

Universität Leipzig

Fakultät für Biowissenschaften,
Pharmazie und Psychologie

Projektarbeit

„Die Hartholzgesellschaft im Plot des Leipziger Auwaldkrans“

Analyse der Bestandsstruktur auf Gemeinschafts- und
Artebene

vorgelegt von
Carolin Seele
geb. am 05.02.1981 in Wolfen
Student im Diplomstudiengang Biologie

Leipzig, Februar 2004

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung

1.1. Aufgabenstellung

2. Untersuchungsgebiet

2.1. Lage

2.2. Klima

2.3. Boden

2.4. Vegetation

2.5. der Kranplot

3. Methodik

3.1. aufgenommene Daten und daraus ermittelte Werte

3.2. Auswertung

4. Ergebnisse

4.1. Artenliste

4.2. Strukturdaten auf Bestandsebene

4.2.1. Abundanz, Dominanz, Frequenz und ökologischer Bedeutungswert aller im Kranplot vorkommenden Arten

4.2.2. BHD- und Höhenklassenverteilung aller Individuen des Bestandes

4.2.3. Diversität und Strukturierung des Bestandes

4.3. Strukturdaten der Populationen sieben ökologisch bedeutender Arten des Untersuchungsgebietes

4.3.1. BHD- und Höhenklassenverteilung, BHD-Höhen-Kurven

4.3.2. horizontale Individuenverteilung

5. Diskussion

5.1. Struktur des gesamten Bestandes

5.2. Struktur ausgewählter Populationen des Bestandes

5.3. nutzungsgeschichtliche Aspekte und ihre Auswirkungen auf den Bestand

6. Zusammenfassung

7. Literatur

8. Anhang

Rohtabelle

Das Nummerierungssystem der Bäume im Plot

Karten der exakten Position der Individuen im Plot

1. Einleitung

Auenwälder sind die arten- und strukturreichsten Ausbildungen mitteleuropäischer Waldökosysteme (SEIBERT 1987). Das Projekt „Leipziger Auwaldkran“ geht der Fragestellung nach den Funktionsmechanismen dieses Waldökosystems nach. Dabei ist die Erfassung der Artenvielfalt und Strukturdiversität eine wichtige Teilaufgabe, um Basisgrößen für fortführende Untersuchungen zu schaffen.

Die Bestandsstruktur beeinflusst stark die Bestandsstabilität und ist Ausdruck und Ergebnis ökologischer Diversität (ALTENKIRCH, 1977)

Gerade die möglichst quantitative Erfassung und Darstellung der Diversität ist die Grundlage für Bewertung und Vergleiche verschiedener Ökosysteme (LÜBBERS).

Leider fehlen für die Erfassung dieser ökologischen Grundlagen bisher noch adäquate Konzepte und Instrumentarien (LÜBBERS).

Mit dem Plot im Hartholz der Leipziger Elster-Luppe-Aue ist die Möglichkeit gegeben, eine dauerhaft markierte Fläche in diesem Bestand genau zu vermessen und die Veränderungen im Laufe der Zeit zu dokumentieren.

1.1. Aufgabenstellung

Ziel dieser Arbeit ist die Inventarisierung und Vermessung aller Baumindividuen innerhalb des Kranplots, die einen Brusthöhendurchmesser (BHD) ≥ 5 cm aufweisen. Mit Hilfe der aufgenommenen Werte soll es möglich werden, die Diversität des Bestandes bezüglich seiner vertikalen und horizontalen Struktur und der vorkommenden Gehölzarten zu beschreiben.

2. Untersuchungsgebiet

2.1. Lage

Der Leipziger Auwald liegt im unmittelbaren Einflussgebiet der Stadt Leipzig. Mit einer Größe von 5900 ha teilt er die Stadt in zwei getrennte Bereiche und hebt sich durch eine Breite von 2 bis 4 km und einer Einsenkung von etwa 10 m deutlich von seiner Umgebung ab (MÜLLER 1995).

Das Untersuchungsgebiet ist Teil des Landschaftsschutzgebietes „Leipziger Auwald“ und gehört darin zum Naturschutzgebiet „Burgau“, welches sich im Nordwesten von Leipzig erstreckt.

Der Untersuchungsplot liegt am westlichen Ufer der Luppe (N 51° 20' 16'', E 12° 22' 26''), in einem Waldbereich, der noch relativ stark für Erholungszwecke genutzt wird.

2.2. Klima

Der Leipziger Auwald liegt in einem Bereich des Überganges vom maritimen zum stärker kontinental beeinflussten Gebiet. Die Niederschlagsverhältnisse werden durch die Lage des Gebietes im Regenschatten des Harzes beeinflusst. Der mittlere Jahresniederschlag im Zeitraum von 1901 bis 1950, gemessen von der Wetterstation Schkeuditz, beträgt 516 mm. Dem entsprechend wurde der westliche Teil des Leipziger Auwaldes der forstlichen Klimastufe UTT (Untere Berglagen und Hügelland mit sehr trockenem Klima) zugeordnet. Die gemessene durchschnittliche Jahrestemperatur im Zeitraum von 1901 bis 1950, gemessen von der Wetterstation Leipzig, beträgt 9,3°C.

Da Städte meist ein zur Umgebung relativ wärmeres Lokalklima zeigen, vermute ich, dass die Temperaturwerte im Wald jeweils etwas niedriger sind.

2.3. Boden

Im Gebiet der Flussauen von Elster, Pleiße und Luppe findet man holozäne Auenlehmböden. Der am häufigsten anzutreffende Bodentyp ist der „Bitterfelder Auenlehm-Halbgley“. Unter der Auenlehmschicht liegen größtenteils diluviale und alluviale Schotter, Kiese und Sande. Für die Entstehung einer Hartholzaue war die Bildung einer Auenlehmschicht die wichtigste Voraussetzung. Das Oberflächenniveau wurde dadurch erhöht, was weniger, kürzere Überschwemmungen des Gebietes zur Folge hatte. Des Weiteren sind Böden aus Auenlehm sehr nährstoffreich mit einem hohen pH-Wert (6-7).

2.4. Vegetation

Das Gebiet der Elster-Pleiße-Luppe-Aue zeigt noch großflächig zusammenhängende Hartholzwaldgesellschaften. Standorte mit etablierten Weichholzgesellschaften sind nicht mehr zu finden.

Im Hartholz der Leipziger Auen dominieren *Fraxinus excelsior*, *Tilia cordata*, *Acer pseudoplatanus* und *Quercus robur* den oberen und *Acer platanoides* sowie *Carpinus betulus* den unteren Kronenbereich.

Gemeinsam mit dem Jungwuchs dieser Baumarten prägen *Cornus sanguinea*, *Euonymus europaea*, *Sambucus nigra* und *Crataegus laevigata* die Strauchschicht.

Bis in die 60er Jahre des 20. Jahrhunderts zählte die *Ulmus minor* noch zu den häufigen Baumarten. Doch durch das einsetzende Ulmensterben verschwand sie fast vollständig aus der Baumschicht. Heute ist *Ulmus minor* noch in der Kraut- und Strauchschicht reichlich zu finden, wo ihre Ausbreitung durch Wurzelbrut erfolgt (GLÄSER 2001).

Die Waldgesellschaft wird nach den dominierenden Bäumen der oberen Baumschicht entweder als *Quercu-Ulmetum minoris* oder *Fraxino-Ulmetum* bezeichnet. Neben diesen finden sich kleinräumig auf besonders nassen Standorten auch das *Pado-Fraxinetum* sowie an sehr trockenen Standorten das *Galio-Carpinetum*.

Die Krautschicht wird je nach kleinräumig variablen Standortbedingungen im Frühjahrsaspekt von verschiedenen Geophyten dominiert. Dies sind zum Beispiel *Allium ursinum*, *Leucojum vernum*, *Gagea lutea*, *Corydalis cava*, *Ranunculus ficaria*, *Anemone nemerosa*, *Arum maculatum* und *Pulmonaria officinalis* (kein Geophyt). Im Sommeraspekt wird die Deckung des Waldbodens licht und andere Arten prägend, so *Galium aparine*, *Stachys silvatica*, *Milium effusum*, *Aegopodium podagaria*, *Urtica dioica* und *Circaea lutetiana*.

Der Hartholzbestand in der Leipziger Aue unterliegt seit der Besiedlung dieser Gegend der menschlichen Beeinflussung. Zwar konnte sich der Wald im Bereich des Kranplots seit etwas über 100 Jahren ohne direkten forstlichen Eingriff entwickeln und befindet sich heute in einem naturnahen Zustand, dennoch ist die Bestandsstruktur beeinflusst von der vergangenen Nutzung.

2.5. der Kranplot

Der Turmdrehkran (Typ Liebherr 71 EC) ist 40 m hoch mit einem 45 m langen Ausleger, welcher frei drehbar ist. Der gesamte Kran ist auf einer Schienentrasse von 120 m Länge beweglich. Dies ermöglicht, dass vom Kranausleger eine Fläche von 1,65 ha (Kranplot) überstrichen wird. Über diesen Plot wurde ein rechteckiges Raster der Kantenlänge (L x B) 90 m x 210 m gelegt, worin eine Unterteilung in 189 10 x 10 m-Subplots vorgenommen wurde.

Die Krantrasse teilt den Untersuchungsplot in zwei Hälften, die sich etwas unterscheiden. Die östliche Plothälfte, zeigt zum Luppe-Ufer und wird von einem ehemals benutzten Reitweg und zwei kleinen Gräben durchzogen, d.h. diese Störungen im Boden und die Nähe zum Waldrand können hier zusätzlich eine strukturierende Rolle spielen. Die westliche Hälfte repräsentiert besser die Bedingungen, welche im Inneren der Hartholzauenbestände im Untersuchungsgebiet herrschen.

3. Methodik

3.1. aufgenommene Daten und daraus ermittelte Werte

Auf einer 1,81 ha großen Fläche, einschließlich des Kranplots (1,65 ha), wurden alle Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser (BHD) ≥ 5 cm erfasst und nummeriert. Sträucher waren von der Erfassung ausgeschlossen. Die Zuordnung der Arten zu Bäumen oder Sträuchern basiert auf Angaben von ELLENBERG. Von allen lebenden Individuen wurde die exakte Stammposition innerhalb eines dauerhaft markierten Bodenrasters mittels Laser-Distanzmessgerät (LEICA Disto) ermittelt und die Artzugehörigkeit bestimmt. Die Aufnahmen erfolgten größtenteils im Herbst und Winter anhand von Rinden- und Knospenmerkmalen. Durch das teilweise Fehlen von Blatt-, Blüten- bzw. Fruchtmerkmalen bei der Gattung *Ulmus spp.* und die Variation der Rindenmerkmale von Jungbäumen der Gattung *Acer spp.*, ist es wahrscheinlich, dass bei einigen Individuen eine Fehlbestimmung stattgefunden hat. Individuen, deren Artzugehörigkeit unsicher ist, sind in der Rohtabelle durch *cf.* gekennzeichnet.

Der Brusthöhendurchmesser, die totale Höhe und teilweise die Höhe bis zum unteren Ast des Kronenansatzes wurden vermessen.

Der Brusthöhendurchmesser wurde mittels Maßband oder forstlicher Meßkluppe bestimmt, wobei nicht berücksichtigt wurde, dass Stämme nicht immer exakt rund sind. Condit (1998) empfiehlt in diesem Fall, die Messungen entweder konsequent mittels Bandmaß durchzuführen oder beim Gebrauch der Forstkluppe immer dickste und dünnste Stelle separat zu vermessen und daraus den Mittelwert zu bilden.

Für Individuen, die aus mehreren Stämmen bestehen, wurde von jedem Einzelstamm die Bestimmung von BHD und Stammgrundfläche A separat vorgenommen und nachträglich der Wert für das ganze Individuum entsprechend (1) (CONDIT, 1998) errechnet. In der Rohtabelle (siehe Anhang) sind in der Spalte „Anmerkungen“ diese mehrstämmigen Individuen durch [m BHD 1; BHD 2; ..;BHD n] gekennzeichnet.

$$(1) \quad d = \sqrt{4 (A_1 + A_2 + \dots + A_n)} / \pi$$

Die Bestimmung der totalen Höhe erfolgte zu zweit mit Hilfe des Kranes. Die Brüstung der kleinen Krangondel wurde auf Höhe der Kronenspitze jedes Individuums herabgelassen. Mittels eines 50 m Stahlmaßbandes, das durch Gewichte beschwert war, wurde dann, d.h.

bezüglich jedes Individuums, die Höhe der Gondelbrüstung über dem Erdboden bestimmt. Dabei wurde besonders darauf geachtet, dass das Anpeilen der Kronenspitzen aus möglichst geringer Entfernung zum jeweiligen Baum stattfinden konnte, damit die Gondelbrüstung möglichst genau auf die Höhe des oberen Endes der Krone gebracht werden konnte. Das Stahlmaßband sollte möglichst im Lot zum Erdboden stehen, und gespannt sein. Da Baumkronen aber keinen exakt höchsten Punkt besitzen und die Methode der Anpeilung und Messung Ungenauigkeiten bewirkt, erfolgte eine Rundung der gemessenen Höhenwerte auf „ganze Meter“.

Zusätzlich wurde die Anzahl von stehenden Totholz-Stämmen mit einem BHD ≥ 5 cm und der von ihnen insgesamt bestandenen Stammgrundfläche erfasst, da diese Daten von großem Interesse für Arbeitsgruppen sind, die sich mit holzabbauenden Pilzen und anderen Destruenten beschäftigen.

Auf Grund dieser erhobenen Daten erfolgte die Analyse der Bestandsstruktur auf Gemeinschafts- und Artebene.

Für jede gefundene Art wurden absolute und relative Werte für Abundanz, Dominanz und Frequenz ermittelt.

Frequenzbestimmungen sind von der Größe der Subplots abhängig; B.M. Boom (1986) folgend, sind 10 x 10 m Subplots dafür nicht geeignet, da sie die Variation in Frequenz und Dichte nicht ausreichend zeigen. Da es keine einheitlichen Regeln für ein geeignetes Flächenmass bei der Bestimmung von Frequenzen gibt, habe ich zwei Berechnungen bezüglich Raster unterschiedlicher Subplotgröße durchgeführt. Die erste Rechnung bezieht sich auf das 10 x 10m-Bodenraster und zum anderen habe ich jeweils 9 Subplots dieses Rasters zu insgesamt 21 quadratischen sample units mit einer Kantenlänge von 30 m zusammengefasst und die Frequenz der Arten bezüglich dieses neuen Rasters berechnet. Die Ergebnisse beider Berechnungen werden graphisch verglichen.

Nach Curtis & McIntosh (1951) wurde der ökologische Bedeutungswert (importance value) *IVI* (2) jeder Art berechnet.

(2) Bedeutungswert jeder Art = rel. Abund. + rel. Dom. + rel. Frequenz

Er ermittelt sich als Summe der Relativwerte von Abundanz, Dominanz und Frequenz und bezieht sich somit auf einen Maximalwert von 300.

Damit erfolgt eine Bestimmung der ökologischen Bedeutung jeder Art gewichtet nach der Anzahl und Verteilung ihrer Individuen und der von ihnen bestandenen Fläche. Der *IVI* wurde jeweils mit beiden Frequenzwerten für jede Art berechnet.

Zur Beschreibung der Diversität des Bestandes wurden der Shannon-Index H_S (MAGURRAN, 1988) (3) und Fishers α (FISHER *et al.*, 1943) (5) berechnet.

Der Shannon-Index charakterisiert die Diversität einer Aufnahme hinsichtlich ihrer Artenzahl, wobei p_i die relative Abundanz der i -ten Art des Bestandes ist. Um zusätzlich eine Aussage über die Individuenverteilung (Dominanzstruktur) zu treffen, wird die Evenness E (Pielou, 1966) (4) berechnet, wobei S die Anzahl der im Plot vorkommenden Arten ist. Je stärker sich E 1 annähert, desto homogener ist die Häufigkeitsverteilung der gefundenen Arten, herrschen eine oder mehrere Arten vor, nähert sich E dem Wert 0 an.

$$(3) \quad H_S = -\sum p_i \ln p_i$$

$$(4) \quad E = H_S / \ln S$$

Mit dem Maß Fishers α charakterisiert man die Diversität einer Aufnahme hinsichtlich der Abundanzstruktur ihrer Arten. Der Berechnung liegt ein logarithmisches Verteilungsmuster zu Grunde, d.h. wenige Arten dominieren, viele Arten kommen mit mittleren und geringen Abundanzen vor.

$$(5) \quad \alpha = N(1-x) / x$$

N ist die Individuenzahl und x muss aus der Beziehung $S/N = (1-x)/x [-\ln(1-x)]$ durch probieren ermittelt werden.

Mit Hilfe des Waldwachstumsprogrammes BWin Pro 6.0 (Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt Göttingen, 2003) wurden folgende Strukturindizes berechnet.

Bei dem Durchmischungsindex M (FÜLDNER, 1995) handelt es sich um einen Strukturparameter, der die kleinräumige Baumverteilung charakterisiert, in dem er die Artzugehörigkeit jedes Baum in Beziehung zu der seiner drei nächsten Nachbarn stellt. M nimmt Werte zwischen null, wenn es sich um eine artreine Baumgruppe handelt, und eins, wenn alle drei Nachbarn artverschieden vom Bezugsbaum sind, an. M wurde sowohl für die

gesamte Individuengemeinschaft des Kranplots, als auch getrennt für jeweils alle Individuen der sieben ökologisch bedeutenden Arten berechnet.

Der Segregationsindex S (PIELOU, 1977) beschreibt die räumliche Artendurchmischung anhand des Verhältnisses von erwarteten und tatsächlich beobachteten Paaren von Bäumen unterschiedlicher Artzugehörigkeit im Bestand. Der Index kann Werte zwischen -1 und 1 annehmen, wobei Werte größer null auf räumliche Trennung der jeweiligen Baumart von allen übrigen Individuen des Bestandes hindeuten. Bei Durchmischung der Arten sind Indexwerte kleiner als null und nähern sich dieser an, je zufälliger die Individuenverteilung der jeweiligen Art ist.

Der Aggregationsindex nach Clark & Evans (1954) charakterisiert die räumliche Verteilung der Bäume, indem der mittlere berechnete Abstand zwischen einem Baum zu seinem nächsten Nachbarn mit dem mittleren zu erwartenden Abstand bei Zufallsverteilung ins Verhältnis gesetzt wird. Bei Werten kleiner eins gibt es eine Tendenz zur geklumpten Verteilung der Individuen, wogegen Werte um eins eine zufällige und größer als eins eine regelmäßige Verteilung bedeuten. Es sind Werte zwischen 0 und 2,1491 möglich. Das Programm führt für diesen Index eine Randkorrektur nach DONNELLY, K.P. (1978) durch.

Das Winkelmaß W (GADOW et al., 1998) ist ein Kennwert für die Regelmäßigkeit der Verteilung von vier Nachbarn um einen Bezugsbaum. Dafür werden die Winkel zwischen den Bäumen der jeweiligen Gruppen gemessen und verglichen mit den jeweiligen Winkelverhältnissen bei theoretisch angenommener regelmäßiger ($W < 0,5$), zufälliger ($0,5 < W < 0,6$) oder geklumpfter ($W > 0,6$) Individuenverteilung.

Alle oben genannten Indizes beschreiben die horizontale Struktur des Bestandes. Im Gegensatz dazu wird die vertikale Mischungsstruktur mit Hilfe des Artprofilindex A (PRETZSCH, 1996) quantifiziert. Dieser Index berücksichtigt Artenzahl und -mächtigkeit in drei verschiedenen Bestandeshöhenbereichen, indem dafür der Shannon-Index (MAGURRAN, 1988) berechnet wird. In einschichtigen Reinbeständen ist der Wert für A am niedrigsten und erreicht seine höchsten Werte in stark strukturierten Mischbeständen.

Weiterhin wurde zur optischen Ermittlung einer vertikalen Höhenstratifizierung eine Graphik erstellt, in der die Bäume absteigend nach ihrer Höhe angeordnet wurden. Bei einer vorhandenen Stratifizierung sollten optisch Diskontinuitäten in dieser theoretischen Höhenlinie erkennbar sein.

Für alle im Kranplot stehenden Baumindividuen wurde ein Diagramm zur BHD-Klassenverteilung erstellt, wobei die Klassenbreite 5 cm BHD beträgt.

Bei der Höhenklassenverteilung wurden nur solche Individuen berücksichtigt, die nicht im oberen Kronenbereich abgebrochen waren, Beschädigungen oder Absterbeerscheinungen zeigten. Die Klassenbreite beträgt 5 m.

Die nach ihrem *IVI* ökologisch bedeutendsten Arten des Bestandes wurden genauer untersucht. Von jeweils allen (bzw. nur nicht abgebrochenen, abgestorbenen oder im Kronenraum beschädigten) Individuen dieser Arten wurden BHD- und Höhenklassenverteilungsdiagramme erstellt.

Des Weiteren sind von diesen Arten Graphiken zur Darstellung der Abhängigkeit von BHD und Höhe der Individuen erstellt worden.

Zur Charakterisierung der horizontalen Verteilung der Individuen der einzelnen Arten wurden der Durchmischungsindex *M* und der Segregationsindex *S* berechnet.

3.2. Auswertung

Für die graphische Darstellung der Ergebnisse sowie das Hinzufügen von Trendlinien und deren Regressionskoeffizienten wurde Excel 2000 verwendet.

4. Ergebnisse

4.1. Artenliste

Familie	Art
Aceraceae	<i>Acer campestre</i> <i>Acer platanoides</i> <i>Acer pseudoplatanus</i>
Corylaceae	<i>Carpinus betulus</i>
Fabaceae	<i>Robinia pseudoacacia</i> *
Fagaceae	<i>Quercus robur</i> <i>Quercus rubra</i> *
Hippocastanaceae	<i>Aesculus hippocastanum</i> *
Oleaceae	<i>Fraxinus excelsior</i> <i>Fraxinus pennsylvanica</i> *
Rosaceae	<i>Cerasus avium</i> <i>Crataegus sp.</i> <i>Sorbus aucuparia</i> **
Salicaceae	<i>Populus x canadensis</i> *
Tiliaceae	<i>Tilia cordata</i>
Ulmaceae	<i>Ulmus cf. minor</i> <i>Ulmus glabra</i>

Tab.1: Liste Baumarten Im Untersuchungsgebiet vorkommende Baumarten

*Neophyten

** *Sorbus aucuparia* ist nur mit einem Individuum mit einem BHD < 5cm vertreten

Familie	Art
Caprifoliaceae	<i>Sambucus nigra</i>
Celastraceae	<i>Euonymus europaea</i>
Cornaceae	<i>Cornus sanguinea</i>
Corylaceae	<i>Corylus avellana</i>

Tab.2: Im Untersuchungsgebiet vorkommende Straucharten

Die Artenliste zeigt das Vorkommen sowohl typischer Vertreter eines Hartholzauenwaldes, als auch von Neophyten (*).

4.2. Strukturdaten auf Bestandsebene

4.2.1. Abundanz, Dominanz, Frequenz und ökologischer Bedeutungswert aller im Kranplot vorkommenden Arten

In der gesamten Untersuchungsfläche (1,81 ha) findet man 906 lebende Bäume (BHD \geq 5 cm) aus 16 Arten, die insgesamt eine Stammgrundfläche von 63,1 m² einnehmen. Dies entspricht

einer Bestandsdichte von 500 Individuen/ha, einer Basalfläche von 34,9 m²/ha und einer Baumartendiversität von 14 Arten/ha.

Im gesamten Kranplot stehen 23 tote Bäume mit einer gesamten Stammgrundfläche von 0,7 m². Dies entspricht 13 Totholzstämmen/ha mit einer Fläche von 0,4 m²/ha. Damit ergibt sich ein Anteil an stehendem Totholz von 0,03 % der Individuen und 0,01 % der Fläche des Untersuchungsgebietes.

Tab.3: Für den gesamten Kranplot und jede darin vorkommende Baumart (BHD ≥ 5 cm) sind die Absolutwerte für Abundanz, Dominanz, Frequenz (bezüglich 30 x 30m-Subplotraster) und IVI angegeben. Geordnet sind die Arten absteigend nach ihrer Individuenanzahl.

Für stehendes Totholz (BHD ≥ 5 cm) sind absolute Werte für Abundanz und Dominanz angegeben.

Art	Individuen-Anzahl	BA [m ²]	Frequenz	IVI
<i>Tilia cordata</i>	227	10,535	21	56,65
<i>Acer pseudoplatanus</i>	224	13,839	21	61,56
<i>Acer platanoides</i>	153	2,497	21	35,74
<i>Fraxinus excelsior</i>	110	23,535	20	63,63
<i>Ulmus cf. minor</i>	80	0,831	13	19,37
<i>Carpinus betulus</i>	67	2,607	16	22,87
<i>Quercus robur</i>	15	6,560	6	16,31
<i>Fraxinus cf. pennsylvanica</i>	6	0,478	4	4,26
<i>Quercus rubra</i>	4	1,013	3	4,17
<i>Acer campestre</i>	4	0,350	4	3,83
<i>Cerasus avium</i>	4	0,328	3	3,09
<i>Aesculus hippocastanum</i>	4	0,028	2	1,90
<i>Robinia pseudoacacia</i>	3	0,248	2	2,14
<i>Ulmus cf. glabra</i>	2	0,011	2	1,66
<i>Populus x canadensis</i>	2	0,209	2	1,97
<i>Crataegus sp.</i>	1	0,013	1	0,84
gesamter Kranplot	16 906	63,083	141	300,00
Totholz	23	0,7123	.	.

Die typischen Arten für einen Hartholzauenwald sind sowohl bezüglich ihrer Individuenzahl und der von ihnen bestanden Fläche die dominantesten. Neophytische Arten oder solche, die nur begleitend in der Hartholzaue zu finden sind, kommen jeweils mit wenigen Individuen und geringer Dominanz vor.

Die abundanteste Art im Kranplot ist *Tilia cordata* mit 227 Individuen, gefolgt von *Acer pseudoplatanus* (224) und *Acer platanoides* (153). Die größte Dominanz erreicht *Fraxinus excelsior* mit 23,5 m².

Nach Johnson & Gillmann (1995) kann man eine abundanzbegründete Einteilung der Dominanzstruktur des Bestandes vornehmen, wonach *Tilia cordata* (25,06 %) und *Acer pseudoplatanus* (4,72 %) dominante und *Acer platanoides* (16,89 %) sowie *Fraxinus excelsior* (12,14 %) co-dominante Arten sind.

Die typischen Arten von Hartholzauenbeständen *Tilia cordata*, *Acer pseudoplatanus*, *Acer platanoides*, *Ulmus minor*, *Carpinus betulus* und *Quercus robur* erreichen ökologische Bedeutungswerte größer als 10 und heben sich damit als ökologisch bedeutend vom Rest der vorkommenden Arten mit sehr niedrigen Bedeutungswerten ab.

Die beiden Graphiken (Abb.1) zeigen absteigend geordnet den importance value dieser sieben Arten und ihre relativen Werte von Abundanz, Dominanz und Frequenz. An der gemeinsamen Darstellung aller Parameter kann man sehr gut erkennen, in welcher Art und Weise sich der ökologische Bedeutungswert aus den Einzelgrößen ergibt. Die beiden Graphiken zeigen vergleichend die Ergebnisse der Frequenzbestimmungen bezüglich der beiden unterschiedlichen Subplotraster und deren Auswirkung auf den ökologischen Bedeutungswert.

In der oberen Graphik in Abbildung 1 sind die Ergebnisse der Frequenzbestimmung bezüglich des 10 x 10 m-Subplotrasters dargestellt und in der unteren Graphik bezüglich des 30 x 30 m-Rasters.

In beiden Graphiken sind *Acer pseudoplatanus*, *Tilia cordata* und *Fraxinus excelsior* die ökologisch bedeutendsten Arten des Untersuchungsgebietes. Die beiden erstgenannten Arten erreichen ihren hohen Bedeutungswert dank ihres Individuenreichtums. Im Fall der Esche ist der hohe Bedeutungswert vor allem ihrer Basalfläche geschuldet. Mit abnehmenden Bedeutungswerten folgen *Acer platanoides*, *Carpinus betulus*, *Ulmus cf. minor* und *Quercus robur*.

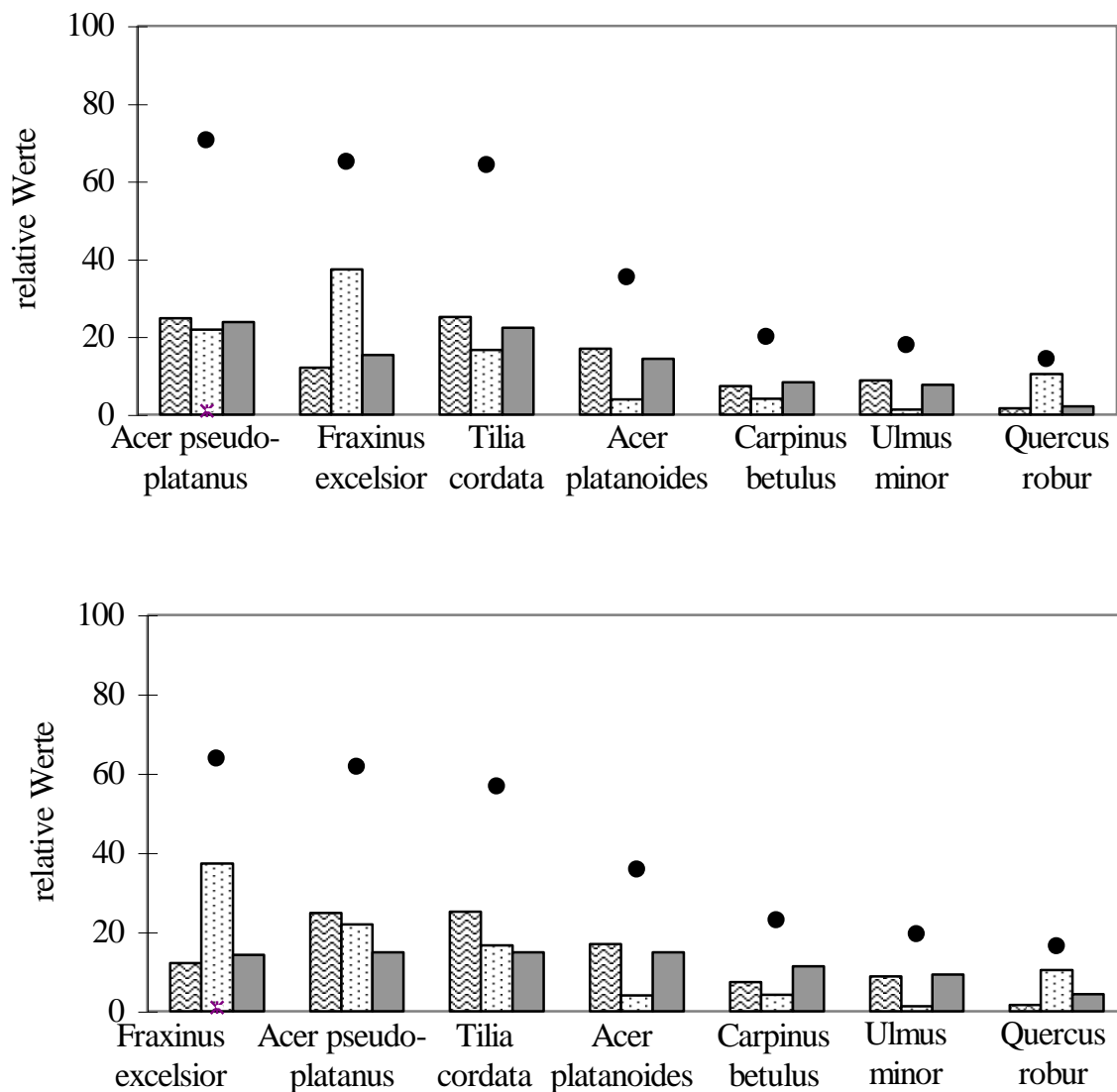


Abb. 1: Bedeutendste Baumarten des Untersuchungsgebietes geordnet entsprechend ihres ökologischen Bedeutungswertes (Curtis & McIntosh 1951). Bedeutungswert, relative Abundanz, relative Dominanz, relative Frequenz der 7 ökologisch bedeutendsten Baumarten im Plot

(▨ - relative Abundanz, ▤ - relative Dominanz, ■ - relative Frequenz, ● - ökologischer Bedeutungswert)

Die obere Graphik zeigt die Frequenz bezüglich des 10 x 10 m-Subplotraster; die untere Graphik die Frequenz bezüglich des 30 x 30 m- Subplotraster.

Die Frequenzbestimmung bezüglich des 30 x 30 m-Subplotraster zeigt die Differenzierung zwischen Dichte und Verteilung der Individuen besser als die Frequenz des kleinflächigen Rasters. Im oberen Diagramm sind die Relativwerte für Abundanz und Frequenz bei allen Arten fast gleich groß. Im unteren Diagramm dagegen sieht man, dass besonders bei den sehr individuenreichen Arten (*Tilia cordata*, *Acer pseudoplatanus*) die relativen Frequenzwerte kleiner als im oberen Diagramm sind und sich somit stärker von den Abundanzwerten

unterscheiden. Bestimmt man mit diesen unterschiedlichen Frequenzwerten den importance value der Arten, so ändern sich die einzelnen Zahlenwerte zwar nur minimal, führen aber zu einer Änderung der Reihenfolge der Arten nach ihrem Bedeutungswert. Im oberen Diagramm ist *Acer pseudoplatanus* die ökologisch bedeutendste Art, gefolgt von *Fraxinus excelsior*. Der Bergahorn erreicht angesichts seiner hohen Individuenzahl nur geringe Dominanzwerte, da diese Population vorrangig aus relativ jungen, dünnen Individuen besteht. Im oberen Diagramm wird er somit dank seiner hohen Abundanz und damit verbundenen hohen Frequenz zur bedeutendsten Art erhoben. *Fraxinus excelsior* dagegen kommt mit sehr großer Mächtigkeit bei geringerer Individuenzahl und damit verbundener geringerer Frequenz vor. Da *Acer pseudoplatanus* bezüglich des großflächigen Subplotrasters einen kleineren Frequenzwert erhält, wird im unteren Diagramm auch sein Bedeutungswert kleiner. Da der importance value beider Arten fast gleichgroß ist, bewirkt schon diese geringfügige Abnahme des Bedeutungswertes von *Acer pseudoplatanus*, dass *Fraxinus excelsior* im unteren Diagramm die ökologisch bedeutendste Baumart wird. Die Reihenfolge der folgenden Arten ändert sich nicht.

4.2.2. BHD- und Höhenklassenverteilung aller Individuen des Bestandes

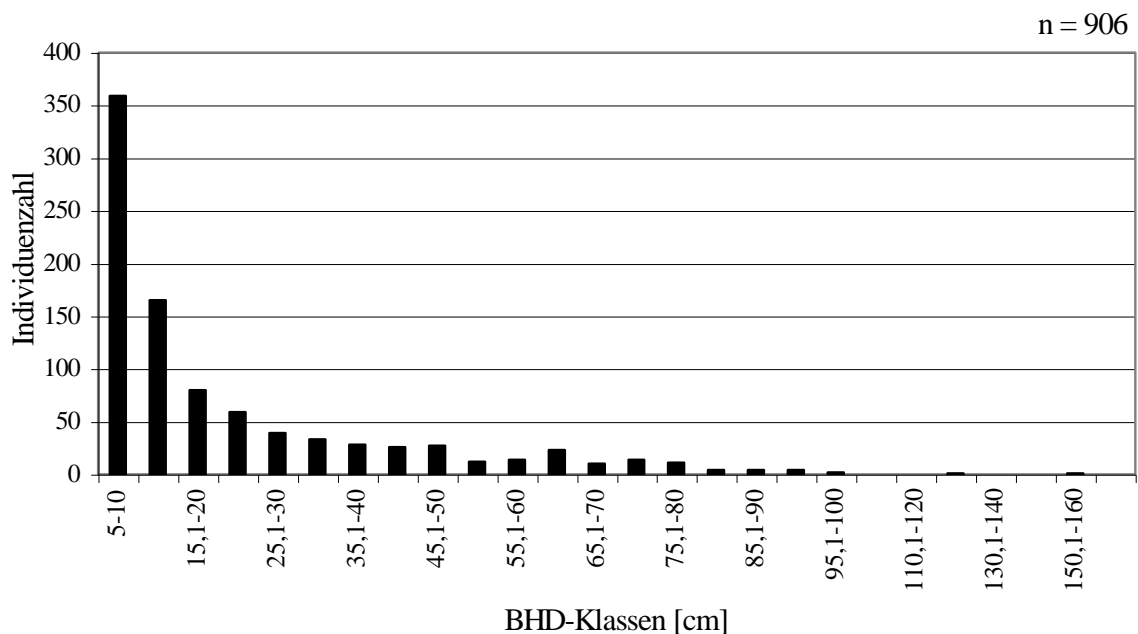


Abb.2: BHD-Klassenverteilung von 906 lebenden Baumindividuen (BHD \geq 5 cm) innerhalb des Kranplotes

Der BDH-Klassenverteilung (Abb.2) liegen alle 906 lebenden Baumindividuen ($BHD \geq 5$ cm) des Kranplots zu Grunde. Die meisten Individuen (352) sind in der kleinsten BHD-Klasse (5-10 cm) enthalten, mit steigendem Durchmesser nimmt die Individuenzahl exponentiell ab. Dieser negativ exponentielle Kurvenverlauf ist für einen sich selbstständig verjüngenden Wald zu erwarten ist.

Der Höhenklassenverteilung (Abb.3) liegen 862 Bäume zu Grunde, diese gegenüber der BHD-Klassenverteilung verminderte Individuenzahl begründet sich damit, dass zur Auswertung nur unbeschädigte Individuen ohne Absterbeerscheinungen berücksichtigt wurden.

Die kleinste Klasse (≤ 5 m) enthält die wenigsten (36) Individuen.

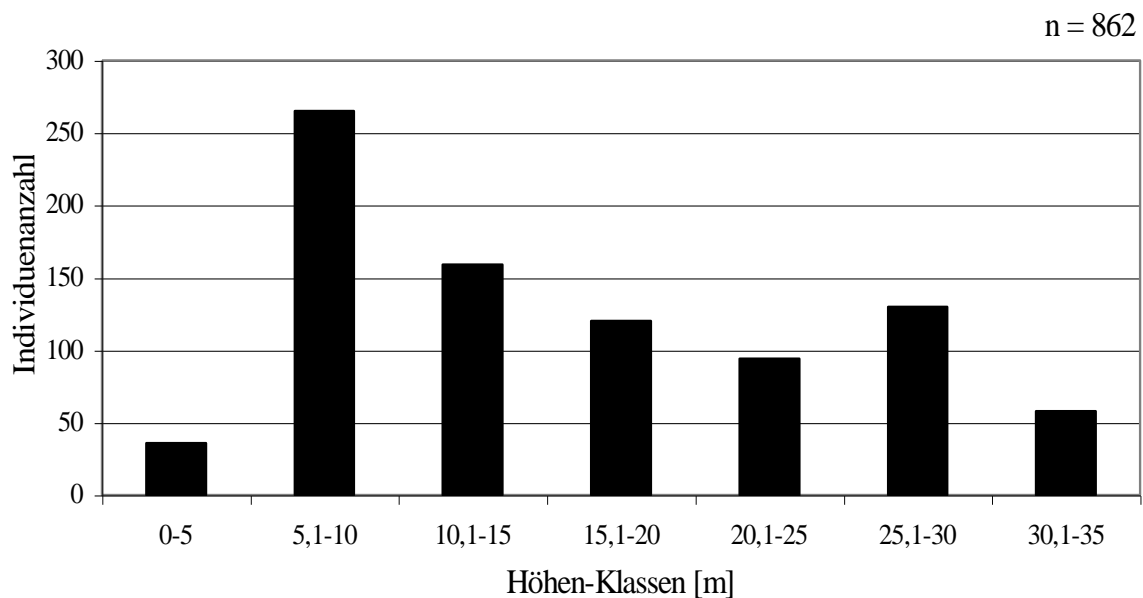


Abb.3: Höhenklassenverteilung von 862 lebenden Baumindividuen ($BHD \geq 5$ cm) innerhalb des Kranplotes

Die folgende Klasse (5-10m) enthält die meisten (264) Individuen, danach nimmt in den nächsten drei Klassen mit zunehmender Höhe die Individuenzahl ab. Folgt man dieser abnehmenden Tendenz, so würde man für die nächst folgende Höhenklasse (25-30m) eine geringere Individuenzahl erwarten als sie tatsächlich zeigt. Diese Diskontinuität wirft die Frage auf, ob es sich dabei nur um einen Zufall oder einen Hinweis auf einen Stratenwechsel handelt.

Die größte Höhenklasse (30-35 m) beinhaltet 58 Individuen. Dieser Wert passt in den Trend, der von den drei Klassen zwischen 10 und 25 m Höhe beschrieben wird, in denen die Individuenzahl pro Klasse sukzessive abnimmt.

Der höchste Baum ist das *Quercus robur*-Individuum Nr. 3001 mit 35 m Höhe.

4.2.3 Diversität und Strukturierung des Bestandes

Die Tabelle zeigt die Werte von Shannon-Index, Evenness und Fishers α , welche die α -Diversität des Bestandes charakterisieren sowie die mit BWin Pro 6.0 errechneten Indices zur Beschreibung der horizontalen und vertikalen Strukturierung des Bestandes.

Tab.4: wichtige Diversitäts- und Strukturindices des Bestandes

Shannon-Index H_S	$H_S = 1,91$
möglicher Maximalwert für H_S	$H_{S_{max}} = 2,77$
Evenness E	$E = 0,70$
Fishers α	$\alpha = 2,76$
Artprofilindex A	$A = 2,598$
Durchmischungsindex M (s. Abb.5)	$M = 0,667$
Index non Clark & Evans R	$R = 1,210$
R korrigiert nach DONELLY	$R \text{ korr.} = 1,192$
Winkelmaß W (s. Abb.6)	$W = 0,523$

noch auf H_S und E eingehen E geht gegen 1: homogene Verteilung der Individuen der Arten

Die Graphik in Abb.4 zeigt 862 Bäume des Kranplots absteigend nach ihrer Höhe geordnet. Unter der Annahme, dass Diskontinuitäten („Sprünge“) in dieser theoretischen Höhenlinie Hinweise auf Stratenwechsel sein könnten, wurde eine lineare Trendlinie hinzugefügt ($R^2 = 0,9725$), um die Abweichungen des Graphen von einer monoton fallenden linearen Geraden festzustellen. Die erhaltene Höhenlinie zeigt keine abrupten, großen Sprünge und weicht bis auf kleine Dellen im unteren und oberen Höhenbereich nicht wesentlich von der linearen Trendlinie ab.

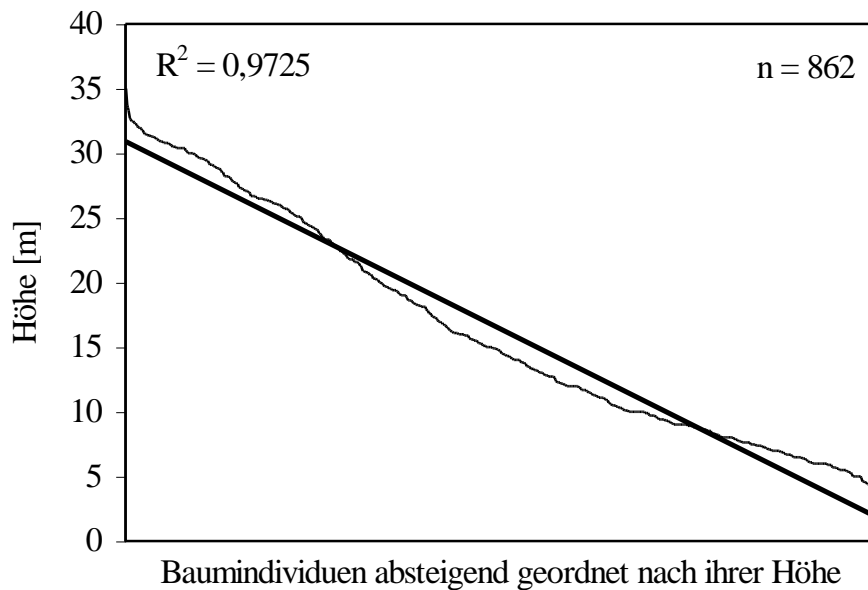


Abb.4: Verlauf der Höhelinie (dünn) von 862 Baumindividuen des Kranplots, die auf der x-Achse absteigend nach ihrer Höhe angeordnet sind. zur Höhenlinie wurde eine lineare Trendlinie (dick) hinzugefügt

Der Mittelwert des Durchmischungsindex M bezüglich des gesamten Bestandes beträgt 0,667. Die Abbildung 5 zeigt, wie viel Prozent aller betrachteten Baumgruppen jeweils keinen, einen, zwei oder drei artfremde Nachbarn haben. Bei über 70 % aller betrachteten Gruppen ist der Bezugsbaum von zwei oder drei artverschiedenen Nachbarn umgeben. 8 % aller Gruppen bestehen aus Bäumen der gleichen Art, bei 19,5 % ist einer, der vier Gruppenbäume artverschieden von seinen Nachbarn. Im Bestand finden wir also vorrangig Bereiche, in denen kleinräumig eine hohe Durchmischung der Individuen unterschiedlicher Arten vorliegt, daneben gibt es aber auch Gruppen, die nur von einer oder zwei Arten gebildet werden, also eine geringe Artdurchmischung aufweisen.

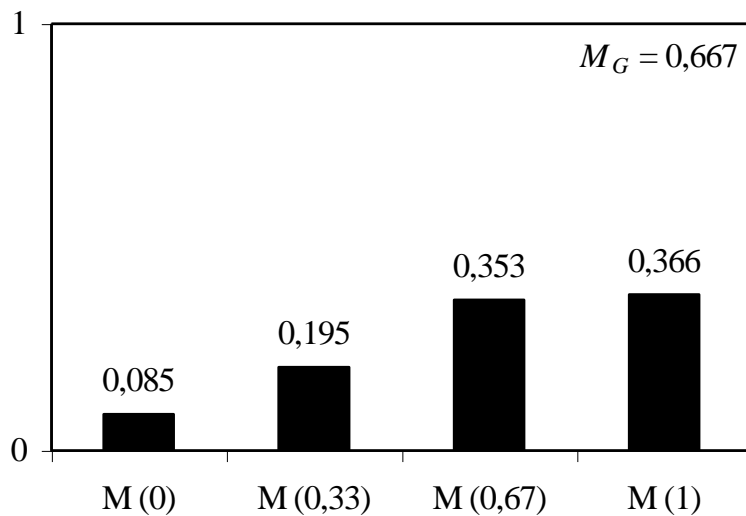


Abb.5: Durchmischungsindex M für den gesamten Bestand

Das mittlere Winkelmaß W bezüglich des gesamten Bestandes beträgt 0,525. Die Abbildung 6 stellt dar, wie viel Prozent aller betrachteten Baumgruppen eine gleichmäßige ($W(0)$, $W(0,25)$), zufällige ($W(0,5)$) oder ungleichmäßige ($W(0,75)$, $W(1)$) Verteilung ihrer Individuen zeigen. Fast 58 % aller betrachteten Gruppen zeigen eine zufällige Individuenverteilung. Eine eher geklumpfte Verteilung der Nachbarbäume um den Bezugsbaum liegt bei 26,6 % der Gruppen vor. 15,5 % der Baumgruppen sind gleichmäßig aufgebaut. Die horizontale Verteilung der einzelnen Baumindividuen ist also überwiegend zufällig. Daneben existieren aber auch Bereiche, in denen eher unregelmäßig verteilte, d.h. geklumpfte Individuengruppen zu finden sind. Dieses Ergebnis wird unterstützt durch den Index von Clark & Evans. Der nach DONELLY korrigierte Wert beträgt 1,192, was eine zufällige Verteilung der Baumindividuen auf der Fläche bedeutet.

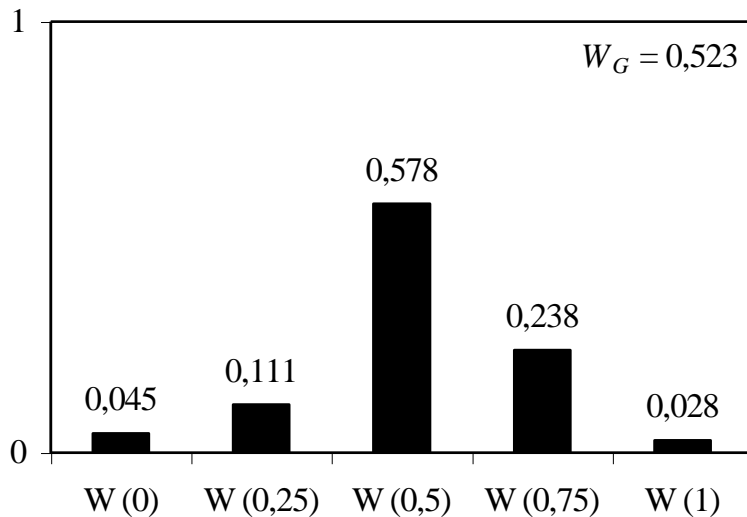


Abb.6: Winkelmaß W für den gesamten Bestand, aufgetrennt

4.3. Strukturdaten der Populationen sieben ökologisch bedeutender Arten des Untersuchungsgebietes

Wie oben erklärt, fand die Auswahl der Arten, deren Populationen genauer beschrieben werden sollen, anhand ihres ökologischen Bedeutungswertes statt. *Fraxinus excelsior*, *Tilia cordata*, *Carpinus betulus*, *Ulmus minor*, *Acer pseudoplatans*, *Acer platanoides* und *Quercus robur* stellen 96,7 % aller Individuen und sind damit die bestandsbildenden Arten. Die restlichen neun Arten des Bestandes sind nur mit jeweils sehr geringen Individuenzahlen im Bestand vertreten und die einzelnen Individuen sind nach dem Segregationsindex S vollkommen zufällig verteilt.

4.3.1. BHD- und Höhenklassenverteilung, BHD-Höhen-Kurven

Die Abbildung 7 zeigt die BHD-Klassenverteilung aller Individuen der Population der sieben untersuchten Arten. Die Verteilung der BHD-Klassen von *Acer platanoides*, *Tilia cordata*, *Acer pseudoplatans* und *Carpinus betulus* zeigen einen ähnlichen, negativ exponentiellen Kurvenverlauf, wie er für sich selbstständig verzügende Arten typisch ist. Die meisten Individuen sind in den kleinen Klassen zu finden und mit steigendem Durchmesser nimmt die Individuenzahl exponentiell ab.

Acer platanoides fällt dabei durch eine sehr hohe Anzahl von Individuen mit einem BHD von 5-10 cm und einer sehr geringen Anzahl dickerer Individuen auf.

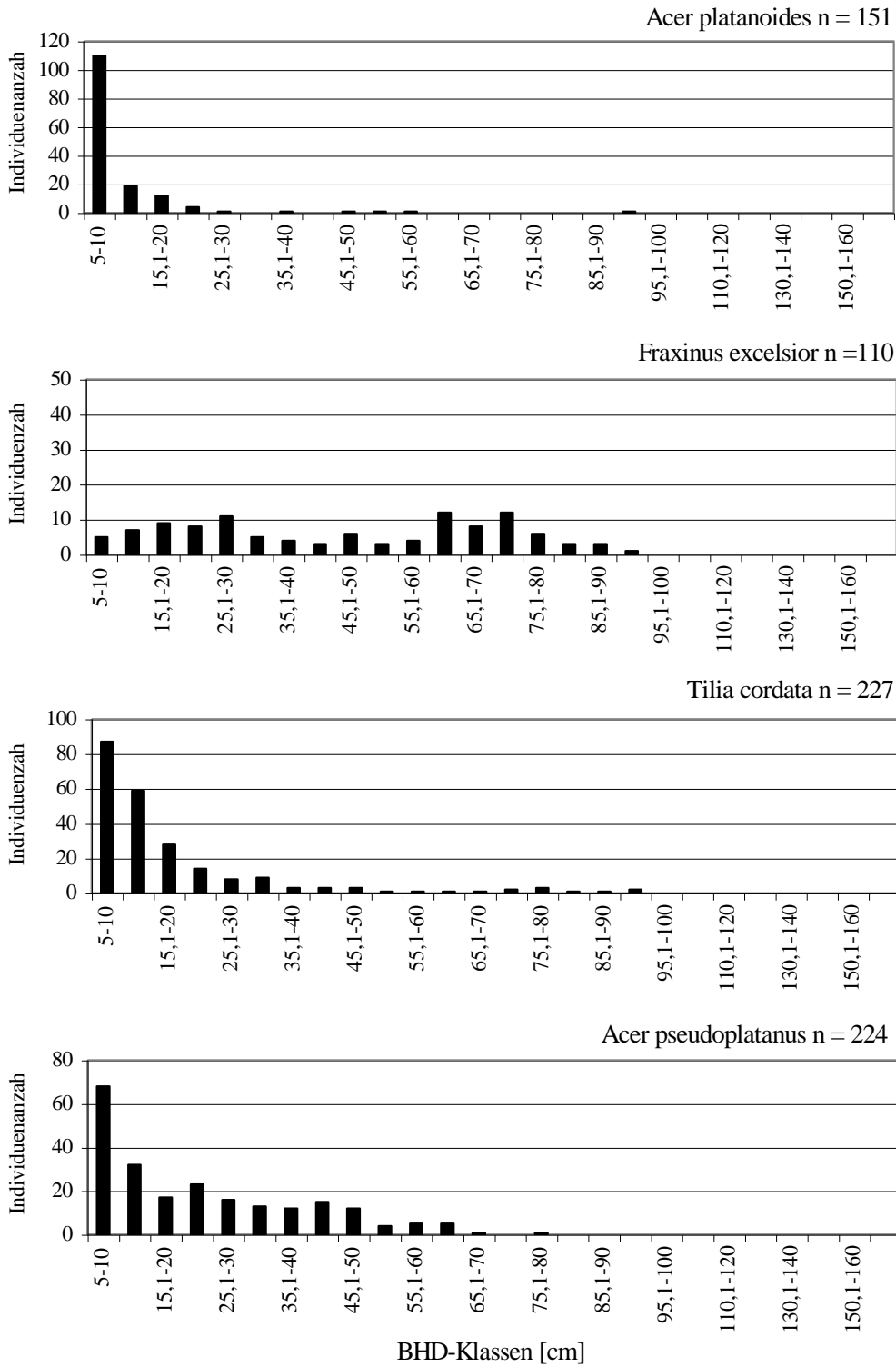


Abb.7: BHD-Klassenverteilung von *Acer platanoides*, *Fraxinus excelsior*, *Tilia cordata* und *Acer pseudoplatanus*

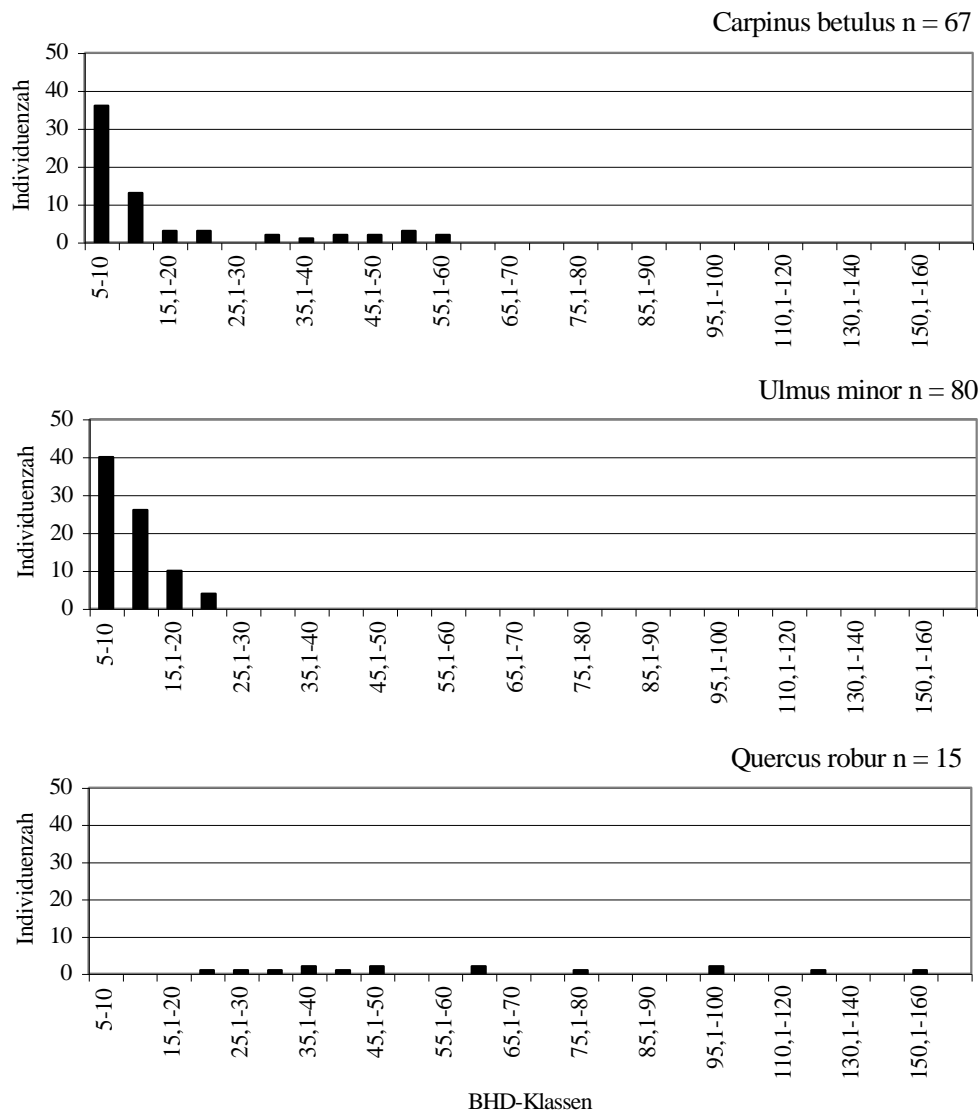


Abb.7-Fortsetzung: BHD-Klassenverteilung von *Carpinus betulus*, *Ulmus minor* und *Quercus robur*

Fraxinus excelsior zeigt eine bimodale Verteilung der Individuen über die BHD-Klassen mit zwei schwachen Peaks bei 20-35 sowie 60-75 cm BHD und fast gleich vielen Individuen in sehr kleinen, mittleren und sehr großen Durchmesserklassen.

Die Verteilung von *Ulmus minor* entspricht grundsätzlich der einer sich selbständig verjüngenden Population. Allerdings fehlen dicke und somit alte Individuen dieser Art fast völlig, was dem in den 60er Jahren beginnenden Ulmensterben geschuldet ist.

In der *Quercus robur*-Population findet keine natürliche Verjüngung statt. Dünne und damit junge Pflanzen dieser Art fehlen im Bestand fast völlig. Die insgesamt 15 Individuen im Kranplot verteilen sich über mittlere und sehr große Durchmesserklassen.

Die Graphiken in Abbildung 8 zeigen die Höhenklassenverteilung der Individuen der untersuchten Arten, wobei nur solche Bäume berücksichtigt wurden, die nicht im oberen Kronenbereich abgebrochen waren, Beschädigungen oder Absterbeerscheinungen zeigten. Die Verteilung der Höhen-Klassen von *Tilia cordata*, *Acer platanoides* und *Carpinus betulus* zeigen einen ähnlichen Kurvenverlauf. Nur sehr wenige Individuen sind kleiner als 5 m, die meisten Individuen sind in der folgenden Höhen-Klasse (5-10 m) enthalten, danach nimmt die Individuenzahl pro Klasse mit steigender Höhe ab. *Acer platanoides* fällt innerhalb dieses allgemeinen Trends durch seine sehr hohe Anzahl kleiner und damit junger Individuen und wenigen mit großer Höhe auf.

Die Verteilung der Individuen von *Acer pseudoplatanus* weicht von dem bisher besprochenen Muster ab. Die meisten Individuen sind zwischen 25-30 m hoch. Mit abnehmender Höhe bleibt aber die Individuenzahl pro Klasse ungefähr gleich. In der höchsten und niedrigsten Höhen-Klasse befinden sich fast gleich viele Individuen, aber insgesamt sehr viel weniger als in den mittleren Klassen.

Bei *Fraxinus excelsior* nimmt die Individuenzahl pro Klasse mit steigender Höhe zu.

Die Verteilung der Individuen der *Ulmus minor*-Population ist der Verteilung von *Tilia cordata*, *Acer platanoides* und *Carpinus betulus* im unteren Höhenbereich grundsätzlich ähnlich. Es gibt aber ausschließlich kleine bis mittelgroße Individuen. Individuen größer als 25 m sind im Bereich des Kranplots nicht zu finden.

Dagegen besteht die *Quercus robur*-Population hauptsächlich aus sehr hohen Individuen. Eichen kleiner als 15 m gibt es nicht.

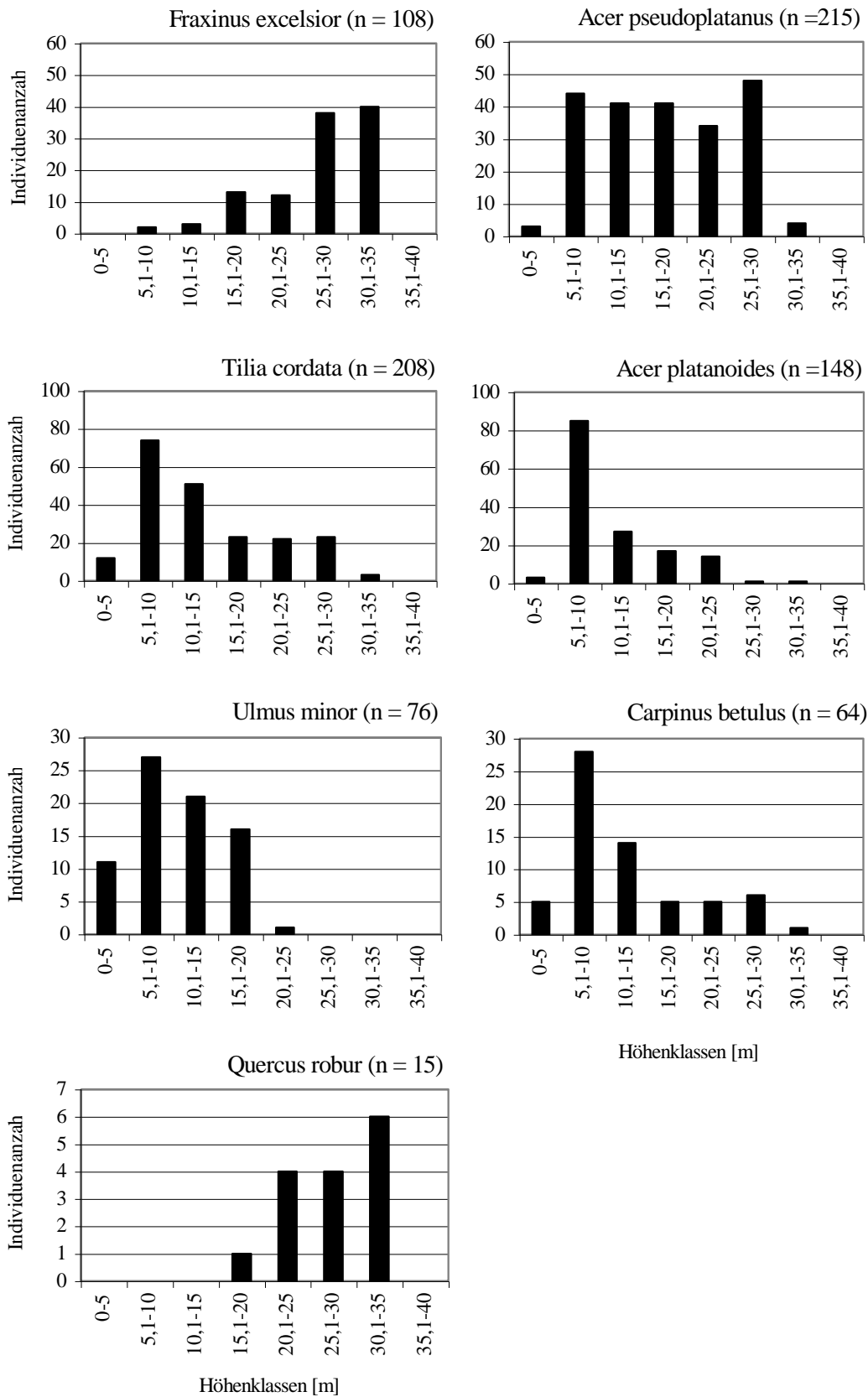


Abb.8: Höhenklassenverteilung von *Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus*, *Tilia cordata*, *Acer platanoides*, *Ulmus minor*, *Carpinus betulus*, und *Quercus robur*.

In den Graphiken der Abb.9 ist jeweils die Abhängigkeit von Brusthöhendurchmesser und Höhe der Individuen der sieben untersuchten Arten dargestellt.

Den Kurven kann man anhand ihrer Steigung Hinweise darauf entnehmen, ob es bestimmte Tendenzen der Arten gibt, bevorzugt in Höhen- oder Dickenwachstum zu investieren, oder ob dieses Wachstum ab einem bestimmten Ausmaß begrenzt ist.

Grundsätzlich sind bei allen Arten die Steigungen im Bereich niedriger Durchmesserwerte groß und nehmen mit zunehmender Dicke der Individuen ab, d.h. junge, dünne Individuen investieren vorrangig in Höhenwachstum, was mit dem Streben nach Licht zu begründen ist. Die Kurven von *Fraxinus excelsior*, *Acer platanoides* und *Acer pseudoplatanus* zeigen im Bereich niedriger Durchmesserwerte eine größere Steigung als bei den restlichen Arten, d.h. sie investieren stärker in Höhenwachstum.

Besonders bei *Carpinus betulus* ist über einen sehr breiten Durchmesserbereich die Steigung sehr gering. Auch bei *Ulmus minor* ist die Steigung in diesem Bereich vergleichsweise gering. In dieser Population kommen durch das Ulmensterben verursacht nur Individuen bis zu einer bestimmten Höhe und Dicke vor (siehe auch Abb:7,8). In diesem abgebildeten, kurzen Durchmesserbereich ist die Steigung der Kurve vergleichbar mit *Tilia cordata*.

Da die *Quercus robur*-Population nur aus 15 Individuen besteht, die ausschließlich aus dem oberen Durchmesserbereich stammen, ist die Regression mit der hinzugefügten Trendlinie gering ($R^2 = 0,5912$).

Die Trendlinie zeigt bei den beiden Ahorn-Arten, der Linde und der Esche auch im oberen Durchmesserbereich eine leichte Steigung der Kurve, die suggeriert, dass mit zunehmendem Durchmesser auch die Höhe der Individuen weiter steigen würde. Grundsätzlich sind Höhen- und Dickenwachstum artspezifisch beschränkt. Des Weiteren bin ich mir der Güte der Trendlinie nicht sicher. Besonders bei *Tilia cordata*, *Fraxinus excelsior* und *Acer platanoides* ist innerhalb der Punktwolke in jeweils einem bestimmten BHD-Bereich eine Art „Knick“ festzustellen. Die Punktwolken von *Acer platanoides* und *Tilia cordata* zeigen ungefähr bei 20-30 cm, die von *Fraxinus excelsior* bei 30-40 cm Durchmesser einen Punkt, ab dem mit zunehmendem Durchmesser die Höhe nicht mehr wesentlich zunimmt, somit der Bereich der maximalen Höhe der jeweiligen Baumart erreicht ist. Bei *Fraxinus excelsior* ist besonders auffällig, dass in einen BHD-Bereich von 40-90 cm alle Individuen im Mittel gleich hoch sind und es vergleichsweise viele Individuen gleicher Höhe und Dicke gibt ($d = 60-80 \text{ cm}/h = \emptyset 30 \text{ m}$).

Bei *Carpinus betulus* ist kein auffälliger „Knick“ sichtbar, was aber durch die geringe Individuenzahl im mittlerem und großem BHD begründet sein kann.

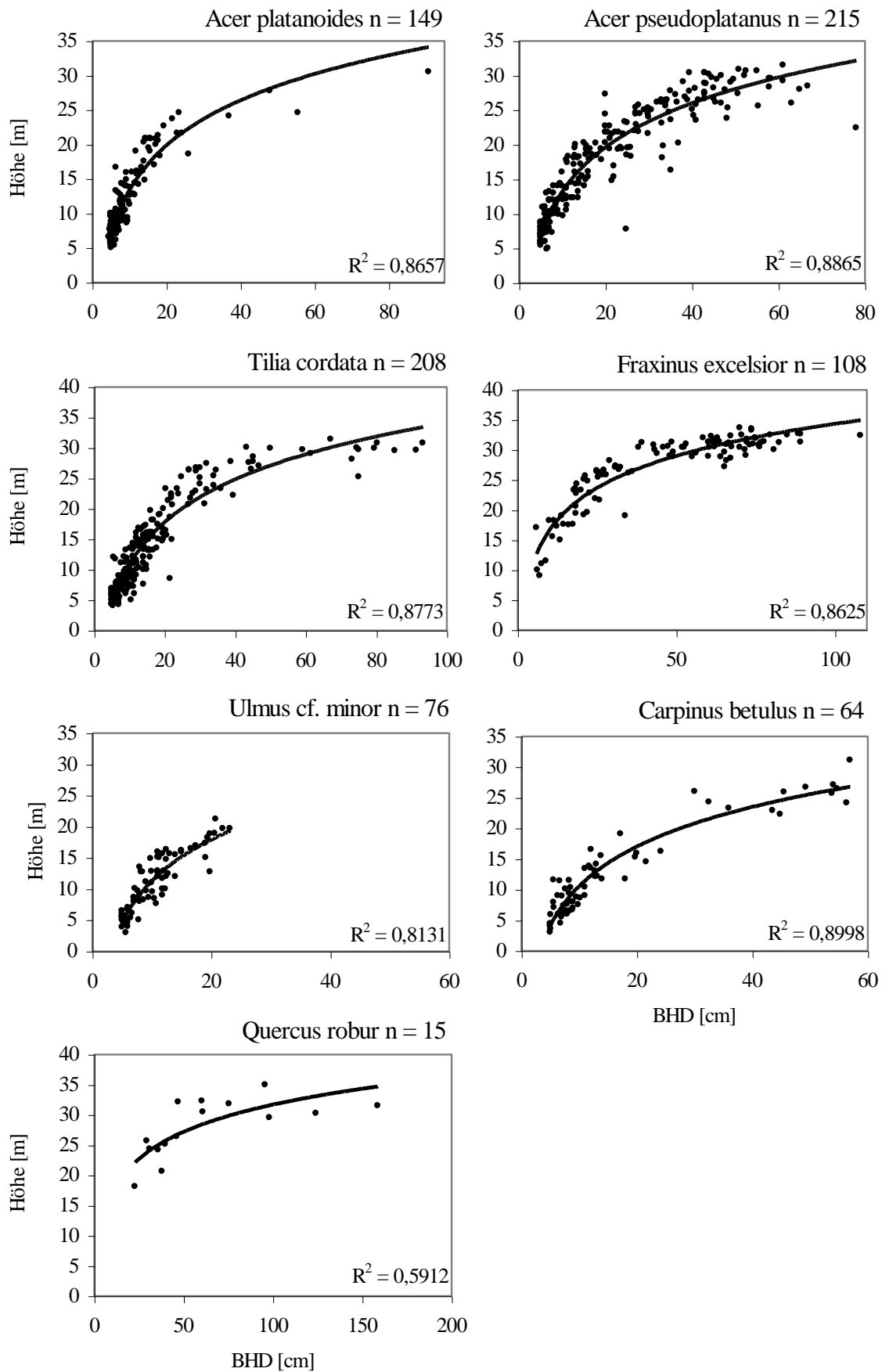


Abb.9: Abhängigkeit von BHD und Höhe der Individuen der sieben ökologisch bedeutendsten Baumarten

4.3.2. horizontale Individuenverteilung

Um die horizontale Struktur der Individuenverteilung der einzelnen Arten näher zu betrachten, wurden zum einen, um einen optischen Eindruck gewinnen zu können, Karten des Kranplots angefertigt, in denen jeweils die exakte Position aller Individuen einer Art eingetragen wurden (siehe Anhang).

Dabei scheinen die Individuen von *Acer pseudoplatanus*, *Tilia cordata* und *Fraxinus excelsior* jeweils relativ zufällig über die gesamte Fläche des Kranplots verteilt.

Im Gegensatz dazu kommt *Ulmus minor* fast ausschließlich in der östlichen Plothälfte vor und ist darin stärker geklumpert verteilt. *Acer platanoides* kommt im südöstlichen Teil des Plots nur mit sehr wenigen Individuen vor.

Zum anderen wurde der Durchmischungsindex M und der Segregationsindex S für die Arten ermittelt. Abbildung 10 zeigt eine Graphik, in der die Werte beider Indices gemeinsam dargestellt sind, wobei die Arten absteigend nach ihrem Durchmischungsindex geordnet sind. Individuen von Arten, mit einem hohen Durchmischungswert, sind oft von mehreren Individuen (maximal 3 Individuen bei $M = 1$) einer anderen Art umgeben. Dass in unserem Bestand alle sieben untersuchten Arten relativ hohe M -Werte haben, zeigt einen hohen Durchmischungsgrad der Individuen der Arten an.

Die Population von *Quercus robur* zeigt den größten Durchmischungswert, gefolgt von *Fraxinus excelsior*. Mit abnehmendem M -Wert folgen *Carpinus betulus*, *Tilia cordata*, *Acer platanoides* und *Acer pseudoplatanus*; den kleinsten Wert zeigt *Ulmus minor*. Die absoluten Zahlenwerte des Index unterscheiden sich nicht sehr stark.

Die Werte des Segregationsindex von allen dargestellten Arten sind etwas größer als null, d.h. dass weniger Paare der jeweiligen Baumart mit einem artverschiedenen Baum gefunden wurden, als nach der Zufallsverteilung erwartet.

Fraxinus excelsior zeigt den kleinsten S -Wert, d.h. ihre Individuenverteilung ist am zufälligsten.

Die Population von *Ulmus minor* zeigt den größten S -Wert, gefolgt von *Carpinus betulus*, d.h. ihre Individuenverteilungen weichen am stärksten von der Zufallsverteilung ab.

Besser als allein durch den Mittelwert wird die kleinräumige Individuenverteilung durch die Diagramme der Abbildung 11 dargestellt, die separat betrachten, wie viel Prozent aller

untersuchten Baumgruppen jeweils keinen ($M = 0$), einen ($M = 0,33$), zwei ($M = 0,67$) oder drei ($M = 1$) artfremde Nachbarn haben.

Bei allen sieben betrachteten Arten sind mehr Individuen in Gruppen mit zwei oder drei artverschiedenen Bäumen zu finden als in Gruppen aus Individuen der gleichen Art. Im gesamten Kranplot sind Baumgruppen aus Individuen der gleichen Art sehr selten. Nur *Ulmus minor* fällt dadurch auf, dass vergleichsweise viele Individuen (21,2 %) von weiteren drei Ulmen umgeben sind.

Quercus robur ($M = 0,884$) und *Fraxinus excelsior* ($M = 0,605$) zeigen die höchsten Durchmischungswerte. *Quercus robur* ist im Kranplot nie von drei weiteren Eichenindividuen umgeben, was aber zum großen Teil der geringen Anzahl von Eichen im Plot geschuldet ist. Individuen beider Arten sind am häufigsten von drei artverschiedenen Bäumen umgeben.

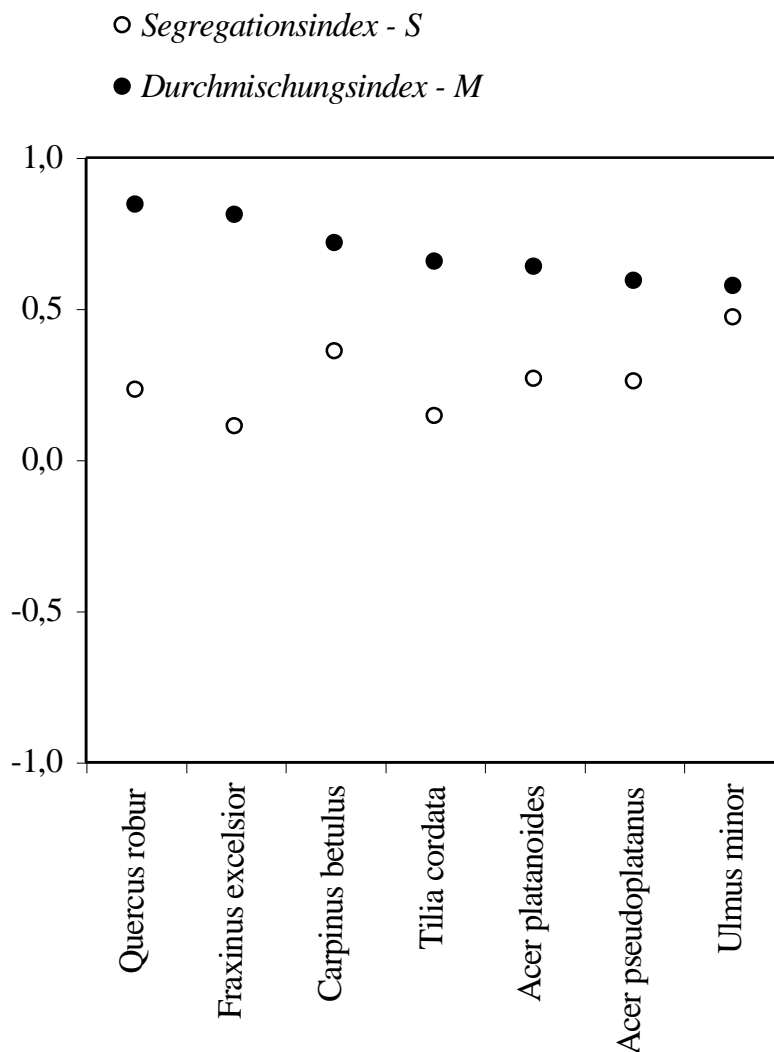


Abb.10: Durchmischungsindex M und Segregationsindex S der sieben ökologisch bedeutenden Arten des Kranplots; die Arten sind aufsteigend geordnet nach ihrem Durchmischungswert

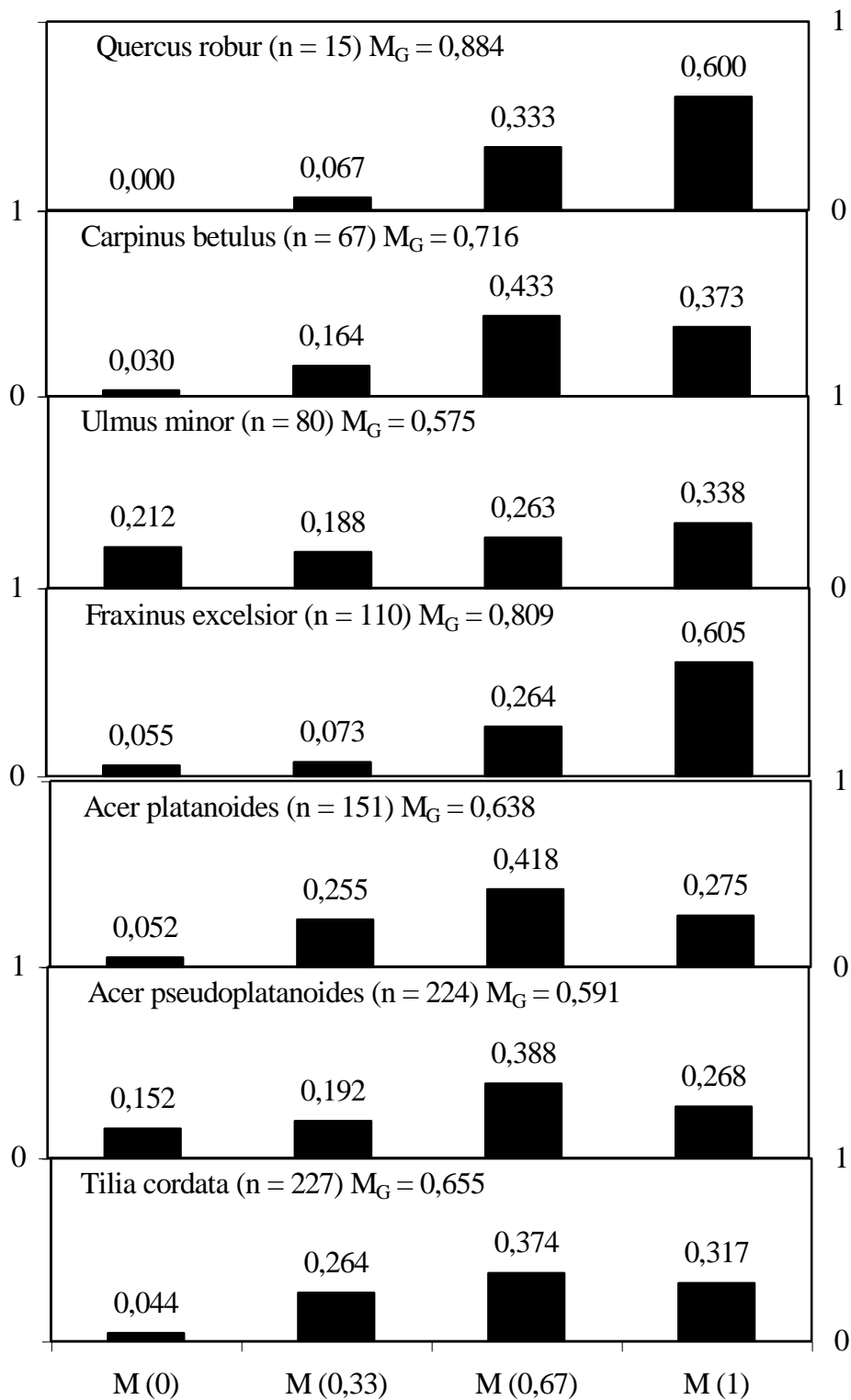


Abb.11: Diagramme für die sieben bedeutendsten Baumarten, die separat zeigen, wie viel Prozent aller betrachteten Baumgruppen jeweils keinen (M(0)), einen (M(0,33)), zwei (M(0,67)) oder drei (M(1)) artfremde Nachbarn haben.

5. Diskussion

Die Bestandsstruktur beeinflusst stark die Bestandsstabilität und ist Ausdruck und Ergebnis ökologischer Diversität (ALTENKIRCH, 1977)

Die Diversität eines Waldbestandes wird durch die Anzahl und Mächtigkeit der darin vorkommenden Arten sowie die horizontale und vertikale Verteilung ihrer Individuen charakterisiert. Zusätzlich müssten, um die Veränderung dieser Parameter im Laufe der Zeit zu berücksichtigen auch phänologische Muster betrachtet werden.

Eingangs möchte ich mögliche Faktoren nennen, die strukturierend auf einen Waldbestand wirken.

Zum einen können Umweltbedingungen die Struktur eines Bestandes entscheidend in der Zusammensetzung und der Verteilung der Arten beeinflussen. Z.B. bedingen schon geringfügige Erhebungen oder Senken im Mikrorelief Unterschiede in der Wasser- und Nährstoffversorgung und damit in der Artenabundanz.

Zum anderen schafft auch die Pflanzendecke selbst unterschiedliche Mikrobiotope.

„Von besonderer Bedeutung sind dabei Bestandslücken (engl. gaps), die durch das Umfallen von Individuen entstehen, da dort kleinräumig andere Umweltbedingungen herrschen und somit Freiräume für die Etablierung neuer Individuen entstehen. Die erfolgreichste modellhafte Beschreibung der Waldentwicklung orientiert sich ganz an der Dynamik in solchen Bestandslücken. Eine Rolle spielt dabei die mittlere Verweildauer dieser gaps und die Sukzession, die sich in ihnen abspielt.“ (STRABBURGER). Wenn nebeneinander mehrere solche, unterschiedlich alte Sukzessionsstadien vorkommen, so kann man sich vorstellen, dass eine mosaikartige Verteilung von Bereichen unterschiedlichen Alters und möglicherweise auch unterschiedlicher Artenabundanz entsteht.

Ebenfalls ein stark ordnendes bzw. strukturierendes Element ist die zeitliche Entwicklung des gesamten Bestandes, d.h. seine Sukzession und darin die phänologischen Muster der einzelnen Arten.

Des Weiteren ist die Struktur eines Waldes von spezifischen Parametern der darin vorkommenden Arten beeinflusst. Durchschnittlich erreichbares Alter, Höhe und Dicke sowie Fitness, Strategietyp und Verbreitungssyndrom spielen eine strukturbeeinflussende Rolle. Neben diesen natürlichen Faktoren spielen besonders in europäischen Wäldern auch menschliche Einflüsse (forstliche Nutzung, Störungen) eine wichtige Rolle.

5.1. Struktur des gesamten Bestandes

Mit 16 gefundenen Baumarten aus 12 Gattungen in 10 Familien gehört der Waldbestand des Untersuchungsgebietes zu den artenreichen Ausprägungen mitteleuropäischer Waldökosysteme. Neben typischen Vertretern von Hartholzauenwäldern, wie *Quercus robur*, *Ulmus minor* und *Carpinus betulus* sind auch andere Arten, die besonders auf tiefgründigen, frisch bis feuchten Böden mittlerer bis besserer Nährstoff- und Basenversorgung vorkommen, hier zu finden, so *Fraxinus excelsior*, *Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus* und *Acer campestre* sowie *Cerasus avium*. *Tilia cordata* ist ein häufiger Vertreter mitteleuropäischer Laubmischwälder.

Mit nur sehr geringen Individuenzahlen kommen *Robinia pseudoacacia*, *Fraxinus pennsylvanica* und *Quercus robur* vor, die aus Nordamerika durch den Forst eingeführt worden.

Um den Bedarf an Massenh Holz für die Volkswirtschaft zu decken, wurde ab den 60er Jahren des 20. Jhr. im Rahmen eines sog. „Pappelprogramms“ der Anbau verschiedener Pappelsorten verstärkt. Oft wurden Flächen, die vorher mit Ulmen bestockt waren, mit Pappel aufgeforstet, so dass mittlerweile Pappelhybriden im Leipziger Auwald weit verbreitet sind. Die wärmeliebende Rosskastanie *Aesculum hippocastanum* aus Südeuropa findet man nur stellenweise mit wenigen Individuen im Auwald.

Die Straucharten *Sambucus nigra*, *Euonymus europaea*, *Cornus sanguinea* und *Corylus avellana* bilden gemeinsam mit Jungpflanzen der Bäume den Unterwuchs. Sie sind typisch auf nährstoffreichen, frischen Böden, wie sie im Bereich der Auen zu finden sind.

Der ermittelte Shannon-Index und die Evenness zeigen, dass die hohe Diversität des Bestandes zum einen durch die hohe Anzahl darin vorkommender Arten und die relativ homogene Verteilung der Individuen in diesen Arten ($E = 0,7$) begründet ist. Eine Interpretation des Fishers α -Wertes ist mir durch fehlende Vergleiche nicht.

Nach dem importance value sind *Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus* und *Tilia cordata* die ökologisch bedeutendsten Arten im Untersuchungsgebiet. Gemeinsam mit *Acer pseudoplatanus*, *Carpinus betulus*, *Ulmus minor* und *Quercus robur* stellen sie 96,7 % aller Individuen und sind somit bestandsbildend.

Der genannte Totholzanteil von 0,03 % der Individuen und 0,01 % der Fläche des Kranplotes ist so gering, da er sich ausschließlich auf noch stehende tote Bäume bezieht. Zusätzlich sind im Plot sehr viele liegende, tote Bäume in unterschiedlichem Zersetzungsgrad zu finden. Liegendes und stehendes totes Holz trägt zur Strukturvielfalt eines Bestandes bei.

Die BHD-Klassenverteilung aller Individuen des Kranplotes zeigt einen negativ exponentiellen Kurvenverlauf. Diese Verteilung, bei der die meisten Individuen in den kleinen BHD-Klassen enthalten sind und mit steigendem Durchmesser die Individuenzahl exponentiell abnimmt, ist für einen sich selbständig verjüngenden Waldbestand zu erwarten, in dem es mehr Jung- als Altbäume gibt.

Dem Bild der BHD-Klassenverteilung entsprechend, müssten im Plot mehr kleine als hohe Individuen zu finden sein. Die sehr geringe Individuenzahl in der niedrigsten Höhenklasse (0-5 m) lässt sich damit begründen, dass in der Untersuchung Individuen mit einem BHD ≤ 5 cm nicht berücksichtigt wurden. Besonders bei *Acer platanoides* und *Acer pseudoplatanus* stellen diese dünneren Individuen, mit einer durchschnittlichen Höhen unter 5 m einen sehr großen Teil der Population dar, was leider nicht abgebildet werden konnte.

Würden alle im Plot vorkommenden Baumindividuen mit einem BHD ≤ 5 cm berücksichtigt, so würden die Verteilungen von Höhen- bzw. BHD-Klassen einen eindeutigeren bzw. extremeren negativ exponentiellen Kurvenverlauf zeigen.

Dieser Verlauf, bei dem die Individuenzahl mit zunehmender Höhe abnimmt, zeigt im Bereich von 25-30 m Höhe eine kleine Diskontinuität, d.h. in dieser Klasse sind mehr Individuen enthalten, als nach dem beschriebenen negativ exponentiellen Trend erwartet. Dies wirft die Frage auf, ob es sich dabei um einen Stratenwechsel oder einen Zufall handelt.

Die theoretische Höhenlinie des Bestandes (Abb. x), bei der alle Individuen ihrer Höhe nach absteigend angeordnet wurden, zeigt keine abrupten, großen Sprünge, was als das Fehlen einer deutlichen Stratifizierung des gesamten Bestandes interpretiert werden kann. Im unteren und oberen Höhenbereich sind jedoch kleine „Dellen“ erkennbar, was möglicherweise ein Hinweis darauf ist, dass zwar der gesamte Bestand keine Schichtung zeigt, jedoch kleinräumig geschichtete Bereiche im Untersuchungsgebiet zu finden sind.

Strauchschicht

Möglicherweise wird diese Vermutung durch den Artprofilindex A unterstützt.

Der ermittelte Wert von $A = 2,598$ ist sehr hoch, was eine starke vertikale Strukturierung des Bestandes bedeutet.

Andererseits ist es aber auch möglich, dass die im Kranplot vorhandenen Bereiche, die nicht von Bäumen bestanden werden (Krantrasse, Weg) künstlich den Grad der vertikalen Strukturierung erhöhen; denn der ermittelte Wert erscheint mir unwahrscheinlich groß, da bei einer mit unserem Bestand vergleichbaren Hartholzauenfläche im Saalberghau (KÜBNER & WAGNER), ein Artprofilindex von 1,87 ermittelt wurde.

Betrachtet man die horizontale Verteilung der Arten und Individuen, so ist der Bestand einerseits durch einen hohen Durchmischungsgrad der Individuen aller vorkommenden Arten und andererseits durch eine vorrangig zufällige Verteilung dieser Individuen auf der Fläche charakterisiert.

Die detaillierte Betrachtung von Durchmischungsindex und Winkelmaß zeigt jedoch, dass die horizontale Strukturierung nicht ganz homogen ist, sondern dass im Bestand auch kleinräumig Bereiche zu finden sind, in denen Individuen einer Art dicht aggregiert zusammenstehen und ihre Verteilung damit eher unregelmäßig bzw. geklumpt ist.

5.2. Struktur ausgewählter Populationen des Bestandes

Um die Verhältnisse im Bestand noch besser charakterisieren zu können soll eine Diskussion der Struktur der Populationen von *Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus*, *Tilia cordata*, *Acer platanoides*, *Carpinus betulus*, *Ulmus minor* und *Quercus robur* folgen. Sie sind die bestandsbildenden und ökologisch bedeutendsten Arten im Untersuchungsgebiet. Die Untersuchung der Populationen erfolgt bezüglich BHD- und Höhenklassenverteilung, was Rückschlüsse auf die Altersstruktur der Arten zulässt.

Wie schon erwähnt spielen dabei natürlich auch artspezifische Parameter, wie erreichbares Alter, erreichbare Durchmesser- und Höhenwerte und der Strategietyp eine Rolle.

Da mir keine genauen Altersangaben der Individuen vorliegen und alle sieben betrachteten Arten stark verschiedene Altersgrenzen haben, ist es eigentlich schwierig die Abundanzverhältnisse der Arten in der Vergangenheit abzuschätzen.

Acer platanoides und *Carpinus betulus* haben mit 150 Jahren die geringste „Lebenserwartung“, gefolgt von *Fraxinus excelsior* (200 Jahre). *Acer platanoides* und *Ulmus minor* können 400-500 Jahre, *Quercus robur* 800 Jahre und *Tilia cordata* 1000 Jahre alt werden.

Des weiteren besteht zwischen Durchmesser, Höhe und Alter nur ein sehr grober Zusammenhang.

Des weiteren wird die horizontale Verteilung ihrer Individuen betrachtet.

Genauso wie für die Höhenklassenverteilung auf Bestandsebene gilt auch für die Populationen, dass in der Untersuchung Individuen mit einem BHD ≤ 5 cm nicht berücksichtigt wurden, d.h. bei den beiden Ahorn-Arten, der Linde und der Hainbuche kann dadurch die sehr geringe Individuenzahl in der niedrigsten Höhenklasse (0-5 m) begründet sein.

Die Verteilung der BHD- und Höhenklassen von *Acer platanoides*, *Tilia cordata* und *Carpinus betulus* zeigen einen ähnlichen, negativ exponentiellen Kurvenverlauf, wie er für sich selbständig verjüngende Arten typisch ist, d.h. die Populationen dieser Arten bestehen zu einem großen Teil aus Individuen mit relativ geringem Alter, was durch ihre kleinen Durchmesser und Höhen zum Ausdruck kommt.

Acer platanoides fällt dabei sowohl bei der BHD- als auch bei der Höhenklassenverteilung durch seine extrem hohe Anzahl dünner, kleiner Individuen und dabei sehr geringer Anzahl dicker, hoher Individuen auf. Das weitgehende Fehlen älterer Individuen in dieser Population weist darauf hin, dass Spitz-Ahorn in der Vergangenheit nicht mit hohen Individuenzahlen im Untersuchungsgebiet zu finden war und gerade eine massive Vermehrung dieser Art zu verzeichnen ist.

Acer pseudoplatanus zeigt zwar eine den drei oben betrachteten Arten ähnliche BHD-Klassenverteilung, die Verteilung der Höhenklassen ist jedoch unterschiedlich. Seine Individuen scheinen gleichmäßig über die Höhen- und damit Altersklassen verteilt, wobei relativ viele Bäume in jeder Klasse zu finden sind. Nur sehr wenige Individuen sind zwischen 30-35 m hoch, was die maximal erreichbare Höhe für den Berg-Ahorn darstellt.

warum, möglicherweise auch Forsteinfluß

Fraxinus excelsior zeigt sowohl in der BHD- als auch in der Höhenklassenverteilung ein gänzlich von der zu erwartenden Verteilung verschiedenes Muster. Ihre Individuen sind bimodal über die BHD-Klassen verteilt, wobei nur sehr wenige Individuen mit geringem Durchmesser zu finden sind. Ebenso kommen niedrige und damit junge Eschen im Kranplot nicht vor, was darauf hinweist, dass kaum eine natürliche Verjüngung in der Eschen-Population stattfindet. Untersuchungen im Kranplot von Claudia haben gezeigt, dass es viele Keimlinge dieser Art gibt, die geringe Verjüngung daher nicht durch eingeschränkte Fertilität oder Keimfähigkeit begründet ist. Die geringe Naturverjüngung könnte damit erklärt werden, dass der hohe Wildbesatz im Untersuchungsgebiet durch starken Verbiss Jungpflanzen bis zu einer bestimmten Höhe sehr stark schädigt und damit ihren Aufwuchs verhindert.

Des weiteren wird stark diskutiert, ob die *Fraxinus excelsior*-Vorkommen in den mitteleuropäischen Hartholzauen überhaupt natürlich oder durch den Forst bedingt sind. Im Leipziger Auwald kam die Esche vor 1800 nicht vor, danach ist sie in mehreren Phasen verstärkt angepflanzt und durch den Forst gepflegt worden. Möglicherweise ist dadurch ihre ungewöhnliche Verteilung erklärbar.

Die Verteilung von *Ulmus minor* entspricht grundsätzlich der einer sich selbständig verjüngenden Population. Allerdings fehlen dicke und somit alte Individuen fast völlig, was dem in den 60er Jahren des 20. Jahrhunderts einsetzenden Ulmensterben geschuldet ist. Vor dieser Zeit zählte die Feldulme noch zu den häufigen Baumarten, heute ist sie fast vollständig aus der Baumschicht verschwunden. Die im Kranplot vorkommenden Individuen sind überwiegend klein und dünn, d.h. sie haben sich hauptsächlich in der Strauchschicht etabliert. Nach eigenen Beobachtungen und der Untersuchung von GLÄSER, 2001 ist sie auch in der Krautschicht reichlich zu finden, wo ihre Ausbreitung durch Wurzelbrut erfolgt.

Dass alte große Ulmen durch den Befall mit dem Pilz *Ophiostoma ulmi* absterben, jüngere, in der Strauchschicht vorkommende Individuen jedoch nicht betroffen sind, zeigt zum einen, dass das Vermögen der Population zur natürlichen Verjüngung noch vorhanden ist und zum anderen, dass das Insekt, welches den Schädling überträgt, möglicherweise bevorzugt ältere, große Ulmen anfliegt.

Die *Quercus robur*-Population im Untersuchungsgebiet besteht insgesamt nur aus 15 Individuen, die ausschließlich aus mittleren und großen BHD- und Höhenklassen stammen. Junge Pflanzen fehlen im Bestand völlig, obwohl die Untersuchungen von Claudia .. zeigen, dass es ähnlich wie bei der Esche viele Keimlinge dieser Art gibt, die geringe Verjüngung daher nicht durch eingeschränkte Fertilität oder Keimfähigkeit begründet ist. Diese unterbundene natürliche Verjüngung ist wiederum durch starken Wildverbiss zu erklären. Untersuchungen (...) bei denen Auwaldsukzessionsflächen unter Ausschluss bzw. Einfluss von Schalenwild vergleichend betrachtet wurden, zeigen, dass starker Wildverbiss zu einer artenärmeren, entmischten Gehölzvegetation führt, wobei insbesondere Eiche und Esche betroffen sind.

Als weiteren verjüngungslimitierenden Faktor für die Eichen-Population können die Lichtverhältnisse im Bestand betrachtet werden. *Quercus robur*-Keimlinge sind zwar in den ersten beiden Jahren schattentolerant (SICKERT mündl. Mitteilung), benötigen zum weiteren Wachstum aber helle Lichtbedingungen, die im Bestand des Untersuchungsgebietes nur sehr begrenzt zu finden sind.

Die horizontale Individuenverteilung der einzelnen Arten, kann nach dem Segregationsindex als überwiegend zufällig charakterisiert werden, da mit Ausnahme von *Carpinus betulus* und *Ulmus minor* alle anderen betrachteten Arten Segregationswerte zeigen, die nicht viel größer als null sind. Besonders die Individuen der *Fraxinus excelsior*- und *Tilia cordata*-Populationen scheinen sehr zufällig verteilt. Bei dem Verteilungsmuster spielen zum einen die

Verbreitungsstrategien der Arten eine Rolle. Bis auf *Quercus robur*, deren Früchte hauptsächlich durch die Schwerkraft (barochor) und dann teilweise von Vorräte sammelnden Tieren verbreitet werden, sind alle anderen betrachteten Arten anemochor, d.h. ihre Früchte werden durch den Wind zufällig verbreitet, wobei Nahtransport der Früchte die Regel und echter Ferntransport eher die Ausnahme ist.

Wenn Arten eines Bestandes nicht miteinander assoziiert sind oder sich gegenseitig „abstoßen“ und ihre Ausbreitung fast ausschließlich durch den Wind erfolgt, so ist zu erwarten, dass die Individuen der Arten zum einen überwiegend zufällig verteilt und gut durchmischt sind.

Die Werte des Durchmischungsindex sind relativ hoch und zeigen damit, dass die Individuen aller betrachteten Arten überwiegend von artverschiedenen Bäumen umgeben sind. Etwas verschieden ist die Verteilung von *Ulmus minor*, deren Individuen oft von anderen Ulmen umgeben sind. zeigt den geringsten und sie.

Bei *Ulmus minor* ist der geringe Durchmischungswert und der erhöhte Segregationswert der Population damit zu begründen, dass sie sich zu einem großen Teil durch Wurzelbrut vegetativ vermehrt. Damit stehen um Ulmen herum häufiger wieder Ulmen als Individuen einer anderen Art.

5.3. nutzungsgeschichtliche Aspekte und ihre Auswirkungen auf den Bestand

Die oben diskutierte Struktur des Bestandes ist aber auch unter dem Aspekt zu betrachten, dass der Wald des gesamten Untersuchungsgebietes zum großen Teil durch den Menschen beeinflusst ist.

Zwar konnte sich der Wald im Bereich des Kranplots seit etwas über 100 Jahren ohne direkten forstlichen Eingriff entwickeln, jedoch spiegelt sich in der heutigen Bestandsstruktur noch deutlich die damalige Nutzung, da 100 Jahre für Prozesse der Waldentwicklung ein relativ kurzer Zeitraum sind.

Ursprünglich erfolgte die forstliche Nutzung des Hartholzbestandes im Bereich der Elster-Pleiße-Luppe-Aue vor 1870 vorwiegend durch Mittelwaldwirtschaft. Dabei werden alle 15-20 Jahre bis auf einige sehr große Bäume, die sog. Laßreiteln alle anderen Bäume eingeschlagen. Die Regeneration des „Unterholzes“ erfolgt danach ausschließlich durch Stockausschlag und Wurzelbrut. Daher werden Arten die ein hohes Vermögen zu dieser vegetativen Vermehrung haben, gefördert. Dies sind besonders *Carpinus betulus* und *Tilia cordata*. Bei den Laßreiteln handelt es sich hauptsächlich um Eichen, die zur Gewinnung von Bauholz und zur Eichelmast

verwendet wurden. Durch diese Bewirtschaftungsform wird *Quercus robur* künstlich gefördert und es entsteht ein sehr lockerer Bestand, in dem sehr helle Lichtbedingungen herrschen. Diese Lichtverhältnisse fördern zusätzlich Arten, die in ihrer Jugend nur eingeschränkt Schatten tolerieren, wie *Carpinus betulus*, *Ulmus minor* und *Quercus robur*.

Durch diese Nutzungsform herrschte in der Burgau um 1870 eine Baumartenzusammensetzung (Gottfried Lange, 1959), die eindeutig durch *Quercus robur* (67,0 %) dominiert war. Begleitend kamen *Ulmus*-Arten (12,0 %), *Carpinus betulus* (7,3 %), *Tilia spec.* (7,3 %), *Acer spec.* (2,7 %), *Alnus spec.* (2,5 %) und *Populus tremula* (0,3 %) vor. Der Anteil an *Fraxinus excelsior* war mit 0,9 % sehr gering.

Nach 1870 erfolgte die Nutzung der Hartholzau in bestimmten Bereichen durch Hochwaldbetrieb oder wurde sich vollständig selbst überlassen. Dadurch kann der Jungwuchs nun bis in den oberen Kronenbereich hineinwachsen und ein beschlossener, „hochwaldartiger“ Bestand entsteht. Diese Veränderung in der Bestandsstruktur bewirkt eine Änderung der Lichtverhältnisse; das Bestandsinnere ist dunkler, was eine eingeschränktere Verjüngung der Licht- bzw. Halbschattenbaumarten (*Quercus robur*, *Carpinus betulus*) verursacht.

Weiterhin wird z.B. *Fraxinus excelsior* durch den Forst künstlich angepflanzt und gepflegt, da sie hohe Holzerträge erwarten ließ.

Die Waldstruktur wurde weiterhin dadurch beeinflusst, dass große Kahlschläge angelegt wurden, die dann künstlich wieder aufgeforstet wurden. Dadurch entstehen relativ homogene Flächen gleichaltriger, artenarmer Bestände.

Neben dieser Änderung der Nutzungsform beeinflussten die in den 30er Jahren in großem Umfang durchgeführten Maßnahmen zur Flussregulierung, welche das Wegfallen periodischer Überschwemmungen zur Folge haben die Auwaldbestände entscheidend. Außerdem sank durch das Anlegen von Tagebauen in ihrer unmittelbaren Umgebung der Grundwasserspiegel erheblich.

„In Auwaldökosystemen wirken Störungen der Hydrologie besonders gravierend und nachhaltig“, wenn die lebensraumtypischen Überflutungsereignisse unterbunden oder in ihrer Dauer und Amplitude verändert werden (x).

Nach 1930 finden Überschwemmungen nur noch sporadisch in Teilbereichen statt (z.B. 1954, 2002) und die gesamte Aue wird trockener.

Besonders Arten, mit geringer Überflutungstoleranz, wie *Acer pseudoplatanus* und *Acer platanoides*, haben jetzt bessere Wachstumsbedingungen.

Wenn man unter diesem Gesichtspunkt noch einmal die Baumartenzusammensetzung von 1870 (Gottfried Lange, 1959) betrachtet, so war damals der prozentuale Anteil von Ahorn-Arten (2,7 %) im Vergleich zu heute (41,4 %) noch recht gering. Die sehr feuchte und sogar staunasse Böden tolerierende Erle (*Alnus spec.*) war damals mit 2,5 % der Individuen vertreten und ist heute in weiten Bereichen des Auwaldes nicht mehr zu finden.

In dem in dieser Untersuchung betrachteten Bestand haben *Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus* und *Fraxinus excelsior*, welche geringe Überflutungstoleranzen und relativ hohe Schattenverträglichkeit besitzen, hohe ökologische Bedeutungswerte.

Betrachtet man unter diesem Gesichtspunkt noch einmal die Altersstruktur der Spitz-Ahorn-Population, so weist die hohe Anzahl junger Individuen bei gleichzeitig geringer Zahl alter Bäume darauf hin, dass diese Art in der Vergangenheit nicht mit hohen Individuenzahlen im Untersuchungsgebiet zu finden war und unter heutigen Standortbedingungen eine massive Vermehrung zu verzeichnen ist.

Die wenigen im Untersuchungsgebiet vorkommenden Eichen sind ehemalige Laßbreitel aus der Mittelwaldwirtschaft. Die momentanen Standortbedingungen hemmen eine natürliche Verjüngung dieser Art, wodurch es zu einer Überalterung der Population und einem Absinken des Individuenanteils kommt.

Besonders nach dem zweiten Weltkrieg erfolgte ein erhöhter Düngemittelgebrauch in der Landwirtschaft und eine fortschreitende Industrialisierung. Seit dem sind die Nährstoffeinträge in alle Ökosystem durch Wasser und Luft drastisch gestiegen. In den Auenwäldern ist dies an der Zunahme nitrophiler Arten wie *Acer platanoides* und besonders *Sambucus nigra* zu verzeichnen, der stellenweise in sehr hohen Abundanzen vorkommt.

In Auen-Waldökosystemen werden der Zeitpunkt und die Dauer von Überflutung sowie die Menge verfügbaren Lichtes als wichtigste Umweltfaktoren für die natürliche Verjüngung angesehen. Da beide Faktoren im 19. Jahrhundert zum einen durch die Änderung der Nutzungsform und zum anderen durch die Flussregulierung verändert wurden, haben sich auch die Waldgemeinschaften in den Leipziger Auen verändert.

Es konnte gezeigt werden, dass ungefähr in den letzten 100 Jahren, also in relativ kurzer Zeit, eine Änderung der Baumartenzusammensetzung und Bestandsstruktur der Leipziger Hartholzauwälder statgefunden hat.

Es ist eine Sukzession von einem Eichen-Ulmen- zu einem Eschen-Ahorn dominierten Wald zu verzeichnen.

6. Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wurde die Artenzusammensetzung und die Bestandsstruktur einer Hartholzauengesellschaft in der Elster-Luppe Aue im Norden der Stadt Leipzig untersucht. Auf einer Fläche von 1,81 ha wurde von allen Bäumen mit einem Brusthöhendurchmesser ≥ 5 cm die genaue Stammfußposition innerhalb der Plotfläche und ihre Artzugehörigkeit bestimmt, der BHD und die Höhe vermessen. Zusätzlich erfolgte eine dauerhafte Nummerierung aller Individuen im Plot.

Auf Grundlage dieser Daten erfolgte die Analyse der Struktur des gesamten Bestandes und von sieben ökologisch bedeutenden Arten.

In der untersuchten Fläche sind 16 Baumarten in 12 Gattungen aus 10 Familien zu finden, was einer Diversität von 14 Arten/ha entspricht. Im Durchschnitt findet man im untersuchten Gebiet eine Individuendichte von 500 Bäumen/ha, wobei davon 490 Individuen zur Gruppe der einheimischen Auengehölze gehören und 10 neophytisch sind.

Betrachtet man die horizontale Verteilung der Arten und Individuen, so ist der Bestand einerseits durch einen hohen Durchmischungsgrad der Individuen aller vorkommenden Arten und andererseits durch eine vorrangig zufällige Verteilung dieser Individuen auf der Fläche charakterisiert.

Eine eindeutige vertikale Stratifizierung liegt nicht vor.

Sowohl die BHD- als auch die Höhenklassen aller Individuen des Bestandes zeigen eine Verteilung, die für einen sich selbständig verjüngenden Bestand charakteristisch ist.

Die ökologisch bedeutenden Arten sind *Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus*, *Tilia cordata*, *Acer platanoides*, *Carpinus betulus*, *Ulmus minor* und *Quercus robur*, wobei *Tilia cordata* und *Acer pseudoplatanus* die abundantesten Arten sind und *Fraxinus excelsior* die höchste Dominanz zeigt.

Betrachtet man die einzelnen Populationen der sieben oben genannten Arten, so zeigen sie unterschiedliche Altersstrukturen.

Die Populationen von *Tilia cordata*, *Acer pseudoplatanus* und *Carpinus betulus* zeigen eine ähnliche Altersstruktur mit vielen Jungpflanzen und mit steigendem Alter exponentiell abnehmender Individuenzahl.

Acer platanoides fällt durch seine überproportional große Anzahl von Jungbäumen auf, wobei alte Individuen fast vollständig fehlen. Dies ist ein Zeichen dafür, dass er in der Vergangenheit in der Aue eher selten vorkam, momentan aber sehr günstige Vermehrungsbedingungen vorfindet.

Die im Bestand vorkommenden Eichen sind alte Individuen aus der Zeit der Mittelwaldbewirtschaftung im 19. Jahrhundert. Eine natürliche Verjüngung findet nicht statt. Dies mag zum einen an veränderten Standortbedingungen und am hohen Wildverbiss der Jungpflanzen liegen. Auch die Verjüngung von *Fraxinus excelsior* scheinen stark durch Verbiss beeinträchtigt. Die momentan im Bestand vorkommenden Altbäume sind wahrscheinlich durch den Forst angepflanzt und gepflegt worden.

Die Ulmen-Population besteht hauptsächlich aus Jungpflanzen, da fast alle Altbäume durch Schädlingsbefall abgestorben sind.

Die Änderung der forstlichen Nutzungsform Ende des 19. Jahrhunderts und die Regulierung der Flussläufe in den Auen hat zur Veränderung der Standortbedingungen in den Hartholzwäldern geführt, welche Auswirkungen auf Artenzusammensetzung und –abundanz haben. Durch dichtere Kronenschichten verschlechterten sich zum einen die Lichtbedingungen im Bestandsinneren, so dass Schattenbäume (*Acer spp.*) gegenüber Halbschatten- und Lichtbäumen (*Quercus robur*, *Carpinus betulus*) einen Wachstumsvorteil haben.

Zum anderen sind durch die Flussregulierung die Bodenbedingungen trockener geworden und die jährliche Überschwemmungsdynamik ist weggefallen, wovon besonders Arten (*Acer spp.*), die empfindlich gegenüber feuchtem und staunassem Boden sind, profitieren.

Die Hartholzgesellschaft der Leipziger Elster-Luppe-Aue zeigt eine Entwicklungstendenz von einem Eichen-Ulmen dominierten Bestand zum Eschen-Ahorn-Mischwald.

7. Literatur

- BAKER, P.J., WILSON, J.S. (2000) „A quantitative technique for the identification of canopy stratification in tropical and temperate forests” *Forest Ecology and Management* 127: 77-86
- BAUMGÄRTEL, R., GRÜNEKLEE, W. (2002) „Sukzession nach Dammbbruch auf ehemaligen Ackerflächen in der Rheinaue: Ergebnisse nach 17 Jahren ungestörter Sukzession auf der Rheininsel Kühkopf“ *Natur und Landschaft* 77: 269-273
- CANNELL, M.G.R., MALCOLM, D.C., ROBERTSON, P.A. (1992) „The Ecology of Mixed-Species Stands of Trees“ Oxford Blackwell Scientific Publications
- CONDIT, R. (1998) „Tropical Forest Census Plots” Springer-Verlag. Berlin Heidelberg New York
- DÖBBELER, H., ALBERT, M., SCHMIDT, M., NAGEL, J. (2003) „BWin Pro 6.0 Program zur Bestandsanalyse und Prognose – Handbuch zur Version 6.2“ Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt Göttingen
- DÜLL, R., KUTZELNIGG, H. (1994) „Botanisch-ökologisches Exkursionstaschenbuch“ Quelle & Meyer Verlag. Heidelberg, Wiesbaden; 5. Auflage
- ELLENBERG, H. (1996) „Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen“ Eugen Ulmer GmbH & Co; 5. Auflage
- ELLENBERG, H. (...) „Zeigerwerte“
- GLÄSER, J. (2001) „Die Esche (*Fraxinus excelsior* L.) – ein Baum des Leipziger Auwaldes?“ *Forstw. Cbl.* 120: 114-121
- HÄRDTLE, W., BRACHT, H., HOB OHM, C. (1996) „Vegetation und Erhaltungszustand von Hartholzauen (*Quercus-Ulmetum* Iss.1924) im Mittelelbegebiet zwischen Lauenburg und Havel“ *Tuexenia* 16: 25-38
- KÜßNER, R., WAGNER, S. (...) „Struktur, Dynamik und Bewirtschaftung von Auenwäldern am Mittellauf der Elbe“
- LÜBBERS, P. (...) „Diversitätsindizes und Stichprobenverfahren“ Abteilung für Forstliche Biometrie, Universität Freiburg
- MAGURRAN, A.E. (1988) „Ecological Diversity and Its Measurement“ Princeton University Press; Princeton, New Jersey
- MÜLLER, G.K., ZÄUMER, U. (1992) „Der Leipziger Auwald ein verkanntes Juwel der Natur“ *Urania-Leipzig*
- PELTZER, D.A., BAST, M.L., WILSON, S.D., GERRY, A.K. (2000) „Plant diversity and tree responses following contrasting disturbances in boreal forest” *Forest Ecology and Management* 127: 191-203

SCHÜTT, P., SCHUCK, H.J., STIMM, B. (2002) „Lexikon der Baum- und Straucharten“ Nikol Verlagsgesellschaft mbH & Co. KG, Hamburg

SICKERT, A. (2001) „Der Stadtwald Leipzigs-der Leipziger Auenwald“ Begleit- und Informationsmaterial für Fachexkursionen der Abteilung Stadtförsten

SITTE, P., WEILER, E.W., KADEREIT, K.W., BRESINSKY, A., KÖRNER, C. (2002) „Strasburger-Lehrbuch der Botanik“ Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin; 35. Auflage

WELANDER, N.T., OTTOSSON, B. (2000) “The influence of low light, drought and fertilization on transpiration and growth in young seedlings of *Quercus robur* L.” Forest Ecology and Management 127: 139-151

ZENNER, E.K. (...) „Eine neue Methode zur Untersuchung der Dreidimensionalität in Waldbeständen“ Abteilung für forstliche Biometrie, Universität Freiberg

8. Anhang

Die Roh­tabelle der aufgenommenen Daten (Stand März 2003) liegt der Arbeit in Diskettenform bei (Dateiformat EXCEL 2000). In der Tabelle sind für alle lebenden Individuen mit einem BHD ≥ 5 cm und alle stehenden Totholz­stämme im Kranplot folgende Daten vorhanden: Nummer, Art-, Gattungs- und Familienzugehörigkeit, x-,y-Koordinaten bezüglich des Bodenrasters, BHD, Höhe. In der Spalte „Anmerkungen“ sind mehrstämmige Individuen und solche mit besonderer Wuchsform, etc. vermerkt.

Das Nummerierungssystem der Bäume im Plot

Die Nummerierung aller lebenden Individuen mit einem BHD ≥ 5 cm und aller stehenden Totholz­stämme im Kranplot wurde so durchgeführt, dass sich aus jeder Nummer auf die Lage des jeweiligen Baumes im Plot schließen lässt und dieser damit schnell, ohne langes Suchen auffindbar ist.

Dafür wurde der Kranplot ähnlich einem kartesischen Koordinatensystem in 4 Quadranten geteilt (siehe Abbildung x), die wiederum bezüglich des markierten Bodenrasters in Reihen unterteilt sind.

Jeder Baum erhält bezüglich seiner Position in einem der 4 Quadranten und darin einer der Reihen eine vierstellige Nummer. Die erste Ziffer gibt seine Zugehörigkeit zum Quadranten an, die zweite zur Reihe innerhalb des Quadranten.

In jeder Reihe sind alle Bäume von der Krantrasse beginnend zum Plotrand hin durchnummeriert, was die letzten beiden Ziffern der Nummer anzeigen. (z.B. 1. Quadrant, 1. Reihe: 1001, 1002, ..., 10xx; 2. Reihe: 1101, 1102, ..., 11xx)

Damit haben Bäume, die in einer Reihe beieinander stehen, auch ähnlich große Nummern. Des Weiteren ist in allen Reihen noch genügend „Raum“, um Bäume nachträglich zu nummerieren.

Im zweiten und dritten Quadranten befinden sich 11 Reihen, wodurch die letzte Reihe jeweils mit 2950 bzw. 3950 beginnt und von dort aus aufwärts weitergezählt wird.

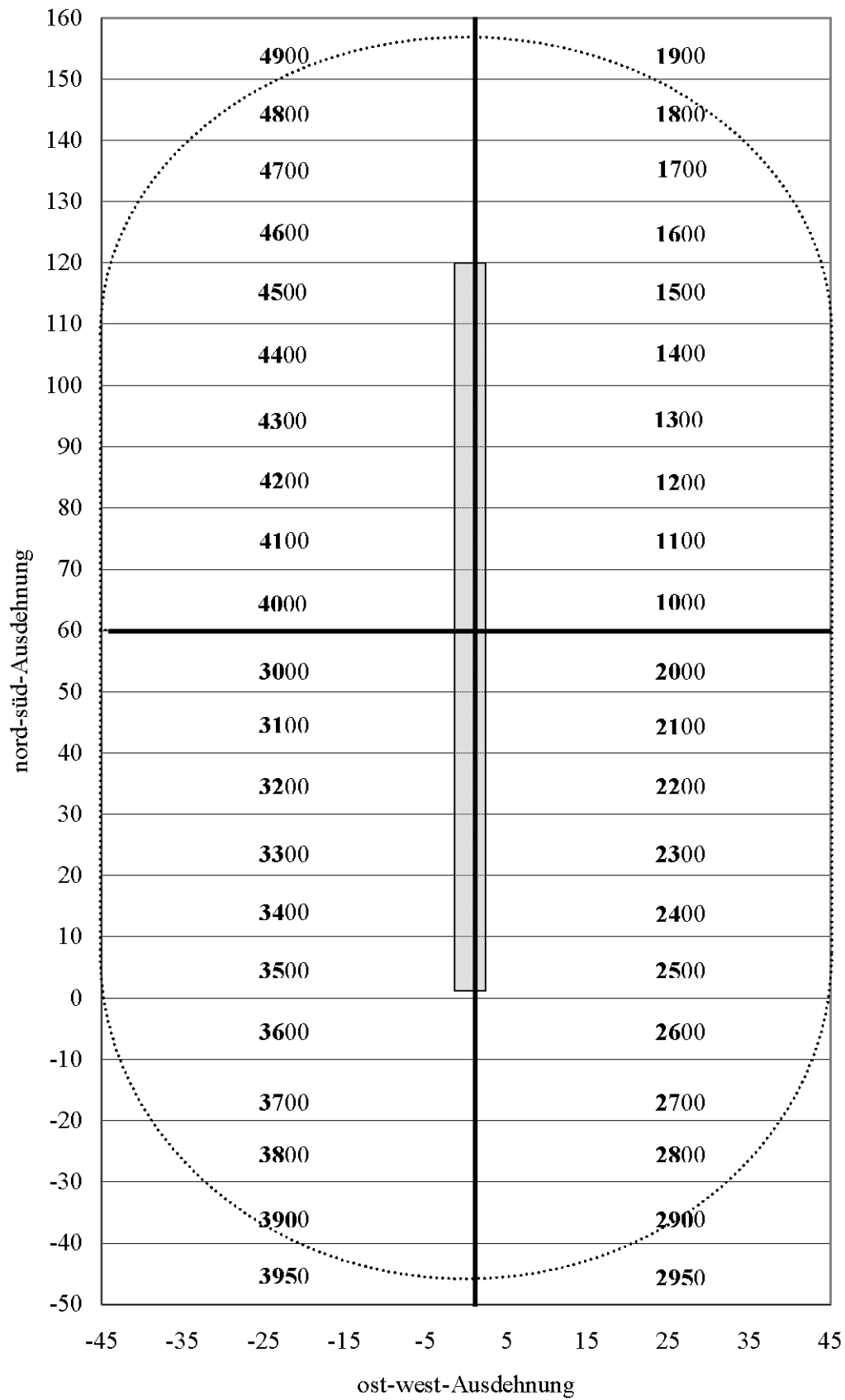


Abb.A-1: das Nummerierungssystem im Kranplot

Karten der exakten Position der Individuen im Plot

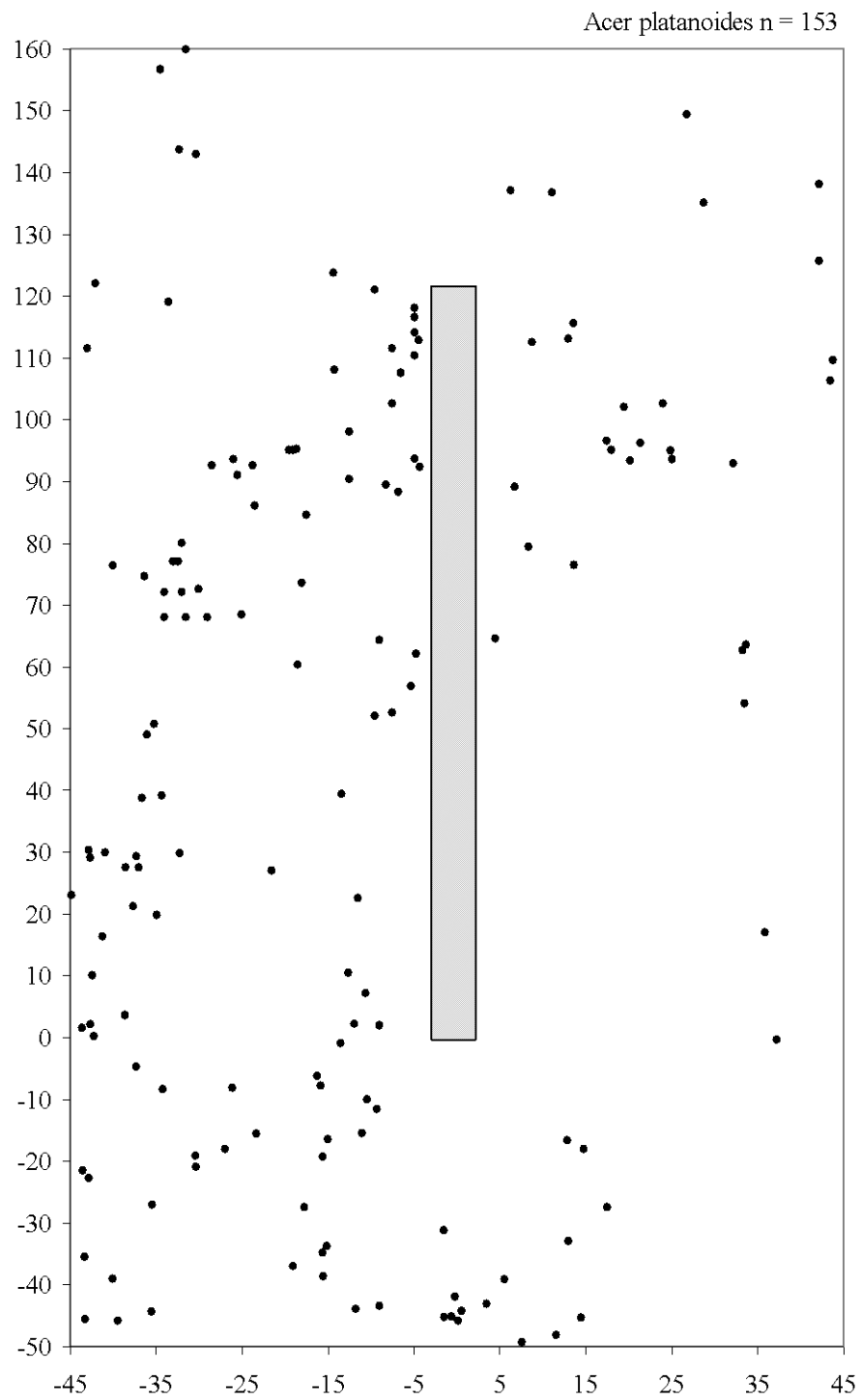


Abb.A-2: exakte Position aller *Acer platanoides*-Individuen im Plot

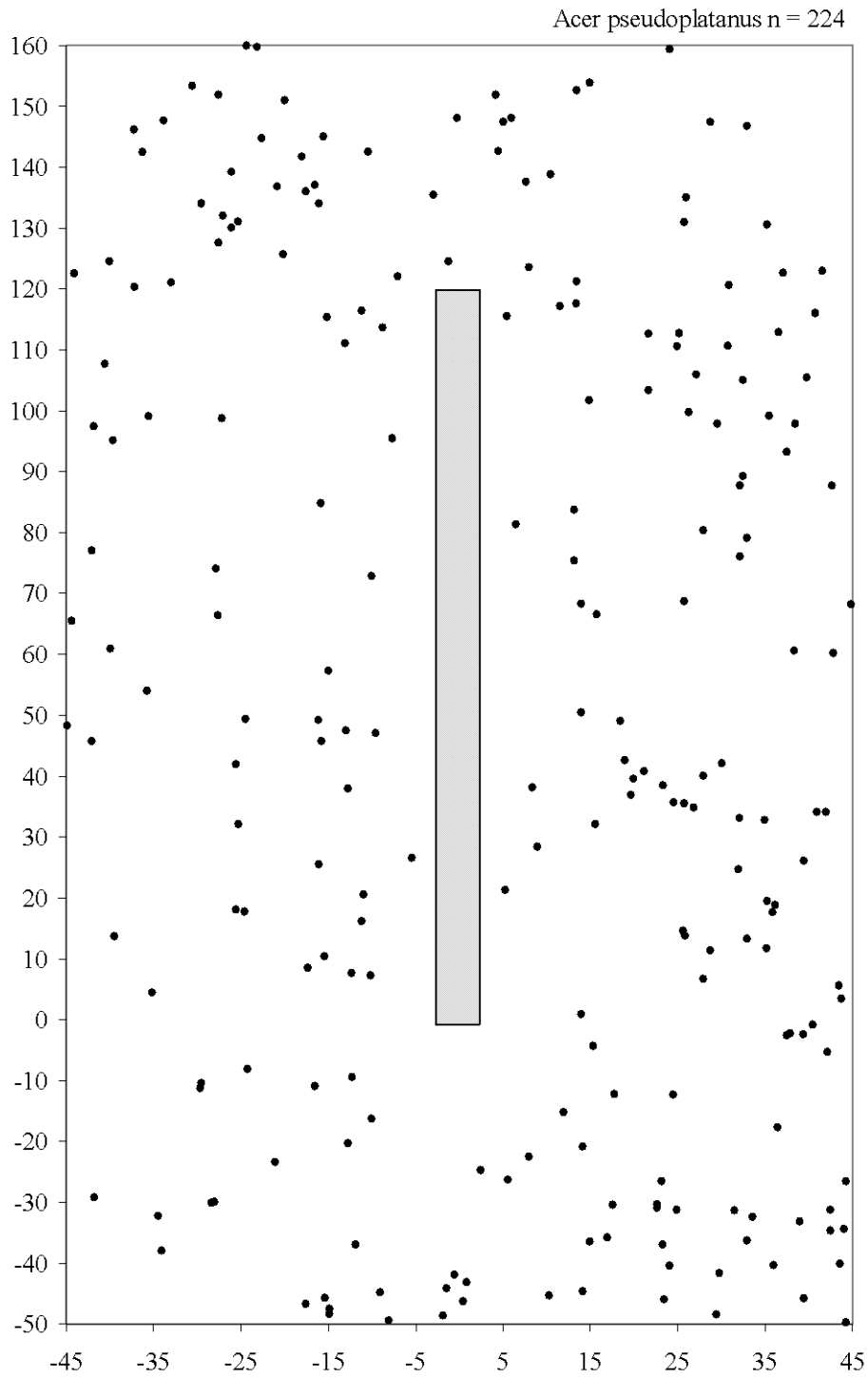


Abb.A-3: exakte Position aller *Acer pseudoplatanus*-Individuen im Plot

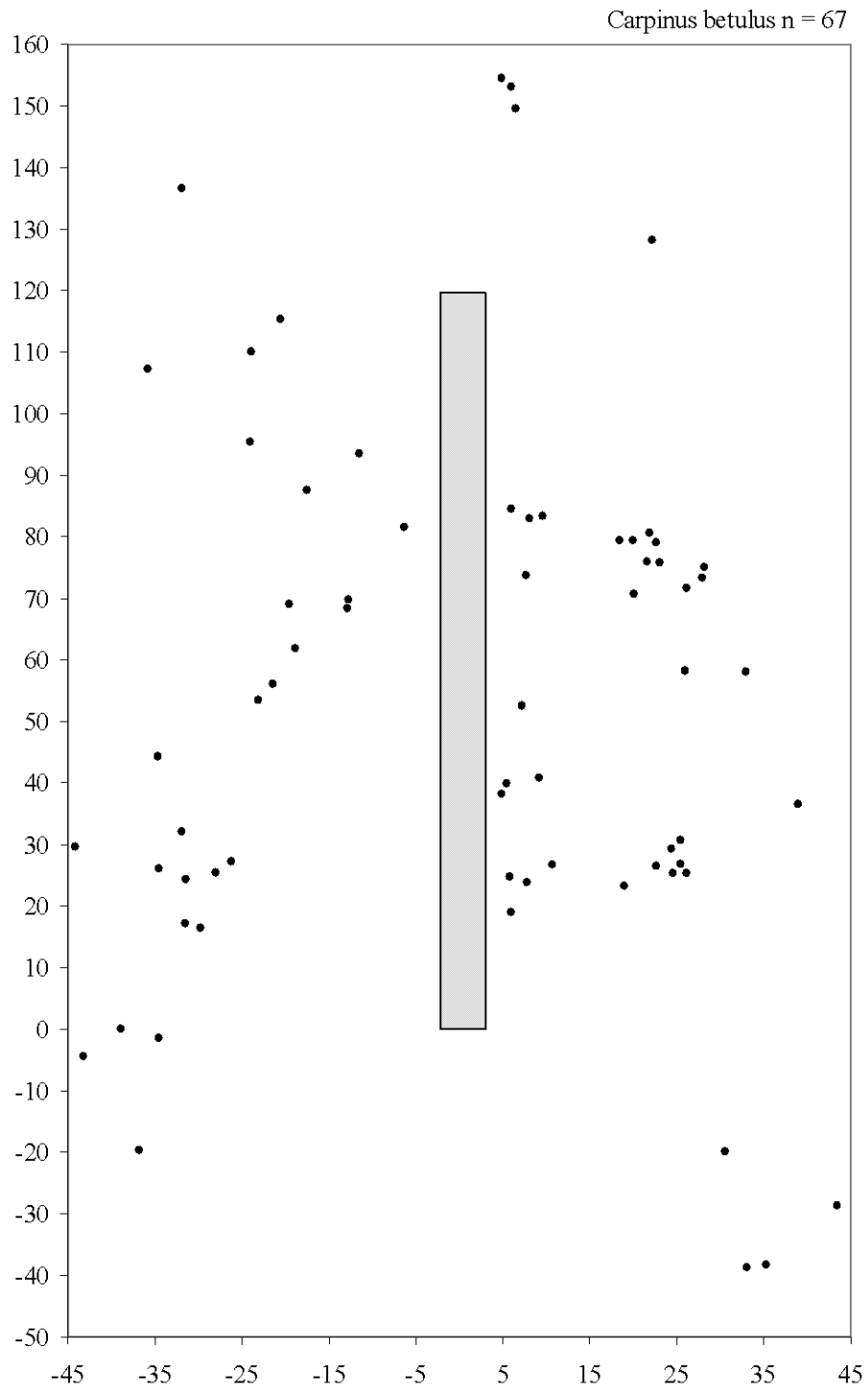


Abb.A-4: exakte Position aller *Carpinus betulus*-Individuen im Plot

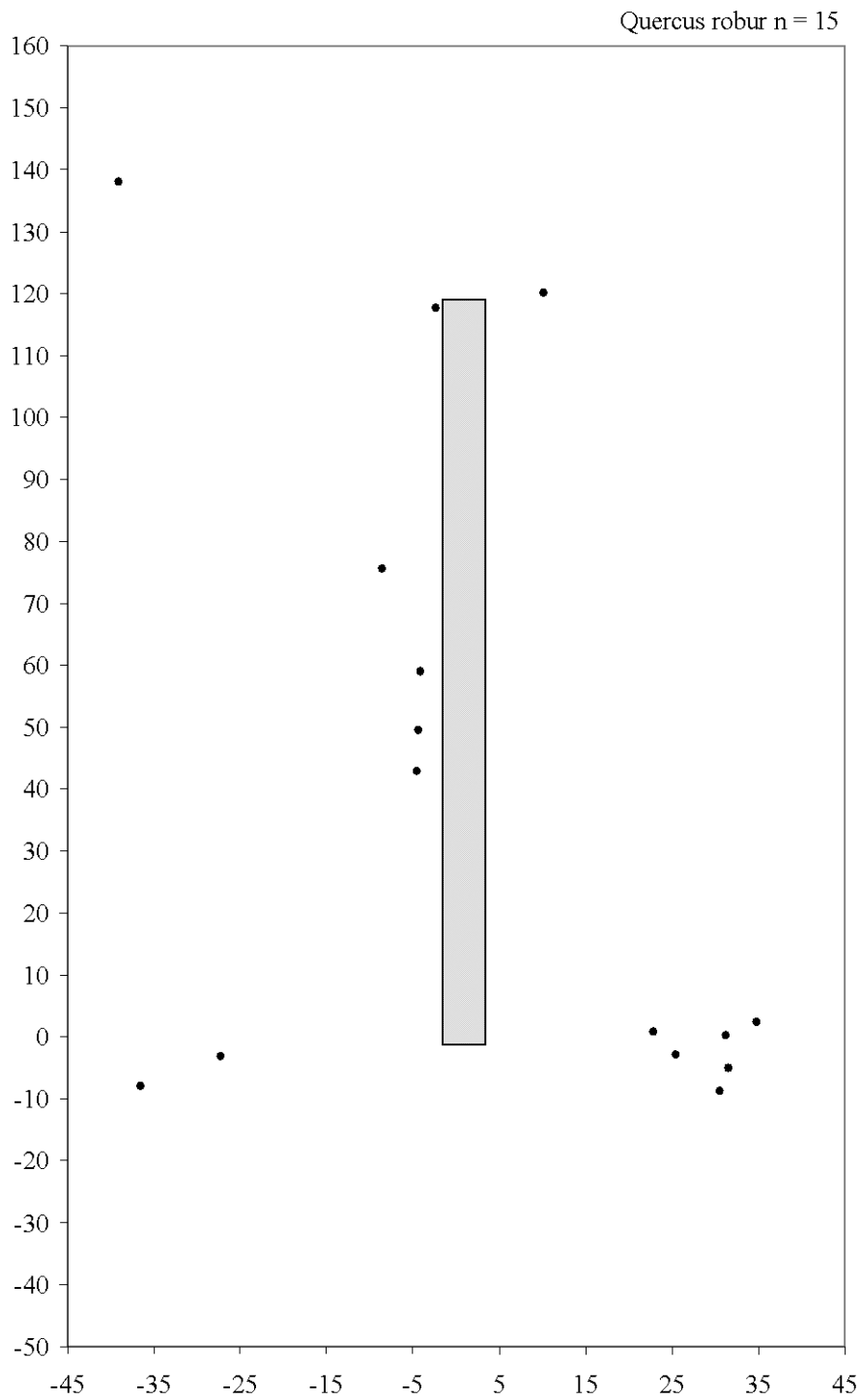


Abb.A-5: exakte Position aller *Quercus robur*-Individuen im Plot

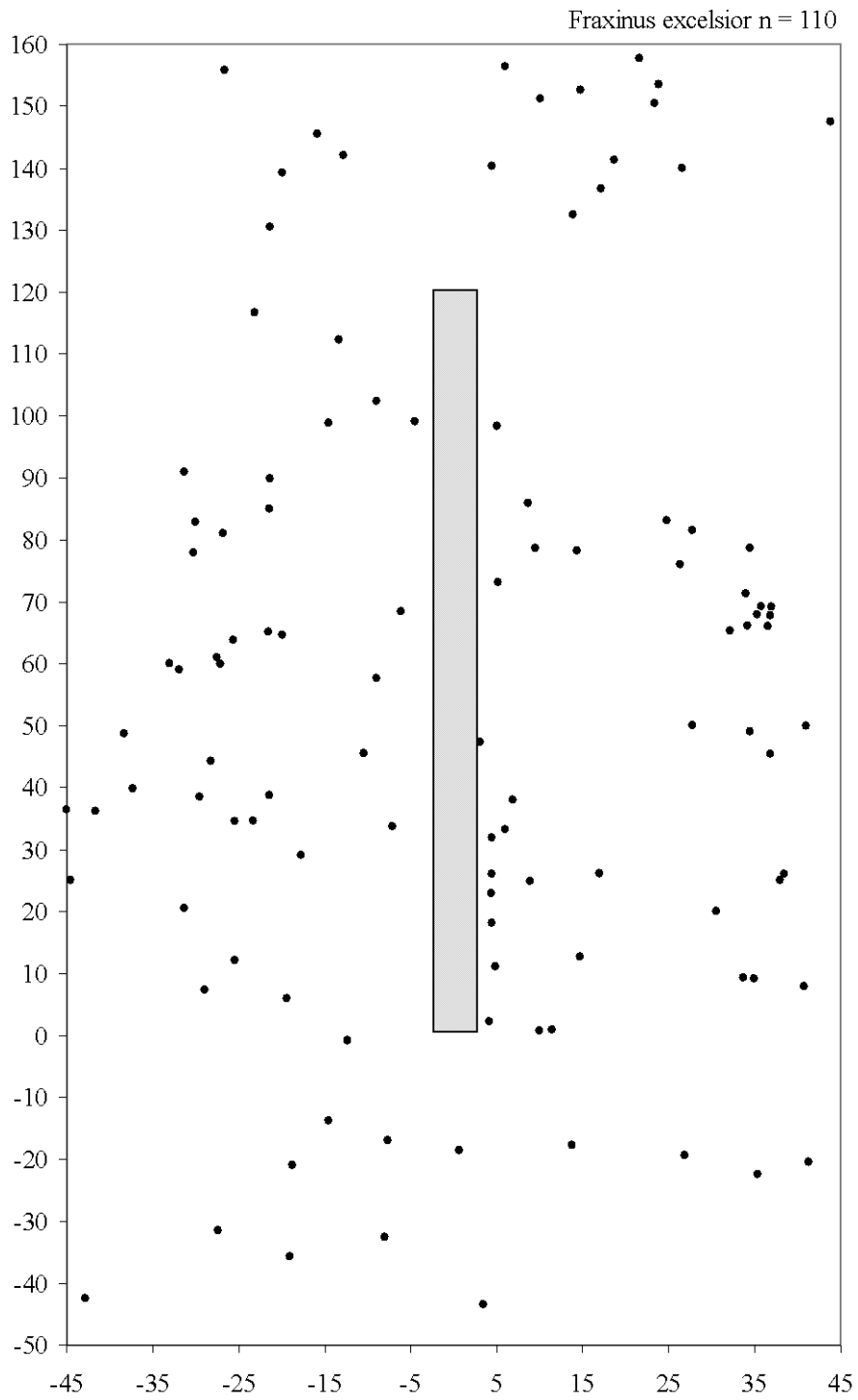


Abb.A-6: exakte Position aller *Fraxinus excelsior*-Individuen im Plot

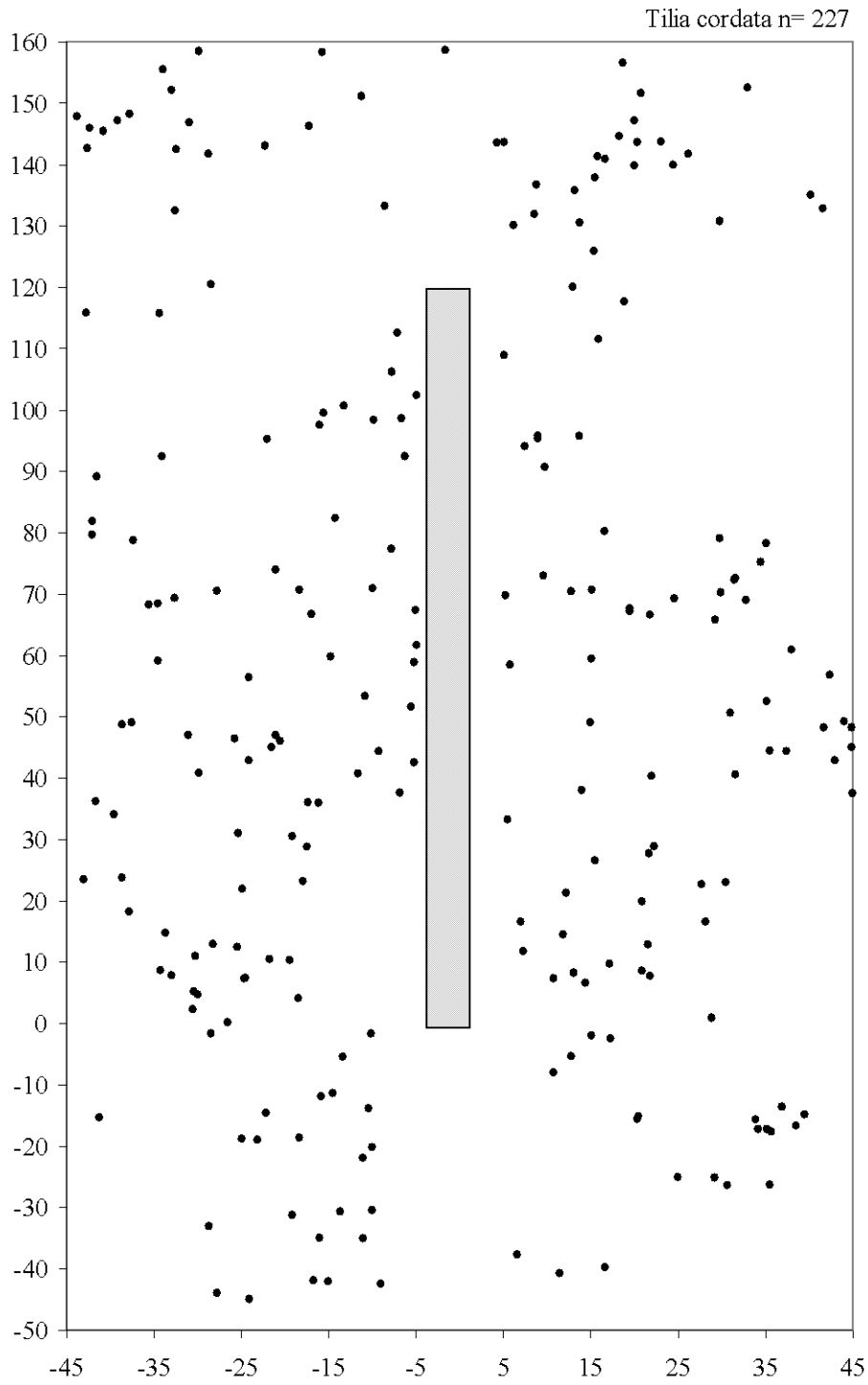


Abb.A-7: exakte Position aller *Tilia cordata*-Individuen im Plot

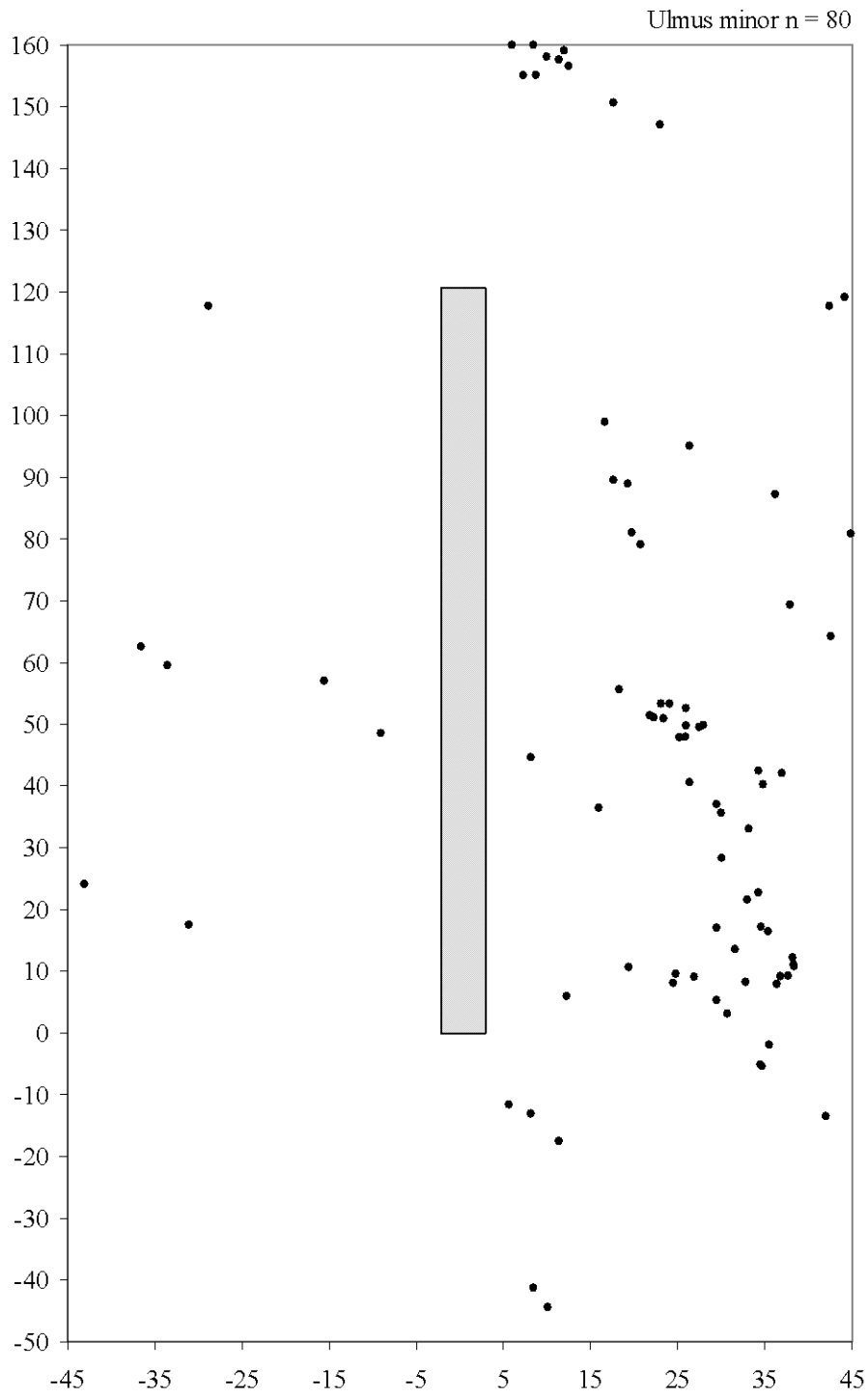


Abb.A-8: exakte Position aller *Ulmus minor*-Individuen im Plot

9 individuenarme Baumarten des Kranplotes

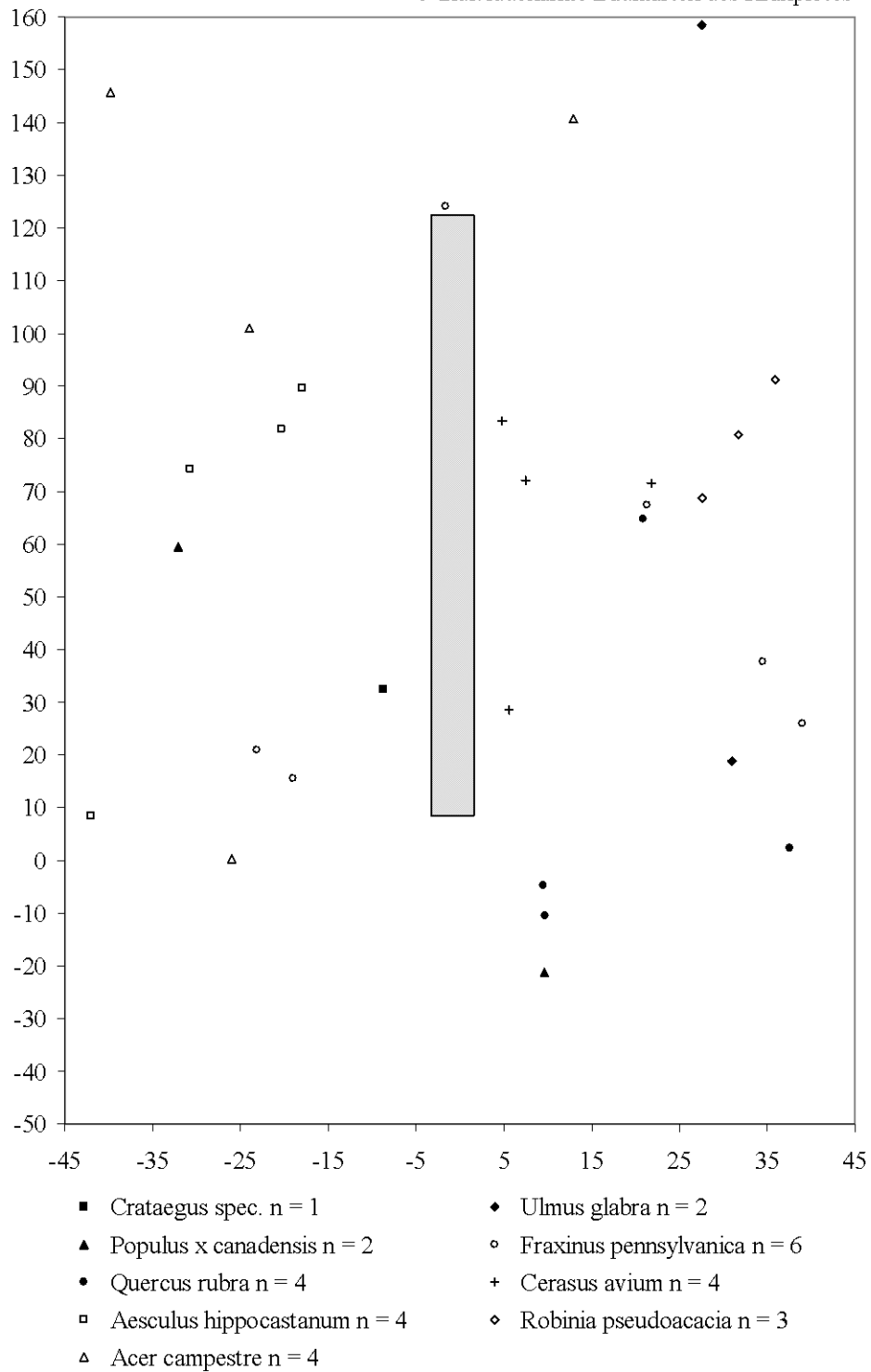


Abb.A-9: exakte Position der Bäume aller individuenarmen Arten im Plot