufälligen Komponente zusammensetzen kann (SCHROEDER et al. 1994). Eine regionalisierte Variable wird als autokorriert bezeichnet, wenn sich die Merkmalsausprägungen nahen beieinander liegender Punkte durchschnittlich ähnlicher sind, als die weiter entfernt liegender.

In der Geostatistik kommt der Autokorrelation regionalisierter Variablen zentrale Bedeutung zu. Ihre Beschreibung erfolgt mit Hilfe des sogenannten Variogramms, das die räumliche Variation in Abhängigkeit von der Entfernung zwischen den Messpunkten beschreibt.

Das Variogramm (exakt: Semi-Variogramm)

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [z(x_i) - z(x_i + h)]^2$$

beschreibt die statistische Abhängigkeit der regionalisierten Variablen $Z(x_i)$ und $Z(x_i+h)$ an den Meßpunkten x_i und x_i+h . Dabei ist $N(h)$ die Anzahl der Punktpaare mit dem Abstand h .

Der Anstieg der Variogrammkurve gibt den Bereich wieder, innerhalb dessen die Merkmalswerte autokorriert sind, das heißt einer räumlichen Struktur unterliegen. Die sogenannte Reichweite (auch: Range, Erhaltungsneigung, Persistenz) gibt die Entfernung an, in der die Kurve einen bestimmten Schwellenwert (Sill) erreicht. Dieser ist gleichzusetzen mit der statistischen Gesamtvarianz der betrachteten Merkmalsausprägungen. Innerhalb der Reichweite unterliegen die Merkmalswerte der Autokorrelation. Messpunkte, deren Abstand größer ist als die Reichweite, sind voneinander unabhängig.

Definitionsgemäß müsste die Variogrammkurve durch den Ursprung des Koordinatensystems gehen. Häufig liegt der Schnittpunkt der extrapolierten Variogrammkurve mit der y-Achse jedoch oberhalb des Ursprungs. Diese Restvarianz zwischen äußerst eng benachbarten Punkten quantifiziert den sogenannten Nuggeteffekt (Abb. 6). Der resultiert zum einen aus der Summe der Varianzen der Mess-, Analysen- und Probennamefehler. Zum anderen beruht er auf räumlichen Strukturen mit Reichweiten, welche kleiner sind, als die minimalen Messpunktabstände.

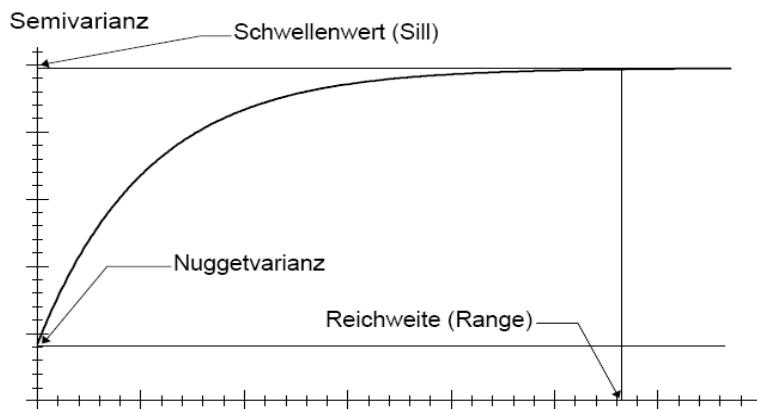


Abb. 6: Erklärung der Variogramm-Parameter

Das experimentelle Semivariogramm und die experimentelle Kovarianz-Funktion liefern für eine begrenzte Anzahl von Abstandsklassen h experimentelle Werte für die Semivarianz $\gamma(h)$ bzw. die Kovarianz $C(h)$. Um für jeden beliebigen Abstand h Werte für die Semivarianz und die Kovarianz ableiten zu können, ist es notwendig an die experimentellen Werte ein Modell anzupassen. Die Anpassung eines Modells hat weiterhin den Vorteil, dass durch die Probenahme bedingte Schwankungen geglättet werden (GOOVAERTS, 1997, S. 87).

Um eine, und nur eine, d. h. eine eindeutige mathematisch stabile Lösung der Kriging-Matrix zu gewährleisten, müssen die angepassten Variogramm-Modelle positiv definit sein (ISAAKS & SRIVASTAVA, 1989, S. 370). Um nicht für jedes Modell prüfen zu müssen, ob es positiv definit ist, beschränkt man sich in der Geostatistik üblicherweise auf einige bekannte Modelle, welche nachgewiesen positiv definit sind (AKIN & SIEMES, 1988, S. 43). Durch die lineare Kombination dieser Modelle (verschachtelte Strukturen) kann der Umfang der möglichen Modelle beträchtlich erweitert werden (ISAAKS & SRIVASTAVA, 1989, S. 373).

Die häufigsten Variogramm-Modelle sind:

Das Nugget-Modell

Das Nugget-Modell charakterisiert Variablen deren Variabilität kleinräumiger als die geringsten Probenabstände ist. Der sogenannte Nuggeteffekt kann aber auch durch

Fehler im Datensatz, entstanden bei der Probenahme oder der Analyse, verursacht werden.

$$\gamma(h) = \begin{cases} 0 & \text{wenn } h = 0 \\ C_0 & \text{wenn } h \neq 0 \end{cases}$$

Das sphärische Modell

Das sphärische Modell ist nach BROOKER (1986) das am häufigsten genutzte Variogramm- Modell. Das Modell ist gekennzeichnet durch sein lineares Verhalten bei geringen Abständen und einen allmählichen Übergang zum Plateau bei Erreichen des Schwellenwertes C.

$$\gamma(h) = Sph\left(\frac{h}{a}\right) = \begin{cases} 1,5 \cdot \frac{|h|}{a} - 0,5 \cdot \left(\frac{|h|}{a}\right)^3 & \text{wenn } h \leq a \\ C & \text{wenn } h > a \end{cases}$$

Dabei ist a die Reichweite, d. h. der Abstand h bei dem das Variogramm-Modell den Schwellenwert C erreicht.

Das exponentielle Modell

Dieses Modell hat bereits in der Nähe des Ursprungs einen gekrümmten Verlauf und erreicht den Schwellenwert nur asymptotisch. Als praktische Reichweite a wird der Abstand gewählt, bei dem 95 % des Schwellenwertes erreicht werden (PANNATIER, 1996, S. 49).

$$\gamma(h) = C \cdot \left(1 - e^{-\frac{3h}{a}}\right)$$

Das Gauß'sche Modell

Das Gauß'sche Modell hat einen parabolischen Verlauf und erreicht den Schwellenwert nur asymptotisch. Wie beim exponentiellen Modell wird als praktische Reichweite der Abstand gewählt bei dem 95 % des Schwellenwertes erreicht werden.

Das Gauß'sche Modell beschreibt Zufallsfunktionen von Variablen mit extrem hohen räumlichen Zusammenhang.

$$\gamma(h) = C \cdot \left(1 - e^{-\frac{3h^2}{a^2}} \right)$$

Das Potenzmodell

Das Potenzmodell unterscheidet sich von den vorangegangenen Modellen, insofern, dass es keinen Schwellenwert erreicht. Das Potenzmodell beschreibt einen selbstähnlichen, fraktalen Prozess: Das Abbild dieses Prozesses ist in jeder Maßstabsebene gleich (KITANIDIS, 1997, S. 61).

$$\gamma(h) = c \cdot h^\omega$$

Der Exponent ω kann Werte zwischen $0 < \omega > 2$ annehmen. Für $\omega = 1$ ergibt sich das lineare Modell als ein Sonderfall des Potenzmodells:

$$\gamma(h) = c \cdot h$$

Die Konstante c gibt die Steigung der Geraden an. Dieses Modell eignet sich nur für Zufallsfunktionen, die keinen Schwellenwert erreichen. Für Zufallsfunktionen mit einer endlichen Varianz (Stationarität 2. Ordnung) sollte dieser Modelltyp nicht verwendet werden (PANNATIER, 1996, S. 51).

Häufig zeigen die experimentellen Semivariogramme Strukturen, die eine Modellanpassung erschweren, dazu gehört z. B. der sogenannte Locheffekt. Beim Vorliegen eines Locheffektes fällt das experimentelle Semivariogramm nach Erreichen eines Maximums mit zunehmender Schrittweite wieder deutlich ab, anstatt bei diesem Maximalwert zu bleiben. Der Maximalwert ist höher als die A Priori Varianz (AKIN & SIEMES, 1988, S. 60).

Ursache von Locheffekten ist das Nebeneinander von Bereichen mit sehr hohen und sehr niedrigen Werten. AKIN & SIEMES (1988, S. 61) schlagen vor, ein experimentelles Semivariogramm mit Locheffekt durch ein sphärisches Modell zu beschreiben, indem der Maximalwert von $\gamma(h)$ gleich dem Schwellenwert gesetzt wird. Dieses Variogramm darf jedoch nur für Abstände $h \leq$ der Reichweite a verwendet werden.

Wenn experimentelle Semivariogramme nach dem Erreichen eines Schwellenwertes mit zunehmendem Abstand h parabolisch ansteigen, kann dies ein Hinweis auf das Vorliegen einer Drift sein. Das bedeutet, dass die ortsabhängige Variable bzw. die ihr zugrunde liegende Zufallsfunktion bei großen Abständen nicht mehr stationär ist, der erwartete Wert der Differenzen der Variablenpaare ist nicht mehr Null, er hängt vom Abstand h ab (AKIN & SIEMES, 1988, S. 61).

Eine Drift liegt dann vor, wenn eine richtungsgebundene, systematische Zu- oder Abnahme der Probenwerte erkennbar ist. In diesem Fall besitzen weder die Hypothese der Stationarität 2. Ordnung noch die intrinsische Hypothese Gültigkeit, so dass die klassischen Verfahren der Geostatistik (insbesondere das Normalkrigeverfahren) theoretisch nicht mehr eingesetzt werden dürften (AKIN & SIEMES, 1988, S.190).

Allerdings wird unter Anwendung der Hypothese der Quasistationarität trotz des Vorliegens einer Drift häufig das Normalkrigeverfahren angewandt. Bei der Hypothese der Quasistationarität wird angenommen, dass die intrinsische Hypothese lediglich innerhalb einer größtmäßig definierten Zone, z. B. ein Kreis mit Radius r , gültig ist. Unter Annahme einer Quasistationarität können Variogrammwerte für Abstände $h \leq r$ zur Berechnung der Schätzwerte herangezogen werden (AKIN & SIEMES, 1988, S. 190).

Der Begriff Regionalisierung wird hier als Sammelbegriff für Methoden verwendet, die dazu dienen, eindimensionale Daten in die Fläche zu übertragen. Er ist vergleichbar dem "surface modelling" (Flächenmodellierung) in der englischen Literatur, welches nach BONHAMCARTER (1996, S. 150) definiert ist als Prozess der Konvertierung von Punktdaten zu Datenstrukturen, die zusammenhängende Flächen repräsentieren. Um die vorhandenen eindimensionalen Messwerte in Kartenform darzustellen, wurde das Ordinary-Kriging (gewöhnliches Kriging) verwendet, da es gegenüber anderen Interpolationsverfahren über folgende Vorteile verfügt (SCHAFMEISTER, 1997, S. 28):

- Kriging liefert den "besten" Schätzwert (B.L.U.E. = Best Linear Unbiased Estimator)
- Kriging bezieht in Form des Variogramms die räumliche Struktur der Variablen in die Schätzung mit ein.

- Die Zuverlässigkeit der Ergebnisse wird für jeden Schätzpunkt in Form des Krigingfehlers (Fehlervarianz) angegeben.

Bei Kriging-Verfahren handelt es sich um lineare Regressions-Algorithmen, die nach der Methode der kleinsten Quadratsumme arbeiten (GOOVAERTS, 1997, S. 125). Alle Kriging Schätzer sind Variationen des allgemeinen linearen Regressionsschätzers $Z^*(x)$:

$$Z^*(x) - m(x) = \sum_{i=1}^{n(x)} \lambda_i(x) \cdot [Z(x_i) - m(x_i)]$$

mit: $\lambda_i(x)$ = Gewicht, das dem Wert $z(x_i)$ zugeordnet wurde, wobei $z(x_i)$ eine Realisation der Zufallsfunktion $Z(x_i)$ ist.

$m(x)$ = Erwartungswert der Zufallsfunktion $Z(x)$

$m(x_i)$ = Erwartungswert der Zufallsfunktion $Z(x_i)$

$n(x)$ = Anzahl der berücksichtigten Realisationen (Datenwerte)

Die Anzahl der berücksichtigten Datenwerte beschränkt sich zumeist auf die Werte in einem definierten, den Schätzpunkt umgebenden, Nachbarschaftsraum $W(x)$. Da die unbekannten Werte $z(x)$ sowie die bekannten Werte $z(x_i)$ als Realisationen der Zufallsfunktionen $Z(x)$ bzw. $Z(x_i)$ interpretiert werden, kann der Schätzfehler als die Zufallsvariable $Z^*(x) - Z(x)$ definiert werden. Ziel aller Kriging-Verfahren ist es, die Fehlervarianz $\sigma E^2(x)$ unter der Bedingung, dass die Schätzwerte unverzerrt sind, zu minimieren (GOOVAERTS, 1997, S. 126).

Für eine sinnvolle Regionalisierung sollten zur Berechnung eines Schätzwertes drei oder mehr, mindestens jedoch zwei, Stützstellen herangezogen werden. Bei nicht ausreichender Beprobungsdichte, wird beim Kriging für Flächen ohne Stützstellen ein annähernd dem Mittelwert entsprechender Wert eingesetzt und im Bereich um isolierte Messstellen kommt es zur Ausbildung von konzentrischen Kreisen um die Messstelle, den sogenannten "bull eyes". Nach ISAAKS & SRIVASTAVA (1989, S. 308) führt bei Variogramm-Modellen eine Erniedrigung der Reichweite dazu, dass sich beim Kriging der Einfluss der Entfernung der Stützstellen auf den Wichtungsfaktor verringert. Bei sehr kleinen Reichweiten kann dies dazu führen, dass alle Stützstellen gleich gewichtet werden und die berechneten Schätzwerte dem arithmetischen Mittelwert entsprechen.

3.5 Visualisierung (BWINPro 6.2)

In dieser Arbeit wurde nach der Bestandesstrukturanalyse die Visualisierung der Bestände durchgeführt. Aus den abstrakten Listen der Baumdimensionsgrößen und der Baumkoordinaten und mit der Hilfe einer Software, in diesem Fall der PWINPro 6.2, können wirklichkeitsnahe Waldbilder präsentiert werden.

Die Waldbilder vermitteln dem Manager einen besseren Eindruck von dem Zustand des Waldes als reine Zahlen. Die Visualisierung von Makrostrukturen auf Einzelbaum und Bestandesebene dient der Veranschaulichung und Analyse von Messdaten und der didaktischen Vermittlung forstwissenschaftlicher Forschungsergebnisse.

3.5.1 Das Programm BWINPro 6.2 – Allgemein

Das Programm BWINPro wurde von M. ALBERT, J. NAGEL UND M. SCHMIDT entwickelt. Es stellt die weiterentwickelte Version des erprobten und bewährten Waldwachstumssimulators Bwin dar. In einfacher und bedienungsfreundlicher Form kann sich rechnergestützt ein ertragskundlicher Überblick über Rein- und Mischbestände verschaffen sowie ihre weitere Bestandesentwicklung prognostiziert werden. Das Programm deckt sämtliche wichtige Baumarten ab und ist flexibel in den Anforderungen an die Datenerhebung, wodurch es in Forstamt und Forsteinrichtung als Entscheidungshilfe bei der Bestandesanalyse und Bestandesbehandlung einsetzbar ist. Es enthält Schnittstellen zu anderen Modellen und Programmen. Die Ergebnisse werden übersichtlich in Tabellen und Grafiken dargestellt.

BWINPro wurde „Parameter offen“ in der Programmiersprache Pascal unter dem Programm Delphi (Borland) programmiert. Dadurch ist es den Benutzern möglich, fast alle Modellgleichungsparameter zu ändern, um sie an ihre eigenen Bedürfnisse anzupassen, ohne dass das Programm neu kompiliert werden muss. Die Programmoberfläche entspricht der üblichen Windows-Bedienung und erfordert daher keine besondere Anleitung.

Daten und Ergebnisse lassen sich über die Windows Zwischenablage in andere Programme übernehmen. In der Online-Hilfe sind allgemeine Hinweise zum Programm, zum Menü und der Theorie zusammengefasst.

Das Programm BWINPRO setzt Rechner voraus, auf dem die Programmoberfläche Windows 95/98 oder NT, 2000, XP läuft. Der Rechner sollte mindestens mit 32 MB Hauptspeicher ausgestattet sein, auf der Festplatte müssen ca. 6 MB freie Speicherplätze zur Verfügung stehen.

Die Programmsteuerung und die Programmparame ter sind in verschiedenen Textdateien definiert. Diese Dateien können mit einem einfachen Editor (z.B. dem Notepad) verändert werden und damit kann das Programm an eigenen Bedürfnisse angepasst werden.

3.5.2 Datenübertragung und graphische Darstellung

Die Parameter, die für die Visualisierung der Bestände notwendig sind, sind das ID (Identifikationsnummer oder Identifikationsname - bis acht Zeichen), der Name des Bestandes, die FLHA (numerisch Flächengröße in ha), das Jahr (numerisch Jahr der Aufnahme), der Baumart, der Anzahl der Bäume für jede Baumart, die Höhe der Bäume in Meter (h/Hg), der Brusthöhendurchmesser in cm, die Baumkoordinaten und die Plotkoordinaten, wenn die Kronenansatz oder die Kronenbreite nicht bekannt sind, muss der Wert 0 eingegeben werden.

Für den Datenübertragung müssen die Daten im *.CSV-Format vorliegen, d.h., die einzulesenden Werte müssen durch ein Semikolon (;) von einander getrennt sein. Als Dezimalzeichen kann entweder ein Punkt (z.B. 34.9) oder ein Komma verwendet werden. Wichtig ist aber, dass die einzulesende Datei mit der Ländereinstellung übereinstimmt. Dieses Format lässt sich mit dem Programm EXCEL sehr leicht erzeugen. Es muss dazu eine Tabelle erstellt werden, in der alle Variablen in der unten angegebenen Reihenfolge spaltenweise vorhanden sind. Dann muss die Tabelle ohne den Tabellenkopf markiert werden, „Datei - speichern unter“ und Dateityp „CSV (Trennzeichen getrennt)“ gewählt werden.

Die Daten müssen exakt folgende Reihenfolge haben: ID; Name; Flächengröße; Jahr der Aufnahme; Baumartennummer; Anzahl; Alter; Durchmesser; Höhe; Kronenansatz; Kronenbreite; Ausscheidungskennung; X-Wert; Y-Wert; Z-Wert; Baumnummer; Z-Baumkennung; Randbaum

Jede Zeile muss unbedingt 17 Semikolons enthalten. Werden Werte wie Z-Bäume nicht eingegeben, so wird trotzdem ein Semikolon geschrieben. Dazu kann in Excel

z.B. eine leere Spalte eingerichtet werden. Die letzte Spalte für Randbäume muss entweder ein R oder ein anderes beliebiges Zeichen enthalten, damit 17 Semikolons erzeugt werden).

In die Spalte mit der Überschrift AUS wird den Zeitpunkt des Ausscheidens eines Baumes (Jahreszahl) eingetragen, ob der Baum nicht ausgeschieden ist, erhält die Spalte den Wert –1. In die Spalten X, Y und Z können die Koordinaten der Bäume eingegeben werden. Die Koordinatenwerte müssen positiv sein. Unter der z-Koordinate wird die Bodenhöhe verstanden. Für die Koordinaten der Eckpunkte der Fläche müssen für Art -10 und für Anzahl -99 eingeben und die Koordinatenwerte der Eckpunkte unter X, Y und Z eintragen.

4. Ergebnisse

In den folgenden Unterkapiteln (Kap. 4.1, 4.2, 4.3, 4.4) wurden die Ergebnisse der Inventurmethode, Diversität-, Struktur- und Geostatistische Analyse in Betrachtung herangezogen. Zunächst werden die Ergebnisse der Inventurmethode (Kap. 4.1) dargestellt.

4.1 Inventur

Wie schon in Kapitel 3.1 erwähnt wurde, ist das allgemein Ziel für Forstinventuren, dass bei geforderter Genauigkeit einer Information die geringstmöglichen Kosten verursachen, oder bei gegebenem Inventurbudget die maximale Präzision der wichtigsten Informationen gewährleisten. Gleichzeitig muss die Gefahr einseitiger Fehler soweit als möglich eliminiert werden. Außerdem spielt die Probeflächengröße eine sehr wichtige Rolle bei allen Stichprobenverfahren der Waldinventur. Sie beeinflusst nicht nur den Arbeitsaufwand im Gelände sondern auch die Variabilität der Probeflächenmerkmale und damit die Genauigkeit der Inventurergebnisse. Deshalb ist man immer bestrebt, unter Berücksichtigung dieser beiden gegenläufigen Tendenzen (zunehmender Arbeitsaufwand, fallender Stichprobenfehler) zu einer optimalen Wahl der Größe der Probeflächen zu gelangen.

Von allen oben genannten Gründen wurde in dieser Thesis getestet, ob die Ergebnisse der Strukturanalyse, durch die Berechnung der Strukturindizes, signifikante Unterschiede für verschiedene Probeflächengröße aufweisen. Für die Feststellung von signifikanten Effekten in Bezug auf die Probeflächengröße wurde die Varianzanalyse (ANOVA) verwendet. Um die Varianzanalyse durchführen zu können, wurde erst mit Hilfe des Kolmogorov-Smirnov-Tests getestet, ob die Variablen für jede verschiedene Probeflächengröße eine Normalverteilung aufweisen.

Die Ausgabe enthält neben Mittelwert und Standardabweichung diverse Zwischenergebnisse, von Interesse ist eigentlich nur die Irrtumswahrscheinlichkeit p , die hier als "Asymptotische Signifikanz (2-seitig)" bezeichnet wird. Ist dieser Wert kleiner als 0.05 und damit signifikant, dann bedeutet dies eine signifikante Abweichung der Verteilung von der Normalverteilung. Ist das der Fall, sollte für diese Variable keine ANOVA durchgeführt werden. Ist der Wert für p größer oder gleich

0.05, kann man annehmen, dass die Werte der getesteten Variable hinreichend normalverteilt sind.

Tab. 3: Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstest für Probeflächengröße 1 ha

		R	Rkor	S	W	M	T	DD	A
Parameter der Normalverteilung ^a	Mittelwert	,95344	,92170	,23193	,46891	,13514	,24154	,00953	,89588
	Standardabweichung	,286265	,278476	,266171	,070167	,153816	,060050	,014364	,309990
Extremste Differenzen	Absolut	,092	,097	,282	,171	,196	,080	,114	,104
	Positiv	,060	,066	,282	,075	,196	,072	,114	,104
	Negativ	-,092	-,097	-,157	-,171	-,190	-,080	-,070	-,062
Kolmogorov-Smirnov-Z		,694	,729	2,128	1,292	1,481	,596	,864	,787
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)		,721	,663	,000	,071	,025	,869	,444	,566

Tab. 4: Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstest für Probeflächengröße 0,8 ha

		R	Rkor	S	W	M	T	DD	A
Parameter der Normalverteilung ^a	Mittelwert	,96846	,93173	,20964	,45548	,14027	,25542	,00809	,89289
	Standardabweichung	,281296	,272278	,255108	,070551	,160607	,062629	,015641	,322906
Extremste Differenzen	Absolut	,103	,113	,294	,155	,203	,074	,162	,113
	Positiv	,056	,062	,294	,077	,203	,055	,162	,113
	Negativ	-,103	-,113	-,170	-,155	-,191	-,074	-,124	-,079
Kolmogorov-Smirnov-Z		,771	,842	2,203	1,161	1,516	,552	1,216	,842
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)		,592	,477	,000	,135	,020	,920	,104	,477

Tab. 5: Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstest für Probeflächengröße 0,64 ha

		R	Rkor	S	W	M	T	DD	A
Parameter der Normalverteilung ^a	Mittelwert	,97673	,93514	,19650	,44146	,14027	,1,50864	,00612	,88766
	Standardabweichung	,274915	,264179	,256596	,077133	,167141	,9,38311	,016360	,342236
Extremste Differenzen	Absolut	,081	,103	,296	,113	,252	,530	,139	,113
	Positiv	,053	,048	,296	,081	,252	,530	,139	,113
	Negativ	-,081	-,103	-,186	-,113	-,201	-,442	-,060	-,080
Kolmogorov-Smirnov-Z		,603	,769	2,215	,844	1,883	3,967	1,037	,844
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)		,861	,595	,000	,474	,002	,000	,233	,474

Der Kolmogorov- Smirnov Test für alle drei verschiedene Probeflächengröße (Tab. 3, Tab. 4, Tab. 5) hat gezeigt, dass die Werte der Variablen R, Rkor, W, DD und A normalverteilt sind und die Durchführung der Varianzanalyse für sie möglich ist (Tab. 7). Im Gegensatz zu den Variablen S, M und T, deren Werte keine Normalverteilung folgen und deswegen wurde der Kruskal- Wallis Test verwendet, um ihre Mittelwerte für auftretenden Unterschied zu testen (Tab. 8).

Für die Varianzanalyse der Variablen R, Rkor, W, DD und A wurde als erstes der Test auf Homogenität der Varianzen (sog. Levene- Statistik) durchgeführt, da die Gleichheit der Varianzen in den zu vergleichenden Gruppen eine notwendige Voraussetzung für die ANOVA ist (Tab. 6).

Tab. 6: Test der Homogenität der Varianzen

	Levene-Statistik	df1	df2	Signifikanz
R	,041	2	166	,960
Rkor	,053	2	166	,948
W	,067	2	166	,936
DD	,299	2	166	,742
A	,046	2	166	,955

Der Levene- Test auf Varianzgleichheit zeigt, dass die Nullhypothese der Gleichheit der Gruppenvarianzen in der Population in diesem Fall nicht verworfen werden muss, da eine Levene- Statistik mit einem Wert von F Nähe zu Null und einem Signifikanzwert von $p > 0,05$ berechnet wurde. Somit gibt es keinen Grund, die Voraussetzung der Varianzgleichheit in den drei Gruppen als verletzt anzusehen, und die ANOVA- Ergebnisse können diesbezüglich ohne Bedenken interpretiert werden.

Tab. 7: ONEWAY ANOVA

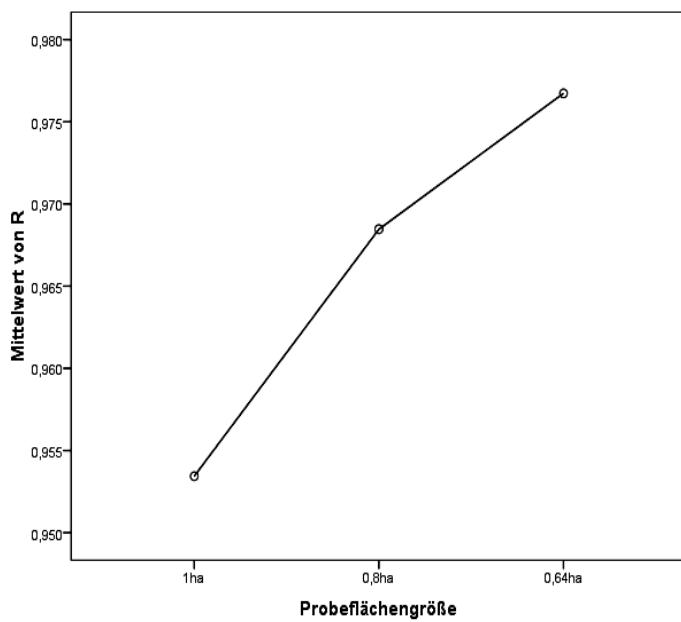
		Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
R	Zwischen den Gruppen	,016	2	,008	,100	,905
	Innerhalb der Gruppen	13,098	166	,079		
	Gesamt	13,114	168			

Rkor	Zwischen den Gruppen	,006	2	,003	,037	,963
	Innerhalb der Gruppen	12,259	166	,074		
	Gesamt	12,264	168			
W	Zwischen den Gruppen	,021	2	,011	2,015	,137
	Innerhalb der Gruppen	,877	166	,005		
	Gesamt	,898	168			
DD	Zwischen den Gruppen	,000	2	,000	,688	,504
	Innerhalb der Gruppen	,040	166	,000		
	Gesamt	,040	168			
A	Zwischen den Gruppen	,002	2	,001	,009	,991
	Innerhalb der Gruppen	17,558	166	,106		
	Gesamt	17,560	168			

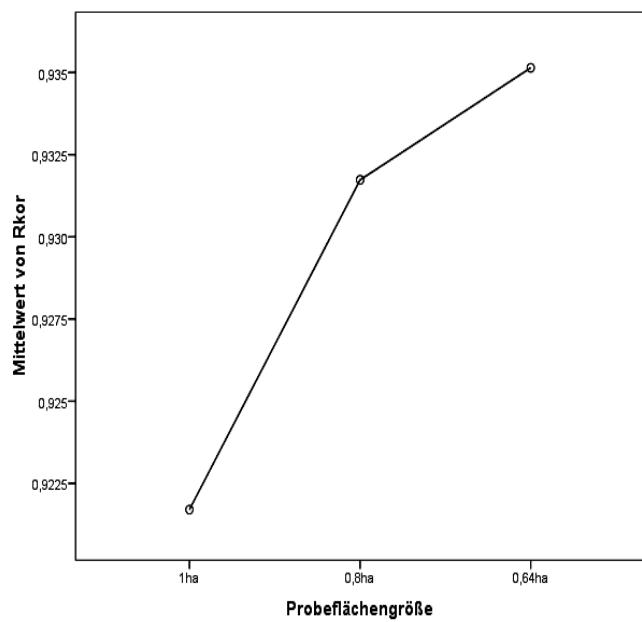
In Tabelle 7 werden die Ergebnisse der Varianzanalyse angegeben. Der F-Test dient zur Überprüfung der Nullhypothese (H_0), dass alle drei Mittelwerte für jede getestete Variable in der Population gleich sind. Die Signifikanzwerte für jede Variable sind größer als 0,05 ($p>0,05$), das bedeutet, dass es keine signifikante Unterschied zwischen der Mittelwerte der getesteten Variablen (R, Rkor, W, DD und A) für alle drei verschiedene Gruppen gibt und somit die Werte der Strukturindizes R, Rkor, W, DD und A unabhängig von den Probeflächengrößen sind.

Obwohl die Analyse keinem signifikanten Unterschied zwischen den Indizes für die unterschiedliche Plotgrößen gezeigt hat, ist es trotzdem interessant, die Diagramme der Gruppenmittelwerte unter die Lupe zu nehmen.

Diag. 1: Mittelwert von R pro Probeflächengröße

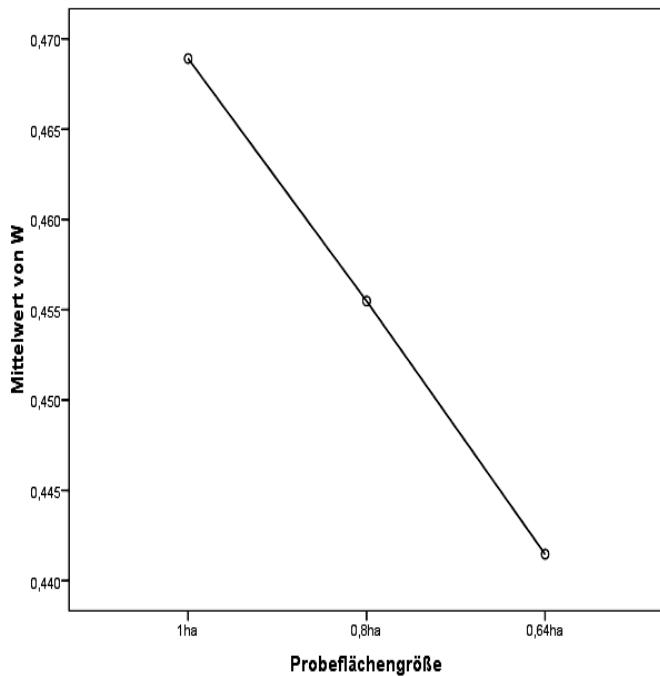


Diag. 2: Mittelwert von Rkor pro Probeflächengröße

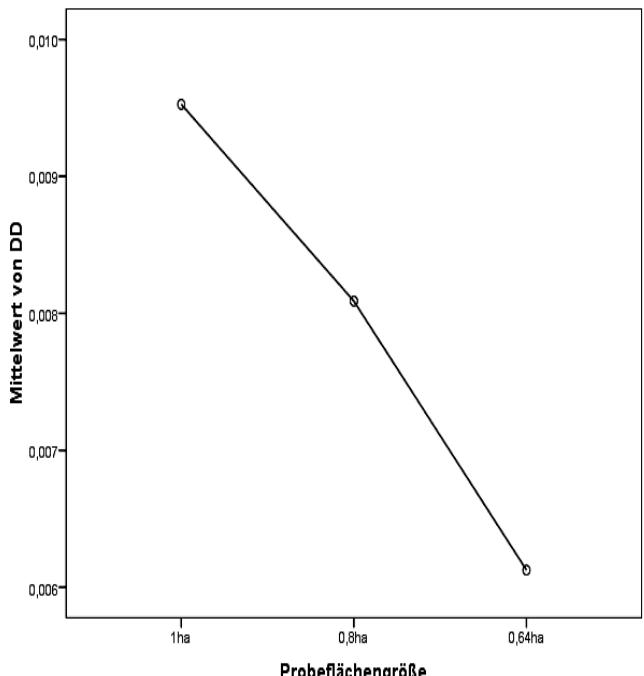


Die Diagramme der Mittelwerte von R und Rkor (Diag. 1, Diag. 2) zeigen, dass die Plots mit dem größten Umfang, 1 ha, deutlich kleinere Indizes als diese mit dem kleinsten Umfang, 0,64ha, aufweisen. Zwischen den beiden liegt der Wert von Plots mit Probeflächengröße von 0,8ha.

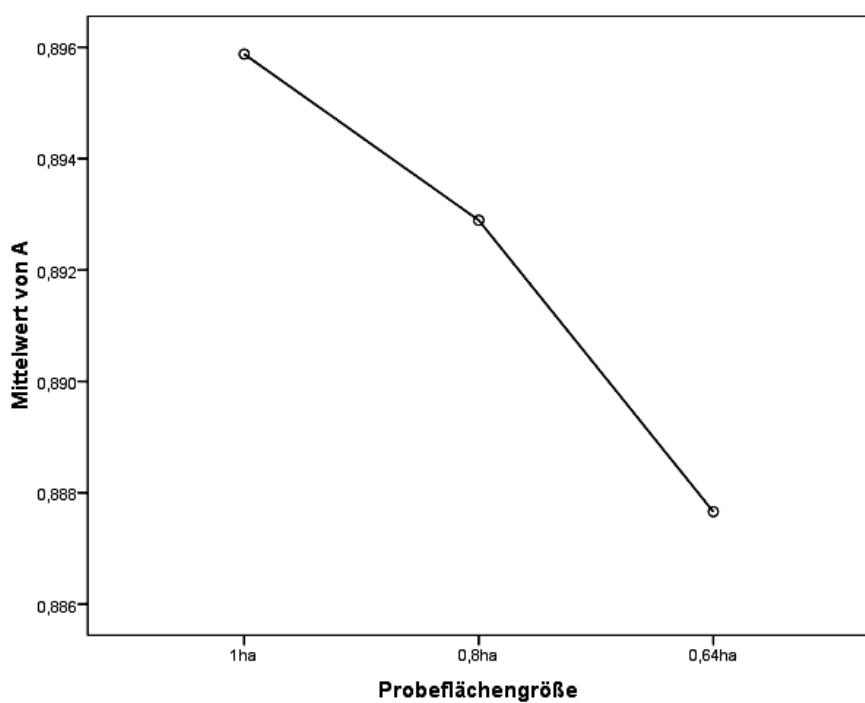
Diag. 3: Mittelwert von W pro Probeflächengröße



Diag. 4: Mittelwert von DD pro Probeflächengröße



Diag. 5: Mittelwert von A pro Probeflächengröße



Im Gegensatz zu den Werten von R und Rkor, zeigen die Diagramme für die Mittelwerte von W, DD und A, dass die Plots mit der größten Fläche die größere Indizes haben (Diag. 3, Diag. 4, Diag. 5).

Tab. 8: Kruskal-Wallis-Test

	S	M	T
Chi-Quadrat	,407	,025	,015
df	2	2	2
Asymptotische Signifikanz	,816	,987	,993

Für die Indizes (S, M, T), deren Werte keine Normalverteilung folgen, hat der nichtparametrische Test von Kruskal-Wallis verdeutlicht, dass auch ihre Mittelwerte keine signifikante Unterschiede zwischen den drei Gruppen aufweisen und somit sind sie auch unabhängig von den Probeflächengrößen (Tab. 8).

4.2 Diversitätsanalyse

In Natura 2000 Lebensräumen kann die Diversität aus naturschutzfachlicher Sicht als wertbestimmendes Kriterium angesehen werden. Bei der Berechnung der Diversität (Vielgestaltigkeit) einer Lebensgemeinschaft wird sowohl die Artenzahl als auch die Individuenverteilung berücksichtigt. Bei hohen Artenzahlen und gleichmäßiger Verteilung der Individuen der einzelnen Arten, wird ein höherer Wert erreicht, als bei einer niedrigen Artenzahl und ungleicher Individuenverteilung. Die Diversität wurde mit Hilfe der Shannon-, Simpson-, Eveness-, α- Diversität- Index berechnet.

Erst wurde untersucht, ob die Werte der berechneten Indizes für die vier aufgenommenen Straten, den verschiedenen Lebensräumen entsprechen, signifikant unterschiedlich sind. Der Kolmogorov-Smirnov-Test hat gezeigt, dass alle Indizes für alle Straten eine Normalverteilung aufweisen (Tab. 9) und daher ist es möglich, eine Varianzanalyse für die Untersuchung der potentielle signifikante Unterschiede zwischen der Straten, bzw. Lebensräume, durchzuführen.

Tab. 9: Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstest

		α - Diversität	Shannon	Simpson	Evenness
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	Stratum 1	0,384	0,696	0,835	0,692
	Stratum 2	0,222	0,354	0,141	0,401
	Stratum 3	0,599	0,916	0,660	0,614
	Stratum 4	0,204	0,382	0,143	0,693

Die Varianzanalyse hat bewiesen, dass es signifikante Unterschiede zwischen den Mittelwerten der vier Indizes für jede Stratum gibt (Tab. 10). Für die Feststellung, zwischen welchen Straten diese Unterschiede auftreten, wurde ein Post-hoc-Analyse durchgeführt (Tab. 11).

Tab. 10: ONEWAY ANOVA

		Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
α - diversität	Zwischen den Gruppen	302,993	3	100,998	4,557	,006
	Innerhalb der Gruppen	1573,673	71	22,164		
	Gesamt	1876,667	74			
shannon	Zwischen den Gruppen	2,454	3	,818	3,181	,029
	Innerhalb der Gruppen	18,254	71	,257		
	Gesamt	20,707	74			
simpson	Zwischen den Gruppen	,380	3	,127	3,632	,017
	Innerhalb der Gruppen	2,476	71	,035		
	Gesamt	2,856	74			
evenness	Zwischen den Gruppen	,240	3	,080	6,608	,001
	Innerhalb der Gruppen	,860	71	,012		
	Gesamt	1,101	74			

Tab.11: Mehrfachvergleiche Scheffé-Prozedur

Abhängige Variable	(I) stratum	(J) stratum	Mittlere Differenz (I-J)	Standardfehler	Signifikanz	95%-Konfidenzintervall	
						Untergrenze	Obergrenze
	Stratum1	Stratum2	4,42609	1,56247	,054	-,0484	8,9006
		Stratum3	5,87778	1,64590	,008	1,1644	10,5912
		Stratum4	3,81053	1,62609	,149	-,8462	8,4672

	Stratum2	Stratum1	-4,42609	1,56247	,054	-8,9006	,0484
		Stratum3	1,45169	1,48156	,811	-2,7911	5,6945
		Stratum4	-,61556	1,45953	,981	-4,7952	3,5641
	Stratum3	Stratum1	-5,87778	1,64590	,008	-10,5912	-1,1644
		Stratum2	-1,45169	1,48156	,811	-5,6945	2,7911
		Stratum4	-2,06725	1,54852	,621	-6,5018	2,3673
Shannon	Stratum1	Stratum2	,3965880	,1682786	,146	-,085316	,878492
		Stratum3	-,0059283	,1772645	1,000	-,513566	,501709
		Stratum4	,3031193	,1751313	,399	-,198409	,804648
	Stratum2	Stratum1	-,3965880	,1682786	,146	-,878492	,085316
		Stratum3	-,4025163	,1595653	,105	-,859468	,054435
		Stratum4	-,0934687	,1571920	,949	-,543624	,356687
	Stratum3	Stratum1	,0059283	,1772645	1,000	-,501709	,513566
		Stratum2	,4025163	,1595653	,105	-,054435	,859468
		Stratum4	,3090476	,1667763	,337	-,168555	,786650
Simpson	Stratum1	Stratum2	,1743757	,0619805	,056	-,003120	,351871
		Stratum3	,0343444	,0652902	,964	-,152629	,221318
		Stratum4	,1371296	,0645045	,220	-,047594	,321853
	Stratum2	Stratum1	-,1743757	,0619805	,056	-,351871	,003120
		Stratum3	-,1400313	,0587712	,139	-,308336	,028273
		Stratum4	-,0372462	,0578971	,937	-,203048	,128555
	Stratum3	Stratum1	-,0343444	,0652902	,964	-,221318	,152629
		Stratum2	,1400313	,0587712	,139	-,028273	,308336
		Stratum4	,1027852	,0614272	,429	-,073126	,278696
Evenness	Stratum1	Stratum2	,0876152	,0365366	,135	-,017016	,192246
		Stratum3	-,0590095	,0384876	,507	-,169228	,051209
		Stratum4	,0518633	,0380245	,604	-,057028	,160755
	Stratum2	Stratum1	-,0876152	,0365366	,135	-,192246	,017016
		Stratum3	-,1466247	,0346448	,001	-,245838	-,047411
		Stratum4	-,0357519	,0341295	,778	-,133489	,061986
	Stratum3	Stratum1	,0590095	,0384876	,507	-,051209	,169228
		Stratum2	,1466247	,0346448	,001	,047411	,245838
		Stratum4	,1108729	,0362104	,031	,007176	,214570

Tabelle 11 stellt dar, dass die Straten 1 mit 2 und 3 signifikanten Unterschieden zwischen den Mittelwert ihres α - Diversität Index aufweisen. Im Gegensatz die Mittelwerte des Shannon Index unterscheiden sich nicht signifikant zwischen den vier Straten. Der Simpson Index gibt signifikant unterschiedliche Werte nur zwischen den Straten 1 und 2 und die Werte des Evenness Index treten signifikante Unterschiede nur zwischen den Straten 3 mit 2 und 4 auf.

Die Artenfrequenz wurde mit der Berechnung der α - Diversität Index quantifiziert. Im Stratum 1, das in der Pufferzone liegt und der Lebensraum von Eichen ist, nimmt der α - Diversität Index, Werte von 8 bis 29 Pflanzenarten pro Plot und einen Mittelwert von 22 Pflanzenarten pro Plot (Abb. 7) an. Der Artenreichtum, im Stratum 2, das auch in der Pufferzone liegt, ist wesentlich kleiner als in Stratum 1 mit einem Mittelwert von 18 Pflanzenarten pro Plot (Abb. 8)

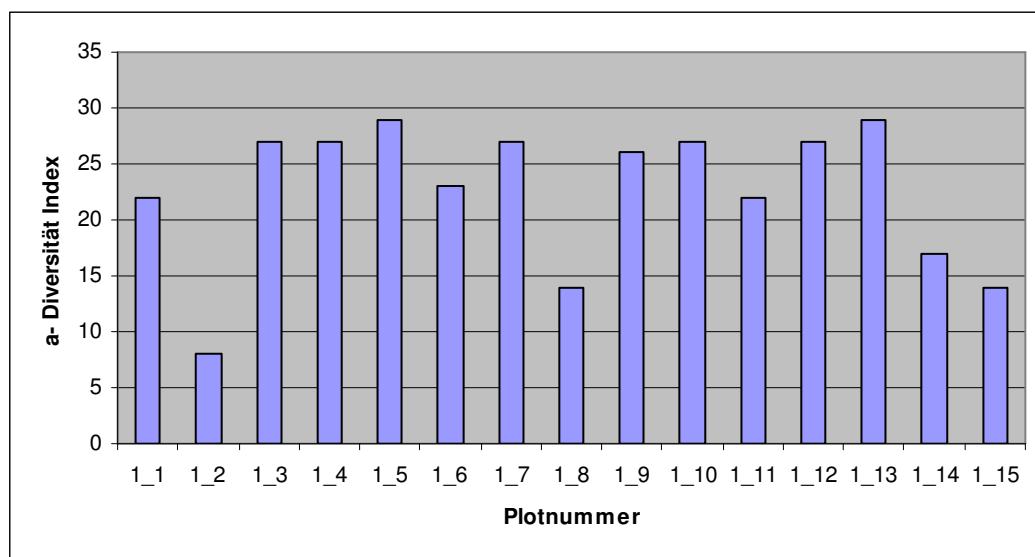


Abb. 7: α - Diversität in Stratum1

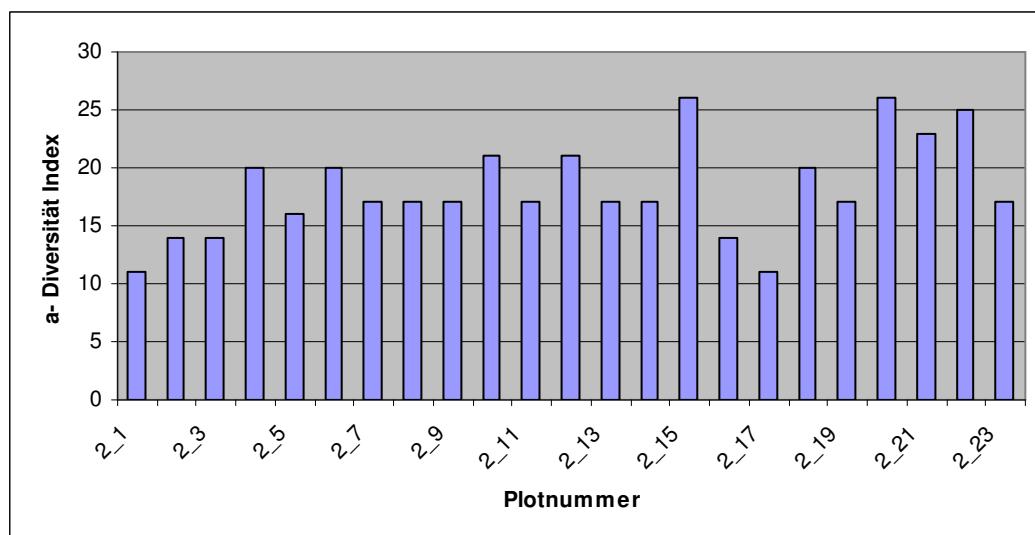


Abb. 8: α - Diversität in Stratum2

In den zwei Straten (Stratum 3 und 4) sind in den zwei Kernzonen die Verhältnisse des Artenreichtums ähnlich. Stratum 3 weist einen Mittelwert der α -Diversität von 17 Pflanzenarten pro Plot und Stratum 4 von 19 Pflanzenarten pro Plot auf (Abb. 9, Abb. 10).

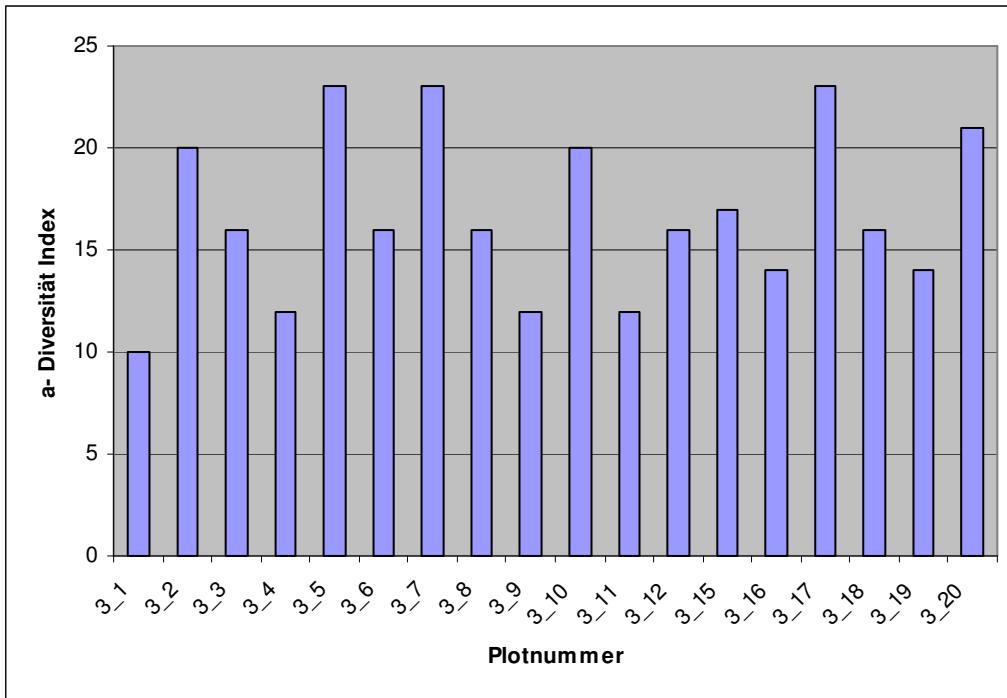


Abb. 9: α -Diversität in Stratum3

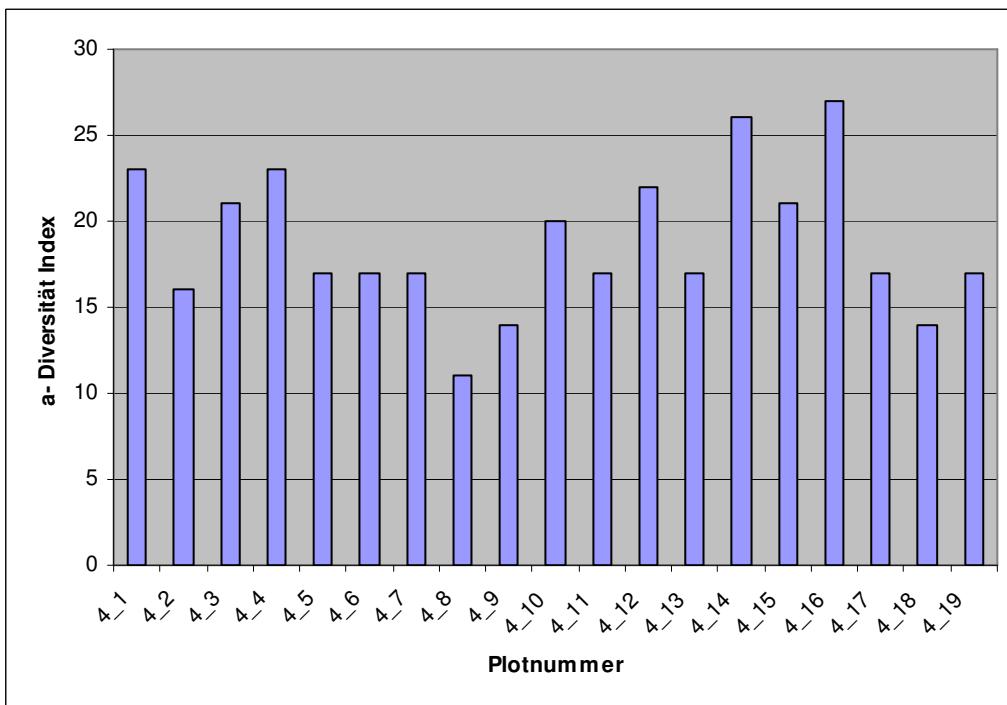


Abb. 10: α -Diversität in Stratum4

Der Shannon- Index zeigt die Diversität von Lebensgemeinschaften an. Bei diesem Index nehmen die Werte zu, sofern sich die Anzahl der Arten steigert und gleichzeitig die Proportionen homogen zueinander sind. Des weiteren hängt dieser Index nicht nur von der Anzahl an Arten ab, sondern ebenfalls von der Häufigkeit mit der diese vertreten sind. Normalerweise, nimmt der Shannon- Index Werte von 0 bis 3,5 an und nur in besonderen Fällen kann ein Wert bis zu 4,6 auftreten.

Im Stratum 1 und 3 nimmt der Shannon Index die größten Werte für das Untersuchungsgebiet an. Der Mittelwert des Index für Stratum1 wie auch für 3 ist 1,7, ein Wert des mittleren Bereiches, die der Index normalerweise nehmen kann (Abb. 11, Abb. 13). Für beide Straten 2 und 4 weist der Index einen Mittelwert von 1,3 auf (Abb. 12, Abb. 14).

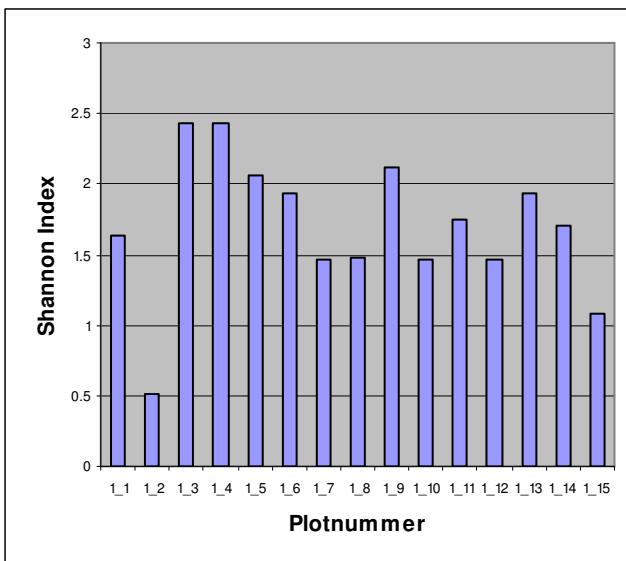


Abb. 11: Shannon Index in Stratum1

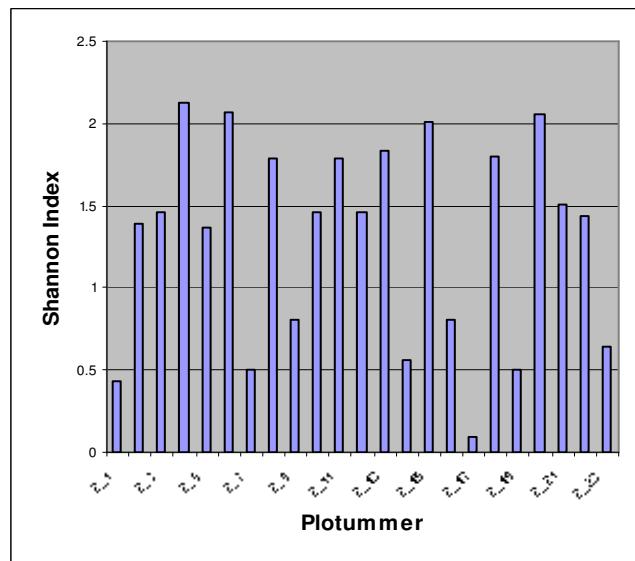


Abb. 12: Shannon Index in Stratum2

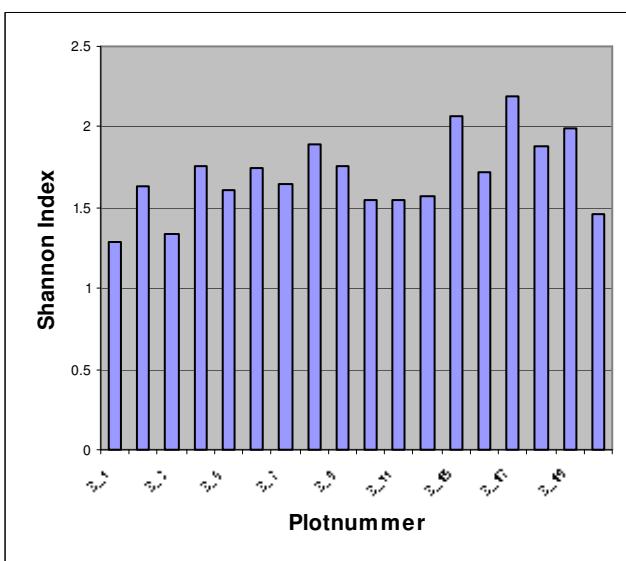


Abb. 13: Shannon Index in Stratum3

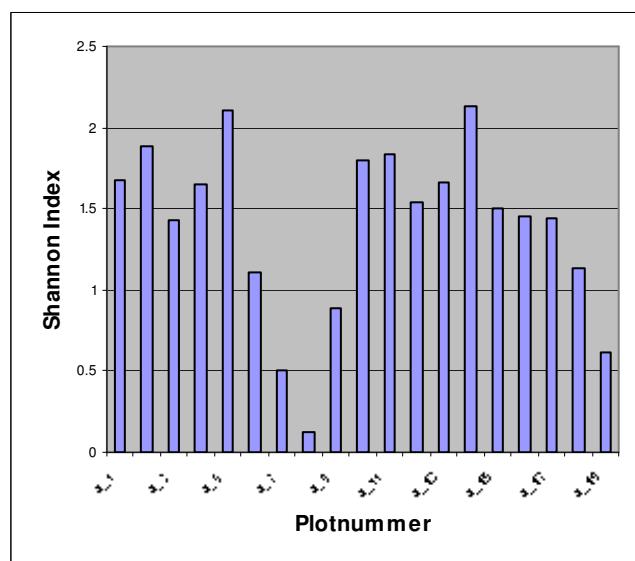


Abb. 14: Shannon Index in Stratum4

Der Simpson Index konzentriert sich auf die häufigsten Arten der Stichprobe und nimmt Werte von 0 bis 1 an. Je größer der Wert des Index ist, desto mehr unterschiedliche Pflanzenarten sind in den untersuchten Straten vorhanden.

Abbildungen 15 – 18 zeigen die Ergebnisse des Simpson Index für jedes Stratum. Für alle vier Straten sind die Werte von diesem Index relativ hoch. Die höheren Mittelwerte des Index sind in dem Stratum 1 und 3 mit 0,76 und 0,73 zu finden. Im Stratum 2 und 4 nimmt der Index ab mit jeweils 0,58 und 0,62.

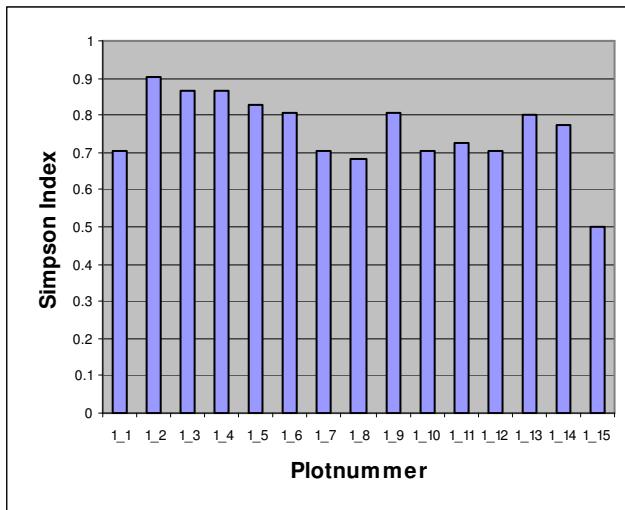


Abb. 15: Simpson Index in Stratum1

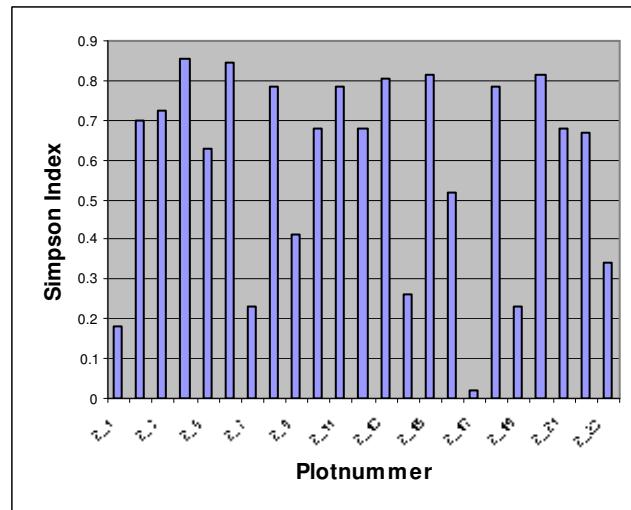


Abb. 16: Simpson Index in Stratum2

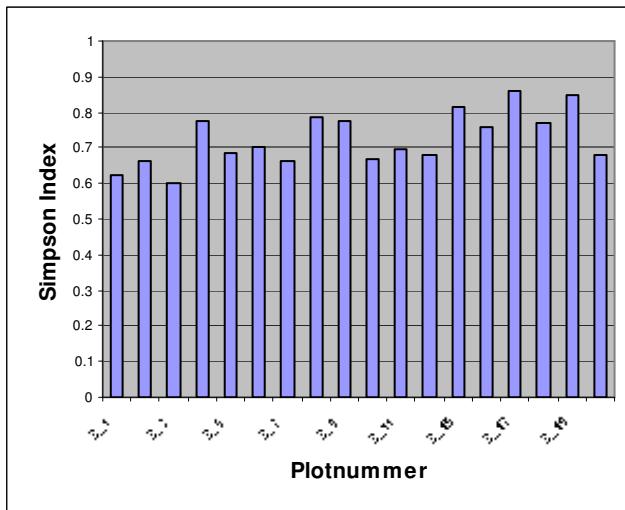


Abb. 17: Simpson Index in Stratum3

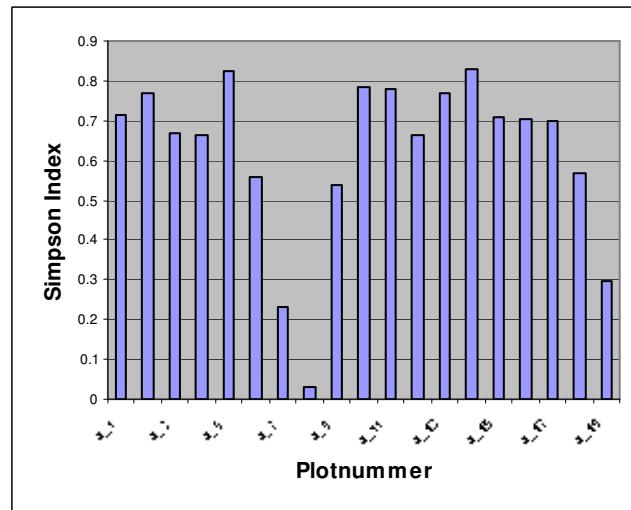


Abb. 18: Simpson Index in Stratum4

Der letzte Index, der für die Bodenvegetation berechnet und untersucht wurde, ist der Gleichmäßigkeitssindex Evenness. Dieser Index schwankt von 0 bis 1, und misst die

Abundanz der Arten eines Ökosystems. Das heißt, der Wert wird höher, je häufiger eine maximal mögliche und proportionelle Diversität auftritt.

Die gleichmäßigste Verteilung der Pflanzenarten wurde im Stratum 3 beobachtet mit einem Evenness Mittelwert von 0,41, ähnliche Werte mit einem nicht signifikante Unterschied ($p= 0,507 > 0,05$) weist auch das Stratum 1 auf, mit einem Mittelwert von 0,36. Im Stratum 2 und 4 wurden die kleinste Werte des Index gefunden mit jeweils 0,27 und 0,3 (Abb. 19 – 22).

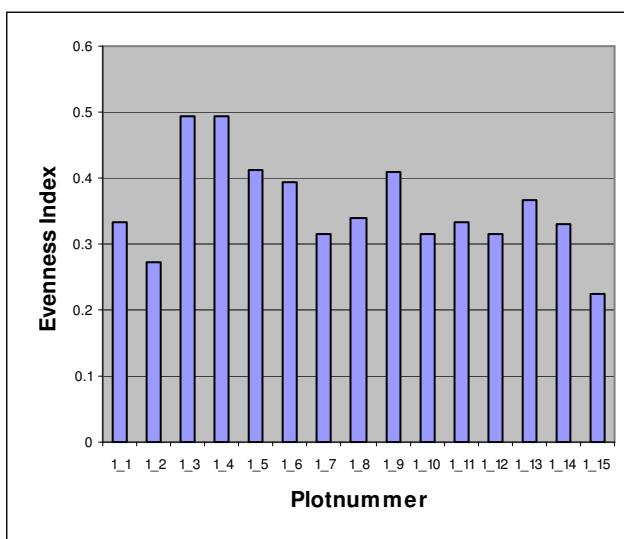


Abb. 19: Evenness Index in Stratum1

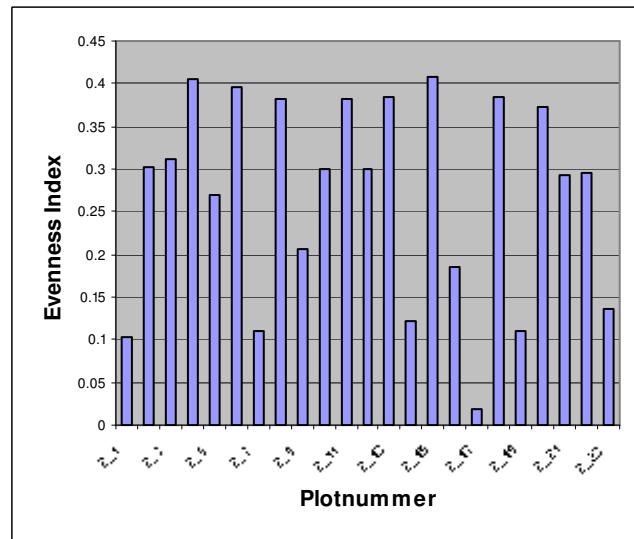


Abb. 20: Evenness Index in Stratum2

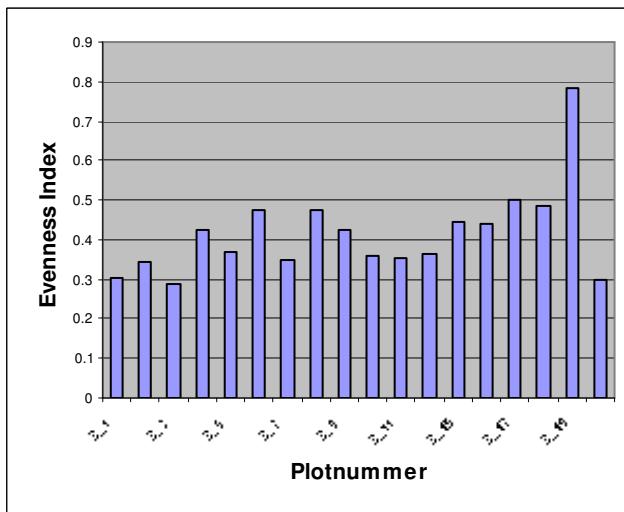


Abb. 21: Evenness Index in Stratum3

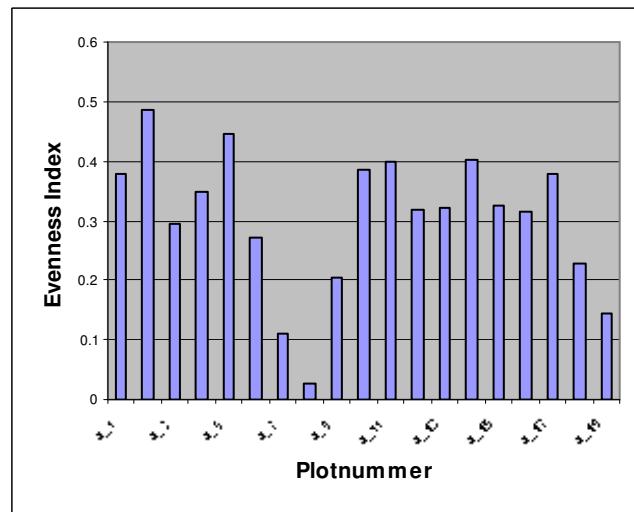


Abb. 22: Evenness Index in Stratum4

4.3 Strukturanalyse und Visualisierung

Die räumliche Struktur gilt als wichtige Bestimmungsgröße für die Habitat- und Artendiversität (HABER, 1982). Seit langem haben in forstwissenschaftlichen Untersuchungen sogenannte Strukturindizes Eingang gefunden, die die räumliche Bestandesstruktur quantifizieren. In den letzten Jahren haben viele Wissenschaftler auch Software für die Visualisierung der Bestände entwickelt. Die Quantifizierung der Bestandesstruktur im Untersuchungsgebiet basiert auf der Berechnung verschiedener Indizes (siehe Kapitel 3.3). Für eine vollständige Darstellung der Aufbau der Bestände wurde auch eine Visualisierung der Bestände durchgeführt.

Das erste Stratum besteht hauptsächlich aus Eichen- Reinbeständen. Von der gesamten Anzahl der aufgenommenen Plots waren nur zwei Kiefern- Reinbestände (1_2, 1_3 Plot) und ein Eichen- Kiefern- Mischbestand (1_7 Plot).

Tab. 12: Ergebnisse der Strukturindizes für Stratum 1

Wald- bestände im Stratum 1	Strukturindizes									
	R	R(Korr. n. Donelli)	S	W	M	T₁	T₂	T₃	DD	A
1_1	0.562	0.547	0.625	0.553	0.024	0.178	0.185	0.200	0.005	0.800
1_2	1.000	0.976	0.400	0.524	0.075	0.265	0.279	0.252	0.003	0.868
1_3	0.837	0.819	0.0	0.508	0.0	0.238	0.249	0.246	0.026	0.905
1_6	0.765	0.723	0.0	0.496	0.0	0.164	0.259	0.259	0.006	0.702
1_7	0.749	0.733	0.848	0.529	0.111	0.183	0.215	0.208	0.008	1.026
1_8	0.567	0.536	0.0	0.512	0.061	0.146	0.161	0.145	0.007	0.430
1_12	0.938	0.917	0.0	0.491	0.0	0.160	0.161	0.161	0.005	0.681
1_14	1.082	1.055	0.0	0.464	0.0	0.142	0.153	0.142	0.009	0.879
1_15	1.080	1.055	0.0	0.479	0.0	0.150	0.160	0.151	0.008	0.856

Tabelle 12 zeigt die Ergebnisse der Strukturanalyse des ersten Aufnahmestratums. Die horizontale Verteilung der Bäume auf der Bestandesfläche wird durch den Aggregationsindex R und das Winkelmaß W charakterisiert. Der Aggregationsindex R lässt erkennen, dass die Verteilung der Bäume in den meisten Beständen eine Tendenz zu Unregelmäßigkeit hat, trotzdem zeigen zwei von den Eichenbeständen

eine kleine Tendenz zu Regelmäßigkeit und nur in dem Kiefern- Reinbestand sind die Baupositionen der Bäume eher zufällig angeordnet. Die Aussage des Winkelmaß- Index sind fast ähnlich mit denen von R Index, nur ist bei diesem Index die Verteilung der Bäume des anderen Kiefern- Reinbestandes (1_3) zufällig.

Der Durchmischung der Baumarten in einem Bestand wird durch den Segregationsindex S und dem Durchmischungsindex M charakterisiert, dem Segregationsindex nach zu urteilen, besteht in allen Beständen eine räumliche Trennung zwischen den Baumarten. In der gleichen Richtung liegt auch der Durchmischungsindex M, mit Werten nahe bei Null. Das bedeutet, dass die Bestände aus artreinen Baumgruppen bestehen.

Der Durchmesserdifferenzierungsindex T zeigt, dass es in allen aufgenommenen Plots eine schwache Differenzierung zwischen den Durchmessern der Bäume vom ersten bis dritten Nachbarn gibt. Dimensionsdomanz- Index DD liegt für alle Bestände nahe bei Null, was eine indifferente Stellung der Bäume und ein Überwiegen ihrer Dimensionsunterschiede signalisiert. Für die vertikale Schichtung der Bestände lässt der Artprofilindex A erkennen, dass die Bestände mehrschichtige Bestände sind.

Wie schon erwähnt, wurde die visuelle Darstellung der Struktur der Aufnahmebestände mit dem Programm BWINPro durchgeführt. Die folgende Abbildungen (Abb. 23- Abb. 28) präsentieren, beispielsweise, die Ergebnisse der Visualisierung mehrerer Bestände des Stratums 1 von zwei verschiedenen optischen Winkeln (mehr Abbildungen für die Visualisierung befinden sich im Anhang).

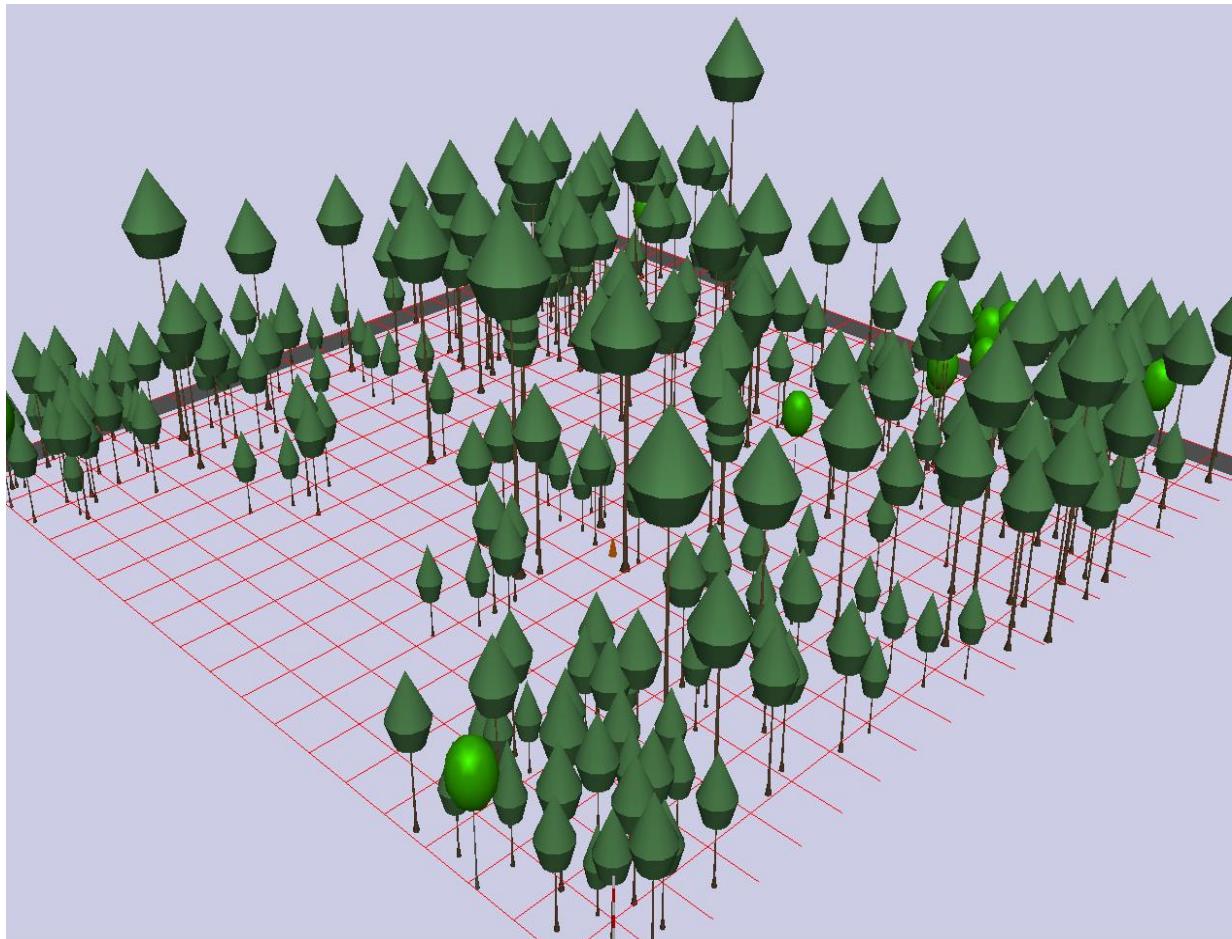


Abb. 23: Bestandesvisualisierung in Stratum1

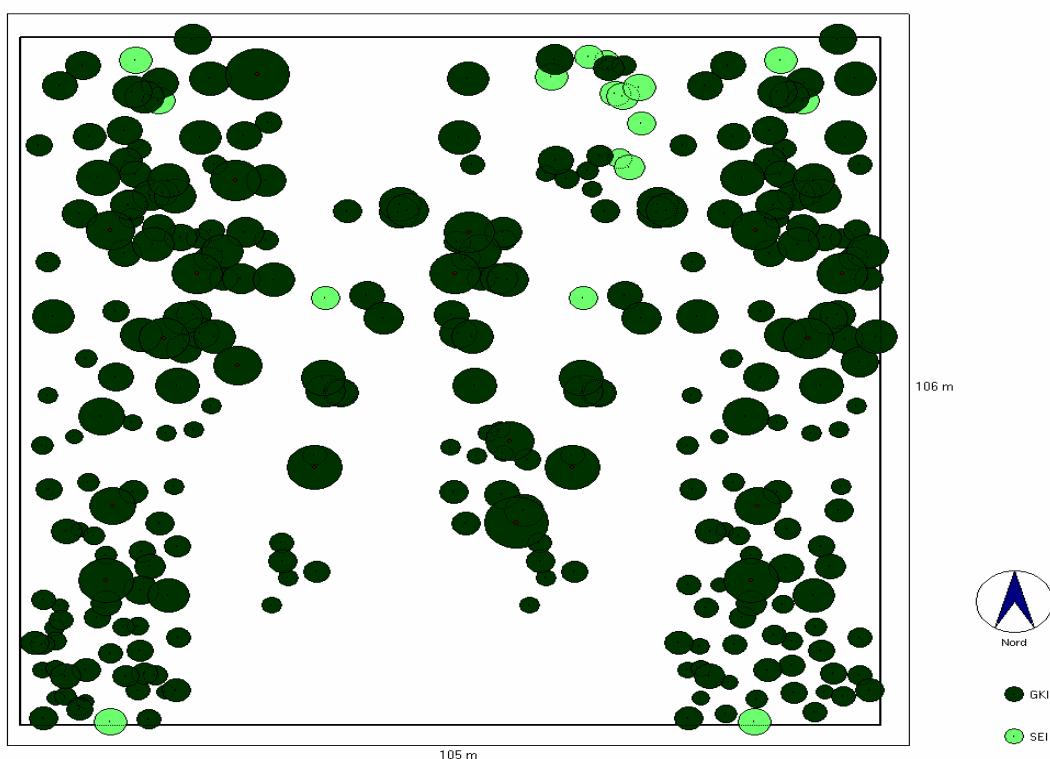


Abb. 24: Bestandesvisualisierung in Stratum1

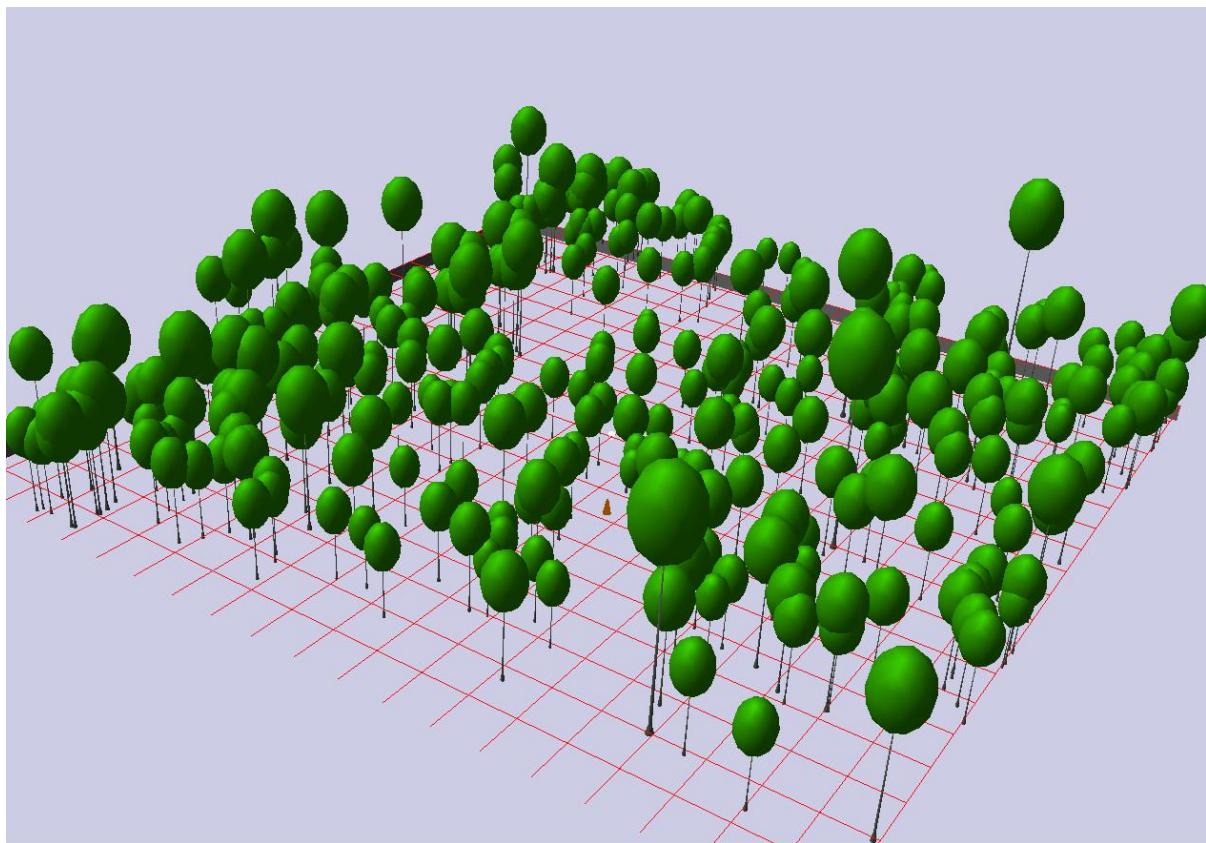


Abb. 25: Bestandesvisualisierung in Stratum1

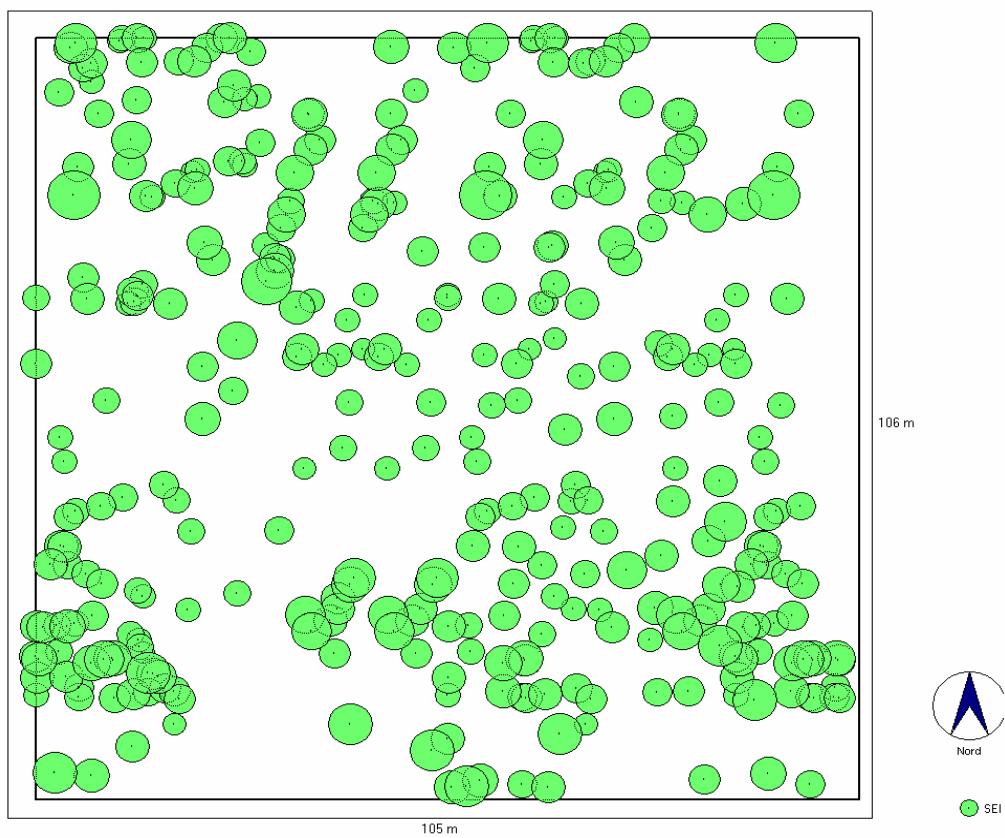


Abb. 26: Bestandesvisualisierung in Stratum1

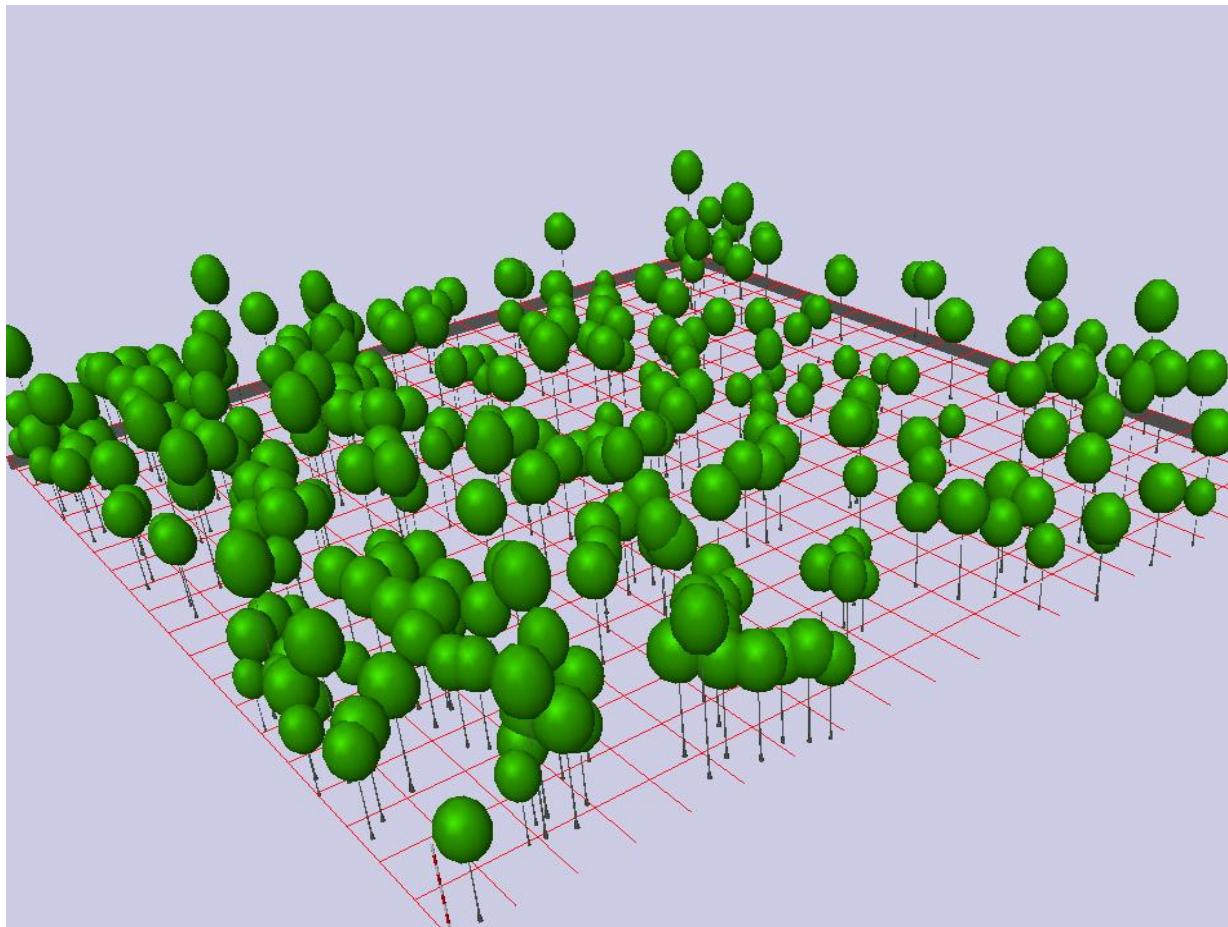


Abb. 27: Bestandesvisualisierung in Stratum1

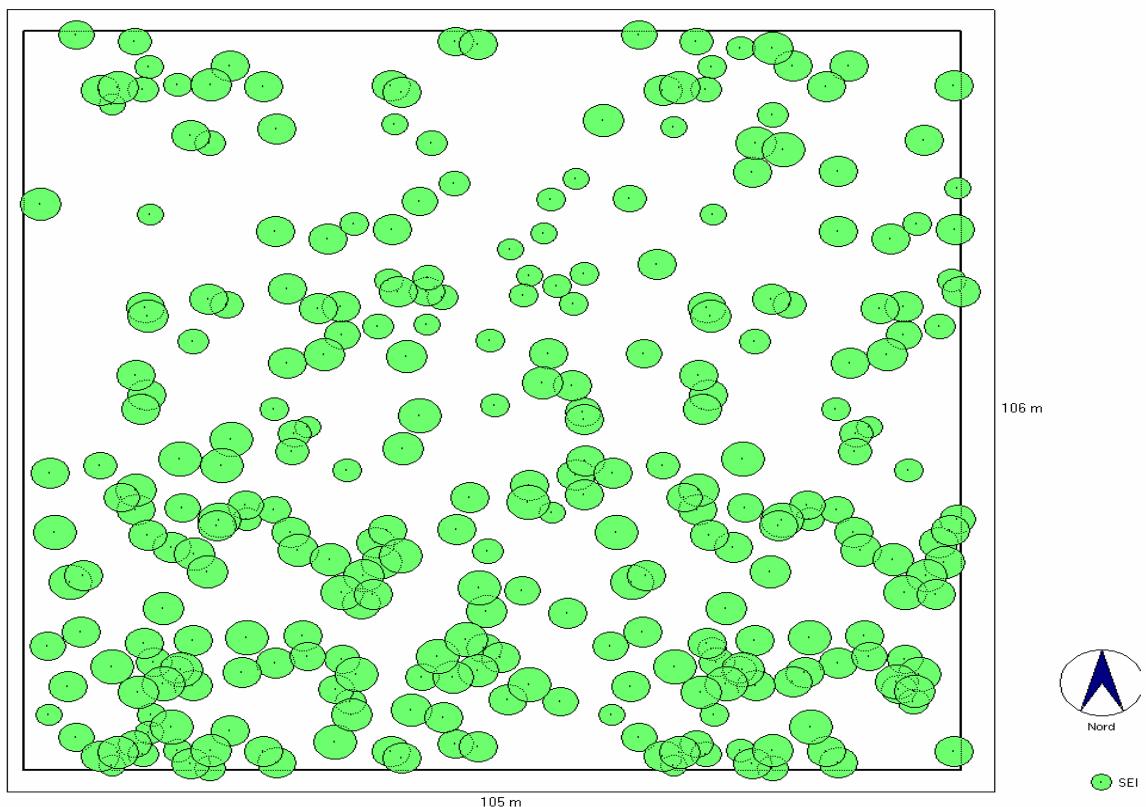


Abb. 28: Bestandesvisualisierung in Stratum1

Das zweite Stratum besteht aus Mischbeständen von verschiedenen Laubbaumarten, vier Bestände sind Eichenreinbestände. Die folgende Tabelle (Tab. 13) stellt die Ergebnisse der Strukturanalyse für dieses Stratum dar.

Tab. 13: Ergebnisse der Strukturindizes für Stratum 2

Wald-bestände im Stratum 2	Strukturindizes									
	R	R(Korr. n. Donelli)	S	W	M	T₁	T₂	T₃	DD	A
2_1	0.657	0.624	0.0	0.533	0.0	0.149	0.148	0.151	0.019	0.744
2_2	0.447	0.420	0.0	0.575	0.073	0.147	0.165	0.163	0.0	0.712
2_4	0.988	0.955	0.690	0.485	0.259	0.237	0.240	0.263	0.01	1.161
2_5	0.995	0.966	0.253	0.504	0.4	0.292	0.318	0.317	0.007	1.282
2_9	1.080	1.055	0.0	0.479	0.104	0.159	0.171	0.161	0.006	1.064
2_11	0.647	0.627	0.857	0.511	0.255	0.258	0.256	0.254	0.013	1.335
2_13	0.358	0.338	0.0	0.447	0.0	0.170	0.229	0.211	0.009	0.945
2_14	0.311	0.292	0.0	0.406	0.0	0.174	0.236	0.207	0.016	0.949
2_15	0.540	0.505	0.769	0.500	0.364	0.128	0.182	0.184	0.035	2.314
2_17	0.657	0.624	0.0	0.533	0.0	0.149	0.148	0.151	0.019	0.744
2_18	1.029	0.998	-0.04	0.435	0.481	0.381	0.379	0.390	0.0	1.068
2_20	0.972	0.932	0.667	0.526	0.047	0.235	0.274	0.228	0.007	0.576
2_21	0.359	0.345	0.308	0.582	0.112	0.251	0.247	0.295	0.0	1.058
2_22	1.032	1.010	0.272	0.497	0.299	0.315	0.340	0.344	0.015	1.057

Die Werte für den Aggregationsindex R sind sehr unterschiedlich von Plot zu Plot. Viele Plots zeigen eine sehr große Tendenz zu unregelmäßiger Verteilung der Bäume in dem Bestand, jedoch sind in vielen Plots die Baumpositionen zufällig angeordnet. Bei den Werten des Winkelmaß- Index W ist interessant, dass für manche Bestände die Ergebnisse des R Index eine andere räumliche Anordnung zeigt. Beispielweise, im Bestand 2_13 und 2_14 weist der R Index auf, dass die Bestandesordnung stark zur Klumpung tendiert, im Gegensatz zum W- Index, der zeigt, dass die Verteilung der Bäume zur Regularität tendiert.

Der Segregationsindex, deren Werte fast in allen Plots größer als Null sind, weist darauf hin, dass es eine räumliche Trennung der Baumarten gibt. Der Durchmischungsindex M nimmt in fast allen Beständen, Werte zwischen 0 und 0,33, das bedeutet, dass alle Bäume der Viergruppe derselben Art gehören. Nur in einem

Plot (2_18) weisen der S- wie auch der M- Index hohe Durchmischung der Baumarten auf.

Auf der Sicht der Durchmesserdifferenzierung lässt sich aus Index T erkennen, dass eine schwache bis mittlere Durchmesserdifferenzierung zwischen den drei Nachbarn gibt. Außerdem zeigt der Wert für die Dimensionsdominanz, dass es ein Überwiegen der Differenzierung der Dimensionen zwischen den Bäumen gibt. Schließlich lässt sich dem Artprofilindex entnehmen, dass Bestände des zweiten Stratums mehr als eine Baumart und Schicht aufweisen.

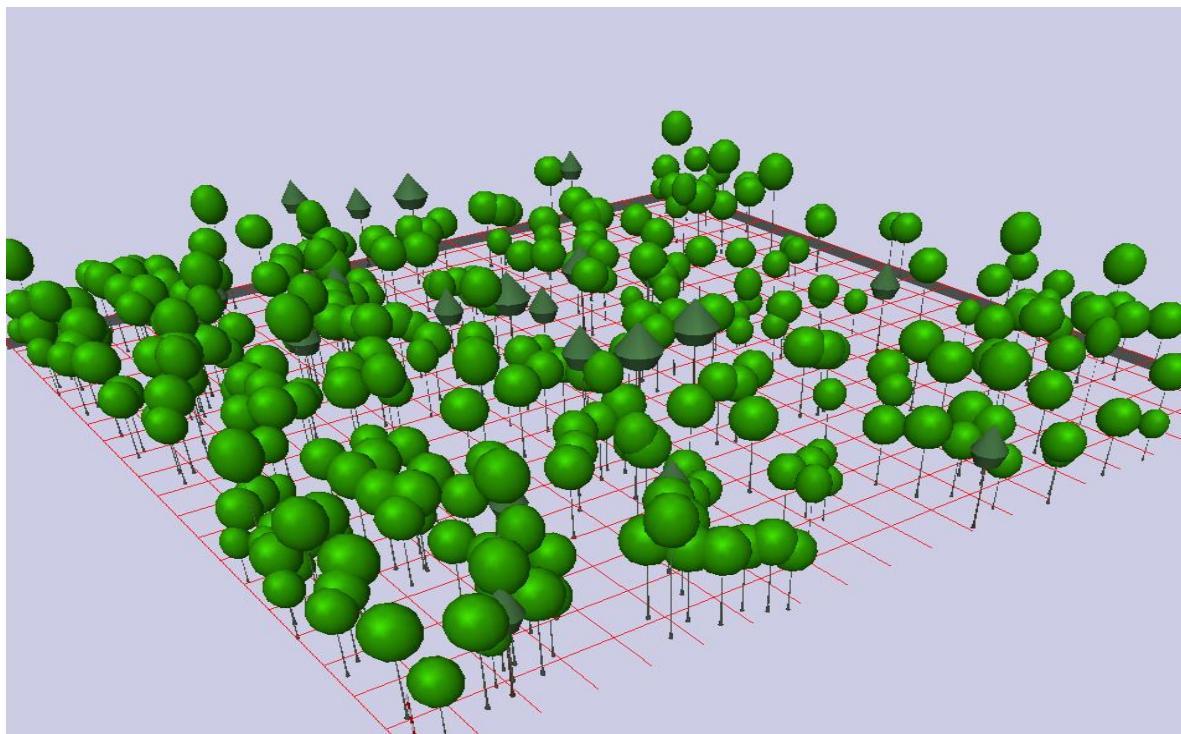


Abb. 29: Bestandesvisualisierung in Stratum2

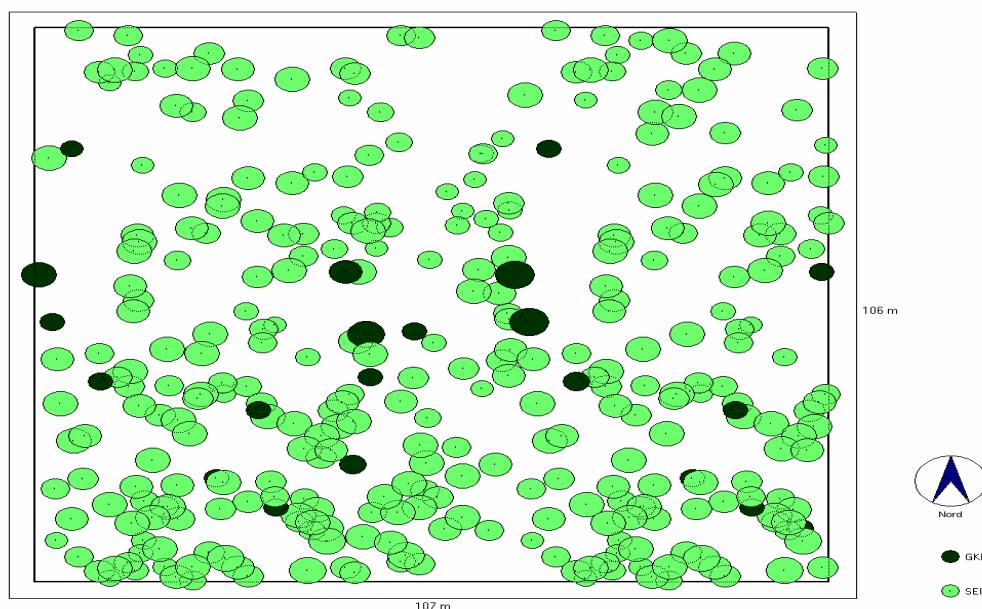


Abb. 30: Bestandesvisualisierung in Stratum2

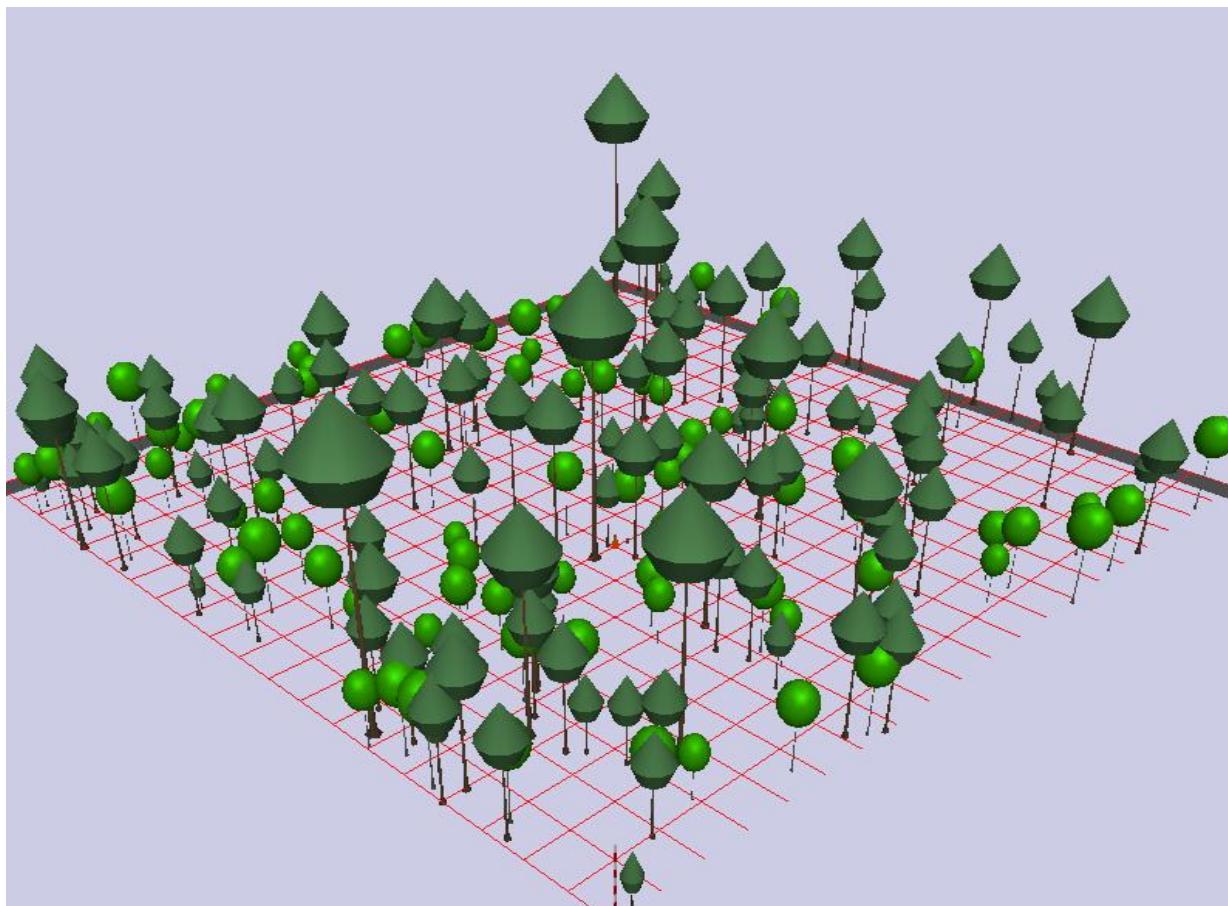


Abb. 31: Bestandesvisualisierung in Stratum2

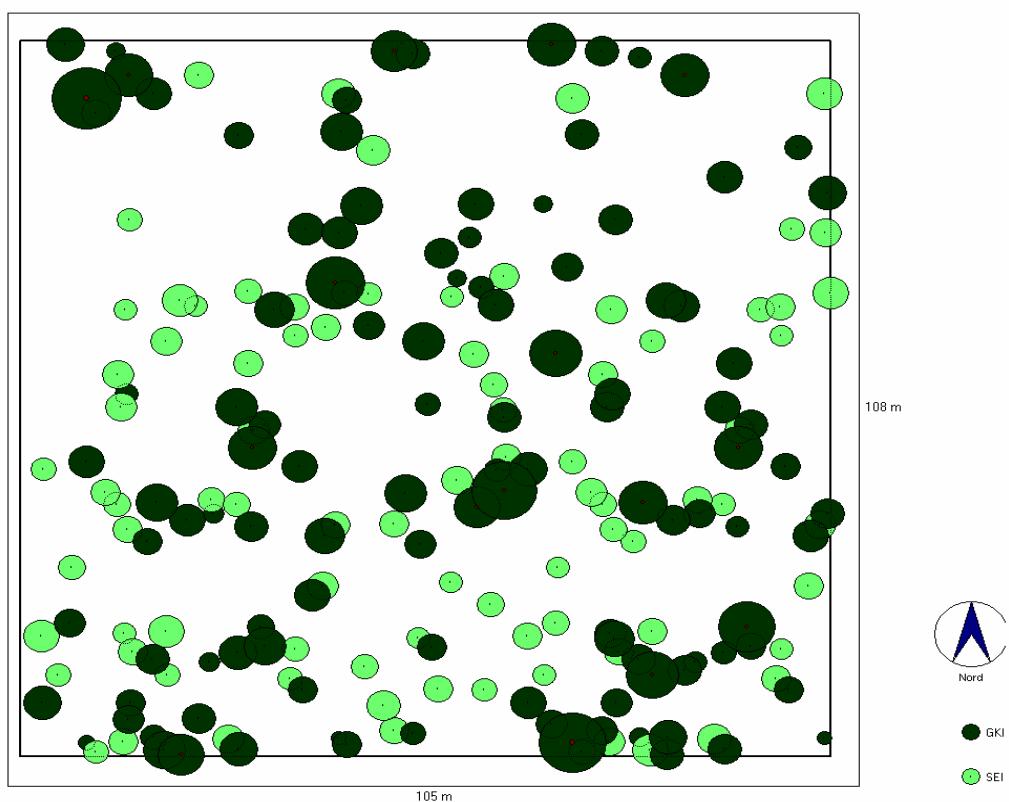


Abb. 32: Bestandesvisualisierung in Stratum2

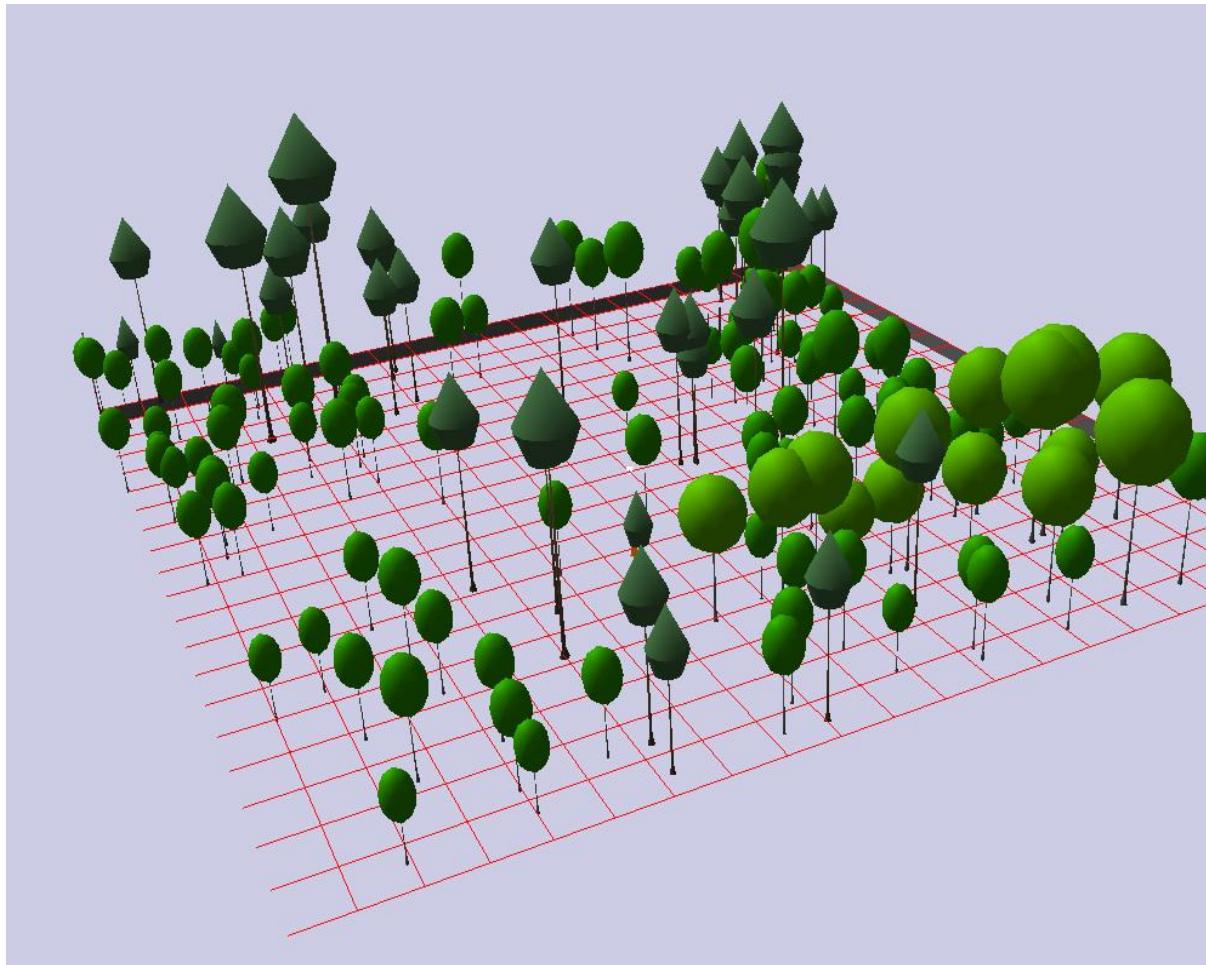


Abb. 33: Bestandesvisualisierung in Stratum2

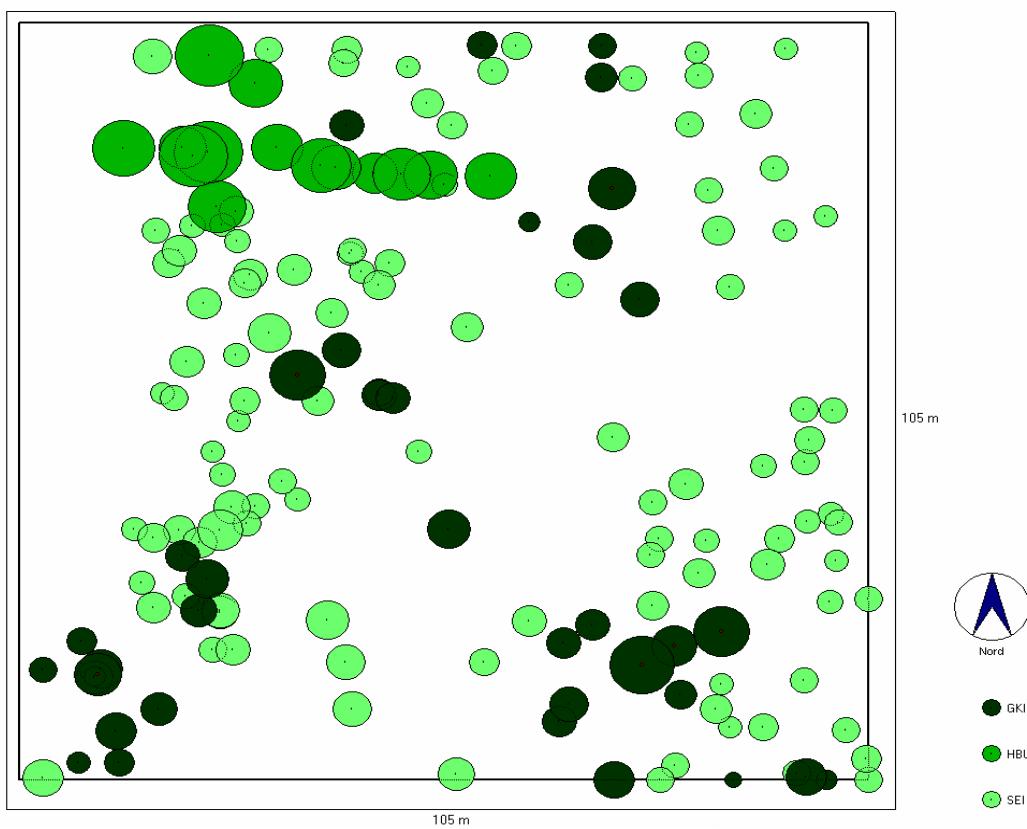


Abb. 34: Bestandesvisualisierung in Stratum2

Der Stratum 3 besteht aus Kiefern- Eichen- Mischbestände, die mehrstufig sind. Das zeigen auch ganz deutlich die Werte, die der Artprofilindex A nimmt (Tab. 14).

Tab. 14: Ergebnisse der Strukturindizes für Stratum 3

Wald- bestände im Stratum 3	Strukturindizes									
	R	R(Korr. n. Donelli)	S	W	M	T₁	T₂	T₃	DD	A
3_1	0.910	0.870	0.267	0.418	0.155	0.245	0.309	0.294	0.034	1.025
3_3	0.816	0.789	0.507	0.512	0.239	0.306	0.295	0.327	0.034	1.193
3_4	0.930	0.910	0.359	0.508	0.340	0.304	0.340	0.359	0.014	1.077
3_5	0.910	0.883	0.0	0.491	0.0	0.256	0.259	0.254	0.017	0.502
3_6	0.508	0.486	0.333	0.523	0.384	0.299	0.347	0.322	0.0	1.045
3_7	0.626	0.604	0.516	0.540	0.269	0.287	0.289	0.286	0.013	0.747
3_8	0.873	0.846	0.0	0.480	0.0	0.278	0.286	0.285	0.027	0.584
3_9	0.988	0.963	-0.06	0.499	0.221	0.186	0.199	0.192	0.011	0.976
3_10	0.781	0.758	0.464	0.571	0.199	0.294	0.271	0.334	0.0	0.971
3_11	0.781	0.758	0.464	0.571	0.199	0.294	0.271	0.334	0.0	0.971
3_12	1.141	1.105	0.211	0.424	0.093	0.307	0.327	0.317	0.022	0.487
3_15	1.089	1.066	0.275	0.484	0.408	0.338	0.352	0.348	0.0	1.113
3_16	0.760	0.741	0.556	0.530	0.037	0.235	0.246	0.268	0.004	0.601
3_17	1.073	1.052	0.37	0.489	0.073	0.311	0.322	0.326	0.039	0.987
3_18	1.173	1.146	0.4	0.480	0.071	0.218	0.235	0.229	0.011	0.947
3_19	1.057	1.035	0.275	0.503	0.526	0.331	0.355	0.335	0.0	1.417

Die Werte des Aggregationsindex R liefern die Information, dass fast in einer Hälfte der Bestände die Baupositionen eine regelmäßige Verteilung in dem Bestand folgen und in der anderen Hälfte eine zufällige. Das gleiche weist auch der Winkelmaßindex nach (Tab 14).

Die zwei Baumarten (Kiefer und Eiche), die in allen Beständen angetroffen sind, sind nicht gemischt, sondern befinden sich in den Beständen in artreinen Gruppen (Durchmischungsindex M von 0 bis 0,33) und deswegen gibt es eine räumliche Trennung der zwei Arten (Segregationsindex größer als Null). Der Durchmesserdifferenzierungsindex T verrät, dass die Durchmesserdimensionen der Bäume in den Beständen eine mittlere Differenzierung haben. Das zeigt auch von Dimensionsdominanz- Index DD.

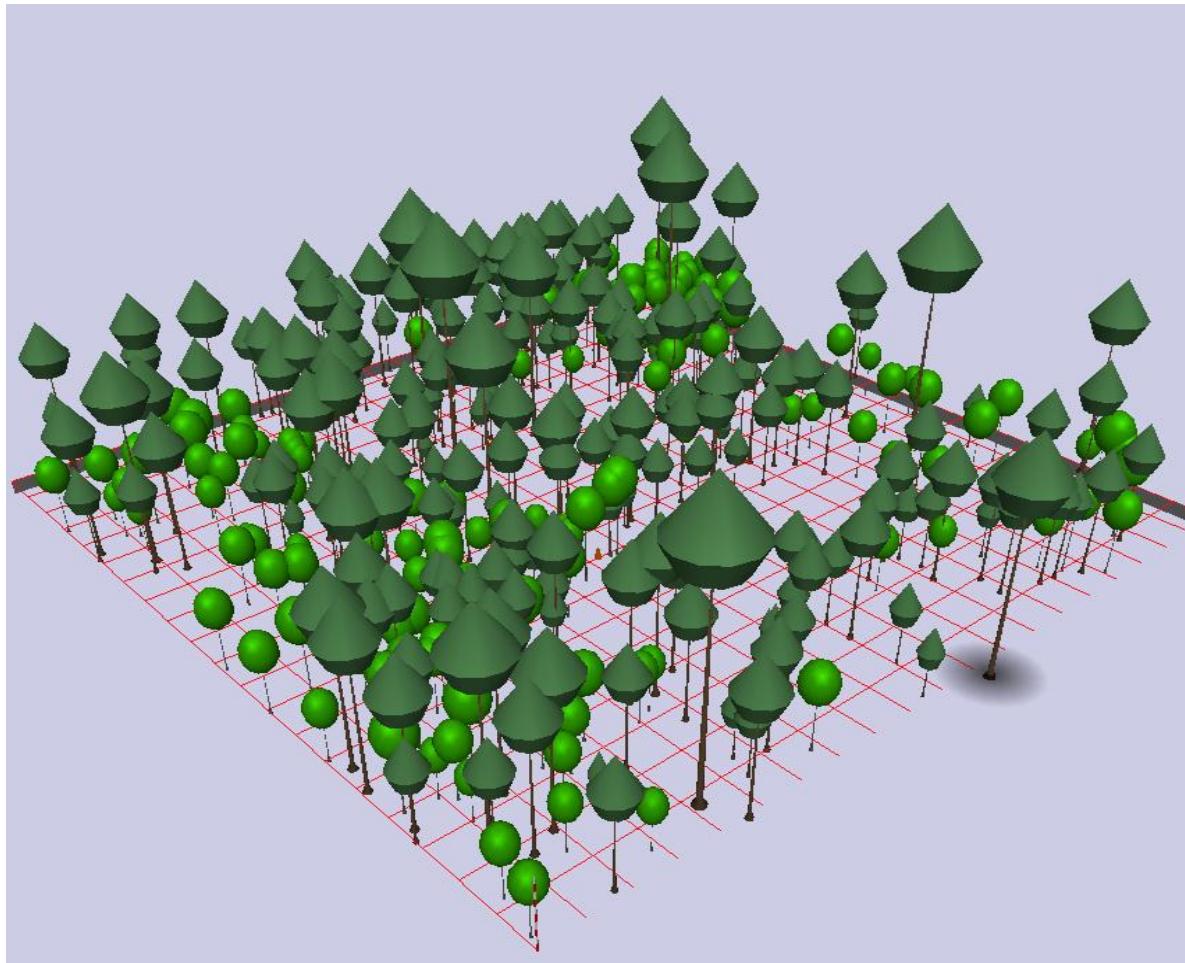


Abb. 35: Bestandesvisualisierung in Stratum3

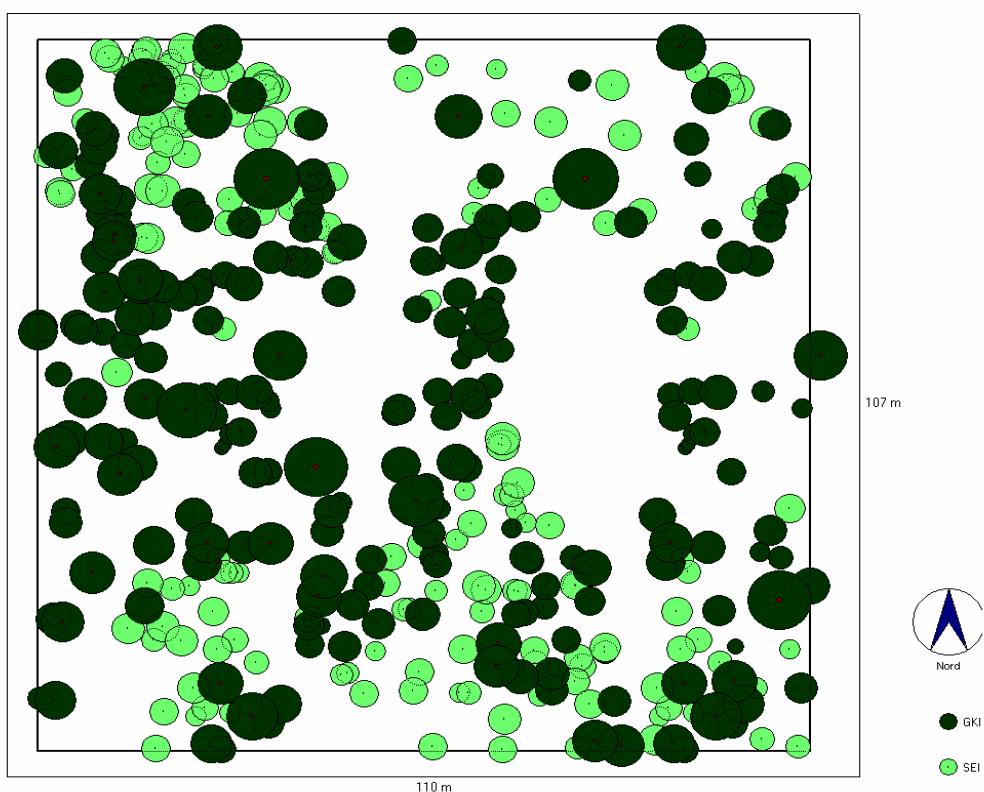


Abb. 36: Bestandesvisualisierung in Stratum3

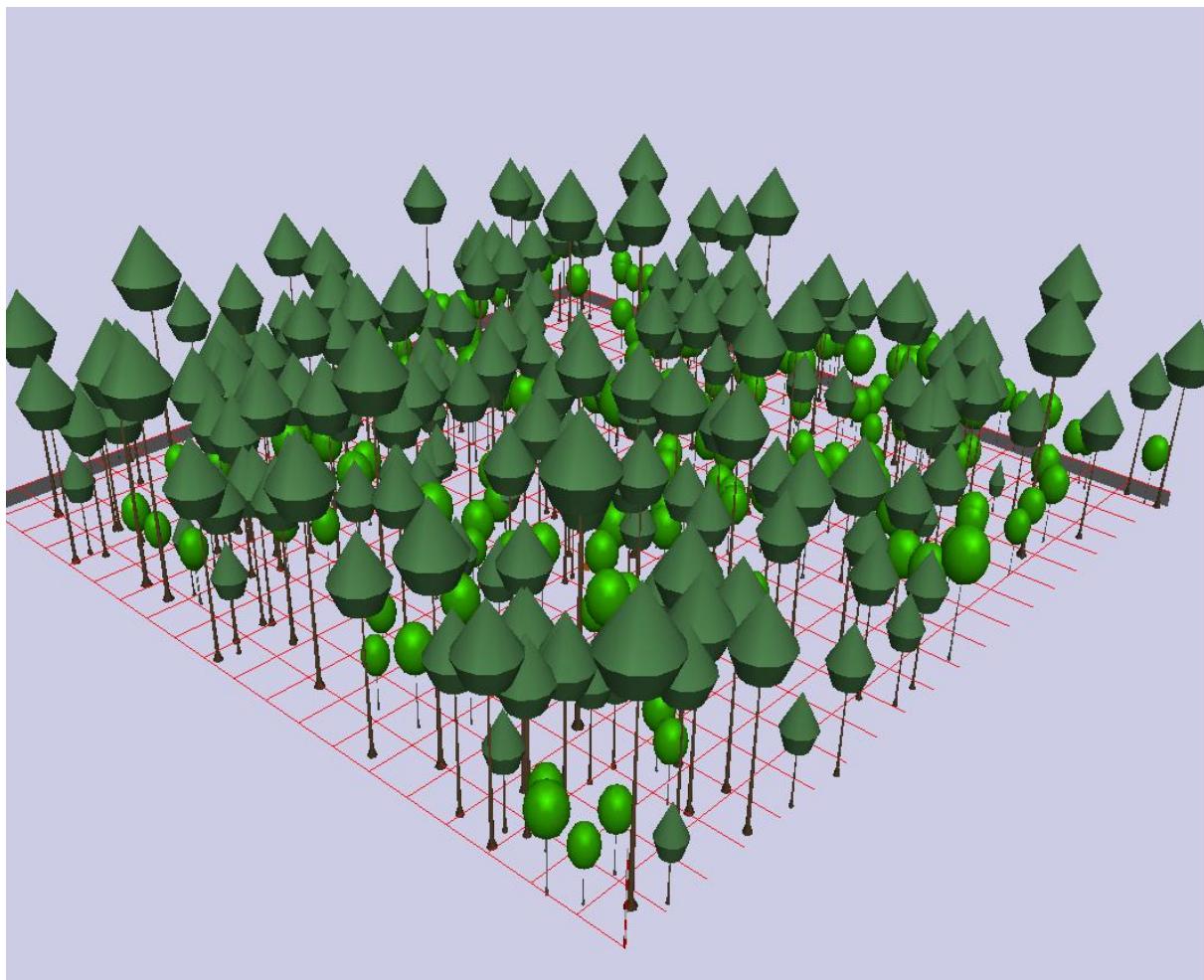


Abb. 37: Bestandesvisualisierung in Stratum3

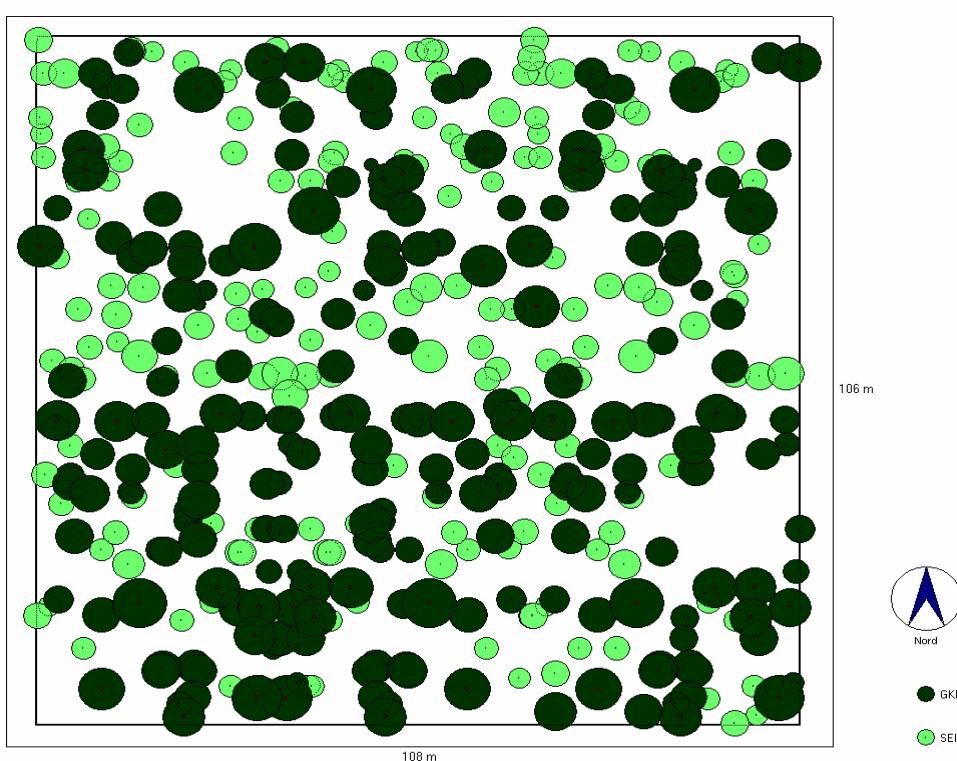


Abb. 38: Bestandesvisualisierung in Stratum3

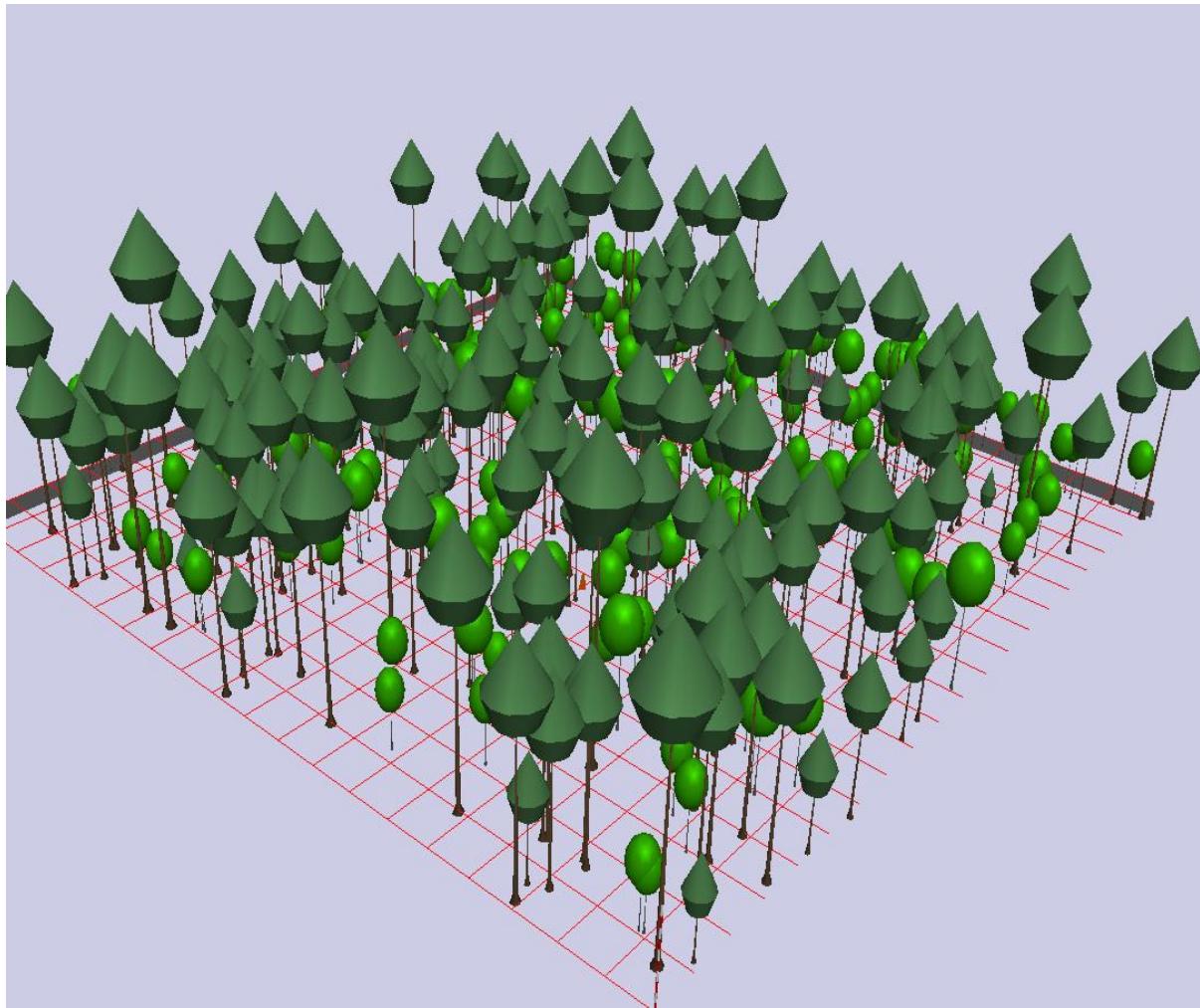


Abb. 39: Bestandesvisualisierung in Stratum3

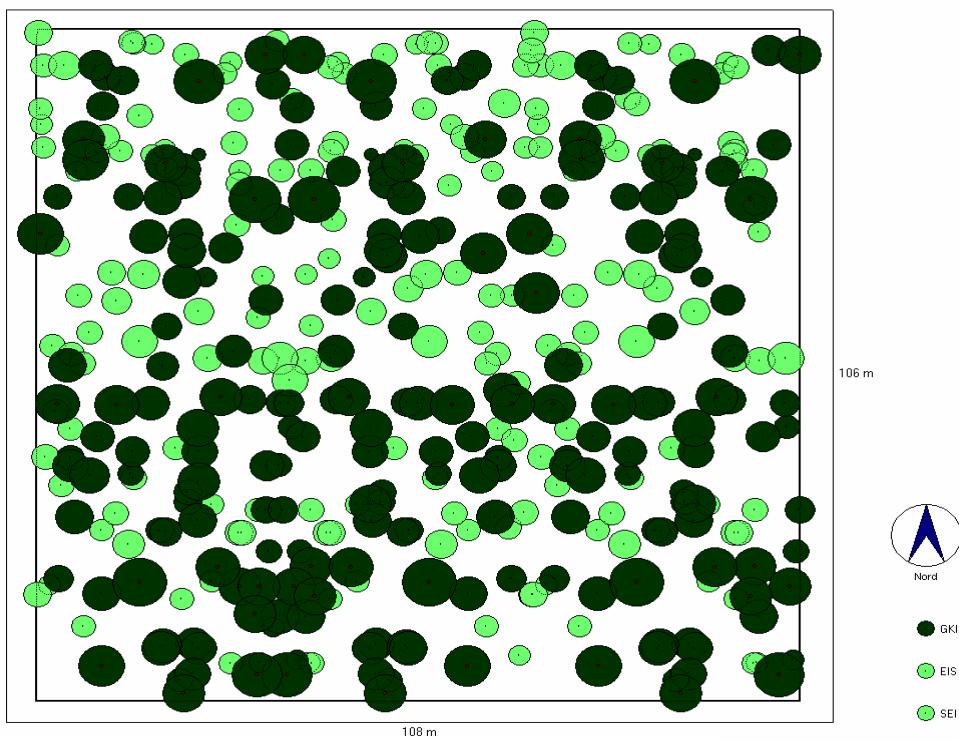


Abb. 40: Bestandesvisualisierung in Stratum3

Die horizontalen Verteilungen der Baumpositionen in allen Beständen des Stratum 4 folgen einer relativ starken Tendenz zur Regelmäßigkeit, wie von Aggregationsindex R und Winkelmaß W nachgewiesen ist. Von der vertikalen Strukturierung der Bestände, zeigt der Artprofilindex A, dass die meisten Bestände des Stratum mehrstufige Reinbestände sind (Tab. 15).

Tab. 15: Ergebnisse der Strukturindizes für Stratum 4

Wald-bestände im Stratum 3	Strukturindizes									
	R	R(Korr. n. Donelli)	S	W	M	T₁	T₂	T₃	DD	A
4_1	1.062	1.040	0.332	0.486	0.352	0.314	0.348	0.349	0.007	1.085
4_2	1.395	1.336	0.0	0.311	0.0	0.241	0.249	0.258	0.001	0.463
4_3	1.413	1.375	0.0	0.408	0.0	0.219	0.219	0.224	0.006	0.796
4_4	1.310	1.254	0.0	0.306	0.0	0.249	0.221	0.242	0.009	0.484
4_5	1.305	1.255	0.0	0.349	0.0	0.255	0.241	0.234	0.001	0.418
4_6	1.057	1.035	0.275	0.503	0.4	0.331	0.355	0.335	0.015	1.113
4_7	1.093	1.064	0.696	0.448	0.062	0.227	0.236	0.24	0.004	1.035
4_8	0.927	0.895	0.305	0.468	0.318	0.279	0.301	0.289	0.0	0.740
4_9	1.203	1.157	0.0	0.370	0.0	0.228	0.254	0.243	0.017	0.830
4_10	1.409	1.364	0.0	0.404	0.0	0.289	0.317	0.318	0.018	0.789
4_11	1.258	1.204	0.0	0.342	0.0	0.247	0.236	0.251	0.008	0.484
4_12	1.324	1.288	0.0	0.430	0.0	0.222	0.218	0.224	0.013	0.796
4_13	1.234	1.167	0.0	0.371	0.0	0.215	0.254	0.227	0.01	0.687
4_14	1.294	1.251	0.286	0.452	0.311	0.363	0.316	0.335	0.065	1.193
4_16	1.322	1.290	0.584	0.425	0.167	0.296	0.288	0.301	0.019	1.128
4_17	1.219	1.166	0.0	0.344	0.0	0.245	0.237	0.251	0.0	0.484
4_18	1.195	1.159	0.160	0.439	0.214	0.302	0.294	0.352	0.0	0.972
4_19	1.258	1.173	0.0	0.280	0.0	0.329	0.350	0.222	0.0	0.769

Was die Durchmischung der zwei Baumarten (Kiefer und Eiche) betrifft, in den sieben Mischbeständen des Stratums verdeutlichen der Segregationsindex S wie auch der Durchmissungsindex M, dass eine Tendenz zur Aggregation der Baumarten zu beobachten ist. Die Unterschiede zwischen den Durchmessern der Bäume in jedem Bestand befinden sich in einem mittleren Bereich (T- Index). Die Werte der Dimensionsdominanz DD, die nahe bei Null liegen, verliehen einem Neutralisierungseffekt für die Dimensionen jedes Bestandes (Tab. 15).

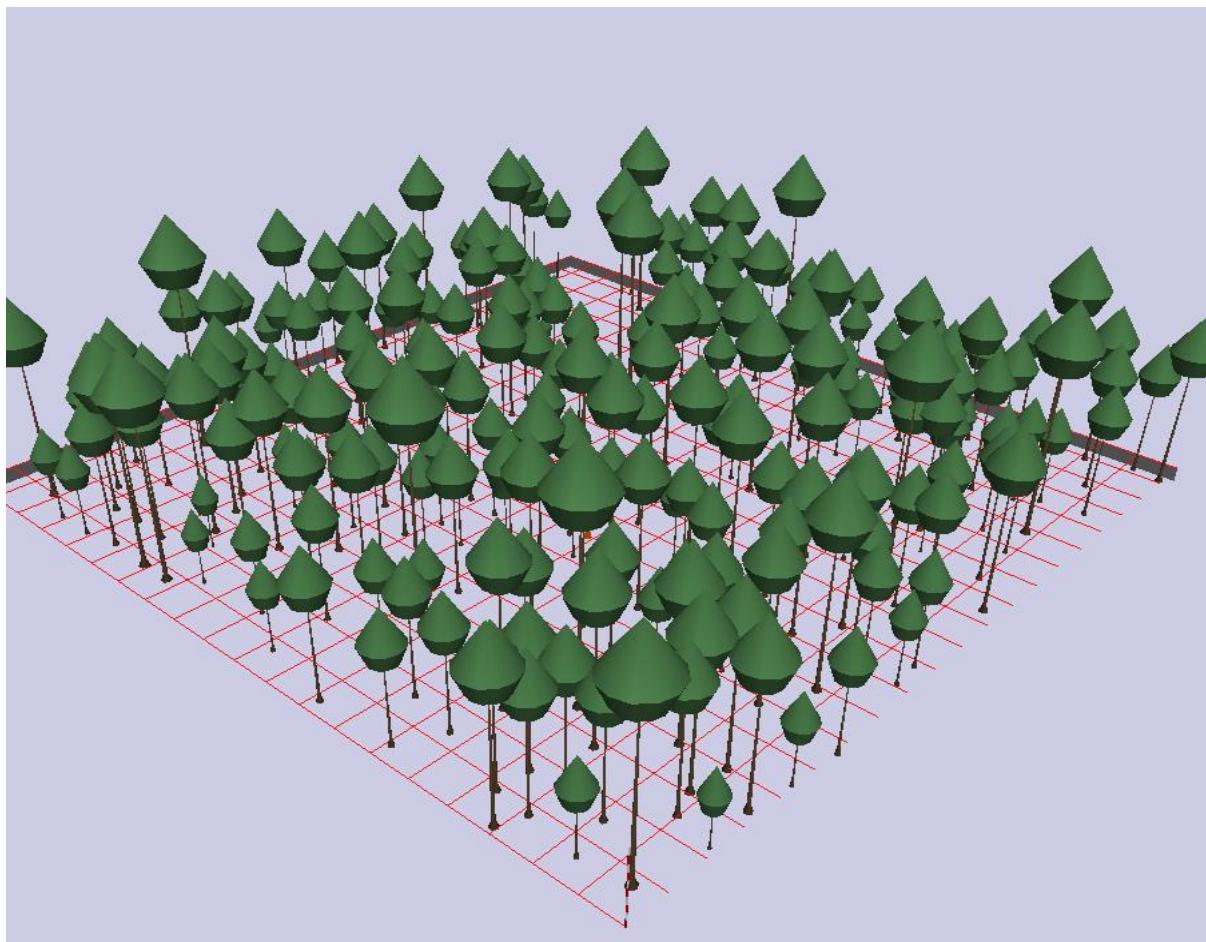


Abb. 41: Bestandesvisualisierung in Stratum4

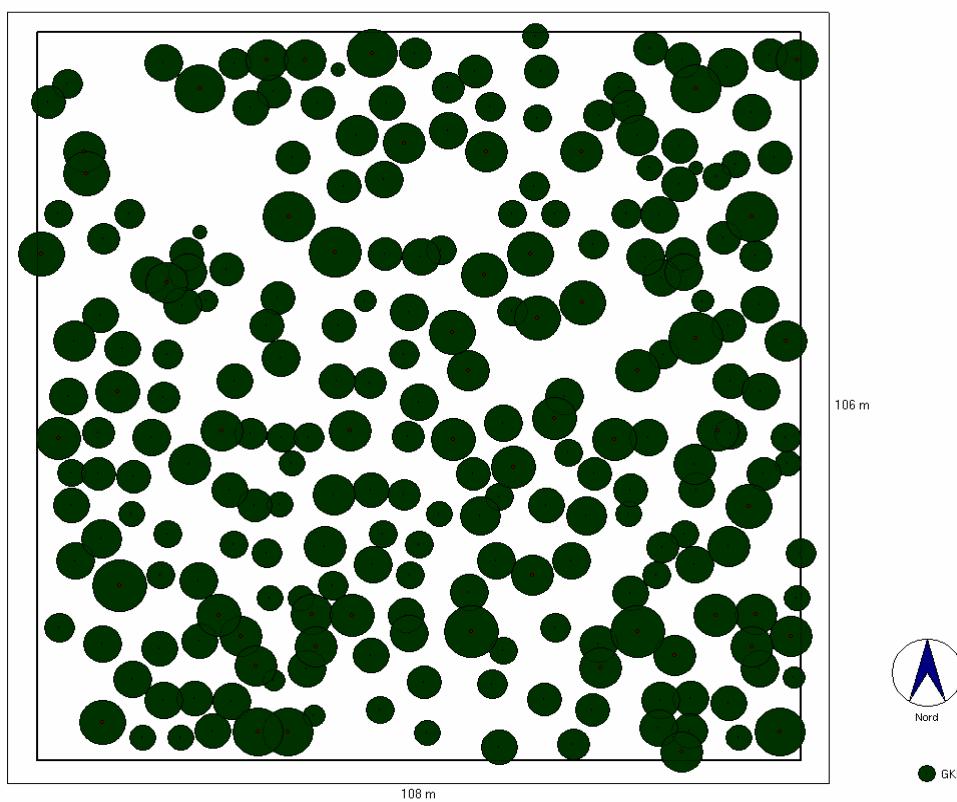


Abb. 42: Bestandesvisualisierung in Stratum4

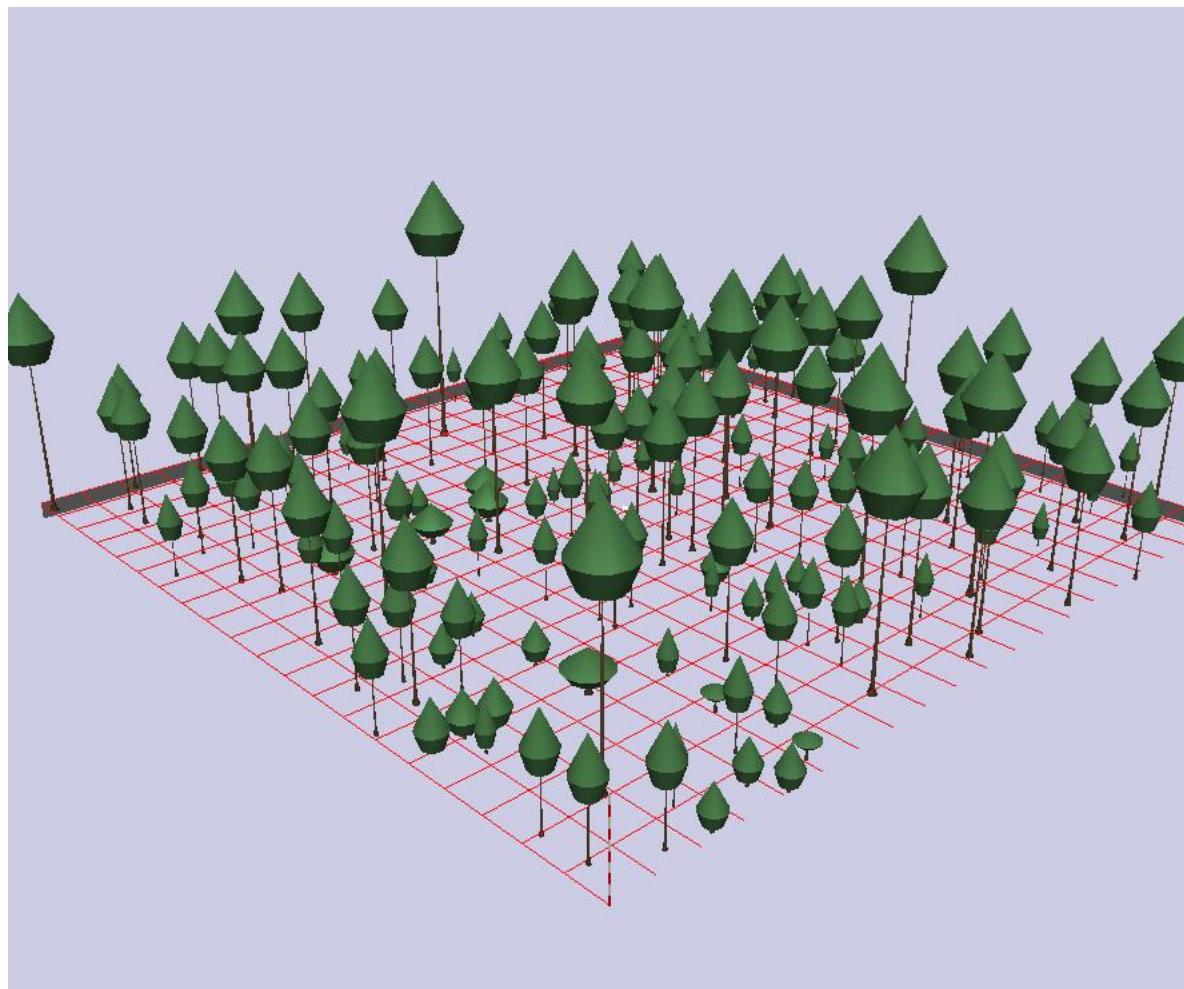


Abb. 43: Bestandesvisualisierung in Stratum4

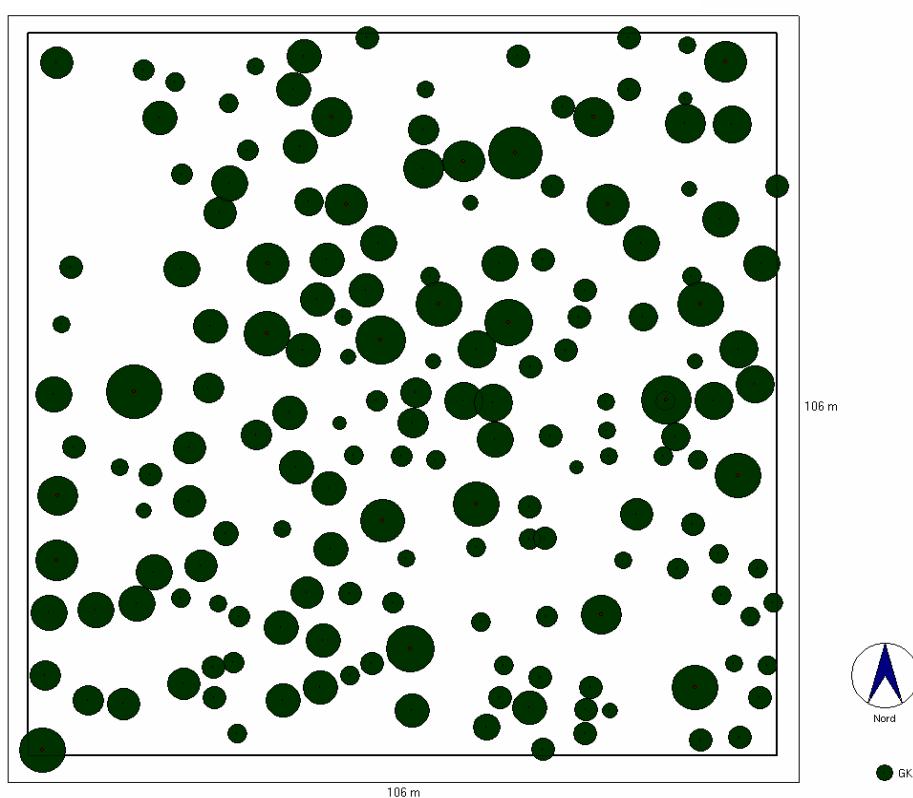


Abb. 44: Bestandesvisualisierung in Stratum4

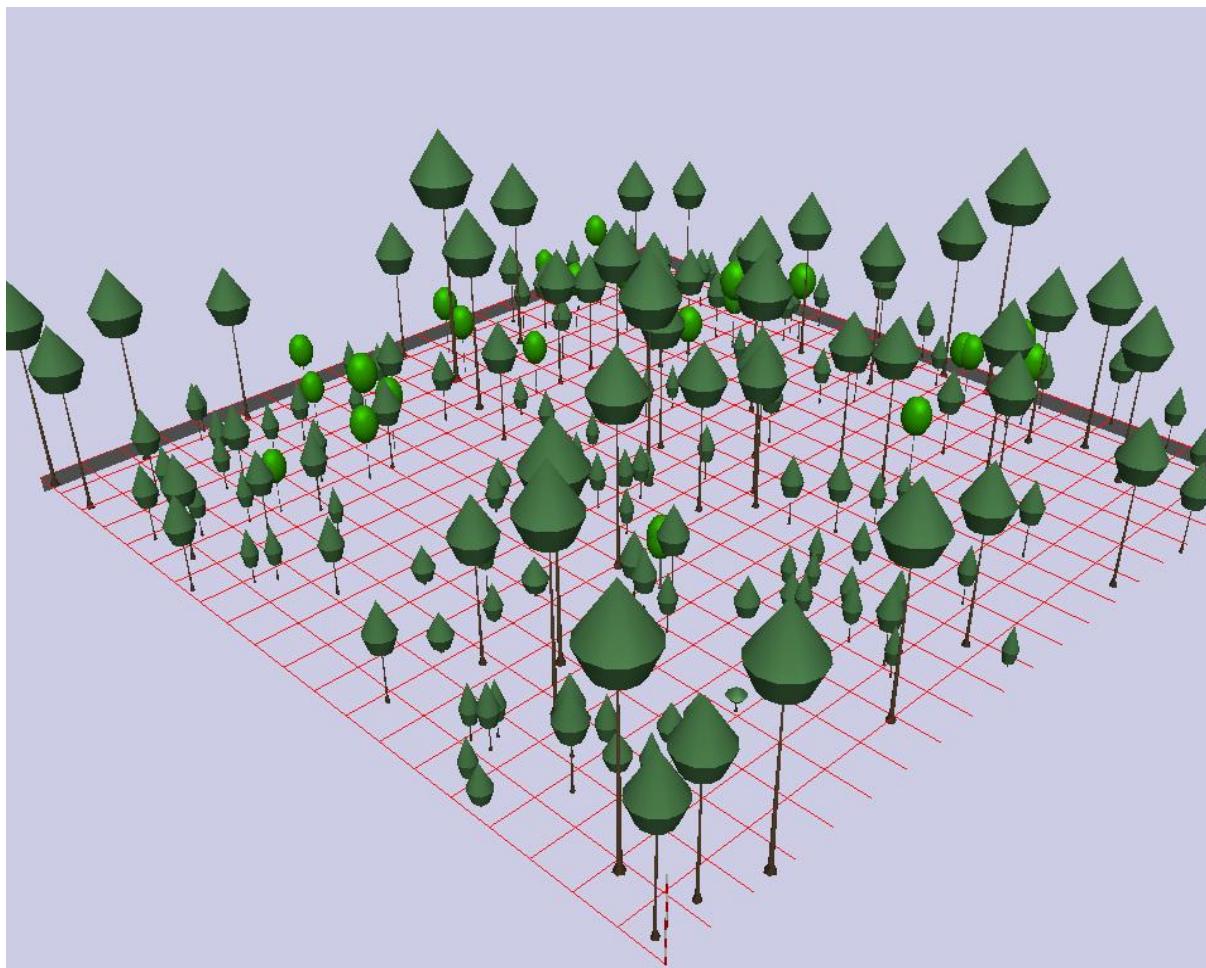


Abb. 45: Bestandesvisualisierung in Stratum4

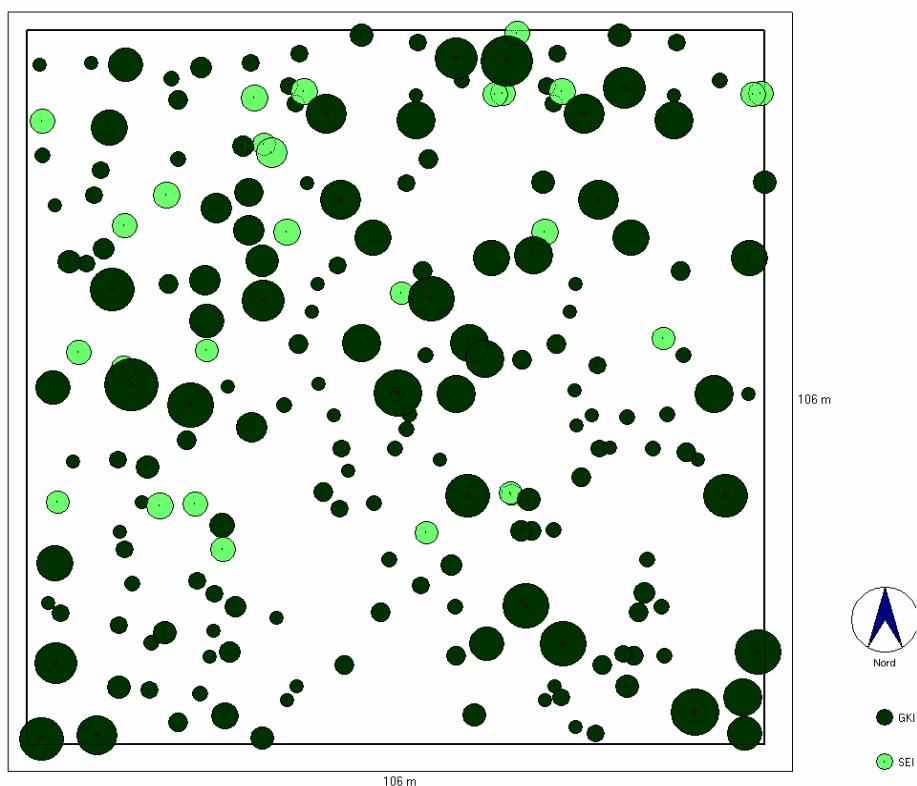


Abb. 46: Bestandesvisualisierung in Stratum4

Um die Unterschiede der Struktur zwischen den Straten zu untersuchen, wurde eine Varianzanalyse der Werte der Indizes durchgeführt. Als Voraussetzung einer Varianzanalyse müssen die Variablen normal verteilt sein. Ob die Variable eine Normalverteilung folgen, wurde mit dem Kolmogorov-Smirnov-Test getestet. Die Ergebnisse des Tests weisen für alle Indizes auf, dass ihre Werte normal verteilt sind (Tab. 16).

Tab. 16: Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstest

	R	Rkor	S	W	M	T	DD	A
Asymptotische Signifikanz (2 seitig)								
Stratum 1	,995	,996	,110	1,000	,319	,816	,187	,879
Stratum 2	,407	,458	,192	,992	,575	,800	,853	,518
Stratum 3	,988	,977	,780	,665	,946	,771	,984	,336
Stratum 4	,988	,977	,780	,665	,946	,771	,984	,336

Die Varianzanalyse hat gezeigt, dass der Aggregationsindex R, Der Winkelmaßindex W, der Durchmesserdifferenzierungsindex T, der Artprofilindex A, wie auch der Durchmischungsindex M sich signifikant für jedes Startum unterscheiden. Nur die Werte des Dimensionsdominanz Index DD und des Segregationsindex S weisen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Straten auf (Tab. 17).

Tab. 17: ONEWAY ANOVA

		Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
R	Zwischen den Gruppen	2,376	3	,792	18,969	,000
	Innerhalb der Gruppen	2,213	53	,042		
	Gesamt	4,589	56			
Rkor	Zwischen den Gruppen	2,192	3	,731	18,012	,000
	Innerhalb der Gruppen	2,150	53	,041		
	Gesamt	4,343	56			
W	Zwischen den Gruppen	,138	3	,046	17,789	,000
	Innerhalb der Gruppen	,137	53	,003		
	Gesamt	,276	56			
DD	Zwischen den Gruppen	,000	3	,000	,155	,926
	Innerhalb der Gruppen	,011	53	,000		
	Gesamt	,012	56			

T	Zwischen den Gruppen	,069	3	,023	8,446	,000
	Innerhalb der Gruppen	,145	53	,003		
	Gesamt	,214	56			
A	Zwischen den Gruppen	,726	3	,242	2,755	,051
	Innerhalb der Gruppen	4,655	53	,088		
	Gesamt	5,381	56			
S	Zwischen den Gruppen	,250	3	,083	1,187	,324
	Innerhalb der Gruppen	3,718	53	,070		
	Gesamt	3,967	56			
M	Zwischen den Gruppen	,207	3	,069	3,271	,028
	Innerhalb der Gruppen	1,118	53	,021		
	Gesamt	1,325	56			

Schließlich, wurde durch die Post- hoc- Analyse untersucht, zwischen welchen Straten die signifikanten Unterschiede der Werte der Indizes entstanden sind. Die Werte des R und W Index in Stratum 4 haben signifikant unterschiedliche Werte von denen von alle anderen Straten. Der T Index des Stratum 3 weist signifikant unterschiedliche Werte von Stratum 1 und 2 auf, wie auch die Werte dieses Index in Stratum 4 sich mit deren von Stratum 1 unterscheiden. Für den A Index wurden signifikante Unterschiede zwischen den Werten von Stratum 4 mit dem Stratum 2 aufgewiesen und schließlich, unterscheiden sich die Werte des M Index signifikant von Stratum 1 mit 3 (Die Tabelle der Post- hoc- Analyse ist im Anhang).

4.4 Geostatistische Analyse

Die Diversität der Pflanzenarten und der Struktur der Bestände eines Gebietes wie auch ihre räumliche Variabilität ist ein wichtiges Merkmal zur Bewertung von Waldökosystemen und besonders Natura 2000- Waldgebieten. Ein unumgängliches Werkzeug, um diese Variabilität möglichst effizient aufzunehmen und zu charakterisieren, ist die Geostatistik.

In der vorliegenden Arbeit handelt es sich um die Durchführung einer geostatistischen Analyse der Ergebnisse der vier Diversitätsindizes und der sieben Strukturindices mit Hilfe des Programms Gama Design (GS⁺ 3.1), um die räumliche

Variation der Arten- und Strukturdiversität des Untersuchungsgebietes zu charakterisieren.

Tabelle 18 präsentiert die Parameter für die Modellierung der Variogramme der berechneten Indices.

Tab. 18: Variogrammparameter der berechneten Indizes

Index	Nugget	Schwell.	Reichw.	Modell
α- Diversität	0,010	26,770	4320	Exponentielle
Shannon	0,053	0,262	1660	Sphärische
Simpson	0,005	0,036	1660	Sphärische
Evenness	0,001	0,015	2670	Sphärische
Aggregationsindex (R)	0,016	0,115	17970	Sphärische
Winkelmaß (W)	0,001	0,006	8970	Sphärische
Segregationsindex (S)	0,009	0,070	2680	Sphärische
Durchmischungsindex (M)	0,004	0,024	1890	Exponentielle
Durchmesserdifferenzierungsindex (T)	0,002	0,007	38280	Sphärische
Artprofilindex (A)	0,000	0,097	2290	Sphärische

Die zwei Anpassungsmodelle, die in dieser Arbeit verwendet wurden, sind: das sphärische Modell und das exponentielle Model. Die Auswahl der Modelle geschieht in GS⁺ über ihre Anpassungsgüte. Dafür wurde in der Tabelle das Bestimmtheitsmaß angegeben. Eigentlich sollte die Modellierung manuell durchgeführt werden, damit die Form des Variogramms besser repräsentiert wird. GS⁺ lieferte jedoch zufrieden stellende Ergebnisse, so dass keine Bearbeitung mehr notwendig war.

Die Abbildungen 47 bis 50 zeigen die Variogramm- Modelle, die am besten für die Artendiversitätsindizes (α - Diversität, Shannon-, Simpson- und Evenness- Index) geeignet sind. Der Nugget- Effekt für alle vier Indizes war sehr klein, das bedeutet, dass es eine niedrige Mikrovariabilität der Werte der Indizes vorhanden ist. Die Reichweite variiert von 4320m für α - Diversität bis 1660m für Shannon- und Simpson- Index. Das weist eine größere räumliche Kontinuität der α - Diversität in dem Gebiet auf. Der Shannon- und Simpson- Index haben gleiche Reichweite, das bedeutet, dass die beide Indizes aus der Sicht der Geostatistik zusammen berücksichtigt werden können.

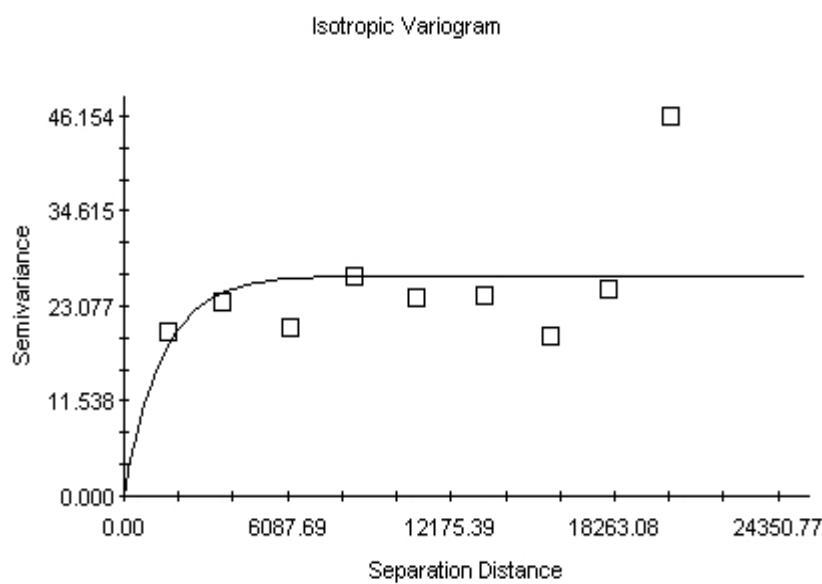
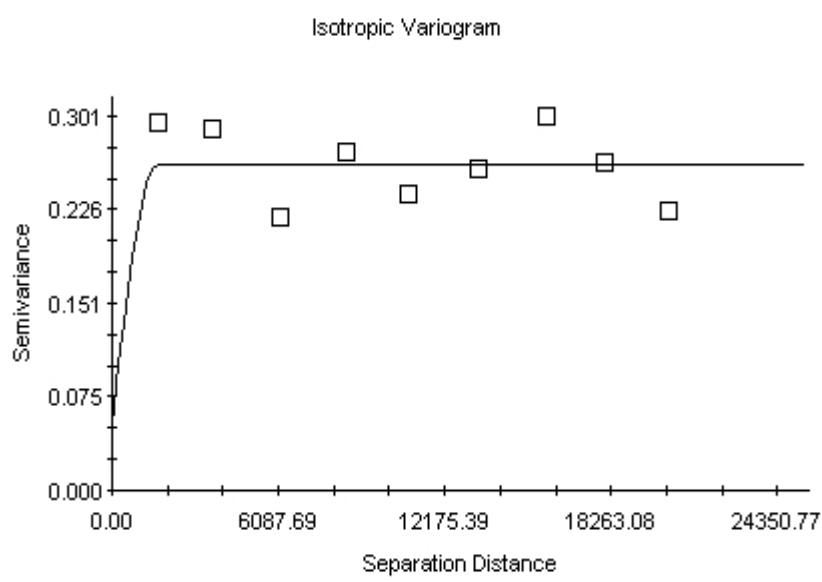
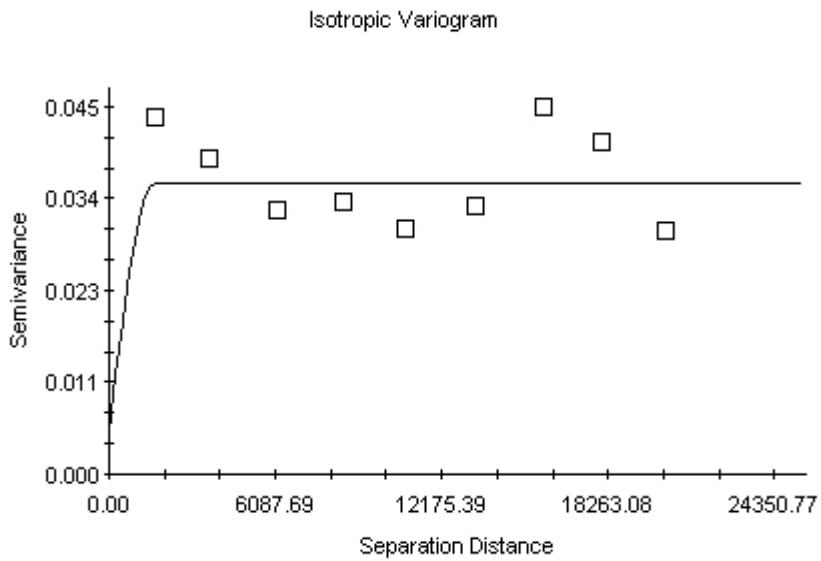
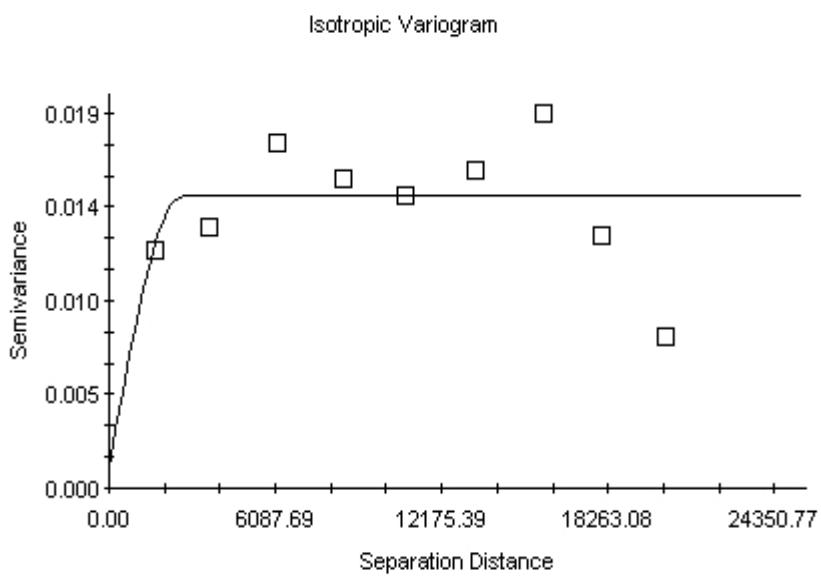
Abb. 47: Variogramm für α - Diversitätsindex**Abb. 48:** Variogramm für Shannon Index

Abb. 49: Variogramm für Simpson Index**Abb. 50:** Variogramm für Evenness

Die Variogramme der Strukturindizes sind in den Abbildungen 51- 56 dargestellt. Wie in den Artendiversitätsindizes sind auch in den Strukturindizes die Werte der Nugget-Effekte sehr klein und besonders in der Variogramm- Model des Artprofilindex ist er gleich Null. Die Spanne der Reichweite liegt von 38280m für den Durchmesserdifferenzierungsindex T bis 1890m für den Durchmischungsindex M.

Die größte räumliche Kontinuität weiß der Durchmesserdifferenzierungsindex T, als zweite kommen der Aggregationsindex R und der Winkelmaß W.

Abb. 51: Variogramm für Aggregationsindex R

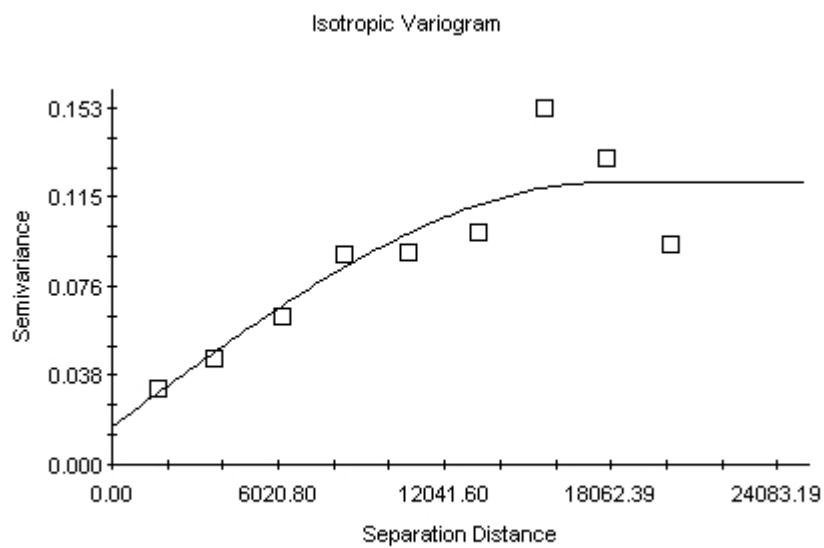


Abb. 52: Variogramm für Winkelmaß W

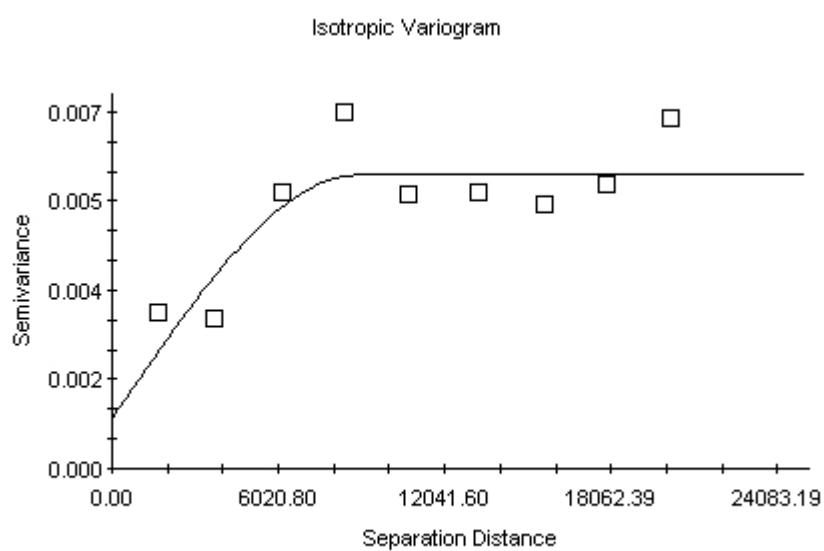


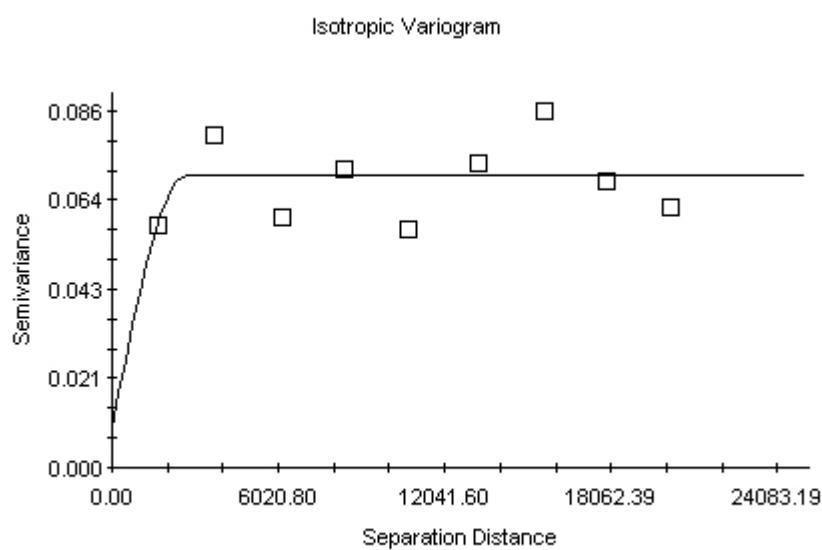
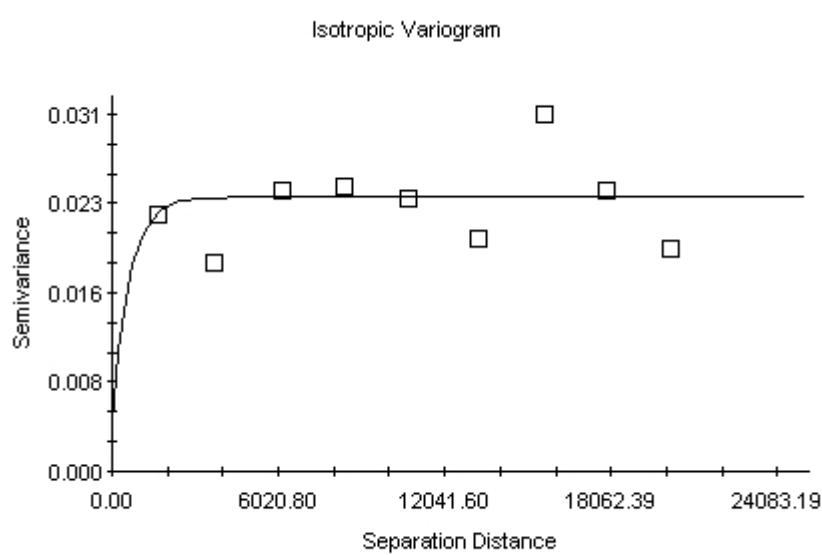
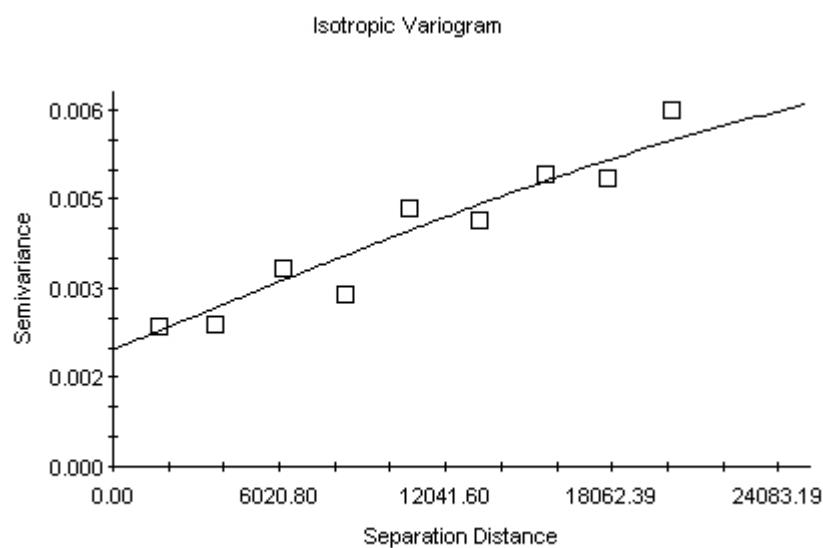
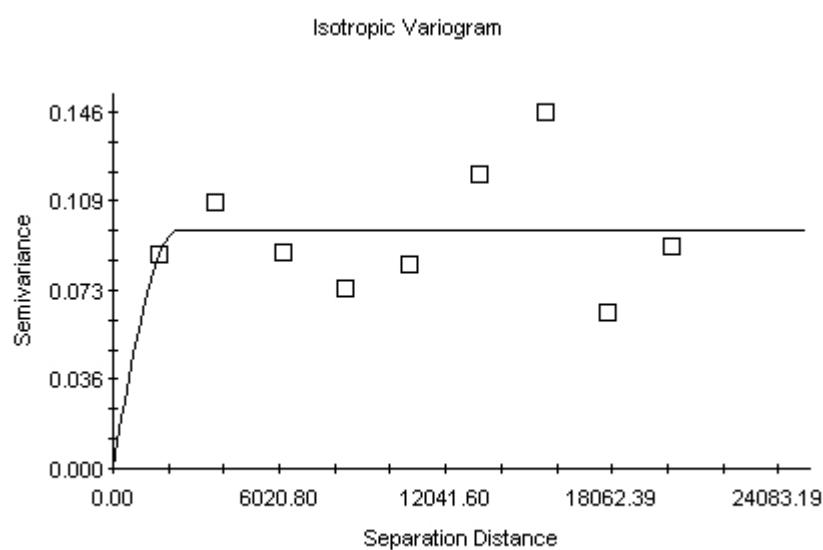
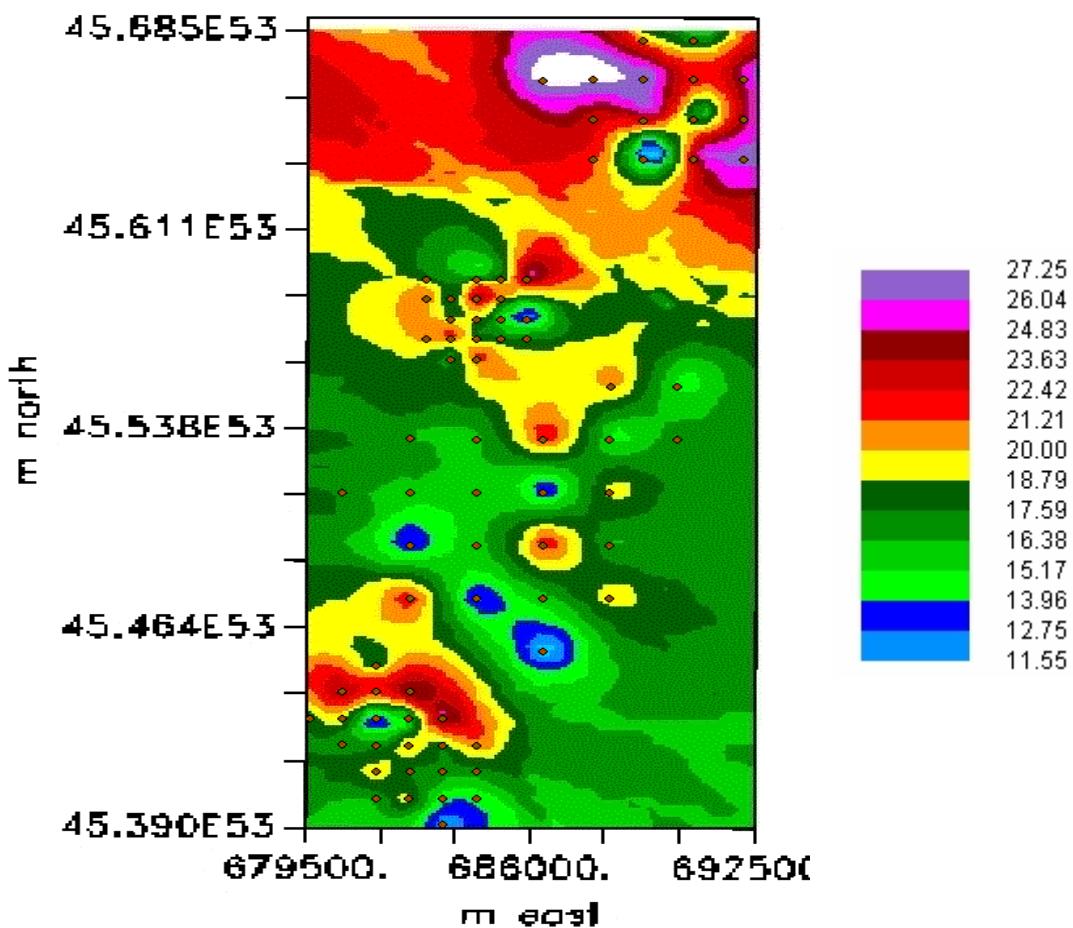
Abb. 53: Variogramm für Segregationsindex S**Abb. 54:** Variogramm für Durchmischungsindex M

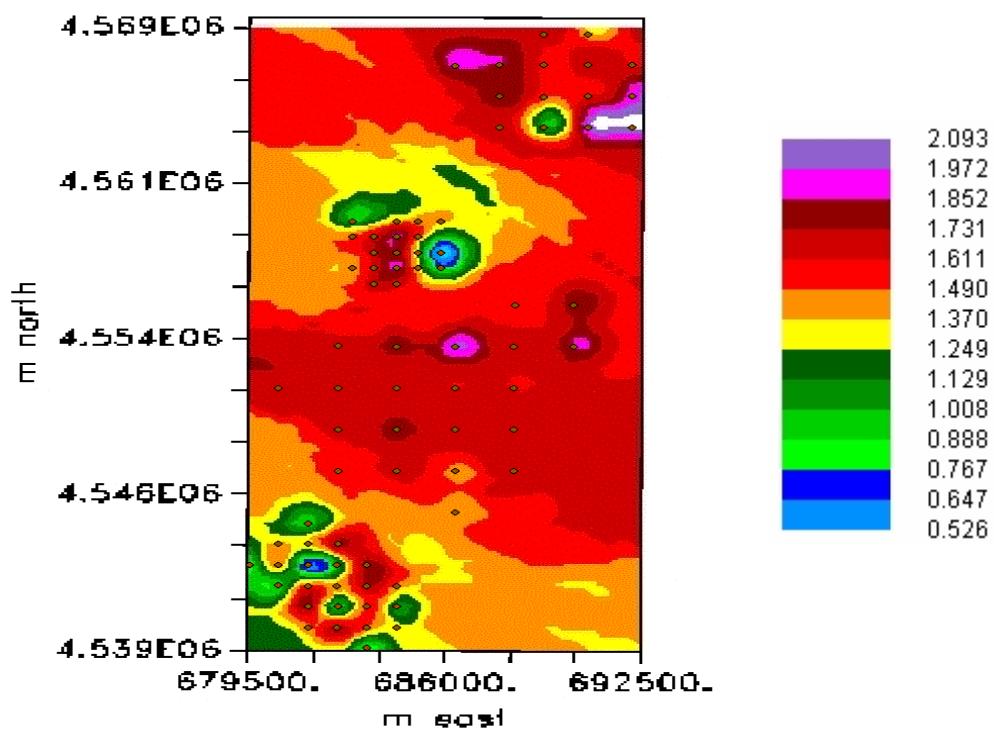
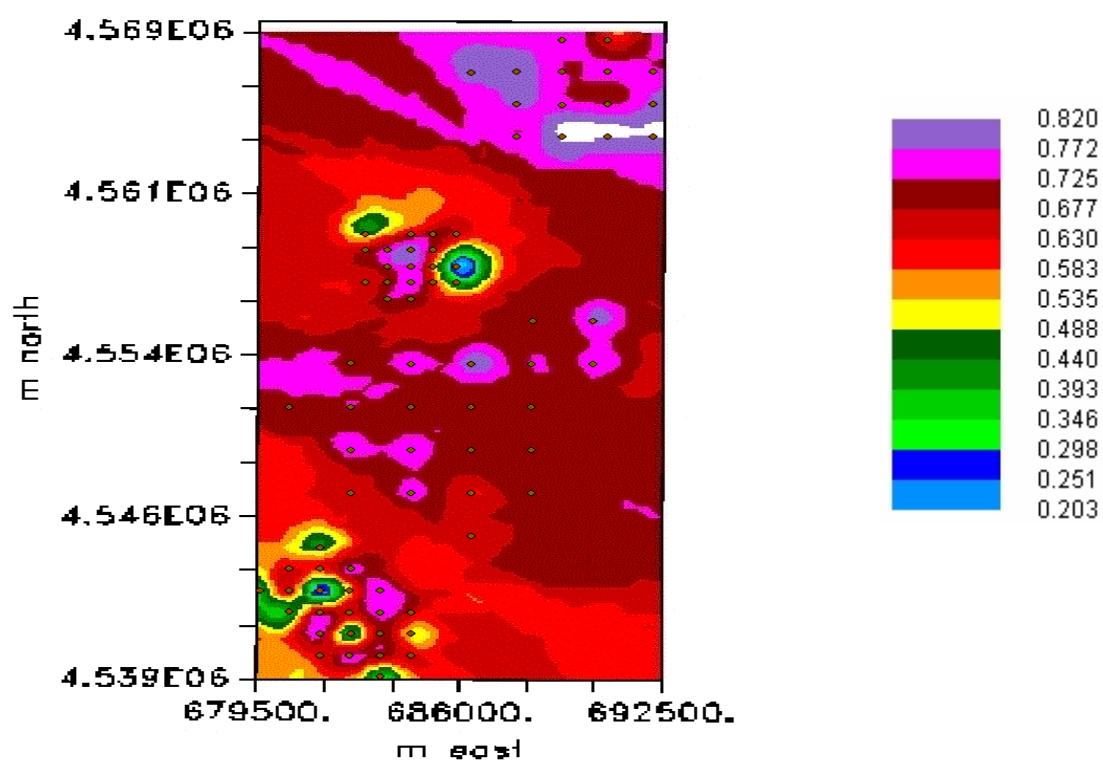
Abb. 55: Variogramm für Durchmesserdifferenzierungsindex T**Abb. 56:** Variogramm für Artprofilindex A

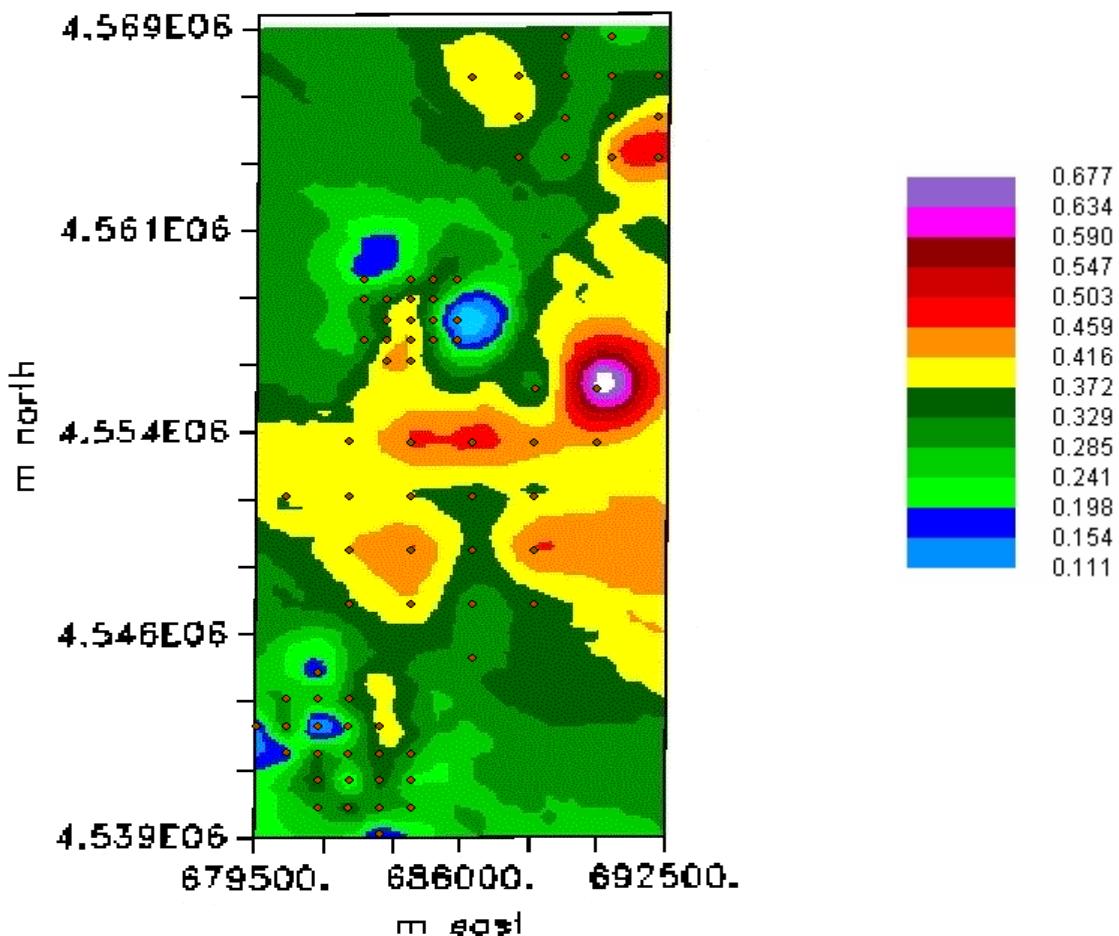
Eine optische Betrachtung der räumlichen Variabilität der Diversität des Gebietes bietet das Kriging, durch eine Krigingskarte. In der ersten Krigingskarte (Karte 7) ist die α -Diversität des Untersuchungsgebietes dargestellt. Das Ergebnis zeigt an den nördlichen Grenzen des Gebietes (Stratum 1) einen Bereich mit einer großen α -Diversität wie auch in den südwestlichen Grenzen (Stratum 2). Im Kernbereich der Fläche ist sie mit mittleren Werten homogen verteilt.

Karte 7: Krigingskarte für α -Diversität



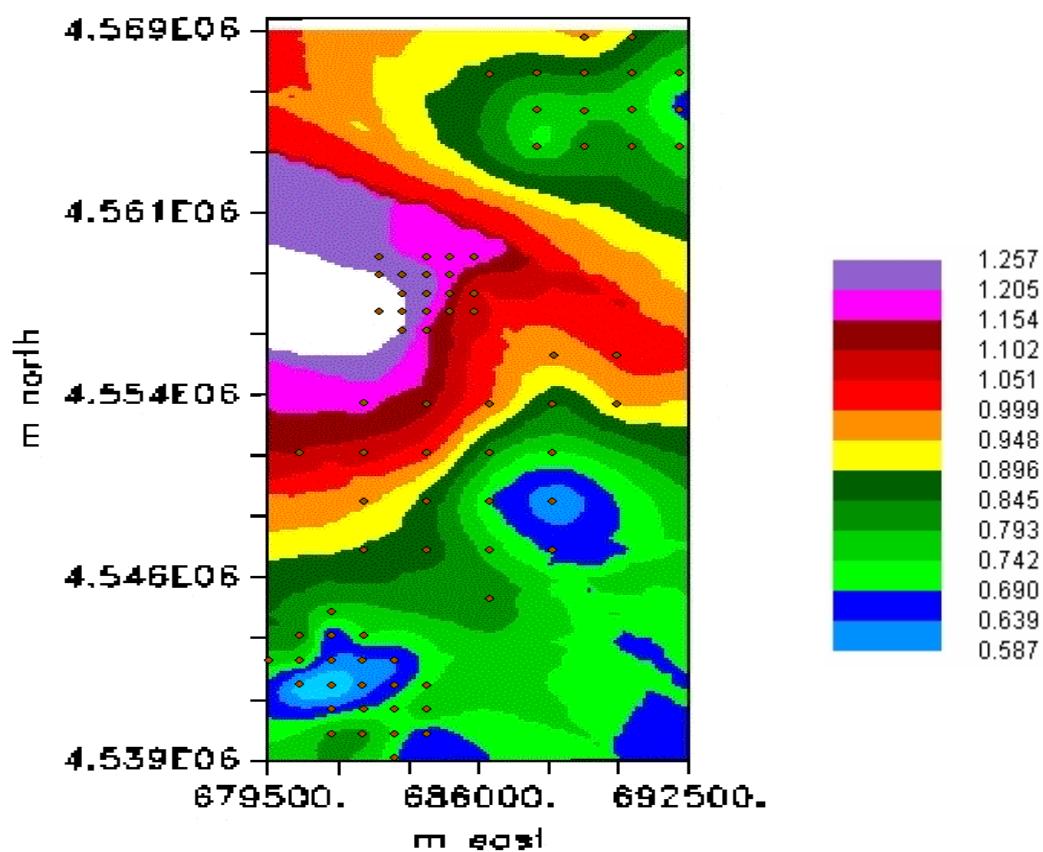
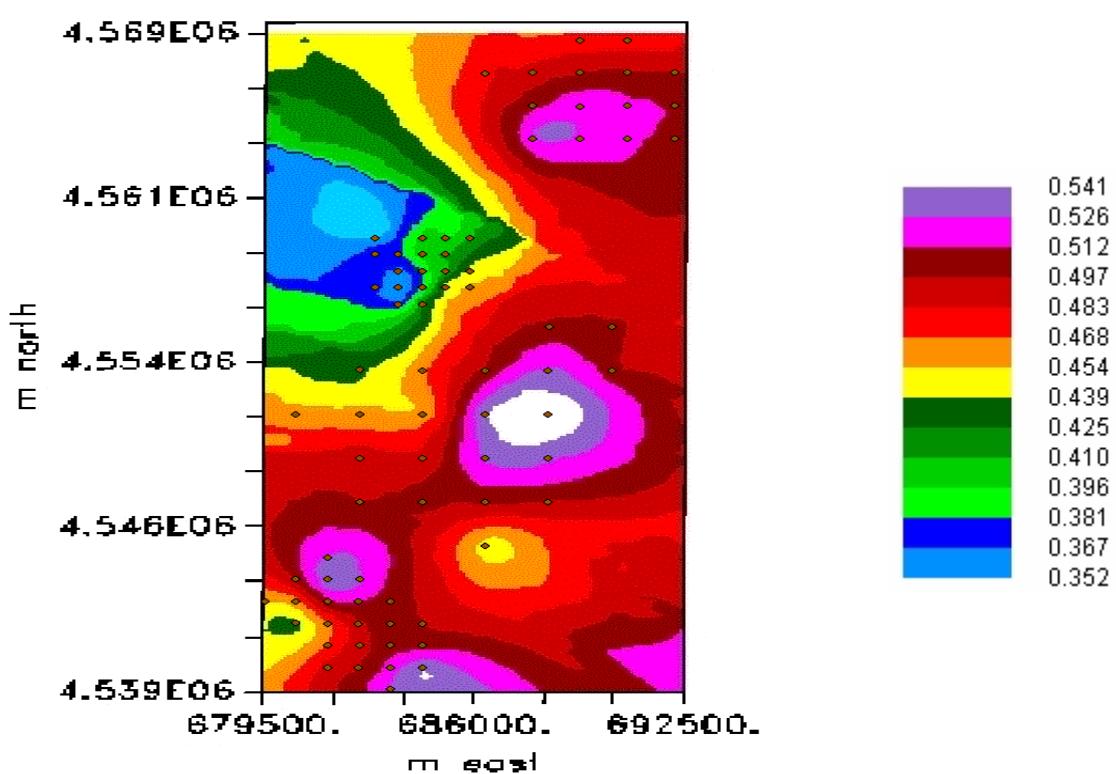
Auf die gleiche Weise wurde die Verteilung der Shannon- und Simpson-Index in dem Gebiet geschätzt. Hier zeigte sich für die beiden Indizes im südwestlichen Bereich (Stratum 2) mittlere bis geringe Werte, die, von der westlichen Gebietsgrenze ausgehend, in Richtung Osten zum Zentrum der Fläche ansteigen (Karte 8 und 9).

Karte 8: Krigingskarte für Shannon Index**Karte 9:** Krigingskarte für Simpson Index

Karte 10: Krigingskarte für Evenness Index

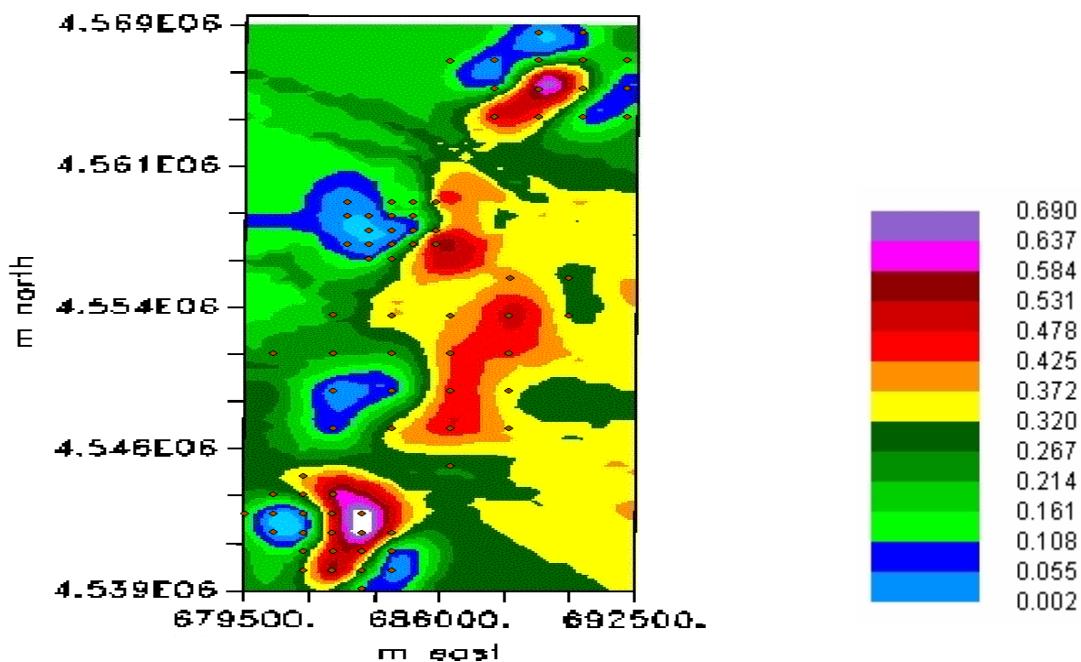
In der Krigingskarte des Evenness Index (Karte 10) wird gezeigt, dass der östliche Bereich und das Zentrum des Gebietes der Evenness Index größere Werte annimmt. Alle anderen Bereiche weisen mittlere bis geringe Werte auf.

Karte 11 und 12 zeigen die Ergebnisse des Krigings für den Aggregationsindex R und Winkelmaßindex W. Die beiden Karten stellen dar, dass in der westlichen Grenze des Gebietes die räumliche Verteilung der Bäume der Bestände eine Tendenz zu Regelmäßigkeit aufweisen, während in den nord- und südöstlichen Bereichen eine zufällige bis unregelmäßige Verteilung der Bäume anzutreffen ist.

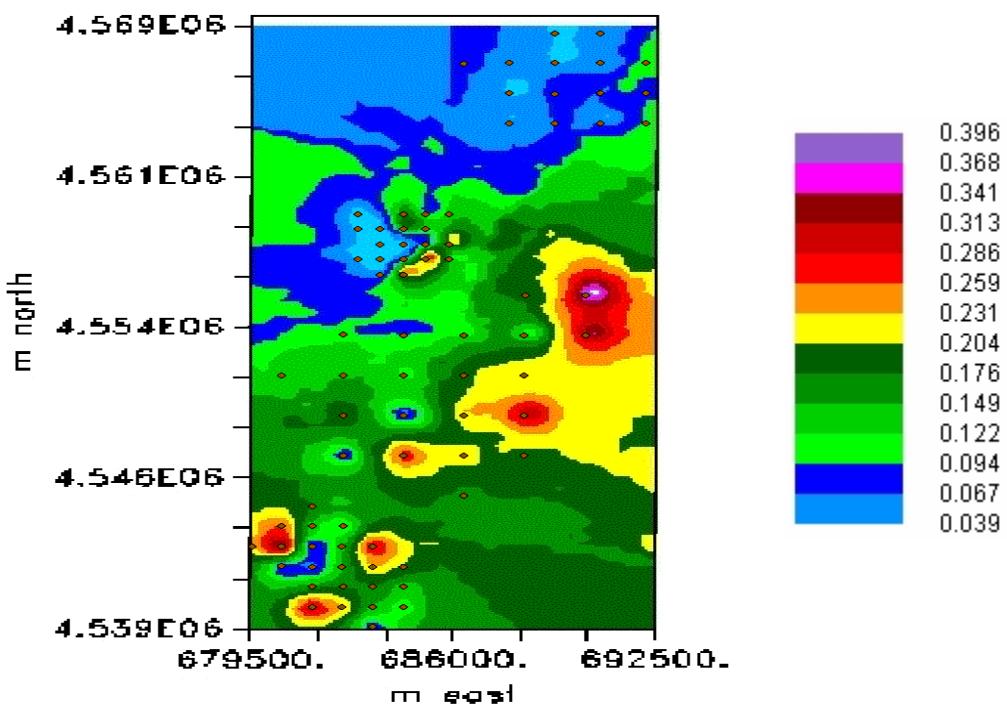
Karte 11: Krigingskarte für Aggregationsindex R**Karte 12:** Krigingskarte für Winkelmaßindex W

Bezüglich die räumliche Verteilung der Baumarten und ihre Segregation und Assoziation zeigen die Karte 13 und 14, dass im östlichen und südwestlichen Teil des Untersuchungsgebiets die Durchmischung der Baumarten größer ist, im Gegensatz zu den nördlichen Grenzen, die fast ausschließlich aus artreinen Beständen besteht.

Karte 13: Krigingskarte für Segregationsindex S

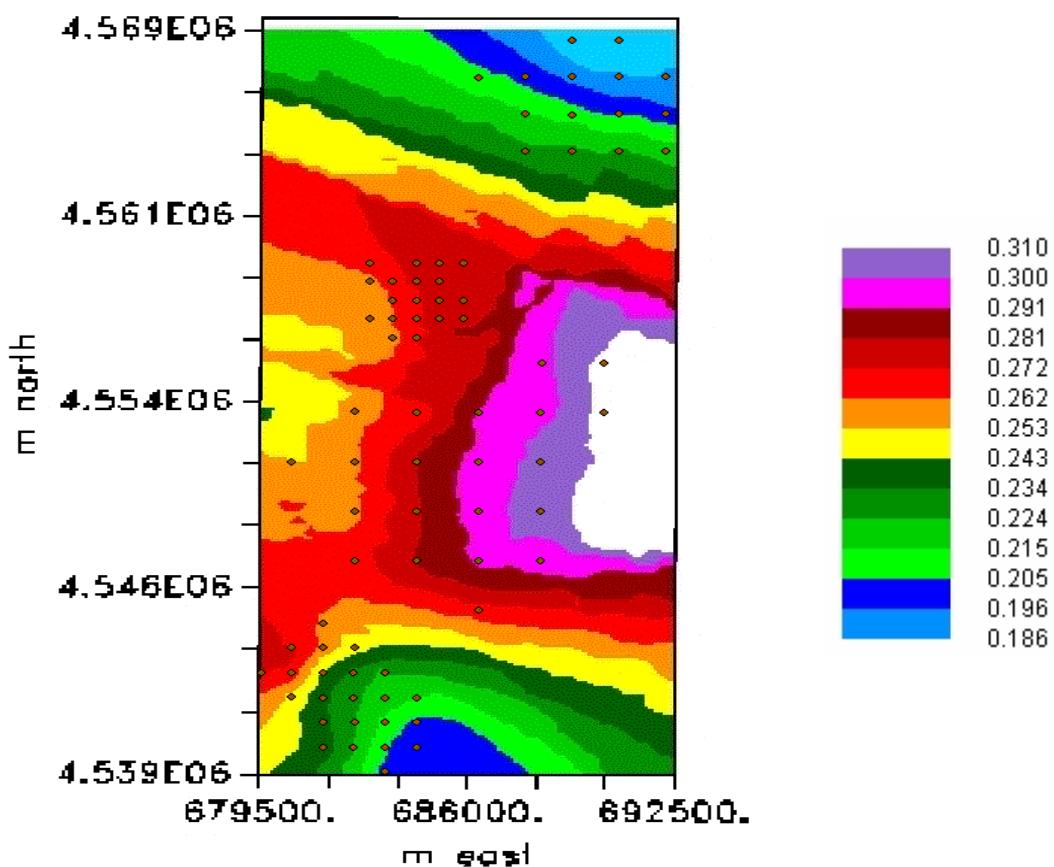


Karte 14: Krigingskarte für Durchmischungsindex M

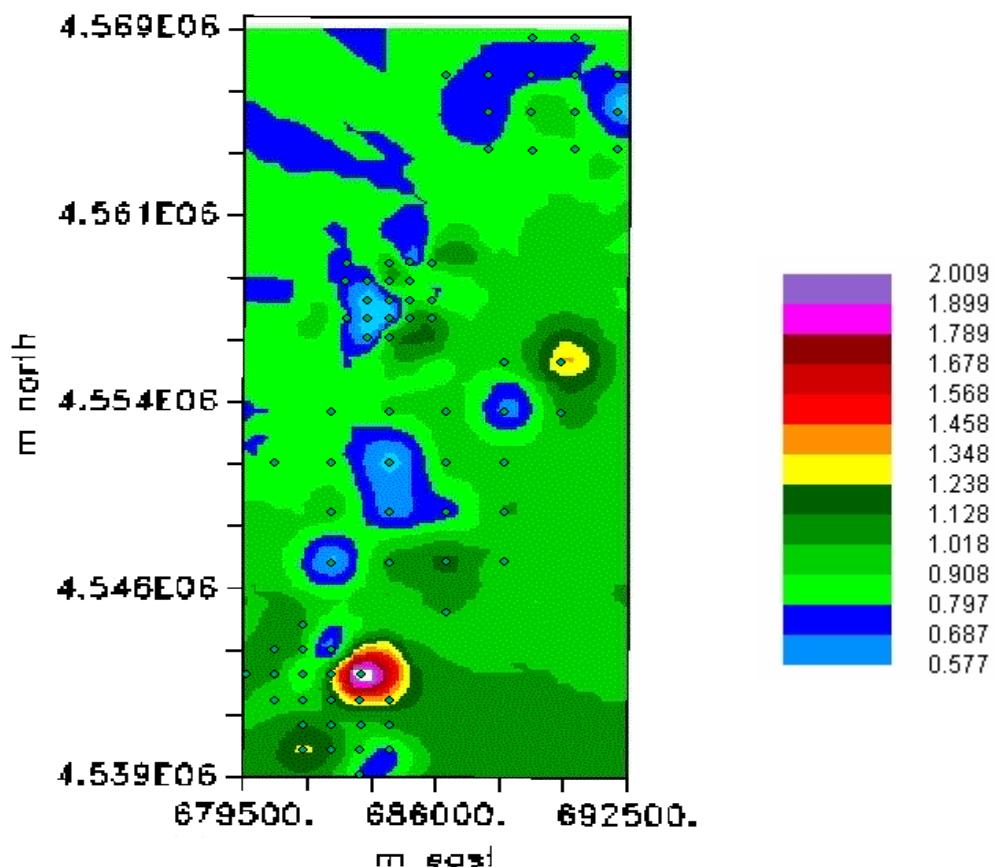


Die Krigingskarte des Durchmesserdifferenzierungsindex T (Karte 15) stellt dar, dass im Zentrum des Gebietes und besonders von westlicher nach östlicher Richtung, die Differenzierung der Durchmesser der Bäume steigt an. Abgegrenzt scheint der nördliche und südliche Teil des Gebietes zu sein, mit geringen Werten des Index.

Karte 15: Krigingskarte für Durchmesserdifferenzierungsindex T



Bezüglich der Variabilität der vertikalen Struktur in dem Gebiet zeigt Karte 16 eine Homogenität der Stufigkeit der Bestände mit besonders geringen Werten in den zwei Kernzonen und hohe Werte in Stratum 2.

Karte 16: Krigingskarte für Artprofilindex A

4.5 Inventur Modell

Die Ergebnisse dieser Arbeit dienen als Grundlage für die Entwicklung und Optimierung von Verfahren zur Erfassung und Aufnahme der Biodiversität von Natura 2000- Waldgebiete in Griechenland, das vorgeschlagene Inventurmodell für Natura 2000- Waldgebiete ist in Abbildung 57 spezifiziert.

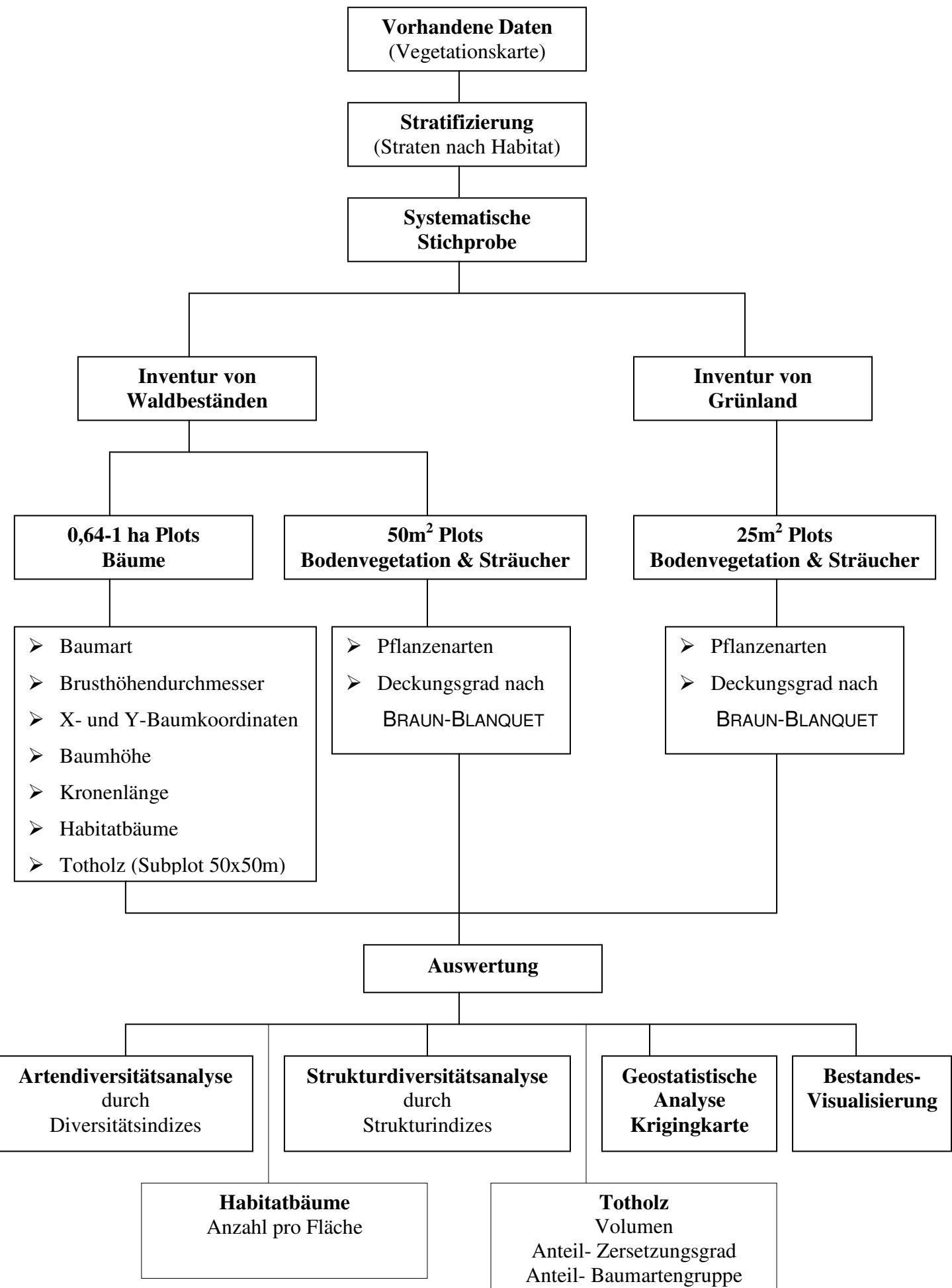


Abb. 57: Inventur Modell

Für die Vorbereitung des Inventurdesigns können bereits vorhandene Daten wie beispielsweise Vegetationskarten zur Ableitung von inventurrelevanten Parametern und Abgrenzung der Lebensraumtypen für die Stratifizierung genutzt werden. Danach folgt eine Stratifizierung der Stichproben nach Lebensraumtypen, die geschützt sind. In jeden von diesen homogenen Straten sollen systematisch quadratische Stichprobeneinheiten (Plots) verteilt und aufgenommen werden. Die Fläche der Plots kann von 0,64 bis 1 ha variieren. Die empfohlene Fläche der Plots ist 1 ha, aber für Bestände ähnliche wie diese, die in dieser Arbeit untersucht wurden, können auch Plots mit einer Fläche von 0,64 ha verwendet werden. In jedem Plot werden auch Subplots für die Bodenvegetation und Sträucher aufgenommen. Diese Subplots besitzen eine Fläche von 25m² mit Dimensionen 5x5m, wenn der Stichprobenpunkt im Grünland und 50 m² mit Dimensionen 10x5m, wenn der Stichprobenpunkt im Wald sich befindet.

Die in jedem Plot erfassten Daten beziehen sich auf verschiedene Fragestellungen von Biodiversität in Naturschutzgebieten; beispielsweise Daten zur Bodenvegetation, unterschiedlichen Schichten und Schichtungen der Bestände. Um bei Folgeinventuren zum Monitoring der Gebiete die Veränderungen und Entwicklungen analysieren zu können, sollen die Stichprobeneinheiten permanent markiert und mittels GPS-Koordinaten exakt lokalisierbar sein.

Die Daten, die aufgenommen werden sind:

- für die Bodenvegetation und die Sträucher
 - Pflanzenart und
 - Deckungsgrad mit der erweiterten Skala nach BRAUN-BLANQUET von REICHELT & WILMANNS
- für die Bäume
 - Baumart,
 - Brusthöhendurchmesser,
 - X- und Y- Baumkoordinaten,
 - Baumhöhe und
 - Kronenlänge

- für das Totholz im Subplot mit Dimensionen 50x50m (FORESTBIOTA, 2006)
 - Totholztyp (liegendes liegend, stehender ganzer Baum, stehend abgebrochen, Stöcke, Abfuhrrest),
 - Baumartengruppe (Nadelbäume, Laubbäume),
 - Zersetzunggrad (frisch abgestorben, beginnende Zersetzung, fortgeschrittene Zersetzung, stark vermodert),
 - Durchmesser und
 - Länge
- für die Habitatbäume
 - Anzahl der Bäume

Für die Auswertung der Daten und für die Quantifizierung der Struktur- und Artenvielfalt sollen Set von Indexwerten, sowohl für die Artenvielfalt als auch für die Strukturvielfalt ermittelt werden, welche jeweils verschiedene Aspekte der Diversität beleuchten. Das Set der Indizes zur Beschreibung der Artenvielfalt, die verwendet werden können, sind:

- Shannon Index
- Evenness Index
- Simpson Index

und der Artenfrequenz vor allem auf die Werte:

- der Alpha-Diversität

Hinsichtlich der Analyse der Strukturdiversität können verwendet werden:

- Aggregationsindex
- Segregationsindex
- Winkelmaß
- Durchmischung Index
- Dimensionsdifferenzierung Index
- Dimensionsdominanz Index
- Artprofilindex.

Die räumliche Charakterisierung der Strukturvielfalt wird auch mittels geostatistischer Ansätze durchgeführt. Ergebnis der geostatistischen Analyse ist die Entwerfung von Krigingkarten, die eine optische Betrachtung der räumlichen Variabilität der Diversität

des Untersuchungsgebietes erlauben. Schließlich, für eine bessere Anschauung der Struktur der Bestände sollen Waldbilder durch die Visualisierung der Aufnahmebestände durchgeführt werden.

5. Diskussion

Die quantitative Erfassung und Darstellung der Arten- und Strukturdiversität ist die Grundlage für Bewertungen und Vergleiche verschiedener Ökosysteme. Über Diversitätsindizes werden die Artenzahl und Abundanz, mit der jede Art vertreten ist, miteinander verbunden, wie auch die räumliche Verteilung, Durchmischung und Schichtung quantifiziert. Dabei kommen verschiedene Indizes zur Anwendung. Die Indizes sind in ihrer Aussagekraft unterschiedlich zu bewerten und in ihrer Ermittlung teilweise aufwendig.

Die Größe der einzelnen Indizes werden von verschiedenen Faktoren beeinflusst, u. a. auch von der Aufnahmemethodik. Werden verschiedene Aufnahmemethoden oder Aufnahmeintensitäten verwendet, so nehmen die Indizes unterschiedliche Werte an (LÜBBERS, 1997). Die quantitative Repräsentation der Diversität durch Indizes ist deshalb keine Konstante, sondern muss im Zusammenhang mit der Ermittlungsmethode gesehen werden.

Inventurmethode

Der Begriff Waldinventur steht für eine periodische Zustandserhebung des Waldes im Hinblick auf die nachhaltige Sicherung der Waldfunktionen. Die Waldinventur bildet auch den zentralen Informationspool für das Monitoring der vielfältigen Ressource Wald und ist Grundlage für eine strategische Planung.

Auf Initiative von Natura 2000 wurde in dieser Arbeit eine Kombination von herkömmlicher Waldinventur mit zusätzlichen Variablen zur Messung von Komponenten der biologischen Vielfalt geplant. Im Gegensatz zu einer herkömmlichen operationellen Waldinventur betont diese Waldinventur neben der Erfassung Holzfunktion vor allem die Aspekte der Schutz- und Lebensraumfunktion des Waldes. Dadurch wurden neben bedeutenden Informationen für die Planung auch wertvolle Grundlagen für die Erfassung der Diversität erzeugt.

Wie bereits im Kapitel 3 beschrieben wurde, ist es nicht möglich, Biodiversität global zu messen. Aus diesem Grund mussten für die Waldinventur einige wenige Variablen ausgewählt werden, welche Schlüsselemente der biologischen Vielfalt darstellen.

Da bei Waldinventuren nicht Experten sämtlicher biologischer Fachgebiete involviert sein können, sollten diese biodiversitätsbezogenen Variablen praktisch und verständlich sein. Weiters mussten sie einfach und eindeutig zu erheben sein, um Kosteneffizienz und breite Akzeptanz zu gewährleisten.

In dieser Arbeit wurde unter anderem auf Strukturvielfalt und Artenvielfalt als Komponenten der biologischen Vielfalt eingegangen. Waldstruktur und Waldzusammensetzung sind Elemente, welche einerseits den Forstleuten vertraut sind und andererseits als funktionelle Ersatzelemente herangezogen werden können. Um die Zahl der aufzunehmenden Parameter herabzusetzen, wurden bereits vorhandene Daten wie beispielsweise eine Vegetationskarte zur Ableitung von Inventurrelevanten Parametern und Abgrenzung der Lebensraumtypen für die Stratifizierung genutzt.

Die Vegetationsaufnahmen wurden durch Stichprobeninventuren durchgeführt. Es wurde eine stratifizierte Stichprobeninventur unter dem Aspekt der Lebensräume durchgeführt. In jeden von diesen homogenen Straten wurden systematisch quadratische Stichprobeneinheiten (Plots) verteilt und aufgenommen. Der Anzahl der aufgenommenen Plots war 80 mit einer Fläche von 1ha. In jeden Plot wurde auch ein Subplot für die Bodenvegetation und Sträucher aufgenommen. Diese Subplots hatten eine Fläche von 25m² und 50m².

Wie schon in Kapitel 3.1 erwähnt wurde, spielt die Probeflächengröße eine sehr wichtige Rolle bei allen Stichprobenverfahren der Waldinventur. Von diesem Grund wurde in dieser Arbeit getestet, ob die Ergebnisse der Strukturanalyse, durch die Berechnung der Strukturindizes, signifikante Unterschiede für verschiedene Probeflächengröße (1ha, 0,8ha, 0,64ha) aufweisen. Für die Feststellung von signifikanten Effekten in Bezug auf die Probeflächengröße wurde die Varianzanalyse (ANOVA) verwendet.

Die Varianzanalyse hat gezeigt, dass die Indizes welche die Struktur der Bestände beschreiben, kaum auf die Probeflächegröße reagieren. Obwohl die Analyse keinen signifikanten Unterschied zwischen den Indizeswerten für die unterschiedliche Plotumfänge gezeigt hat, war es trotzdem interessant, die Reaktion des

Aggregationsindex R auf die verschiedene Probeflächengröße genauer unter die Lupe zu nehmen, da die größeren Werte von diesem Index in kleinen Plots aufgetreten sind.

Analyse

Die vielfältigen Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten der verschiedenen in der Natura 2000 Waldgebiete üblichen Bewertungsverfahren wurden dargestellt. Die Verfahren wurden einander gegenüber gestellt und gemäß ihrer Aussagekraft interpretiert. Alle Indizes, wie Shannon-, Simpson-, Eveness-, α -Diversität- Index, Aggregationsindex R, Winkelmaß W, Segregationsindex S, Durchmischungsindex M, Durchmesserdifferenzierungsindex T, Dimensionsdominanzindex DD und Artenprofilindex A vermitteln das Bild eines vergleichsweise arten-, individuen- und strukturreichen Waldes. Abundanz- und Dominanzauswertungen unterstreichen das Bild.

Im Rahmen einer kritischen Betrachtung der Ergebnisse der jeweiligen Indizes sind allerdings verschiedene Einschränkungen zu berücksichtigen. Beispielsweise liefert der sehr einfache und anschauliche Artenreichtum nur einen Durchschnittswert, von dem nicht bekannt ist, wie er zustande gekommen ist (z.B. viele seltene Arten plus einige häufige oder fast alle Arten mit etwa gleichen Anteilen).

Der Shannon-Index steigt im Allgemeinen in Relation zu einer steigenden Baumartendiversität. Er steigt aber auch bei einer abnehmenden Variabilität, d.h. wenn eine zunehmende Gleichförmigkeit der Artenhäufigkeiten vorliegt. Weiterhin besteht die Möglichkeit, dass eine Art trotz schwacher Abundanz- und Frequenzwerte, aber einem hohen Dominanzwert zu den bedeutungsvolleren Arten eines Ökosystems gezählt werden kann (vergl. GROßHEIM, 2001).

Die Diversitätsindizes, trotz ihrer Schwäche, haben ein Bild der Vielfalt des Untersuchungsgebiets und die Unterschiede zwischen der verschiedenen Lebensräume dargestellt. Die Straten 1 (Natura 2000- Zeichnung, 9280: Wälder mit *Quercus trainetto*) mit 2 (Natura 2000- Zeichnung, 91E0: Auen-Wälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior*) und 9340: Wälder mit *Quercus ilex* und *Quercus rotundifolia*) und 3 (Natura 2000- Zeichnung, 9540: Mediterrane Pinienwälder mit

endemischen Kiefern, *Pinus Brutia*) weisen signifikanten Unterschiede zwischen den Mittelwert ihres α -Diversität Index auf, und zwar ist die Indexwerte im Stratum 2 wesentlich kleiner als in Stratum 1, in den zwei Straten (Stratum 3 und 4) sind die Verhältnisse des Artenreichtums ähnlich. Im Gegensatz unterscheiden sich die Mittelwerte des Shannon Index nicht signifikant zwischen den vier Straten. Der Simpson Index gibt signifikant unterschiedliche Werte nur zwischen den Straten 1 und 2 mit höheren Mittelwerten des Index in dem Stratum 1 und 3. Schließlich treten die Werte des Evenness Index signifikante Unterschiede nur zwischen den Straten 3 mit 2 und 4 (Natura 2000-Zeichnung, 9540: Mediterrane Pinienwälder mit endemischen Kiefern, *Pinus Brutia*) auf. Die gleichmäßigste Verteilung der Pflanzenarten wurde im Stratum 3 beobachtet, ähnliche Werte mit einem nicht signifikanten Unterschied weist auch das Stratum 1 auf. Im Stratum 2 und 4 wurden die kleinste Werte des Index gefunden.

Klassische Größen zur Charakterisierung der Variabilität von Wäldern sind sogenannte Strukturindizes. Inzwischen existiert im forstlichen und außerforstlichen Anwendungsgebiet eine fast unüberschaubare Menge solcher Kennziffern (vgl. BIBER 1997, GADOW ET AL. 1998, GLEICHMAR UND GEROLD 1998, KÖHL UND ZINGG 1996, PRETZSCH 1995, SMALTSCHINSKI 1998, UPTON UND FINGLETON 1985). Diese Größen betrachten jeweils die Bäume und ihre nächsten Nachbarn. Der nächste Nachbar eines Baumes kann unterschiedlich weit vom Bezugsbauum entfernt sein und der Abstand oftmals unterschiedliche ökologische Skalen überschreiten. Wenn Abstände zwischen Bäumen sehr groß sind, kann u. U. keine oder nur geringe Interaktion zwischen den Individuen stattfinden, während bei sehr kleinen Abständen starke Wechselwirkungen auftreten. Zudem werden nur die nächsten Nachbarn betrachtet und nicht ihr näheres Umfeld.

Auch wenn mehr als nur ein Nachbar Eingang in den Index findet wie bei den Größen von Durchmischungsindex M und Durchmesserdifferenzierungsindex T, bleibt aber der Mangel bestehen, dass bedingt durch die unterschiedlichen Abstände zu den drei nächsten Nachbarn – verschiedene Skalen erfasst und die Unterschiede zwischen ihnen verwischt werden. Genau wie bei den Indizes, Segregationsindex S und Aggregationsindex R, wird auch bei einem solchen Ansatz die Variabilität der Einzelbaumpositionen eines Bestandes durch eine einzige Zahl oder mit einer

empirischen Verteilung von Einzelwerten beschrieben. Die meisten Waldbestände sind sehr komplex, so dass man mehr Informationen ausschöpft, wenn man ihre Struktur nicht nur mit aggregierten Kennziffern darstellt, sondern sie auch als Ergänzung mit der in dieser Arbeit vorgestellten geostatistischen Analyse analysiert.

Die Strukturindizes beschreiben in numerischer Form Tendenzen. Es wurde aufgewiesen, dass die Baumarten der Straten 1, 2 und 3, durch die Aussage der Aggregationsindex R und Winkelmaß- Index W, sich zufällig bis unregelmäßig verhalten und nur im Stratum 4 weisen die meisten Bestände eine regelmäßige Verteilung ihrer Baumarten auf. Der Durchmesserdifferenzierungsindex T Index stellt dar, dass im Stratum 3 und 4 die Durchmesserdimensionen der Bäume mittlere Differenzierung haben, im Gegensatz zum Stratum 1 und 2, in denen der Index eine schwache Durchmesserdifferenzierung zwischen den Bäumen zeigt. Für den Artprofilindex A wurden signifikante Unterschiede zwischen Stratum 4 und Stratum 2 gefunden. Schließlich, unterscheiden sich die Werte des M Index signifikant von dem Stratum 1 mit 3. Die Indizes bieten neben einer Objektivierung der Aussage zur Waldstruktur außerdem den Vorteil, dass sie sich aus Inventurdaten errechnen lassen (POMMERENING, 1997) und so eine Strukturansprache, die in der Praxis häufig zusätzlich zur Inventur erfolgt, nicht mehr notwendig ist.

Ein Ziel der Anwendung des BwinPro-Programms war die Darstellung der lagegenauen Baumarten- und Stammverteilung in den jeweiligen Plots ohne eigene Darstellungsalgorithmen entwerfen zu müssen. Die gelang vollständig und mit den graphisch ausdruckbaren Plots wäre zum Beispiel ein Auffinden der jeweiligen Plots für Wiederholungsinventuren wesentlich erleichtert.

Mit besonderem Interesse wurde die Anpassung der Erhebungsdaten des Untersuchungsgebiets an die Anforderungen der Software zur Erzielung dreidimensionaler Bestandesmodelle durchgeführt. Die vielfältigen Berechnungs- und Auswertungsmöglichkeiten der BwinPro-Software ergeben auch für mediterrane Waldformationen sinnfälligen Aussagen, obwohl für die meisten Berechnungen abgeleitete Parameter Untersuchungen mitteleuropäischer bzw. niedersächsischer Wälder zu Grunde liegen (Kronenformen, Kronenprozente, Wachstumsfunktionen etc.).

In dieser Arbeit wurden auch geostatistische Methoden angewendet, bei denen eine flächenhafte Interpolation auf der Grundlage einer Analyse der räumlichen Variationsstruktur von Ausgangsdaten erfolgt. Geostatistische Verfahren ermöglichen einerseits eine maximale Ausnutzung des Informationsgehaltes von Ausgangsdaten und andererseits die Vermeidung von Überinterpretationen. Zudem erlauben geostatistische Verfahren über die räumliche Bestimmung der Schätzvarianz neben einer Interpolation der flächenhaften Verteilung von Variablen regional bezogene Aussagen zur Zuverlässigkeit dieser Interpolation.

Grundlage der geostatistischen Analyse des Untersuchungsgebietes war die Variographie, die der Strukturanalyse und Ableitung der für den Interpolationsprozess benötigten Parameter dient. Das experimentelle Variogramm ergab sich aus der Darstellung der Semivarianz in Abhängigkeit vom Messpunktabstand bzw. Abstandsintervall h . Aus der Anpassung eines theoretischen Variogrammmodells an das experimentelle Variogramm wurden die für die Datenregionalisierung notwendigen Parameter ermittelt und durch den Kriging-Verfahren wurden Krigingkarten entworfen, die eine optische Betrachtung der räumlichen Variabilität der Diversität des Untersuchungsgebietes erlauben.

Bei der Modellanpassung an die empirischen Variogramme erwiesen sich in dieser Arbeit sphärische und exponentielle Modelle als am besten geeignet. Die Eigenschaften der Variogramme lassen sich folgendermaßen zusammenfassen: Die Werte aller vier Artendiversitätsindizes weisen eine niedrige Mikrovariabilität auf, da der Nugget- Effekt sehr niedrig war. Mit Reichweite von 4320m hat der a-Diversitätsindex eine sehr große räumliche Kontinuität. Der Shannon- und Simpson-Index haben gleiche Reichweite und aus der Sicht der Geostatistik können zusammen berücksichtigt werden. Wie in den Artendiversitätsindizes sind auch in den Strukturindizes die Werte der Nugget- Effekte sehr klein und besonders in der Variogramm- Model des Artprofilindex ist er gleich Null. Die Spanne der Reichweite liegt von 38280m für den Durchmesserdifferenzierungsindex T bis 1890m für den Durchmischungsindex M. Die größte räumliche Kontinuität weist der Durchmesserdifferenzierungsindex T auf, von dem Aggregationsindex R und dem Winkelmaß W.

Fazit

Die Problematik von Diversität und Diversitätsindizes durch Stichproben wird in einigen Quellen diskutiert (z.B. PIELOU, 1975, MAGURRAN, 1998). Nahe liegende Schlussfolgerung dieser Arbeit ist, dass durch eine stratifizierte Stichprobenverfahren, in einem zufriedenen Grad, unterschiedliche Aspekte der Diversität erfasst und quantifiziert werden können.

Im Fall der Erfassung der Artendiversität gilt die allgemeinen Empfehlungen der Stichprobentheorie, dass viele kleinere Probeflächen genauere Ergebnisse liefern als die gleiche Stichprobenintensität auf wenige große Flächen verteilt (MAGURRAN, 1988). Zu den Indizes welche die Struktur des Waldes beschreiben, wurde in dieser Arbeit gezeigt, dass sie kaum auf die Probeflächegrößen reagieren.

Nicht nur die Diversität der Pflanzenarten und der Struktur der Bestände eines Gebietes, sondern auch ihre räumliche Variabilität ist ein wichtiges Merkmal zur Bewertung von Waldökosystemen und besonders Natura 2000- Waldgebieten. Dieser Arbeit hat gezeigt, dass die räumliche Variation der Vielfalt eines Gebietes, durch die Anwendung von geostatistischen Ansätzen, genügsam charakterisiert werden kann.

Nach der, im Rahmen dieser Arbeit, gesammelten Erfahrung über das Thema Inventurverfahren in Natura 2000 Waldgebiete und nach den mannigfaltigen Literaturhinweisen zum Thema Totzolz und Habitatbäume und ihre große Bedeutung als Parametern für die Bewertung der Biodiversität der Ökosysteme sollen Aufnahme auch für diese zwei Parametern durchgeführt werden.

6. Zusammenfassung

Die zentralen Elemente der EU zum Schutz der Europäischen Umwelt sind die Vogelschutzrichtlinie sowie die Fauna-Flora-Habitatrichtlinie (FFH-Richtlinie). Diese Richtlinie soll dazu beitragen, die biologische Vielfalt in den Mitgliedstaaten durch Festlegung eines gemeinsamen Rahmens für die Erhaltung der wildlebenden Pflanzen und Tiere und der Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse aufrechtzuerhalten. Durch die Richtlinie wird ein europäisches ökologisches Netz mit der Bezeichnung „Natura 2000“ geschaffen. Dieses Netz umfasst „besondere Schutzgebiete“, die von den Mitgliedstaaten gemäß den Bestimmungen der Richtlinie auszuweisen sind sowie besondere Schutzgebiete im Sinne der Richtlinie 79/409/EWG über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten. Es ist damit auch einer der entscheidenden, wenn nicht der entscheidende Beitrag Europas zur Erreichung der Ziele der Konvention über biologische Vielfalt (CBD) und zur Erreichung des 2010-Biodiversitätszieles.

Alle EU-Mitgliedsstaaten, darunter auch Griechenland, müssen den Zustand und die Entwicklung ihrer biologischen Vielfalt erfassen und quantifizieren. Aber die Waldinventuren sind bisher fast ausschließlich auf die Erhebung der Holzfunktion ausgerichtet. Es werden dabei oft metrische Daten erhoben, die sich durch einfache statistische Maßzahlen beschreiben lassen. Für die Erfassung ökologischer Grundlagen wie Artenvielfalt und Bestandesstruktur fehlen bisher adäquate Konzepte und Instrumentarien. Derzeit werden im Rahmen von Inventuren zwar häufig ökologische Indikatoren erhoben, diese Erhebungen finden jedoch meist losgelöst von einer ganzheitlichen Betrachtung statt. Oft handelt es sich um einfach zu erhebende Indikatoren mit nur ordinalem oder nominalem Skalenniveau, die nicht weiter ausgewertet werden. Es wird nach Algorithmen und gültigen Messverfahren für die Beschreibung der Bestandesstruktur und deren Artenvielfalt als Weiser für ökologisch stabile Verhältnisse gesucht. Die Parameter sollen die Vielfalt und die Standortsgemäßheit beschreiben und durch Stichprobenverfahren erhoben werden können. Um für beliebige Bestände ihre Biodiversität zu quantifizieren, ist es sinnvoll, verschiedene Indizes für Arten- und Strukturdiversität zu berechnen und zu kombinieren.

Ziel dieser Arbeit ist die Entwicklung eines angepassten Inventurmethode-Modells für Natura 2000 Waldgebiete durch die Optimierung der Aufnahmemethoden mit der Kombination von terrestrischen Aufnahmen und vorhandenen Daten. Eine Biodiversitätsanalyse von Natura 2000 Waldgebieten wurde durchgeführt durch die Entwicklung, Kombination und Berechnung von verschiedenen Struktur- und Artendiversitätsindizes, wie auch geostatistischen Ansätzen.

Das Set der Indizes zur Beschreibung der Artenvielfalt, die in dieser Arbeit verwendet wurden, sind:

- Shannon Index
- Evenness Index
- Simpson Index

und der Artenfrequenz vor allem auf die Werte:

- der Alpha-Diversität

Hinsichtlich der Analyse der Strukturdiversität wurden verwendet:

- Aggregationsindex
- Segregationsindex
- Winkelmaß
- Durchmischung Index
- Dimensionsdifferenzierung Index
- Dimensionsdominanz Index
- Artprofilindex.

Die räumliche Charakterisierung der Struktur- und Artenvielfalt wurde auch mittels geostatistischer Ansätze durchgeführt. Die Theorie der Geostatistik basiert auf der Eigenschaft der "Regionalisierbarkeit" von Variablen. Hier handelt es sich um Zufallsvariablen, die eine räumliche Beziehung aufweisen. Dies erlaubte die Herstellung einer räumlichen Modellierung der untersuchten Biodiversitätsvariablen aus einer begrenzten Anzahl von Proben durch die Anwendung der Geostatistik mit Hilfe der Variographie. Mit den ermittelten räumlichen Strukturen aus der Variographie konnte eine Interpolation (Kriging) durchgeführt werden, um Parameterfelder stochastisch zu generieren und Krigingskarte für das Untersuchungsgebiet zu entwerfen.

Die Diversitätsindizes, trotz ihrer Schwächen, haben ein Bild der Vielfalt des Untersuchungsgebiets und die Unterschiede zwischen den verschiedenen Lebensräumen dargestellt. Die Straten 1 (Natura 2000- Kennzeichnung, 9280: Wälder mit *Quercus frainetto*) mit 2 (Natura 2000- Kennzeichnung, 91E0: Auen-Wälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* und 9340: Wälder mit *Quercus ilex* und *Quercus rotundifolia*) und 3 (Natura 2000- Kennzeichnung, 9540: Mediterrane Pinienwälder mit endemischen Kiefern, *Pinus Brutia*) weisen signifikante Unterschiede zwischen den Mittelwerten ihres α - Diversitäts-Index auf. Im Gegensatz dazu unterscheiden sich die Mittelwerte des Shannon Index nicht signifikant zwischen den vier Straten. Der Simpson Index gibt signifikant unterschiedliche Werte nur zwischen den Straten 1 und 2 mit höheren Mittelwerte des Index in den Straten 1 und 3.

Die Untersuchung der Strukturdiversität mittels des Aggregationsindex R und Winkelmaß- Index W ergab, dass die Baumarten der Straten 1, 2 und 3 sich zufällig bis unregelmäßig verhalten und nur im Stratum 4 weisen die meisten Bestände eine regelmäßige Verteilung ihrer Baumarten auf. Der Durchmesserdifferenzierungsindex T zeigt, dass im Stratum 3 und 4 die Durchmesserdimensionen der Bäume mittlere Differenzierung haben, im Gegensatz zum Stratum 1 und 2, in denen der Index eine schwache Durchmesserdifferenzierung zwischen den Bäumen verrät. Für den Artprofilindex A wurden signifikante Unterschiede zwischen den Werten im Stratum 4 und Stratum 2 gezeigt. Die Werte des M Index unterscheiden sich signifikant zwischen Stratum 1 mit 3.

Die Werte aller vier Artendiversitätsindizes weisen eine niedrige Mikrovariabilität auf. Mit Reichweite von 4320m hat der α - Diversitätsindex eine sehr große räumliche Kontinuität. Der Shannon- und Simpson- Index haben gleiche Reichweite und aus der Sicht der Geostatistik können beide zusammen berücksichtigt werden. Wie bei den Artendiversitätsindizes sind auch bei den Strukturindizes die Werte der Nugget-Effekte sehr klein und besonders in dem Variogramm- Model des Artprofilindex ist er gleich Null. Die Spanne der Reichweite liegt von 38280m für den Durchmesserdifferenzierungsindex T bis 1890m für den Durchmischungsindex M. Die größte räumliche Kontinuität weißt der Durchmesserdifferenzierungsindex T, gefolgt vom Aggregationsindex R und Winkelmaß W.

Literaturverzeichnis

- ADAMAKOPOULOS, T. ET AL. (1995): Study on the assessment, the enhancement of the legal infrastructure and the management of the protected area in the forest of Dadia. Specific Environmental Study. Conducted by the WWF Greece pursuant to the ministerial decree no. 6926/1990, Athens
- AKÇA, A. & PAHL, A. (1997): Umweltbeobachtung im Nationalpark Harz – Monitoring von Waldökosystemen durch Integration terrestrischer Aufnahmen, Fernerkundung und GIS. Znanje zu Gozd. Zbornik Ob 50. Obletnici. Lubljana/Slowenien
- AKIN, H.; SIEMES H. (1988): Praktische Geostatistik. Berlin, New York
- ALBERT, M. (1999): Analyse der eingriffsbedingten Strukturveränderung und Durchforstungsmodellierung in Mischbeständen. Göttingen, Hainholz, S.195
- ALTENKIRCH, W. (1977): Ökologie. Studienbücher Biologie. Verlag Diesterweg/Salle, Frankfurt, Main, Verlag Sauerländer, Aarau. 234 S
- BIBER, P. (1997): Struktur und Wuchsdynamik von Mischbeständen aus Fichte, Buche und Ahorn im Harz. Wachstumskundlicher Beitrag zum Aufbau ökologisch stabiler Mischwälder in Niedersachsen. Dissertation, Universität München
- BIBER, P.; WEYERHAEUSER, H. (1998): Numerical methods for characterizing structure and diversity applied to a natural tropical forest and an even aged teak stand. In natural and socioeconomic analysis and modelling of Forest and agroforestry systems in Southeast Asia. Ed.: Mies, E. S. 83–104
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde
- BONHAM-CARTER (1996): Geographic information systems for geoscientists: modelling with GIS. Computer Methods in the Geosciences, vol. 13, Pergamon, Ontario, 398 S.
- BROOKER, P. I. (1986): A parametric study of robustness of kriging variance as a function of range and relative nugget effect for a spherical semivariogram. Mathematical Geology, vol. 18, no. 5, s. 477-488
- CLARK, P. J. UND EVANS, F. C. (1954): Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations, Ecology, Vol. 35, No. 4, S. 445-453
- CLARK, I. & HARPER, W. V. (2001): Practical Geostatistics 2000. Geostokos limited, Scotland. S. 342
- COCHRAN, W. G. (1972): Stichprobenverfahren. Walter de Gruyter Verlag, Berlin & New York
- CRESSIE, N. A. C. (1991): Statistics for spatial data. Wiley, New York. 900 S.

- DENGLER, A. (1992): Waldbau. Erster Band. 6. neu bearbeitete Auflage. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin. 350 S.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart
- DIERSSEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie – Vegetationskunde. Wiss. Buchgesellschaft, Darmstadt
- DÖBBELER, H.; ALBERT, M.; SCHMIDT, M.; NAGEL, J. (2001): Handbuch zu BWINpro, Programm zur Bestandesanalyse und Prognose. Nieders. Forstl. Versuchsanstalt; Abt. Waldwachstum. Göttingen
- DONELLY, K. (1978): Simulation to determine the variance and edge-effect of total nearest neighbour distance. Cambridge University Press, London: S. 91-95
- DUTTER, R. (1985): Geostatistik. Stuttgart
- FISCHER, A. (1995): Forstliche Vegetationskunde. Blackwell, Berlin , Wien
- FISCHER, A. & KLOTZ, St. (1996): Zusammenstellung von Begriffen, die in der Vegetations- Dauerbeobachtung eine zentrale Rolle spielen. Manuskript, Vorlage zur Diskussion auf der 2. Arbeitstagung der Arbeitsgruppe Vegetationsdynamik, 25-27. Juli 1996: S. 14
- FORESTBIOTA (2006): ForestBIOTA (Forest Biodiversity Test-phase Assessments), Stand structure assessment including deadwood within the EU/ICP Forests Biodiversity Tast-Phase (ForestBIOTA). Available: www.forestbiota.org/docs/cccstruct1_revMay06.pdf (Stand: 18.12.2006)
- FÜLDNER, K. (1995): Strukturbeschreibung von Buchen-Edellaubholz-Mischwäldern. Dissertation Universität Göttingen. Cuvillier Verlag, Göttingen: S.146
- FÜLDNER, K. (1996): Die Strukturelle Vierergruppe – ein Stichprobenverfahren zur Erfassung von Strukturparametern in Wäldern. In: Beiträge zur Waldinventur. Cuvillier Verlag, Göttingen, S. 13-30.
- GADOW, K.V.; Hui, G.Y.; ALBERT, M. (1998): Das Winkelmaß – ein Strukturparameter zur Beschreibung der Individualverteilung in Waldbeständen. Forstwissenschaftliches Centralblatt Jg./Vol. 115: S. 1-10
- GATZOGLIANNIS, S.; POIRAZIDIS, K.; SKARTSI, TH. (1995): Spezifisches Managementplan des Waldes von Dadia.
- GLEICHMAR, W. (1997): Indizes zur Charakterisierung der horizontalen Baumverteilung. Forstwissenschaftliches Centralblatt: Jg./Vol.117: S. 69-80
- GLEICHMAR, W. AND GEROLD, D. (1998): Indizes zur Charakterisierung der horizontalen Baumverteilung. Forstwiss. Cent. Bl. 117: 69–80
- GOOVAERTS, P. (1997): Geostatistics for natural resources evaluation. Oxford University Press, New York. 483 S.

- GROßHEIM, CH. (2001): Strukturuntersuchung im regengrünen tropischen Trockenwald am Beispiel des forêt de Kirindy an der Westküste Madagaskars. Magisterarbeit, Univ. Göttingen
- HABER, W. (1982): Naturschutzprobleme als Herausforderung an die Forschung. Natur und Landschaft, 57(1): S. 3-8
- HALLMAN, B. (1979): Guidelines for the conservation of birds of prey in Evros. Iucn/wwf (unpublished study)
- HOFFMANN, B.; KEITEL, W.; KÖLBEL, M.; KÖTHKE, C.; KOSS, H.; UNKRIEG, W.; WEBER, J.; WILLIG, J. (2001): Untersuchungen der Waldstruktur und ihrer Dynamik in Naturwaldreservaten. Methodische Empfehlungen. Erarbeitet im Auftrag des Arbeitskreises Naturwälder in Der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung. IHW-Verlag
- ISAAKS, E. H. AND SRIVASTAVA R. M. (1989): An introduction to applied geostatistics. Oxford University Press, New York. 561 S.
- KENT & COKER (1992): Vegetation description and analysis. London: S. 363
- KITANIDIS, P. K. (1997): Introduction to Geostatistics - applications in hydrogeology. Cambridge University Press, Cambridge, 249 S.
- KIMMINS, J.P. (1987): Forest Ecology. Macmillan Publishing Company, New York. 531 S.
- KÖHL, M.; ZINGG, A. (1996): Eignung von Diversitätsindizes bei Langzeituntersuchungen zur Biodiversität in Waldbeständen. AFZ, 167, 4, S. 76-85
- KRAMER, H. & AKÇA, A. (1995): Leitbindfaden zur Waldmesslehre. Sauerländer's Verlag, Frankfurt
- KREBS, C. J. (1989): Ecological methodology. Harper & Row, Metapopulation dynamics of the bog fritillary: Movements New York. Between habitat patches. Oikos, 92 : 491-500
- KRIGE, D. G. (1951): A statistical approach to some basic mine valuation problems on the Witwatersrand. J. Chem. Metall. Min. Soc. S. Africa, 52 (6), S. 119-139
- LÜBBERS, P. (1997): Diversitätsindizes und Stichprobenverfahren.
- MAGURRAN, A. E. (1988): Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton, 179 S.
- MATHERON, G. (1963): Principles of Geostatistics. Economic Geology, bd. 58, S. 1246-66
- MATHERON, G. (1971): The theory of regionalized variables and their applications. Centre de Geostatistique, Fontainebleau, Paris

MATZARAKIS, A. (2006): Το Κλίμα Του Έβρου - The Climate Of Evros - Das Klima Von Evros.

MEINEKE, J. (1992): Artenvielfalt um jeden preis! In LFU, 1992, Landschaftspflege - quo vadis. Landesanstalt für Umweltschutz, Bad.-Württ., Karlsruhe. 90-95

MEYER, P.; ACKERMANN, J.; BALCAR, P.; BODDENBERG, R.; FÖRSTER, B.; FUCHS, B.;

NAGEL, J.; ALBERT, M.; SCHMIDT, M. (1997-2002): Programm BWINpro, Programm zur Bestandesanalyse und Prognose. Nieders. Forstl. Versuchsanstalt, Abt. Waldwachstum, Göttingen

PANNATIER, Y. (1996): Variowin - Software for spatial data analysis in 2D. Springer Verlag, New York, 91 S.

PIELOU, E. G. (1966): The measurement of diversity in different types of biological collections. Journal of Theoretical Biology, *3, 131-144

PIELOU, E. C. (1977): Mathematical Ecology. John Wiley and Sons, 385 S.

POMMERENING, A. (1997): Eine Analyse neuer Ansätze zur Bestandesinventur in strukturreichen Wäldern. Diss. Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie. Univ. Göttingen. Cuvillier Verl. Göttingen, 187 S.

POMMERENING, A. (1998): Möglichkeiten zur Verknüpfung von Waldinventuren mit positionsabhängigen Wuchsmodellen. DVFF – IUFRO – Die grüne Reihe, 1998

PRETZSCH, H. (1995): Zum Einfluss des Baumverteilungsmusters auf den Bestandeszuwachs. Allg. Forst Jagdztg. 166:190–201

PRENTZSCH, H. (1995): Perspektiven einer modellorientierten Waldwachstumsforschung. Forstwissenschaftliches Centralblatt Jg./Vol.114: S. 188-209

PRENTZSCH, H. (1996): Strukturvielfalt als Ergebnis waldbaulichen Handels. Allg. Forst- und Jagtzeitung: Jg./Vol.167: S. 213-221

PRENTZSCH, H.; KAHN, M. (1996): Wuchsmodelle für die Unterstützung der Wirtschaftsplanung im Forstbetrieb. Anwendungsbeispiel: Variantenstudie Fichtenreinbestand versus Fichten/Buchen- Mischbestand. AFZ 51 (25): S. 1414-1419

PRETZSCH, H. (1997): Analysis and modelling of spatial stand structures, methodological considerations based on mixed beech-larch-stands in lower saxony. Forest Ecology and Management, Vol. 97, P. 237-253

PRETZSCH, H.; KAHN, M. UND DURSKY, J. (1998): Zur Verwendung von Stichprobendaten für die Entwicklungsprognose und Nutzungsplanung im Forstbetrieb. AFZ/ Der Wald, 25, s. 1552-1554

RICHTLINIE 79/409/EWG (1979): über die erhaltung der wildlebenden vogelarten. Amtsblatt nr. L 103 vom 25/04/1979 s. 0001 - 0018

RICHTLINIE 92/43/EWG (1992): zur erhaltung der natürlichen lebensräume sowie der wildlebenden tiere und pflanzen. Amtsblatt nr. L 206 vom 22/07/1992 s. 0007 – 0050

SCHAFMEISTER, M. (1997): Regionalisierung hydro- und umweltgeologischer Kenngrößen. Habilitationsschrift, Freie Universität Berlin, 151 S., unveröffentlicht

SCHRÖDER, W.; VETTER, L.; FRÄNZLE, O. (1994): Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie. Göttingen

SHANNON, C. E. (1948): A mathematical theory of communication (Parts I and II). Bell System Technical Journal, XXVII:379-423

SMALTSCHINSKI, T. (1995): Beschreibung von Baumverteilungen in der Ebene durch Abstandsmessungen. DVFF – IUFRO – Die grüne Reihe, 1993

SMALTSCHINSKI, T. (1998). Charakterisierung von Baumverteilungen. Forstwiss. Cent. Bl. 117:355–361

STOYAN, D. ; STOYAN, H. (1992): Fraktale Formen Punktfelder. Methoden der Geometrie-Statistik. Akademie-Verlag, Berlin: S. 394

UPTON, G.J.G. AND FINGLETON, B. (1985): Spatial data analysis by example, Volume I: point pattern and quantitative data. Wiley, Oxford, United Kingdom. 410 S.

UPTON, G.J.G. AND FINGLETON, B. (1989): Spatial data analysis by example, Volume I: point pattern and quantitative data. Wiley, Oxford, United Kingdom. 416 S.

WACKERNAGEL, H. (1995): Multivariate Geostatistics. Springer, Berlin

WEBER, J. (2000): Geostatistische Analyse der Struktur von Waldbeständen am Beispiel ausgewählter Bannwälder in Baden-Württemberg. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg: Freiburger Forstliche Forschung: Berichte, Heft 20. Freiburg

WHITTAKER, R. H. (1972): Evolution and measurement of species diversity. Taxon, 21, 213-251

WILMANNS, O. (1989): Ökologische Pflanzensoziologie. 4. Aufl. Utb 269, Quelle & Meyer, Heidelberg

ZÖHRER, F. (1980): Forstinventur. Verl. P. Parey, Hamburg u. Berlin

Anhang

Post-Hoc-Tests

Scheffé-Prozedur

Abhängige Variable	(I) Straten	(J) Straten	Mittlere Differenz (I-J)	Standardfehler	Signifikanz	95%-Konfidenzintervall	
						Untergrenze	Obergrenze
R	Stratum1	Stratum2	,12279	,08730	,581	-,1293	,3749
		Stratum3	-,05878	,08514	,924	-,3046	,1871
		Stratum4	-,39544*	,08342	,000	-,6363	-,1546
	Stratum2	Stratum1	-,12279	,08730	,581	-,3749	,1293
		Stratum3	-,18157	,07478	,130	-,3975	,0344
		Stratum4	-,51824*	,07282	,000	-,7285	-,3080
	Stratum3	Stratum1	,05878	,08514	,924	-,1871	,3046
		Stratum2	,18157	,07478	,130	-,0344	,3975
		Stratum4	-,33667*	,07021	,000	-,5394	-,1339
	Stratum4	Stratum1	,39544*	,08342	,000	,1546	,6363
		Stratum2	,51824*	,07282	,000	,3080	,7285
		Stratum3	,33667*	,07021	,000	,1339	,5394
Rkor	Stratum1	Stratum2	,12567	,08606	,550	-,1228	,3742
		Stratum3	-,05786	,08393	,924	-,3002	,1845
		Stratum4	-,37506*	,08223	,001	-,6125	-,1376
	Stratum2	Stratum1	-,12567	,08606	,550	-,3742	,1228
		Stratum3	-,18354	,07371	,116	-,3964	,0293
		Stratum4	-,50073*	,07178	,000	-,7080	-,2935
	Stratum3	Stratum1	,05786	,08393	,924	-,1845	,3002
		Stratum2	,18354	,07371	,116	-,0293	,3964
		Stratum4	-,31719*	,06921	,000	-,5170	-,1174
	Stratum4	Stratum1	,37506*	,08223	,001	,1376	,6125
		Stratum2	,50073*	,07178	,000	,2935	,7080
		Stratum3	,31719*	,06921	,000	,1174	,5170
W	Stratum1	Stratum2	,00529	,02175	,996	-,0575	,0681
		Stratum3	,00478	,02121	,997	-,0565	,0660
		Stratum4	,10978*	,02078	,000	,0498	,1698

	Stratum2	Stratum1	-,00529	,02175	,996	-,0681	,0575
		Stratum3	-,00051	,01863	1,000	-,0543	,0533
		Stratum4	,10448*	,01814	,000	,0521	,1569
	Stratum3	Stratum1	-,00478	,02121	,997	-,0660	,0565
		Stratum2	,00051	,01863	1,000	-,0533	,0543
		Stratum4	,10499*	,01749	,000	,0545	,1555
	Stratum4	Stratum1	-,10978*	,02078	,000	-,1698	-,0498
		Stratum2	-,10448*	,01814	,000	-,1569	-,0521
		Stratum3	-,10499*	,01749	,000	-,1555	-,0545
DD	Stratum1	Stratum2	-,00116	,00628	,998	-,0193	,0170
		Stratum3	-,00288	,00613	,974	-,0206	,0148
		Stratum4	,00039	,00600	1,000	-,0169	,0177
	Stratum2	Stratum1	,00116	,00628	,998	-,0170	,0193
		Stratum3	-,00172	,00538	,991	-,0173	,0138
		Stratum4	,00155	,00524	,993	-,0136	,0167
	Stratum3	Stratum1	,00288	,00613	,974	-,0148	,0206
		Stratum2	,00172	,00538	,991	-,0138	,0173
		Stratum4	,00327	,00505	,936	-,0113	,0179
	Stratum4	Stratum1	-,00039	,00600	1,000	-,0177	,0169
		Stratum2	-,00155	,00524	,993	-,0167	,0136
		Stratum3	-,00327	,00505	,936	-,0179	,0113
T	Stratum1	Stratum2	-,03784	,02236	,421	-,1024	,0267
		Stratum3	-,09867*	,02180	,001	-,1616	-,0357
		Stratum4	-,07881*	,02136	,007	-,1405	-,0171
	Stratum2	Stratum1	,03784	,02236	,421	-,0267	,1024
		Stratum3	-,06083*	,01915	,025	-,1161	-,0055
		Stratum4	-,04097	,01865	,198	-,0948	,0129
	Stratum3	Stratum1	,09867*	,02180	,001	,0357	,1616
		Stratum2	,06083*	,01915	,025	,0055	,1161
		Stratum4	,01986	,01798	,749	-,0321	,0718
	Stratum4	Stratum1	,07881*	,02136	,007	,0171	,1405
		Stratum2	,04097	,01865	,198	-,0129	,0948
		Stratum3	-,01986	,01798	,749	-,0718	,0321

A	Stratum1	Stratum2	-,27796	,12662	,199	-,6436	,0877
		Stratum3	-,12108	,12349	,811	-,4776	,2355
		Stratum4	,00156	,12099	1,000	-,3478	,3509
	Stratum2	Stratum1	,27796	,12662	,199	-,0877	,6436
		Stratum3	,15688	,10846	,558	-,1563	,4701
		Stratum4	,27952	,10561	,084	-,0254	,5845
	Stratum3	Stratum1	,12108	,12349	,811	-,2355	,4776
		Stratum2	-,15688	,10846	,558	-,4701	,1563
		Stratum4	,12263	,10183	,695	-,1714	,4167
	Stratum4	Stratum1	-,00156	,12099	1,000	-,3509	,3478
		Stratum2	-,27952	,10561	,084	-,5845	,0254
		Stratum3	-,12263	,10183	,695	-,4167	,1714

*. Die Differenz der Mittelwerte ist auf dem Niveau 0.05 signifikant.