TECHNISCHE UNIVERSITÄT DRESDEN

Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften

Invasionsbiologie und ökologisches Verhalten der gebietsfremden Baumart *Fraxinus pennsylvanica* MARSH. in den Auenwäldern der Mittelelbe im naturschutzfachlichen Kontext

Als Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades *Doctor rerum silvaticarum* (*Dr. rer. silv.*) im Fach Forstwissenschaften eingereicht an der Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der Technischen Universität Dresden von Dipl.-Forstwirtin Doreen Schmiedel, geb. Ille, geboren am 03.08.1981 in Greiz.

Betreuer:
Herr Prof. Dr. Peter A. Schmidt, Technische Universität Dresden
Herr Prof. Dr. Sven Wagner, Technische Universität Dresden

Gutachter:
1. Herr Prof. Dr. Peter A. Schmidt, Technische Universität Dresden
2. Herr Prof. Dr. Dietmar Zacharias, Hochschule Bremen

Tag der Verteidigung:
24.03.2010

Danksagung

Ohne die Hilfe, Unterstützung und Motivation zahlreicher Menschen wäre diese Arbeit niemals zustande gekommen. Daher soll ein Dank an den Anfang gestellt werden. Der Reihenfolge der Namensnennung soll dabei keine Bedeutung beigemessen werden. Aufgrund der Vielzahl der Personen, die mir auf unterschiedliche Art und Weise Hilfe oder Motivation waren, haben mit Sicherheit nicht alle Platz gefunden. Mein Dank gilt auch ihnen!

Zuerst geht mein Dank an meinen Betreuer Prof. Dr. Peter A. Schmidt, der das Projekt initiierte, mich am Lehrstuhl förderte und unterstützte und mit seinen konzeptionellen und strukturellen Hinweisen eine große Hilfe war. Ich danke ebenso Herrn Prof. Dr. Sven Wagner, der die Untersuchungen zur Diasporenausbreitung und zur Verjüngungsetablierung betreute und durch wertvolle Diskussionen voranbrachte und unterstützte. Die methodischen Anregungen waren für mich oftmals richtungsweisend, wenn sich Fragen türmten. Mein Dank geht ebenso an den Zweitgutachter, Herrn Prof. Dr. Dietmar Zacharias, für die Übernahme des Gutachtens und seine hilfreichen Anregungen besonders zum naturschutzfachlichen Teil dieser Arbeit.

Der Deutschen Bundesstiftung Umwelt danke ich für die finanzielle Unterstützung mittels Stipendium und Sachkostenfinanzierung sowie ihre ideelle Förderung. Frau Dr. Schlegel-Starmann, als Ansprechpartnerin der Stiftung, stand mir während der Förderungsdauer bei Fragen stets zur Seite. Gern denke ich an den guten Austausch während der Stipendiatenseminare zurück. Danken möchte ich dem Deutschen Akademischen Austauschdienst (DAAD) für die finanzielle Ermöglichung des Forschungsaufenthaltes in Pennsylvania, USA. Mein Dank gilt auch der Gesellschaft von Freunden und Förderern der Technischen Universität Dresden e.V. für die finanzielle Unterstützung zur Teilnahme an einem Computerkurs.

Ich möchte der Umweltstiftung WWF Deutschland, vertreten durch Frau Dr. Astrid Eichhorn, für die Bereitstellung der Untersuchungsfläche sowie des Kartenmaterials und die unkomplizierten Absprachen zu den Untersuchungen danken. Gedankt sei auch Herrn Dr. Lutz Reichhoff und Herrn Uwe Patzak von der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH in Dessau für ihre Unterstützung bei der Flächenauswahl, ihre praktischen Hinweise und die Bereitstellung von Kartenmaterial. Ein herzlicher Dank geht an Herrn Pannach und Herrn Puhlmann, Mitarbeiter der Biosphärenreservatsverwaltung „Mittelelbe“, für hilfreiche Angaben. Danken möchte ich dem Forstamt Dessau und dem Forstbetrieb Anhalt mit seinen Leitern, Mitarbeitern und Revierförstern, die mich mit Karten ausgestattet haben und mir einen Überblick über die Waldflächen des Mittelelbegebietes gewährt haben. Erwähnen möchte ich dabei Herrn Weninger, Herrn Heide, und Herrn Heyer. Gedankt sei dem Landesverwaltungsamt Sachsen-Anhalt, vertreten durch Frau Höhne, für die Genehmigung des Betretens der Untersuchungsflächen in Naturschutzgebieten. Danken möchte ich Frau Katrin Paul vom Landesforstbetrieb Sachsen-Anhalt für die Bereitstellung der Forsteinrichtungsdaten.

Ich danke Prof. Dr. Oliver Tackenberg (Universität Regensburg, jetzt Frankfurt a. Main) für die Möglichkeit der Durchführung von Untersuchungen zur Hydrochorie und seine methodische Unterstützung. Danken möchte ich ebenfalls seiner Mitarbeiterin Heidrun Will

für die Organisation vor Ort. Besonderer Dank gilt Herrn Roland Brandt (Staatsbetrieb Sachsenforst) sowie seinen Mitarbeiterinnen vom Saatgutlabor für die Bereitstellung des Keimschrankes für die zahlreichen Keimversuche. Mein Dank gilt ebenfalls Prof. Dr. Margot Kaye (Pennsylvania State University State College) für die Ermöglichung des Aufenthaltes in Pennsylvania und die Hilfe während dieser Zeit. Mark Goebel war bei den Vorbereitungen des Auslandsaufenthaltes und auch dort vor Ort eine unersetzlich große Hilfe.

Danken möchte ich Herrn Bernhard Mühr für die zur Verfügung gestellten Klimadaten und -karten. Vielen Dank an Herrn Dirk Lindner, der mir freundlicherweise die Wetterdaten seiner privaten Wetterstation in Dessau (www.dessauwetter.de) zur Nutzung überließ. Mein Dank gilt ebenso dem Bundesamt für Naturschutz für die Genehmigung des Abdrucks der Verbreitungskarte von *Fraxinus pennsylvanica* innerhalb Deutschlands aus der Datenbank Gefäßpflanzen.

Danken möchte ich meinen Kollegen des Lehrstuhles für Landeskultur und Naturschutz – es war eine sehr angenehme Zusammenarbeit: Dr. Maik Denner, Dr. Eckehard-Gunter Wilhelm, Steffen Hilpert, Dirk Wendel, Claudia Walczak, Marita Zieverink, Thomas Glaser, Ulrich Klausnitzer, Inga Frehse, Norman Döring, Jana Hartlieb, Sven Conrad, Martina Wöbke. Ein besonderes Dankeschön für die kritische Durchsicht des Manuskriptes an Marita Zieverink und für die Rechtschreibungsprüfung an Inga Frehse. Danke sagen möchte ich auch bei den Mitarbeitern des Lehrstuhles für Waldbau: Nico Frischbier, Thomas Irmscher, Jörg Wollmerstädt, Dr. Holger Fischer. Danke für die ausgeliehenen Geräte und die wertvollen Diskussionen. Ein besonderer Dank gilt Franka Huth. Sie hat stets geduldig Fragen bei den Modellberechnungen beantwortet. Ich danke Birgit Leonhardt und Karoline Schua, die mir als Mitdoktorandinnen oft moralische Unterstützung gewesen sind und mich mit so manchen guten Diskussionen voranbrachten. Bedanken möchte ich mich auch bei Herrn Dr. Römisch für seine Hilfe bei den statistischen Auswertungen. Vielen Dank auch an Herrn Bäucker für die Mikroaufnahmen des Holzes der Rot-Esche.

Ein großes Dankeschön geht auch an die, die mir für die Fahrten zu den Versuchsflächen so unkompliziert und bereitwillig ihr Auto geborgt haben: Kathrin Reichel, Margret Biermann, Carsten Oertel, Angela Schmidts, Annabell Boden. Rahel Harbig war mir eine gute Gesellschaft und schnelle Hilfe für die Einmessung der Mutterbaumkoordinaten. Vielen Dank für Deinen Einsatz.

Mein Dank gilt meinen Eltern, die mir mein Studium ermöglicht haben und mich auch während der Promotion aus der Ferne unterstützt haben sowie meinen Geschwistern. Meiner Freundin Annabell Boden möchte ich für ihre Ermunterung und Ermutigung danken. Meinem Mann Martin möchte ich von ganzem Herzen für seine Liebe, seine Unterstützung und Hilfe bei Geländeaufnahmen, manchen wertvollen Hinweis und sein Verständnis danken.

Mein Dank geht vor allem an Gott für sein Geschenk der Natur und des Lebens und seine Bewahrung bei allen Aufgaben während der Promotionszeit.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung 1
2 Zielstellung und methodische Gesamtkonzeption 8
2.1 Zielstellung und Gliederung der Arbeit 8
2.1.1 Zielstellung der Arbeit 8
2.1.2 Gliederung der Arbeit und Konzept der Untersuchungen 10
2.2 Untersuchungsgebiet 14
2.2.1 Geologische Verhältnisse und Böden 15
2.2.2 Klima 15
2.2.3 Hydrologie 16
2.2.4 Vegetation 16
2.2.5 Potenzielle natürliche Vegetation 17
2.3 Auswertungsmethoden 18
2.3.1 Boxplot-Diagramme 18
2.3.2 Angewendete Statistische Tests 19
2.3.3 Korrelation und Regression 19
3 Die Art *Fraxinus pennsylvanica* 21
3.1 Biologisch-ökologische Charakterisierung der Art 21
3.1.1 Taxonomie 21
3.1.2 Natürliche Verbreitung und Standorte 21
3.1.3 Morphologische Charakterisierung 23
3.1.4 Ökologie und Wachstum 24
3.1.5 Ökophysiologisches Potenzial 26
3.2 Einführung und derzeitige Ausbreitungssituation 28
3.2.1 Einführung und Situation in Europa 28
3.2.2 Einführung und Situation in Deutschland 29
3.2.3 Situation für das Gebiet Mittlere Elbe 30
3.3 Auswertung vorliegender Daten zum Vorkommen der Art an der Mittleren Elbe 33
3.3.1 Forsteinrichtung 33
3.3.2 Naturschutzgroßprojekt 34
4 Untersuchungen zur Diasporenausbreitung 38
4.1 Einleitung 38
4.2 Methoden 41
4.2.1 Anemochore Diasporenausbreitung 41
4.2.2 Hydrochore Diasporenausbreitung 49
4.3 Ergebnisse 50
4.3.1 Anemochore Diasporenausbreitung 50
4.3.2 Hydrochore Diasporenausbreitung 58
4.4 Diskussion 60
4.4.1 Anemochore Diasporenausbreitung 60
4.4.2 Hydrochore Diasporenausbreitung 69
4.5 Zusammenfassung 71
5 Untersuchungen zu Keimungsverhalten und Dormanz 73
5.1 Einleitung 73
5.2 Methoden 75
5.2.1 Erfassung von etablierten Keimlingen (Grauer Steinhau) 75
5.2.2 Dauerbeobachtungsflächen 77
5.2.3 Keimung nach Lagerung der Samen im Wasser 77
5.2.4 Überdauerungsfähigkeit der Samen in der Diasporenbank 79

5.3 Ergebnisse ... 80
5.3.1 Erfassung von etablierten Keimlingen (Grauer Steinhau) ... 80
5.3.2 Dauerbeobachtungsflächen ... 83
5.3.3 Keimung nach Lagerung im Wasser ... 83
5.3.4 Diasporenbank ... 86
5.4 Diskussion ... 88
5.4.1 Keimlingsdichten ... 88
5.4.2 Dauerbeobachtungsflächen ... 91
5.4.3 Keimung nach Lagerung im Wasser ... 93
5.4.4 Diasporenbank ... 95
5.5 Zusammenfassung ... 98
6 Untersuchungen zur Verjüngung auf unterschiedlichen Standorten im Hartholzauenwald ... 99
6.1 Einleitung ... 99
6.2 Untersuchungsflächen ... 101
6.3 Methoden ... 104
6.3.1 Erfassung der Verjüngung in unterschiedlichen Habitaten ... 104
6.3.2 Simulation der möglichen Diasporenausbreitung ... 107
6.4 Ergebnisse ... 108
6.4.1 Verjüngung in unterschiedlichen Habitaten ... 108
6.4.2 Simulation ... 114
6.5 Diskussion ... 116
6.5.1 Verjüngung in unterschiedlichen Habitaten ... 116
6.5.2 Simulation ... 120
6.6 Zusammenfassung ... 122
7 Naturschutzfachliche Analyse und Bewertung ... 124
7.1 Naturschutzfachliche Analyse ... 124
7.1.1 Problemfeld Neophyten/invasive Arten in Schutzgebieten ... 124
7.1.2 *Fraxinus pennsylvanica* im untersuchten Schutzgebiet ... 128
7.1.3 Szenarien ... 135
7.2 Naturschutzfachliche Bewertung ... 140
7.2.1 Bewertung anhand naturschutzfachlicher Aspekte ... 140
7.2.2 Naturschutzfachliche Folgen ... 149
7.3 Zusammenfassung ... 151
8 Schlussfolgerungen und Ausblick ... 152
9 Zusammenfassung ... 154
10 Summary ... 156
11 Literatur ... 158
Anhang ... 169

Abbildungen

Abb. 2.1: Schematische Darstellung des Lebenszyklus von Gehölzpflanzen. 12
Abb. 2.2: Karte von Deutschland und von Sachsen-Anhalt. 14
Abb. 2.3: Klimadiagramme von Köthen (Anhalt) und Magdeburg. 16
Abb. 2.4: Boxplot-Diagramm mit Erläuterungen. 18
Abb. 3.1: Karte des natürlichen Areals von *Fraxinus pennsylvanica*. 22
Abb. 3.2: Verbreitungskarte von *Fraxinus pennsylvanica* mit der Arealgrenze nach Little (1971) und den Forest Inventory Analysis Importance Values. 23
Abb. 3.3: Mikroaufnahmen der Holzanatomie im Querschnitt, tangential und radial. 24
Abb. 3.4: Karten der mittleren Niederschläge und der Mitteltemperatur aus Klimadaten der Jahre 1961-1990 von Europa und Nordamerika. 27
Abb. 3.5: Verbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* in Deutschland und in Ostdeutschland auf der Basis einer Rasterkartierung. 30
Abb. 3.6: Geländehöhensummenkurve "Walternienburger Forst P8" mit Angabe der Mittelwasserlinie der Elbe und der Hauptuntergrenze bzw. Untergrenze ausgewählter Arten. 32
Abb. 3.7: Angaben zur Gesamtfläche der Bestände von *Fraxinus pennsylvanica* in den verschiedenen Bestandesschichten, unter unterschiedlicher Bewirtschaftung und zur Altersstruktur nach Forsteinrichtungsdaten. 34
Abb. 3.8: Karte zur Verbreitung und Häufigkeit von *Fraxinus pennsylvanica* im Projektkerngebiet des Naturschutzgroßprojektes. 37
Abb. 4.1: Karte des Untersuchungsgebietes Grauer Steinhau mit eingetragener Untersuchungsfläche, Fallendesign sowie Standpunkte der 22 Mutterbäume. 42
Abb. 4.2: Darstellung der isotropen und der anisotropen Dichteverteilung. 46
Abb. 4.3: Fallgeschwindigkeit der Samen von *Fraxinus excelsior* und *Fraxinus pennsylvanica*. 51
Abb. 4.4: Allometrische Beziehungen zwischen Kronendurchmesser und Brusthöhendurchmesser sowie zwischen Kronenlänge und Brusthöhendurchmesser. 52
Abb. 4.5: Allometrische Beziehung zwischen Brusthöhendurchmesser und Klasse der Fruktifikation. 53
Abb. 4.6: Rohdaten der Gesamtsumme der Diasporenfänge in acht Himmelsrichtungen. 54
Abb. 4.7: Anteile des Samenfalls in den einzelnen Monaten der Fangperiode Oktober 2006 bis März 2007. 55
Abb. 4.8: Darstellung der Samendichte/m² in Abhängigkeit von der Entfernung zu einem Mutterbaum mit einem Brusthöhendurchmesser von 39 cm für das isotrope und das anisotrope Modell. 56
Abb. 4.9: Korrelationsanalyse über die Daten der Fallenfänge und Modellberechnungen 57
Abb. 4.10: Vergleich von Windvektor und geschätzter Ausbreitungsrichtung der Diasporen. 58
Abb. 4.11: Anteile der schwimmenden Diasporen von *Fraxinus pennsylvanica* und *Fraxinus excelsior* mit zugehöriger Standardabweichung. 59
Abb. 4.12: Darstellung der logistischen Ausgleichsfunktion für die Schwimmfähigkeit der Samen von *Fraxinus excelsior* und *Fraxinus pennsylvanica*. 59
Abb. 5.1: Aufnahmedesign für die 80 Keimungsplots. 76
Abb. 5.2: Darstellung der Rohdaten der erfassten Keimlingsdichten auf den einzelnen Transekten und der Summenwerte für die Keimlingsdichten und Diasporendichten in den einzelnen Probepunkten. 81
Abb. 5.3: Darstellung der linearen Regression über die erfassten Keimlingszahlen/m² und die Samendichten/m². 82

Abb. 5.4: Keimlingsdichten im Jahr 2007 auf zwei Dauerbeobachtungsflächen für drei Erfassungsmonate. 83
Abb. 5.5: Keimfähigkeit der Samen der Rot-Esche in den einzelnen Varianten mit Minima und Maxima sowie Median und Regressionsanalyse. 84
Abb. 5.6: Keimung von *Fraxinus pennsylvanica*-Samen nach drei Varianten unterschiedlicher Aufenthaltsdauer im Wasser. 85
Abb. 5.7: Anpassungs-Fits der Boltzmann-Funktion für die Mittelwerte der Anzahl gekeimter Samen in Abhängigkeit von der Aufenthaltsdauer im Wasser. 86
Abb. 5.8: Darstellung der Ergebnisse des Vergrabungsversuchs zur Diasporenbank. 87
Abb. 5.9: Anteil intakter Diasporen aus dem Vergrabungsexperiment im Verhältnis zum Entnahmezeitpunkt und Darstellung der linearen Regression. 88
Abb. 5.10: Zusammenhang zwischen Diasporenausbreitungskurve und der Dichte von Schutzstellen für die Gattung *Fraxinus*. 91
Abb. 6.1: Karte vom Untersuchungsgebiet Kühnauer Forst mit den 25 erfassten Plots. 101
Abb. 6.2: Karte des NSG Saalberghau mit den sechs erfassten Plots. 102
Abb. 6.3: Karte vom NSG Steckby-Lödderitzer Forst, Teil Steutzer Aue, mit den 11 erfassten Plots. 103
Abb. 6.4: Kartenausschnitt von Pennsylvania mit State College und den drei untersuchten Vorkommen der Rot-Esche. 104
Abb. 6.5: Häufigkeit der untersuchten Habitate und zugehörige prozentuale Pflanzenzahlen von Verjüngung von *Fraxinus pennsylvanica*. 109
Abb. 6.6: Boxplot-Darstellung der Daten zu Dichte, Höhe, Zuwachs und Entfernung vom Mutterbaum für die Verjüngungspflanzen in den erfassten Habitaten. 110
Abb. 6.7: Dichteverteilung der Verjüngung für die vier verschiedenen Habitattypen. 111
Abb. 6.8: Höhenverteilung der Verjüngung für die vier verschiedenen Habitattypen. 112
Abb. 6.9: Abhängigkeit der Anzahl an Pflanzen pro m² vom Überschirmungsprozent in den fünf Höhenklassen mit schwacher und starker Glättung der Daten. 112
Abb. 6.10: Darstellung der Parameter Dichte, Pflanzenhöhe und Zuwachs für die Aufnahmeflächen in Deutschland im Vergleich zu Pennsylvania. 113
Abb. 6.11: Histogramme von Dichte- u. Höhenklassen der Aufnahmen in Pennsylvania. 114
Abb. 6.12: Lineare Regression zwischen simulierter Samendichte und mittlerer Pflanzendichte pro Plot. 116
Abb. 7.1: Varianten der Samendichteverteilung unter zwei verschiedenen Mutterbaumverteilungsmustern. 131
Abb. 7.2: Bewertungsverfahren zur naturschutzfachlichen Einordnung der Rot-Esche. 150

Tabellen

Tab. 3.1: Präsenz von *Fraxinus pennsylvanica* in 1514 Probeflächen. 32
Tab. 3.2: Die Dichte gekeimter Früchte von *Fraxinus pennsylvanica*. 33
Tab. 3.3: Anteile von *Fraxinus pennsylvanica* am Gesamtbestand der Wälder auf Auenstandorten. 35
Tab. 3.4: Standörtlich-vegetationskundliche Zuordnung von *Fraxinus pennsylvanica* zu den Waldtypen des Mittelelbegebietes. 36
Tab. 4.1: Klassen der Fruktifikation. 44
Tab. 4.2: Zeiträume des Diasporenfangs und Darstellung des jeweiligen Anteils an Diasporenmenge mit Wichtungsfaktor. 48
Tab. 4.3: Ergebnisse der WaldStat-Modellierung für die isotrope Samenausbreitung. 55
Tab. 4.4: Ergebnisse der WaldStat-Modellierung für die anisotrope Samenausbreitung. 55
Tab. 4.5: Mittelwerte der acht Wiederholungen für die Anteile schwimmfähiger Samen sowie der Standardabweichung an den einzelnen Messzeitpunkten. 59
Tab. 4.6: Schwimmdauer der Samen von *Fraxinus pennsylvanica* und *F. excelsior* 60
Tab. 4.7: Übersicht zur AIC-Analyse drei verschiedener Modelle für beide Eschenarten. 60
Tab. 4.8: Fallgeschwindigkeiten für drei ausgewählte Eschenarten. 61
Tab. 4.9: Vergleich der Ergebnisse eigener Untersuchungen zur Samenproduktion mit Literaturangaben. 65
Tab. 5.1: Entnahmetermine und Lagerungsdauer innerhalb des Vergrabungsversuches. 80
Tab. 5.2: Ergebnisse der isotropen Modellierung der Keimlingsdichte. 83
Tab. 5.3: Ergebnisse der anisotropen Modellierung der Keimlingsdichte. 83
Tab. 5.4: Ergebnisse von Tukey-HSD-Test und Scheffé-Test für Keimungsversuch. 84
Tab. 5.5: Ergebnisse des Mann-Whitney-Tests für Keimungsversuch. 85
Tab. 5.6: Fitting-Parameter für die Boltzmann-Funktion mit jeweiligem Standardfehler. 86
Tab. 6.1: Ausgewiesene Höhen- und Dichteklassen. 106
Tab. 6.2: Verwendete Modellparameter. 107
Tab. 6.3: Ergebnisse des Mann-Whitney-Tests für die Auswertung von Dichte, Höhe und Zuwachs der Verjüngungspflanzen getrennt nach den vier Habitattypen. 110
Tab. 6.4: Ergebnisse der Simulationsrechnung. 115
Tab. 6.5: Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests für die Pflanzendichte pro Plot der Simulationsrechnung getrennt nach den vier Habitattypen. 116
Tab. 7.1: Sich vorteilhaft bzw. nachteilig auswirkende Eigenschaften bzw. Faktoren auf die Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica*. 130
Tab. 7.2: Biologisch-ökologischer Vergleich von vier einheimischen Baumarten des Hartholzauenwaldes mit *Fraxinus pennsylvanica*. 133
Tab. 7.3: Unterschiede in Naturschutzzielen und verschiedene Haltungen und Bewertungen gebietsfremder Arten. 143
Tab. 7.4: Auswertung der Szenarien hinsichtlich der Erreichung der Naturschutzziele. 147

1 Einleitung

Das Erscheinungsbild unserer Erde ist seit ihrem Bestehen durch die Ausbreitung und Wanderung von Arten und einem damit einhergehenden stetigen Wandel gekennzeichnet: Arten verändern ihr Areal und besiedeln neue Standorte (Kowarik 2003). Aufgrund der zunehmenden anthropogenen Beeinflussung erreicht die Ausbreitung von Arten heute völlig neue Dimensionen, da Arten sich auch in Gebieten ausbreiten, die für sie im Rahmen natürlicher Prozesse nicht zu erreichen gewesen wären. Biologische Invasionen sind die Folgen des steigenden internationalen Warenaustausches und Reiseverkehrs sowie der fortschreitenden Veränderung der Landnutzung. Gerade vor dem Hintergrund der prognostizierten Klimaerwärmung haben biologische Invasionen vermehrt an Bedeutung gewonnen. Invasive Arten verursachen weltweit dramatische Veränderungen in verschiedenen Ökosystemen und werden immer wieder als Grund für den Rückgang der Biodiversität diskutiert (Ladle 2009). Weitere Folgen der Ausbreitung invasiver Arten sind ökonomische, ökologische und gesundheitliche Schäden. Eine vom Umweltbundesamt in Auftrag gegebene Studie über die ökonomischen Folgen der Ausbreitung gebietsfremder Arten in Deutschland beziffert die Schäden mit jährlichen Kosten von 167 Mio. € (Reinhardt et al. 2003). Mehr und mehr sind gebietsfremde Arten daher Gegenstand der Forschung und zeigen vor allem vor dem Hintergrund naturschutzfachlicher Bewertungen eine hohe Brisanz.

Gebietsfremde Arten wurden vom Menschen im Zuge von Handel, Eroberungszügen oder Forschungsreisen beabsichtigt oder unbeabsichtigt in neue Gebiete verschleppt und dort zum Teil als Zier- oder Nutzpflanze aus kulturellem oder wirtschaftlichem Interesse eingeführt. Eine frühe Einbindung erfolgte vor allem in botanischen Gärten oder Parkanlagen. Bei besonderer Eignung wurden die Pflanzenarten auch sekundär in die Gartenkultur sowie in Land- und Forstwirtschaft übernommen. In der Forstwirtschaft wurden, vor allem in der Vergangenheit, nichteinheimische Baumarten teilweise einheimischen Baumarten vorgezogen, weil sie sich durch folgende Merkmale auszeichneten (Zobel et al. 1987): breitere Standortsamplitude sowie Wüchsigkeit auf degradierten Waldböden und Waldgrenzstandorten. Häufig ist bei ihnen Schnellwüchsigkeit mit guten Holzeigenschaften gepaart. Insgesamt übersteigt zum heutigen Zeitpunkt die Anzahl nichteinheimischer Gehölzarten die Zahl der in Deutschland einheimischen um das 16fache (Kowarik 2003). Von den Pflanzenarten, die vom Menschen in ein neues Gebiet eingeführt wurden, ist nur relativ wenigen eine Etablierung gelungen (Starfinger 1990). Und wiederum ein sehr geringer Anteil der etablierten gebietsfremden Arten wird im Sinne des Naturschutzes zum Problemfall (BfN 2005). In Deutschland werden derzeit 20 bis 30 Arten als problematisch eingestuft und teilweise bekämpft (z.B. *Fallopia japonica*, *Heracleum mantegazzianum*, *Prunus serotina*) (Eser 2004).

Gebietsfremde Pflanzenarten, deren Ausbreitung und die daraus resultierende Wirkung im neuen Ökosystem sind schon lange Gegenstand der wissenschaftlichen Forschung. Elton (2000) wies 1958 jedoch als erster neben der ökologischen auch auf die wirtschaftliche Bedeutung von biologischen Invasionen und deren Veränderungen in den neuen Arealen für die Biodiversität hin. Aufgrund der langen Landnutzungsgeschichte Mitteleuropas mit dem

frühen Einhergehen der Einfuhr, Ausbreitung und Durchdringung der Natur mit gebietsfremden Arten sind die Folgen biologischer Invasionen hier weniger gravierend als in Gebieten mit endemitenreicher Flora und Fauna. Dennoch sind sie auch in Mitteleuropa ein weit verbreitetes und konfliktträchtiges Phänomen (Kowarik 2003).

Seit dem 19. Jahrhundert hat das Thema auch in der deutschsprachigen Wissenschaft einen besonderen Stellenwert (Sukopp 1995). Die Adventivfloristik sammelte Informationen über die Vielfalt der „fremden" Arten. Vor etwa 230 Jahren wurde wohl die erste deutschsprachige Veröffentlichung zur Migration von Pflanzen verfasst, worin bereits Neophyten thematisiert werden (Anonymus 1782). Im Laufe der Zeit veränderten sich diesbezügliche Forschungsinteressen. Wesentliche Forschungsschwerpunkte sind in den letzten Jahren dabei zunehmend durch invasive gebietsfremde Arten verursachte evolutionäre Prozesse und Konsequenzen für die eingeführten und die einheimischen Arten (z.B. Blossey & Nötzold 1995; Auge et al. 2001; Suarez & Tsutsui 2008) ebenso wie Vorhersage, Risikoabschätzung und Management (z.B. Luken & Thieret 1997; Haysom & Murphy 2003; IPPC 2005).

Die Positionen zum Umgang mit gebietsfremden Arten weichen häufig stark voneinander ab. Wissenschaftler, Naturschutzverbände und Akteure vor Ort vertreten dabei unter Umständen sehr unterschiedliche Standpunkte. Eine Ausgrenzung von Neophyten im Rahmen des Naturschutzes lässt sich weder aus dem Bundesnaturschutzgesetz ableiten (§§ 1 und 2 BNatSchG[1]), noch wird sie durch den „common sense" in der Artenschutzdiskussion gedeckt. Laut Kowarik (1995) sollte allgemein die von Sukopp eingeführte Position gelten, nach der alle Arten in überlebensfähigen Populationen erhalten werden sollten. Mit der Novellierung des BNatSchG 2007 wurden die Definitionen einheimischer und gebietsfremder Arten hinsichtlich des Etablierungskriteriums in freier Natur angepasst. Eingebürgerte Neophyten sind demzufolge grundsätzlich im Zielrahmen des Naturschutzes enthalten. Sie werden seit neuester Zeit sogar in manchen Roten Listen bilanziert. Dies schließt jedoch ihre Bekämpfung nicht aus. Die Entscheidung für oder gegen Bekämpfungsmaßnahmen ist keine Grundsatzfrage, sondern muss auf Grundlage der jeweiligen Situation einzelfallspezifisch erfolgen (Kowarik 1995). Es stellt sich vor allem in Schutzgebieten, die mit dem Ziel von Prozessschutz und eigendynamischer Naturentwicklung ausgewiesen wurden, unweigerlich die Frage (Griese 1991, S. 46):

> Womit pfuscht man der Natur nun mehr ins Handwerk – indem man die exotischen Gehölze duldet oder indem man doch wieder Eingriffe vornimmt?

Dem gegenüber stehen jedoch bereits zahlreiche, seit einigen Jahren existierende internationale Verträge und Regelungen, um unerwünschte Auswirkungen invasiver Arten zu vermeiden. Als eine völkerrechtlich verbindliche Regelung schreibt das Übereinkommen über die Biologische Vielfalt (CBD)[2] Vorsorge, Kontrolle und Bekämpfung invasiver Arten als Ziel und eine der Aufgaben bei der Bewahrung der Biodiversität im globalen Maßstab vor. Des Weiteren wurde auf der 6. Vertragsstaatenkonferenz 2002 das Vorsorgeprinzip „Guiding Principles on Invasive Alien Species" (Muster für nationale Umsetzungsstrategien)

[1] Bundesnaturschutzgesetz.
[2] Convention on biological diversity (CBD).

verabschiedet. Im Rahmen der Berner Konvention wird derzeit für die Mitglieder des Europarates eine Strategie zur Erfassung, Vermeidung und Bekämpfung von invasiven Arten erarbeitet. Speziell für das Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit ist auch § 22 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) zu berücksichtigen, der aussagt, dass

> die absichtliche Ansiedelung in der Natur einer in ihrem Hoheitsgebiet nicht einheimischen Art so geregelt wird, dass weder die natürlichen Lebensräume in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet, noch die einheimischen wildlebenden Tier- und Pflanzenarten geschädigt werden; falls sie es für notwendig erachten, verbieten sie eine solche Ansiedlung.

Die 1992 in Rio de Janeiro im Rahmen der Biodiversitätskonvention getroffene Einigung zielt darauf ab, biologische Invasionen zu begrenzen, wenn es möglich und nötig ist. Dies fordert zu einer differenzierten Einzelfallbewertung auf, wobei je nach Art und betreffendem Lebensraum ganz unterschiedliche Bedingungen zu berücksichtigen sind. Alle in einem Gebiet nichteinheimischen Pflanzen auszurotten, würde dem Übereinkommen der Biodiversitätskonvention sowie dem Bundesnaturschutzgesetz widersprechen. Genauso wenig kann eine differenzierte Betrachtung biologischer Invasionen einem Laisser-faire gleichgesetzt werden.

In den letzten 15 Jahren ist nicht nur europaweit eine wachsende Zahl an Projekten und Forschungsgruppen finanziert und eine kaum noch überschaubare Anzahl an Veröffentlichungen publiziert worden, die sich mit Fragen zu biologischen Invasionen beschäftigen. Allein innerhalb der EU wurden zwischen 2004 und 2006 jährlich 15 Mio. € für das Management und die Forschung zu invasiven gebietsfremden Arten ausgegeben (Scalera 2008). Erst Ende 2008 konnte mit einer Mitteilung der Europäischen Kommission ein erster Schritt hin zu einer einheitlichen EU-Strategie für den Umgang mit invasiven Arten gegangen werden (KOM 2008). Darin werden politische Optionen, koordinierende Maßnahmen sowie ein europaweites Frühwarnsystem vorgestellt.

Der Herausforderung, Risiken und Handlungsbedarf bzw. -optionen gerade vor dem Hintergrund naturschutzfachlicher Fragen einzelfallspezifisch zu analysieren, stellt sich auch die vorliegende Untersuchung. Da ein sinnvolles und effizientes Management gebietsfremder Arten aufgrund von Wissenslücken über deren Lebenszyklen und ökologische Verhaltensweisen im neuen Areal oft Schwierigkeiten bereitet, ist es notwendig diese Lücken durch weiterführende Forschung über die Fortpflanzungs- und Ausbreitungsmechanismen (Ruaux et al. 2009) zu schließen. Beiden Aspekten will sich die Arbeit zur Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* im Gebiet der mittleren Elbe annehmen und damit einen Beitrag zum besseren Verständnis des Ausbreitungsprozesses dieser Art leisten sowie Anhaltspunkte für ein nachhaltiges Management im Untersuchungsgebiet geben.

Definition wichtiger Begriffe

Aufgrund des Beginns der interdisziplinären Diskussion um biologische Invasionen ergab sich die Problematik, dass in den unterschiedlichen Fachbereichen wie Biologie, Ökologie und Juristik, eigene Begrifflichkeiten entwickelt bzw. gleichen Begriffen unterschiedliche Bedeutungen zugeschrieben wurden. Selbst innerhalb eines Fachbereichs treten auf internationaler Ebene Schwierigkeiten in der Terminologie auf, da sich diese im deutschen und im angelsächsischen Sprachraum relativ getrennt voneinander entwickelt hat. Sogar im

Deutschen werden Fachbegriffe für Adventivpflanzen[3] uneinheitlich verwendet. Als Grundlage des Verständnisses der vorliegenden Arbeit soll aus den genannten Gründen vorab Klarheit über die zentralen Begriffe und deren Verwendung im Text hergestellt werden.

Als *biologische Invasion* wird jeder (egal ob kulturell oder natürlich bedingte) Prozess der Arealerweiterung von Tieren oder Pflanzen definiert, bei dem Ausbreitungsbarrieren[4] überwunden werden mussten. Räumlich betrachtet sind *gebietsfremde Pflanzenarten* Arten, deren natürliches Verbreitungsareal außerhalb des Bezugsgebietes liegt. Im Deutschen dafür synonym verwendete Begriffe sind: eingeführt, nicht-einheimisch, fremdländisch, exotisch, allochthon. Eindeutig definiert ist, dass eine gebietsfremde Art sich außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes befindet. Der Begriff der Gebietsfremdheit wird im internationalen Sprachgebrauch häufig mit „alien“, „exotic“, „foreign“, „introduced“, „non-native“ oder „non-indigenous“ wiedergegeben. Gebietsfremdheit nimmt unter drei Aspekten Bezug auf die Herkunft einer Art: Zum ersten im räumlichen Aspekt, zum zweiten im zeitlichen Aspekt und zum dritten im wertenden Aspekt, da nicht von einer „natürlichen Verbreitung“ der Art ausgegangen wird. Im Gegensatz dazu wird eine Art als einheimisch bezeichnet, wenn deren natürliches Areal sich ganz oder teilweise im Bezugsgebiet befindet oder dieses einschließt (Schmidt 2007b). Der Terminus heimisch, wie er im Bundesnaturschutzgesetz verwendet wird, ist nicht identisch mit der Definition für einheimisch. Um Irritationen auszuschließen, wird der Begriff heimisch in der vorliegenden Arbeit vermieden (siehe dazu auch Schmidt 2007b).

Den zeitlichen Aspekt beinhaltet der Begriff *Neophyt*. *Neophyten* sind Pflanzen gebietsfremder Herkunft, die nach 1492 eingeführt worden oder eingewandert sind. Sie sind gezielt vom Menschen eingebracht oder unabsichtlich[5] eingeschleppt worden. Manche sind seit einigen hundert Jahren eingebürgert, andere erst seit wenigen Jahrzehnten. Der Begriff *Einbürgerung* (Naturalisation) beschreibt in diesem Zusammenhang Arten in Abhängigkeit ihres Vorkommens von natürlichen und/oder anthropogenen Bedingungen. Eine gebietsfremde Art gilt als eingebürgert, wenn sie auf anthropogenen Standorten, auf Naturstandorten oder naturnahen Standorten ohne das Zutun des Menschen überleben kann. Dabei unterscheidet man weiterhin Agriophyten[6] und Epökophyten[7]. Als nicht eingebürgerte Arten bezeichnet man Ephemerophyten und Ergasiophyten. Heutzutage wird anstelle von Einbürgerung oft von *Etablierung*[8] gesprochen. Etablierung kennzeichnet das Vorkommen der gebietsfremden Art in Abhängigkeit von Zeit und Fortpflanzung (lebensfähige Nachkommen) und umschreibt die Wahrscheinlichkeit des weiteren Fortbestands der Art im neuen Lebensraum. Gebietsfremde Pflanzenarten sind etabliert, wenn sie mindestens 25 Jahre

[3] Darunter zu verstehen ist eine „nicht-native“ Pflanzenart. Der Begriff ist in dieser Arbeit gleichbedeutend mit gebietsfremd gebraucht und gibt keine Auskunft über Einführungsweise und Grad der Abhängigkeit von anthropogenem Einfluss.

[4] Eine Ausbreitungsbarriere stellt ein Hindernis dar, das mit einer Wahrscheinlichkeit, die gegen Null geht, von einer Art von selbst überwunden werden kann (Heger 2004).

[5] Als Beimengung von Handelsware (z.B. Wolle, Getreide) oder Saatgut.

[6] So genannte Neuheimische. Die Art ist in naturnaher Vegetation fest etabliert und kann ohne menschlichen Einfluss fortbestehen.

[7] Kulturabhängige.

[8] Der Begriff muss eindeutig getrennt werden von der Definition in der Populationsbiologie (siehe dazu Kapitel 5 und 6).

im Gebiet vorkommen (Zeitkriterium) und sich im Gebiet spontan generativ fortpflanzen oder vegetativ vermehren und ein Areal besiedelt haben, sie also vom Ort der ursprünglichen Einschleppung/Ansiedlung aus geeignete Lebensräume im Umfeld erobert haben (Populationskriterium) (Buttler & Hand 2008). Ausnahmen bilden Arten, die weniger als 25 Jahre im Gebiet vorkommen, aber über klimatisch unterschiedliche Gebiete ausgebreitet sind (schnelle überregionale Etablierung) bzw. nur lokal ausgebreitet sind, aber mehr als 100 Jahre im Gebiet sich spontan fortpflanzend/vermehrend und lokal alle geeigneten Standorte besiedelt haben (langzeitig lokale Etablierung). Nach Kowarik (2003, S. 21) gelten Arten als etabliert, wenn sie „innerhalb eines Zeitraumes von mindestens 25 Jahren mindestens zwei spontane Generationen hervorgebracht haben."

In neuester Zeit wird häufiger unterschieden zwischen gebietsfremden und invasiven Arten. Nach wie vor gibt es jedoch sehr unterschiedliche Auffassungen, wann eine Art als gebietsfremd bzw. invasiv zu bezeichnen ist (Heger & Trepl 2008; Colautti & Richardson 2009). Die unterschiedliche Definition der Begriffe ist abhängig von der jeweiligen Perspektive und den Wertvorstellungen des Betrachters (ökologische oder naturschutzfachliche Perspektive). Die im Folgenden aufgeführten internationalen und nationalen Definitionen hinsichtlich gebietsfremder und invasiver Arten sollen einen Einblick über die mögliche Vielfalt geben, wobei die Aufzählung nicht den Anspruch der Vollständigkeit hat.

Im Rahmen der deutschen Gesetzgebung ist der Terminus gebietsfremde Art innerhalb des Bundesnaturschutzgesetzes rechtlich festgelegt. Nach dem BNatSchG § 10 Abs. 2 Nr. 6 gilt als gebietsfremde Art

> eine wild lebende Tier- oder Pflanzenart [ist], wenn sie in dem betreffenden Gebiet in freier Natur nicht oder seit mehr als 100 Jahren nicht mehr vorkommt.

In Abhängigkeit vom Zeitkriterium und dem Etablierungsgrad gelten nach dem Bundesnaturschutzgesetz dagegen als heimische Pflanzenarten auch,

> wenn sich verwilderte oder durch menschlichen Einfluss eingebürgerte Pflanzen […] in freier Natur und ohne menschliche Hilfe über mehrere Generationen als Population erhalten (BNatSchG § 10 Abs. 2 Nr. 5b).

Die CBD enthält selbst keine Definition zu gebietsfremder Art. In den nicht rechtsverbindlichen „Leitprinzipien zur Prävention"[9] wird diese jedoch definiert als eine Art, die „außerhalb ihres natürlichen vergangenen oder gegenwärtigen Verbreitungsgebietes eingeführt wurde."

Nach Veröffentlichungen des Bundesamtes für Naturschutz (BfN 2005) sind gebietsfremde Arten solche,

> die […] von Natur aus nicht in einem Gebiet vorkommen, sondern durch direkte (z.B. Einbringung) oder indirekte Einflüsse des Menschen dorthin gelangen […].

Die Bezeichnung *invasive Art* ist in der Literatur von verschiedenen Autoren sehr unterschiedlich belegt. In einigen Definitionen wird sie als Teilmenge der gebietsfremden Arten verstanden. Manche unterstellen damit einer Art „Aggressivität" bzw. eine

[9] Guiding Principles for the Prevention, Introduction and Mitigation of Impacts of Alien Species that Threaten Ecosystems, Habitats or Species. Dec. VI/23, UNEP/CBD/COP/6/20.

Ausbreitung, die Schäden für ein Ökosystem nach sich zieht, womit die Ausbreitung der Art „negative“ Folgen, z.B. aus naturschutzfachlicher Sicht, hat. Für diese problematischen nichteinheimischen Arten wird seit Mitte der 1990er Jahre der Terminus *invasive alien species* (IAS) verwendet. Die Bestimmung der Gefahrenschwelle stellt dabei eines der zentralen Probleme bei der begrifflichen und rechtlichen Regulierung der Problematik dar (Holljesiefken 2007; Kowarik et al. 2003). Andere Autoren sprechen bei Massenvermehrungen von Invasionen oder fassen darunter den gesamten biologischen Prozess der vom Menschen verursachten Ausbreitung von Organismen (alle Neobiota[10] als invasive Arten). Hinsichtlich dieser unterschiedlichen Definition von invasiven Arten wird eine unterschiedliche Motivation deutlich: erstere spiegelt eher den naturschutzfachlich motivierten Hintergrund wider, die zweite neutralere Definition betrachtet dies rein ökologisch.

In den Leitprinzipien der CBD in Art. 8 lit. h) wird eine Art als invasiv gebietsfremd verstanden,

> deren Einführung und/oder Ausbringung die biologische Vielfalt gefährdet. (Im Sinne dieser Leitprinzipien wird ‚invasive gebietsfremde Art' gleichbedeutend mit der Bezeichnung ‚gebietsfremde invasive Art' der Entscheidung V/8 der Vertragsstaatkonferenz des Übereinkommens über die biologische Vielfalt verwendet.).

Nach IUCN[11] wird in den Vorarbeiten zu den Leitprinzipien der Prävention als invasive Art verstanden,

> an alien species which becomes established in natural or semi-natural ecosystems or habitat, is an agent of change, and threatens native biological diversity.

In späteren Dokumenten fasst die IUCN den Begriff weiter und definiert invasive gebietsfremde Arten als

> Arten, deren Etablierung und Ausbreitung Ökosysteme, Habitate oder Arten mit ökonomischem Schaden oder Umweltschaden bedrohen.[12]

Nach einer Definition des Bundesamtes für Naturschutz (BFN 2005) sind invasive gebietsfremde Arten

> Tier- und Pflanzenarten, die eine Gefahr für die Natur in ihrem neuen Siedlungsgebiet darstellen bzw. negative Auswirkungen auf sie haben. Manche von ihnen können zudem ökonomische oder gesundheitliche Schäden oder Gefahren verursachen […].

Das BNatSchG 2002 verwendet den Begriff „invasiv“ selbst nicht, sondern umschreibt invasive Arten als solche, die ökologische Veränderungen verursachen und dem Grundsatz in Abs. 1 Nr. 8 BNatSchG entgegenwirken, indem sie „die Gefahr einer Verfälschung der Tier- und Pflanzenwelt der Mitgliedstaaten verursachen“. Das Bundesnaturschutzgesetz umschreibt

[10] Dieser Begriff wurde als Obergriff für alle gebietsfremden Arten eingeführt (Kowarik 2003), nachfolgend aber häufig nur für Neophyten verwendet, was ihn uneindeutig erscheinen lässt.

[11] International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). Definition siehe Shine, C.; Williams, N.; Gündling, L. (2000): A Guide to Designing Legal and Institutional Framework on Alien Invasive Species, IUCN Environmental Policy and Law Paper No. 40 (2).

[12] Übersetzung nach Holljesiefken (2007). Wörtlich: „an alien species whose establishment and spread threaten ecosystems, habitats or species with economic or environmental harm.“.

Arten als invasiv, die etwa folgende Auswirkungen auf die heimische Flora und Fauna haben (Aufzählung nach Holljesiefken 2007; Kowarik 2003, S. 284ff.):

- Erhöhung der Aussterbewahrscheinlichkeiten einheimischer Arten durch Konkurrenz, Prädation/Herbivorie, Parasitierung, Allelopathie oder Hybridisierung (Kreuzung),
- Veränderung von Häufigkeiten einheimischer gebietstypischer Arten,
- Veränderung von Biotopen bezüglich deren natürlich oder historisch gewachsener Artenvielfalt in Quantität und Qualität,
- Veränderung des Landschaftsbildes in Vielfalt, Eigenart, Erholungswert und Schönheit sowie
- Gefährdung der Regenerationsfähigkeit und nachhaltigen Nutzungsfähigkeit der Naturgüter.

Die Vielzahl an Begriffsbedeutungen zu invasiven Arten kann letztlich in drei sich eindeutig voneinander abgrenzbare Definitionen gegliedert werden. Dabei sind unter invasiven Arten zu verstehen:

> Alle wildwachsend in einem Gebiet vorkommenden nicht einheimischen Arten, unabhängig davon, in welchem Ausmaß sie sich ausbreiten oder welche Auswirkungen von ihnen ausgehen.
> Alle einheimischen oder nichteinheimischen Arten, die sich stark bzw. schnell in ein Gebiet ausbreiten, also von Orten des ursprünglichen Vorkommens oder der Einschleppung/ Ansiedlung aus geeignete Lebensräume erobern und/oder diese so dominieren, dass sie ökologische oder ökonomische Probleme hervorrufen.
> Gebietsfremde, sich in einem Gebiet ausbreitende und etablierende Arten, die unerwünschte ökologische (auch ökonomische oder die Gesundheit beeinträchtigende) Auswirkungen verursachen, einheimische Arten in ihrem Bestand gefährden oder Lebensräume entwerten (Schmidt 2008).

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird unter einer gebietsfremden Art eine Art außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes verstanden. Der Begriff *invasiv* dagegen wird für die Ausbreitung einer gebietsfremden Art mit „negativen“ Folgen bzw. Beeinträchtigungen für das betreffende Ökosystem verwendet. Der Begriff invasive Pflanzenart wird demnach ausschließlich für eine gebietsfremde Art verwendet, die sich im Bezugsraum ausbreitet und etabliert. Aufgrund der Einbeziehung des wertenden Kriteriums „negative“ Folgen für das Ökosystem ist die Begriffsverwendung eindeutig naturschutzfachlich motiviert und keine reine ökologische Definition, was sich aus der Zielstellung der Arbeit ableitet.

2 Zielstellung und methodische Gesamtkonzeption

2.1 Zielstellung und Gliederung der Arbeit

2.1.1 Zielstellung der Arbeit

Die Auenwälder der Mittleren Elbe stellen den größten zusammenhängenden Hartholzauenwaldkomplex in Mitteleuropa dar und unterliegen aufgrund ihrer Lage in einem Biosphärenreservat einem besonderen Schutzstatus durch die Anerkennung der UNESCO. Außerdem gelten innerhalb der Europäischen Union (EU) die Hartholzauenwälder im Rahmen der FFH-Richtlinie[13] als schutzwürdige Lebensraumtypen (sites of community importance). Nach EU-Recht sind die Auenwälder also speziell ausgewiesene FFH-Lebensraumtypen. Die Auenvegetation von Fliessgewässern wird schon seit Jahrhunderten durch Eingriffe des Menschen verändert und geprägt. Hartholzauenwälder wurden bis auf wenige Reste gerodet und nach verschiedenen Flussregulierungsmaßnahmen in Acker und Grünland umgewandelt. Hinzu kommt seit den letzten Jahrzehnten auch ein Vegetationswandel durch Ausbreitung von Neophyten. Durch ein massives Auftreten und eine fortschreitende Ausbreitung der gebietsfremden Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica*) in den Auenwäldern der Mittleren Elbe zeigt sich ein Konfliktpotenzial bei der Erhaltung der wertvollen Auenwälder. Aufgrund ihrer hohen Stetigkeit und invasiven Tendenzen vor allem in den Hartholzauenbereichen ist eine Bedrohung der standortstypischen Biozönosen[14] durch die Rot-Esche nicht auszuschließen.

Bei der Beurteilung von FFH-Lebensraumtypen ergibt sich das Problem, dass bei einem Anteil von über 30 % gebietsfremder Baumarten (in dem Falle der Rot-Esche) in den Beständen diese nicht mehr als FFH-Lebensraumtyp eingeordnet werden können (Ssymank et al. 1998; LFB 2004). Nach § 37 des NatSchG LSA[15] liegt ein gesetzlich geschützter Biotop nur mit weniger als 50 % Bestandesbeteiligung einer gebietsfremden Baumart vor. Bei einer Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* würde es zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes von Wäldern des FFH-Lebensraumtyps 91F0 Hartholzauenwälder kommen. Aufgrund seiner besonderen Naturausstattung hat das Ministerium für Raumordnung und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt ausgewählte Teile des Untersuchungsgebietes zusätzlich als gesamtstaatlich repräsentatives Gebiet nach den Kriterien des Bundesamtes für Naturschutz in den Landesentwicklungsplan als Naturschutzgroßprojekt des Bundes „Mittlere Elbe“ vorgeschlagen. Problematisch erscheint eine Ausbreitung der gebietsfremden Rot-Esche dabei vor allem vor dem Hintergrund der Ausweisung einer mehr als 50 % der Waldfläche umfassenden Kernzone des Naturschutzgroßprojektes, in der auf jegliche Eingriffe verzichtet werden soll. Es wird vermutet, dass durch die Ausbreitung der Rot-Esche speziell die Bereiche des Eichen-Ulmen-Auenwaldes (Querco-Ulmetum minoris) in ihrer standortstypischen Zusammensetzung

[13] Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie 92/43/EWG vom 21. Mai 1992. Die Gebiete werden auch als Gebiete gemeinschaftlicher Bedeutung (GGB) bzw. Special Areas of Conservation (SAC) bezeichnet.
[14] Meint hier alle Organismen eines bestimmten Raumes, unabhängig davon, ob sie interagieren oder nicht.
[15] Naturschutzgesetz des Landes Sachsen-Anhalt.

verändert werden und deshalb als hochgradig gefährdet gelten. Damit entsteht dringender Forschungs-, Diskussions- und Handlungsbedarf.

Erst mit der Aufstellung des Pflege- und Entwicklungsplanes für das Naturschutzgroßprojekt von gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung „Mittlere Elbe“ und den damit verbundenen Vegetationskartierungen wurde im Jahr 2005 die Problematik der hohen Anteile der gebietsfremden Rot-Esche in den Beständen der Hartholzauenwälder deutlich. Bezüglich dieser erst seit etwa fünf Jahren bekannten Sachlage bestehen bislang Defizite in Erkenntnissen zum Verhalten und zum Umgang mit der gebietsfremden Baumart im Untersuchungsgebiet.

Momentan existieren im Allgemeinen kontroverse Ansichten zum Umgang mit gebietsfremden Baumarten in Schutzgebieten. Auch innerhalb der im Untersuchungsgebiet tätigen Interessengruppen und Akteure weichen die Auffassungen stark ab. Die Problematik „*Fraxinus pennsylvanica*“ führte im Spannungsfeld FFH-Gebiet – Prozessschutz – Forstwirtschaft bereits zu großer Unsicherheit. Gezielte Untersuchungen, die grundlegende Ergebnisse für Lösungsansätze liefern, sind daher von höchster Dringlichkeit. Darüber hinaus gibt es auch in zahlreichen anderen europäischen Ländern Konflikte in Auenwäldern aufgrund der Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica*. Daher hat eine genaue Untersuchung der Invasionsbiologie dieser Baumart auch überregionale Bedeutung.

Bislang liegen Daten zum Bestockungsanteil und zur momentanen Ausdehnung der Vorkommen von *Fraxinus pennsylvanica* und ihrer standörtlich-vegetationskundlichen Bindung im Untersuchungsgebiet vor (WWF Deutschland 2004). Von Krause et al. (2008) wurden Untersuchungen zur Nischenstruktur und Vogelbesiedlung der Bestände aus Rot-Esche durchgeführt. Erste Erfassungen zum Verhalten von *Fraxinus pennsylvanica* an der mittleren Elbe wurden von Breucker veröffentlicht (Breucker 2006; Breucker & Zacharias 2008; Zacharias & Breucker 2008). Zusätzlich wurden bereits erste Rückdrängungsmaßnahmen erprobt (Breucker 2006; Patzak & Gutzweiler 2008). Die vorliegende Arbeit versteht sich deshalb ergänzend zu den bisherigen Erkenntnissen als Grundlagenuntersuchung zum Verhalten von *Fraxinus pennsylvanica* als gebietsfremde Baumart im neuen Areal und zu der daraus zu erwartenden Ausbreitung im Untersuchungsgebiet. Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführten Untersuchungen sollen zur Beantwortung folgender Fragestellungen beitragen:

1. Welches Fruktifikations- und Verjüngungsverhalten ist typisch für die Baumart?
2. Welches sind die entscheidenden Einflussfaktoren für die Ausbreitung der Rot-Esche?
3. Unter welchen Bedingungen können Bedrohungen für die standortstypischen Biozönosen und FFH-Lebensraumtypen im Untersuchungsgebiet entstehen?

Diese Fragen fokussieren gezielt das Ausbreitungsverhalten der Baumart und decken dabei die zentralen Fragen zum weiteren Verhalten der Rot-Esche im Gebiet ab. Gleichzeitig werden auch der naturschutzfachliche Rahmen und daraus entstehende Konflikte einer Analyse unterzogen. Weiterführende Fragen zum Management der Rot-Esche konnten in der vorliegenden Arbeit keine Berücksichtigung finden. Die Ziele, die mit der Untersuchung erreicht werden sollten, sind eine

- Analyse des Etablierungsgrades[16],
- Abschätzung des Ausbreitungspotenzials von *Fraxinus pennsylvanica* sowie die
- Beurteilung möglicher Risiken der Ausbreitung der gebietsfremden Baumart im Untersuchungsgebiet im naturschutzfachlichen Kontext (speziell für die Schutzgebiete Biosphärenreservat, FFH-Gebiet, Naturschutzgroßprojekt).

Die vorliegende Arbeit hat das Ziel, bestehende Wissenslücken über das Ausbreitungsverhalten von *Fraxinus pennsylvanica* im Gebiet der Hartholzauenwälder der mittleren Elbe zu schließen und dabei die Ergebnisse in den naturschutzfachlichen Kontext der betroffenen Schutzgebiete einzuordnen. Wesentliches Ziel bleibt die Ermöglichung einer praxisnahen Einbindung der Ergebnisse in ein eventuell notwendiges Managementkonzept.

2.1.2 Gliederung der Arbeit und Konzept der Untersuchungen

Zur Erörterung der oben vorgestellten Fragen ist die vorliegende Arbeit in vier größere Teile untergliedert. Dem vorangestellt ist in Kapitel 3 eine allgemeine Vorstellung der Baumart und zum bisherigen Wissenstand über *Fraxinus pennsylvanica*, ihrer ökologischen Eigenschaften im Naturareal sowie ihrer Einführung nach Deutschland und ins Untersuchungsgebiet zu finden. Dabei wird auf verschiedenste Literaturquellen, im Wesentlichen aus dem natürlichen Verbreitungsgebiet der Art, zurückgegriffen, die Darstellungen zu Morphologie, Fruktifikation, Wachstum, Entwicklung und ökologischem Verhalten beinhalten. Die Ergebnisse der vertiefenden Literaturrecherche wurden hier jedoch nicht in vollem Umfang dargestellt, da dies sonst den Rahmen der Arbeit sprengen würde. Auf spezielle Einzelheiten wird an geeigneter Stelle in den Kapiteln 4 bis 6 eingegangen. Für weiterführende Informationen sei auf das Literaturverzeichnis verwiesen. Im zweiten Teil des Kapitels wurde neben einer Literaturanalyse zur Einführung der Baumart nach Deutschland und ins Untersuchungsgebiet eine Auswertung von Forsteinrichtungsdaten vorgenommen. Obwohl dieser Teil letztendlich Ergebnis eigener Analyse ist, wurde er keinem direkten Ergebniskapitel zugeordnet, sondern fügt sich am besten in die Zusammenschau zum derzeitigen Vorkommen der Rot-Esche im Gebiet der Mittleren Elbe. Das methodische Vorgehen wird zu Beginn dieses Abschnittes kurz erläutert.

Die Kapitel 4 bis 6 stellen die Kapitel zu den eigenen biologisch-ökologischen Untersuchungen dar. In Kapitel 4 wird mit Hilfe einer mathematischen Modellierung die anemochore Samenausbreitung der Rot-Esche genauer untersucht. Es schließt weiterhin Untersuchungen zur hydrochoren Ausbreitung der Samen ein. In Kapitel 5 folgen Ergebnisse und deren Diskussion zum Keimverhalten, zur Keimung nach Lagerung der Diasporen in Wasser und zur Dormanz. Kapitel 6 dient der ausführlichen Darlegung der Untersuchungen zur Verjüngungsetablierung und der Diskussion der Ergebnisse zur Verjüngungsstruktur in unterschiedlichen Habitattypen des Hartholzauenwaldes. In einer naturschutzfachlichen Analyse und Bewertung (Kapitel 7) werden die Ergebnisse aus Kapitel 4 bis 6 anhand dreier Szenarien vor dem Hintergrund unterschiedlicher Handlungskonzepte zum Umgang mit der

[16] Der Etablierungsgrad versteht sich als Ausdruck für den Status einer Population bzw. Einzelpflanze in einem definierten Gebiet. Unterschieden werden können die Kategorien etabliert, mit Etablierungstendenz, unbeständig und kultiviert.

gebietsfremden Baumart im naturschutzfachlichen Kontext diskutiert. Die Kapitel 4 bis 6 widmen sich allein der ökologischen Untersuchung von *Fraxinus pennsylvanica* im neuen Areal, wobei in der naturschutzfachlichen Analyse und Bewertung zu den Sachdaten wertende Aussagen hinzukommen. Für die Untersuchung der dargelegten Frage- und Zielstellung wurden insgesamt neun Hypothesen aufgestellt, die jeweils speziellen Untersuchungsschwerpunkten zugeordnet werden können und daher in der Einleitung der betreffenden Kapitel vorgestellt werden.

Eine wesentliche Voraussetzung für die Erstellung von Handlungskonzepten sind Kenntnisse des ökologischen Verhaltens im Etablierungsgebiet, also im Vorfeld von Entscheidungsprozessen gewonnene wertfreie Ergebnisse der Untersuchungen des konkreten Einzelfalles (Schmidt 2007c). Das methodische Vorgehen für das Forschungsvorhaben setzt sich aus Bausteinen mehrerer Teiluntersuchungen zusammen. Sie umschließen die quantitative Erhebung der Vorkommen von *Fraxinus pennsylvanica* auf Bestandes- und Verjüngungsebene mit einer standörtlichen Zuordnung der Vorkommen, Untersuchungen zur Samenverbreitung und Verjüngungsetablierung sowie einen Keimungsversuch.

Um den Ausbreitungserfolg gebietsfremder Arten zu beschreiben, fokussieren manche Autoren stark auf die Arteigenschaften des Invasors, andere auf die Eigenschaften der invadierten Biozönosen, letztlich ist es eine Interaktion aus vielen Faktoren (Heger 2004). Ein einfaches Schema, um den Erfolg von einwanderten Arten vorhersagen zu können, wird es wohl nie geben können (Gilpin 1990). Wenn Prognosen über eine Populationsdynamik überhaupt in Ansätzen möglich sein sollen, so ist es unabdingbar, die spezielle Art im Detail zu untersuchen.

> If we want to predict in detail the population dynamics of a particular species in a particular habitat, then there is no alternative but to study the species in detail, in the place(s) or habitat(s) of interest. (Lawton 1999, S. 180).

Das Ausbreitungsverhalten von Neophyten setzt sich, wie bei allen einheimischen Pflanzenarten auch, aus dem Verhalten innerhalb einzelner Abschnitte des Verjüngungszyklus der jeweiligen Pflanze zusammen. Die Arteigenschaften in den verschiedenen Phasen des Zyklus sind entscheidend für den „Erfolg“ des Ausbreitungsprozesses: sie können diesen hemmen oder beschleunigen. Auf regionaler Ebene bestimmt der Ausbreitungsprozess über die Kolonisierung verschiedener Landschaftsbestandteile und die Fragmentierung des Artenpools, während auf lokaler Ebene inter- und intraspezifische Interaktionen wie Konkurrenz, Förderung und Prädation den Erfolg von ankommenden Ausbreitungseinheiten und das Überleben von etablierten Individuen beeinflussen und bestimmen. Obwohl alle diese Prozesse von großer ökologischer Bedeutung sind, beginnen wir erst in Ansätzen zu verstehen, wie diese zur Einstellung der regionalen Diversität miteinander agieren (Levine 2001).

Um nun den Ausbreitungsprozess einer gebietsfremden Pflanze ausreichend verstehen zu können, ist es nicht notwendig jede Phase des Verjüngungszyklus zu untersuchen, sondern nur die Phasen, die wesentlichen Einfluss auf den Ausbreitungserfolg der Art haben. Bei der Untersuchung von Bäumen ist es jedoch im Rahmen der vorliegenden Arbeit nur möglich, diese aufgrund ihrer Größe und ihrer langen Lebenserwartung während eines kurzen

Zeitabschnittes zu beobachten. Die Naturverjüngung von Bäumen ist ein sehr komplexes Phänomen und sowohl im räumlichen (räumliche Variation) als auch im zeitlichen (Ontogenese des einzelnen Individuums mit verschiedenen Stadien) Sinne zu verstehen (Knoerzer 1999, S. 2ff.). Viele standardisierte Methoden der Populationsbiologie sind dabei nicht anwendbar (Harper 1977). Daher wurden in der vorliegenden Arbeit aus dem Lebenszyklus von *Fraxinus pennsylvanica* nur bestimmte Stadien ausgewählt und diese vertieft untersucht. Für die Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* an der Mittleren Elbe wurden die populationsbiologischen Untersuchungen in den Bereichen Samenausbreitung, Diasporenbank, Keimungsfähigkeit und Verjüngungsetablierung durchgeführt.

Zur Untersuchung der Entwicklung einzelner Pflanzen oder Populationen bietet das Konzept der Alters-Entwicklungsstufen[17] (Rabotnov 1969) eine gute Hilfe. Die Stufen entsprechen verschiedenen Zeitabschnitten und Entwicklungsstadien im Leben einer Pflanze. Bei Pflanzen sind die einzelnen Phasen jedoch nicht anhand des Alters von einander abgrenzbar, daher wird meistens mit Entwicklungsstufen gearbeitet (Urbanska 1992). Die wichtigsten Lebensphasen von Gehölzen sind in Abbildung 2.1 wiedergegeben, wobei die für *Fraxinus pennsylvanica* untersuchten Phasen grau unterlegt sind.

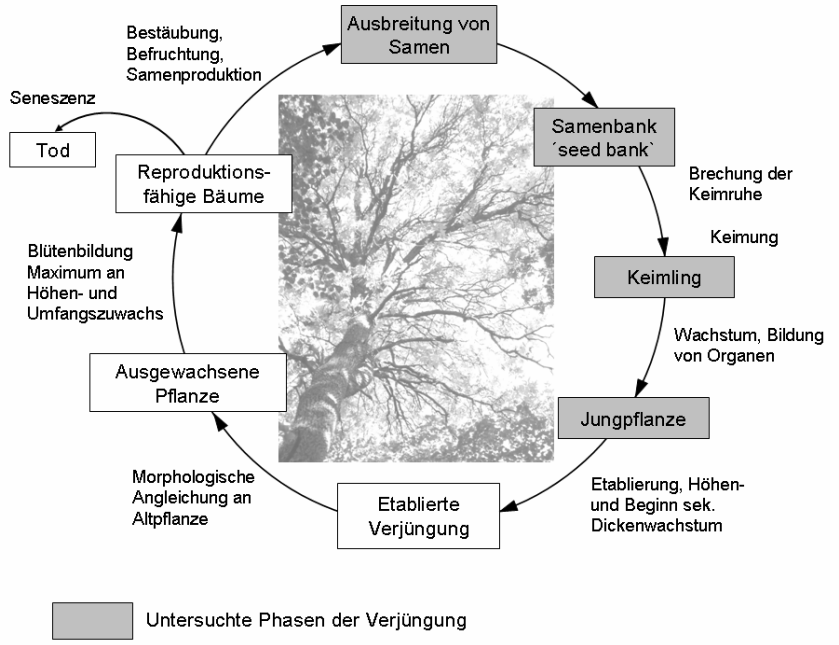


Abb. 2.1: Schematische Darstellung des Lebenszyklus von Gehölzpflanzen. In Anlehnung an Urbanska (1992) und Knoerzer (1999).

Der schematische Lebenszyklus ist bewusst allgemein gehalten, im Falle von *Fraxinus pennsylvanica* beginnt die Blütenbildung jedoch schon bei sehr jungen Bäumen und müsste daher im Schema früher erscheinen. Die Darstellung folgt nicht dem klassischen Schema nach Rabotnov. Gehölzpflanzen können innerhalb ihres Lebens natürlicherweise mehrfach am Vermehrungsprozess teilnehmen (überlappend iteropare Arten) bis sie in die Phase der

[17] Dieses Konzept wurde von Rabotnov 1945 erstmals beschrieben. Es gliedert den Lebenszyklus von Pflanzen in Stufen gleicher Entwicklung: Samen, Keimlinge, Juvenile, Unreife, Vegetative, Generative, Subsenile, Senile (siehe dazu auch Rabotnov 1995). Diese Einteilung der Alters-Entwicklungsstufen wird bis heute nicht einheitlich gehandhabt (Urbanska 1992).

Seneszenz und zum Absterben übergehen. Mortalitätsaustritte an allen anderen Lebenszyklusstadien sind aus Gründen der Einfachheit im Schema nicht mit erfasst. Im Folgenden sollen die in der vorliegenden Arbeit für *Fraxinus pennsylvanica* genauer untersuchten Lebensphasen kurz vorgestellt werden. In den jeweiligen Kapiteln (Kapitel 4-6) wird zu diesen Themenfeldern vertiefend eingeführt.

Aussamung/Samenverbreitung und Diasporenbank: Als Samen durchleben die Pflanzen in diesem Stadium die einzige Phase in ihrem Lebenszyklus, in dem sie mobil und zur (passiven) Ausbreitung fähig sind. Diese Ausbreitung kann durch pflanzeneigene Ausbreitungsmöglichkeiten (autochor) erfolgen oder durch verschiedene Vektoren: Wind (anemochor), Tiere (zoochor), Wasser (hydrochor), Menschen (hemerochor) (Bonn & Poschlod 1998, S. 39ff.). Dabei kann nochmals zwischen primärer und sekundärer Ausbreitung unterschieden werden. Die Ausbreitung der Diasporen dient der Verminderung der Verwandtschaftskonkurrenz, der Verminderung des Befalls mit Pathogenen und Herbivoren, dem Genfluss und der Nischensuche. Nach der Diasporenverbreitung gelangen die Samen zur Keimung oder warten in der Diasporenbank den geeigneten Zeitpunkt bis zur Brechung der Keimruhe ab. Neben der generativen Vermehrung ist *Fraxinus pennsylvanica* auch zu vegetativer Vermehrung befähigt. Dabei treiben die an den holzigen Speicherwurzeln sitzenden Adventivknospen oder es kommt zum Stammaustrieb. Vegetative Vermehrung wurde innerhalb der vorliegenden Untersuchungen nicht betrachtet, es sei hier auf Zacharias & Breucker (2008) verwiesen.

Keimung: Keimung und Keimlingsetablierung bilden die sensibelsten Phasen im Lebenszyklus einer Pflanze. Keimung umschreibt den Prozess des Wachstums des Embryos im fruchtbaren Samen vom Austritt der Keimwurzel bis zur vollständigen Ausbildung des Keimlings. Keimlinge unterscheiden sich von der darauf folgenden ontogenetischen Gruppe der Jungpflanzen durch das Vorhandensein von Keimblättern. Das Keimlingsstadium ist häufig durch sehr hohe Mortalitätsraten gekennzeichnet.

Jungpflanze: Für das Wachstum der jungen Pflanze sind die Ressourcen Strahlung, Nährstoffe und Wasser ganz wesentlich. Das Wachstum selbst kann differenzierend für Jungpflanzen als expansives Wachstum und regeneratives Wachstum (Urbanska 1992, S. 96f.) beschrieben werden. Hier setzen Höhen- und sekundäres Dickenwachstum ein. In langsamer Entwicklung erfolgt die morphologische Angleichung an die ausgewachsene Pflanze. Jungpflanzen von Gehölzen mit einer Höhe von 1,3 m werden als gesicherte bzw. etablierte Verjüngung bezeichnet.

Samenausbreitung, Keimung und Verjüngungsetablierung können als Schlüsselprozesse für die Ausbreitung von Pflanzenarten verstanden werden. Die Besiedlung neuer Wuchsorte gelingt nur durch erfolgreiche Samenverbreitung und Aufwachsen von Jungpflanzen. Kann sich eine Pflanzenart an einem Standort nicht erfolgreich vermehren, gilt der Ausbreitungsprozess als gescheitert. Daher sind gerade diese Lebensphasen entscheidend für die Einschätzung zukünftiger Ausbreitung. Aus diesem Grund konzentriert sich die vorliegende Arbeit auf diese ausgewählten Stadien.

2.2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet „Mittlere Elbe“ befindet sich im östlichen Teil des Bundeslandes Sachsen-Anhalt zwischen Hohem Fläming, Dübener Heide und Magdeburger Börde. Es erstreckt sich im Elbtal von der Muldemündung bei Dessau bis zur Saalemündung bei Breitenhagen (Abbildung 2.2). Nach der naturräumlichen Gliederung Deutschlands liegt das Untersuchungsgebiet in der Landschaftseinheit Elbe-Elster-Tiefland (Meynen & Schmithüsen 1962). Charakteristisch für den Bereich der Mittleren Elbe sind weite Mäander, die einseitig bis drei oder beidseitig bis zu vier Kilometer ausgedehnt sein können (Schlüter & August 1958), sowie Altwässer und Flutrinnen.

Das Untersuchungsgebiet ist Bestandteil des länderübergreifenden Biosphärenreservates „Flusslandschaft Elbe“. Der nordwestliche Teil Steckby-Lödderitzer Forst war mit der Ausweisung im Jahre 1979 eines der ersten Biosphärenreservate Deutschlands. Durch die Einbeziehung weiterer Flächen in den Folgejahren entstand 1990 das 43 000 ha große Biosphärenreservat „Mittlere Elbe“. 1997 wurde schließlich ein erweitertes UNESCO-Biosphärenreservat, das Gebiete in den Bundesländern Sachsen-Anhalt, Brandenburg, Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein einschließt, ausgewiesen. 2006 wurden in Sachsen-Anhalt im länderübergreifenden Biosphärenreservat 125 000 ha zum Biosphärenreservat „Mittelelbe“ erklärt. Aufgaben dieses Biosphärenreservates sind u.a. die Erhaltung der gebietstypischen Arten- und Formenvielfalt (z.B. Schwarzstorch, Kranich, Schreiadler), Schutz der naturnahen Ökosysteme einer mitteleuropäischen Stromtalaue sowie Erhaltung des größten zusammenhängenden Hartholzauenwaldkomplexes in Mitteleuropa.

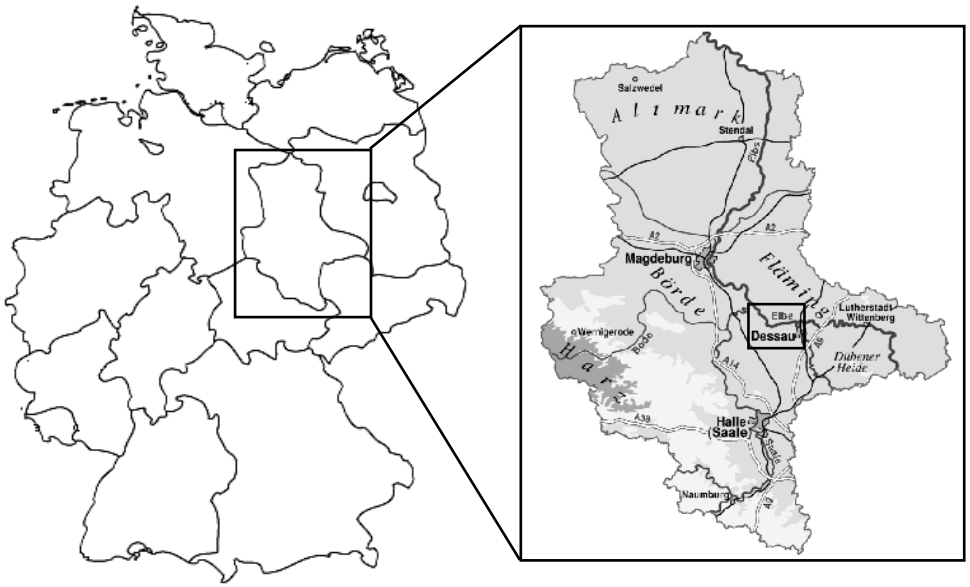


Abb. 2.2: Karte von Deutschland (links) und von Sachsen-Anhalt (rechts). Der Rahmen in der Karte von Sachsen-Anhalt markiert das Untersuchungsgebiet. Karte Sachsen-Anhalt: © 2008 Geodatenportal Sachsen-Anhalt, Landesamt für Vermessung und Geoinformation Sachsen-Anhalt.

Im Untersuchungsgebiet läuft seit 2001 ein vom Bundesumweltministerium initiiertes Naturschutzgroßprojekt „Mittlere Elbe“ von gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung. Projektträger ist die Umweltstiftung WWF Deutschland. Das Projektgebiet ist Teil des Biosphärenreservates „Mittelelbe“ und erstreckt sich von der Muldemündung bis zur

Saalemündung. Das Kerngebiet umfasst eine Fläche von 5 700 ha. Ziel ist die Erhaltung, Sicherung und Renaturierung des letzten zusammenhängenden Auenwaldkomplexes Deutschlands.

Im Untersuchungsgebiet sind mehrere FFH-Gebiete und vier SPA-Gebiete der EU ausgewiesen. Damit kommt dem Gebiet zusätzlich eine internationale Bedeutung für die Erhaltung der Biodiversität und den Schutz der Natur zu.

2.2.1 Geologische Verhältnisse und Böden

Die Landschaft des Untersuchungsgebietes, wie sie sich zum heutigen Zeitpunkt darstellt, ist pleistozänen Ursprungs. Die geologische Entwicklung wurde dabei maßgeblich durch die drei Haupteiszeiten (Elster-Kaltzeit, Saale-Kaltzeit, Weichsel-Kaltzeit) im Quartär geprägt. Die Ablagerung des Auenlehms bildete den Abschluss der geologischen Entwicklung (Gläser 2005).

Bodenbildende Substrate sind vor allem postglaziale Sande, Auenlehm sowie rezente Auensande und Auenschlamm (Scholz et al. 2005). In Abhängigkeit von Substratabfolge und der relativen Höhenlage in Bezug auf den Mittelwasserstand der Elbe bilden sich unterschiedliche Bodentypen heraus. In ufernahen Elbbereichen finden sich Ramblen aus Auensand, die in der unteren Elbterasse in Tschernitzen übergehen. Die höher gelegene Elbterasse ist nahezu flächenhaft mit einer Auenlehmdecke überzogen. Die dominierende Bodenform im Untersuchungsgebiet ist daher eine Braune Vega, in der Humifizierungs- und Verbraunungsprozesse noch nicht abgeschlossen sind. Sie ist auch die typische Bodenform in den Hartholzauenbereichen. In flachen Senken und Randbereichen von Flutrinnen stehen Gley-Vegen an. In den Flutrinnen und tonigen Auenbereichen haben sich, je nach dem zeitlich vorherrschenden Wasserstand und den Wasserstandsschwankungen, Gleye ausgebildet (Friese 2000).

2.2.2 Klima

Klimatisch zählt das Untersuchungsgebiet zum kontinental geprägten Ostdeutschen Binnenlandklima. Dabei steht das Gebiet von Südost nach Nordwest zunehmend unter ozeanisch-maritimem Einfluss.

Die durchschnittliche Jahresniederschlagssumme schwankt zwischen 509 und 599 mm, die durchschnittliche Jahrestemperatur liegt bei 9,1 °C (WWF Deutschland 2005). Dabei schwankt die Jahrestemperatur um etwa 18,5-19,0 °C, das Monatsmittel für die Lufttemperatur im Januar liegt bei -0,5 °C und für den Juli bei 18,5 °C (Hentschel et al. 1983). Die Niederschläge sind ungleich über das Jahr verteilt. In den Sommermonaten (Mai bis August) fallen über 50 % des Jahresniederschlages (Scholz et al. 2005). Abbildung 2.3 zeigt beispielhaft für das Untersuchungsgebiet zwei Klimadiagramme von Köthen (Anhalt; südlich des Untersuchungsgebietes) und Magdeburg (nordwestlich des Untersuchungsgebietes).

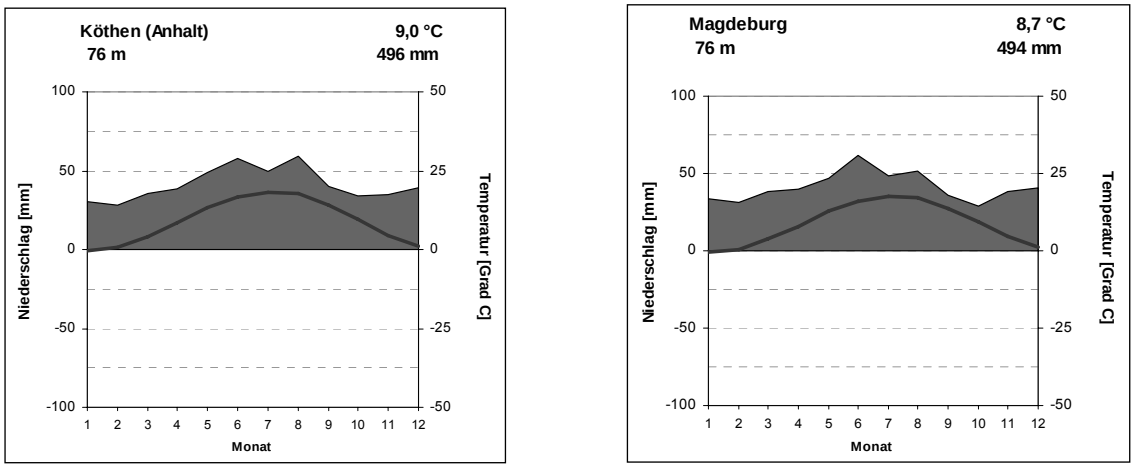


Abb. 2.3: Klimadiagramme von Köthen (Anhalt) und Magdeburg. Langjährige Mittelwerte (1961-1990) der Temperaturen und Niederschläge (Diagramm erstellt nach Angaben von Deutscher Wetterdienst 2006/2007; Mühr 2007).

2.2.3 Hydrologie

Die Elbe zählt zu den mitteleuropäischen Strömen des Regen-Schnee-Typs (IKSE 1994). Durch Regen und Schneeschmelze in den Mittelgebirgslagen werden Winter- und Frühjahrshochwässer hervorgerufen. Die höchsten Wasserstände der Elbe werden überwiegend im Februar bis April erreicht. An der Elbe finden Extremhochwässer im Vergleich zum Rhein unregelmäßiger statt. Aufgrund der gut wasserdurchlässigen Sande an der Flusssohle beeinflusst die Elbe mit ihren stark schwankenden Wasserständen enorm die Grundwasserdynamik in der angrenzenden Aue (Scholz et al. 2005). Die Feuchtebedingungen im Boden reichen von vollkommener Sättigung, wobei u.U. anaerobe Zustände im Wurzelraum erreicht werden, bis zur vollständigen Austrocknung, in bestimmten Situationen bis zum permanenten Welkepunkt.

Die Hartholzauenwälder der Mittleren Elbe stocken auf überflutbaren Standorten der holozänen Aue (Warthemann & Reichhoff 2008). Je nach Lage der Bestände werden diese gewöhnlich einige Tage bis einige Wochen im Jahr, höher gelegene Bestände nur episodisch, überflutet. Die Biotoptypen der Hartholzaue lassen sich nach Klausnitzer & Schmidt (2002) mittels Hydroregime voneinander abgrenzen. Klausnitzer & Schmidt unterscheiden an der Anzahl an Tagen mit Überflutung in der Vegetationsperiode [April bis Oktober]: Tiefe Hartholzaue – 15 Tage, Mittlere Hartholzaue – neun Tage, Hohe Hartholzaue – maximal zwei Tage. Von den markant ins Gelände eingeschnittenen Hochflutrinnen führen nur einzelne ganzjährig Wasser. Die Wasserstände sind dabei nicht vom Grundwasserstand abhängig, sondern resultieren aus Hochwasserrestmengen und Niederschlagswasser (Hentschel et al. 1983).

2.2.4 Vegetation

Floristisch-pflanzengeographisch wird das Mittelelbegebiet durch ein gehäuftes Auftreten von Florenelementen wärmebegünstigter Standorte bestimmt, dabei sind solche wechselfeuchter Grünlandstandorte besonders häufig (Warthemann & Reichhoff 2001). Charakteristisch für die Flussaue ist das Vorkommen so genannter Stromtalarten, welche im Gebiet der mittleren

Elbe meistens aus dem süd- und südosteuropäischen Raum stammen. Beispielhaft zu nennen sind *Euphorbia palustris*, *Cucubalus baccifer*, *Carex praecox* oder *Verbascum blattaria*.

Etwa ein Drittel des Gebietes sind Waldflächen, von denen den Hauptanteil Auenwaldstandorte bilden. Diese sind durch reiche oder kräftige Nährstoffversorgung gekennzeichnet und je nach Lage in der Aue im Jahr unterschiedlich lang überflutet. Überwiegend sind die Auenwälder der mittleren Elbe Ausbildungen des Eichen-Ulmen-Hartholzauenwaldes (Querco-Ulmetum minoris; Issler 1924) zuzuordnen. Unterschiedliche Dauer und Häufigkeit der Überflutung führen zur Ausbildung verschiedener Untergesellschaften dieser Waldgesellschaft (Klausnitzer & Schmidt 2002). Die durch vom Wasserhaushalt geprägten Standortsunterschiede haben eine Differenzierung der Bodenvegetation zur Folge. Im Gebiet natürlich vorkommende Baumarten sind vor allem Stiel-Eiche (*Quercus robur*), Gemeine Esche (*Fraxinus excelsior*), Feld-Ahorn (*Acer campestre*), Winter-Linde (*Tilia cordata*), Hainbuche (*Carpinus betulus*), Flatter-Ulme (*Ulmus laevis*) und Schwarz-Pappel (*Populus nigra*). Die für die Auenwälder der mittleren Elbe charakteristische Feld-Ulme (*Ulmus minor*) ist infolge des Ulmensterbens stark zurückgegangen. Weichholzauenwälder sind nur als Galeriebestände entlang der Flussufer erhalten geblieben.

Neben *Ulmus minor*, *Populus nigra* und Wildobstgehölzen sind im Sinne des Naturschutzes auch krautige Pflanzenarten wie Zweiblättriger Blaustern (*Scilla bifolia*), Märzenbecher (*Leucojum vernum*), Violette Sitter (*Epipactis purpurata*) oder Knoten-Beinwell (*Symphytum tuberosum*) besonders wertvoll (Müller 1997). Arten mit hoher Stetigkeit in der Krautschicht der Hartholzauenwälder sind *Urtica dioica*, *Glechoma hederacea*, *Rubus caesius*, *Galium aparine* und *Stachys sylvatica* sowie *Impatiens parviflora* und *I. noli-tangere* im Sommeraspekt (Klausnitzer & Schmidt 2002).

2.2.5 Potenzielle natürliche Vegetation

Die heutige potenzielle natürliche Vegetation (pnV) gibt nach Schmidt (1998, S. 199)

> einen angenommenen natürlichen Zustand (dabei den höchstentwickelten, also das Schlusswaldstadium) der Vegetation wieder, wie er bei Wegfall menschlichen Einflusses schlagartig unter den gegebenen ökologischen Bedingungen vorhanden wäre, d.h. die heutige pnV soll das aktuelle natürliche Standortspotenzial durch einen gedachten, modellhaften Sollzustand der Vegetation widerspiegeln.

Die bislang vom Menschen verursachten irreversiblen Umweltveränderungen und damit verbundenen abiotischen Standortsbedingungen sind in diesem Gedankenmodell voll zu berücksichtigen. Vernachlässigt wird dabei jedoch u.a. die Etablierung gebietsfremder Baumarten (wie auch von *Fraxinus pennsylvanica*), da es sich dabei um eine Art der Florenveränderung handelt, zu deren Folgen bislang keine eindeutigen Aussagen getroffen werden können. Man nimmt automatisch an, dass gebietsfremde Baumarten nicht zur „potenziellen natürlichen Waldgesellschaft“ gehören. Würde diese Einschränkung auf natürlich vorkommende Baumarten nicht bestehen, müssten völlig neue, nicht an naturnahen Wäldern angelehnte Vegetationseinheiten konstruiert werden (LAU 2000). Karten der potenziellen natürlichen Vegetation bieten u.a. die Auswertungsmöglichkeit hinsichtlich der Beurteilung von Naturnähe oder Natürlichkeitsgrad.

Nach LAU (2000) wird dem Untersuchungsgebiet in der pnV der Eichen-Ulmen-Auenwald (E73) sowie der Rohrglanzgras-Eichen-Ulmen-Auenwald zugeordnet (E75), wobei ersterer flächenmäßig deutlich überwiegt. Der Eichen-Ulmen-Auenwald ist ein vielschichtiger, periodisch überfluteter Hartholzauenwald mit *Quercus robur*, *Fraxinus excelsior*, *Ulmus laevis* und *Ulmus minor* in der Baumschicht. Die Strauchschicht besteht aus *Crataegus laevigata*, *C. monogyna* und *Cornus sanguinea*. *Malus sylvestris* und *Pyrus pyraster* können ebenfalls eingemischt sein. Die Krautschicht ist frühjahrsgeophytenreich, im Sommer teilweise hochstaudenreich mit *Urtica dioica*, *Galium aparine*, *Glechoma hederacea*, *Stachys sylvatica* und *Galeopsis speciosa* auf feuchten, nährstoff- und stickstoffreichen Standorten. Auf frischen Standorten sind *Geum urbanum*, *Lamium maculatum*, *Impatiens noli-tangere*, *Aegopodium podagraria*, *Circaea lutetiana* u.a. vertreten. Der Rohrglanzgras-Eichen-Ulmen-Auenwald findet sich in den Flutrinnen der Überflutungsauen und kommt daher von Natur aus nur kleinflächig vor. In der Baumschicht sind *Quercus robur*, *Fraxinus excelsior* und *Ulmus minor* vertreten. Die üppige Strauchschicht besteht überwiegend aus *Rubus caesius*. In der staudenreichen Krautschicht sind *Urtica dioica*, *Galium aparine*, *Glechoma hederacea*, *Impatiens parviflora* sowie als Feuchte- und Nässezeiger *Phalaris arundinacea*, *Symphytum officinale*, *Impatiens noli-tangere*, *Filipendula ulmaria* u.a. zu finden.

2.3 Auswertungsmethoden

In den folgenden Abschnitten werden kurz die Auswertungsmethoden vorgestellt, welche in den Kapiteln 4 bis 6 dieser Arbeit Verwendung gefunden haben. Die speziellen Untersuchungsmethoden und Auswertungsverfahren für die einzelnen Teilbereiche werden in den betreffenden Kapiteln gesondert erläutert.

2.3.1 Boxplot-Diagramme

Als anschauliche graphische Datendarstellung wurden Boxplot-Diagramme verwendet. Diese Darstellung geht über einen reinen Mittelwertsvergleich hinaus und gibt wichtige Streuungsparameter wieder. Die Querstriche geben dabei Perzentile an, die von einem Prozentsatz *x* aller Messungen nicht überschritten werden. Die Boxober- bzw. -untergrenzen sind die 75 % bzw. 25 %-Perzentile, dazwischen liegen 50 % der Verteilung (Abbildung 2.4).

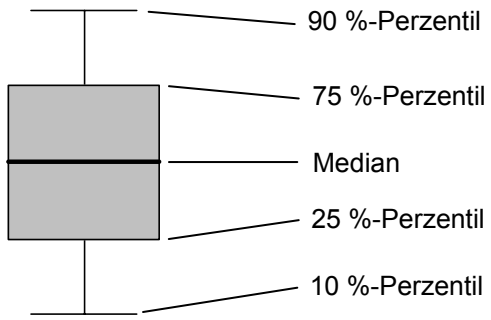


Abb. 2.4: Boxplot-Diagramm mit Erläuterungen.

Der Median (50 %-Perzentil) ist im Boxplot dargestellt. Die kurzen Querstriche ober- bzw. unterhalb der Box umfassen den Bereich zwischen 10 und 90 %-Perzentil. Je nach Lage des Medians kann die Schiefe der Verteilung beurteilt werden. Ausreißer sind im Diagramm gesondert dargestellt.

2.3.2 Angewendete Statistische Tests

Die Verteilungsform von Stichprobenwerten wurde mit dem Kolmogorov-Smirnov-Test überprüft. Dieser Test prüft die Anpassung einer beobachteten an eine theoretisch erwartete Verteilung und ist selbst verteilungsunabhängig. Daher eignet er sich auch bei kleinen Stichprobenumfängen (Sachs 1997, S. 427ff.). Eine signifikante Abweichung von der Normalverteilung liegt bei $p < 0{,}05$ vor.

Bei Vorliegen von Normalverteilung wurde eine Einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) durchgeführt. Sie dient dem Vergleich von mehr als zwei unabhängigen normalverteilten Stichproben und testet, ob innerhalb der Daten irgendwo signifikante Unterschiede bestehen. Im Falle von Signifikanz wurden für die Aussage, zwischen welchen Stichprobengruppen signifikante Unterschiede bestehen, Post-Hoc-Tests durchgeführt. Verwendet wurden der Tukey-HSD und der Scheffé-Test bei angenommener Varianzhomogenität. Beide Tests sind eher konservative Tests.

Der H-Test nach Kruskal und Wallis dient dem Vergleich von mehr als zwei unabhängigen Stichproben. Er basiert auf einer gemeinsamen Rangreihe der Werte aller Stichproben. Dieser Test prüft, ohne eine Normalverteilung vorauszusetzen. Der H-Test sagt nur aus, dass zwischen mindestens zwei Stichproben signifikante Unterschiede bestehen. Im Falle von Signifikanz ($p \leq 0{,}05$) gibt der Test jedoch nicht an, welche Gruppen sich im Einzelnen signifikant voneinander unterscheiden. Für die Aussage, welche Habitattypen sich im Falle von Signifikanz voneinander unterscheiden, wurden die Typen paarweise gegeneinander mit dem U-Test nach Mann und Whitney getestet. Aufgrund der mehrfachen Anwendung von Tests auf dieselben Daten wurde das Signifikanzniveau nach dem Bonferroni-Verfahren

$$(\alpha_i = \alpha / \tau) \qquad \text{Gleichung 1}$$

angepasst (Sachs 1997, S. 597). Das Signifikanzniveau α_i errechnet sich dabei aus dem Quotienten des nominellen Signifikanzniveaus α für diese Folge von Tests und der Anzahl τ an durchgeführten Tests. Die Berechnung aller statistischen Tests erfolgte mit SPSS 11.5.

2.3.3 Korrelation und Regression

Mit der Korrelationsanalyse lässt sich bestimmen, ob zwischen zwei Variablen ein Zusammenhang besteht und, wenn vorhanden, wie groß die Stärke des Zusammenhangs ist. Die Korrelationsanalyse gibt gleichzeitig Informationen über die Richtung der Abhängigkeit. Das Maß für den Grad und die Stärke des Zusammenhanges ist der Maßkorrelationskoeffizient r nach Pearson.

$$r = \sum_{i=1}^{n}(x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y}) / \sqrt{\sum_{i=1}^{n}(x_i - \bar{x})^2 \sum_{i=1}^{n}(y_i - \bar{y})^2} \qquad \text{Gleichung 2}$$

In dieser Gleichung stellen x_i und y_i die Werte der Variablen X und Y für das Objekt i dar, die Anzahl der Objekte wird mit n bezeichnet und $\bar{x}$ und $\bar{y}$ geben die arithmetischen Mittel über alle n Objekte an (Leyer & Wesche 2007).

Der Korrelationskoeffizient kann Werte zwischen -1 (perfekt negativ korreliert) und 1 (perfekt positiv korreliert) annehmen, wobei die Spanne zwischen 0,7 und 1 (-0,7 und -1) eine starke Korrelation und die Spanne zwischen 0,3 und 0,7 (-0,3 und -0,7) eine schwache Korrelation anzeigt (Leyer & Wesche 2007). Vorraussetzung für die Berechnung von r sind quantitative Daten und ein annähernd linearer Zusammenhang.

Die Regressionsanalyse dient der Quantifizierung eines Zusammenhangs zwischen einer abhängigen und einer oder mehreren unabhängigen Variablen. Dabei wird eine Funktion (linear oder nichtlinear) an die beobachtete Punktwolke so angepasst, dass die Gerade den Gesamttrend am besten wiedergibt. Die Parameter bzw. Regressionskoeffizienten der Funktion werden mit Hilfe der Methode der kleinsten Quadrate geschätzt. Für die lineare Regression entsteht die Gleichung für die gerade Linie durch Berechnung von

$$y = a + bx \qquad \text{Gleichung 3}$$

wobei y als die zu erklärende empirische Zufallsvariable und x als die erklärende Zufallsvariable bezeichnet werden (Sachs 1997, S. 501). Die Parameter a und b werden aus den Stichprobenwerten geschätzt und stellen in der Regressionsgeraden den Abschnitt auf der y-Achse dar, der von ihrem Nullpunkt 0 gerechnet, durch die Regressionsgerade abgetrennt wird. Parameter a wird auch als Achsenabschnitt (intercept) und Parameter b als Richtungskonstante bezeichnet, da letztgenannter die mittlere Änderung im Merkmal Y bei Vergrößerung von Merkmal X um eine Einheit ausdrückt. Parameter b gibt gleichzeitig die Steigung (slope) der Regressionsgeraden an und wird daher auch als Regressionskoeffizient bezeichnet.

Zur Berechnung der nichtlinearen Regression fand die logistische Funktion mit

$$y = \frac{a_2 + (a_1 - a_2)}{(1 + (x / x_0)^p)} \qquad \text{Gleichung 4}$$

Anwendung. Die Parameter a_1 bzw. a_2 geben den Anfangs- bzw. den Endwert dieser Wachstumsfunktion wieder, x_0 bezeichnet den Wendepunkt und der Parameter p als Potenz die Steilheit der Funktion.

Der durch die Funktion erklärte Anteil der Varianz an der ursprünglichen Varianz der Daten wird mit dem Bestimmtheitsmaß r^2 ausgedrückt. Das Bestimmtheitsmaß ist ein Ausdruck für die Güte der Beziehung. Es leitet sich im Falle der linearen Regression aus dem Quadrat des Korrelationskoeffizienten r nach Pearson ab. Bei nichtlinearer Regression gilt:

$$r^2 = 1 - \frac{s^2{}_\varepsilon}{s^2{}_y} \qquad \text{Gleichung 5}$$

Unter $s^2{}_\varepsilon$ ist dabei die Standardabweichung der y- bzw. x-Werte für ein gegebenes x bzw. y (Standardfehler der Voraussage) und unter $s^2{}_y$ die Standardabweichung der y-Werte zu verstehen.

3 Die Art *Fraxinus pennsylvanica*

3.1 Biologisch-ökologische Charakterisierung der Art

3.1.1 Taxonomie

Der wissenschaftliche Name für die untersuchte Baumart lautet *Fraxinus pennsylvanica* MARSHALL. Sie wird der Gattung *Fraxinus*, Sektion *Fraxinus*, Subsektion *Melioides* zugeordnet. Die Gattung gehört zur Familie der Ölbaumgewächse (*Oleaceae*) (Scheller 1977). Das Artepitheton *´pennsylvanica`* wurde der Art von Marshall im Jahr 1785 aufgrund ihrer Verbreitung in den USA gegeben, da zu dieser Zeit bei den europäischen Botanikern Pennsylvania synonym für die Amerikanischen Kolonien verwendet wurde (Wright 1959). Da Abgrenzung und Benennung der Art früher umstritten waren, existieren auch Synonyme wie zum Beispiel *Fraxinus lanceolata* BORKH., *Fraxinus pubescens* LAM., *Fraxinus campestris* BRITT. oder *Fraxinus darlingtonii* BRITT. Deutsche Namen sind Rot-Esche, Grün-Esche oder Pennsylvanische Esche, englischsprachige Bezeichnungen green ash, red ash, swamp ash oder water ash.

Früher wurden aufgrund unterschiedlicher Behaarung zwei Varietäten unterschieden: *F. pennsylvanica* var. *pennsylvanica* (Rot-Esche) mit filzig behaarten Trieben und Blättern und *F. pennsylvanica* var. *lanceolata* (Grün-Esche) mit kahlen Trieben und nur wenig behaarten Blättern (Scheller 1977). Da sämtliche Übergänge vorkommen und eine Trennung aufgrund eines so veränderlichen Merkmals undurchführbar ist, werden diese beiden Varietäten seit einigen Jahrzehnten von vielen Systematikern nicht mehr unterschieden. Die Rot-Esche wird aufgrund ihrer phänotypischen Plastizität hinsichtlich Wuchsgeschwindigkeit, Trockenheitsresistenz und Winterhärte in mindestens drei geographische Ökotypen eingeteilt, die unter standardisierten Baumschulbedingungen leicht zu unterscheiden sind, aber nicht in natürlichen Beständen. Daher erfolgte auch keine Einstufung als Subspezies (Wright 1965).

3.1.2 Natürliche Verbreitung und Standorte

Zur Gattung *Fraxinus* gehören etwa 65 Arten, die fast ausschließlich in der nördlichen Hemisphäre verbreitet sind (Schmidt & Hecker 2009). Ausnahmen bilden hier isolierte Vorkommen auf Java und den Philippinen. *Fraxinus pennsylvanica* ist in Nordamerika die Eschenart mit der weitesten Verbreitung, jedoch nicht die häufigste dieser Gattung. Ihr Naturareal in den USA und in Kanada reicht vom südlichen Nova Scotia ins südöstliche Alberta und im Süden von Montana bis ins südöstliche Texas, Florida und bis an die Ostküste (Abbildung 3.1). Sie tritt als nichteinheimische Art in den Bundesstaaten Utah und Colorado auf.

Das Klima im Naturareal ist überwiegend subhumid bis humid. Es ist charakterisiert durch jährliche Niederschlagsmengen von 380 bis 1 520 mm und durchschnittliche Temperaturen von -18 bis 13 °C im Januar und 18 bis 27 °C im Juli (Wright 1959). Die Anzahl der frostfreien Tage im Jahr beträgt durchschnittlich 120 bis 280. Die Rot-Esche steigt in den Appalachen bis auf Höhenlagen von 900 m ü.NN, wird aber bis auf 1 830 m Höhe angebaut (Gucker 2005).

Die Arealformel lautet: m-temp·(oz)OAM. Die Rot-Esche kommt in der meridionalen, submeridionalen und bis zur temperaten Florenzone des östlichen Nordamerikas vor. Sie ist schwach ozeanisch verbreitet, d.h. ihr Areal reicht vom ozeanischen Gebiet bis in das Innere des Kontinents.

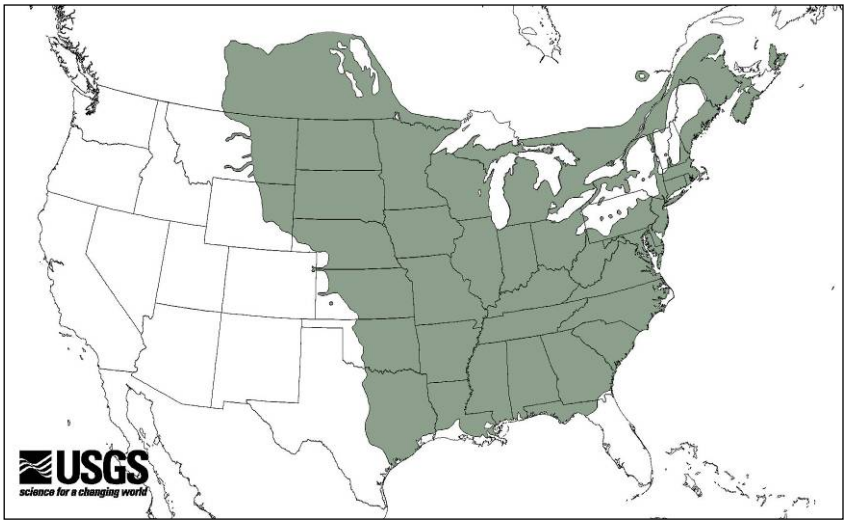


Abb. 3.1: Karte des natürlichen Areals von *Fraxinus pennsylvanica*. Areal grau unterlegt (persönlich bearbeitete digitale Version des USGS[18] von Little 1971; http://esp.cr.usgs.gov).

Die Rot-Esche kommt vor allem auf alluvialen Böden entlang von Flüssen und Bächen vor. Seltener ist sie in Sümpfen anzutreffen. Ihre Standorte liegen meist in Bereichen, die ein- bis zweimal im Jahr überflutet werden. *Fraxinus pennsylvanica* tritt in den Ulmen-Silberahorn-Wäldern und den südöstlichen Eichen-Eschen-Hickory-Auenwäldern (Knapp 1965) auf. Am häufigsten vergesellschaftet ist sie mit Eschen-Ahorn (*Acer negundo*), Rot-Ahorn (*A. rubrum*), Pekannuß (*Carya illinoensis*), Glattblättrigem Zürgelbaum (*Celtis laevigata*), Amerikanischem Amberbaum (*Liquidambar styraciflua*), Amerikanischer Platane (*Platanus occidentalis*), Amerikanischer Schwarz-Pappel (*Populus deltoides*), Amerikanischer Zitter-Pappel (*P. tremuloides*), Schwarzer Weide (*Salix nigra*), Weiden-Eiche (*Quercus phellos*) und Weiß-Ulme (*Ulmus americana*).

Abbildung 3.2 zeigt eine Verbreitungskarte von *Fraxinus pennsylvanica* mit den Forest Inventory Analysis Importance Values[19]. Dabei überwiegen vor allem geringe Werte (hellgrün eins bis drei). Im Westen des Areals erscheinen auch höhere Werte (11-30) und auch vereinzelt Bereiche mit Wertigkeiten zwischen 51 und 100. Bedeutsamer sind die Vorkommen entlang des Mississippi-Stromes (Louisiana, Arkansas, Missouri, Mississippi, Kentucky, Illinois) bis zum Golf von Mexiko, was den Charakter der Rot-Esche als Auenwaldbaumart unterstreicht. Konzentrierte Schwerpunkte der höheren Wertigkeiten finden sich in den Bundesstaaten Kansas, Nebraska, Minnesota, North Dakota sowie in Michigan zwischen dem Michigansee und dem Huronsee.

[18] USGS ist der United States Geological Survey (dt. Geologischer Dienst der Vereinigten Staaten), eine wissenschaftliche Behörde des US-Innenministeriums.

[19] Forest Inventory Analysis Importance Value: Basierend auf einem 20 x 20 km Gitternetz erstellte importance values (Bedeutungswerte), welche die Daten der Forstinventur des US Forest Service nutzt und daraus für jede Baumart in Abhängigkeit von Stammanzahl und Grundfläche den jeweiligen Wert pro Plot berechnet.

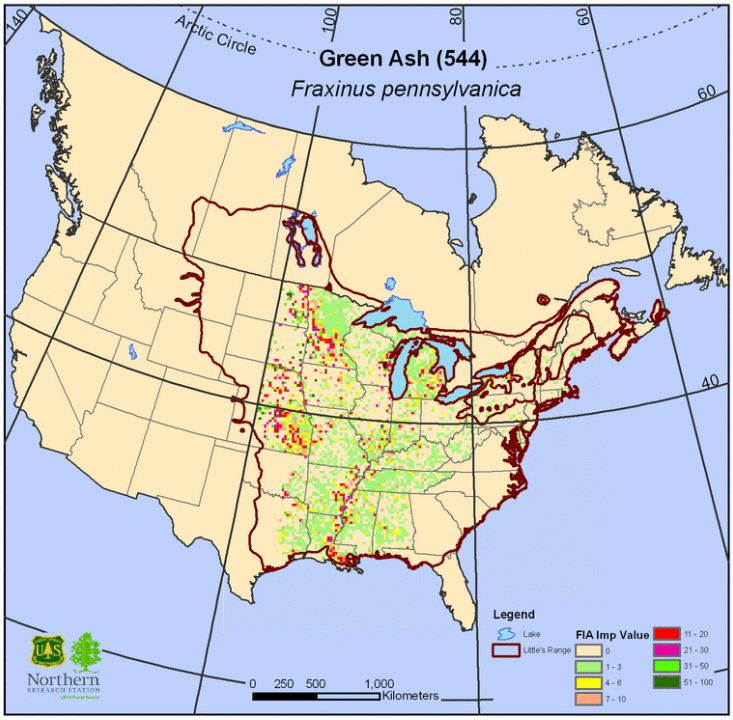


Abb. 3.2: Verbreitungskarte von *Fraxinus pennsylvanica* mit der Arealgrenze nach Little (1971) (braune Linie) und den Forest Inventory Analysis Importance Values [FIA Imp Value]. Die Farblegende gibt die Wertigkeit der FIA Imp Values wieder (0-100) (Prasad et al. 2007).

3.1.3 Morphologische Charakterisierung

Die Rot-Esche kann etwa 30-40 m hoch werden und erreicht Brusthöhendurchmesser[20] von bis zu zwei Metern. Ihre Blätter sind unpaarig gefiedert, gegenständig und 20-30 cm lang; die Fiederblättchen, meist sieben bis neun, sind kurz gestielt, lanzettlich bis elliptisch, 8-13 cm lang, ungleich scharf gesägt, ober- und unterseits grün. Die Spreite besitzt keine Papillen. Dies ist ein wichtiges Unterscheidungskriterium zu anderen Eschenarten, insbesondere der ebenfalls nordamerikanischen Weiß-Esche (*Fraxinus americana*). Die Knospen sind (rost)braun. Die Terminalknospe ist spitz und höher als breit, die Seitenknospen sind stumpf und nierenförmig. Die Zweige sind grau bis grün-braun. Die Samara sind 30-55 mm lang und 5-8 mm breit mit einem im Querschnitt runden Samenkorn, an dem der Flügel wenigstens bis zur Mitte herunter läuft (Schenck 1939). Die Borke ist im Alter grob-rissig und tief gefurcht. Männliche und weibliche Bäume sind anhand von morphologischen Merkmalen des Kronenhabitus unterscheidbar (Remphrey et al. 1987). Der Blattaustrieb erfolgt Anfang April bis Anfang Juni, die Herbstfärbung tritt etwa ab Mitte/Ende September ein und ist intensiv gelb bis gelbbraun. Danach folgt ab Mitte September bis in den Oktober hinein der Blattabwurf.

Der anatomische Holzaufbau unterscheidet sich kaum von dem der Gemeinen Esche. Die Rot-Esche hat ein ringporiges Holz mit braunem (auch weißem oder grauem) Kernholz, welches sich farblich deutlich vom Splintholz absetzt. Holzstrahlen und Axialparenchym bilden ein leiterartiges Muster. Die Mikroaufnahmen der Holzanatomie (Abbildung 3.3) geben diese Merkmale wieder. Die mittlere Rohdichte beträgt 0,41-0,82 g/cm³.

[20] Im Folgenden mit BHD abgekürzt.

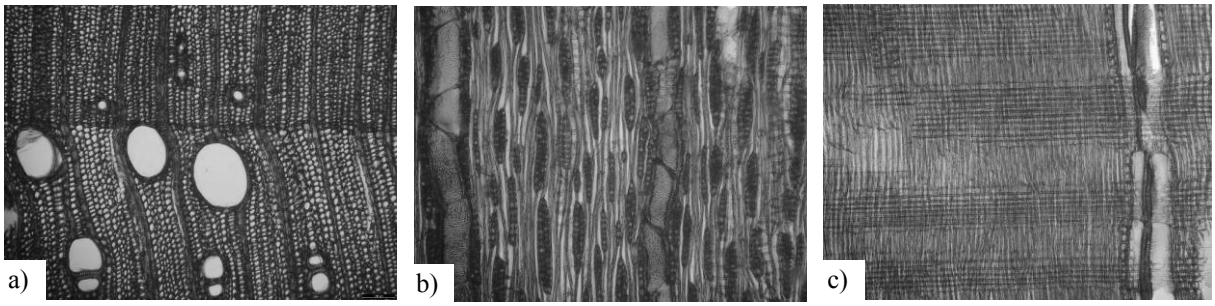


Abb. 3.3: Mikroaufnahmen der Holzanatomie im a) Querschnitt, b) tangential und c) radial. Fotos: E. Bäucker.

Die Altbäume der Rot-Esche können mehr als einen Wachstumsschub pro Saison aufweisen (Harris et al. 1995, zitiert nach Gucker 2005). Untersuchungen von Johnson (1971, zitiert nach Gucker 2005) in North Dakota haben gezeigt, dass die Zuwachsraten sogar mit der Überflutungshäufigkeit steigen.

3.1.4 Ökologie und Wachstum

Fraxinus pennsylvanica wird als Pionierbaumart beschrieben. Sie erscheint in frühen und mittleren Sukzessionsstadien, z.B. als Erstbesiedler alluvialer Böden, aber ebenfalls als Art der Schluss-(Klimax)-Gesellschaften. Studien von Johnson (1971, zitiert nach Gucker 2005) in 34 Beständen mit Rot-Esche entlang von 100 km der Missouri-Flussaue in North Dakota zeigten eine zunehmende Bedeutung hinsichtlich der Bestandesbeteiligung der Rot-Esche mit ansteigender Substrattiefe und ansteigendem Bestandesalter. Die Baumart ist eher kurzlebig und erreicht in etwa ein Alter von 125 bis 150 Jahren.

Die Rot-Esche pflanzt sich generativ fort, ist aber auch zur vegetativen Vermehrung fähig. Sie ist sowohl zur Wurzelbrut (Austrieb aus Adventivknospen) als auch zum Stammaustrieb/Stockausschlag in der Lage. Die Rot-Esche ist eine diözische Baumart. Die Baumart fruktifiziert ab Durchmessern von 8-10 cm und/oder einer Höhe von 6 m. Die Blüten erscheinen im Frühjahr (Ende April/Anfang Mai, bereits März/April im südlichen Verbreitungsgebiet) mit oder kurz vor dem Blattaustrieb im äußeren Kronenbereich. Die Rot-Esche ist in der Lage jedes Jahr zu blühen und zu fruktifizieren (Gucker 2005). Prasad et al. (2007) geben Mastjahre aller drei bis fünf Jahre an. Die Blüten werden durch den Wind bestäubt. Dabei wird der Pollen über Entfernungen von 7,6-15 m verbreitet (Wright 1952).

Die Samenreife ist nicht vor Ende September/ Anfang Oktober abgeschlossen. Die Samen fallen nach der Reife (bis in den Winter hinein) und werden überwiegend durch den Wind transportiert. Auch Wasserverbreitung findet statt, deren Bedeutung für die Fernausbreitung ist jedoch unbekannt. Ebenso ist eine Verbreitung durch Kleinsäuger möglich. Eine Verbreitung durch Vögel ist nicht auszuschließen. Schaffrath (2001) erwähnt Kernbeißer (*Coccothraustes coccothraustes* L.) beim Fraß der Samen. Die Ausbreitungsentfernung der Samen ist abhängig von der Jahreszeit und vom Termin des Samenfalls. Samen, die im Winter abfallen, können auf gefrorener Oberfläche über sehr große Entfernungen verbreitet werden. Samen, die im Herbst fallen, bleiben dagegen in der Nähe des Mutterbaumes liegen (Taylor 1972). Sutherland et al. (2000) haben festgestellt, dass die Samen 100 m und weiter vom Mutterbaum entfernt verbreitet werden können.

Die Samen keimen im darauf folgenden Frühjahr oder der Same überliegt. Zur Lagerungsdauer der Diasporenbank gibt es sehr unterschiedliche Angaben. Sutherland et al. (2000) weisen darauf hin, dass Samen von *Fraxinus pennsylvanica* zwischen drei bis zu vier Jahren in der Samenbank lebensfähig sind. Taylor (1972) dagegen gibt an, dass ungefähr 50 % der Samen, die erst im Frühjahr abgeworfen werden, mit den überwinterten Samen keimen, die anderen 50 % keimen im darauf folgenden Frühjahr. Die Keimlinge sind epigäisch. Die Samen können auch unter Überflutungsbedingungen keimen. Dabei konnten durch DuBarry (1963) Keimungsraten von 30 % festgestellt werden.

Die Sämlinge wachsen am besten auf teilweise beschatteten Standorten in feuchtem Boden oder der Streu. Beste Wachstumsraten wurden unter kontrollierten Bedingungen ab 16 °C Bodentemperatur erzielt (Andersen et al. 1987). Unter optimalen Bedingungen wachsen die Sämlinge im ersten Jahr etwa 30 cm in die Höhe und weitere 46 cm im zweiten Jahr (Angaben für das nördliche Verbreitungsareal). Im südlichen Teil des Areals können die Sämlinge deutlich größer werden. Unverletzte Sämlinge bilden im ersten Jahr keine Seitentriebe aus. Die Apikaldominanz ist sehr hoch, so dass die Jungpflanzen bis zu einer Höhe von fünf Metern nur einen starken Hauptstamm haben. Bei Verlust des Terminaltriebes übernimmt rasch ein Seitenzweig dessen Funktion (Wright 1959).

Jungpflanzen besitzen die Fähigkeit, unter Überflutungsbedingungen Zweitwurzeln aus den Erstwurzeln zu regenerieren, Adventivwurzeln an dem unter Wasser befindlichen Stammteil zu entwickeln, die anaerobe Respirationsrate bei Sauerstoffmangel zu beschleunigen und ihre Rhizome zu oxidieren (Hook & Brown 1973). Diese Wurzelanpassung befähigt die Rot-Esche, mehrere Monate anhaltenden Überflutungsperioden während der Vegetationspause und in der frühen Wachstumsperiode standzuhalten, während andere Baumarten dadurch absterben (Hosner et al. 1965; Wright 1965). Die Rot-Esche kann insgesamt bis zu 40 % der Vegetationszeit Überflutungen ausgesetzt sein, ohne dabei Schaden zu nehmen.

Die Rot-Esche ist sehr tolerant gegenüber den pH-Werten des Bodens. Düngeexperimente haben gezeigt, dass sie hohe pH-Werte besser tolerieren kann als viele andere Laubbaumarten. Aufgrund ihrer weiten geografischen Verbreitung besitzt die Rot-Esche eine weite ökologische Amplitude. Dies setzt eine Anpassung der Baumart sowohl an Trockenheit und Überflutung als auch an sehr unterschiedliche pH-Werte des Bodens von sauer bis stark basisch (McComb 1949) voraus. Ihre Toleranz gegenüber Salz (Meuli & Shirley 1937) macht die Rot-Esche zu einem geschätzten und häufig gepflanztem Stadt- und Straßenbaum. Sie wird auch aufgrund ihrer Stresstoleranz mit Erfolg in der Aufforstung von Tagebauhalden verwendet (Fowells 1965). Obwohl sie eher eine Baumart des Tieflandes ist, wird sie als eine der erfolgreichsten Laubbaumarten auch in höheren Lagen (bis auf 1830 m Höhe) gepflanzt (Wright 1959). Auch wenn die Rot-Esche in erster Linie eine Auenwaldbaumart ist, gedeiht sie doch unter einer Vielzahl ganz unterschiedlicher Bedingungen. Die Rot-Esche wird überwiegend mit mittlerer Schattentoleranz beschrieben, wobei diese mit zunehmendem Alter zurückgeht.

Erfolgreiche Kreuzungen sind ausschließlich mit der Arizona-Esche (*Fraxinus velutina*) bekannt (Wright 1959). Diese Hybride brachten hohe Samenerträge und wuchsen etwa

genauso schnell wie *Fraxinus pennsylvanica*. Kreuzungsversuche mit *Fraxinus excelsior* und *Fraxinus americana* erbrachten keine nachweisbaren Hybriden.

Ausführlichere Darstellungen und weitere Angaben zu Eigenschaften von *Fraxinus pennsylvanica* im natürlichen Verbreitungsareal finden sich mit vielen Querverweisen auf der Web-Seite www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/frapen/all.html bzw. in deutscher Sprache bei Breucker & Zacharias (2008) und Zacharias & Breucker (2008).

3.1.5 Ökophysiologisches Potenzial

Um den möglichen Erfolg einer neophytischen Pflanzenart abzuschätzen, können Aussagen über das ökophysiologische Potenzial der Art im Zusammenhang mit dem Klima im natürlichen Areal und im Einführungs- bzw. Anbaugebiet sehr aufschlussreich sein. Bereits Jäger (1988) erwähnte, dass in der Regel das ursprüngliche und das neophytische Areal einer Pflanzenart der gleichen oder benachbarten Ozeanitätsstufe und Florenzone angehören. Immer wieder werden als Gründe erfolgreicher Etablierung die Eigenschaften der Art, die Eigenschaften des neu besiedelten Ökosystems oder die Umstände der Einführung diskutiert. Ein individuelles Zusammenpassen von Arteigenschaften und Eigenschaften des Ökosystems (Schlüssel-Schloss-Prinzip[21]; Heger & Trepl 2001) steigert die Erfolgswahrscheinlichkeit des „Invasors“. Grundsätzlich bestehen große Chancen für einen Etablierungserfolg des Neophyten, wenn das Klima bzw. die Umweltbedingungen des neuen Gebietes dem des natürlichen Verbreitungsareals der Art ähnlich sind und den Ansprüchen der Art genügen. Unter Umständen können von der Art auch Unähnlichkeiten überbrückt werden (Heger 2004), da der Einfluss des Klimas auf den Invasionserfolg situationsabhängig ist.

Im Folgenden sollen kurz die Eigenschaften des neuen Gebietes dem des Naturalreals von *Fraxinus pennsylvanica* gegenübergestellt werden, um abzuschätzen, inwiefern die Umweltbedingungen an der mittleren Elbe den Ansprüchen dieser Baumart genügen. Wie bereits in der Zielstellung dieser Arbeit ausgeführt, richten sich die Untersuchungen sonst nach einem prozessorientierten Ansatz des Verständnisses der Ausbreitung der Rot-Esche.

Aus den Kartendarstellungen in Abbildung 3.4 ist zu entnehmen, wie vielfältig die Umweltbedingungen im natürlichen Areal der Rot-Esche sind, allein bezüglich der mittleren Jahresniederschläge (500 bis 1800 mm) und der Jahresmitteltemperatur (6 bis 21 °C). Hier zeigt sich wiederum die bereits erwähnte große ökologische Amplitude der Baumart.

[21] Man unterscheidet vier verschiedene Ansätze den Invasionserfolg gebietsfremder Arten zu prognostizieren: Arteigenschaften, Eigenschaften des invadierten Ökosystems, Schlüssel-Schloss-Prinzip und Prozess-differenzierung.

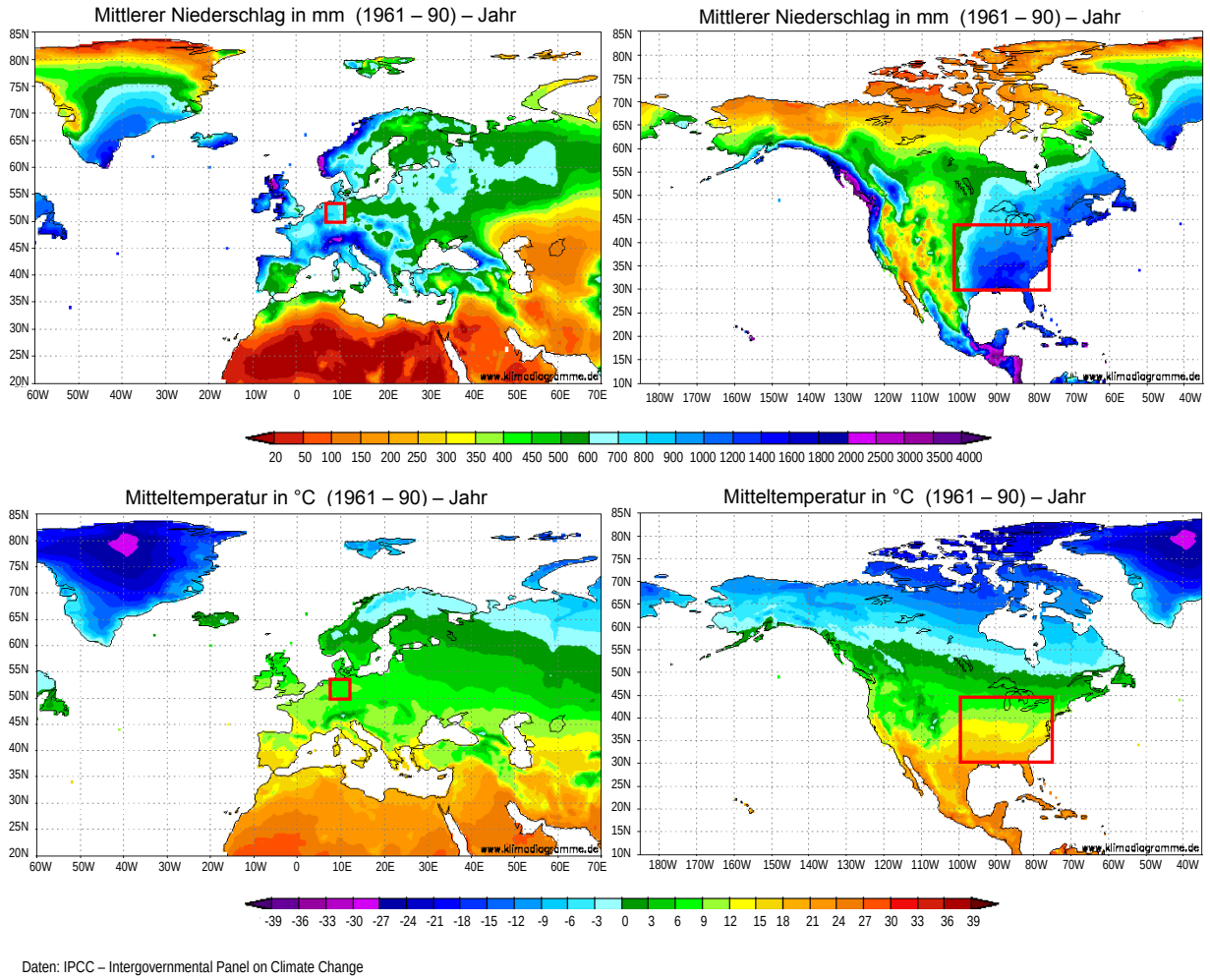


Abb. 3.4: Karten der mittleren Niederschläge und der Mitteltemperatur aus Klimadaten der Jahre 1961-1990 von Europa (links) und Nordamerika (rechts). (Quelle: Mühr 2007); Vergleich zwischen dem Untersuchungsgebiet (links) und dem natürlichen Verbreitungsareal (rechts) [roter Rahmen].

Inwiefern trifft diese Anpassungsfähigkeit nun auf ähnliche Bedingungen im neuen Areal? Mittlere Niederschlagswerte, wie für Mitteldeutschland typisch, findet die Baumart in ihrem nordwestlichen Verbreitungsareal (Nebraska, Kansas). Im größten Teil des natürlichen Areals fallen die Niederschläge allerdings deutlich höher aus als in Mitteldeutschland. In niederschlagsarmen Gebieten sind die Vorkommen der Rot-Esche im Wesentlichen auf Auen mit entsprechendem Bodenwasserangebot beschränkt. Die Mitteltemperaturen stimmen zu sehr geringen Teilen mit dem Spektrum der Baumart überein. Im nördlichen Teil des natürlichen Verbreitungsareals (Kanada, North Dakota) ist die Baumart an diese Temperaturen angepasst, findet jedoch im gesamten Gebiet überwiegend höhere Durchschnittstemperaturen. Die Klimaschwankungen im Areal beinhalten auch eine durchschnittliche Temperatur im Januar von -18 °C und jährliche Niederschlagsmengen von knapp 300 mm, die die Rot-Esche tolerieren kann. Da die Rot-Esche auch unter extremen Schwankungen (Trockenheit, Überflutung) erfolgreich ist, scheinen diese Unterschiede für sie leicht überbrückbar zu sein. In Mitteldeutschland findet die Baumart günstigere Bedingungen als diese Extreme. Gerade die Vorkommen im Auenbereich im Gebiet der Mittelelbe lassen die Art günstige standörtliche Bedingungen hinsichtlich Boden- und Luftfeuchte vorfinden.

Häufig genügt der Schlüssel-Schloss-Ansatz in seiner einfachen Form jedoch nicht, da der Verlauf einer Invasion sehr komplex ist und Erfolg nur garantiert ist, wenn zu jedem Zeitpunkt der Invasion die Ansprüche der invadierenden Art erfüllt werden (Heger & Trepl 2001).

3.2 Einführung und derzeitige Ausbreitungssituation

3.2.1 Einführung und Situation in Europa

Die Art wurde nach Rehder (1951) im Jahre 1783 in Europa in Kultur gebracht, vermutlich zuerst in England (Scheller 1977). Die von einigen Autoren unterschiedene Grün-Esche (*Fraxinus pennsylvanica* var. *lanceolata*) wurde etwas später eingeführt. So gibt Rehder (1951) für die Grün-Esche als Kultivierungsbeginn das Jahr 1824 an. Nach Europa gelangte die Rot-Esche somit bereits Ende des 18. Jahrhunderts.

Nordamerikanische Eschenarten, darunter auch *Fraxinus pennsylvanica*, wurden laut Kremer & Čavlović (2005) etwa vor über 130 Jahren nach Kroatien eingeführt und vor allem in Flutrinnenbereichen gepflanzt, auf denen die dort einheimische *Fraxinus angustifolia* nicht überleben kann. Auf besseren Standorten verliert die gebietsfremde Esche ihre Konkurrenzkraft und ist deutlich stärker als die indigenen Arten durch Sturm und Schnee gefährdet (Kremer et al. 2006). Heutzutage wird *Fraxinus pennsylvanica* häufig wieder durch die einheimische *Fraxinus angustifolia* ersetzt. Dennoch findet eine Ausbreitung von Naturverjüngung der Rot-Esche im Bereich der Donau-Auen sowie in Uferbereichen von Drava, Kupa und Sava vor allem in Sümpfen und auf Flussinseln statt. Dabei wird die Ausbreitung der Rot-Esche in feuchten tiefer gelegenen Mikrohabitaten als positiv und erwünscht angesehen, da ihr darin eine Pionierrolle für die Bodenvorbereitung der Bestände der einheimischen *Fraxinus angustifolia* zukommt (Kremer et al. 2006).

Deák (2005) erwähnt in seinen Ausführungen zur Vegetation im westlichen Marosszöggebiet (Ungarn), dass *Fraxinus pennsylvanica* entlang der Ufer der Flüsse Maros und Tisza in den Beständen relativ häufig ist. In aufgelassenen Obstplantagen, die in der großen Flut 1970 zerstört wurden, dringt die Baumart mit anderen gebietsfremden Pflanzenarten ein. Ebenso breitet sich die Rot-Esche in brach gefallenes Ackerland, das weder beweidet noch gemäht wird, gemeinsam mit anderen Arten aus und verhindert so eine Entwicklung dieser Flächen hin zu Auengras und -krautfluren. In Ausbreitung ist die Baumart auch in Auenwäldern, Galleriewäldern und Sümpfen und verursacht dadurch vor allem in Schutzgebieten Probleme (Török et al. 2003).

In den Auenwäldern von Polen bedingt die Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* einen Rückgang der einheimischen Arten (Sienkiewicz et al. 2001). In Russland und in der Ukraine wird die Rot-Esche seit langer Zeit bei der Rekultivierung und für Windschutzpflanzungen sowie als Straßenbaum verwendet (Tkach 2001). In der Tschechischen Republik wird die Rot-Esche als invasiv eingeschätzt (Pyšek et al. 2002).

In Österreich wird die Baumart aus Naturschutzsicht als problematisch angesehen und als invasiv eingestuft (Essl & Rabitsch 2004), vor allem für Gebiete der Hartholzaue an der March (Niederösterreich) und im Nationalpark Donau-Auen (Drescher et al. 2005), wo sie aufgrund ihrer rasanten Ausbreitung bereits stellenweise die einheimische und gefährdete

Feld-Esche (*Fraxinus angustifolia*) in den unteren Altersklassen ersetzt (Dister & Drescher 1987; Kowarik 2003). Im Nationalpark Donau-Auen schafft es die Rot-Esche mehr oder weniger geschlossene Waldbestände zu unterwandern und ist aufgrund ihrer, standortsökologischen Anpassung, ihrer hohen Konkurrenzkraft und der effizienten Ausbreitung für eine direkte Bekämpfung vorgesehen (Drescher & Magnes 2002).

3.2.2 Einführung und Situation in Deutschland

Für Deutschland wird *Fraxinus pennsylvanica* seit dem Jahre 1796 als kultiviert erwähnt (Kowarik 1992). Sie wurde vorerst in Parkanlagen gepflanzt und später auch in Anbauversuchen forstlich geprüft (Schwappach 1896). Schwerin (1928) führt eine forstmäßige Anpflanzung etwa um 1870 an. Anbauversuche mit *Fraxinus pennsylvanica* in Preußen und Braunschweig in den Jahren 1888-1892 sind bei Schenck (1939) erwähnt. Wie in zahlreichen Publikationen belegt ist (z.B. Schwerin 1928; Schaffrath 2001), waren bei der Unterscheidung von amerikanischen Eschen und speziell von *Fraxinus pennsylvanica* (Synonym *F. pubescens*) und *Fraxinus americana* in Deutschland zunächst Probleme aufgetreten. Die teils verworrene Nomenklatur in der Vergangenheit führte dabei häufig zu Missverständnissen und erschwert im Nachhinein eine genaue Recherche des Anbaus der beiden Arten. Die Einbringung der Rot-Esche als Park- und Straßenbaum setzte sich im 20. Jahrhundert fort.

Nachweise von generativer Verjüngung von *Fraxinus pennsylvanica* unter Freilandbedingungen liegen nach Kowarik (1992) für Berlin und Brandenburg erst seit 1980 bzw. 1987 vor. Laut Schmidt (2008, mündl.) trat natürliche Verjüngung an der Mittleren Elbe bereits vor dieser Zeit auf. Schaffrath (2001) schließt aus seinen Untersuchungen in der Oderaue von einer erfolgreichen generativen Verjüngung der Rot-Esche mindestens seit Ende des zweiten Weltkrieges, in Einzelfällen wohl auch schon früher.

Im Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands (Benkert et al. 1996) sind für die Rot-Esche vor allem Fundpunkte im Raum Berlin, im Spree- und Havelgebiet sowie für die Mittlere Elbe in Sachsen-Anhalt angegeben (Abbildung 3.5). Dort wird sie als eingebürgert geführt. In Deutschland wird die Art bisher meist nicht zu den problematischen Neophyten gezählt (Fischer 1988; Kowarik 2003). Die Ausbreitungstendenzen fanden bislang wenig Beachtung. Sie kommt vereinzelt ruderal und im Umfeld forstlicher Pflanzungen vor.

Für Sachsen sind die Vorkommen der Rot-Esche in Hardtke & Ihl (2000) erfasst, auch wird stellenweise natürliche Verjüngung erwähnt (Schmidt & Klausnitzer 2002). Speziell für den Leipziger Auwald wird das Vorkommen verschiedentlich erwähnt (Unterseher et al. 2007). Schaffrath (2001) berichtet über die Ausbreitung der Rot-Esche in Ost-Brandenburg, wobei sich die Funde vor allem auf die Oderaue südlich von Frankfurt (O.), das Odertal bei Lebus sowie auf das Eberswalder Stromtal beziehen. Die Art wird hier als etabliert eingestuft, wobei der Etablierungsgrad als gering geschätzt wird. Burkart et al. (2003) machen ebenso Angaben zum Vorkommen von *Fraxinus pennsylvanica* in Brandenburg und beschreiben forstlich eingebrachte Rot-Eschen im Jederitzer Holz, dem Hartholzauenwald der unteren Havelaue. Rot-Esche wurde hier vor allem auf mittelhoch bis tief liegenden Bereichen und in Mischung mit *Alnus glutinosa* in Flutrinnen gepflanzt, wobei diese Standorte im Jahresverlauf 40 bis 100 Tagen Überflutung ausgesetzt sind. Burkart et al. (2003) berichten von

Naturverjüngung der Rot-Esche mit großer Vitalität der Jungbäume und schlussfolgern daher auf eine Einbürgerungstendenz für diese Art im Gebiet. Außerdem liegen Hinweise zur Einbürgerung in der Donau-Aue in Bayern (Doppelbaur 1963), für den Saumwald der Mulde (Sachsen-Anhalt) (Wölfel 1981) sowie für die Mainspitze in Hessen (Buttler 2005) vor.

Im Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalaue ist ebenfalls natürliche Verjüngung von forstlich angebauter *Fraxinus pennsylvanica* bekannt. In den Uferverbauungen von Main und Rodach zwischen Lichtenfels und Kulmbach gibt Hetzel (2006) im weiteren Umkreis kleinflächiger Pflanzungen mehrfach Einzelexemplare von fruktifizierenden Rot-Eschen an. Sebald et al. (1996) erwähnen für Baden-Württemberg die Rot-Esche als gelegentlich gepflanzt. In der Liste der Gefäßpflanzen Deutschlands (Buttler & Hand 2008) wird *Fraxinus pennsylvanica* als etablierter Neophyt geführt.

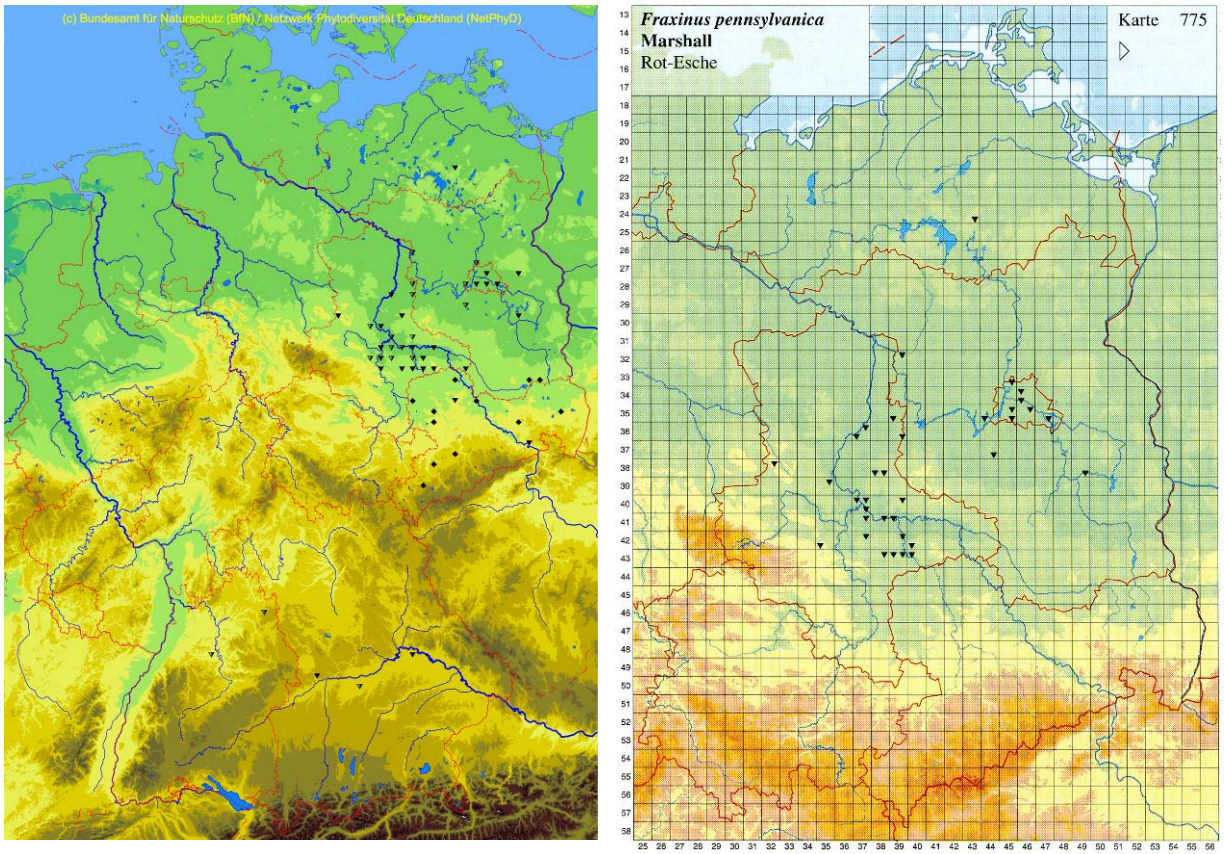


Abb. 3.5: Verbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* in Deutschland (links) und in Ostdeutschland (rechts) auf der Basis einer Rasterkartierung. Quellen: links Datenbank Gefäßpflanzen (FLORKART), rechts Benkert et al. (1996); die eingezeichneten Symbole geben jeweils nur das Vorkommen pro Raster unabhängig von der Häufigkeit der Art an.

▼ synanthrop und unbeständig, 1950-1980.
▼ synanthrop und unbeständig, nach 1980.
◆ eingebürgert, nach 1980.
▼ synanthrop (umfasst synanthrop, unbeständig, eingebürgert, angesalbt oder kultiviert). Nachweis ab 1950.

3.2.3 Situation für das Gebiet Mittlere Elbe

In der Wende vom 18. zum 19. Jahrhundert ist für die Wälder des Mittelelbegebietes die Anpflanzung der Rot-Esche belegt (Gläser 2005). Das Saatgut stammte für diese Pflanzungen aus Weimar. Durch Jahrringanalysen und den daraus resultierenden Datierungen im Kühnauer

Forst (Breucker 2006) wurde an einer gefällten Rot-Esche (BHD[22] 59 cm; Höhe 31,5 m) ein Alter von 122 Jahren ermittelt. Damit ist ein Vorkommen seit 1884 nachgewiesen. Nach Birner (1922) kann mit einem Anbau der Rot-Esche im Gebiet der Mittleren Elbe schon viel früher, ab ca. 1830, ausgegangen werden.

In der forstlichen Bewirtschaftung der Hartholzauenwälder fand die Rot-Esche seit Ende des 19. Jahrhunderts als überflutungstolerante Baumart häufig Berücksichtigung (Schaffrath 2001). Dem lang anhaltendem Sommerhochwasser 1926 war die Gemeine Esche überwiegend zum Opfer gefallen (Wuttky 1952), während die Rot-Esche[23] sich aufgrund ihrer höheren Hochwasserresistenz bestens bewährt hatte. Herre (1928) nennt *Fraxinus pennsylvanica* im Wörlitzer Raum für Ende des 19. Jahrhunderts als viel verbreitet und in den dortigen Forsten als völlig eingebürgert. In den 1950er Jahren förderte Landesforstmeister Wuttky den Anbau der Rot-Esche im Gebiet Dessau-Großkühnau. Aufgrund ihrer Hochwassertoleranz wurde die Baumart im Lödderitzer Forst noch in den 1980er Jahren angepflanzt (Maczulat in Zacharias & Breucker 2008).

In den Ausführungen zu den Naturschutzgebieten der DDR (Hentschel et al. 1983) wird für das NSG Saalberghau und das NSG Steckby-Lödderitzer Forst die Rot-Esche als baumschichtbildende Art für den Hartholzauenwald ohne Wertung erwähnt. Die Waldbestände des Saalberghaus werden mit naturnahem Charakter beschrieben, obwohl der Eschenanteil dort überwiegend aus Rot-Esche gebildet wird. Das Vorkommen der Art war durchaus bekannt, wurde jedoch nicht als Problem gesehen und blieb unbewertet. Erst im Zusammenhang mit der Aufstellung des Pflege- und Entwicklungsplanes für das Naturschutzgroßprojekt „Mittlere Elbe“ wurde das Vorkommen als naturschutzfachlich negativ eingeschätzt und bei der Erörterung des Leitbildes und der Konzeptionierung problematisiert.

Forstlich begründete und aus Naturverjüngung hervorgegangene Bestände nehmen insgesamt 300-500 ha im Gebiet des Naturschutzgroßprojektes ein (WWF Deutschland 2004). Verjüngung ist auch außerhalb der Bestände zu finden. Für das Gebiet der Mittleren Elbe gilt die Art als etabliert, da sie in allen Altersstufen und damit in mehreren Generationen präsent ist. Hohe Vorkommensdichten der Rot-Esche sind im Saalberghau, Kühnauer Forst und Steckbyer Forst vorhanden, geringere Dichten im Lödderitzer Forst. Auf mächtigeren Auenlehmdecken weist die Gemeine Esche eine bessere Verjüngung auf. Auf bewirtschafteten Flächen erfolgte stellenweise bereits eine Zurückdrängung der Baumart durch Fällung oder Ringelung.

Im Rahmen anderer Projekte durchgeführte Untersuchungen vom Lehrstuhl für Landeskultur und Naturschutz (Schmidt et al. 1997; Klausnitzer & Schmidt 2002; Rösler 2007) im Gebiet der Mittleren Elbe erbrachten Vegetationsaufnahmen den Hinweis auf ein Vorkommen von *Fraxinus pennsylvanica* mit etwa 13 % in Baum- und Strauchschicht (Tabelle 3.1). Dabei reicht das Vorkommen der Art von der Tiefen Hartholzaue bis in die untere Zone der Mittleren Hartholzaue.

[22] Abkürzung für Brusthöhendurchmesser.

[23] Im Text von Wuttky (1952) wird allerdings von *Fraxinus americana* geschrieben. Aufgrund der bekannten Unterscheidungsschwierigkeiten zwischen beiden Eschenarten (siehe Abschnitt 3.2.2) und der Häufigkeit von *Fraxinus pennsylvanica* im Gebiet der mittleren Elbe ist dabei eher von letzterer auszugehen.

Tab. 3.1: Präsenz von *Fraxinus pennsylvanica* in 1514 Probeflächen der Vegetationsaufnahmen von Waldbeständen der Hartholzaue an der mittleren Elbe zwischen Mulde- und Saalemündung. Klammernennung ist *Fraxinus* spec.; Datenmaterial aus den Jahren 1993 bis 2005. (Schmidt et al. 1997; Klausnitzer & Schmidt 2002; Rösler 2007).

	Baumschicht	Strauchschicht	Krautschicht
Anteil (%)	13,5	13,4	1,3 (7,2)

In Untersuchungen zur vegetationskundlichen Charakterisierung von Waldbeständen auf Hartholzauenstandorten an der Mittleren Elbe von Klausnitzer & Schmidt (2002) wurde das Vorkommen ausgewählter Arten in Abhängigkeit von der Überflutungshöhe entlang eingemessener Geländehöhenlinien bestimmt. Dabei kam die Rot-Esche mit älteren Individuen auf selten oder länger nicht mehr überschwemmten Bereichen vor, während jüngere Exemplare bis nahe an die Mittelwasserlinie der Elbe auftraten (Abbildungen 3.6). Das Vorkommen von *Fraxinus pennsylvanica* überschneidet sich in dieser Darstellung mit dem Vorkommen von *Ulmus minor*, vor allem in den tieferen Lagen. Daraus ist erkennbar, dass die gebietsfremde Baumart ähnliche ökologische Nischen besetzt wie die Feld-Ulme.

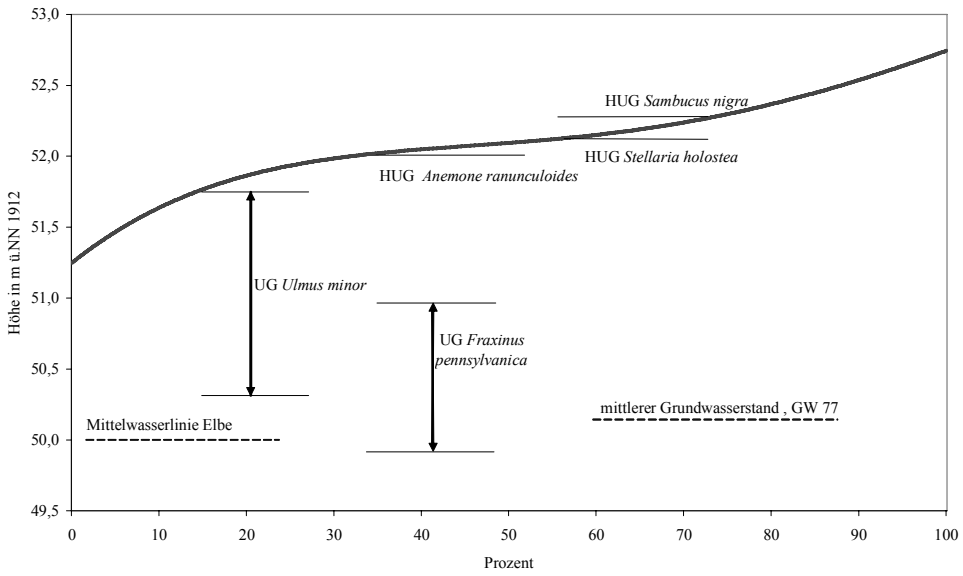


Abb. 3.6: Geländehöhensummenkurve "Walternienburger Forst P8" vorderdeichs und hinterdeichs (Elbe-km 288,4 rechtes Ufer) mit Angabe der Mittelwasserlinie der Elbe und der Hauptuntergrenze (HUG) bzw. Untergrenze (UG) ausgewählter Arten (Klausnitzer & Schmidt 2002).

Von Küßner & Wagner (2002) wurden im Rahmen des gleichen Verbundprojektes die Struktur, Dynamik und Bewirtschaftung von Auenwäldern an der Mittleren Elbe untersucht. Unter anderem wurde dabei das Verjüngungspotenzial von zwei Beständen im Gebiet von Saalberghau und Grauem Steinhau anhand der Bodendiasporenbank quantifiziert. Die Artzusammensetzung der Diasporenbank wurde anhand der Keimungsmethode ermittelt, wobei die Rot-Esche überproportional häufig im Vergleich zu ihrem Anteil im Baumbestand vertreten war (Altbestand: 2 %; Diasporenbank 2001: 67 %). Die Werte von Tabelle 3.2 zeigen die Ergebnisse für die Gebiete Saalberghau und Steinhau.

Tab. 3.2: Die Dichte gekeimter Früchte von *Fraxinus pennsylvanica* aus der Diasporenbank. Angaben in Stück/m². In Klammern Anteil in Prozent [%] aller gekeimter Baumdiasporen pro Untersuchungsjahr (Küßner & Wagner 2002).

Gebiet	Saalberghau	Steinhau		
Jahr	1999	1999	2000	2001
Fraxinus pennsylvanica	1,4 (25)	8,7 (28)	1,4 (67)	18,7 (67)

Die Ergebnisse dieser Untersuchung geben dabei nur den momentanen Anteil an Samen in der Diasporenbank wieder, vermitteln jedoch keine Aussage zur Lagerungsdauer der Samen im Boden. Daher waren zu dieser Frage eigene Untersuchungen notwendig (siehe Kapitel 5). Des Weiteren wird aus den Ergebnissen nicht deutlich, ob der Datenaufnahme ein Mastjahr der Rot-Esche vorausging oder nicht. In diesem Falle wäre ein enorm hoher Diasporenregen verständlich.

3.3 Auswertung vorliegender Daten zum Vorkommen der Art an der Mittleren Elbe

3.3.1 Forsteinrichtung

Für die Auswertung der Forsteinrichtungsdaten 2005 des Landesforstbetriebes Sachsen-Anhalt wurden Daten der Reviere Mittlere Elbe, Mittlerer Fläming und Steckby verwendet. Diese drei Reviere sind in ihrer flächenmäßigen Ausdehnung nahezu identisch mit dem Untersuchungsgebiet. Für die Auswertung konnten nur Daten von 2005 Verwendung finden und kein Vergleich zu vorherigen Einrichtungsperioden erfolgen, da bisher die Rot-Esche nicht getrennt erhoben wurde, sondern unter den Oberbegriff „Esche“ fiel. Die Forsteinrichtungsdaten enthalten Angaben zu Revier, Abteilung, Flächengröße, Bestandesschicht, Betriebsklasse, Alter und zur Anteilsfläche der Baumart. Die Daten wurden hinsichtlich der Reviere sortiert und nach Angaben zu Alter, Betriebsklasse und Bestandesschicht ausgewertet. Die Forsteinrichtung erfasst eine Baumart im Waldbestand erst, wenn diese > 10 % Anteilsfläche am Bestand hat. Diese Methode bedingt, dass nicht alle Vorkommen der Rot-Esche im Untersuchungsgebiet in dieser Datenbank erfasst wurden. Existierende Verjüngung der Baumart, die am Gesamtbestand weniger als 10 % Anteilsfläche hat, kann in dieser Auswertung leider nicht dokumentiert werden.

An der Summe der Waldfläche (5 927 ha) aller drei Reviere nimmt die Rot-Esche einen Anteil von etwa 4 % (Gesamtfläche 250 ha) ein. Das Revier Steckby hat mit 125 ha die höchsten Anteile an Rot-Esche, das Revier Mittlerer Fläming die geringsten Anteile (22 ha). Etwa 14 % der Flächen mit Rot-Esche befinden sich in Bereichen ohne Bewirtschaftung (Abbildungen 3.7), das entspricht der Kernzone des Biosphärenreservates. Damit ist der größte Teil der Flächen unter normaler Bewirtschaftung bzw. eingeschränkter Bewirtschaftung. Die Vorkommen der Rot-Esche konzentrieren sich nach Angabe der Forsteinrichtungsdaten auf den Oberstand (83 % der Vorkommen) und sind nur mit wenigen Anteilen in Unterstand (13 %) und Nachwuchs (4 %) vertreten.

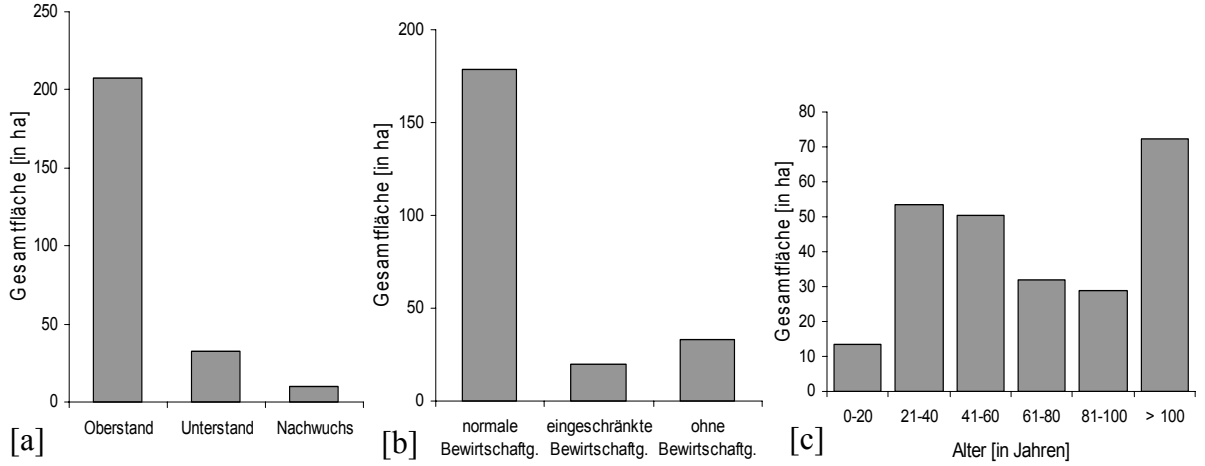


Abb. 3.7: Angaben zur Gesamtfläche der Bestände von *Fraxinus pennsylvanica* in den verschiedenen Bestandesschichten [a], unter unterschiedlicher Bewirtschaftung [b] und zur Altersstruktur [c] nach Forsteinrichtungsdaten (Inventur 2005).

Die Altersstruktur der Bestände ist sehr heterogen (Abbildungen 3.7). Die Spanne reicht von 4 bis 155 Jahren. Das in der Datenbank datierte Höchstalter der Vorkommen zeigt eine Anpflanzung der Rot-Esche seit ca. 1850. Das durchschnittliche Alter kann mit etwa 67 Jahren angegeben werden, der Median der Daten liegt bei einem Alter von 61 Jahren.

Da die Rot-Esche über einen relativ langen Zeitraum im Gebiet forstlich eingebracht wurde, ist anhand der Altersstruktur der Daten kein eindeutiger Anbautrend abzuleiten. Etwa 30 % der Vorkommen liegen im Altersbereich über 100 Jahren, was vermutlich die erste Welle im 19. Jahrhundert war, auch in diesem Gebiet mit fremdländischen Baumarten forstwirtschaftlich zu arbeiten. Große Flächenanteile haben auch die Vorkommen im Alter zwischen 20 und 60 Jahren (insgesamt rund 40 %). Bis etwa in die 80er Jahre des 20. Jahrhunderts ist von einer forstlichen Einbringung der Rot-Esche auszugehen. Jüngere Vorkommen könnten als Naturverjüngung gewertet werden (etwa 13 ha), ein Nachweis dafür ist allerdings noch offen. Aus den Forsteinrichtungsdaten ist nicht ersichtlich, welche Flächen gepflanzte Vorkommen sind und welche bereits aus Naturverjüngung hervorgegangen sind.

3.3.2 Naturschutzgroßprojekt

Die nachfolgenden Darstellungen basieren auf Kartierungen und Auswertungen, welche im Rahmen der Erarbeitung des Pflege- und Entwicklungsplans für das Naturschutzgroßprojekt von gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung „Mittlere Elbe“ durch die LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH (Warthemann & Reichhoff 2008; WWF Deutschland 2004) durchgeführt wurden.

Im Projektkerngebiet gibt es zwei Schwerpunkträume des Vorkommens von *Fraxinus pennsylvanica*: linkselbisch im Saalberghau und Kühnauer Forst sowie rechtselbisch im Steckbyer Forst (Steutzer Aue) (Abbildung 3.8). Die Kartierungen des Vorkommens der Rot-Esche durch das Landschaftsplanungsbüro Dr. Reichhoff GmbH erfolgten flächendeckend während der Gelbfärbung des Laubes und wurden nach Anteilen in Ober-, Zwischen- und Unterstand unterschieden. Die Vorkommen der Rot-Esche konzentrieren sich häufig auf die überfluteten, nassen Standorte, weil in diesen Bereichen in der Vergangenheit gezielt gepflanzt wurde. Waldbestände mit einem Anteil von mehr als 10 % an Rot-Esche nehmen im

Gebiet des Naturschutzgroßprojektes 21,4 % (562 ha) der Waldfläche auf Auenstandorten ein (Tabelle 3.3). Dabei sind immerhin 7 % der Fläche mit > 50 % Bestandesbeteiligung der Rot-Esche. In den höheren Altersklassen treten vorwiegend Mischbestände auf, in jüngeren und mittelalten Beständen sind auch Reinbestände oder flächiger Anbau in bestehende Altbestände mit einheimischen Baumarten zu verzeichnen. Berücksichtigt man auch Vorkommen in Beständen mit weniger als 10 % Anteil, so verdoppelt sich der Flächenanteil (WWF Deutschland 2004). Verjüngung ist auch außerhalb der Bestände zu finden.

Tab. 3.3: Anteile von *Fraxinus pennsylvanica* am Gesamtbestand der Wälder auf Auenstandorten (WWF Deutschland 2004).

Waldbestände mit Beteiligung von Rot-Esche	Fläche	Anteil
Roteschen-Forsten (> 50 % Bestandesbeteiligung)	176,4 ha	6,7 %
Roteschen-Mischbestände (bis 50 %) = Hartholzauenwald	178,9 ha	6,8 %
Hartholzauenwald mit Rot-Esche (> 10 % bis 30 %), FFH-LRT	120,3 ha	4,6 %
Sonstige Bestände mit Rot-Esche	86,2 ha	3,3 %
Gesamtfläche der Bestände mit Rot-Esche	**561,8 ha**	**21,4 %**

Untersuchungen zur standörtlich-vegetationskundlichen Bindung der Rot-Esche in den Hartholzauenwäldern wurden auf der Grundlage der pnV und deren Verschneidung mit der aktuellen Waldfläche ermittelt (WWF Deutschland 2004). Nahezu die Hälfte der Vorkommen (49 %) von *Fraxinus pennsylvanica* konzentriert sich auf Standorten des typischen Eichen-Ulmenwaldes (Querco-Ulmetum). Dies sind regelmäßig überflutete Standorte. Auf den Übergängen zu den tieferen Auenstandorten kommen ca. 20 % der Rot-Esche vor. In Senken und Flutrinnen, welche den Übergang zu waldfreien Röhrichten und Riedern kennzeichnen, treten ca. 6 % der Vorkommen der Rot-Esche auf.

Eine Auswertung des Anteils der Vorkommen der Rot-Esche an der Gesamtfläche der jeweiligen pnV-Einheit ergibt bei kleinflächigen Einheiten hohe Anteile aufgrund der relativen Häufigkeit der Rot-Esche. Dies gilt speziell mit etwa 52 % für waldfreie Rinnen und Senken mit Gewässer- und Verlandungsvegetation (in Tabelle 3.4 nicht aufgeführt), mit 39 % in der Auenrandsenke (Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald) sowie mit ca. 34 % in den Rinnen und Senken des Rohrglanzgras-Eichen-Ulmenwald.

Beobachtungen zeigen, dass die Rot-Esche im Alter rasch abgängig ist und bricht, da sie zur Stammfäule neigt (im Alter von 80 bis 100 Jahren; Krause et al. 2008). Ihr Potenzial stehendes Totholz zu bilden ist dadurch sehr geschmälert. Von Krause et al. werden ebenso Ergebnisse zur Nischenstruktur und Vogelbesiedlung sowie zum Höhlenangebot von Rot-Eschen vorgestellt und bewertet.

Tab. 3.4: Standörtlich-vegetationskundliche Zuordnung von *Fraxinus pennsylvanica* zu den Waldtypen des Mittelelbegebietes (WWF Deutschland 2004).

Waldtyp	PNV auf aktuellen Waldflächen [ha]	Fläche Rot-Esche auf PNV [ha]	Anteil Rot-Esche [%]
überflutet			
Rohrglanzgras-Eichen-Ulmenwald (Querco-Ulmetum minoris phalaridetosum)	75,6	25,7	34,0
Typischer Eichen-Ulmenwald, Springkraut-Variante (Querco-Ulmetum minoris typicum, Variante Impatiens noli-tangere)	343,4	84,9	24,7
Typischer Eichen-Ulmenwald, typische Variante (Querco-Ulmetum minoris typicum, typische Variante)	879,9	215,2	24,4
Typischer Eichen-Ulmenwald, Flattergras-Variante (Querco-Ulmetum minoris typicum, Variante Milium effusum)	154,7	28,3	18,3
Hainbuchen-Eichen-Ulmenwald (Querco-Ulmetum minoris carpinetosum, ausgedeicht)	130,9	17,4	13,3
Linden-Eichen-Ulmenwald (Querco-Ulmetum minoris tilietosum, artenreiche Ausbildung)	149,5	16,1	10,8
Weidenauenwald im Komplex mit flussnahen Annuellen- bzw. Staudenfluren (Salicion albae, Chenopodietalia, Convolvuleta)	85,5	1,6	1,8
nicht überflutet			
Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald (Pruno-Fraxinetum)	26,6	10,4	39,3
Eschen-Stieleichen-Hainbuchenwald der eingedeichten Aue (Querco-Ulmetum minoris carpinetosum)	668,5	23,8	3,6

Für das Naturschutzgroßprojekt wurden nach den Auswertungen zum Vorkommen der Rot-Esche (WWF Deutschland 2004) im Rahmen des Pflege- und Entwicklungsplanes (WWF Deutschland 2005) Maßnahmen zur Zurückdrängung dieser Baumart im Zuge forstlicher Pflegemaßnahmen vorgeschlagen. Diese sollen dem Schutz, der Pflege und Entwicklung von Lebensräumen und ihrer auentypischen Dynamik dienen. Die Rot-Esche soll dabei bei Hochdurchforstungen entnommen und nicht als Zielbaumart behandelt werden, zugleich über Niederdurchforstung in der Verjüngung dezimiert und über permanente Beseitigung von Stockausschlägen bekämpft werden. Dies beinhaltet eine Umwandlung der Bestände mit Rot-Esche mittels Pflanzung und/oder Fällung bzw. Ringelung der gebietsfremden Baumart und eine Freistellung von Flutrinnen mittels Fällung und/oder Ringeln mit dem Ziel der Einleitung einer eigendynamischen Sukzession.

Von Breucker (2006) bzw. Patzak & Gutzweiler (2008) sind im Gebiet durchgeführte Maßnahmen zu Ringelung und Fällung der Baumart dokumentiert. Diese stellen erste Versuche dar, Methoden der Bekämpfung bzw. Rückdrängung zu testen. Von Patzak & Gutzweiler werden dabei die waldbaulichen Möglichkeiten der Rückdrängung in Abhängigkeit von der Zonierung im Projektgebiet vorgestellt.

Abschließend muss nochmals betont werden, dass die Häufigkeit der Rot-Esche in den aktuellen Waldflächen des Mittelelbegebietes im Wesentlichen ein Spiegelbild ihrer forstlichen Einbringung und nicht ihrer Ausbreitungstendenz ist. Welche Bereiche und Standorte die Baumart infolge ihrer spontanen Ausbreitung überwiegend besiedelt, kann nicht mit diesen Daten analysiert werden. Deshalb wurden eigene Untersuchungen diesbezüglich durch Verjüngungserfassungen durchgeführt und sind in Kapitel 6 erläutert.

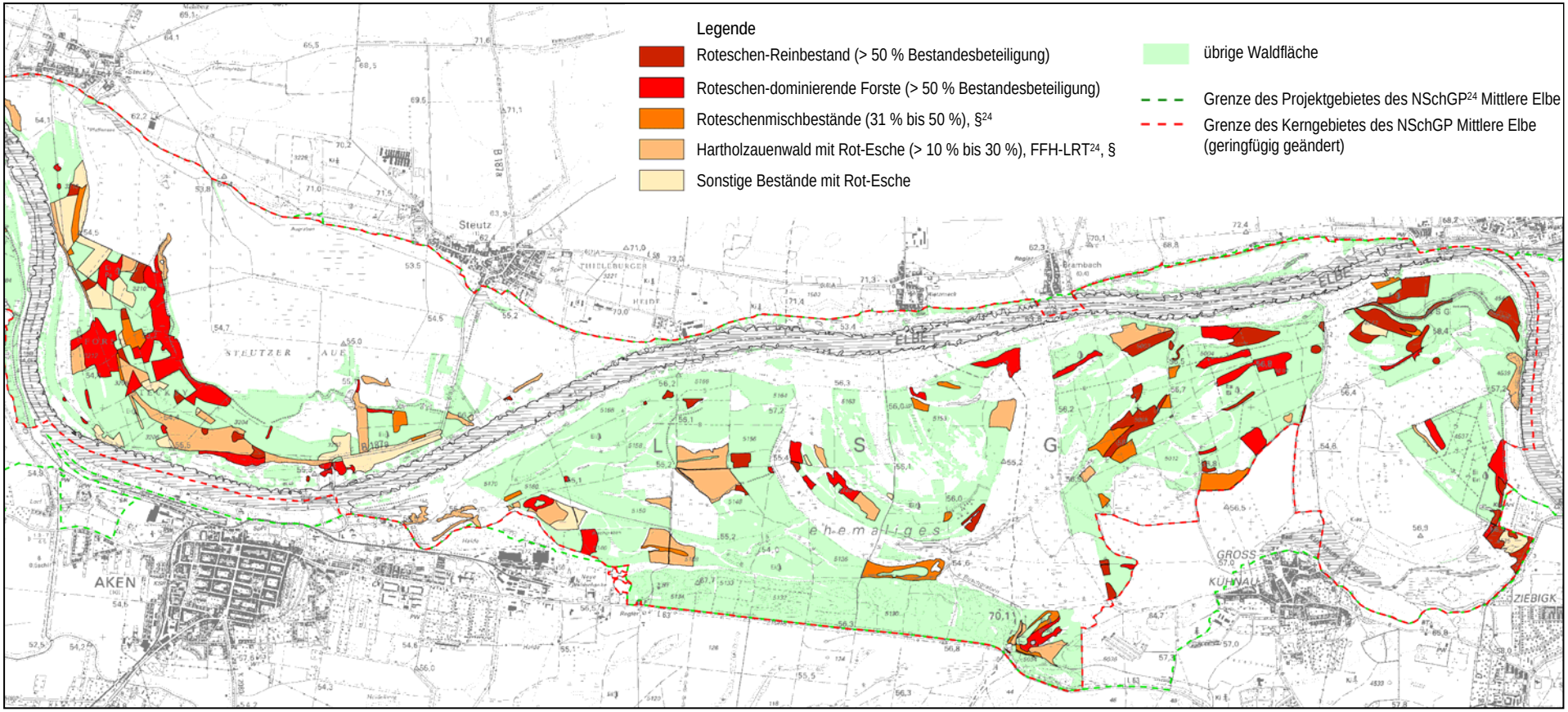


Abb. 3.8: Karte zur Verbreitung und Häufigkeit von *Fraxinus pennsylvanica* im Projektkerngebiet des Naturschutzgroßprojektes Mittlere Elbe[24]. Abgedruckt mit Genehmigung von WWF Deutschland (WWF Deutschland 2004).

[24] Abkürzungen der Legende: § besonders geschützter Biotop, FFH-LRT Flora-Fauna-Habitat-Lebensraumtyp, NSchGP Naturschutzgroßprojekt; Kartierung und Kartenerstellung durch LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH Dessau.

4 Untersuchungen zur Diasporenausbreitung

4.1 Einleitung

Die Populationsgröße einer Art wird von ausbreitungsbiologischen und geographisch-ökologischen Aspekten bestimmt (Urbanska 1992, S. 25). Die Ausbreitung der Diasporen[25] ist eine wesentliche Phase im Lebenszyklus einer Pflanze und von hoher ökologischer Bedeutung für den Fortbestand der Art, da es die einzige mobile Phase der Art darstellt. Die Untersuchung der Diasporenausbreitung ist daher ein bedeutsamer Bestandteil zur Erklärung des Regenerationsprozesses, bestimmt die Diasporenausbreitung doch über das Vorhandensein von Pflanzenarten an verschiedenen Standorten (Ridley 1990). Das Vorkommen einer Art an einem Standort setzt immer eine Ausbreitung[26] von keimfähigen Diasporen voraus (dispersal in space), sofern diese nicht in Form einer Diasporenbank im Boden vorliegen (dispersal in time) (Bakker et al. 1996). Fragen zur erfolgreichen Etablierung[27] einer Art können nur mit Kenntnissen zur Ausbreitungsfähigkeit dieser Art beantwortet werden. Die Ausbreitungsarten bzw. -mechanismen sind entscheidend für den weiteren Ausbreitungserfolg der Art. Unterschieden wird dabei nicht nur der Ausbreitungsvektor (Wind, Wasser, Tiere, Mensch, etc.), sondern auch primäre und sekundäre[28] Ausbreitung. Die Diasporenausbreitung hat Bedeutung für die Verminderung von Verwandtschaftskonkurrenz (Berg 1983), den Genfluss, die Nischensuche und für die Verminderung der Bedrohung durch Pathogene und Herbivore.

Eine Ausbreitung von Diasporen durch den Vektor Wind ist allgemein die häufigste Form der Diasporenausbreitung in den nördlichen gemäßigten Breiten und auch für *Fraxinus pennsylvanica* die übliche. Dabei nimmt mit zunehmender Entfernung von der Samenquelle im Allgemeinen die Dichte ausgebreiteter Diasporen ab. Die daraus resultierenden Ausbreitungsmuster (seed shadows[29]) lassen sich in zweidimensionalen Ausbreitungskurven mittels exponentieller bzw. logarithmischer Funktionen wiedergeben (Bonn & Poschlod 1998, S. 23f.). Die räumliche Heterogenität, die ausdrückt mit wie viel keimfähigen Samen in welcher Richtung und Entfernung vom Mutterbaum auf Teilflächen gerechnet werden muss (Wagner 1997), ist von entscheidender Bedeutung und wird in den Funktionen berücksichtigt. Um die ganze Fülle der komplexen Vorgänge bei der anemochoren Diasporenausbreitung in mathematischen Modellen darzustellen, sind zahlreiche Untersuchungen mit unterschiedlichen Ansätzen durchgeführt worden (z.B. Ribbens et al. 1994; Clark 1998;

---

[25] Als Diasporen wird im Folgenden eine generativ entstandene Ausbreitungseinheit (Früchte oder Samen) einer Pflanze verstanden.

[26] Unter *Ausbreitung* versteht man die Bewegung von Ausbreitungseinheiten weg von der Mutterpflanze (Bonn & Poschlod 1998, S. 1). Die Ausbreitungsökologie beinhaltet über den Ausbreitungsvorgang hinaus Blütenansatz, Bestäubungsökologie sowie die vor der Ausbreitung stattfindende Prädation. Im Gegensatz dazu definiert sich *Verbreitung* als die Verteilung von Pflanzen im Raum zum Zeitpunkt der Betrachtung (Christiansen 1954).

[27] Die Begriffsverwendung ist im Sinne der Definition nach Urbanska (1992, S. 95) zu verstehen: Etablierung ist die Wandlung eines Keimlings zur Jungpflanze.

[28] Die Ausbreitung der Diasporen nach Ablösung von der Mutterpflanze bezeichnet man als primäre und die weitere Ausbreitung nach zuerst erfolgter Ablagerung als sekundäre Ausbreitung. Unsicherheiten bestehen zur Relevanz der Mehrfachausbreitungen (Bonn & Poschlod 1998, S. 27).

[29] Meint die räumliche Verteilung der ausgebreiteten Samen um die Diaporenquelle.

Nathan et al. 2001; Wagner et al. 2004). Das Interesse und die Motivation diesen Prozess genauer darzustellen, ist im letzten Jahrzehnt stark gewachsen, auch mit dem Bestreben, biologische Invasionen abzuschätzen und zu reduzieren (Bohrer et al. 2008). Gerade für invasive Arten ist es notwendig, relativ genaue Angaben über Ausbreitungsentfernungen zu haben, um Vorhersagen zu potenziellen Ausbreitungsraten machen zu können (Landenberger et al. 2007). Die Modelle für Waldbäume z.B. von Ribbens et al. (1994) und Greene et al. (2004) verwenden unterschiedliche mathematische Funktionen für die Schätzung der Ausbreitungsentfernung. Auch wenn immer wieder kontrovers diskutiert wird, inwiefern mathematische Modelle die Komplexität solcher natürlichen Vorgänge wiedergeben können (Portnoy & Willson 1993; Malanson & Armstrong 1996; Cain et al. 2000), soll die vorliegende Untersuchung mittels mathematischer Modellierung Ergebnisse zur anemochoren Ausbreitung der Samen von *Fraxinus pennsylvanica* liefern, die mit Aussagen zu Ausbreitungsdistanzen in praktische Managementkonzepte einfließen können.

In morphologischer Hinsicht sind die Samen der Rot-Esche hervorragend an den Ausbreitungsvektor Wind angepasst (geringes Gewicht, Flügel). Dies ist jedoch nicht die einzig mögliche (passive) Ausbreitungsform. In einem Auenwald liegt es nahe, dass durch regelmäßige Überflutungen (Frühjahrs- und Herbsthochwasser) auch Wasser einen entscheidenden Einfluss auf die Ausbreitung der Diasporen haben kann. Auenwälder mit ihren Flüssen, Flutrinnen, Altwässern und dergleichen sind komplexe Ökosysteme mit großer Umweltheterogenität, vielen Störungen und zahlreichen zwischen- und innerartlichen Interaktionen. Bei der Diasporenausbreitung mittels Hydrochorie dienen als Ausbreitungsvektoren sowohl Fließgewässer als auch Stehgewässer, wobei bei letzteren das Zusammenspiel von Wind und Wasser für die Fortbewegung der Samen verantwortlich ist. Auf Standorten mit periodischem Hochwassereinfluss wird Bodenmaterial regelmäßig abgetragen oder neues akkumuliert, was bewirkt, dass der Aufbau von Diasporenbanken in diesen Bereichen wenig entwickelt ist. Da die Windausbreitung rasch ihre Grenzen erreicht, spielt Wasser gerade für die Fernausbreitung der Samen auf diesen Standorten eine sehr wichtige Rolle (Merritt & Wohl 2002). Middleton (2000) erwähnt, dass die meisten Gehölze in Auenwäldern ihre Samen primär durch das Wasser verbreiten. Gerade für die Diversität der Auenwälder spielt Hydrochory so eine wesentliche Rolle (Katenhusen 2001). Wasser kann ein bestimmender Vektor der Ausbreitung sein, weil über lange Strecken verschiedene Korridore miteinander verbunden werden. Durch abfließendes Wasser besteht die Möglichkeit einer sekundären Ausbreitung der Samen. Hydrochorie erhöht für Samen den Zeitraum in welchem sie normalerweise ausgebreitet werden. Auch nach Beendigung der eigentlichen Ablöseperiode vom Baum kann durch den Wassertransport eine Ausbreitung erfolgen, wodurch der Etablierungserfolg der Art deutlich erhöht wird (Merritt & Wohl 2006). Das Wasser kann dabei auf die Samen selbst sowohl fördernde (Ausbreitung) als auch hemmende Wirkung (durch Überstauung und dadurch Minderung der Vitalität) haben.

Gerade bei der Untersuchung von Ausbreitungswegen bei Pflanzeninvasionen müssen auch scheinbar weniger offensichtliche Ausbreitungswege näher beleuchtet werden, um Fernausbreitung zu verstehen (Nathan 2006; Cain et al. 2000). Die Bedeutung der Hydrochorie für die Ausbreitung gebietsfremder Pflanzenarten wurde bereits in unterschiedlichen Studien untersucht. Fließgewässerökosysteme haben überwiegend mehr

gebietsfremde Arten als die umgebende Landschaft, aufgrund des erhöhten Diasporeneintrags durch den Wassertransport und die physischen Störungen durch Wasserdynamik und Überflutung (Pyšek & Prach 1993). Wassertransport kann, wie Untersuchungen von Thébaud & Debussche (1991) ergaben, der erklärende Faktor sein, um rasant schnelle Ausbreitungen verschiedener Baumarten zu interpretieren. In dem von Thébaud & Debussche (1991) untersuchten Falle konnte die rasche Ausbreitung von *Fraxinus ornus* nicht mit Windausbreitung, sondern allein mit Hydrochorie erklärt werden.

Schneider & Sharitz (1988) haben bereits die Möglichkeit der Wasserausbreitung der Samen von *Fraxinus pennsylvanica* nachgewiesen, für die Gemeine Esche (*Fraxinus excelsior*) wird eine solche von Marigo et al. (2000) erwähnt. Ein häufig getesteter und diskutierter beeinflussender Faktor der erfolgreichen Ausbreitung durch Wasser ist die Schwimmfähigkeit der Diasporen (Schneider & Sharitz 1988; Danvind & Nilsson 1997; Boedeltje et al. 2004; Vogt et al. 2004). Diese ist ein Indikator für das Potential einer Art, über Wasser ausgebreitet zu werden. Dies ist natürlich abhängig von der Fließgeschwindigkeit der Gewässer (Bäche, Flüsse, Seen). Der Transport und damit die Ausbreitung durch Wasser ist, im Vergleich zur anemochoren Ausbreitung, stets stromabwärts gerichtet. Ein wichtiger Parameter ist die maximale Schwimmdauer und der Anteil noch schwimmender Samen. Kowarik & Säumel (2008) konnten zeigen, dass auch durchaus Samen schwimmfähig sind, die von ihrer morphologischen Struktur her eher an die Windausbreitung angepasst sind.

Im Bereich der Diasporenausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica*, vor allem als gebietsfremder Baumart in den Wäldern der mittleren Elbe, ergaben sich noch viele offene Fragen: Welche Ausbreitungsentfernungen erreichen die Samen bei anemochorer Ausbreitung? Welche Samendichten sind nach erfolgter Ausbreitung am Waldboden zu erwarten? Werden die Samen der Rot-Esche auch hydrochor verbreitet? Wie effektiv sind diese beiden Ausbreitungsvektoren für die Invasion der gebietsfremden Baumart?

Für die Untersuchungen wurden daher folgende Hypothesen aufgestellt:

- Die Samenausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* erfolgt sowohl durch Wind als auch durch Wasser.
- Bei der Windausbreitung werden mit vielen Samen weitere Entfernungen als von anderen einheimischen Baumarten des Hartholzauenwaldes zurückgelegt.

Das vorliegende Kapitel zur Diasporenausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* gliedert sich nach den obigen Fragestellungen in die beiden Hauptbereiche der Untersuchungen zu anemochorer und hydrochorer Samenausbreitung. Die anemochore Samenausbreitung wurde mit Hilfe von Diasporenfallen quantifiziert und mit mathematischen Modellen dargestellt. Dabei wurden die möglichen Ausbreitungsentfernungen berechnet. Die hydrochore Ausbreitungsfähigkeit der Samen von *Fraxinus pennsylvanica* wurde anhand eines Schwimmversuches getestet. Nach der Vorstellung der Ergebnisse werden beide Ausbreitungswege vor dem Hintergrund einer invasiven Ausbreitung der Rot-Esche in den Auenwäldern der mittleren Elbe diskutiert.

4.2 Methoden

4.2.1 Anemochore Diasporenausbreitung

Fallgeschwindigkeit der Samen

Die Sink- oder Fallgeschwindigkeit ist die zentrale Einflussgröße auf das Flugverhalten von Diasporen und damit auch auf ihr Windausbreitungspotential. Dies haben verschiedene experimentelle Arbeiten und Modelle zum Flugverhalten von Diasporen gezeigt (Burrows 1973, 1975a, b; Schulz et al. 1991; Tackenberg 2001). Es wird angenommen, dass Samen mit einer geringen Fallgeschwindigkeit weiter durch den Wind verbreitet werden als Samen mit einer hohen Fallgeschwindigkeit (Johnson 1988).

Für die Bestimmung der Fallgeschwindigkeit der Samen von *Fraxinus pennsylvanica* und *Fraxinus excelsior* wurden im geschlossenen Raum (Windstille) aus 10 m Höhe je 50 trockene, volle und intakte Diasporen fallen gelassen (freier Fall). So wurde der Fall der Diasporen im Freiland unter Ausschluss von Wind simuliert (Schulz et al. 1991). Gemessen wurde manuell mittels Stoppuhr die Zeit des Falls vom Beginn des Loslassens bis zum Aufkommen der Samen am Boden. Aus diesen Zeitwerten wurde die mittlere Fallgeschwindigkeit der Samen berechnet. Die terminale Fallgeschwindigkeit (Terminalgeschwindigkeit) einer Diaspore wird bereits nach einer kurzen Beschleunigungsphase zu Beginn des Fluges erreicht (Burrows 1973, 1975a, b). Da die Beschleunigungsstrecke im Verhältnis zur Reststrecke bei einer Fallhöhe von 10 m sehr klein ist, kann die Abweichung in der Geschwindigkeitsberechnung durch die Beschleunigungsphase vernachlässigt werden und die Fallgeschwindigkeit als konstant angenommen werden.

Um die Unterschiede zwischen den Fallgeschwindigkeiten beider Arten statistisch zu untersuchen, wurden die Stichproben mit Hilfe des H-Tests nach Kruskal und Wallis untersucht.

Modellierung – Untersuchungsfläche und Versuchsdesign

Die Untersuchungsfläche für die Versuche der anemochoren Diasporenausbreitung befindet sich im Naturschutzgebiet Saalberghau (Forstamt Dessau, Abteilung 4536) nordwestlich von Dessau und ist Teil des Biosphärenreservates „Mittelelbe“ des Landes Sachsen-Anhalt (Abbildung 4.1). Die Fläche liegt im Waldteil Grauer Steinhau. Der Bestand befindet sich in einer Höhenlage zwischen 57,2 und 58,1 m ü.NN. Die Waldfläche ist Eigentum der Umweltstiftung WWF Deutschland. Der Standort wird temporär überflutet; die Stammstandortsformengruppe wird als ÜR11 (Überflutungsstandort, feuchter Standort reicher Trophie) beschrieben. Neben der Bitterfelder Klocklehm-Staugleyvega findet sich als Bodenform in dieser Fläche der Akener Klocklehm-Graugley. Der ungleichaltrige Altbestand wird zu 67 % von Stiel-Eiche (*Quercus robur*) und 30 % Winter-Linde (*Tilia cordata*) mit Beimischung von *Fraxinus pennsylvanica* gebildet.

Für die Untersuchung der anemochoren Samenausbreitung wurde auf der Untersuchungsfläche ein fruktifizierender Einzelbaum von *Fraxinus pennsylvanica* (BHD

68,4 cm; Höhe 34 m) ausgewählt. Im Umkreis von 100 m um die aufgestellten Diasporenfallen befanden sich noch weitere 21 fruktifizierende Rot-Eschen, welche aufgrund ihrer Position potenziell am Diasporenregen in den Fallen beteiligt sein können. Diese wurden mit Stammfußkoordinaten und zugehörigem BHD erfasst. Zusammen mit dem Zentralbaum haben diese eine durchschnittliche Höhe von 25 m (SD[30] 4,45) und einen mittleren BHD von 39,08 cm (SD 9,69). An die Untersuchungsfläche grenzt im Nordosten eine Wiesenfläche, die nicht mehr Teil des NSG Saalberghau ist, und im Südosten die Dessauer Kläranlage an. Der untersuchte Waldbestand hat im kürzesten Fall einen Abstand von ca. 50 m zu den Offenlandflächen, womit die Ergebnisse Aussagen zur anemochoren Diasporenausbreitung im geschlossenen Waldbestand gewährleisten.

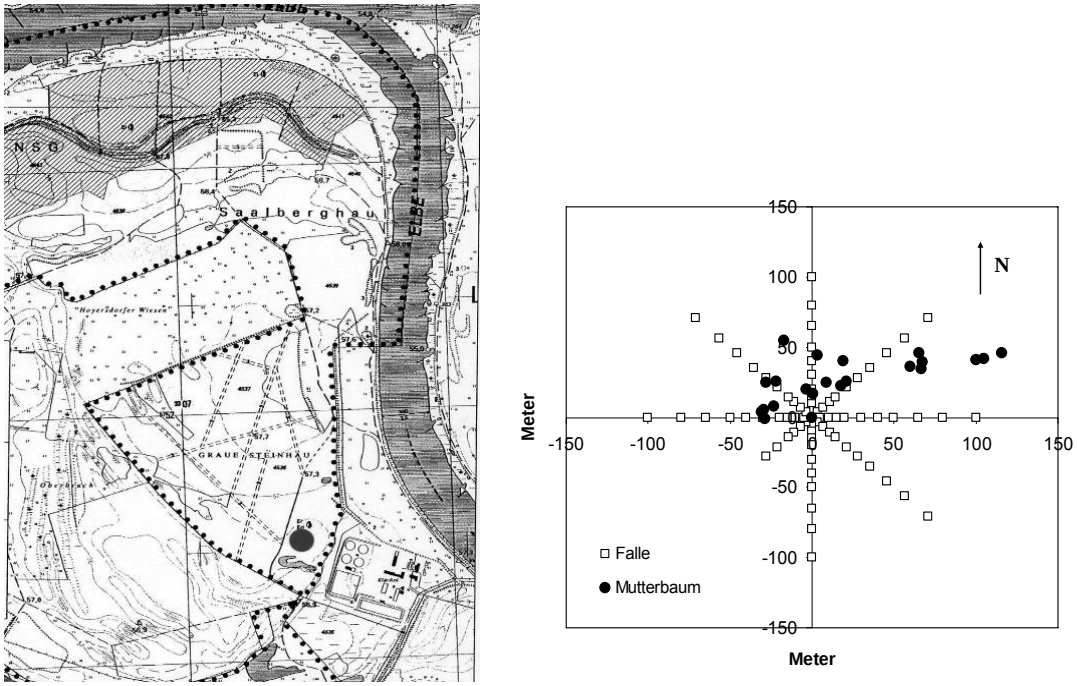


Abb. 4.1: Links Karte des Untersuchungsgebietes Grauer Steinhau mit eingetragener Untersuchungsfläche (schwarzer Punkt), rechts Fallendesign sowie Standpunkte der 22 Mutterbäume.

Die Modellierung der Diasporenausbreitung basiert auf Daten von 80 Diasporenfängen, die in einem Radius von 100 m in acht Himmelsrichtungen (N, NO, O, SO, S, SW, W, NW) um den fruktifizierenden Zentralbaum aufgestellt wurden (Abbildung 4.1) (analog Wagner et al. 2004). Die Einmessung der Himmelsrichtung erfolgte mit Hilfe eines Kompasses. Die Aufstellung der Diasporenfänge erfolgte bei 5, 10, 15, 20, 30, 40, 50, 65, 80 und 100 m Entfernung vom Zentralbaum. In den vier Haupthimmelsrichtungen (N, O, S, W) erfolgte eine zusätzliche Aufstellung bei 2,5 m. In SW-Richtung konnten die Fallen aufgrund einer mit Wasser gefüllten Flutrinne nur bis 40 Meter Entfernung aufgestellt werden. Diese ist auf der Karte des Untersuchungsgebietes eingetragen (Abbildung 4.1). Weitere fruktifizierende Mutterbäume (insgesamt 22) auf der Fläche, innerhalb und auch außerhalb des 100 m-Radius, wurden in einem Stammverteilungsplan mit genauen Stammfußkoordinaten erfasst (Abbildung 4.1).

[30] Abkürzung für Standardabweichung abgeleitet vom Englischen standard deviation.

Von den fruktifizierenden Rot-Eschen wurden der BHD und die Höhe gemessen. Die Höhe der Mutterbäume diente der Abschätzung der vertikalen Kronenpositionen in der Bestandesstruktur (Nyland 2002). Des Weiteren wurden die Kronenansatzhöhe, der Kronenradius (N, O, S, W) und der Fruktifikationsgrad[31] zur Beschreibung allometrischer Beziehungen[32] erfasst. Der BHD fungiert innerhalb der Modellierung als Schätzer für die Höhe der Fruktifikation. Einem Samenbaum mit hohem BHD werden im Modell deutlich mehr Diasporen zugeordnet als einem Samenbaum mit niedrigerem BHD. Um diese Annahme zu überprüfen, wurde mittels verschiedener allometrischer Beziehungen getestet, ob ein Zusammenhang zwischen dieser Wachstumsgröße und Kennwerten der Fruktifikation wie Kronenausdehnung und Samenbehang besteht.

Für die Bildung allometrischer Beziehungen wurde für die einzelnen Wachstumsparameter mit einer unterschiedlichen Anzahl an Bäumen [n] gearbeitet, da nicht von jedem Mutterbaum alle Parameter erfasst wurden. Um den Zusammenhang allgemeingültiger und besser deutlich zu machen, wurden auch während der Erfassung der Koordinaten zu den Verjüngungsplots im Herbst 2008 (Kapitel 6) von einzelnen Mutterbäumen allometrische Kenndaten erhoben. Diese wurden getrennt von den Erhebungen aus dem Jahr 2006 ausgewertet und diesen vergleichend wiederum gegenübergestellt. Auch hier variiert der Stichprobenumfang für die Wachstumsparameter.

Die Auswertung der allometrischen Beziehungen erfolgte mittels Korrelations- und Regressionsanalyse. Neben der linearen Regressionsanalyse für die verschiedenen Wachstumsgrößen wurde für den Zusammenhang BHD und Fruktifikation eine nichtlineare Regression mit einer logistischen Funktion, wie unter Abschnitt 2.4.3 erläutert, durchgeführt. Die zugehörige Irrtumswahrscheinlichkeit p und das Bestimmtheitsmaß r^2 wurden nach den Berechnungen jeweils mit angegeben.

Eine Unterscheidung männlicher und weiblicher Individuen der diözischen Baumart *Fraxinus pennsylvanica* erfolgte optisch mit dem Fernglas nach dem Merkmal des Samenbehangs. Dabei wurden Bäume als „männlich“ deklariert, wenn sie ohne Samenbehang waren, „weiblich“ hingegen wenn Samenbehang vorhanden war. Die fruktifizierenden weiblichen Mutterbäume wurden nach der visuellen Ansprache zusätzlich in drei Klassen unterschiedlicher Samenbehangsstärke eingeteilt (Tabelle 4.1). Real geschlechtlich weibliche Bäume ohne Samenbehang wurden nach dieser Methode als männlich gewertet. Dadurch erscheinen in der Auswertung des Zusammenhangs von BHD und Fruktifikationsklasse keine Bäume mit Null Samenbehang. Da aber prinzipiell die Möglichkeit von nichtfruktifizierenden weiblichen Bäumen besteht, wurden in der Auswertung zusätzlich weibliche Bäume (zwei Stück für die Daten aus 2006 und vier für die Daten aus 2008) ohne Samenbehang mit geringem Durchmesser (~ 10 cm) zu den Daten hinzugefügt. So wurde die Fruktifikation mit zwei verschiedenen Methoden bestimmt: visuell und durch allometrische Beziehung (Greene & Johnson 1994; Greene et. al 2004).

[31] Untergliedert in Fruktifikationsklassen. Dargestellt in Tabelle 4.1.

[32] Unter Allometrie versteht man das Messen und Vergleichen von Wachstumsgrößen und deren Verhältnis zu verschiedensten biologischen Größen. Die körperlichen oder physiologischen Eigenschaften ändern sich mit der Größe des Organismus (Begon et al. 1991). In diesem Zusammenhang meint Allometrie den Vergleich von Wachstumsgrößen (z.B. BHD) und Fruktifikation.

Tab. 4.1: Klassen der Fruktifikation.

Klasse	Beschreibung
0	keine Samen; männlich
1	wenige Samen, geringe Fruktifikation
2	mittel
3	viele Samen, gute/hohe Fruktifikation

Der Diasporenniederschlag von *Fraxinus pennsylvanica* auf der Untersuchungsfläche wurde mit Diasporenfallen erfasst. Als Diasporenfänge dienten Netzfallen mit einer Maschenweite von 0,5 mm. Die Fallenfläche pro Falle betrug 0,196 m² bei einem Radius von 0,25 m. Die Fallen wurden auf einer Aluminiumstange (Gesamtlänge 1,50 m) befestigt, deren Oberkante nach dem Einrammen in den Boden eine Höhe von 1,10-1,20 m erreichte. Die Fallen wurden Anfang Oktober 2006 mit Beginn des Samenfalls aufgestellt und Anfang April 2007 wieder abgebaut. Der Zeitpunkt für das Aufstellen der Diasporenfänge richtet sich nach Angaben aus der Literatur zum Samenfall der Rot-Esche, der für die Zeit nach der Fruchtreife von (September) Oktober bis ins Frühjahr hinein angegeben wird (Bonner 1974). Bereits vor dem Aufstellen der Fallen auf der Untersuchungsfläche standen von Ende August bis Anfang Oktober im Untersuchungsgebiet Diasporenfänge zur Kontrolle. In diesen Kontrollfallen fingen sich keine Diasporen. Daher konnte innerhalb des Aufstellungszeitraumes der gesamte Samenfall von *Fraxinus pennsylvanica* erfasst werden. Die Fallen wurden periodisch geleert (einmal monatlich) (Cottrell 2004). Die Werte (Anzahl Samen pro Falle) der insgesamt fünf Leerungen wurden aufsummiert, in Samen pro m² umgerechnet (Fallenfläche * 5,09295) und in das Modellierungsprogramm WaldStat 7.0 (Wagner et al. 2004) zur Berechnung von Ausbreitungsentfernungen eingegeben.

Modellierung – Modellbeschreibung

Die dem Programm WaldStat (Version 7.0)[33] zugrunde liegenden Modelle sind phänomenologische Modelle[34] und ermöglichen eine Schätzung der Fruchtmenge pro Mutterbaum in Abhängigkeit vom Dimensionsparameter Brusthöhendurchmesser (BHD). Damit kann die Dichte ausgebreiteter Früchte (Anzahl/m²) in Abhängigkeit von der Entfernung zum Mutterbaum kalkuliert werden. Diese Modelle fanden bereits bei Untersuchungen an anderen Baumarten, im Besonderen auch an der einheimischen Gemeinen Esche, Anwendung (Wagner 1997; Wagner et al. 2004) und haben sich dort als geeignet erwiesen.

Die Parametrisierung der Eingangsgrößen in das Ausbreitungsmodell erfolgte auf Grundlage der Log-Normalfunktion, die in eine Dichte-Funktion (Gleichung 6) eingebaut wird (Wälder et al. 2009). Bei der Anwendung des log-normalen Modells ist der zufällige Abstand eines Samens vom Baum log-normalverteilt. Die Log-Normalfunktion findet

[33] WaldStat ist ein Software-Paket zur Analyse forstlicher Daten.

[34] Phänomenologische Modelle werden seit langem genutzt und sind einfach aufzustellen, haben jedoch den Nachteil, dass sie nicht mit direkten Beziehungen zu Charakteristika der Pflanze (Ausstreuhöhe, Fallgeschwindigkeit der Samen etc.) rechnen, wie das bei den komplizierter aufgebauten, aber dafür änderungsgenaueren mechanistischen Modellen der Fall ist. Eine genauere Betrachtung der beiden Modelltypen erfolgt im Diskussionsteil.

Verwendung, da aus Beobachtungen heraus die Verteilungsform von Diasporendichten in Abhängigkeit von der Entfernung zum Mutterbaum nicht monoton verläuft, sondern in einem bestimmten Abstand ihr Maximum erreicht. Mit dieser Annahme und aufgrund des Ablöseverhaltens der Diasporen bei *Fraxinus* ist von einem so genannten Null-bei-Null-Modell auszugehen (Stoyan & Wagner 2001). Die Dichtefunktion $d(r)_{x,y}$ (Gleichung 6) beinhaltet die Trennung der Wahrscheinlichkeiten, indem im Zähler die Wahrscheinlichkeit, dass eine Frucht in einer bestimmten Entfernung vom Mutterbaum abgelagert wird, und im Nenner die Wahrscheinlichkeit, dass eine Frucht in einer bestimmten Richtung abgelagert wird, wiedergegeben werden. Der Parameter r definiert den Abstand der Diasporenfalle mit den Koordinaten x und y zu einer bekannten Samenquelle (Samenbaum) im kartesischen Koordinatensystem. m ist die Gesamtanzahl der Samen eines Referenz-Samenbaumes. Als wesentliche Parameter der Log-Normalfunktion sind μ, der natürliche Logarithmus des Medians der Verteilung, und σ, als ein Streuungsmaß, enthalten.

$$d(r)_{x,y} = \frac{e^{\left[-\frac{(\ln(r_{x,y})-\mu)^2}{2\cdot\sigma^2}\right]} \cdot m \cdot \left(\frac{dbh_{real}}{dbh_{ref}}\right)^{\beta}}{2\pi \cdot \left(r_{x,y}\right)^2 \cdot \sqrt{2\pi \cdot \sigma^2}} \qquad \text{Gleichung 6}$$

Die Integration entsprechender Richtungseffekte kann mit Hilfe der Mises-Funktion $f(\varphi)$ (Gleichung 7) realisiert werden (Batschelet 1981; Stoyan & Wagner 2001). Der Parameter φ beschreibt dabei den Winkel zwischen der Position der Diaspore und dem zugehörigem Mutterbaum, während der Parameter k ein Maß für die Konzentration der Diasporen in eine Hauptrichtung darstellt. Als richtungsgebende Parameter der Mises-Funktion sind u und v zu nennen. Der Parameter u definiert das Azimut, also den Winkel der Hauptausbreitungsrichtung, und v steht sowohl mit u als auch mit k in Wechselwirkung. Dabei gilt einschränkend, dass v die Bedingung $-1 < v < 1$ erfüllen muss und für k die Schranken $-1 \leq k \leq 1$ eingehalten werden müssen (Batschelet 1981). Die Anpassung der Parameter erfolgte nach der Maximum-Likelihood-Methode.

$$f(\varphi) = r\exp(k\cos(\varphi - u + v\sin(\varphi - u))) \qquad \text{Gleichung 7}$$

Da bei der Berechnung der Diasporenmenge m im Modell beim Ersetzen von r durch $r \cdot f(\varphi)$ Abweichungen auftreten, wird die Verwendung des Korrekturfaktors F (Gleichung 8) zur fehlerfreien Herleitung von m und der mittleren Ausbreitungsentfernung notwendig. Der Korrekturfaktor F wird nur bei Anisotropie verwendet, bei Isotropie nimmt er den Wert 1 an (Wälder et al. 2009).

$$F = \frac{2\pi}{\int_0^{2\pi} 1/f(\varphi)d\varphi} \qquad \text{Gleichung 8}$$

Eine Dichte-Verteilung, die einen zweidimensionalen Effekt (Ausbreitungsrichtung und Ausbreitungsentfernung) auf horizontaler Betrachtungsebene zu Grunde legt, wird auch als anisotropes Modell bezeichnet. Fehlt dieser Richtungseffekt in der Ausbreitung der Diasporen, d.h. in allen Richtungen liegt eine identische Ausbreitungsentfernung vor, dann

spricht man von einer isotropen Verteilung (Abbildung 4.2). Für die Berechnung der Diasporenausbreitungskurve bei *Fraxinus pennsylvanica* wurde mit beiden Modellansätzen gearbeitet und das bestangepasste Modell geprüft.

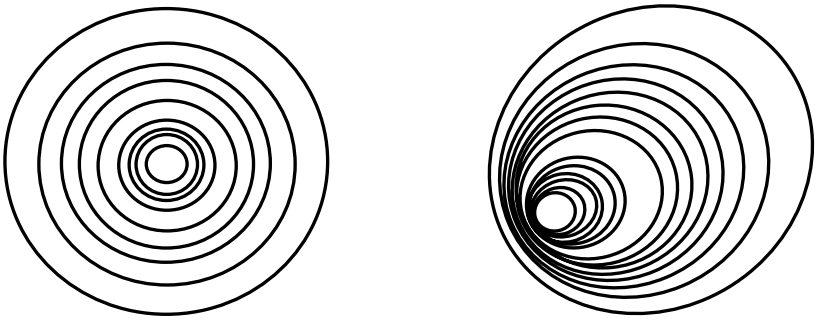


Abb. 4.2: Darstellung der isotropen [links] und der anisotropen [rechts] Dichteverteilung.

Mit Hilfe der oben vorgelegten Formeln (Gleichungen 6 und 7) ist es möglich, windgesteuerte Ausbreitungsprozesse mathematisch zu beschreiben. Die Auswahl der genannten Funktionen zur Abbildung der räumlichen Diasporenausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* basiert auf Erkenntnissen zu *Fraxinus excelsior* (Ribbens et al. 1994; Wagner et al. 2004). Darüber hinaus hat sich die Integration der allometrischen Beziehung (Greene et al. 2004) zwischen BHD und Fruchtbehang für viele Baumarten bewährt. Das Verhältnis zwischen realem BHD [dbh_{real}][35] der in die Betrachtung einbezogenen Mutterbäume und dem Referenz-BHD [dbh_{ref}] ist in die Gleichung integriert, wobei als Referenz der mittlere BHD der Untersuchungsfläche gewählt wurde. Innerhalb der Funktion ermöglicht der Parameter β eine zusätzliche Wichtung der Fruktifikationsallometrie. Als Ergebnis der Modellberechnungen lassen sich neben den einzelnen Parameterwerten auch die mittleren Ausbreitungsdistanzen (*Mean Dispersal Distance* = MDD) berechnen. Die Kalkulation kann für das isotrope und das anisotrope Modell folgendermaßen beschrieben werden:

$$MDD_{iso} = e^{\mu + \frac{\sigma^2}{2}} \qquad \text{Gleichung 9}$$

$$MDD_{aniso} = \frac{e^{\mu + \frac{\sigma^2}{2}}}{2\pi} \int_0^{2\pi} \frac{1}{e^{k\cos(\varphi - u + v\sin(\varphi - u))}} d\alpha \qquad \text{Gleichung 10}$$

[35] In der Formel wurde für den Brusthöhendurchmesser [BHD] die englische Abkürzung dbh [diameter at breast hight] gewählt, damit die Formel auch für englischsprachige Leser verständlich und mit den erwähnten Veröffentlichungen konform ist.

Zusätzlich wurde die Fernausbreitungsdistanz (*Long-distance Dispersal* = LDD)[36] bestimmt, die von 95 % der Diasporen erreicht wird. Maximaldistanzen sind für die Beschreibung der Fernausbreitung weniger sinnvoll, da die Extremwerte zu stark streuen (Soons et al. 2004). Für die Risikoabschätzung einer invasiven Art ist es allerdings von großer Bedeutung, das Fernausbreitungspotential (Tackenberg 2001; Nathan et al. 2008) zu berücksichtigen, da dieses wesentlichen Einfluss auf die Geschwindigkeit der Ausbreitung hat (Petit et al. 2004). Da mit zunehmender Ausbreitungsentfernung die Dichte ausgebreiteter Diasporen stark abnimmt, sind für die Betrachtung invasiver Arten Extremwerte der Ausbreitungsentfernung zwar von Interesse, werden aber nur mit sehr geringen Wahrscheinlichkeiten erreicht. Aus diesem Grund werden nur Angaben für die Entfernung gemacht, die von 95 % der Diasporen erreicht wird. Die für die Berechnung verwendete Formel ist ein Integral der Log-Normalfunktion für die Samendichteausbreitung. Die obere Grenze des Integrals deckt den Bereich ab, der von 95 % der Samen erreicht wird, die untere Grenze beträgt 0. Dieses Integral wird ins Verhältnis gesetzt zu einem Integral, das bis zu einer extrem großen Ausbreitungsentfernung – theoretisch einer unendlich großen – reicht. Im Fall von *Fraxinus pennsylvanica* wurden dafür 5000 m angesetzt (Gleichung 11). Für die anisotrope Ausbreitung wurde die Formel modifiziert, um Entfernungen mit und entgegen der Windrichtung berechnen zu können.

$$LDD_{95^{th}} = \frac{\int_0^{dist} \frac{m \cdot e^{\left[\frac{(\ln(r_{x,y})-\mu)^2}{2\cdot\sigma^2}(-1)\right]}}{2\cdot\pi\cdot(r_{x,y})^2\cdot\sqrt{2\cdot\pi\cdot\sigma^2}} dr_{x,y}}{\int_0^{5000} \frac{m \cdot e^{\left[\frac{(\ln(r_{x,y})-\mu)^2}{2\cdot\sigma^2}(-1)\right]}}{2\cdot\pi\cdot(r_{x,y})^2\cdot\sqrt{2\cdot\pi\cdot\sigma^2}} dr_{x,y}} \qquad \text{Gleichung 11}$$

Für das Verschneiden von Winddaten im Untersuchungszeitraum der Wetterstation Dessau (Windmast bei 6,5 m; Lindner 2007) mit den Modellberechnungen wurden Formeln von Einheitsvektoren in zirkularen Systemen (modifiziert nach Batschelet 1981) verwendet. Für das Untersuchungsgebiet lagen für die Samenfangperiode Wetterdaten von der Messstation Dessau vor, die aller 5 Minuten Daten zu Temperatur [°C], Feuchte [%], Luftdruck [hPa], Regen [mm], Windgeschwindigkeit [km/h], der Windrichtung [°] und zu Windböen [km/h] enthielten. Für die Auswertung der Winddaten wurden die Angaben zu Windgeschwindigkeit und Windrichtung verwendet. Für die Berechnung der Vektoren muss zunächst die durchschnittliche monatliche Windrichtung ermittelt werden.

[36] Was als Fernausbreitungsdistanz verstanden wird, wird vielfach kontrovers diskutiert. Siehe dazu auch die Ausführungen von Berg (1983). Zwei wesentliche Definitionen unterscheiden sich in ihrem Bezug: zum einen die absolute Distanz und zum anderen die relative Distanz, die sich auf ein bestimmtes Perzentil der Ausbreitungskurve bezieht (Nathan 2006). In der vorliegenden Arbeit wird bei Distanzen > 100 m von Fernausbreitung gesprochen (Tackenberg 2001) auch wenn der Berechnung von LDD der perzentile Ansatz zugrunde liegt. Eine ausführliche Diskussion der Bedeutung von LDD erfolgt im Diskussionsteil.

$$\bar{x} = \frac{1}{n}\left(\cos\varphi_1 + \cos\varphi_2 + \cdots + \cos\varphi_n\right)$$

$$\bar{y} = \frac{1}{n}\left(\sin\varphi_1 + \sin\varphi_2 + \cdots + \sin\varphi_n\right)$$

Und mit der folgenden Formel

$$r = (\bar{x}^2 + \bar{y}^2)^{0,5} \qquad \text{(Windvektor)}$$

oder

$$R = \frac{1}{n}\left[\left(\sum \cos\varphi_i\right)^2 + \left(\sum \sin\varphi_i\right)^2\right] \qquad \text{(Windvektor)}$$

unter der Annahme, dass der Ursprung ($x = 0$; $y = 0$) sich auf einem Einheitsvektor befindet, dessen Winkel φ_i den dazugehörigen Einheitsvektor e_i definiert, kann der Windvektor errechnet werden. Die Hauptwindrichtung kann dann folgendermaßen dargestellt werden:

$$\bar{\varphi} = arc\tan\left(\bar{y}/\bar{x}\right) \quad if \quad \bar{x} > 0$$

$$\bar{\varphi} = 180° + arc\tan\left(\bar{y}/\bar{x}\right) \quad if \quad \bar{x} < 0$$

Die Terme von $\bar{x}$ und $\bar{y}$ stellen durchschnittliche Richtungskoordinaten dar, wobei für $\bar{x} < 0$ 180° dazuaddiert werden müssen. Sind $\bar{x}$ und $\bar{y}$ gleich Null, so erhält man für den dazugehörenden Windvektor R ebenfalls Null.

Da der Samenfall sich in bestimmten Zeitabschnitten konzentrierte (Oktober/Anfang November), wurden die Winddaten gewichtet, um die Windereignisse hervorzuheben, die einen wesentlichen Einfluss auf die Samenausbreitung hatten. Dafür gingen in die Berechnung der Windrichtung die prozentualen Anteile des Samenfalls im jeweiligen Zeitraum ein (Tabelle 4.2). Für die Wichtung wurden die Werte der Diasporenfänge mit den um eins erhöhten Anteilswerten an der Diasporenmenge im Untersuchungszeitraum multipliziert, so dass die Tabelle 4.2 die genutzten Wichtungsfaktoren zeigt.

Tab. 4.2: Zeiträume des Diasporenfangs und Darstellung des jeweiligen Anteils an Diasporenmenge mit Wichtungsfaktor.

Zeitraum	Anteil [%]	Wichtungsfaktor
10.10.2006 – 07.11.2006	88,4	1,884
08.11.2006 – 16.12.2006	6,0	1,060
17.12.2006 – 12.01.2007	4,3	1,043
13.01.2007 – 14.02.2007	1,3	1,013
15.02.2005 – 12.04.2007	0	

Die Modellgüte von isotropem und anisotropem Ansatz wurde anhand einer Korrelationsanalyse bestimmt. Zusätzlich wurde ein Vergleich beider Modellansätze durch die Berechnung des AIC[37] vorgenommen.

[37] Akaikes Informationskriterium (engl. Akaike`s Information Criterion) ist ein Kriterium zur Auswahl eines Modells. Anpassungsgüte und Anzahl der Parameter (Komplexität des Modells) gehen dabei in die Beurteilung mit ein. Die Anzahl an Parametern wird dabei „strafend“ berücksichtigt. Die verwendete Formulierung der minimalen Varianz der Residuen muss so interpretiert werden, dass das Modell mit dem niedrigsten AIC am besten ist, da die Anzahl der Parameter „strafend“ addiert wird.

4.2.2 Hydrochore Diasporenausbreitung

Zur Feststellung der Schwimmfähigkeit der Samen von *Fraxinus pennsylvanica* im Vergleich zur einheimischen *Fraxinus excelsior* wurden Schwimmversuche in bewegtem Wasser durchgeführt. Der Versuchsaufbau bestand aus acht Wiederholungen à 50 Samen pro Baumart, d.h. insgesamt 400 Samen je Art. Die Samen für den Versuch wurden nach den Kriterien „äußerlich intakt und voll“ ausgewählt und stammten von Diasporenfängen aus dem Herbst 2006 von der Untersuchungsfläche Grauer Steinhau. Sie wurden bis zum Versuchszeitpunkt (Januar 2007) bei 5-8 °C trocken gelagert. Die Samen wurden in Bechergläser (10 cm im Durchmesser, 12 cm Höhe, 600 ml Volumen) gegeben und diese mit 300 ml destilliertem Wasser aufgefüllt. Die Bechergläser standen während der gesamten Versuchsdauer auf einem Schüttler, welcher sich mit einer Frequenz von 100/Minute und einer Schwingungsweite (Amplitude) von 1 cm bewegte. Diese gleichmäßige Wasserbewegung simuliert Bedingungen in Fließgewässern und verhindert gleichzeitig das Anhaften der Samen am Becherglasrand. Die Menge der abgesunkenen Samen pro Baumart und Wiederholung wurde in progressiv terminierten Zeitintervallen (nach fünf Minuten, 1, 2, 4, 6, 9, 24, 72 Stunden und nach einer Woche) erfasst. Nach einer Woche wurde der Versuch beendet. Zu diesem Zeitpunkt waren noch nicht alle Samen untergegangen. Die Ablesezeitpunkte orientierten sich an Empfehlungen von Van Diggelen & Boedeltje (in Knevel et al. 2005, S. 125). Diese haben durch Versuche mit anderen Arten festgestellt, dass die größten Veränderungen im Schwimmverhalten innerhalb des ersten Tages zu beobachten sind. Unterschiede zwischen einzelnen Arten werden nach einer Woche sichtbar. Daher wurden die Ergebnisse zu Beginn häufiger abgelesen.

Die statistische Auswertung der Daten erfolgte mit nichtlinearer Regression[38] und wurde in Origin 7.5 durchgeführt. Dabei wurde der Verlauf des Sinkverhaltens über die Zeit mit einer Anpassungsfunktion dargestellt. Die Anpassung erfolgte durch die χ^2 Minimierungsanpassung. Für die Anpassung wurden 200 Iterationen durchgeführt. Das beste gefittete Modell wurde nach den ´goodness-of-fit`-Kriterien (r^2 und χ^2/df Werte) ausgewählt. r^2 ist der Determinationskoeffizient oder das Bestimmtheitsmaß für den Anteil der erklärten Varianz eines Zusammenhangs und χ^2/df gibt die Stärke der Streuung (χ^2) zwischen beobachteter und theoretischer Verteilung mittels der Freiheitsgrade (df) an. Die Abhängigkeit der Anzahl abgesunkener Samen x von der Zeit t wurde mit einer dreiparametrigen logistischen Wachstumsfunktion (Gleichung 12) beschrieben, da diese den Verlauf am besten darstellte:

$$x(t) = \frac{a}{1 + e^{-k(t - x_c)}} \qquad \text{Gleichung 12}$$

Gleichung 12 ist eine s-förmige, zweiseitig asymptotische Wachstumsfunktion. Die Anforderung an diese Funktion ist, dass sie eine gute Anpassung an die Messwertverläufe gestattet. Die untere Asymptote ist die Zeitachse, die obere Asymptote entspricht dem Gesamtwert. Der Parameter a beschreibt die Größe der Asymptote und x_c entspricht der artspezifischen Halbwertszeit, die Zeit, nach der die Hälfte der Diasporen ihre

[38] Nichtlineare Regression ist eine Methode, die ein nichtlineares Modell für einen Zusammenhang abhängiger und einem Set unabhängiger Variablen findet. Es gibt eine Vielzahl an möglichen nichtlinearen Modellansätzen.

Schwimmfähigkeit verloren hat. Die Halbwertszeit ist eine brauchbare Vergleichsgröße zwischen verschiedenen Arten (Ruaux et al. 2009). Die Darstellung der Kurvenverläufe erfolgte in Origin 7.5.

Um die Auswahl des Modells zu beurteilen, wurde eine Berechnung des AIC durchgeführt. Für diese Berechnung wurde eine abgewandelte Formel der logistischen Wachstumsfunktion verwendet, da hier die Anzahl der Parameter besser deutlich wird. Die verwendete Formel lautet:

$$x(t) = \frac{c}{1 + e^{(a+b\cdot t)}} \qquad \text{Gleichung 13}$$

Die Schreibweise von Gleichung 13 wurde aus dem SPSS-Handbuch (Bühl & Zöfel 1998, S. 333) übernommen. Diese Gleichung unterscheidet sich von Gleichung 12 durch das Ersetzen von $-k(-x_c)$ mit dem Parameter a. Die anderen Parameter sind identisch, auch wenn sie anders benannt sind. Dabei entspricht a aus Gleichung 12 c in Gleichung 13 und $-k$ aus Gleichung 12 dem Parameter b in Gleichung 13.

Die Berechung des Informationskriteriums AIC erfolgte im klassischen Regressionsmodell mit normalverteilten Fehlern unter Verwendung der minimalen Varianz der Residuen. Die Formel hierfür lautet

$$AIC_\sigma = \ln(\sigma^2) + \frac{M}{T} \cdot 2 \qquad \text{Gleichung 14}$$

Der Parameter T gibt in dieser Gleichung die Anzahl der beobachteten Stichprobenwerte an, M die Anzahl der geschätzten Parameter und σ die Standardabweichung. Für die Berechnung des AIC wurden innerhalb des Modells sukzessive die Variablen selektiert (backward): Die Variable, deren Weglassen das AIC am stärksten verringert, wird im nächsten Schritt entfernt. Falls keine Verringerung des AIC mehr eintritt, wird die Berechnung beendet.

4.3 Ergebnisse

4.3.1 Anemochore Diasporenausbreitung

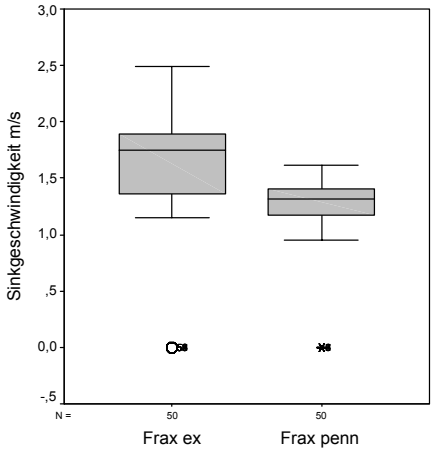
Fallgeschwindigkeit der Samen

In der Versuchsreihe zur Fallgeschwindigkeit der Samen fielen von den untersuchten 50 Samen je Baumart sieben von *Fraxinus pennsylvanica* und neun von *Fraxinus excelsior* nicht in den normalen rotierenden Bewegungen zu Boden. Diese gingen in die Berechnungen der mittleren Fallgeschwindigkeit nicht mit ein, sind aber in der Boxplot-Darstellung als Nullwerte enthalten. Vermutlich handelte es sich dabei um Hohlkörner, die bei der optischen Selektion der Samen nicht als solche identifiziert werden konnten.

Die durchgeführten Fallversuche haben gezeigt, dass die Samen von *Fraxinus pennsylvanica* im Durchschnitt in ruhiger Luft eine Fallgeschwindigkeit von 1,33 m/s haben, die Samen von *Fraxinus excelsior* hingegen mit einer Fallgeschwindigkeit von 1,79 m/s (Abbildung 4.3) zu Boden sinken. Auch die Minima- und Maximawerte der gemessenen Fallgeschwindigkeiten zeigen deutlich, dass die Diasporen von *Fraxinus pennsylvanica*

langsamer zu Boden fallen als die von *Fraxinus excelsior*. Die innerartliche Variabilität der Fallgeschwindigkeit bewegt sich für *Fraxinus pennsylvanica* zwischen 0,95 und 1,61 m/s und für *Fraxinus excelsior* zwischen 1,15 und 2,49 m/s (siehe dazu auch Tabelle mit den Kennwerten in Abbildung 4.3).

Der für die Stichprobe durchgeführte H-Test nach Kruskal und Wallis ergab mit $p = 0{,}000$ ($chi^2 = 22{,}791$; $df = 1$) signifikante Unterschiede in den Fallgeschwindigkeiten der beiden Baumarten (mittlere Ränge 64,32 und 36,68). Somit ist nachgewiesen, dass die Samen von *Fraxinus excelsior* signifikant schneller zu Boden sinken als die Samen von *Fraxinus pennsylvanica.*



	Fraxinus pennsylvanica	*Fraxinus excelsior*
Mittelwert	1,33 m/s	1,79 m/s
Median	1,35 m/s	1,81 m/s
Mittelwertabweichung	0,117	0,214
Minima	0,95 m/s	1,15 m/s
Maxima	1,61 m/s	2,49 m/s

Abb. 4.3: Fallgeschwindigkeit der Samen von *Fraxinus excelsior* und *Fraxinus pennsylvanica*. Untersucht wurden je Baumart 50 Samen. Die nebenstehende Tabelle enthält die berechneten Kennwerte.

Modellierung – Samenbäume und allometrische Beziehungen

Der mittlere BHD der untersuchten Samenbäume [n = 13] auf der Untersuchungsfläche Grauer Steinhau von 2006 beträgt 0,41 m (SD 0,11). Der mittlere Kronendurchmesser beträgt 6,8 m (SD 1,52) und die mittlere Kronenlänge 11,29 m (SD 3,63). Stellt man diese Wachstumsgrößen nun in allometrische Beziehungen, sind unterschiedlich starke Korrelationen erkennbar. Der Korrelationskoeffizient r für den Zusammenhang Kronendurchmesser und BHD beträgt $r = 0{,}362$, was bei $p = 0{,}224$ (SD 1,48) nicht signifikant ist (Abbildung 4.4). Dagegen korreliert der Zusammenhang von Kronenlänge und BHD: $r = 0{,}587$ mit einem Signifikanzlevel von $p \leq 0{,}05$ (SD 3,07) (Abbildung 4.4 links).

Der mittlere BHD [n = 46] für die Aufnahmen der Samenbäume aus dem Jahre 2008 beträgt 0,40 m (SD 0,15). Obwohl die Untersuchungsflächen von 2006 und 2008 nicht identisch sind, ist der mittlere BHD der erfassten Samenbäume nahezu gleich. Der mittlere Kronendurchmesser beträgt 6,1 m (SD = 1,88) und die mittlere Kronenlänge 14,03 m (SD 3,26). Die mittlere Kronenlänge aus diesen Aufnahmen ist damit um knapp 3 m größer als die aus den Aufnahmen von 2006. Da nicht für alle fruktifizierenden Rot-Eschen auch die Wachstumsgrößen Kronenlänge und Kronendurchmesser erhoben wurden, weichen die Stichprobenumfänge von einander ab. Die Korrelation für die allometrische Beziehung Kronendurchmesser und BHD aus den Werten von 2008 ist mit $r = 0{,}771$ und $p < 0{,}0001$ (SD 1,22) ein deutlich signifikanter Zusammenhang. Für Kronenlänge und BHD sind die

Werte denen aus 2006 sehr ähnlich: Auch hier liegt mit $r = 0{,}566$ und $p \leq 0{,}05$ (SD 2,73) eine signifikante lineare Korrelation vor (Abbildung 4.4 rechts).

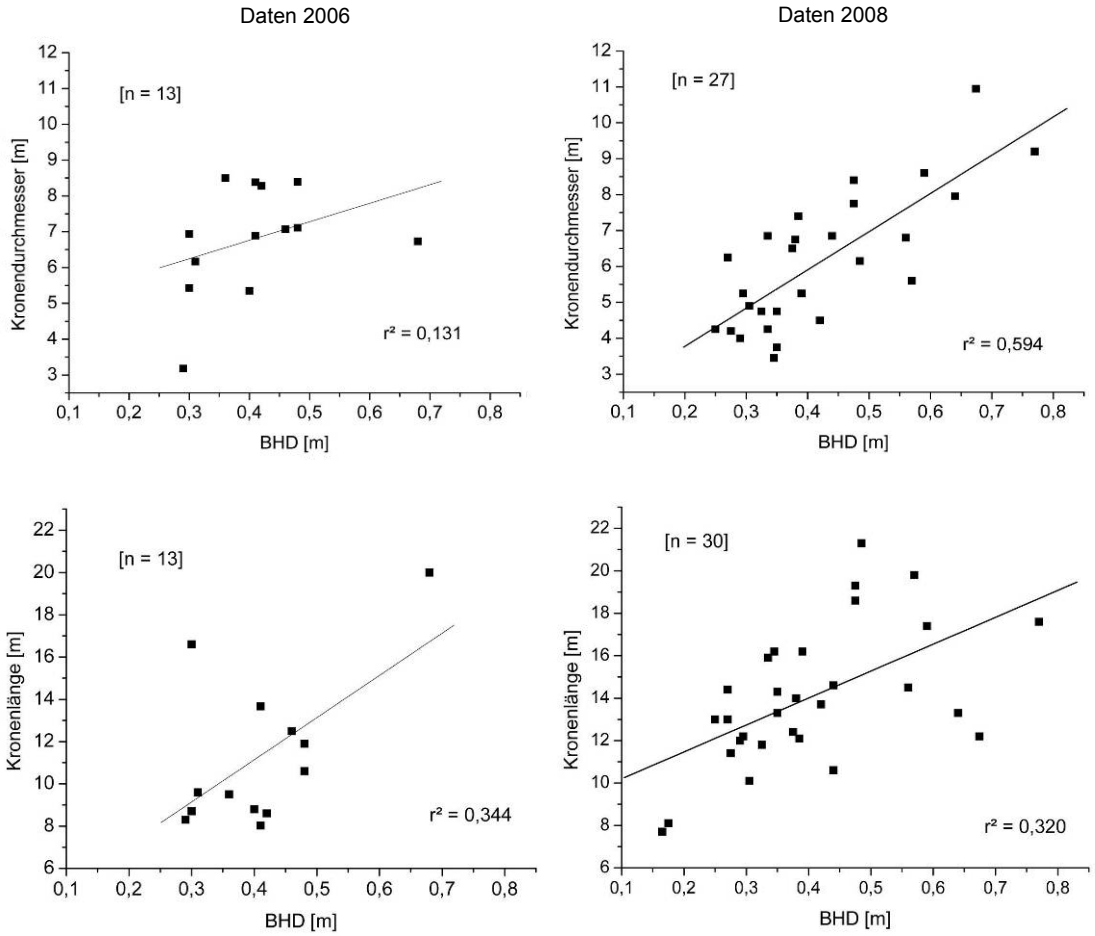


Abb. 4.4: Allometrische Beziehungen zwischen Kronendurchmesser und Brusthöhendurchmesser sowie zwischen Kronenlänge und Brusthöhendurchmesser. Kronendurchmesser/BHD links Daten von 2006: y = 5,165x + 4,696; rechts von 2008: y = 10,642x + 1,647) Kronenlänge/BHD links Daten von 2006: y = 19,957x + 3,156; rechts von 2008: y = 12,684x + 8,931).

Eine weitere mögliche allometrische Beziehung für die Einschätzung der Samenproduktion von Bäumen ist das Verhältnis zwischen Samenbehang/Fruktifikation und BHD. Für die Rot-Esche konnte dieser Zusammenhang bei den Aufnahmen von 2006 mit Hilfe von nichtlinearer Regression nachgewiesen werden ($r^2 = 0{,}521$; $chi^2 = 0{,}345$). Die Auswertung der Daten mit einer logistischen Ausgleichsfunktion findet sich in Abbildung 4.5 links. Dieser positive Zusammenhang verliert seine Gültigkeit, wenn der Baum aufgrund des Alters seine Samenproduktion verringert (senile Phase[39]).

Keinen so deutlichen Zusammenhang erbrachten die Ergebnisse von 2008. Hier lag r^2 ($r^2 = 0{,}209$; $chi^2 = 0{,}490$) deutlich unter dem Wert von 2006. Nach dem Hinzufügen von weiblichen Samenbäumen ohne Fruchtbehang (zwei 2006; vier 2008) veränderte sich der Kurvenverlauf der logistischen Ausgleichsfunktionen, da sich nun ein Schnittpunkt mit der x-Achse ergab. Das Bestimmtheitsmaß wird deutlich höher: 2006 $r^2 = 0{,}622$ und 2008

[39] Als Senilität oder senile Phase bezeichnet man den Lebensabschnitt eines Baumes, in dem dieser sich nicht mehr generativ vermehrt. Weitere Kennzeichen dieser Phase sind Absterbeerscheinungen von Teilen der Krone, Ästen, Stamm und Rinde.

$r^2 = 0{,}474$) (Abbildung 4.5 unten). Damit konnten deutlich straffere Zusammenhänge dieser allometrischen Beziehung erzielt werden. Dass sich im Kurvenverlauf der Ausgleichsfunktion für 2006 (Abbildung 4.5 oben) kein Schnittpunkt mit der x-Achse ergibt, hat methodische Gründe. Rein mathematisch betrachtet ist jede Wachstumsfunktion für $\lim_{x \to \pm\infty}$ definiert. Dies gilt aufgrund der fehlenden Nullwerte jedoch nicht für die Ausgleichsfunktionen der erfassten Daten. Wie bereits im Abschnitt 4.2.1 erwähnt, wurden männliche und weibliche Rot-Eschen nach dem Merkmal des Samenbehangs unterschieden. Da jedoch nicht alle weiblichen Bäume auch im gleichen Jahr fruktifizieren müssen, auch wenn die Rot-Esche prinzipiell dazu in der Lage wäre (Gucker 2005), ist davon auszugehen, dass es auf den Untersuchungsflächen auch weibliche Rot-Eschen ohne Samenbehang geben musste. Dies rechtfertigt zum einen das Hinzufügen der zusätzlichen Bäume ohne Samenbehang, erklärt zum anderen aber auch die bessere Anpassung der logistischen Wachstumsfunktion an die Daten, da nun wieder $\lim_{x \to \pm\infty}$ gilt und ein Schnittpunkt mit der x-Achse erreicht wird.

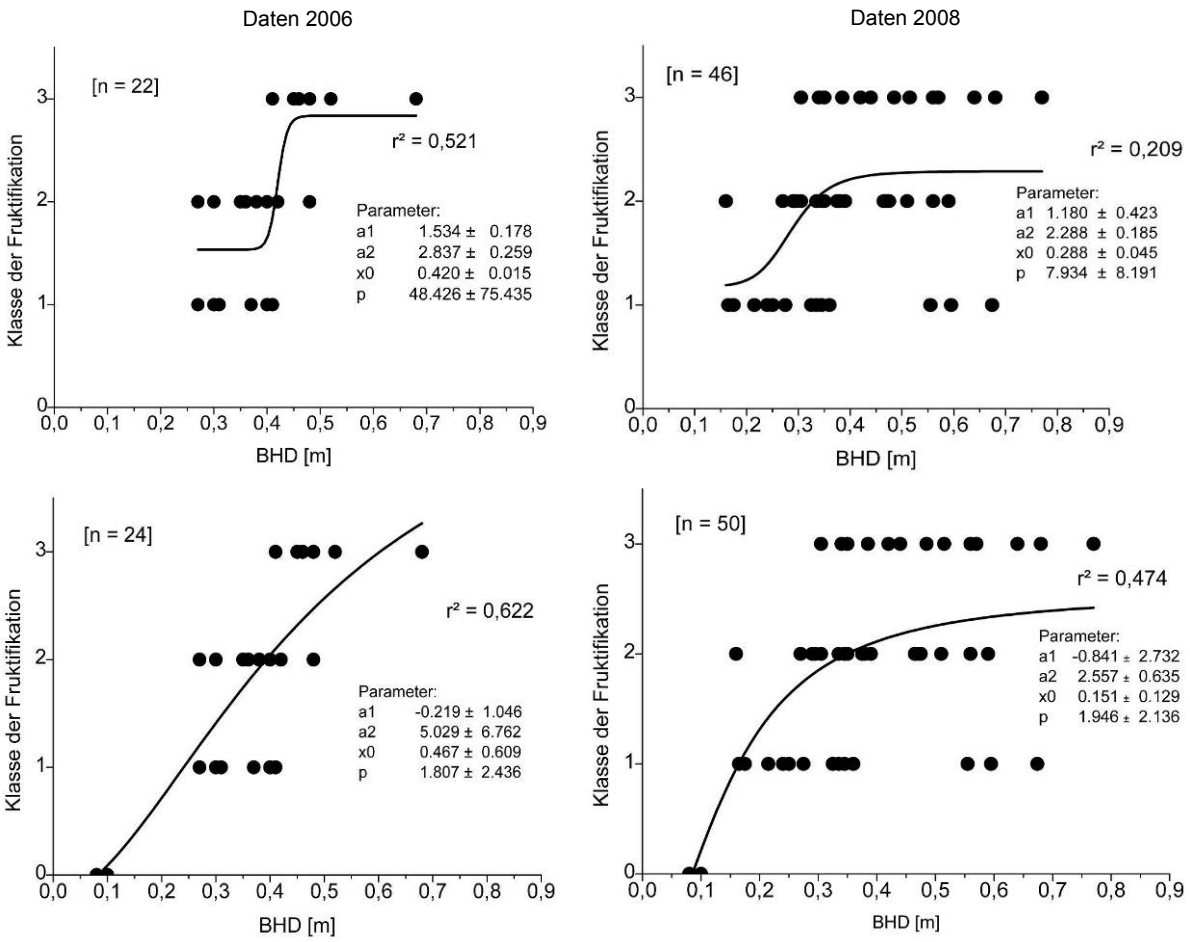


Abb. 4.5: Allometrische Beziehung zwischen Brusthöhendurchmesser und Klasse der Fruktifikation. Links Daten von 2006 und rechts von 2008. Logistische Ausgleichsfunktion: $y = a2 + (a1-a2)/(1 + (x/x0)^p)$. In der unteren Reihe befinden sich die Auswertungen mit hinzugefügten weiblichen Bäumen ohne Samenbehang.

Modellierung – Diasporenproduktion, Ausbreitungsparameter und Ausbreitungsentfernungen

In der Samenfangperiode von Oktober 2006 bis März 2007 wurden auf der Untersuchungsfläche Grauer Steinhau insgesamt 3 672 Samen der Rot-Esche von 22 Mutterbäumen in den 80 Diasporenfängen gesammelt. Das entspricht für den untersuchten Bestand einer mittleren Samendichte von 233,8 Samen/m². Dabei war die Verteilung der Samendichte in den acht Himmelsrichtungen sehr unterschiedlich (Abbildung 4.6). Die höchsten Samenmengen in Summe aller Leerungen wurden in nordöstlicher Richtung (122-800 Samen/m²) gefangen, dagegen brachte die südwestliche Richtung die niedrigsten Samenmengen (0-107 Samen/m²). Diese Dichteverteilung der Samen erklärt sich z.T. aus dem Verteilungsmuster der Mutterbäume auf der Untersuchungsfläche (Abbildung 4.1), wobei sich die Mehrzahl der Bäume im Verhältnis zum Fallensternzentrum in N und NO-Richtung befand.

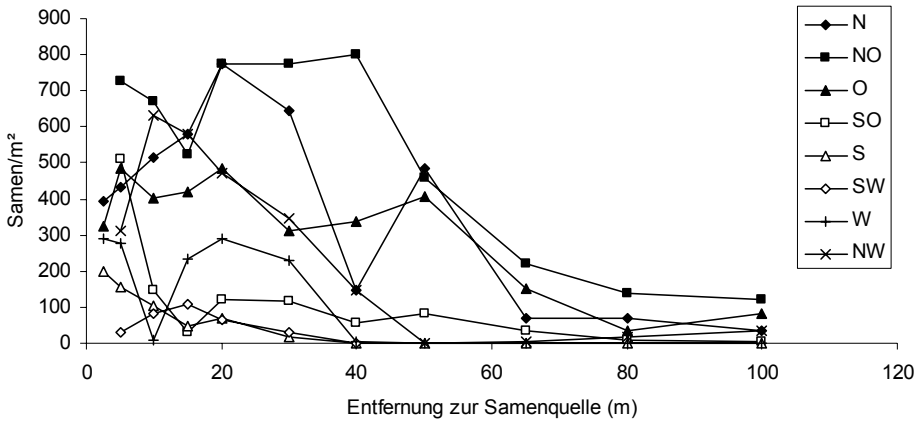


Abb. 4.6: Rohdaten der Gesamtsumme der Diasporenfänge in den acht Himmelsrichtungen.

Die Anzahl der gefangenen Samenmenge in den einzelnen Monaten der Fangperiode zeigt ebenso deutliche Unterschiede. Bereits zu Beginn des Samenfalls (Oktober 2006) lösten sich über 80 % der Samen ab und gingen zu Boden (Abbildung 4.7 und Tabelle 4.2). In den darauf folgenden Monaten lösten sich nur noch unwesentliche Anteile an Samen und der Samenfall war Ende Januar/Anfang Februar 2007 vollständig beendet. Die letzte und fünfte Leerung enthielt keine Samen. Für die Modellierungsrechnung wurde mit der Gesamtmenge aller Samen der ersten vier Leerungen gearbeitet.

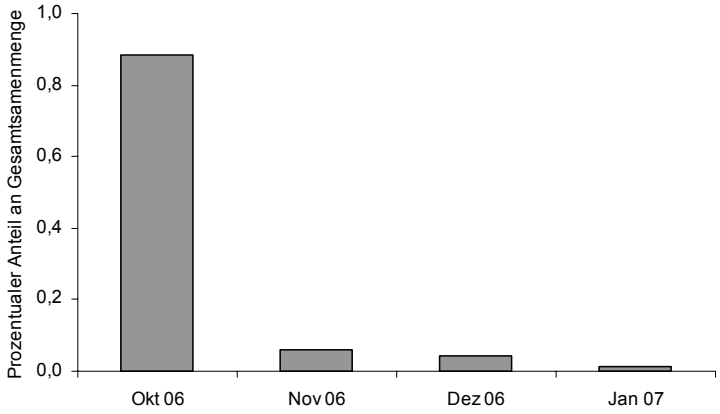


Abb. 4.7: Anteile des Samenfalls in den einzelnen Monaten der Fangperiode Oktober 2006 bis März 2007.

Die Modellschätzung (WaldStat) ergab für die Annahme einer isotropen Samenverteilung eine mittlere Ausbreitungsdistanz von 46,7 m und ein LDD von 60,0 m. Die Modellgüte ist mit einem Korrelationskoeffizient von $r = 0{,}71$ als hoch einzuschätzen. Die Modellparameter μ und σ, welche die Verteilung charakterisieren, betragen 3,41 und 0,93 (siehe Tabelle 4.3). Mit diesem isotropen Modell werden für eine fruktifizierende Rot-Esche mit einem BHD von 39,0 cm 221 484 Samen geschätzt.

Tab. 4.3: Ergebnisse der WaldStat-Modellierung für die isotrope Samenausbreitung. Die Anzahl der Mutterbäume (MB) beträgt 22. Die Modellgüte wurde mittels Korrelationsanalyse (Korrelationskoeffizient *r*) zwischen gemessenen und geschätzten Werten bestimmt (Pearson, $p \leq 0{,}01$).

MB [n]	BHD [cm]	β	μ	σ	r	AIC	MDD [m]	LDD [m]	m
22	39,08	1	3,42	0,93	0,712	9800,47	46,7	60	221484

Samenfangperiode: Oktober 2006 bis März 2007 (= 6 Monate)

Für die Annahme des anisotropen Falles der Samenverbreitung ergab die Modellschätzung eine mittlere Ausbreitungsdistanz von 84,7 m. Für die LDD wurde zum einen die Distanz mit der Windrichtung von 150,0 m berechnet und zum anderen entgegen der Windrichtung mit 23,0 m. Die Modellgüte, die mittels Korrelationskoeffizient *r* nach Pearson zwischen gemessenen und geschätzten Werten bestimmt wurde, ist mit $r = 0{,}872$ als hoch einzuschätzen und liegt auch höher als beim isotropen Fall. Für einen Einzelbaum mit einem BDH von 39 cm wird in diesem Modellansatz eine Samenmenge von 275 996 Samen geschätzt. Das sind mehr Samen als in der isotropen Modellschätzung. Die Modellparameter können der Tabelle 4.4 entnommen werden.

Tab. 4.4: Ergebnisse der WaldStat-Modellierung für die anisotrope Samenausbreitung. Die Anzahl der Mutterbäume (MB) beträgt 22. Die Angabe der Samenausbreitungsrichtung (*dir.*) ist in Grad [°] und ist als NO zu bezeichnen. Die Modellgüte wurde mittels Korrelationsanalyse (Korrelationskoeffizient *r*) zwischen gemessenen und geschätzten Werten bestimmt (Pearson, $p \leq 0{,}01$).

MB [n]	BHD [cm]	β	μ	σ	*k*	*u*	*dir.*	*v*	r	AIC	MDD [m]	in WindR LDD [m]	gegen WindR LDD [m]	m
22	39,08	1	3,56	1,23	0,94	0,56	58	-0,21	0,872	5099,42	84,7	150,0	23,0	275 996

Samenfangperiode: Oktober 2006 bis März 2007 (= 6 Monate)

Die graphische Veranschaulichung der Diasporendichteverteilung eines Einzelbaumes mit einem BHD von 0,39 m in Abhängigkeit von der Entfernung zum Mutterbaum für das isotrope und das anisotrope Modell kann der Abbildung 4.8 entnommen werden. Die Kurven erreichen bei beiden Modellen ihr Maximum nicht bei Null. Im anisotropen Fall ergeben sich unterschiedliche Kurvenverläufe mit und entgegen der Hauptwindrichtung. Die unterschiedliche Fernausbreitungsdistanz wird gut deutlich.

Aus dieser Einzelbaummodellierung ergeben sich bei einer Mittelwertsberechnung für alle Flächen mit mindestens einem Samen der Rot-Esche für das isotrope Modell mittlere Samendichten von 17,4 Samen/m². Das Maximum von 91 Samen/m² liegt bei einer Entfernung zwischen fünf und sechs Metern vom Mutterbaum. Im anisotropen Fall wird das Maximum von 186 Samen/m² in Hauptwindrichtung in einer Entfernung zum Mutterbaum von 4 m erreicht. Entgegen der Hauptwindrichtung liegt das Maximum von 177 Samen/m² bei einer Entfernung von 1 m. Die mittleren Samendichten bezogen auf alle Flächen mit mindestens einem Samen der Rot-Esche sind bei diesem Modell mit 10,3 Samen/m² etwas niedriger als im isotropen Ansatz. Das ist darauf zurückzuführen, dass die Ausbreitung der Samen unter Windeinfluss weiter streut.

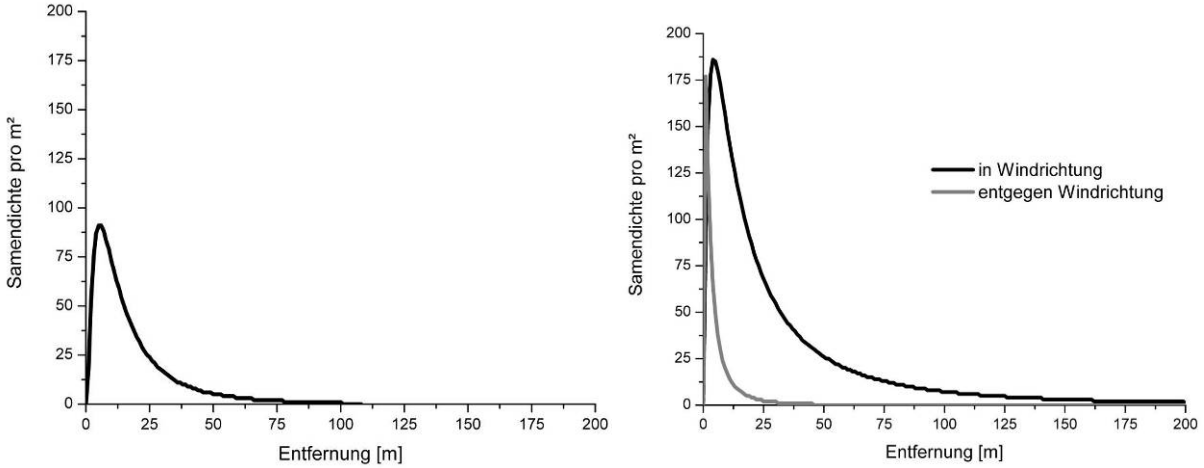


Abb. 4.8: Darstellung der Samendichte/m² in Abhängigkeit von der Entfernung [m] zu einem Mutterbaum mit einem Brusthöhendurchmesser von 39 cm für das isotrope (links) und das anisotrope (rechts) Modell.

Die Bestimmung der Modellgüte mittels Korrelationsanalyse über die Daten der Samenmengen aus den Fallenfänge und der geschätzten Werte aus den Modellrechnungen für das isotrope Modell (r = 0,712; SD 108,67) und das anisotrope Modell (r = 0,872; SD 95,71) sind in Abbildung 4.9 veranschaulicht. Das Bestimmtheitsmaß für diesen Zusammenhang liegt im anisotropen Modell mit r^2 = 0,760 deutlich höher als im isotropen Fall (r^2 = 0,507).

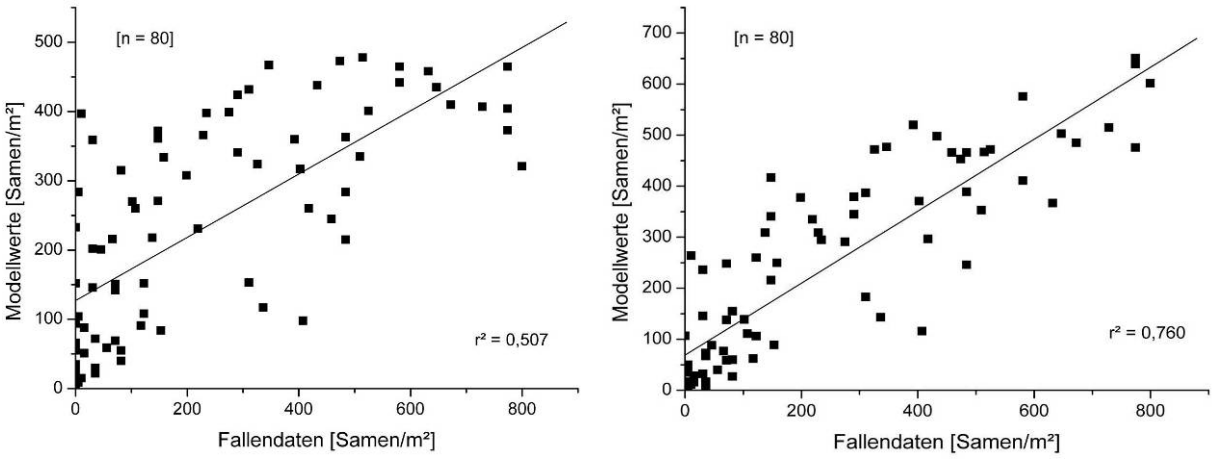


Abb. 4.9: Korrelationsanalyse über die Daten der Fallenfänge und der Modellberechnungen. Links für das isotrope Modell (y = 0,457x + 126,91) und rechts für das anisotrope Modell (y = 0,705x + 68,83) ($p \leq 0{,}01$).

Die beiden Modellansätze können durch die Ausgabe des AIC zusätzlich in ihrer Anpassungsgüte beurteilt werden (Tabellen 4.3 und 4.4). Für den isotropen Modellansatz ergibt sich ein AIC von 9800 und für den anisotropen Ansatz von 5099. Es wird deutlich, dass die zusätzliche Verwendung von Parametern zur Beschreibung der Samendichteverteilung mit der Mises-Funktion ein geringeres AIC erzielt als der isotrope Ansatz und damit die Anpassungsgüte im anisotropen Modell am besten ist.

Modellierung – Ausbreitungsrichtung durch Windeinfluss

Die durchschnittliche Windgeschwindigkeit während der Samenfangperiode (Oktober 2006 bis März 2007) betrug 3,55 km/h. Die höchste Windgeschwindigkeit wurde mit 48,6 km/h (Windböen 54 km/h) während eines Sturmereignisse im Januar 2007 erreicht. Der Sturm ‚Kyrill' richtete dabei große Schäden im Waldgebiet der Untersuchungsfläche an. Einige Diasporenfänge wurden dadurch beschädigt, konnten aber rasch ersetzt werden.

Der nach der von Batschelet (1981) beschriebenen Methode berechnete Windrichtungsparameter *phi* $(\overline{\varphi})$ wurde mit der vom Modell geschätzten Ausbreitungsrichtung verglichen. Es ergibt sich eine Hauptwindrichtung als Parameter $\overline{\varphi} = 185{,}4°$. Mit Hilfe des Kreisdiagramms (Abbildung 4.10) gewinnt man einen Eindruck über den Zusammenhang von Parameter *u* (Samenausbreitungsrichtung durch Schätzung mit Mises-Funktion) und Windrichtungsparameter *phi*. Die Länge der Pfeile wird durch die Werte von *k* (Konzentrationsmaß der Samenausbreitung) bzw. dem berechneten *R* (Windvektor) bestimmt.

Die Darstellung von Ausbreitungsrichtung der Diasporen und der mittleren Hauptwindrichtung zeigt keinen Zusammenhang, wenn die Winddaten für die Monate der Samenausbreitungsperiode nicht mit der in den einzelnen Monaten unterschiedlichen Samenmenge gewichtet werden (Abbildung 4.10 links). Wie in der Methodik beschrieben erfolgte aufgrund der unterschiedlichen Verteilung des Samenfalls in den Fangmonaten jedoch auch eine Wichtung der Windrichtungsdaten. Die daraus resultierende Darstellung von gewichteter Windrichtung und Ausbreitungsrichtung der Diasporen lässt einen direkten Einfluss der Windrichtung auf die Ausbreitungsrichtung erkennen (Abbildung 4.10 rechts).

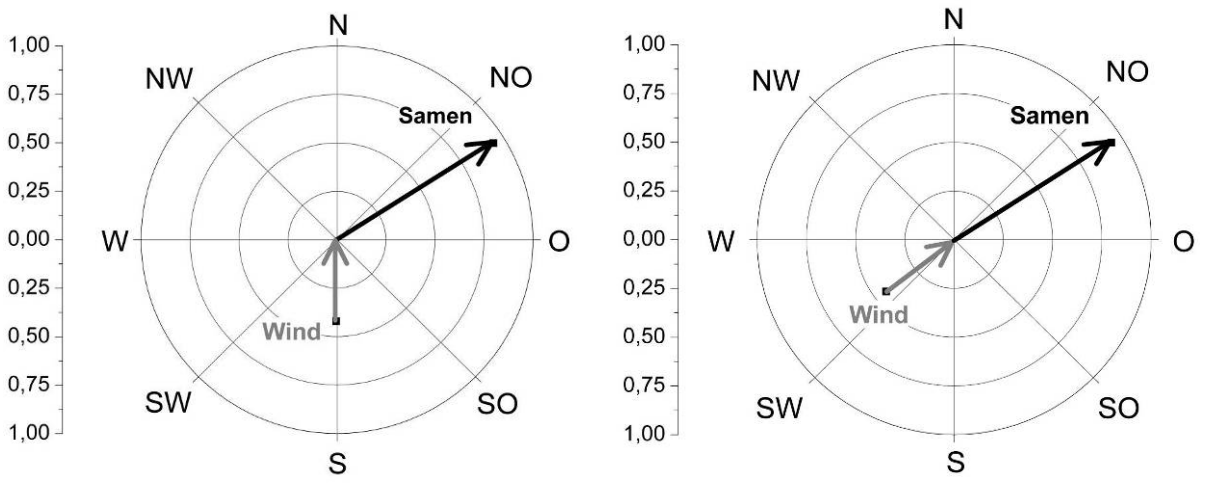


Abb. 4.10: Vergleich von Windvektor (grau) nach Batschelet (1981) und geschätzter Ausbreitungsrichtung (Parameter *u*) der Diasporen (schwarz). Darstellung links mit ungewichteten Windwerten und rechts mit gewichteten Windwerten.

4.3.2 Hydrochore Diasporenausbreitung

Die Ergebnisse der Versuche zum Schwimmverhalten der Diasporen der beiden Eschenarten lassen deutliche Unterschiede zwischen den Arten erkennen. Die Samen beider Arten sind schwimmfähig, jedoch ist die Schwimmdauer der Samen unterschiedlich lang (Abbildung 4.11).

Im Versuch sanken die ersten Samen von *Fraxinus excelsior* bereits nach zwei Stunden Aufenthalt im Wasser. Nach neun Stunden waren bereits 20 % (SD 4,73) der Samen abgesunken. Nach Ablauf von 24 Stunden schwammen nur noch etwa 9 % (SD 3,34) der Samen der Gemeinen Esche. Die Messwerte für *Fraxinus excelsior* zeigen eine sehr geringe Standardabweichung (Tabelle 4.5). Bei Beendigung des Versuches (nach einer Woche) schwammen keine Samen der Gemeinen Esche mehr.

Bei *Fraxinus pennsylvanica* wurden hingegen die ersten gesunkenen Samen im Intervall der Untersuchungsreihe nach 24 h beobachtet (90 % schwimmende Samen; SD 11,68). Nach drei Tagen schwammen noch etwa 18 % (SD 14,91) der Samen. Insgesamt zeigen die Ergebnisse der Rot-Esche größere Standardabweichungen als die Ergebnisse für Gemeine Esche. Bei Beendigung des Versuches nach einer Woche waren noch nicht alle Samen der Rot-Esche abgesunken. Insgesamt gab es noch 13 schwimmende Samen. Da es sich hierbei vermutlich um Hohlkörner gehandelt hat, sind wohl beide Arten nicht länger als eine Woche schwimmfähig. Während des Schwimmversuches keimten keine Samen der untersuchten Arten.

Die Mittelwerte der Messwerte der acht Wiederholungen pro Baumart können Tabelle 4.5 entnommen werden. Der zeitliche Verlauf des Absinkens der Samen wird nochmals in Abbildung 4.11 deutlich. Dabei sind die gemittelten Messwerte der acht Wiederholungen pro Baumart als Anteilswerte mit ihrer zugehörigen Standardabweichung dargestellt und die Punkte durch Linien verbunden.

Tab. 4.5: Mittelwerte der acht Wiederholungen für die Anteile schwimmfähiger Samen [%] sowie der Standardabweichung an den einzelnen Messzeitpunkten.

		0 min	5 min	1 h	2 h	4 h	6 h	9 h	24 h	72 h	1 Wo.
Fraxinus pennsylvanica	MW	100	100	100	100	100	100	100	90,25	18,25	0,5
	SD	0	0	0	0	0	0	0	11,68	14,91	0,93
Fraxinus excelsior	MW	100	100	100	99,5	97,75	94	79,9	9,5	3,5	3,25
	SD	0	0	0	0,93	2,25	4,0	4,73	3,34	2,56	2,82

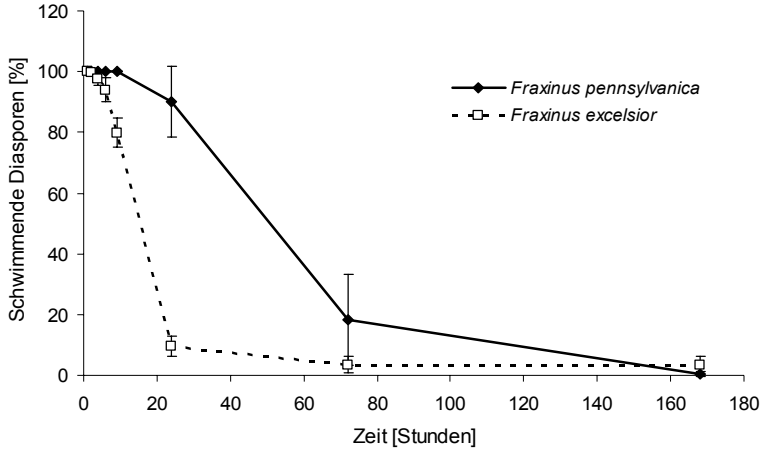


Abb. 4.11: Anteile der schwimmenden Diasporen von *Fraxinus pennsylvanica* (durchgezogene Linie) und *Fraxinus excelsior* (gestrichelte Linie) mit zugehöriger Standardabweichung.

Die durch die Approximierung der Daten für die Anzahl abgesunkener Samen gebildeten logistischen Funktionen bilden die Versuchsergebnisse mit einem Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0{,}999$ ($\chi^2/\mathrm{df} = 59{,}655$) für *Fraxinus excelsior* und $r^2 = 0{,}998$ ($\chi^2/\mathrm{df} = 51{,}052$) für *Fraxinus pennsylvanica* ab. Die Gesamtvarianz gibt den Anteil an, der durch das berechnete Modell erklärt wird. Die gefitteten logistischen Kurven (Abbildung 4.12) für die Anzahl abgesunkener Samen zeigen eine sehr gute Anpassung an die erhobenen Daten. Aus den Modellen ergeben sich, wie in der Methodik beschrieben, rechnerisch die Halbwertszeiten [t_{50}] (Tabelle 4.6). Dies ist gleichzeitig Parameter x_c. Für *Fraxinus excelsior* beträgt diese 12,5 h ± 0,771 (entspricht 0,5 Tage) und für *Fraxinus pennsylvanica* 53,7 h ± 1,613 (entspricht 2,2 Tage). Damit sind die Samen der Rot-Esche viermal so lange schwimmfähig wie die der Gemeinen Esche. 90 % der Samen [t_{90}] sind bei der Gemeinen Esche nach 19,7 h (0,8 d) abgesunken, bei der Rot-Esche dagegen erst nach 79,9 h (3,3 d).

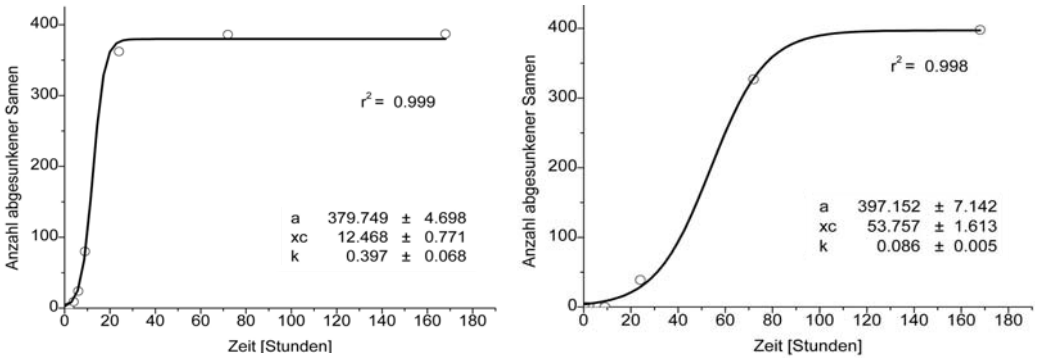


Abb. 4.12: Darstellung der logistischen Ausgleichsfunktion mit den jeweiligen Parametern für die Schwimmfähigkeit der Samen von *Fraxinus excelsior* (links) und *Fraxinus pennsylvanica* (rechts).

Tab. 4.6: Schwimmdauer der Samen von *Fraxinus pennsylvanica* und *F. excelsior*

	t_{50}	t_{90}
Fraxinus excelsior	12,5 h (0,5 d)	19,7 h (0,8 d)
Fraxinus pennsylvanica	53,5 h (2,2 d)	79,9 h (3,3 d)

Die Anzahl der abgesunkenen Samen über die Zeit für die beiden untersuchten Baumarten gleichen der einer s-förmigen Wachstumsfunktion (Gleichung 12). Sie lassen sich am besten mit einer dreiparametrigen Wachstumsfunktion, wie unter 4.2.2 beschrieben, darstellen. Eine Analyse mit dem Informationskriterium AIC zeigt deutlich, dass eine Verringerung der Parameteranzahl in Gleichung 12 zu keinem plausibleren Modell führt. Für das dreiparametrige Modell ist der AIC-Wert am geringsten bzw. das Bestimmtheitsmaß r^2 am höchsten. Die berechneten Werte enthält Tabelle 4.7.

Tab. 4.7: Übersicht zur AIC-Analyse drei verschiedener Modelle für beide Eschenarten.

Baumart	Parameter	Stichprobenumfang	SQ_{res}	AIC	r^2
Fraxinus pennsylvanica	3	400	306,313	5,740	0,998
	2	400	266854,000	12,505	-0,321
	1	400	266854,000	12,499	-0,321
Fraxinus excelsior	3	400	357,932	5,895	0,999
	2	400	229792,150	12,350	0,127
	1	400	151167,420	11,936	0,426

Im Folgenden soll anhand einer Beispielrechnung für in Elbnähe stockende Eschen die Bedeutung der Schwimmdauer auf die Ausbreitungsdistanz verdeutlicht werden. Nach Angaben des Katastrophenschutzes (www.katastrophenschutz-mv.de) beträgt die Fließgeschwindigkeit der Elbe 1 m/s. Das entspricht umgerechnet 3,6 km/h. Bei einer Annahme von einer mittleren Schwimmfähigkeit von 54 h würden Samen von *Fraxinus pennsylvanica* auf der Elbe schwimmend (nautochor) eine Strecke von ca. 194 km zurücklegen können. Das entspricht der Flussstrecke Dessau-Wittenberge. Samen von *Fraxinus excelsior* mit einer mittleren Schwimmfähigkeit von 13 h würden dagegen nautochor nur eine Strecke von ca. 47 km zurücklegen können.

4.4 Diskussion

4.4.1 Anemochore Diasporenausbreitung

Fallgeschwindigkeit der Samen

Der Wind ist in Mitteleuropa für Bäume das bedeutendste Medium für die Ausbreitung von vielen Samen und Früchten über weite Entfernungen. Faktoren, welche die Ausbreitung durch Wind maßgeblich beeinflussen, sind Windeigenschaften (Geschwindigkeit, saisonale Verteilung, Richtungskonstanz, Turbulenzen, Frequenz, Dauer), die Fallhöhe der Samen, das Ablöseverhalten der Samen, die Samenform und das Vorhandensein von Hindernissen in der Umgebung (siehe auch Dvorak 1987). Auf das Ablöseverhalten wird an anderer Stelle noch vertiefend eingegangen. Die Ausbreitungsdistanzen bei Windausbreitung sind unter anderem abhängig von der Fallgeschwindigkeit, mit der die Samen zu Boden sinken (Andersen 1991;

Tackenberg 2001). Die Fallgeschwindigkeit selbst wird von Gewicht, Größe und der Oberflächenmorphologie der Samen beeinflusst (Andersen 1993).

Die Messung erfolgte mittels Stoppuhr (Matlack 1987; Greene & Johnson 1989). Da sowohl *Fraxinus pennsylvanica* als auch *F. excelsior* große Samen besitzen und somit die Messung von Anfangs- und Endzeitpunkt des Falles eindeutig zu bestimmen waren, wurde die Entscheidung für dieses konventionelle und weniger aufwändige Verfahren getroffen.

Die Früchte bzw. Samen der Rot-Esche zählen wie die der Gemeinen Esche zum Typ der Schraubendrehflieger[40]: Neben der Drehung um den Schwerpunkt führen die Samen noch zusätzliche rotierende Bewegungen um die Längsachse aus (Hecker 1981). Als Flugbahn beschreiben sie dadurch eine Spirale.

Von Green (1980) wurden bereits für Nordamerika Angaben zur Sinkgeschwindigkeit der Samen von *Fraxinus pennsylvanica* veröffentlicht. Dvorak (1987) führte in Anbetracht des ausgedehnten natürlichen Areals umfangreiche Untersuchungen zur innerartlichen Variabilität der Ausbreitungsfähigkeit von *Fraxinus pennsylvanica* durch. Die von ihm angeführten Werte der Fallgeschwindigkeiten (Tabelle 4.8) beziehen sich auf 24 Populationen mit einem Feuchtegehalt der Samen von 53 %. Dadurch sind die Werte nicht direkt mit den eigenen Ergebnissen vergleichbar, da im eigenen Versuch trockene Samen verwendet wurden. Dvorak (1987) stellte heraus, dass zwischen der Fallzeit der Samen und der Flügelbelastung[41] eine enge Korrelation besteht. Dabei hat das Gewicht der Samen entscheidenden Einfluss auf die Ausbreitungsfähigkeit. Katul et al. (2005) führten ein manuelles Experiment zur Fallgeschwindigkeit durch, wobei die Samen aus Höhen von 30, 21 bzw. 12 m fallen gelassen wurden. Die Sinkgeschwindigkeiten mit der jeweiligen Literaturquelle sind im Vergleich zu Angaben von *Fraxinus americana* und *Fraxinus excelsior* in Tabelle 4.8 aufgelistet.

Tab. 4.8: Fallgeschwindigkeiten für drei ausgewählte Eschenarten.

Art	mittlere Fallgeschw. [m/s]	Quelle
Fraxinus americana	1,6	Green (1980)
Fraxinus americana	1,4	Greene & Johnson (1989)
Fraxinus americana	1,0	Matlack (1987)
Fraxinus americana	1,41	Nathan et al. (2002)
Fraxinus americana	1,4*	Thompson & Katul (2008)
Fraxinus excelsior	1,4	Kohlermann (1950)
Fraxinus excelsior	1,5	Luftensteiner (1982)
Fraxinus excelsior	2,2	Matlack (1987)
Fraxinus excelsior	1,3	Schmidt (1918)
Fraxinus excelsior	1,79	Eigene Untersuchungen
Fraxinus pennsylvanica	1,6*	Green (1980); Thompson & Katul (2008)
Fraxinus pennsylvanica	1,6-2,46	Dvorak (1987)
Fraxinus pennsylvanica	1,43	Katul et al. (2005)
Fraxinus pennsylvanica	1,33	Eigene Untersuchungen

* Terminalgeschwindigkeit

[40] Untergruppe der Dynamikflieger. Die Früchte dieser Gruppe führen während des Fluges rotierende Bewegungen aus.

[41] Der Quotient aus Diasporengewicht und projizierter Flügelfläche. Die Flügelbelastung stellt eine Balance zwischen der Bereitstellung ausreichender Reservestoffe für den Keimling (tendenziell hohes Gewicht!) und einer guten Ausbreitungsfähigkeit (eher leichte Samen) dar.

Die Angaben zu Fallgeschwindigkeiten der drei ausgewählten Eschenarten verschiedener Autoren variieren stark. Die Ergebnisse der eigenen Untersuchungen decken sich nicht mit allen Angaben, sondern ordnen sich für *Fraxinus excelsior* im oberen Bereich und für *Fraxinus pennsylvanica* im unteren Bereich der Ergebnisse anderer Autoren ein. Bei den Angaben der verschiedenen Autoren unterscheiden sich die Werte der Fallgeschwindigkeit für Gemeine Esche und Rot-Esche nicht so deutlich wie in den eigenen Untersuchungen. Weitere Untersuchungen der Sinkgeschwindigkeit zur Absicherung der Daten sind daher zu empfehlen.

Untersuchungen von Johnson (1988) bestätigen nicht die Vermutung, dass Samen mit geringen Fallgeschwindigkeiten automatisch weiter verbreitet werden als Samen mit hohen Fallgeschwindigkeiten. Dies ergaben seine Untersuchungen zu Samen von *Fraxinus pennsylvanica* im Vergleich zu *Acer saccharum*, deren Samen durch ein unterschiedliches Flugverhalten zu charakterisieren sind (*Fraxinus* Schraubendrehflieger, dagegen *Acer* Schraubenflieger). Er wies für *Fraxinus pennsylvanica* trotz ihrer höheren Fallgeschwindigkeit im Vergleich zu *Acer saccharum* eine dreifach größere Ausbreitungsdistanz nach. Die Ergebnisse interpretierte Johnson als eine höhere Ausbreitungsfähigkeit von *Fraxinus pennsylvanica* bei Starkwinden, einem späteren Ausstreuzeitpunkt nach dem Laubfall, einer durchschnittlich höheren Windgeschwindigkeit während der Ausstreu im Spätherbst und Winter sowie durch das Flugverhalten des Samens, was den Samen bei höheren Windgeschwindigkeiten stabiler macht und damit eine weitere Ausbreitung ermöglicht.

Modellierung – methodische Aspekt

Das typische Muster der Samenausbreitung, in welchem ein fruktifizierendes Individuum seine Samen verteilt, kann mittels einer Ausbreitungskurve der Samendichte in Abhängigkeit von der Entfernung zur Mutterpflanze dargestellt werden. Für die Darstellung dieser Ausbreitungskurven gibt es unterschiedliche Modellansätze (Green 1983; Ribbens et al. 1994; Katul et al. 2005; Nathan & Muller-Landau 2000; Stoyan & Wagner 2001; Schurr et al. 2008). In den letzten Jahren hat die Forschung an diesen verschiedenen Modellansätzen und deren Verbesserung eine rasante Entwicklung erfahren (Cain et al. 2000). Welche Bedeutung einzelne Abschnitte der Ausbreitungskurve für die Einschätzung des gesamten Ausbreitungserfolgs einer Art haben, wird nach wie vor kontrovers diskutiert (Portnoy & Willson 1993).

In der vorliegenden Untersuchung wurde ein phänomenologisches Modell ausgewählt, welches in die Berechnungen weder die Fallhöhe der Samen noch die Sinkgeschwindigkeit einbezieht, sondern rein die Daten der Diasporenausbreitung auf der Fläche (Samendichteverteilung im Raum) berechnet. Phänomenologische Modelle sind einfache Modelle mit vergleichsweise wenigen Parametern, die einfach zu verstehen sind und direkt an beobachtete Daten angepasst werden können (Stoyan & Wagner 2001). Sie stellen die Ausbreitung mit mathematischen Funktionen ohne genaue Betrachtung des Ausbreitungsprozesses dar, wobei die statistisch bestangepasste Funktion ausgewählt wird (Trakhtenbrot et al. 2005). Die Darstellung der Distanzverteilung ist besser als bei mechanistischen Modellen, sie schätzen jedoch den Rückgang der Häufigkeit von

Ausbreitungsereignissen mit zunehmender Entfernung als monoton fallend ein. Mechanistische Modelle dagegen schätzen eine bimodale Verbreitung von Kurz- und Fernausbreitungsdistanz (Nathan et al. 2002). Ein weiterer Vorteil der mechanistischen Modelle ist, dass deren Parameter im Sinne der Prozesse, die die Ausbreitung steuern, interpretiert werden können (Schurr et al. 2008), da sie direkt die Pflanzen- bzw. Diasporeneigenschaften (Fallhöhe, Sinkgeschwindigkeit) und mikrometeorologische Aspekte (horizontale Windgeschwindigkeiten, Turbulenzen) (Nuttle & Haefner 2005) in die Modellierung mit einbeziehen und somit gut auf Samendichteschwankungen reagieren können. Sie sind jedoch kompliziert aufgebaut und nur schwer zu parametrisieren (Nathan & Muller-Landau 2000) und benötigen eine computerintensive Simulation. Für die phänomenologischen Modelle wird deren Begrenzung in der Abschätzung der Fernausbreitung als kritisch angesehen, da eine Extrapolation über die beobachteten Daten hinaus als fragwürdig betrachtet wird (Nathan et al. 2002). Dennoch eignen sie sich aufgrund ihrer Einfachheit gut, um in Populationsmodellen die Ausbreitung von invasiven oder einheimischen Arten zu quantifizieren (Katul et al. 2005). Für Aussagen über mögliche Ausbreitungsdistanzen im Rahmen von Managementeinschätzungen ist der phänomenologische Ansatz adäquat.

Innerhalb der phänomenologischen Modelle gibt es unterschiedliche mathematische Ansätze die Ausbreitungskurve der Diasporen funktional wiederzugeben. In der vorliegenden Untersuchung wurde eine Log-Normalfunktion verwendet, da diese bereits in anderen Untersuchungen an Esche gute Ergebnisse erzielt hat (Greene & Johnson 1989; Wagner 1997; Stoyan & Wagner 2001; Wagner et al. 2004) und davon auszugehen ist, dass der Diasporenregen proportional einer Log-Normalverteilung ist, da die horizontale Windgeschwindigkeit log-normalverteilt ist (Sato & Hiura 1998). Aufgrund der allgemeinen Diasporenausbreitungseigenschaften von Eschen wurde ebenso für die Modellierung der Diasporenausbreitung bei *Fraxinus pennsylvanica* ein Null-bei-Null-Modell gewählt.

Um in Modellansätzen mit Werten zum Fruchtbehang arbeiten zu können, sind Informationen über die Anzahl an Samen pro Baum sehr wesentlich. Für die Schätzung des Fruchtbehangs der Rot-Esche, die als Grundannahme in das Modellierungsprogramm eingegeben werden muss, wurde auf Angaben aus der Literatur zurückgegriffen und keine eigenen Zählungen an Einzelbäumen durchgeführt. Die visuelle Einschätzung der Fruktifikation diente nur einer groben verbalen Klassifizierung des Samenbehangs, lieferte aber keine spezifischen Zahlenangaben. Dennoch ist die visuelle Methode zur Einschätzung des Samenbehangs eine recht praktikable Methode, wie auch von Grisez (1975) beschrieben. Grisez (1975) verwendete jedoch eine andere Art der Klasseneinteilung und schätzte den Samenbehang anhand von aus der Krone entnommenen Einzelzweigen. Für seine Schätzung verwendete Grisez bei *Fraxinus americana* nur weibliche Bäume. Dies wurde in der vorliegenden Untersuchung identisch gehandhabt. Ein Nachteil der visuellen Methode ist, dass keine Absolutwerte über den Samenbehang geschätzt werden können. Außerdem können dabei leicht Fruchtstände durch Überlappung oder durch Verdeckung durch das Kronenblattwerk übersehen werden. In den vorliegenden Untersuchungen erfolgte keine Unterscheidung nach Mastjahren, obwohl die Rot-Esche laut Boerner & Brinkmann (1996) in einzelnen Jahren eine extrem hohe Samenproduktion zeigen kann (Masting behavior), was

nach Angaben von Prasad et al. (2007) aller drei bis fünf Jahre ein Mastjahr wahrscheinlich macht. Sutherland et al. (2000) geben an, dass fruktifizierende Rot-Eschen aller fünf oder mehr Jahre einen guten Samenbehang haben. Bonner (1974), Wright (1959) und auch Gucker (2005) dagegen schreiben von einer jährlichen Fruktifikation der weiblichen Bäume. Die zeitliche Beschränkung der eigenen Studien ließ an dieser Stelle keine Überprüfung für das Verhalten im Untersuchungsgebiet zu.

Für die Beziehung BHD und Fruktifikation wurde an anderer Stelle schon mehrfach ein positiver Zusammenhang nachgewiesen (Greene et al. 2004). Diesen Ansatz verfolgte auch Kaproth (2008) und zeigte bei *Ailanthus altissima* mit $r^2 = 0{,}571$ einen straffen Zusammenhang zwischen BHD und geschätzter Fruchtmenge. Der Vitalitätszustand von Pflanzen und damit auch die Fähigkeit, Blüten und Früchte zu bilden, hängen von den Wachstumsbedingungen im jeweiligen Jahr ab. Daher ist dieser allometrische Zusammenhang als nicht streng zu betrachten (Sato & Hiura 1998). Die Fähigkeit der generativen Vermehrung nimmt im Laufe des Alterungsprozesses ab (Rabotnov 1995). Aus diesem Grund ist der BHD im höheren Alter nicht mehr als Weiser für die Fruktifikation brauchbar. Die Herleitung dieser allometrischen Beziehungen für *Fraxinus pennsylvanica* zeigte, dass der BHD mit dem Fruchtbehang gut korreliert ist und daher mit Angaben zu Bestandesstruktur, Alter und Vitalität ein nützlicher Weiser für diese ist. Die Unterschiede im Zusammenhang zwischen BHD und Fruktifikation zwischen den beiden erfassten Jahren 2006 und 2008 lassen sich möglicherweise auf unterschiedlich starke Fruktifikationsjahre oder auf Ungenauigkeiten der visuellen Ansprache der Fruktifikationsklasse zurückführen.

Für eine konkrete Angabe zum Samenfall dienten die Diasporenfänge. Dies ist eine übliche Methode zur Schätzung der Samenproduktion (Cottrell 2004). Auf der Grundlage einer guten räumlichen Verteilung der Fallen und der Verschneidung der erhobenen Daten mit Ausbreitungsmodellen ergeben sich Ergebnisse mit praktischer Relevanz (Stoyan & Wagner 2001). Dabei beeinflusst das Aufstellungsmuster der Diasporenfallen die Modellgenauigkeit. Die Dichte der Fallen (80 Stück in acht Himmelsrichtungen) war im Vergleich zu anderen Untersuchungen an Gemeiner Esche (Wagner et al. 2004: 66 bzw. 53 Fallen) vergleichsweise hoch und ermöglicht so eine präzise Schätzung des Diasporenregens.

Modellierung – Schätzung der Fruktifikation

Innerhalb der eigenen Untersuchungen wurden keine exakten Erfassungen zur Anzahl von Samen pro fruktifizierender Rot-Esche durchgeführt. Da der Focus dieser Arbeit auf brauchbare Richtgrößen für ein Managementkonzept gelegt wurde, wurde dieses Zählverfahren auch aus Zeitgründen nicht in die Untersuchungsmethode integriert. Die Modellschätzungen mit WaldStat ermittelten Samenmengen von 220 000 bis 280 000 Samen pro Baum bei einem BHD von 0,39 m. Im Vergleich zu den Angaben von Clausen (1979) schätzte das Modell vier bis fünf Mal so viele Samen pro Baum, wobei in der erwähnten Quelle keine Angabe zur Schätzmethode der Samenproduktion gemacht wird.

Die aus den Einzelbaummodellierungen berechneten mittleren Samendichten pro m² von 10,3 bzw. 17,4 Samen/m² liegen etwa um das Vier- bis Sechsfache niedriger als die Angaben von McEuen & Curran (2004). Die Angaben von McEuen & Curran sind jedoch keine Einzelbaumwerte, sondern Ergebnisse aus Diasporenfängen von untersuchten Flächen mit

einer jährlichen Samenproduktion ≥ 2,0 Samen/m². In ihrer Veröffentlichung aus 2004 geben sie zusätzlich für *Fraxinus pennsylvanica* eine jährliche Samenproduktion von 24,0 Samen/cm² der BHD-Grundfläche an. Die Maximalwerte der eigenen Berechnungen für einen Einzelbaum von 91,0 bis 186,0 Samen/m² liegen in der Samendichte pro Fläche weit darüber ebenso wie die aus den Diasporenfängen der Untersuchungsfläche ermittelte mittlere Samendichte pro m² von 233,8 Samen. Bei Erhebungen zur Ausbreitung von *Fraxinus excelsior* von Wagner (1997) betrug die mittlere Samendichte für einen Einzelbaum 10,8 Samen/m², wobei die Maximalwerte in einer Entfernung von 15 m vom Mutterbaum bei 25,5 Samen/m² lagen. Im Vergleich zu diesen Daten erreicht die Rot-Esche deutlich höhere Maximaldichten. Die Untersuchungen von Tal (2007) im Leipziger Auwald (Sachsen) brachten Ergebnisse zur Blühintensität und Fruktifikation einiger einheimischer Baumarten. *Fraxinus excelsior* war unter den untersuchten Arten die Art mit dem regelmäßigsten und höchsten Samenertrag. *Tilia cordata* erreichte nur in Jahren mit maximaler Blühintensität einen annähernd großen Ertrag. Da Samendichten einzelner Arten auf der Waldbodenfläche abhängig sind vom Alter, dem BHD des Einzelbaumes bzw. der Samenbäume sowie vom Samenjahr selbst, sollten die hier vorgestellten Werte nicht als absolut betrachtet werden, sondern eine Einordnung und einen Vergleich der ermittelten Samenproduktion von *Fraxinus pennsylvanica* zu anderen publizierten Werten dieser Art bzw. zu Angaben einheimischer Baumarten ermöglichen.

Die geschätzten und berechneten Werte aus den eigenen Untersuchungen werden in Tabelle 4.9 weiteren Angaben aus anderen Untersuchungen zur Fruktifikation von *Fraxinus pennsylvanica* und *F. excelsior* gegenübergestellt.

Tab. 4.9: Vergleich der Ergebnisse eigener Untersuchungen zur Samenproduktion mit Literaturangaben.

Art	Angabe für Samenproduktion	Quelle
Fraxinus pennsylvanica	220 000 – 280 000 Samen/Baum	Eigene Untersuchung
Fraxinus pennsylvanica	10,3 – 17,4 Samen/m²/Jahr (Einzelbaum!)	Eigene Untersuchung
Fraxinus pennsylvanica	25 000 – 50 000 Samen/Baum	Clausen (1979)
Fraxinus pennsylvanica	60 Samen/m²/Jahr	McEuen & Curran (2004)
Fraxinus pennsylvanica	24 Samen/cm²-Grundfläche	McEuen & Curran (2004)
Fraxinus excelsior	80 000 – 447 000 Samen/Baum [isotrop]	Wagner et al. (2004)
Fraxinus excelsior	42 000 – 391 000 Samen/Baum [anisotrop]	Wagner et al. (2004)
Fraxinus excelsior	1 – 1,5 Mio. Samen/ha/Jahr	Tal (2007)
Fraxinus excelsior	100 000Samen/Baum ; 0 – 1500 Samen/m²	Harmer (1995)
Fraxinus excelsior	300 – 80 000 Samen/Baum	Popadyuk et al. (1995)
Fraxinus excelsior	140 000 Samen/Baum; 10 kg/Baum	Marigo et al. (2000)

Generell kann die produzierte Samenmenge zum limitierenden Faktor bei der Regeneration werden. Bei der ungerichteten anemochoren Ausbreitung der Diasporen ist eine hohe Diasporenmenge vorteilhaft, da diese die Wahrscheinlichkeit erhöht, dass geeignete Schutzstellen zur Keimung[42] der Samen tatsächlich erreicht werden. Generell ist *Fraxinus pennsylvanica* eine Baumart mit hoher Diasporenproduktion[43], produziert im Vergleich zu *Fraxinus excelsior* jedoch jährlich geringere Samenmenge pro Baum (Angaben von Wagner

[42] Konkretere Ausführungen dazu siehe Kapitel 5.
[43] Ein direkter Vergleich zur Diasporenproduktion anderer einheimischer Hartlaubhölzer folgt in Kapitel 7.

et al. 2004; Tal 2007). Ausgehend von der oben diskutierten Diasporendichte erscheint die Rot-Esche als eine Baumart, die sich gut anemochor ausbreiten kann.

Modellierung – Ausbreitungsentfernung und -richtung

Bei anemochorer Diasporenausbreitung wird die Ausbreitungsentfernung von mehreren Faktoren beeinflusst. Nicht alle konnten gesondert untersucht werden und werden demzufolge hier nicht einzeln diskutiert. Zu nennen sei das Diasporengewicht, die Diasporengröße, die Diasporenmorphologie (Bautyp), die Wuchshöhe der Pflanze, der Ausstreuzeitpunkt, die Ausstreudauer, der Ausstreuwinkel, die Anzahl produzierter Diasporen, die Sinkgeschwindigkeit der Diasporen, der Abtrennwiderstand der Diasporen von der Mutterpflanze, die Windgeschwindigkeit, die Windrichtung, die Luftfeuchtigkeit sowie die umgebende Vegetation bzw. Topographie.

Allgemein wird, gerade für Modellansätze, zwischen mittlerer Ausbreitungsentfernung (MDD) und Fernausbreitung (LDD) unterschieden. Obwohl Fernausbreitungsereignisse eher selten auftreten (Nathan 2006), haben diese eine weit höhere Bedeutung für Genfluss und Populationsdynamik als mittlere Ausbreitungsentfernungen (Trakhtenbrot et al. 2005; Nathan 2006; Bohrer et al. 2008). Die Bedeutung von LDD hat vor allem vor dem Hintergrund von Klimaerwärmung, der Einschätzung von Sukzessionen auf Störungsflächen, der Ausbreitung von genveränderten Organismen und gebietsfremden Arten sowie der verstärkten Fragmentierung von Lebensräumen auch im Naturschutz an Bedeutung gewonnen (Bohrer et al. 2008; Nathan et al. 2008). Trakhtenbrot et al. (2005) unterscheiden zwischen exzessiven LDD von gebietsfremden Arten und ungenügendem LDD von einheimischen Arten. Auch für die Umsetzung von Artenschutzprogrammen und Managementplänen bei bedrohten Arten bzw. deren Wiedereinbringung spielt LDD eine wesentliche Rolle. Je größer die Fragmentierung der Landschaft, umso wichtiger ist LDD für die Verbindung der Populationen untereinander. LDD bestimmt stärker über das regionale Überleben von Pflanzen als MDD (Soons & Ozinga 2005). Obwohl LDD abhängig ist von der Effektivität des Ausbreitungsvektors, ist die maximale Ausbreitungsentfernung von gebietsfremden Arten ein wichtiger Parameter für die Ausbreitungsgeschwindigkeit im neuen Gebiet (Cannas et al. 2003). Im Falle von anemochorer Ausbreitung der Samen spielt die Topographie der Landschaft, thermische Aufwinde und auch vertikale Turbulenzen eine große Rolle für die Größe von LDD (Tackenberg 2001). Für das isotrope Modell kann nach der aufgestellten Definition für Fernausbreitung ab Distanzen > 100 m mit einer LDD = 60 m nicht von echter Fernausbreitung ausgegangen werden. Eine Fernausbreitung der Samen von *Fraxinus pennsylvanica* erfolgt nach der Definition nur unter gerichteter Windausbreitung und erreicht Distanzen von 150 m (siehe Tabelle 4.4).

In der Literatur wird die Ausbreitungsentfernung für die Gattung Esche mit mehr als 100 m angegeben (Wright 1965; Sutherland et al. 2000). Ridley (1990) führt für die Gemeine Esche eine Ausbreitungsentfernung von 134 m an. Verschiedene Untersuchungen beziffern die MDD für Esche zwischen 52 m und 180 m (Wagner 1997; Wagner et al. 2004; McEuen & Curran 2004). Die berechneten Werte der Ausbreitungsentfernung für *Fraxinus pennsylvanica* in der vorliegenden Untersuchung sind demzufolge vergleichbar mit möglichen Ausbreitungsentfernungen der Gemeinen Esche. Die Samen der im Hartholzauenwald

einheimischen Winter-Linde sowie der Flatter-Ulme erreichen dagegen deutlich geringere MDD zwischen 8,6 und 17 m (Küßner & Wagner 2002; siehe dazu auch Tabelle 7.2). Ergebnisse zur Ausbreitungsentfernung der Rot-Esche erbrachten die Untersuchungen von Johnson (1988). Er untersuchte die Ausbreitungsfähigkeit anhand der Anzahl von Sämlingen in Abhängigkeit von der Entfernung zum Samenbaum und gibt für den signifikanten Rückgang der Dichte eine Entfernung von 99 m an. Bohrer et al. (2008) modellierten zur Fallgeschwindigkeit von *Fraxinus pennsylvanica* mit 1,43 m/s unterschiedliche Ausbreitungsentfernungen in Abhängigkeit von der Samenfallausgangshöhe. Die Mittelwerte lagen zwischen 6,13 (Fallhöhe 18 m) und 21,27 m (Fallhöhe 39 m) und die Entfernungen für die 0,01 % Samen, die am weitesten geflogen sind, zwischen 16,4 und 981 m. Damit sind die geschätzten Fernausbreitungsdistanzen von Bohrer et al. extrem unterschiedlich und unterscheiden sich logischerweise auch enorm von den in der vorliegenden Untersuchung mit WaldStat errechneten Distanzen für die 5 % der am weitesten ausgestreuten Samen aufgrund der unterschiedlichen Bezugsgröße. Bei einer Berechnung der Ausbreitungsentfernung mit WaldStat von 0,01 % der von *Fraxinus pennsylvanica* ausgestreuten Samen wurden 850 m ermittelt, was den Werten von Bohrer et al. sehr nahe kommt. Aus den in der Modellbeschreibung unter 4.2.1 genannten Gründen wurde in der vorliegenden Untersuchung jedoch auf die Berechnung dieser extremen Ausbreitungsdistanzen verzichtet. Thompson & Katul (2008) geben modellierte Ausbreitungsgeschwindigkeiten[44] für *Fraxinus pennsylvanica* für die nacheiszeitliche Wiederbewaldung mit dem logistischen WALD-Modell zwischen den Landschaften Wald und Offenland im Mittel mit 111 m/Jahr (69-170 m/Jahr) und zwischen Wald und Wald mit 133 m/Jahr (121-195 m/Jahr) an. Diese Angaben können durchaus hilfreich sein, das Ausbreitungsverhalten mit den von WaldStat berechneten Ausbreitungsentfernungen einzuschätzen. Die mit WaldStat, vor allem für den anisotropen Fall, geschätzten Fernausbreitungsdistanzen kommen den Angaben von Thompson & Katul (2008) recht nahe. Für eine Prognose der Wanderungsgeschwindigkeit sind die Angaben aus WaldStat allein jedoch nicht geeignet, da die ausgebreiteten Diasporen erst zum adulten Mutterbaum heranwachsen und selbst wieder fruktifizieren müssen, um die Ausbreitung voranzutreiben. Schaffrath (2001) erwähnt in seinen Untersuchungen zum Vorkommen der Rot-Esche in der Oderaue (Brandenburg) ein Auftreten von Naturverjüngung im Umkreis von 100-150 m um offensichtlich alte Anbauten. Die Schätzung des WaldStat-Modells zur Fernausbreitungsdistanz der Rot-Esche ist demnach von hoher Güte und ordnet sich in Angaben aus anderen Literaturquellen sehr gut ein. Daher ist es möglich, die geschätzten Ausbreitungsentfernungen für die Planung innerhalb von Managementkonzepten zu verwenden.

Die durch die Modellierung berechneten Ausbreitungsdistanzen gelten für Bestandessituationen und sind vor dem Hintergrund der Veränderlichkeit der Ausbreitungsdistanz unter dem Einfluss der aufgeführten Faktoren als kritisch zu betrachten. Da die Ausbreitungsentfernung maßgeblich durch die Windgeschwindigkeit bestimmt wird, ist davon auszugehen, dass unter Waldrand- bzw. Freilandbedingungen weitere als die berechneten Ausbreitungsdistanzen erreicht werden. Bei einer Ausbreitung durch mehrere

[44] In Thompson & Katul (2008) als wave speed bezeichnet. Damit ist die Geschwindigkeit der Wanderungswellenfront der sich ausbreitenden Biomasse gemeint.

Ausbreitungsvektoren kann eine Art ganz unterschiedliche Ausbreitungsmuster aufweisen. Die primären Ausbreitungsmuster, die mit Hilfe einer Ausbreitungskurve dargestellt werden können, werden durch sekundäre und tertiäre Ausbreitungsprozesse erheblich modifiziert (Bonn & Poschlod 1998, S. 25). Mit zunehmender Ausbreitungsentfernung spielen dabei zufällige Ausbreitungsprozesse eine größere Rolle. Aufgrund der Veränderung primärer Ausbreitungsmuster durch sekundäre Ausbreitungsprozesse muss geschlossen werden, dass die aus der Modellierung errechnete Ausbreitungsdistanz nur ein Näherungswert ist. Verschiedenste Faktoren, auch solche zufälliger Natur, können die Lage des Ausbreitungsmaximums, die Steilheit des Kurvenabfalls mit zunehmender Entfernung von der Mutterpflanze sowie den Verlauf des Endes („tails“) beeinflussen und erheblich verändern (Portnoy & Willson 1993; Johnson 1988). Dennoch bieten die mit WaldStat geschätzten Ausbreitungsdistanzen eine gute Möglichkeit Managementmaßnahmen genauer zu planen und eine weitere Etablierung von *Fraxinus pennsylvanica* zu verlangsamen. Diese Umsetzung wird in Kapitel 7 genauer erläutert.

Allgemein kann davon ausgegangen werden, dass in einem Radius von 50 m um den fruktifizierenden Einzelbaum die Samendichte ausreichend ist, um von guten Bedingungen zur Etablierung der Verjüngung sprechen zu können. Abgesehen von der Samendichte ist die Verjüngungsetablierung von dem Vorhandensein von so genannten ‚safe sites’ (Harper 1977) noch deutlicher abhängig. Vertiefend wird auf Keimlings- und Verjüngungsetablierung in den Kapiteln 5 und 6 eingegangen.

Signifikant ist in den vorliegenden Ergebnissen die Abhängigkeit der anemochoren Samenausbreitung von der Windrichtung. Das Ablösen der Diasporen von *Fraxinus pennsylvanica* erfolgt im Herbst und bis in den Winter hinein. Eine Ausbreitung der Samen nach dem herbstlichen Laubfall erleichtert somit den Zutritt des Windes. Dadurch können die Diasporen mit höherer Windgeschwindigkeit ausgebreitet werden. Die Ausbreitung im Herbst und Winter hat ebenso den Vorteil, dass die Anzahl an Prädatoren geringer ist. Die Mehrzahl der Samen der Rot-Esche (88 %) im Untersuchungszeitraum fiel im Oktober 2006 und Anfang November 2006 in die Fallen. An einzelnen Tagen im Oktober und Anfang November 2006 gab es einige Windereignisse mit höheren Windgeschwindigkeiten (~ 15-30 km/h) bei einer Windrichtung von 240-270°. Dies hatte Einfluss auf das Ablösen der Samen und die Samenverteilung in den Diasporenfängen. Die Ablöserate von Früchten ist sowohl endogen als exogen bestimmt (Greene & Johnson 1992; Kohlermann 1950). Die endogene Komponente bestimmt die Ablösewiderstände einzelner Früchte. Je nach Baumart werden diese Widerstände entweder zeitlich sehr kurzfristig verringert, so dass alle Früchte etwa gleichzeitig abgelöst werden oder auch sehr stark gestaffelt, so dass sich lange Ablöseperioden ergeben (*Fraxinus excelsior* über 200 Tage). Die exogene Komponente bewirkt, dass bei höheren Windgeschwindigkeiten mehr Samen abgelöst werden als bei geringeren Geschwindigkeiten (Wagner 1997). Dies zeigte sich im Untersuchungszeitraum auch für *Fraxinus pennsylvanica*, da bereits bei den ersten herbstlichen Windereignissen mit höheren Windgeschwindigkeiten der Großteil der Diasporen abgelöst wurde. Da WaldStat das Modell aufgrund der Fangergebnisse berechnet, wirkt sich dies auch auf die Ausbreitungsrichtung aus. Dies erklärt den Knick zwischen Windrichtung und Ausbreitungsrichtung in Abbildung 4.10 mit ungewichteten Winddaten. Dem zu Folge muss

für die Berechnung des Windvektors auch der Zeitraum mit höheren Windgeschwindigkeiten und höherer Samenablöserate verstärkt einfließen. Für diese Berechnung wurde eine Wichtung der Daten vorgenommen. Die Wichtungsfaktoren sind analog des prozentualen Samenfalls erstellt worden (siehe Tabelle 4.2). Die dabei errechnete gewichtete Hauptwindrichtung beträgt 232,4° und zeigt einen sehr guten Zusammenhang zu den Werten der Samenausbreitung.

4.4.2 Hydrochore Diasporenausbreitung

Durch abfließendes (Fließgewässer) oder nur zeitweise fließendes Wasser (Flutrinnen) besteht die Möglichkeit der sekundären Ausbreitung der Samen (Horsch 2001). Der Schwimmversuch wurde, wie in der Methodik beschrieben, mit destilliertem Wasser durchgeführt. Destilliertes Wasser hat andere Eigenschaften als Freilandwasser, da diesem im Wasser gelöste Zusatzstoffe fehlen. Auf einen Versuch unter Freilandbedingungen musste aus Zeitgründen verzichtet werden. Die Untersuchung blieb auf die Methode mit destilliertem Wasser beschränkt, da somit unbekannte Einflussfaktoren aus dem Freilandwasser (Inhaltsstoffe, die das Schwimmverhalten verändern) unberücksichtigt bleiben konnten und sich der Versuch eindeutig reproduzieren lässt. Die Durchführung des Versuches mit destilliertem Wasser ermöglicht gute Vergleiche zu anderen methodisch identisch durchgeführten Versuchen zur Schwimmfähigkeit von Diasporen (Horsch 2001; Broek et al. 2005). Ikeda & Itoh (2001) haben Schwimmversuche sowohl in destilliertem Wasser als auch in Flusswasser durchgeführt, und damit gezeigt, dass die Zugabe anderer Stoffe die Oberflächenspannung des Wassers verändert und damit auch das Schwimmverhalten der Samen. Es ist zu vermuten, dass die Samen von *Fraxinus pennsylvanica* und *Fraxinus excelsior* in Freilandwasser ebenso ein anderes, tendenziell ein schlechteres, Schwimmverhalten aufweisen. Dies zu untersuchen bleibt offen.

Kritisch anzumerken ist, dass der Schwimmversuch nach einer Woche beendet wurde, obwohl noch nicht alle Samen von *Fraxinus pennsylvanica* untergegangen waren. Es wurde jedoch vermutet, dass die zu diesem Zeitpunkt noch schwimmenden Samen Hohlkörner waren und aufgrund ihrer Leichtigkeit noch auf der Wasseroberfläche schwammen. Das Prüfen der Samen erfolgte im Vorfeld des Versuches nur durch Abtasten der Samen und optischem Prüfen der Unversehrtheit (kein Befall durch Insekten oder Pilze). Ein Wiegen der Samen zu Beginn des Versuches hätte deutlich werden lassen können, ob Hohlkörner vorliegen.

Durch den Schwimmversuch konnte bestätigt werden, dass sowohl die Samen der Rot-Esche als auch der Gemeinen Esche schwimmfähig sind und durch Wasser ausgebreitet werden können. Den Nachweis der hydrochoren Samenausbreitung bei *Fraxinus pennsylvanica* brachte bereits Wilson (1980). Wilson macht für diese Baumart Angaben zu Diasporenmengen/103 m³ Wasser[45] von 0 bis < 1. Diese Angabe bezieht sich auf Minimal- und Maximalwerte der in verschiedenen Wässerungskanälen ermittelten Diasporenmenge. Bei der Art der Hydrochorie erwähnt Wilson für *Fraxinus pennsylvanica*, dass die Samen nur teilweise nautochor, d.h. im Transport an der Wasseroberfläche, ausgebreitet werden. Der Rest der Samen wurde bythissochor, unter der Wasseroberfläche, transportiert. Den Nachweis

[45] Entsprechend einer in den USA standardisierten Einheit für Wässerwasser von 1 acre inch Wasser.

der Hydrochorie für Rot-Esche erbrachte neben Schneider & Sharitz (1988) auch Middleton (2000), welche Untersuchungen zur Ausbreitung durch Wasser, zur Samenbank und zur Verjüngungsdynamik verschiedener Arten im Auenwald Buttonland Swamp (Illinois, USA) durchgeführt hat. Auch Schaffrath (2001) erwähnt ein nicht näher erläutertes und nicht statistisch abgesichertes Experiment unter Zimmerbedingungen zum Schwimmverhalten von Samen der Rot-Esche. Dabei konnten sich trockene auf die Wasseroberfläche aufgelegte Samen der Rot-Esche zwei bis zehn Tage dort halten, ehe sie absanken. Der eigene Versuch zur Schwimmfähigkeit der Samen der Rot-Esche wurde unter Laborbedingungen durchgeführt und erbrachte für die Schwimmdauer der Samen ähnliche Werte wie bei Schaffrath (2001). Weitere Literaturquellen zu Angaben der Schwimmdauer von *Fraxinus pennsylvanica*-Samen konnten nicht gefunden werden. Um die Ergebnisse zu prüfen, wären daher wiederholende Untersuchungen notwendig. Laut Praeger (1913) sind die Samen von *Fraxinus excelsior* drei Tage lang schwimmfähig. Im Vergleich zu den eigenen Ergebnissen ist die von Praeger genannte Schwimmdauer erheblich länger. Es ist allerdings nicht bekannt, ob der Versuch von Praeger in stillem oder in bewegtem Wasser durchgeführt wurde. Daher können die Ergebnisse nicht direkt mit den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung verglichen werden.

Die tatsächliche Schwimmfähigkeit unter natürlichen Bedingungen dürfte, wie bereits erwähnt, kürzer sein als die Ergebnisse im Laborexperiment erbracht haben, da Störeinflüsse wie starke Wellenbewegungen oder Regen die Schwimmfähigkeit mindern. Im Vergleich zu anderen Arten ist eine Schwimmdauer von zwei Tagen (bzw. maximal 3,3 Tagen), wie sie der Rot-Esche eigen ist, nicht als lang einzuordnen (Bonn & Poschlod 1998, S. 60f.). Bei Andersson et al. (2000) finden sich Angaben zu den einheimischen Baumarten *Betula pendula* (235 Tage), *Picea abies* (> 7 Tage) und *Pinus sylvestris* (15 Tage), bei denen die Schwimmdauer der Samen deutlich über der der Rot-Esche liegt, obwohl diese Arten keine Auenwaldbaumarten sind. *Ailanthus altissima*, auch eine gebietsfremde Baumart in Deutschland, kann 20 Tage schwimmfähig bleiben (im Versuch 81 % der Samen; Kowarik & Säumel 2008). Wie bereits erwähnt, können die Samen der Rot-Esche auch noch unter der Wasseroberfläche transportiert werden. Dennoch ermöglicht der zusätzliche Transport von Samen über Wasser eine höhere Etablierungschance, da die Schwimmfähigkeit als eine Förderung der Wasserausbreitung angesehen wird (Broek et al. 2005). Hydrochorie ist ein wichtiger Faktor der Pflanzenausbreitung in Fließgewässerökosystemen und erhöht dort wesentlich den Artenreichtum (Jansson et al. 2005). Eine hohe Schwimmfähigkeit gibt der Art eine bessere Ausbreitungsfähigkeit über weite Entfernungen (hohes Fernausbreitungspotenzial) (Ruaux et al. 2009). Die Untersuchungen von Danvind & Nilsson (1997) dagegen haben gezeigt, dass die Entfernung zum Auskeimungsort des Samens keinen Zusammenhang zu der Schwimmdauer des Samens hat. Demzufolge muss nicht zwangsläufig eine hohe Schwimmdauer auch eine gute Fernausbreitung bedeuten. Ebenso schildern Leyer & Pross (2009) und Katenhusen (2001), dass die Schwimmfähigkeit der Samen nicht das bestimmende Kriterium bei der Ausbreitung von Pflanzen in Flussauen ist. Die Länge der Schwimmfähigkeit der Samen ist kein entscheidender Faktor für die Vegetationsstruktur entlang von unverbauten, naturnahen Fließgewässern (Andersson et al. 2000).

Gerade durch Wasser kann die Ausbreitung von gebietsfremden Arten gefördert werden. Ein Beispiel für eine rasche Ausbreitung, die vor allem auf Hydrochorie zurückgeht, ist die Etablierung von *Fraxinus ornus* in Süd-Frankreich (Thébaud & Debussche 1991). Hier wurden durchschnittliche Ausbreitungsentfernungen von 970 m/Jahr erreicht. Dies wäre mit Windausbreitung nicht möglich (siehe auch Kapitel 3). Kremer & Čavlović (2005) gehen davon aus, dass für die Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* im Bereich der Donau-Auen in Kroatien im Wesentlichen die hydrochore Ausbreitung von Samen während Überflutungsereignissen die Ursache ist. Schaffrath (2001) erwähnt bei seinen Ausführungen zum Vorkommen der Rot-Esche in der Oderaue (Brandenburg), dass entlang von Wasserläufen (z.B. Oder, Oder-Spree-Kanal) Naturverjüngung auch viele Kilometer entfernt von bekannten alten Anbauten auftrat. Dies ließe auf Wasserausbreitung der Samen schließen, da diese Ausbreitungsentfernung durch Wind allein nicht möglich gewesen wäre und die nahen Flussläufe sich für die hydrochore Ausbreitung anbieten. Die auf Grundlage der Schwimmfähigkeit der Samen der Rot-Esche und der Fließgeschwindigkeit der Elbe mögliche Ausbreitungsentfernung von ca. 194 km zeigt, welches Potential in der Ausbreitung über Wasser steckt. Hier werden bedeutend weitere Entfernungen überwunden als durch anemochore Ausbreitung. Inwiefern auch ein Transport von Stammfragmenten und damit die vegetative Vermehrung durch Wasser beeinflusst bzw. verbreitet wird, wurde in der vorliegenden Arbeit nicht untersucht. Die Fähigkeit zur Hydrochorie ist jedoch nicht gleichbedeutend mit der Häufigkeit der entsprechenden Art an Gewässernähe (Schmitz 2002). Bei der Ausbreitung der Art spielen noch weitere Faktoren wie zum Beispiel die Lagerungsfähigkeit der Samen im/unter Wasser oder die Fähigkeit zum Aufbau einer Diasporenbank im Substrat oder die Keimungsansprüche eine entscheidende Rolle. Zur Klärung dieser Fragen wurden ebenso Untersuchungen durchgeführt, die in Kapitel 5 eingehend beleuchtet werden.

4.5 Zusammenfassung

Die Ergebnisse zur Diasporenausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* kennzeichnen die Baumart mit guten Anpassungen sowohl zur anemochoren und als auch zur hydrochoren Ausbreitung der Samen sowie einem hohen Potenzial zur Fernausbreitung. Die Fallgeschwindigkeit der Samen von *Fraxinus pennsylvanica* ist signifikant langsamer als die Fallgeschwindigkeit der Samen der einheimischen *Fraxinus excelsior*. Die Rot-Esche ist eine Baumart mit hoher Diasporenproduktion und möglichen Fernausbreitungsdistanzen von 150 m. Damit überwinden ihre Samen annähernd gleiche Entfernungen wie die Samen der Gemeinen Esche, aber deutlich größere Entfernungen als die Samen der einheimischen Winter-Linde und Flatter-Ulme. Damit kann die zweite These: „Bei der Windausbreitung werden mit vielen Samen weitere Entfernungen als von anderen einheimischen Baumarten des Hartholzauenwaldes zurückgelegt.“ nur bedingt aufrechterhalten werden. Im Falle von Anemochorie werden die höchsten Samendichten in einem Umkreis von 1 bis 30 m um den Mutterbaum abgelagert.

Die Samen der Rot-Esche sind schwimmfähig und daher gut für die Ausbreitung durch Wasser geeignet. Die Halbwertszeit der Schwimmdauer beträgt rund zwei Tage, das ist

viermal so lange wie für die Samen der Gemeinen Esche. Im Vergleich zur anemochoren Ausbreitung können durch Hydrochorie deutlich größere Ausbreitungsentfernungen überwunden werden. Damit kann die aufgestellte These: „Die Samenausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* erfolgt sowohl durch Wind als auch durch Wasser.“ bestätigt werden.

Offen bleiben Untersuchungen in der freien Natur zur hydrochoren Ausbreitung unter natürlichen Bedingungen und zur Etablierung nach der Ausbreitung durch Wasser. Nach den Ergebnissen der Schwimmversuche ist für die Ausbreitung der Samen von *Fraxinus pennsylvanica* Wasser eindeutig ein begünstigender Faktor. Ausführliche Untersuchungen zur Effektivität der Diasporenausbreitung und der Verjüngungsetablierung folgen in den Kapiteln 5 und 6.

5 Untersuchungen zu Keimungsverhalten und Dormanz

5.1 Einleitung

Nach dem Ausbreitungsprozess ist der wichtigste Schritt zu einer erfolgreichen Etablierung[46] die Keimung der Samen. Wenn ein Same keimt, kann eine neue Pflanze aufwachsen. Die Keimung ist vergleichbar mit der Geburt einer Pflanze (Urbanska 1992). Mit diesem Prozess ist der Keimling unabhängig von der Mutterpflanze, es ist der Übergang von der reservestoffabhängigen zur autotrophen Ernährung. Daher ist es ein entscheidender Schritt während der Vermehrung, aber auch eine Phase, die für Samen und Keimling mit vielen Gefahren verbunden ist (z.B. Prädatoren, Pilzbefall) (Akashi 1997; Baskin & Baskin 2001; Gallery et al. 2007; Muller-Landau & Adler 2007). Eine erfolgreiche Keimung hängt davon ab, ob der Same physiologisch keimungsbereit ist und sich zur richtigen Zeit am richtigen Ort befindet.

Die Zeit nach der Samenausbreitung bis zur Keimung verbringen Samen bestimmter Arten in Keimruhe (Dormanz[47]), wobei unter Umständen Phasen ungünstiger Witterung überbrückt werden. Dabei überliegen die Samen im oder auf dem Boden (Diasporenbank[48]) (Thompson 2000). Neben der räumlichen Ausbreitung können Diasporen der inter- bzw. intraspezifischen Konkurrenz somit auch durch den Aufbau einer Diasporenbank entrinnen. Von der Vielzahl an Samen, die durch den Ausbreitungsprozess auf den Boden gelangt sind, gelingt aufgrund von pre- und post-dispersal-Prädation und anderen Mortalitätsfaktoren nur einem kleinen Anteil die Keimung (Bonn & Poschlod 1998). Die Anzahl gekeimter Samen bzw. an Keimlingen ist ein Ausdruck für die Anzahl so genannter ‚safe sites' bzw. „Schutzstellen" (Urbanska 1992, S. 80f.). Als ‚safe site' wird eine Zone verstanden, die dem Samen (a) die notwendigen Stimuli zur Brechung der Dormanz bietet, (b) die geeigneten Bedingungen für den Keimungsprozess selbst zur Verfügung stellt, (c) notwendige Ressourcen wie Wasser und Sauerstoff anbieten kann (Harper 1977), (d) Schutz vor Prädatoren gibt und (e) die eventuell zur Keimung notwendigen Störungen aufweist (Jutila 2001). Diese mikroklimatischen Bedingungen haben wesentlichen Einfluss auf den Erfolg der Keimung. In diesem Zusammenhang spielen auch Nachbarpflanzen eine nicht unbedeutende Rolle, da sie dem Keimling Schutz vor der direkten Sonneneinstrahlung und eine Verbesserung des Bodenwasserhaushaltes ermöglichen (Urbanska 1992, S. 83f.). Trotz gleichzeitiger Konkurrenzsituationen um Wasser und Licht durch den Einfluss von Nachbarpflanzen können diese positiven Effekte durchaus überwiegen. Die Eigenschaften der

[46] Harper (1977) definiert diesen Begriff als diejenige Phase, in der ein Keimling eine photosynthetisch aktive Oberfläche ausgebildet hat und dadurch zu einer von den Reserven der Diaspore unabhängigen Existenz in der Lage ist. Die Verwendung des Begriffes darf nicht verwechselt werden mit dem Etablierungsbegriff nach Urbanska (1992) bzw. der gebräuchlichen Anwendung in der Invasionsbiologie. Siehe dazu auch Ausführungen in der Einleitung auf S. 4.

[47] Dormante Samen keimen trotz Vorhandensein von für die Samen günstigen Keimbedingungen nicht aus. Keimen Samen nicht, wenn die Mindestansprüche für die Keimung nicht erfüllt sind, so spricht man von ruhenden Samen (Quieszenz; Kutschera 1995). Keimruhe wird durch Wasserzugabe aufgehoben. Eine Untergliederung und Klassifizierung der Gesamt-Samen-Dormanz folgt Baskin & Baskin (2001; 2004).

[48] Unter der Diasporenbank versteht man die Gesamtheit lebender Ausbreitungseinheiten einer Art auf oder im Boden.

Schutzstelle müssen dabei für die einzelnen Stadien der Pflanzenentwicklung ganz unterschiedliche Bedingungen aufweisen. Dort, wo ein Same erfolgreich überleben kann, muss nicht gleichzeitig der günstige Platz für die erfolgreiche Keimung desselben sein (Schupp 1995). Begrifflich wird dies durch die Unterscheidung von Schutz- und Keimungsstellen getrennt (Urbanska 1992). Die Ausbreitungseffektivität wird in der Literatur häufig lediglich an der Ausbreitungsdistanz gemessen und dabei werden umfassendere Betrachtungen vernachlässigt (Bonn & Poschlod 1998, S. 30). Nach Green (1983) ist die Ausbreitungseffektivität jedoch von der Ausbreitungsdistanz, über welche die Diasporen verbreitet werden, und der Dichte an Schutzstellen abhängig. Daraus ergibt sich die von ihm aufgestellte Etablierungskurve. Eine Ausbreitung gilt erst dann als erfolgreich, wenn die Samen nicht nur über weite Entfernungen hinweg transportiert wurden, sondern auch die für die Art notwendigen Bedingungen am neuen Standort vorfinden und die Samen erfolgreich keimen.

Das Vorhandensein von Schutzstellen ist eine Voraussetzung für eine erfolgreiche Etablierung. Eine erfolgreiche und effektive Ausbreitung ist nicht allein abhängig vom Ausbreitungsprozess. Ohne Etablierung bleibt eine noch so weite Ausbreitung der Diasporen eine unnötige Verschwendung von Energie, denn relevant wird der Ausbreitungsvorgang erst durch die Etablierung. Eine Art kann an einem Standort fehlen, obwohl Diasporen dorthin ausgebreitet wurden, weil dieser keine Schutzstellen nach den Bedürfnissen der Art aufweist oder weil Diasporen nicht dorthin ausgebreitet wurden, obwohl Schutzstellen vorhanden sind. Schutzstellen sind immer standortsspezifisch und die Standorte haben für die Keimung ökosystemspezifische Risiken. Auf Auenwaldstandorten bedeutet dies vor allem das Risiko durch Überflutungen (Kolka et al. 1998; Küßner 2003) und Störungen wie Übersandung oder Aktivität von Tieren. Middleton (2000) betont, dass bei Gehölzen in Auenwäldern die Keimung nur bei Abwesenheit von Überflutung erfolgen kann und Keimlinge absterben, wenn sie während der Wachstumsphase überflutet werden. Die Überflutungstoleranz nimmt erst zu, wenn die Bäume dem Jungpflanzenstadium entwachsen sind.

In der Literatur zu biologischen Invasionen wird Dormanz und Keimung häufig weniger Beachtung geschenkt als dem eigentlichen Ausbreitungsprozess (Heger 2004). Beides sind jedoch Schlüsselprozesse, in denen sich der gebietsfremden Art, genauso wie den einheimischen Arten, essentielle Probleme wie Prädatoren, Konkurrenten, Pathogene oder ungünstige Faktoren zur Brechung der Dormanz stellen. Eine erfolgreiche Ausbreitung und Etablierung des Neophyten ist abhängig von erfolgreicher Keimung und dem Überleben der Keimlinge.

Dass die Samen von *Fraxinus pennsylvanica* sowohl anemochor als auch hydrochor über unterschiedlich weite Strecken verbreitet werden können, wurde im vorangehenden Kapitel gezeigt. Dabei blieb die Frage offen, wie effektiv die Ausbreitung über diese beiden Vektoren ist. Wasser dient nicht nur als Transportmedium, sondern hat ebenso Einfluss auf die Keimfähigkeit der Samen (Baskin & Baskin 2001). Wasser bietet zugleich eine wichtige Voraussetzung für die Keimung, kann aber genauso durch Überstauung (anaerobes Milieu) negative Auswirkungen auf die Lebensfähigkeit der Samen haben. Die Veränderung der Keimfähigkeit hat wiederum eine Veränderung der Etablierungschancen nach dem Wassertransport zur Folge. Damit Hydrochorie zu erfolgreicher Ausbreitung, d.h. Keimung

und Etablierung führt, müssen drei Bedingungen erfüllt sein: (a) für die Samen muss Wasser in erreichbarer Nähe zur Verfügung stehen, (b) die Samen müssen während ihres Aufenthaltes im Wasser lebensfähig bleiben und (c) die Samen müssen in geeigneten Schutzstellen (‚safe sites') abgelagert werden können (Kaproth 2008).

Inwiefern diese Bedingungen auch für die neophytischen Vorkommen von *Fraxinus pennsylvanica* an der Mittleren Elbe erfüllt sind und dabei die hydrochore Ausbreitung für den Invasionserfolg ein entscheidender Faktor ist, sollen die im Folgenden dargestellten Untersuchungen genauer klären. Als gebietsfremde Baumart hat die Rot-Esche im Gebiet der Mittleren Elbe nur eine Etablierungschance, wenn ihre Samen unter den gegebenen Bedingungen keimfähig sind und bleiben. Gerade durch die periodischen Überflutungen im Frühjahr, etwa zeitgleich zu Beginn der Keimung der Samen, können diese mehrere Tage Wasser ausgesetzt sein. Welche Folgen hat dies im speziellen für die Samen der Rot-Esche? Welchen Einfluss haben unterschiedlich lang andauernde Überflutungen in den Hartholzauenwäldern auf die Keimfähigkeit der Samen? Gerade für das zukünftige Management der Baumart im Untersuchungsgebiet ist es ebenso wesentlich, ob eine Etablierung der Rot-Esche nach erfolgten Bekämpfungsmaßnahmen durch Auskeimen von Samen aus der Diasporenbank möglich ist. Daher stellen sich auch für diese Baumart Fragen zur Diasporenbank. Kennzeichnet die Samen der Rot-Esche Dormanz? Wie lange können Samen in der Diasporenbank überdauern?

Aus den aufgeführten Fragestellungen heraus wurden folgende Hypothesen aufgestellt:

- Die Samen von *Fraxinus pennsylvanica* kennzeichnet eine hohe Keimfähigkeit.
- Die Keimfähigkeit von *Fraxinus pennsylvanica* wird durch die Lagerung der Samen im Wasser vermindert.
- Die Rot-Esche baut eine langjährige Diasporenbank auf.

Die Untersuchungen zum Keimungsverhalten und zur Dormanz von *Fraxinus pennsylvanica* gliedern sich in drei Teilbereiche. Zum ersten wurden unter Freilandbedingungen aufgelaufene Keimlingsdichten von *Fraxinus pennsylvanica* erfasst, mit dem Ziel die natürliche Keimfähigkeit der Art zu erheben. Dabei wurde ein Teil dieser Fläche als Dauerbeobachtungsfläche ausgewiesen und über mehrere Monate hinweg auf diesen Flächen Keimlingsdichten erhoben. Zusätzlich erfolgte ein Keimungsversuch unter Laborbedingungen. Dabei wurde der Einfluss von unterschiedlicher Lagerungsdauer der Samen in Wasser auf die Keimfähigkeit untersucht. Im dritten Teil wurde ein Vergrabungsversuch angelegt, um zu ermitteln, ob die Samen der Rot-Esche dormant sind und wenn ja, wie lange diese in der Diasporenbank überliegen können.

5.2 Methoden

5.2.1 Erfassung von etablierten Keimlingen (Grauer Steinhau)

Die Beurteilung des Ausbreitungserfolges lässt sich experimentell am leichtesten durch die Erfassung der etablierten Individuen feststellen. Nur so lassen sich ökologische Konsequenzen der Ausbreitungsmuster beurteilen (Portnoy & Willson 1993). Die in der

Untersuchung der Ausbreitungsdistanz (Kapitel 4) mittels Diasporenfallen abgebildeten Ergebnisse können nicht den tatsächlich an einem Standort auftretenden Ausbreitungserfolg widerspiegeln.

Auf der Untersuchungsfläche Grauer Steinhau (identisch der Fläche für das Samenausbreitungsmodell durch Wind; Beschreibung siehe Kapitel 4) wurden Mitte Juli 2007 nach der Samenfangperiode (Herbst 2006 bis Frühjahr 2007) Keimlinge von *Fraxinus pennsylvanica* auf Plots von 1 m² erfasst. Das Erfassungsdesign ist dem der Fallenstandpunkte gleich (Abbildung 5.1). Die Diasporenfallen wurden Anfang April 2007 bereits abgebaut. An jedem ehemaligen Standpunkt einer Diasporenfalle wurden im Abstand von 1 m in östlicher Richtung (die Richtung wurde ausgehend vom Nordtransekt im Uhrzeigersinn fortgesetzt) die quadratischen Plots angelegt. Die Verschiebung von den Fallenstandpunkten weg war notwendig, um eine Fläche mit normalem Diasporenregen zu gewährleisten. Auf den insgesamt 80 Plots wurde die Anzahl an Keimlingen der Rot-Esche aufgenommen. Die Bestimmung der Keimlinge bzw. die Unterscheidung von Keimlingen der Gemeinen Esche erfolgte nach einem Merkmalskatalog von Csapody (1968). Ältere Sämlinge und Jungpflanzen wurden dabei nicht mit berücksichtigt.

Auf der Untersuchungsfläche wurde im Frühjahr 2007 eine Entnahme von Rot-Eschen Altbäumen durchgeführt. Aufgrund dessen ist der Bestand zum Aufnahmezeitpunkt als licht einzustufen. In einzelnen Bereichen trat Bodenverwundung auf.

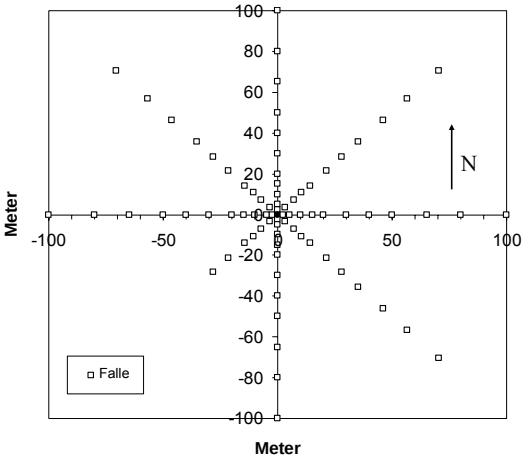


Abb. 5.1: Aufnahmedesign für die 80 Keimungsplots, Versuchsfläche Grauer Steinhau.

Die erfassten Keimlingsdichten wurden mit den durch die Diasporenfallen gefangenen Samendichten verglichen. Die Auswertung der Daten erfolge mittels Korrelationsanalyse. Zusätzlich wurde eine Regressionsanalyse durchgeführt.

Für die Abschätzung des Etablierungserfolges und mögliche Ausbreitungsentfernungen wurden die Daten der Keimlingserfassung analog der Diasporenfangdaten mit WaldStat (Version 7.0) modelliert (Methodik Kapitel 4). Es wurde sowohl mit dem isotropen als auch mit dem anisotropen Ansatz gearbeitet. Neben den Parameterwerten wurden die mittlere Ausbreitungsdistanz (MDD) und die Fernausbreitungsdistanz (LDD) berechnet. Die Modellgüte wurde anhand einer Korrelationsanalyse und mit linearer Regression bestimmt. Zusätzlich wurde ein Vergleich beider Modellansätze durch die Berechnung des AIC vorgenommen.

5.2.2 Dauerbeobachtungsflächen

Auf der Versuchsfläche Grauer Steinhau (siehe Kapitel 4) wurden im Juli 2007 zwei Dauerbeobachtungsflächen zur Erfassung der Keimlingsmortalität angelegt. Die Größe der Aufnahmeflächen betrug 1 m². Fläche 1 befand sich in einem Bereich einer Bestandeslücke und war dadurch günstigen Lichtverhältnissen ausgesetzt. Fläche 2 dagegen befand sich unter der Krone eines Altbaumes und wurde demzufolge beschattet.

Diese beiden Strahlungsvarianten sollten die unterschiedlichen Reaktionen der Keimlinge auf Lichteinfluss deutlich machen. Die Anzahl der Keimlinge wurde im Jahr 2007 für die Monate Juli, August und September erfasst. Die Flächen konnten 2008 nicht nochmals aufgenommen werden, da die Markierung zerstört worden war und aufgrund dessen die genaue Lage nicht rekonstruiert werden konnte. Auf eine Messung der PAR-Strahlung wurde verzichtet.

Für den Untersuchungszeitraum von Juli 2007 bis September 2007 lag im Untersuchungsgebiet die Durchschnittstemperatur bei 16,8 °C und es fielen insgesamt 293,4 l/m² Regen (Lindner 2009). Die Temperaturwerte lagen im Bereich der Normalwerte, in den Monaten Juli und September fiel jedoch mehr Niederschlag als im langjährigen Mittel.

5.2.3 Keimung nach Lagerung der Samen im Wasser

Für einen Keimversuch unter Laborbedingungen im Frühjahr 2008 wurden Samen von *Fraxinus pennsylvanica* aus den Samenfängen der Untersuchungsfläche Grauer Steinhau von November und Dezember 2006 verwendet. Das Saatgut stammte von 22 Einzelbäumen dieser Fläche und die Fänge von November und Dezember wurden für diesen Versuch gemischt. Die Samen wurden bei ca. 5 °C seit November bzw. Dezember 2006 trocken gelagert. Zur Sicherheit wurden die Samen in einem Vorversuch auf ihre Keimfähigkeit getestet. Diese betrug dabei 81 %. Für den Versuch wurden nur volle Samen verwendet. Die durchschnittlichen Maße der verwendeten Samen (Mittelwert ± Standardabweichung) betragen 45,1 ± 5,5 mm (Länge) und 5,7 ± 0,9 mm (Breite). Ihr Gewicht reichte von 17 bis 92 mg und betrug im Mittel 49,3 ± 11,7 mg (N = 600).

Die Keimfähigkeit von *Fraxinus pennsylvanica* wurde nach null (Nullvariante), zwei, 10 und 15 Tagen Lagerung im Wasser getestet. Pro Variante wurden drei Wiederholungen zu je 50 Samen durchgeführt (in Anlehnung an Baskin & Baskin 2001). Die Dauer der Lagerung im Wasser lehnte sich an Angaben zur mittleren Überflutungsdauer in der Vegetationsperiode in den Hartholzauenwäldern der Mittleren Elbe an (siehe Klausnitzer & Schmidt 2002). So konnten Ergebnisse unter Bedingungen erzielt werden, die denen im Untersuchungsgebiet sehr ähnlich sind. Die Lagerung der Samen erfolgte in je einem Gefäß pro Variante (Durchmesser = 29 cm; Tiefe = 9 cm) in destilliertem Wasser und bei Raumtemperatur. Es wurde destilliertes Wasser verwendet, um dem Ansatz des Schwimmversuches methodisch treu zu bleiben und andere Einflussfaktoren auf die Keimfähigkeit auszuschließen. Während der Lagerung im Wasser wurden die Samen nicht bewegt.

Der Keimtest wurde nach ISTA[49]-Anforderungen (ISTA 2005; Tabelle 5A-29) für Esche durchgeführt: in Keimungsbehältern auf feuchtem Papier und im Keimschrank mit Wechseltemperatur 16 h bei 20 °C im Dunkeln und 8 h (8 bis 16 Uhr) bei 30 °C mit Licht.

[49] ISTA: International Seed Testing Association in Bassersdorf, Schweiz.

Die gleichen Temperaturen wurden bereits mit Erfolg bei Keimtests an Rot-Esche durch Steinbauer (1937) und Bonner (1974) verwendet. Der Einsatz von Licht stimuliert die Keimung, da die Samen der Rot-Esche epigäisch keimen. Der Wechsel von Licht und Dunkelheit soll für die Samen einen Tag-Nacht-Rhythmus suggerieren. Der Keimungsverlauf wurde über einen Zeitraum von 20 Tagen beobachtet und nach dieser Zeit beendet. Baskin & Baskin (2001) empfehlen einen Zeitraum von 14 Tagen für einen Keimtest: Der Versuch muss lang genug sein, um den Samen die Gelegenheit zur Keimung zu geben, darf aber nicht so lang sein, dass die Samen genügend warme (oder kalte) Stratifikation erhalten und die Keimung bereits verbessert wird. Der eigene Keimversuch wurde um 6 Tage auf insgesamt 20 Tage erhöht, um zu gewährleisten, dass alle Samen keimen konnten, die keimfähig waren. Während der gesamten Versuchsdauer wurde das Papier feucht gehalten und alle drei bis fünf Tage die Anzahl gekeimter Samen ausgezählt und diese entfernt. Dabei gilt ein Samen als gekeimt, wenn seine Raticula die Samenschale durchbohrt hat (Evenari 1957).

Die Datenauswertung erfolgte mit Hilfe von Origin 7.5 und SPSS 11.5 Die Verteilungsform der Stichprobenwerte wurde mit dem Kolmogorov-Smirnov-Test überprüft. Dieser Test ist verteilungsunabhängig und eignet sich auch bei kleinen Stichprobenumfängen (Sachs 1997, S. 427ff). Für die eigene Untersuchung betrug n = 12. Daher wurde zur Überprüfung der kritische Wert $D_{0,05}$ (bei n = 12: 0,375) hinzugezogen. Eine signifikante Abweichung von der Normalverteilung liegt bei $p < 0{,}05$ vor. Des Weiteren fanden die einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) Anwendung. Da ein relativ geringer Stichprobenumfang vorlag, wurde zusätzlich der H-Test nach Kruskal und Wallis für mehr als zwei unabhängige Stichproben mit nicht normalverteilten Variablen durchgeführt. Für die Aussage, welche Gruppen sich im Falle von Signifikanz voneinander unterscheiden, wurden die Varianten paarweise gegeneinander mit dem U-Test nach Mann und Whitney getestet. Bei weniger als 30 Fällen dient die exakte Irrtumswahrscheinlichkeit als Schätzer für den Unterschied.

Alle statistischen Tests wurden mit zweiseitiger Fragestellung durchgeführt. Die zugehörige Irrtumswahrscheinlichkeit p ist jeweils angegeben.

Für die Anzahl an gekeimten Samen in Abhängigkeit von der Lagerungsdauer im Wasser wurde eine nichtlineare Regressionsanalyse durchgeführt. Für die Daten der einzelnen Varianten über die Zeit wurde ein Vergleich der Anpassungskurven durchgeführt. Die Anpassung erfolgte im Origin 7.5 durch die χ^2 Minimierungsanpassung. Für die Anpassung wurden 200 Iterationen durchgeführt. Das beste gefittete Modell wurde nach den ´goodness-of-fit`-Kriterien (r^2 und χ^2/df Werte) ausgewählt. r^2 ist der Determinationskoeffizient oder das Bestimmtheitsmaß für den Anteil der erklärten Varianz eines Zusammenhangs und χ^2/df gibt die Stärke der Streuung (χ^2) zwischen beobachteter und theoretischer Verteilung mittels der Freiheitsgrade (df) an. Der Boltzmann-Fit lieferte die beste Anpassung der Keimungsdaten. Verwendet wurde die sigmoidale Boltzmann-Funktion mit der Gleichung

$$y = A_2 + \frac{A_1 - A_2}{1 + e^{\left(\frac{t - t_0}{d_x}\right)}} \qquad \text{Gleichung 15}$$

wobei A_1 der Startwert und A_2 der Endwert (maximale Anzahl gekeimter Samen) darstellt, t_0 den Zeitpunkt an dem die Hälfte der Samen gekeimt ist (Zentrum bzw. Wendepunkt der Funktion) und d_x bezeichnet die Zeitkonstante.

5.2.4 Überdauerungsfähigkeit der Samen in der Diasporenbank

Die Dauerhaftigkeit der Diasporenbank kann beeinflusst werden, wenn unterschiedliche chemische und physikalische Einflüsse (z.B. Feuchtigkeit, Temperatur, Licht u.a.) die Diasporen bzw. deren Keimfähigkeit verändern. Diesen Einflüssen sind die Samen unmittelbar nach ihrer Ablösung vom Mutterbaum und ihrer Ausbreitung ausgesetzt. Verfrachtete Diasporen können auf der Bodenoberfläche direkt zur Keimung kommen, der Prädation zum Opfer fallen oder durch die Aktivität von Lebewesen (Nager, Vögel) in den Boden eingearbeitet werden. Unterschiedliche Lagerungstiefen im Boden bedingen unterschiedliche Einwirkungen von Umweltfaktoren. Davon hängen auch die Brechung der Dormanz und das Maß der mikrobiellen Zersetzung der Samenschalen ab oder ob eine Quellung der Samen stattfinden kann (vgl. Grunicke 1996).

Für die Untersuchung der Diasporenbank von *Fraxinus pennsylvanica* fand die Methode eines Vergrabungsversuches Anwendung. Durch einen kontrollierten Vergrabungsversuch kann geprüft werden, wie groß die Überdauerungsfähigkeit der Samen im Boden ist und ob eine Fähigkeit zum Aufbau einer dauerhaften Diasporenbank vorliegt. Dies ist ein gängiges Verfahren zum Test der Langlebigkeit von Diasporen (Fenner 1985; Poschlod 1991). Eine ausführliche Diskussion der Methoden zur Diasporenbank findet sich bei Roberts (1981). Im forstlichen Management, und in diesem Sinne auch im Umgang mit einer gebietsfremden Baumart, spielt die Lebensfähigkeit der Samen der Diasporenbank eine ganz wesentliche Rolle nach Fällung von fruktifizierenden Individuen (Fenner 1985).

Die Untersuchungsfläche für den Diasporenbankversuch befindet sich im Kühnauer Forst (Abteilung 50008). Der Standort wird als ÜR 22 (Überflutungsstandort, frischer Standort reicher Trophie) beschrieben. Die Fläche ist Eigentum der Umweltstiftung WWF Deutschland und war ehemals zu 100 % mit *Fraxinus pennsylvanica* bestockt. Der Bestand wurde im Winter 2005/2006 vollständig gefällt und die Fläche im Frühjahr 2006 mit Stiel-Eiche (*Quercus robur*) als Hauptbaumart sowie Feld-Ahorn (*Acer campestre*), Feld-Ulme (*Ulmus minor*), Flatter Ulme (*Ulmus laevis*) und Gemeiner Esche (*Fraxinus excelsior*) als Nebenbaumarten bepflanzt. Während der Versuchsdauer wurde die Fläche nicht überflutet.

Die Samen von *Fraxinus pennsylvanica* für diesen Versuch stammten vom Herbst 2006 aus den Diasporenfängen der Untersuchungsfläche Grauer Steinhau (Kapitel 4). Nach Stratifizierung der Samen (100 Tage bei 5 °C) (Cram & Lindquist 1982) wurden diese in Gazesäckchen (12 x 12 cm; Maschenweite 1 mm) verpackt und Mitte Februar 2007 in der Erde in einer Tiefe von etwa 5 cm vergraben. Die Verwendung von Gazesäckchen verhinderte einen Verlust an Diasporen und gewährleistete die gleiche Anzahl Diasporen in jeder Versuchseinheit. Insgesamt wurden im Versuch acht wasserdurchlässige Kästen aus Plastik mit Erde und jeweils 5 Gazesäckchen à 20 Samen von *Fraxinus pennsylvanica* vergraben. Die einzelnen Kästen waren durch Drahtgeflecht gegen Mäusefraß geschützt. Zu jedem Entnahmezeitpunkt wurde ein Kasten ausgegraben (je Entnahme 100 Samen). Über die

Versuchsperiode verteilt erfolgten acht Entnahmen. Die Entnahmen erfolgten überwiegend in der Vegetationsperiode. Die Entnahmetermine können Tabelle 5.1 entnommen werden.

Tab. 5.1: Entnahmetermine und Lagerungsdauer innerhalb des Vergrabungsversuches.

Entnahmetermin	Lagerungsdauer
07. Mai 2007	2 Monate
03. Juli 2007	4 Monate
30. August 2007	6 Monate
01. Februar 2008	12 Monate
30. April 2008	14 Monate
29. Juli 2008	17 Monate
16. September 2008	19 Monate

Im September 2008 wurde auch der letzte Kasten entnommen, da keine intakten Samen von *Fraxinus pennsylvanica* mehr vorhanden waren. Nach einer Vergrabungsdauer von mehr als 6 Monaten konnte nicht mehr zwischen bereits gekeimten und abgestorbenen Diasporen unterschieden werden. Zur Bestimmung des Anteils keimfähiger Samen wurden im Keimschrank augenscheinlich intakte und volle Samen[50] auf Keimfähigkeit untersucht. Im Keimtest wurde die entnommene Probe als Ganzes zum Keimen gebracht. Die dargestellten Werte beziehen sich daher immer auf die Gesamtzahl von 100 Samen.

Der Keimtest wurde nach ISTA-Anforderungen für Esche und entsprechend dem bereits beschriebenen Keimversuch durchgeführt: in Keimungsbehältern auf Papier und im Keimschrank mit Wechseltemperatur 16 h bei 20 °C im Dunkeln und 8 h (8 bis 16 Uhr) bei 30 °C mit Licht. Die Keimung wurde über einen Zeitraum von 20 Tagen beobachtet. Alle zwei bis vier Tage wurden die gekeimten Samen ausgezählt. Die Keimtests konnten nicht immer direkt nach der Entnahme aus der Diasporenbank erfolgen, sondern wurden in Einzelfällen um wenige Wochen verzögert mit anderen Proben untersucht. Nach der Entnahme bis zum Keimversuch wurden die Proben bei 5 °C trocken gelagert.

Für den Anteil intakter Samen über der Zeit wurde eine Regressions- bzw. Korrelationsanalyse durchgeführt. Eine weitere statistische Auswertung war aufgrund des geringen Datenumfangs nicht sinnvoll.

5.3 Ergebnisse

5.3.1 Erfassung von etablierten Keimlingen (Grauer Steinhau)

Auf den 80 Plots wurden im Juli 2007 insgesamt 1114 Keimlinge erfasst. Im Mittel trat eine Keimlingsdichte von 13,9 Keimlingen/m² auf, wobei die Spanne von 0 Keimlingen/m² bis 120 Keimlingen/m² reichte. Auf den Probepunkten fanden sich die höchsten Keimlingsdichten etwa bei einer Entfernung vom Zentralbaum von 15 und 20 m. Dabei war die Keimlingsdichte in den acht erfassten Himmelsrichtungen sehr unterschiedlich. Die höchsten Keimlingsdichten wurden auf dem Nordwest-Transekt erfasst, die geringsten

[50] Als optisch intakte Samen wurden vollständige Samen mit fester Konsistenz gewertet. Leere Samen und solche mit weichem Endosperm wurden als Verluste der Diasporenbank gezählt.

Dichten auf dem Südwest-Transekt. Die Rohdaten der Erfassung in den einzelnen Transekten sind in Abbildung 5.2 dargestellt.

Etwa in ähnlicher Entfernung erreicht auch die Dichtekurve der Samenverteilung aus den Diasporenfängen ihr Maximum. Die Gegenüberstellung dieser beiden Kurvenverläufe findet sich in Abbildung 5.2. Bei der Betrachtung der Daten sei nochmals erwähnt, dass Samen- und Keimlingsdichte nicht allein auf den Zentralbaum zurückzuführen sind, sondern durch im näheren Umkreis stockende fruktifizierende Rot-Eschen beeinflusst wurden. Die in Abbildung 5.2 dargestellten Werte entsprechen den Keimlingsdichten/m², die auf den Plots der Probepunkte in allen acht Transekten erfasst wurden. Geht man davon aus, dass die gekeimten Samen alle aus der Samenfallperiode 2006/2007 stammen, so sind im Vergleich zu den in den Diasporenfallen gefangenen Samen und der daraus resultierenden Samendichte/m² 6 % als Keimling etabliert. Die Gegenüberstellung von erfasster Samendichte und Keimlingsdichte ist ebenfalls in Abbildung 5.2 enthalten. Die Summenwerte in der rechten Darstellung ergeben sich aus der Addition aller acht Transektwerte der gleichen Entfernung.

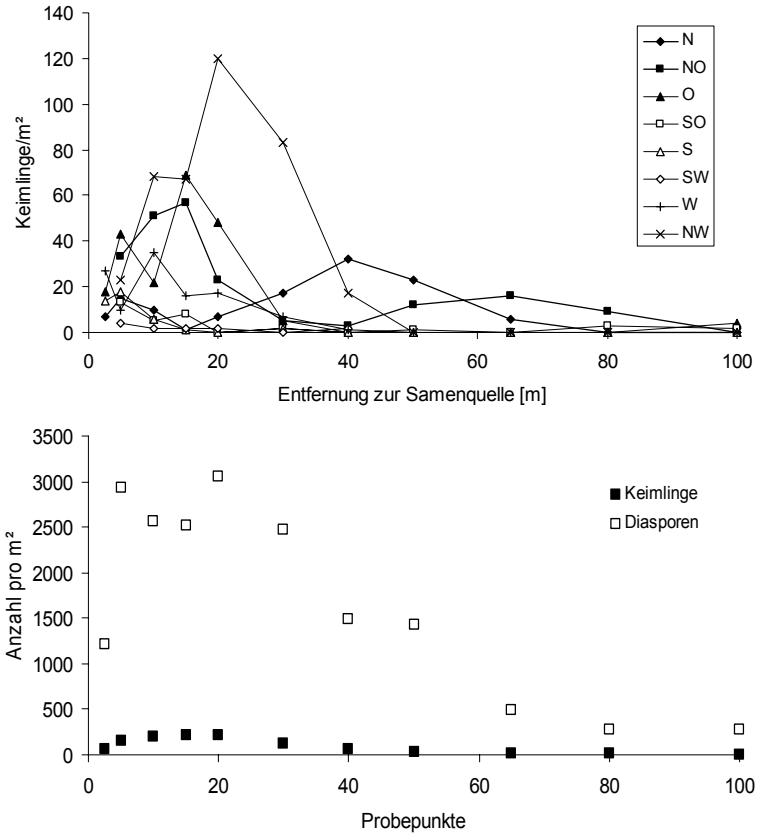


Abb. 5.2: Darstellung der Rohdaten der erfassten Keimlingsdichten [oben] auf den einzelnen Transekten und der Summenwerte für die Keimlingsdichten und Diasporendichten [rechts] in den einzelnen Probepunkten.

Bei einem Vergleich von der durch die Diasporenfänge (siehe Kapitel 4) ermittelten Samendichte und der Keimlingsdichte pro m² konnte mittels einer Regressionsanalyse ein deutlich signifikanter linearer Zusammenhang (r = 0,92151; SD 34,73) für die Summenwerte der Probepunkte festgestellt werden (Abbildung 5.3). Es ist die Tendenz zu erkennen, dass

mit steigender Samendichte die Keimlingsdichte zunimmt. Für die Einzelwerte der Probepunkte war der Zusammenhang allerdings nicht signifikant (r = 0,503; SD 19,39).

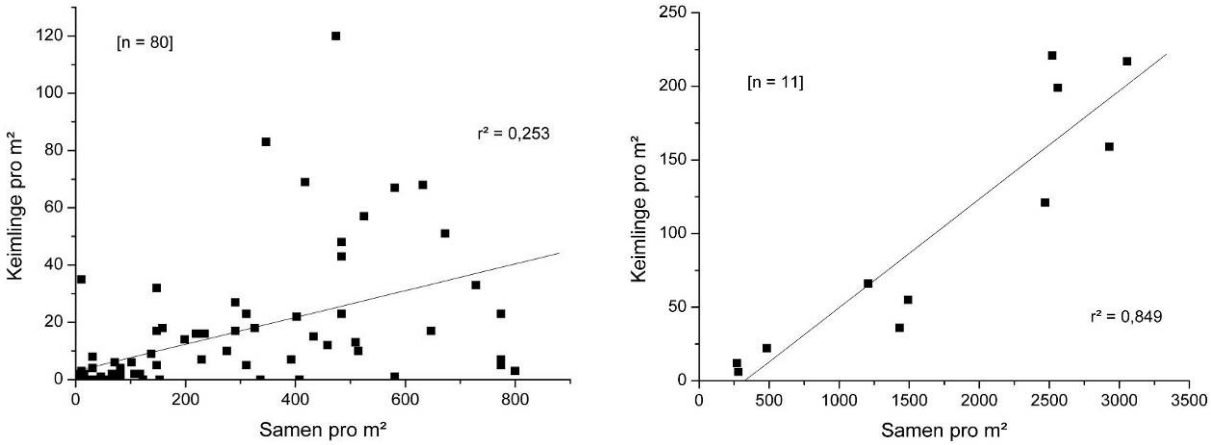


Abb. 5.3: Darstellung der linearen Regression über die erfassten Keimlingszahlen/m² und die Samendichten/m². Links die Einzelwerte der Probepunkte (y = 0,0467x + 2,989), rechts die Summenwerte (y = 0,074x – 24,009). $p < 0{,}0001$.

Die Modellierung der erfassten Keimlingsdichten mit WaldStat 7.0 erbrachte Aussagen zu mittlerer und maximaler Ausbreitungsentfernung. Die Berechnung ergab für den isotropen Ansatz eine mittlere Ausbreitungsdistanz von 20,5 m und eine Fernausbreitungsdistanz von 32,0 m. Bei Annahme eines Mutterbaumes mit einem BHD von 39 cm errechnete das Modell bei Isotropie für den Einzelbaum eine Etablierung von 10 358 Keimlingen. Die mittlere Keimlingsdichte für Flächen, die mindestens einen Keimling enthielten, betrug 3,2 Keimlinge/m². Maximal wurden Keimlingsdichten von 6 Keimlingen/m² in einer Entfernung zwischen 10 und 15 m vom Mutterbaum für diesen Einzelbaum berechnet.

Für den anisotropen Ansatz wurden eine mittlere Ausbreitungsdistanz von 20,6 m und eine Fernausbreitungsdistanz in Windrichtung von 31,6 m berechnet. Das Modell schätzte für einen Mutterbaum von 39 cm BHD eine Etablierung von 10 305 Keimlingen. Dabei unterschieden sich mittlere und maximale Keimlingsdichte nicht von den Angaben der isotropen Modellierung dieses Einzelbaumes.

Die Modellgüte wurde mittels linearer Regression (Korrelationskoeffizient r) zwischen gemessenen und geschätzten Werten bestimmt (Pearson, $p \leq 0{,}01$). Die Daten der isotropen Modellierung ergeben in Korrelation zu den Rohdaten der Erfassung ein $r = 0{,}679$ und die Daten der anisotropen Modellierung ein $r = 0{,}6878$. Die Güte der Anpassung kann zusätzlich durch den berechneten AIC-Wert beurteilt werden. Dieser liegt für beide Modellansätze etwa auf gleichem Niveau. Die Korrelationsparameter unterscheiden sich ebenso kaum und auch die Werte für die Ausbreitungsdistanzen sind nahezu identisch. Aus diesem Grund kann für die Keimlingsetablierung angenommen werden, dass es sich nicht um einen richtungsabhängigen Prozess handelt. Die Modellparameter können den Tabellen 5.2 und 5.3 entnommen werden.

Tab. 5.2: Ergebnisse der isotropen Modellierung der Keimlingsdichte.

MB [n]	BHD [cm]	*β*	*μ*	*σ*	r	AIC	MDD [m]	LDD [m]	m
22	39,08	1	2,92	0,45	0,679	1194,35	20,51	32,0	10 358

Tab. 5.3: Ergebnisse der anisotropen Modellierung der Keimlingsdichte.

MB [n]	BHD [cm]	*β*	*μ*	*σ*	*k*	*u*	*dir.*	*v*	r	AIC	MDD [m]	in WindR LDD [m]	gegen WindR LDD [m]	m
22	39,08	1	2,94	0,42	0,0	1,52	2,9	0,37	0,688	1202,37	20,6	31,6	31,6	10 305

5.3.2 Dauerbeobachtungsflächen

Auf der Dauerbeobachtungsfläche 1 wurden zum ersten Erfassungstermin im Juli 2007 138 Keimlinge/m² erfasst. Deutlich weniger konnten auf der Fläche 2 aufgenommen werden: 86 Keimlinge/m² (Abbildung 5.4). In beiden Flächen war über die nächsten Monate ein Rückgang der Keimlingszahlen zu beobachten, wobei der Rückgang auf Fläche 2 wesentlich stärker (um 41 %) im Vergleich zu Fläche 1 (um 7 %) war. Zu Beginn der Erfassung betrug die Anzahl der Keimlinge auf Fläche 2 62 % der Anzahl von Fläche 1 und sank im September auf 40 % der Anzahl an Keimlingen/m² von Fläche 1. Im September 2007 fanden sich auf Fläche 1 129 Keimlinge/m² und auf Fläche 2 51 Keimlinge/m².

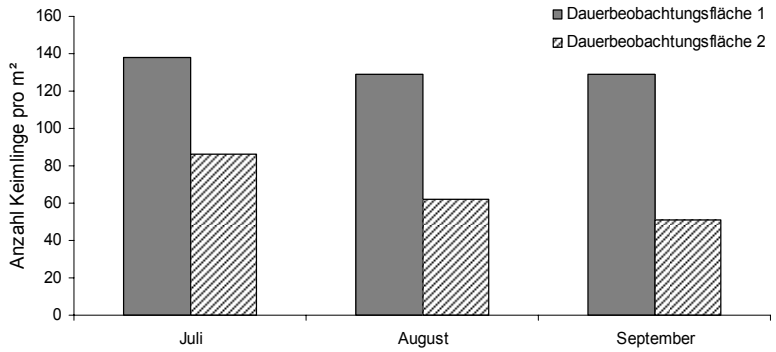


Abb. 5.4: Keimlingsdichten im Jahr 2007 auf zwei Dauerbeobachtungsflächen für drei Erfassungsmonate.

5.3.3 Keimung nach Lagerung im Wasser

Die Ergebnisse des Keimtests nach Lagerung der Samen in destilliertem Wasser gibt Aufschluss über das Keimverhalten der Samen nach erfolgter hydrochorer Ausbreitung. Während der Lagerung im Wasser keimten keine Samen der Rot-Esche aus. Die durchschnittliche Keimfähigkeit der Samen ohne Lagerung in Wasser (Nullvariante) betrug 52,67 % (SD 6,11). In den einzelnen Varianten stieg die Keimfähigkeit der Samen deutlich an, was so zuvor nicht vermutet wurde und sich auch in einem Vorversuch ganz anders abzeichnete. Die Mittelwerte der Keimrate liegen für zwei Tage Lagerungsdauer im Wasser bei 62,00 % (SD 3,46), für zehn Tage bei 72,00 % (SD 4,00) und für 15 Tage bei 78,00 % (SD 4,00) (siehe Abbildung 5.5). Eine längere Lagerung im Wasser über einen Zeitraum von maximal 15 Tagen erhöhte folglich die Keimfähigkeit der Samen, obwohl sie nach vier bis

fünf Tagen fast alle unter Wasser lagerten. Die Ergebnisse der einzelnen Wiederholungen streuen nicht sehr stark.

Die Korrelationsanalyse ergab ein $r = 0{,}908$ ($p < 0{,}01$) und ein Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0{,}824$. Dies lässt auf eine starken Zusammenhang von Lagerungsdauer im Wasser und der Anzahl der gekeimten Samen schließen. Es lässt sich schlussfolgern, dass je länger die Samen im Wasser lagerten, desto mehr Samen keimten im anschließenden Keimversuch aus. Die lineare Regression für die Keimrate lässt sich mit der Funktion $y = 1{,}55x + 55{,}702$ wiedergeben.

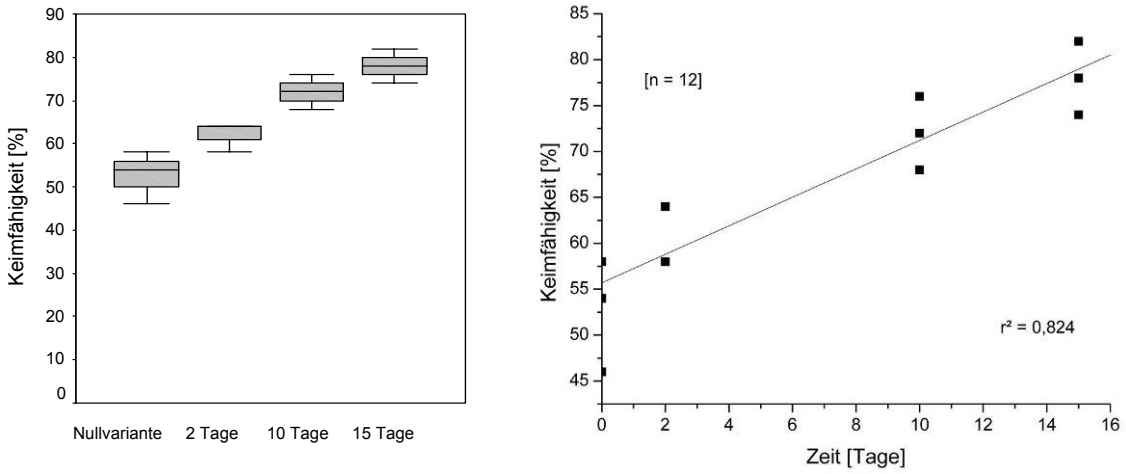


Abb. 5.5: Keimfähigkeit der Samen der Rot-Esche in den einzelnen Varianten mit Minima und Maxima sowie Median und Regressionsanalyse.

Mit der Durchführung des Kolmogorov-Smirnov-Tests konnte mit $p = 0{,}994$ und einer extremsten Differenz von $0{,}122 < 0{,}375$ (D) für die Daten des Keimversuches von Normalverteilung ausgegangen werden. Bei angenommener Varianzenhomogenität (Levene-Test $p = 0{,}704$) konnten durch die einfaktorielle Varianzanalysen zwischen den Gruppen unterschiedlicher Lagerungsdauer im Wasser signifikante Unterschiede ($p = 0{,}001$) der Keimfähigkeit festgestellt werden. Die durchgeführten Post-Hoc-Tests erbrachten signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen Nullvariante – 10 Tage Lagerung im Wasser, Nullvariante – 15 Tage Wasser und zwei Tage Wasser – 15 Tage Wasser. Die Signifikanzen können der folgenden Tabelle (Tabelle 5.4) entnommen werden:

Tab. 5.4: Ergebnisse von Tukey-HSD-Test und Scheffé-Test für Keimungsversuch.

	Variante	Vergleichs-variante	Signifikanz		Variante	Vergleichs-variante	Signifikanz
Tukey-HSD	Nullv.	2 Tage	0,128	Scheffé-Test	Nullv.	2 Tage	0,173
		10 Tage	0,003*			10 Tage	0,006*
		15 Tage	0,001*			2 Tage	0,001*
	2 Tage	Nullv.	0,128		2 Tage	Nullv.	0,173
		10 Tage	0,099			10 Tage	0,137
		15 Tage	0,011*			15 Tage	0,017*
	10 Tage	Nullv.	0,003*		10 Tage	Nullv.	0,006*
		2 Tage	0,099			2 Tage	0,137
		15 Tage	0,416			15 Tage	0,489
	15 Tage	Nullv.	0,001*		15 Tage	Nullv.	0,001*
		2 Tage	0,011*			2 Tage	0,017*
		10 Tage	0,416			10 Tage	0,489

* Signifikanz

Bei Annahme von Nichtnormalverteilung bzw. im vorliegenden Fall aufgrund geringer Stichprobengröße wurde zusätzlich der Kruskal-Wallis-Test durchgeführt. Durch diesen konnte ebenso ein signifikanter Unterschied ($p = 0{,}020$) zwischen den Gruppen festgestellt werden. Das paarweise Testen der Gruppen mittels Mann-Whitney-Test erbrachte zwischen den Gruppen jedoch keinerlei signifikante Unterschiede (Tabelle 5.5). Alle exakten Signifikanzen sind > 0,05 bzw. nach Anwendung des Bonferroni-Verfahrens > 0,0083. Nach diesem Test wurde kein eindeutiges Ergebnis erbracht, dass sich die Mittelwerte der Keimfähigkeit in den einzelnen Varianten aufgrund der unterschiedlich langen Lagerungsdauer in Wasser signifikant voneinander unterscheiden.

Tab. 5.5: Ergebnisse des Mann-Whitney-Tests für Keimungsversuch.

	Variante	Vergleichs-variante	Signifikanz	Exakte Signifikanz
Mann-Whitney	Nullv.	2 Tage	0,072	0,1
	Nullv.	10 Tage	0,05	0,1
	Nullv.	15 Tage	0,05	0,1
	2 Tage	10 Tage	0,046	0,1
	2 Tage	15 Tage	0,046	0,1
	10 Tage	15 Tage	0,127	0,2

In Abbildung 5.6 ist die kumulative Anzahl gekeimter Samen der vier Varianten unterschiedlicher Lagerungsdauer im Wasser wiedergegeben. Im Keimungsverlauf über die Zeit zeigten die Samen der Nullvariante einen verzögerten Start der Keimung und benötigten etwa fünf Tage, um zur Keimung zu kommen. Eine Lagerung der Samen im Wasser von zwei Tagen beschleunigte den Keimstart bereits um zwei Tage. Eine weitere Lagerung der Samen im Wasser erbrachte eine nur unwesentlich höhere Beschleunigung der Keimdauer[51] wie in der Variante zwei Tage Lagerung im Wasser. Nach etwa 12 Tagen war bei allen Varianten im Keimversuch die maximale Anzahl an gekeimten Samen erreicht. An den erfassten Zeiträumen lag die Standardabweichung für die Anzahl gekeimter Samen der vier Varianten zwischen 0,0 und 4,9.

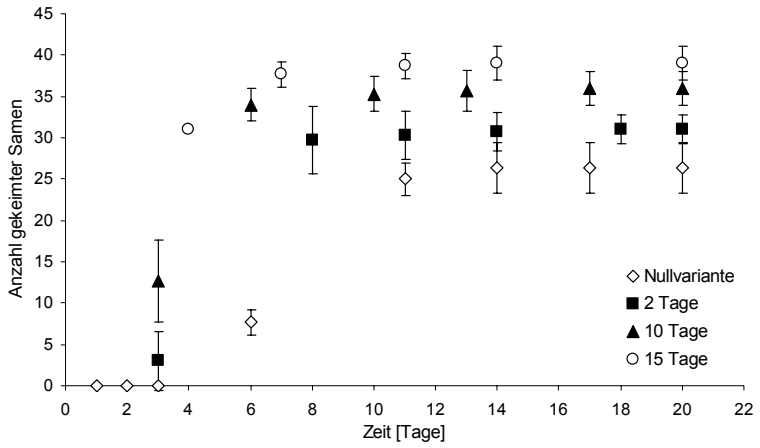


Abb. 5.6: Keimung von *Fraxinus pennsylvanica*-Samen nach drei Varianten unterschiedlicher Aufenthaltsdauer im Wasser. Dargestellt ist der Mittelwert ± Standardabweichung, drei Wiederholungen, 50 Samen pro Wiederholung.

[51] Zeitdauer zwischen Samenquellung und dem Austritt der Keimwurzel (Larcher 2001).

Die Anpassungs-Fits der Boltzmann-Funktion an den Keimungsverlauf der vier untersuchten Varianten über die Zeit erbrachten sehr gute Anpassungen an die Datenverläufe (r^2 = 0,99) (Abbildung 5.7). Die Parameter der logistischen Anpassungsfunktionen sind in Tabelle 5.6 dargestellt. In den drei Varianten der Lagerung im Wasser beschleunigte eine längere Lagerungsdauer im Wasser den Keimungsprozess, was in einem steileren Anstieg der Ausgleichsfunktion zum Ausdruck kommt. Die Keimfähigkeit und auch der Anstieg der Kurven der vier Varianten lassen sich in folgende Reihenfolge bringen: 15 Tage > 10 Tage > 2 Tage > Nullvariante. Der Kurvenverlauf ändert sich dabei von exponentiell zu s-förmig.

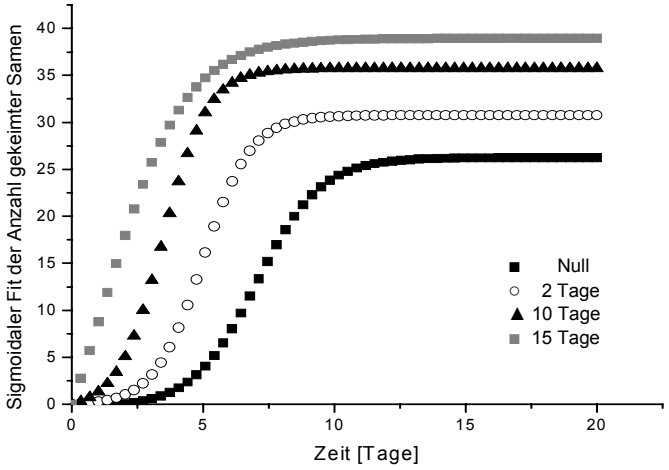


Abb. 5.7: Anpassungs-Fits der Boltzmann-Funktion für die Mittelwerte der Anzahl gekeimter Samen in Abhängigkeit von der Aufenthaltsdauer im Wasser.

Tab. 5.6: Fitting-Parameter für die Boltzmann-Funktion mit jeweiligem Standardfehler.

$y = A_2 + (A_1 - A_2)/(1 + \exp[(t-t_0)/d_x])$

	A_1	A_2	t_0	d_x	r^2	χ^2/df
Nullvariante	-0,37 ± 0,21	26,25 ± 0,19	7,04 ± 0,11	1,21 ± 0,11	0,99	0,10
2 Tage	-0,13 ± 0,34	30,77 ± 0,16	4,99 ± 0,15	0,91 ± 0,06	0,99	0,10
10 Tage	-0,61 ± 0,39	35,76 ± 0,16	3,47 ± 0,04	0,85 ± 0,05	0,99	0,10
15 Tage	-17,27 ± 4,67	38,94 ± 0,08	1,24 ± 0,33	1,53 ± 0,10	0,99	0,02

5.3.4 Diasporenbank

Die ausgegrabenen Samen von *Fraxinus pennsylvanica* waren je nach Lagerungsdauer im Boden bereits durch bodenbiologische Prozesse verändert, zersetzt oder ausgekeimt. Zum Keimungstest wurden nach dem Ausgraben nur optisch völlig intakte Diasporen ausgewählt. Trotz geplanter zweijähriger Versuchsdauer konnte der Versuch nach 1,5 Jahren beendet werden, da bereits alle Samen entweder vollständig ausgekeimt oder zersetzt waren.

Ausgrabungen nach sechs bzw. zwölf Monaten zeigten, dass 42 % bzw. 38 % der Samen noch intakt waren (Abbildung 5.8). Der Rest der Samen war entweder bereits gekeimt oder zersetzt. Von den intakten Samen war jedoch noch ein sehr hoher Anteil keimfähig. Für die Ausgrabung nach sechs Monaten beläuft sich die Keimungsrate auf 38 % (Anteil an Gesamtdiasporenanzahl) und für die Ausgrabung nach zwölf Monaten auf 36 %. Damit bleiben die Samen der Rot-Esche über ein Jahr lang keimfähig. Die weiteren Ausgrabungen nach 14 bzw. 17 Monaten zeigten eine deutliche Abnahme der Anzahl intakter Diasporen

(von 38 % auf 4 %) im Vergleich zu den Zahlen der vorangegangenen Ausgrabungen. Bis zur Ausgrabung nach 14 Monaten (April 2008) konnten Samen aufgrund des zeitigen Frühjahrs bereits auskeimen. Nach 14 Monaten waren nur noch 4 % der Samen intakt, wovon noch 3 % keimfähig waren. Nach 17 bzw. 19 Monaten waren dann alle Samen entweder bereits gekeimt oder verrottet.

Aus diesen Ergebnissen ergibt sich die Schlussfolgerung, dass die Samen der Rot-Esche im Frühjahr nach dem Samenfall keimen oder einen zweiten Winter überliegen und auch dann noch keimfähig sind. Der Aufbau einer langjährigen Diasporenbank konnte nicht nachgewiesen werden.

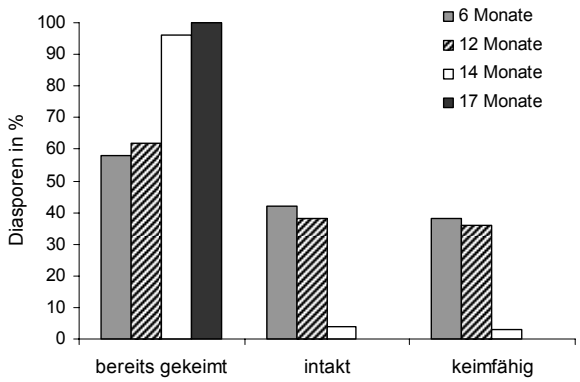


Abb. 5.8: Darstellung der Ergebnisse des Vergrabungsversuchs zur Diasporenbank. Angaben zur Anzahl der bereits gekeimten/zersetzten, intakten und davon noch keimfähigen Samen in Prozent. Dargestellt sind die Ergebnisse der Ausgrabungen nach den unterschiedlichen Entnahmezeitpunkten.

In den Entnahmen nach zwei Monaten und vier Monaten erfolgte nur eine Auszählung optisch intakter Samen. Die Durchführung eines Keimtest unterblieb. Der Rückgang intakter Samen gegenüber der Vergrabungsdauer ist in Abbildung 5.9 dargestellt. Der Anteil intakter Samen nimmt dabei über den Zeitraum von 17 Monaten kontinuierlich ab bis keine intakten Samen mehr vorgefunden wurden. Ein Ausreißer in dieser Datenreihe bildet die Entnahme nach vier Monaten. Hier war bereits ein sehr geringer Anteil noch intakter Samen zu verzeichnen (11 %). Für die Darstellung (Abbildung 5.9) des Verlaufes und die Berechnung der Korrelationsanalyse wurde daher dieser Datensatz, da er nicht dem allgemeinen Trend der Kurvenverlaufes folgt[52], ausgeschlossen.

Die berechnete Korrelationsanalyse ergab ein $r = -0{,}9195$ (SD 16,12). Auf Grundlage der berechneten Regressionsgleichung kann der Zeitpunkt bestimmt werden, an dem noch 50 % der Samen intakt waren. Demzufolge war die Hälfte der Samen nach einem Zeitraum von 6,4 Monaten nicht mehr in der Diasporenbank vorzufinden.

[52] Eine vorab berechnete lineare Regressionsanalyse mit diesem Wert erbrachte eine Funktionsgerade $y = -4{,}138x + 68{,}226$ und ein $r^2 = 0{,}582$.

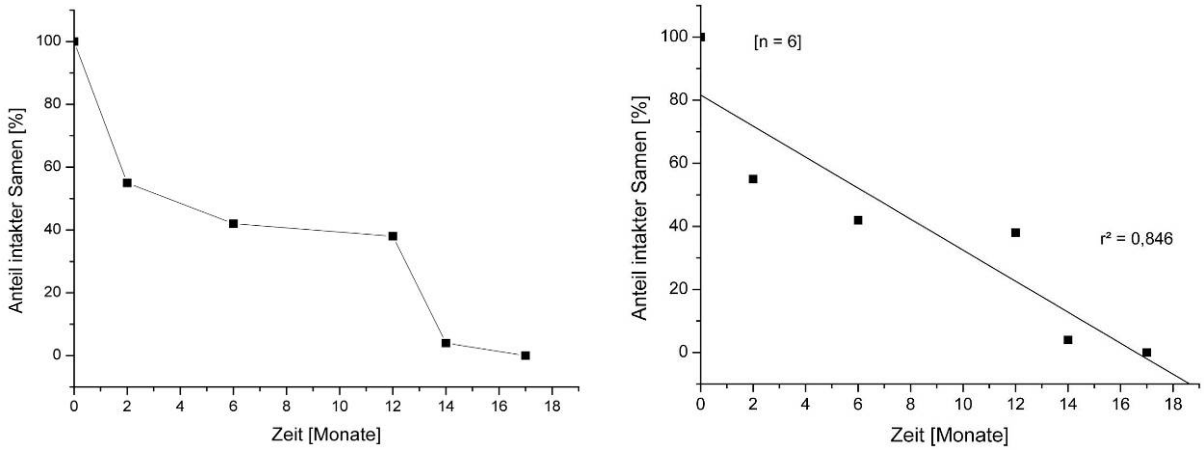


Abb. 5.9: Anteil intakter Diasporen aus dem Vergrabungsexperiment im Verhältnis zum Entnahmezeitpunkt (links) und Darstellung der linearen Regression (rechts). y = -4,9151x + 81,611; $p \leq 0{,}01$.

5.4 Diskussion

5.4.1 Keimlingsdichten

Die Ergebnisse der Keimlingserfassung geben einen Eindruck über die Dichte aufgelaufener Keimlinge von *Fraxinus pennsylvanica* an einem Standort unter Freilandbedingungen. Dabei konnte ein direkter Vergleich von Samendichte und Keimlingsdichte durchgeführt werden. Die Samenausbreitung auf der Untersuchungsfläche erfolgte primär anemochor. Es ist davon auszugehen, dass die Samen nach dem Ausbreitungsprozess am Boden, vor allem in vegetationsfreien Bereichen, durch Wind auch weiter verfrachtet wurden (Sekundärausbreitung; Bonn & Poschlod 1998, S. 23f.). Das bedeutet, das Ausbreitungsmuster ist durch sekundäre Effekte verändert. Sekundärausbreitung hat eine Verringerung der Diasporendichte pro Flächeneinheit zur Folge. Da die mögliche Sekundärausbreitung für die untersuchte Fläche nicht quantifiziert werden konnte, bezieht sich der Vergleich von Samendichte und Keimlingsdichte auf die Werte der Samendichte aus den Diasporenfängen. Die Erfassung von Keimlingsdichten ermöglicht eine Aussage zur anemochoren Ausbreitungseffektivität bzw. zum Ausbreitungserfolg von *Fraxinus pennsylvanica*.

Nachteilig dabei ist, dass die Erfassung nur auf einem Standort durchgeführt wurde und keine Varianten auf anderen Standorten angelegt wurden. Somit sind keine Aussagen zu Keimlingsdichteunterschieden auf verschiedenen Standorten möglich. Wiederholungen der Keimlingserfassung in späteren Jahren konnten aus Zeitgründen nicht erfolgen. Die erfassten Plots wurden durch die Erhebung weiterer Umweltparameter (wie Licht, Prädatoren, Konkurrenz durch Vegetation u.a.) nicht charakterisiert, so dass keine Rückschlüsse auf andere Einflussfaktoren auf die Keimlingsdichte gezogen werden können. Eine direkte Kausalanalyse war jedoch auch nicht Ziel der Erfassung. Es ist nicht bekannt, welcher Anteil an Samen direkt nach der Ausbreitung im Herbst ausgekeimt ist bzw. welcher Anteil eine Auskeimung der Diasporenbank ist.

Die durchgeführte Regressionsrechnung mit den Summenwerten aller acht Transektwerte in gleicher Entfernung ermittelte einen straffen Zusammenhang zwischen Samendichte und Keimlingsdichte. Auf Bereichen mit hohen Samendichten finden sich hohe Keimlingsdichten. Dabei muss allerdings erwähnt werden, dass die Anzahl gekeimter Diasporen nur indirekt von

der Samendichte abhängig ist. Unmittelbar abhängig ist sie, wie in der Einleitung dargestellt, vom Vorhandensein von ‚safe sites'. Für *Fraxinus pennsylvanica* gestaltete sich ein ‚safe site' wie folgt: Keimlinge können sich am besten auf teilweise beschatteten Standorten mit feuchtem Boden oder Streu etablieren. Die für die Keimung der Samen von *Fraxinus pennsylvanica* günstigsten Bodentemperaturen lagen bei kontrollierten Versuchen bei 16 °C (Gucker 2005). Im Allgemeinen ist die Rot-Esche sehr tolerant: Ihre Samen keimen auf einer Vielzahl von Substraten und benötigen für die Keimung keinen reinen Mineralboden (Cook 2005).

Nach den Ergebnissen des Keimversuches unter Laborbedingungen hat die Rot-Esche eine Keimrate zwischen 53 und 78 %. Dies wird unter Freilandlandbedingungen nicht annähernd erreicht. Die durch den Vergleich von Samendichte und aufgelaufener Keimlingsdichte errechnete Keimrate von 6 % ist dennoch für Freilandbedingungen relativ hoch. Vergleichbar sind Zahlen von Schöne & Jentsch (2007) für *Quercus robur*, die mit einer Keimungsrate von 8 % für den Leipziger Auwald angeben wird. Andere von ihnen untersuchte Baumarten zeigten deutlich geringere Keimraten. Cosgriff et al. (2003) dagegen berichten von Keimraten der Samen von *Fraxinus pennsylvanica* zwischen 0 und 25,3 % für das Gebiet des Mississippi (USA). Nach der Ablösung vom Mutterbaum sind die Samen dem Risiko Prädatoren oder Pilzbefall zum Opfer zu fallen ausgesetzt. Dieses Risiko bestand ebenso in der vorliegenden Untersuchung, welches möglicherweise während der Zeit bis zur Keimung und auch in den ersten Wochen nach erfolgter Keimung zu einem Verlust an Samen bzw. Keimlingen geführt haben wird. Da die Samen etwa ab Mai/Juni zur Keimung kommen, muss bis zur erfolgten Erfassung der Keimlingsdichte im Juli bereits mit Mortalität gerechnet werden, die nicht mehr quantifiziert werden konnte. Da es sich bei den erfassten Keimlingsdichten bereits um Überlebensraten der Keimlinge handelt, kann nicht direkt von einer Keimrate gesprochen werden. Letztlich wäre auch das Auskeimen von Samen aus der Diasporenbank möglich, deren Anteil jedoch nicht quantifiziert werden kann.

Im Untersuchungsgebiet wurden bereits von Breucker (2006) Daten zur Dichte der Keimlinge von *Fraxinus pennsylvanica* erfasst. Auf einer Untersuchungsfläche mit massiver Naturverjüngung trat bei deren Untersuchung eine Dichte von 23,6 Keimlingen/m² auf. Da Breucker (2006) Daten nur auf einer Untersuchungsfläche erhoben hat, kann dieser Wert nicht als repräsentativ angesehen werden. Im Vergleich zu den eigenen Ergebnissen (MW 14 Keimlinge/m²) liegt der Wert deutlich über dem Mittelwert. Im Vergleich dazu gibt Wagner (1999) bei Untersuchungen in Niedersachsen für *Fraxinus excelsior* eine Dichte von 100 Keimlingen/m² an. Diese Größenordnung konnte nur auf den Plots mit Maximalwerten erreicht werden. Angaben für andere einheimische Baumarten geben Schöne & Jentsch (2007) für den Leipziger Auwald an: *Quercus robur* 0,13 Keimlinge/m², *Ulmus* sp. 0,01 Keimlinge/m², *Fraxinus excelsior* 0,18 Keimlinge/m² und *Tilia cordata* mit 0,02 Keimlingen/m².

Boerner & Brinkmann (1996) führten im Bundesstaat Ohio (USA) Untersuchungen zum Auflaufen von Keimlingen von *Fraxinus nigra*, *F. pennsylvanica* und *F. americana* durch. Dabei wurden signifikant mehr ($p \leq 0{,}05$) Eschen-Keimlinge in höheren Lagen als im Tiefland und mehr in Wäldern als auf Wiesenflächen erfasst. Die durchschnittliche Keimlingsdichte belief sich dabei auf 241 neuer Keimlinge/100 m²/Jahr (SD = 21,00)

zwischen 1984 und 1993. Die Maximalwerte der Keimlingsdichte bewegten sich zwischen 800 und 1000 Keimlingen/100 m²/Jahr. Das entspricht durchschnittlich 2,4 Keimlingen/m² [max. 8 bis 10 Keimlingen/m²]. Bei den eigenen Erhebungen war damit die Dichte durchschnittlich um das Sechsfache höher.

Die von Lesica (2001) in Montana durchgeführte Studie zeigte mit durchschnittlich 10 Keimlingen/100 m², wobei von den untersuchten 17 Beständen 9 eine Dichte zwischen 0 und 1 Keimling/100 m² aufwiesen, ebenso deutlich geringere Keimlingsdichten als bei den eigenen Erfassungen. Bei Untersuchungen am Missouri in Nord Dakota (USA) wurden in 34 Auenwaldbeständen durchschnittliche Keimlingsdichten der Rot-Esche von 6,7 Stück/m² erfasst (Johnson et al. 1976). Dabei traten hohe Keimlingsdichten der Baumart vor allem in Beständen mit mittleren und hohen Nitrat-Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumgehalten auf. Johnson (1988) gibt für Aufnahmen in Wisconsin Keimlingsdichten der Rot-Esche zwischen 0 bis 16 Keimlingen/m² und einem Mittel von 3 Keimlingen/m² an.

Somit kann geschlussfolgert werden, dass die Rot-Esche im Gebiet der mittleren Elbe hohe Keimlingsetablierungschancen hat und auf geeigneten Standorten hohe Dichten von Keimlingen ausbildet. Trotz dieser hohen Keimlingsdichtewerte kann nicht abschließend beurteilt werden, ob *Fraxinus pennsylvanica* im gesamten Ausbreitungsareal Mittlere Elbe erfolgreicher keimt als im Naturareal. Dafür wären weitere Untersuchungen notwendig.

Die Modellierung der Keimlingsetablierung mit WaldStat ergab Fernausbreitungsdistanzen vom Mutterbaum von etwa 32 m. Trotz deutlich größerer Entfernungen bei der Samenausbreitung treten Keimlinge häufiger in größerer Nähe zur Samenquelle auf. Für *Fraxinus excelsior* konnten Schöne & Jentsch (2007) feststellen, dass Keimlinge eher geklumpt in einem Abstand von 8,5 m um den Mutterbaum auftreten, obwohl die direkte Nähe zum Mutterbaum eine Zone mit hohen Mortalitätsraten ist. Gründe dafür sind Wurzelkonkurrenz, Beschattung durch den Altbaum und die Konkurrenz zu anderen Jungpflanzen aufgrund hoher Dichten. Auch Allelopathie wird von Schöne & Jentsch (2007) für die Keimlingsdichtemuster diskutiert, wobei dieser Effekt noch für mitteleuropäische Laubwälder weiter zu prüfen ist. Die Etablierungschancen sind aus den genannten Gründen in größerer Entfernung zum Mutterbaum deutlich höher. Diesen Zusammenhang verdeutlicht sehr gut die Etablierungskurve für die Gattung *Fraxinus* von Green (1983) (Abbildung 5.10). Mit zunehmender Entfernung vom Mutterbaum steigt die Anzahl an Schutzstellen, da die dadurch bedingten Konkurrenzeffekte zurückgehen. Gleichzeitig nimmt jedoch die Dichte ausgestreuter Diasporen ab. Aus diesem Grund befindet sich das Maximum etablierter Keimlinge bei mittleren Ausbreitungsdistanzen vom Mutterbaum. Für *Fraxinus pennsylvanica* sind im Untersuchungsgebiet zwar potenziell Ausbreitungsentfernungen der Diasporen von um die 150 m, wie in Kapitel 4 dargestellt, möglich. Für das Management der Baumart sind jedoch die Entfernungen bis zu denen der Großteil an Diasporen erfolgreich keimt von größerer Bedeutung, da hierin die Chancen für eine Etablierung der Baumart am Standort liegen. Diese Ergebnisse gelten für Hartholzauenwälder im geschlossenen Waldbestand. Keimlingsdichten in Flutrinnenhabitaten können unter Umständen andere Dichten aufweisen, was jedoch nicht untersucht werden konnte.

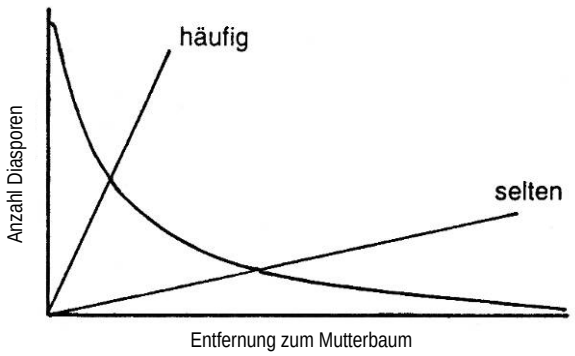


Abb. 5.10: Zusammenhang zwischen Diasporenausbreitungskurve und der Dichte von Schutzstellen für die Gattung *Fraxinus* (nach Green 1983).

Wie bereits in Kapitel 4 erwähnt, gibt Johnson (1988) für die Ausbreitungsfähigkeit von *Fraxinus pennsylvanica* einen signifikanten Rückgang der Sämlingsdichte in 99 m Entfernung vom Mutterbaum an. Die mit WaldStat errechneten Entfernungen liegen weit darunter.

Der tatsächliche Verjüngungserfolg hängt jedoch nicht allein von der Anzahl gekeimter Samen ab, sondern in besonderem Maße von dem Überleben der gekeimten Jungpflanzen. Die Entwicklung der Verjüngungspflanzen wird in Kapitel 6 näher beleuchtet.

5.4.2 Dauerbeobachtungsflächen

Erfassungen zu Pflanzendichten über einen längeren Zeitraum an ein und derselben Stelle dienen der Untersuchung der Mortalität bzw. dem Überleben der Pflanzen. Für *Fraxinus pennsylvanica* wurden im Untersuchungsgebiet Daten zu Keimlingsdichten während einer gesamten Vegetationsperiode erhoben. Leider war es nicht möglich, die untersuchten Flächen im Folgejahr erneut zu erfassen, da die Markierung zerstört wurde.

Die auf den beiden Dauerbeobachtungsflächen erhobenen Keimlingsdichten zu Beginn und auch zum Ende der Untersuchung zeigten auf beiden Flächen eine um ein Vielfaches höhere Keimlingsdichte als der Mittelwert der Dichte der 80 erhobenen Plots. Obwohl Fläche 2 deutlich schattiger war als Fläche 1, war die Keimlingsdichte im Vergleich zum Mittelwert aller Plots sehr hoch. Die Ausfallrate bei Pflanzen ist allgemein im Keimlingsstadium am höchsten. Erst mit zunehmendem Alter und der Ausbildung unter- und oberirdischer Organe sinkt die Sterblichkeit der Pflanzen ab (Rabotnov 1995).

Johnson et al. (1976) haben in ihren Untersuchungen am Missouri in Nord Dakota (USA) herausgefunden, dass die Durchmesserverteilung der Rot-Esche einer negativ exponentiellen Kurve gleicht: Die größten Dichten werden in den kleinsten Durchmesserklassen erreicht und die Mortalität von einer Klasse in die nächste entspricht einem konstanten prozentualen Anteil. Trotz dieser hohen Mortalitätsraten dominierte die Baumart in der genannten Untersuchung die höher gelegenen Auenwaldterrassen in Mischung mit *Ulmus americana* und *Acer negundo*. Ergebnisse von Küßner & Wagner (2002) im Untersuchungsgebiet Mittlere Elbe haben für *Fraxinus pennsylvanica* gezeigt, dass über einen Zeitraum von drei Jahren mit einer kumulativen Mortalität von 72 % gerechnet werden muss. Bei diesen Untersuchungen starb über die Hälfte der Sämlinge in der ersten Vegetationsperiode. Die Sämlinge erwiesen dabei sowohl auf höheren als auch auf tiefer gelegenen Standorten eine deutliche Abhängigkeit der Mortalitätswahrscheinlichkeit von der verfügbaren Strahlung. In

den ersten zwei Jahren nach erfolgter Keimung ist intraspezifische Konkurrenz zwischen den Sämlingen nicht ausschlaggebend für die Mortalitätsraten, sondern in erster Linie das Licht (Küßner 2003).

Dieser Zusammenhang wird an den eigenen Ergebnissen ebenso deutlich: Auf Fläche 2 mit höherer Beschattung starben in der erfassten Vegetationsperiode 41 % der Keimlingspflanzen, wohingegen auf Fläche 1 nur eine Mortalität von 7 % zu verzeichnen war. Generell ist es für Samen der Rot-Esche kein Problem unter Beschattung zu keimen (Sutherland et al. 2000). Jedoch liegt nach Küßner (2003) die Minimumschwelle für eine ideale Verjüngungsnische für *Fraxinus pennsylvanica* bei Annahme einer Höhenlage von 58 m ü.NN für das kritische Level (Mortalitätswahrscheinlichkeit $p = 0{,}5$) bei einer Lichtverfügbarkeit von 0,08 in 0,1 m Höhe. Ebenso berichtet Taylor (1972) in Ergebnisdarstellungen zu Untersuchungen in Michigan (USA), dass Keimlinge von *Fraxinus pennsylvanica* unter geschlossenem Kronendach nur gelegentlich auftreten. Demnach sind offene Bereiche mit viel Licht und wenig Konkurrenz in der Krautschicht notwendig, um ein Überleben der Keimlinge zu sichern. Lücken und Offenbereiche, die innerhalb der ersten Vegetationsperiode der Keimlinge entstehen, sind daher eine günstige Voraussetzung für ein erfolgreiches Überleben und Wachstum. Für die in der vorliegenden Untersuchung erhobenen Flächen der Keimlingsetablierung wurde auf eine genaue Charakterisierung der Standortsparameter für Licht (PAR-Strahlung) und Feuchtigkeit verzichtet. Allerdings sind dadurch keine Auswertungen zur Einflussgröße dieser Umweltfaktoren möglich.

Untersuchungen von Cosgriff et al. (2003) zur Dynamik von Keimlingsdichten unterschiedlicher Baumarten am Mississippi (USA) ergaben, dass *Fraxinus pennsylvanica* signifikant höhere Überlebenswahrscheinlichkeiten in trockneren Bereichen der Auenwälder hat als in feuchteren und sie die trockeneren Bereiche daher auch in Zukunft dominieren wird, wobei sie dennoch wesentlicher Bestandteil der feuchteren Bereiche ist. Ebenso konstatiert Taylor (1972) ein Vorkommen der Rot-Esche vor allem in feuchten Bereichen mit periodischer Überflutung. Inwiefern dieses Verhalten auch auf das Gebiet der Mittleren Elbe übertragen werden kann, konnte nicht abschließend geklärt werden, da keine Untersuchungen zur Überlebenswahrscheinlichkeit in unterschiedlich feuchten Ausbildungen der Hartholzauenwälder durchgeführt werden konnten. In Kapitel 6 wird allerdings differenziert auf das Vorhandensein von Jungpflanzendichten der Rot-Esche in unterschiedlichen Habitaten dieses Waldtyps für das Untersuchungsgebiet eingegangen. Bei Aufnahmen von Boerner & Brinkmann (1996) im Bundesstaat Ohio (USA) betrug die durchschnittliche Überlebensrate der Eschen-Keimlinge fünf bis sieben Monate. Im Gegensatz zu anderen Hartholzauengehölzen können sich nach Aussagen von Wright (1959) Jungpflanzen der Rot-Esche zwei bis drei Jahre unter sehr intensiver Unkrautkonkurrenz oder „Überfüllung" behaupten. Unter diesen weniger optimalen Bedingungen wuchsen die Jungpflanzen jedoch nur fünf bis acht Zentimeter pro Jahr in die Höhe. Gewöhnlich sind durchaus Zuwächse von bis zu 40 cm/Jahr in den ersten 6½ Lebensjahren möglich (Wright 1965).

Bei einer Betrachtung des Anteils lebender Jungpflanzen zum Verjüngungspotenzial in der Diasporenbank verjüngt sich *Fraxinus pennsylvanica* nach Küßner & Wagner (2002) weniger effektiv (6 %) als die einheimische *Quercus robur* (26 %). Aufgrund der hohen Absterberaten der Sämlinge der Rot-Esche wird das hohe Verjüngungspotenzial der

Diasporenbank (zwischen 25 und 67 % Anteil gekeimter Baumdiasporen aus der Diasporenbank; siehe Tabelle 3.2) nicht umgesetzt. Für die Baumart *Fraxinus pennsylvanica* muss im Untersuchungsgebiet trotz hoher Keimlingsdichten von hohen Mortalitätsraten und damit einem geringen Überleben an Sämlingen ausgegangen werden. Dies wirkt sich vor allem unter Beschattung, also bei Bestandesschluss, aus. Günstiger gestalten sich dagegen die Bedingungen in Bestandeslücken oder in Flutrinnen. Letztere sind sowohl lichte Bereiche als auch Zonen geringer Konkurrenz zu anderen Arten.

5.4.3 Keimung nach Lagerung im Wasser

Die in der vorliegenden Untersuchung durchgeführte Bestimmung der Keimfähigkeit von *Fraxinus pennsylvanica* nach unterschiedlicher Lagerungsdauer im Wasser ermöglichte eine Abschätzung der möglichen Keimlingsetablierung nach hydrochorer Ausbreitung der Samen. Es konnte getestet werden, ob auch abgesunkene Samen über einen bestimmten Zeitraum ihre Lebensfähigkeit behalten. Das methodische Verfahren zum Test der Keimfähigkeit von *Fraxinus pennsylvanica* hat sich als geeignet erwiesen und wurde bereits von Bonner (1974) mit Erfolg angewendet.

Eine Verwendung der Samen ist trotz des Alters (etwas mehr als ein Jahr) akzeptabel, da Samen der Rot-Esche laut Barton (1945; in Bonner 1974) eine Lagerungsfähigkeit von bis zu sieben Jahren ohne Verlust der Lebensfähigkeit haben. Dies bestätigen auch Untersuchungen von Steinbauer (1937), der eine gute Lagerungsfähigkeit bei geringem Wassergehalt für Samen der Rot-Esche über mehrere Jahre bescheinigt. Gleichzeitig erfolgte durch die Lagerung bei 5 °C eine Stratifizierung der Samen (Cram & Lindquist 1982).

In den Untersuchungen von Rösler (2007) im Gebiet der Mittleren Elbe konnte bereits gezeigt werden, dass Hochwasser auf die Vegetation der Auenwälder im Untersuchungsgebiet einen starken Einfluss hat. Bei Erfassungen des hydrochoren Diasporeneintrags in den Hartholzauenwald nach Hochwasserereignissen innerhalb dieser Untersuchung konnten auch Samen von *Fraxinus* spec. bestimmt werden. Es ist zu vermuten, dass darunter auch Samen von *Fraxinus pennsylvanica* waren, weil diese im Bereich des untersuchten Teils des Saalberghaus vereinzelt im Bestand vorhanden sind. Die Artbestimmung erfolgte von Rösler nach der Keimungsmethode (4 Keimlinge *Fraxinus* spec.). Die gefangenen Diasporen wurden vor der Keimung jedoch nicht ausgezählt. Daher sind keine Rückschlüsse auf den tatsächlichen Anteil hydrochor eingebrachter *Fraxinus* spec.-Diasporen möglich.

In der vorliegenden Untersuchung wurde für die Samen von *Fraxinus pennsylvanica* in der Nullvariante eine Keimrate von ca. 53 % erzielt. Eine ähnliche Keimrate (59 %) konnte auch in eigenen Vorversuchen mit Samen aus 2007 ohne Lagerung im Wasser erreicht werden. Abweichend davon wurde auch ein Probeversuch unter identischen Bedingungen mit Samen aus 2006 durchgeführt, wobei eine Keimrate von 81 % erzielt wurde. Für stratifizierte Samen der Rot-Esche, die nicht in Wasser gelagert wurden, wird in der Literatur eine Keimrate von 75 % in 20 Tagen angegeben. Bonner (1974) nennt 70-71 % bei einer Dauer von 20-21 Tagen. Die Ergebnisse der Nullvariante der eigenen Versuche liegen deutlich darunter. Keimprozente in dieser Höhe wurden nur bei den Varianten 10 bzw. 15 Tage Lagerung im Wasser erreicht. Von Taylor (1972) wurden für *Fraxinus pennsylvanica* nach Stratifizierung der Samen (30 Tage bei 30 °C gelagert und bei 5 °C unter Wasser 90 Tage

stratifiziert) bei Keimversuchen unter Gewächshausbedingungen Keimprozente im Mittel zwischen 59,1 und 63,2 % erzielt. Untersuchungen von DuBarry (1963) haben ergeben, dass die Keimfähigkeit von Rot-Esche durch eine Lagerung in Wasser verbessert wird. Dies kann durch die eigenen Ergebnisse bestätigt werden. Bei den Untersuchungen von DuBarry betrug nach 30 Tagen Stratifikation und einer anschließenden 30-tägigen Lagerung in 5 cm tiefem Wasser die Keimfähigkeit der Samen 30 %. Dabei keimten die Samen sogar während der Lagerung im Wasser. DuBarry bezeichnet die Rot-Esche als eine Baumart mit weichschaligen Samen (Nitrogen-free-extract [NFE] > 28), auf die Wasser in seinen Untersuchungen vorteilhafte Auswirkungen auf die Keimfähigkeit hatte.

Marshall (1981) testete verschiedene Varianten zur Brechung der Dormanz bei *Fraxinus pennsylvanica*. Dabei wurde auch der Einfluss von Lagerung im Wasser auf unstratifizierte Samen untersucht. Wasser diente in dieser Form als Dormanzbrecher. Es wurden jedoch nur sehr geringe Keimraten von 10 bzw. 40 % bei zusätzlicher Entfernung des Perikarpes und des Endosperms festgestellt. Kennedy (1990) nennt ebenfalls die Methode der Lagerung im Wasser für eine Dauer von 90 bis 120 Tagen bei 2 bis 4 °C als Dormanzbrecher. Clausen (1979) dagegen spricht von 10 Tagen Lagerung in Wasser zur Stratifizierung der Samen. In der vorliegenden Untersuchung wurde nach einer Lagerungsdauer von 15 Tagen ein Keimprozent von 78 % erreicht. Dies ist deutlich höher als die Angaben aus den genannten Untersuchungen. Generell ist Wasser eine wichtige Vorraussetzung für den Keimungsprozess. Die lufttrockenen Samen saugen das Wasser in die Membranen ein und stellen diese wieder her (Bradbeer 1988). Daher ist der verzögerte Keimstart der Samen der Nullvariante eine Folge der notwendigen Wasseraufnahme, die bei den in Wasser gelagerten Samen bereits erfolgen konnte. Eine Wasseraufnahme auf Filterpapier benötigt deutlich mehr Zeit, da der Same nur an der Hälfte seiner Oberfläche Kontakt zum Wasser hat (Bewley & Black 1978). Caixia & Rongfu (1991) haben nachgewiesen, dass Endosperm und Perikarp bei *Fraxinus pennsylvanica* ABA[53] enthalten. Da ABA ein so genanntes „Stresshormon“ ist, steigt die Biosynthese von ABA in der Pflanze bei Wassermangel rasch an (Kutschera 1995). Bei ausreichender Wasserversorgung, welche die Lagerung der Samen in Wasser darstellt, sinkt der ABA-Gehalt. Es kann nur vermutet werden, dass dies eine weitere mögliche Ursache der raschen Keimung nach Lagerung im Wasser ist. Experimente zum ABA-Gehalt bei Lagerung der Samen in Wasser fehlen bislang. Die Wasseraufnahme ist während der ersten Phase des Keimungsprozesses ohne Verlust der Lebensfähigkeit reversibel (Bradbeer 1988). Bereits Ulbrich (1928) hat darauf hingewiesen, dass Wasser einen fördernden Einfluss auf die Keimung hat. Sutherland et al. (2000) erwähnen, dass *Fraxinus pennsylvanica* ein feuchtes Keimbett benötigt. Dies zeigt die deutliche Abhängigkeit der Samen von der Verfügbarkeit an Wasser und erklärt den verbesserten Keimungserfolg nach Lagerung im Wasser.

Kowarik & Säumel (2008) führten ähnliche Versuche zum Einfluss des Aufenthaltes in Wasser auf die Keimfähigkeit bei *Ailanthus altissima* durch. Auch hier wurde der Keimstart durch den Aufenthalt im Wasser beschleunigt. Nach einer Aufenthaltsdauer von über 10 Tagen sank jedoch die Keimfähigkeit der Samen deutlich ab.

[53] ABA: Abscisinsäure (Dormin) ist ein Phytohormon in Gefäßpflanzen, welches für die Einleitung und Aufrechterhaltung der Dormanz verantwortlich ist. Es induziert LEA-Proteine, die für die Austrocknungstoleranz wichtig sind.

Aussagen zum Keimverhalten von *Fraxinus pennsylvanica* nach längerer Lagerungsdauer in Wasser als der hier untersuchten 15 Tage können nicht getroffen werden. In dieser Hinsicht besteht noch Forschungsbedarf. Zu vermuten ist jedoch, dass eine längere Lagerungsdauer keinen weiteren linearen Anstieg des Keimprozentes verursacht. Von Interesse wäre dabei vor allem, wie sich die Keimrate der Rot-Esche vor dem Hintergrund von Extremhochwässern oder einer Verbreitung über Flutrinnen verhält, da dabei mit einer länger andauernden Lagerung der Samen im Wasser, als der hier untersuchten, gerechnet werden muss. Ebenso wenig können direkte Rückschlüsse auf die Keimlingsetablierung an Ufersäumen bzw. Randbereichen von Flutrinnen nach erfolgter hydrochorer Ausbreitung der Samen gezogen werden. Hierzu sind weitere Untersuchungen unter Freilandbedingungen notwendig.

In der vorliegenden Arbeit wurde der Einfluss der Temperatur während der Lagerung im Wasser auf die Keimfähigkeit der Samen nicht berücksichtigt. Der Versuch selbst erfolgte unter Raumtemperatur. Eine Ausbreitung der Samen bei niedrigeren Temperaturen, wie zum Beispiel während einer Ausbreitung im Winter, könnte andere Ergebnisse der Keimfähigkeit bedingen. Zu vermuten ist, dass die niedrigere Temperatur ein Sinken der Keimfähigkeit zur Folge haben könnte (Ruaux et al. 2009). Ergebnisse hierzu stehen noch aus.

5.4.4 Diasporenbank

Der Aufbau einer Diasporenbank ist ein Schlüsselfaktor im Ausbreitungsprozess einer gebietsfremden Art. Im Zuge der Entwicklung eines erfolgreichen Managementkonzeptes von Neophyten ist es notwendig, auch Informationen über die Diasporenbank der Art zu haben. Für die Untersuchung der Diasporenbank von *Fraxinus pennsylvanica* wurde das Vergrabungsverfahren gewählt, da es die Möglichkeit bietet, die Lagerungsfähigkeit von Samen im Boden zu überprüfen. Das Keimverfahren vermittelt nur einen Eindruck über den momentanen Aufbau der Diasporenbank, nicht aber über das Alter der darin befindlichen Samen. Methodisch ähnliche Versuche bei Bäumen wurden auch von Marchante et al. (2008) für *Acacia longifolia* bzw. von Grunicke (1996) für *Robinia pseudoacacia* durchgeführt. Die Langlebigkeit von Diasporen im Boden ist nicht allein artspezifisch, sondern hängt im Wesentlichen auch von Standortfaktoren wie Temperatur und Überflutung ab. Die Dauerhaftigkeit der Samen kann ebenso in Abhängigkeit von der Lagerungstiefe im Boden variieren. Zusätzlich beeinflusst der Erntetermin und der damit verbundene innere und äußere Zustand der Samen bzw. der Vergrabungstermin die Dauerhaftigkeit der Diasporenbank (Grunicke 1996).

Die im vorgestellten Versuch verwendeten Diasporen entstammen Diasporenfallen und wurden demzufolge erst nach Reife der Samen vom Mutterbaum abgelöst. Das methodische Vorgehen sah das Testen unterschiedlicher Lagerungstiefen bzw. unterschiedlicher Vergrabungstermine nicht vor. Daher sind hierzu keine Aussagen zu *Fraxinus pennsylvanica* möglich. Eine Vergrabung im Herbst oder Frühjahr kann zu verschiedenen Ergebnissen der Langlebigkeit von Diasporen führen, da Samen bereits im Herbst auskeimen können (Zieverink et al. 2009). Im vorgestellten Versuch zur Diasporenbank von *Fraxinus pennsylvanica* wurden die Diasporen im Winter/zeitigen Frühjahr (Mitte Februar) vergraben, da aus der Literatur bekannt ist, dass die Samen der Rot-Esche, welche im Herbst und Winter

verbreitet werden, im nächsten Frühjahr keimen (Taylor 1972). Die Lagerung der Samen bei 5 °C entspricht etwa der Durchschnittstemperatur während der Überwinterung im Untersuchungsgebiet. Da die Vergrabung erst Mitte Februar erfolgte, sind jedoch Verluste der Diasporenbank über die Wintermonate nicht enthalten. Die ausgegrabenen Samen wurden teilweise verzögert, d.h. nicht sofort nach der Ausgrabung, auf ihre Keimfähigkeit hin getestet. Dies könnte unter Umständen Einfluss auf die Keimungsrate bzw. Dormanz der Diasporen gehabt haben. Ob dies für die Samen von *Fraxinus pennsylvanica* zutrifft, kann nicht beurteilt werden.

In der Aufstellung des Pflege- und Entwicklungsplanes für das Naturschutzgroßprojekt „Mittlere Elbe“ wurde aufgrund einer Auskeimung von Rot-Esche auf einer Eichen-Saatfläche der Aufbau einer mehrjährigen Diasporenbank vermutet, da fruktifizierende Rot-Eschen auf der Saatfläche fehlten. Diese Vermutung kann jedoch mit den eigenen Untersuchungen nicht bestätigt werden. Die Samen der Rot-Esche fallen nach ihrer Reife bis in den Winter hinein ab. Laut Taylor (1972) keimen etwa 50 % der Samen im Frühjahr nach der Ausstreu, die restlichen Samen im darauf folgenden Jahr. Dieses Keimverhalten der Rot-Esche wird von Taylor (1972) durch ein geringeres Vorhandensein an Endosperm im Vergleich zur Weiß-Esche begründet. Dass ein Teil der Samen überliegt, konnte durch die eigenen Ergebnisse der Untersuchung zur Diasporenbank bestätigt werden. Eine mehrjährige Diasporenbank, wie von Sutherland et al. (2000) angegeben, war jedoch nicht nachzuweisen. Diese Autoren vermuten, dass die Samen der Rot-Esche mehr als fünf Jahre in der Samenbank lebensfähig bleiben. Dies ist die einzige Quelle, die eine derart lange Samenbank angibt, wobei von Sutherland et al. (2000) keine eigenen Untersuchungen durchgeführt wurden, sondern sich diese Aussage auf Auswertungen verschiedener Literaturquellen stützt. Andere Autoren geben wesentlich andere Werte an, die deutlich mit den Ergebnissen der eigenen Untersuchungen harmonisieren.

Meadows et al. (2006) haben Vergrabungsversuche (Termin Januar 1993) über einen Zeitraum von fünf Jahren u.a. für Samen von *Fraxinus pennsylvanica* in einer Bodentiefe von 2,5 cm an drei verschiedenen Standorten in Louisiana und Mississippi (USA) durchgeführt. Ihre Ergebnisse haben gezeigt, dass die Samen der Rot-Esche nach einem Jahr mit einer Keimfähigkeit von 18 %, 19 % bzw. 26 % noch lebende Samen vorzuweisen hatten. Im zweiten Jahr war jedoch nur noch an einem Standort eine Keimfähigkeit von 3 % nachzuweisen. An allen anderen Untersuchungsorten und in den folgenden Jahren waren keine keimfähigen Samen der Rot-Esche mehr nachzuweisen. In den eigenen Untersuchungen (Termin Februar 2007) lag die Keimfähigkeit nach zwölf Monaten Lagerung in der Diasporenbank bei 36 %. Dies ist deutlich höher als die von Meadows et al. (2006) angegebene Keimfähigkeit. Die Ergebnisse gleichen sich jedoch in der Langlebigkeit der Diasporen im Boden: Nach etwas mehr als einem Jahr war nur noch ein unwesentlicher Teil der Samen keimfähig. Meadows et al. (2006) schlussfolgern, dass die Samen von *Fraxinus pennsylvanica* deshalb nicht lange überliegen, da durch die hohe jährliche Samenmengenproduktion eine Erhaltung der Lebensfähigkeit in der Diasporenbank nicht nötig ist. Prasad et al. (2007) geben in ihrer Baumartenliste für Rot-Esche eine Samenbank von 1+ Jahren an. Farrar (2000) erwähnt in seinen Ausführungen die Rot-Esche als eine Art mit kurzlebiger Diasporenbank.

Von Barbour (2007) wird für die Samen von *Fraxinus pennsylvanica* eine intermediäre physiologischen Dormanz[54] angegeben. Herausgetrennte Embryonen keimen, sonst ist eine Vorkühlung von sechs Monaten erforderlich. Die Kälteeinwirkung führt zu Stoffwechselprozessen, die die Wirkung der Inhibitoren schwächen oder aufheben. Gibberelline, Kinetin oder Thiocarbamid können den Vorkühlungsbedarf verkürzen.

Die Dormanz selbst wird häufig von Hormonen gesteuert. Untersuchungsergebnisse von Caixia & Rongfu (1991) haben gezeigt, dass die Keimungsfähigkeit von isolierten Embryos von *Fraxinus pennsylvanica* sehr hoch war (> 90 %). Die Keimung der Samen wurde durch das Endosperm und das Perikarp, welche ABA enthalten, und andere endogene Inhibitoren behindert. Obwohl die Höhe des ABA-Gehaltes während der Samenentwicklung und -lagerung recht variabel ist, beeinflusste diese Schwankung nicht die Dormanz. Dies hat gezeigt, dass endogenes ABA womöglich eine bestimmte Rolle bei der Samendormanz spielt, wenn auch keine sehr bedeutsame. Andere Inhibitoren können trotzdem einen signifikanten Effekt auf die Samendormanz ausüben oder mit ABA zusammen wirken. Die Untersuchungen von Sondheimer et al. (1968) an *Fraxinus americana* haben gezeigt, dass der Gehalt an ABA durch eine Vorkühlung der Samen deutlich sinkt und dies physiologische Auswirkungen auf den Keimungsprozess hat, da durch die Kühlung die Keimrate erhöht wird.

Nach Steinbauer (1937) gehört der Samen der Rot-Esche zu den Samentypen, bei denen sich der Embryo bei Reife auf die volle Länge des Samens ausgedehnt hat. Diese Samentypen keimen nach einer Kältestratifizierung rasch. Für *Fraxinus pennsylvanica* erwies sich dabei eine Lagerung über drei Monate bei 5 bis 10 °C als sinnvoll. Diesen Temperaturen sind die Samen nach ihrer Ablösung vom Mutterbaum im Herbst und Winter bis zur Keimung im Frühjahr in unseren Breiten ausgesetzt (mittlere Dezember-, Januar- und Februartemperatur für Köthen 0,4 °C). Dies ermöglicht der Rot-Esche ein rasches Auskeimen bei ansteigenden Temperaturen im Frühling.

Laut Ashley & Preece (2004) wirkt die Dormanz der Rot-Esche mittels Wachstumsinhibitoren, jedoch wird beim Ablösen der Samen die Keimung stimuliert. Nach deren Aussagen ist die Dormanz von *Fraxinus pennsylvanica* weniger tief als die von *F. americana*. Ihre Untersuchungen haben ergeben, dass die Rot-Esche ausreichend Zuckerstoffe zur Energieversorgung des Keimlings besitzt.

Vergleichend mit Ergebnissen von Küßner & Wagner (2002), die die Diasporenbank der Rot-Esche nach der Keimungsmethode im Gebiet der mittleren Elbe (Tab. 3.2) getestet haben, waren Diasporen von *Fraxinus pennsylvanica* darin mit 67 % überproportional häufig vertreten. Dabei bleibt unbekannt, wie alt die Samen in der Diasporenbank waren.

Obwohl die Samen von *Fraxinus pennsylvanica* lange lagerungsfähig[55] und dabei lebensfähig bleiben (siehe dazu Bonner 1974; Steinbauer 1937), ist diese Spanne der Lebensdauer nicht übertragbar auf die Lebensdauer in der Diasporenbank (Bewley & Black

[54] Physiologische Dormanz (PD) ist nach Finch-Savage & Leubner-Metzger (2006) die häufigste Form der Dormanz. Bei PD ist der Embryo voll entwickelt, wird aber durch Inhibitoren an der Keimung gehindert. Sie wird in drei Stufen eingeteilt: tiefe, intermediäre und nichttiefe PD. Bei intermediärer PD der Samen produzieren herausgelöste Embryonen normale Keimlinge. Die Samen benötigen eine zwei- bis dreimonatige Kaltstratifizierung. Eine Trockenlagerung der Samen nach dem Reifen verkürzt die Stratifizierungsdauer.

[55] Beeinflussende Faktoren der Lebensfähigkeit bei Lagerung sind Temperatur, Feuchtigkeit und Sauerstoffgehalt. Allgemein gilt: je tiefer die Temperatur und der Feuchtegehalt, umso länger die Lebensfähigkeit.

1982). Im Boden sind die Samen schnell Feuchte ausgesetzt und ohne ausgeprägte Dormanz kommen die Samen rasch zur Keimung. Im eigenen Versuch konnte bei den Diasporenentnahmen nicht unterschieden werden, welche Samen durch Auskeimen in der Vergrabungsphase verloren gingen und welche direkt ihre Lebensfähigkeit verloren haben.

5.5 Zusammenfassung

Die Untersuchungen zu Keimung, Keimlingsetablierung und Dormanz der Samen von *Fraxinus pennsylvanica* kennzeichnen diese Baumart mit einem hohen Verjüngungspotenzial. Die durchgeführten Keimversuche ergaben Keimraten von rund 53 %. Die Untersuchungen zur Keimfähigkeit der Samen nach Lagerung in Wasser zeigten, dass nach einer Aufenthaltsdauer von 15 Tagen die Lebensfähigkeit und damit die Keimfähigkeit der Samen durch das Wasser nicht beeinträchtigt werden. Im Gegensatz dazu keimten die Samen nach Lagerung im Wasser schneller aus und zeigten deutlich höhere Keimprozente. Dadurch wird ein Erfolg von hydrochor verbreiteten Samen verbessert. Mit diesen Ergebnissen konnte die aufgestellte Hypothese „Die Keimfähigkeit von *Fraxinus pennsylvanica* wird durch die Lagerung der Samen im Wasser vermindert.“ eindeutig widerlegt werden. Dagegen wird die aufgestellte Hypothese „Die Samen der Rot-Esche kennzeichnet eine hohe Keimfähigkeit“ bestätigt. Offen bleiben Untersuchungen zur Keimlingsetablierung der Baumart nach Ausbreitung und Aufenthalt der Samen im Wasser.

Die Untersuchungen zur Diasporenbank der gebietsfremden Baumart ergaben, dass die Samen nicht länger als ein Jahr in der Diasporenbank überliegen können. Damit konnte dargestellt werden, dass *Fraxinus pennsylvanica* zu einem Aufbau einer Diasporenbank über mehrere Jahre nicht in der Lage ist. Die These „Die Rot-Esche baut eine langjährige Diasporenbank auf“ muss deshalb verworfen werden.

6 Untersuchungen zur Verjüngung auf unterschiedlichen Standorten im Hartholzauenwald

6.1 Einleitung

Das Vorhandensein bzw. Fehlen sowie die Dichte von Pflanzenpopulationen sind nicht nur abhängig vom Fruktifikationseintritt, der Verfügbarkeit von Samen und deren Ausbreitungsentfernungen, sondern vor allem auch von der Häufigkeit von ‚safe sites' (Harper 1977). In diesen ‚safe sites' können die Samen keimen und sich die Jungpflanzen etablieren. Unter Etablierung[56] versteht man hier das „Fußfassen" einer Art an einem vorher nicht besiedelten Wuchsplatz (Urbanska 1992, S. 80ff.). Eine erfolgreiche Keimlingsetablierung, welche die erste Voraussetzung der Ansiedlung einer Pflanze ist, garantiert noch nicht eine erfolgreiche Weiterentwicklung der Pflanze. Eine Art kann nur Habitate dauerhaft besetzen, wenn sich die anfälligsten Lebensstadien auch durchsetzen können (Larcher 2001). Für den weiteren Wachstumsprozess hat die Pflanze unter Umständen andere Anforderung an die abiotischen Umweltfaktoren als zum Zeitpunkt der Keimung. Dies erklärt die hohe Sterblichkeit in dieser Lebensphase. Licht ist ein Schlüsselfaktor im Wachstumsprozess der Verjüngung, der in Kombination mit Wasser und Nährstoffen den Verjüngungserfolg entscheidend beeinflusst (Burschel & Schmaltz 1965; Emborg 1998). Für den Auenwald ist dabei zusätzlich der Faktor Überflutung maßgeblich (Küßner & Wagner 2002). Entscheidend ist hier für die Pflanze sich durch Konkurrenzstärke am Standort zu behaupten. Eine Liste von potenziell relevanten (Umwelt-)Variablen, welche auf Keimung, Wachstum und Etablierung von (Gehölz-)Arten Einfluss haben, enthält Knoerzer (1999, Anhang 1). Verjüngungspflanzen kann man aufgrund ihres ontogenetischen Zustandes in vier verschiedene Gruppen der virginilen Phase[57] gliedern: Keimlinge, juvenile Pflanzen, Jungpflanzen und immature Individuen (Rabotnov 1995). Die Dauer der virginilen Phase einzelner Individuen kann aufgrund kleinstandörtlicher Heterogenitäten und der Einwirkung von Konkurrenzbeziehungen sehr unterschiedlich sein.

Einen Einfluss auf die Entwicklung von Verjüngungspflanzen haben der Altbestand, die Begleitvegetation, Wechselbeziehungen innerhalb der Verjüngungspflanzen (Ammer et al. 2004) ebenso wie der Verbiss durch Wild. Die Einflussfaktoren auf die Entstehung und Entwicklung von Verjüngung sind sehr komplex, lassen sich aber grundsätzlich in anthropogene (z.B. Bewirtschaftung, Schadstoffe), biotische (z.B. Vegetation, Tiere, Pilze) und abiotische (z.B. Licht, Wind, Boden) Einflüsse differenzieren. Als wesentlich erwähnt dabei Wagner (1999) vor allem das Strahlungsangebot und die Altholzwurzelkonkurrenz. Die Summe aller durch die Einflussfaktoren gesteuerten Prozesse spiegelt sich in der Struktur der Verjüngung ebenso wie im Habitus jeder Verjüngungspflanze wider. Daher sind die an Verjüngungspflanzen erhobenen und gemessenen Größen wie Höhen oder Zuwächse das

[56] Erneut muss auf die unterschiedliche Verwendung dieses Begriffes hingewiesen werden. Die Anwendung des Terminus in diesem Kapitel ist nicht zu verwechseln mit der Definition nach Harper (1977) in Kapitel 5 bzw. der nach Buttler & Hand (2008). Etablierungswachstum beinhaltet nach Urbanska (1992, S. 95) jene Wachstumsprozesse und -muster, die mit der Entwicklung eines Keimlings zur Jungpflanze verbunden sind.

[57] Umfasst alle Entwicklungsstadien vom Keimling bis zum erwachsenen, blühfähigen Individuum (Rabotnov 1995).

aggregierte Ergebnis von endogenen und exogenen physiologischen Prozessen. Eine redundanzfreie Trennung der zahlreichen Einflussfaktoren ist in den meisten Fällen nicht möglich (Herling 2005).

Welche Pflanzendichten die jeweilige Art am Standort aufrechterhalten kann, wird u.a. darüber entscheiden, welche Rolle sie in der weiteren Bestandesentwicklung einnehmen kann. Daher ist der ausgewählte Prozess der Verjüngungsetablierung gerade auch bei der Ausbreitung einer gebietsfremden Baumart von besonderer Relevanz, da erst die erfolgreiche Etablierung als Verjüngung am Standort eine Auswirkung für die weitere Bestandesentwicklung haben kann (Verdrängung einheimischer Arten, Standortsveränderung durch Beschattung).

Für eine weitere Verbreitung im neuen Gebiet ist für eine gebietsfremde Art nicht nur eine effektive Ausbreitung von lebens- und keimfähigen Diasporen wichtig, sondern auch ein erfolgreiches Wachstum und das Hervorbringen neuer fruktifikationsfähiger Organismen. Nur so ist ein weiteres Populationswachstum möglich. Dabei ist die Verfügbarkeit geeigneter Wuchsorte eine entscheidende Voraussetzung. Die Wahrscheinlichkeit, dass geeignete Wuchsorte zur Verfügung stehen, ist höher, wenn die gebietsfremde Art von den Standortbedingungen her sehr unterschiedliche Wuchsorte besiedeln kann (breite ökologische Amplitude, genetische Anpassungsfähigkeit) (Heger 2004).

Wie in Kapitel 3 bei der Beschreibung zum standörtlichen Vorkommen von *Fraxinus pennsylvanica* bereits deutlich wurde, ist diese Baumart in ihrem natürlichen Areal vor allem auf alluvialen Böden an Ufern und in Auen verbreitet. Die Habitate werden dabei als frische oder feuchte Wälder charakterisiert (Taylor 1972, S. 73), in welchen häufig stehendes Wasser präsent ist. Dennoch kann sich die Art aufgrund ihrer großen Standortsamplitude und Anpassungsfähigkeit auch auf anderen Standorten etablieren. Inwiefern sich die Rot-Esche im neuen Areal an der mittleren Elbe auf Bereiche der Aue beschränkt, soll mit den vorgelegten Ergebnissen genauer dargelegt werden. Die Erfassung der Verjüngungsstruktur von *Fraxinus pennsylvanica* im Gebiet der mittleren Elbe soll den Fragen nachgehen: Auf welchen Standorten siedelt sich Naturverjüngung der Rot-Esche bevorzugt an? Welche Struktur haben die Verjüngungsvorkommen (Höhe, Dichte)? Abschließend sollen die Fragen beantwortet werden können: Wird sich die Rot-Esche auch in Zukunft, vor allem in Prozessschutzflächen, erfolgreich etablieren können? Und wenn ja, auf welchen Standorten bevorzugt?

Daraus resultierend wurden zwei Hypothesen aufgestellt:

- Die Rot-Esche etabliert sich erfolgreich in aufgelichteten oder offenen Biotopen, wie z.B. den Flutrinnen.
- Die Etablierung von *Fraxinus pennsylvanica* in Flutrinnen ist erfolgreicher als auf Waldstandorten.

In diesem Kapitel sind zum einen Ergebnisse von Erfassungen der Verjüngungsstruktur von *Fraxinus pennsylvanica* auf unterschiedlichen Standorten im Untersuchungsgebiet an der mittleren Elbe als auch aus dem Naturareal in Pennsylvania hinsichtlich ihrer Struktur analysiert und vergleichend gegenübergestellt. Die Erhebungen der Verjüngung im

Untersuchungsgebiet Mittlere Elbe werden zusätzlich anhand von Simulationsrechnungen zur Samendichteverteilung interpretiert und diskutiert.

6.2 Untersuchungsflächen

Mittlere Elbe

Die 42 Aufnahmeplots zur Untersuchung der Verjüngung von Rot-Esche wurden im Untersuchungsgebiet in den drei Waldgebieten NSG Saalberghau, NSG Steckby-Lödderitzer Forst und im Kühnauer Forst angelegt. Alle Flächen sind Teil des Biosphärenreservates „Mittelelbe“ und somit auch Teil des Naturschutzgroßprojektes „Mittlere Elbe“. Diese drei Gebiete wurden für die Untersuchung der Verjüngungsentwicklung der Rot-Esche ausgewählt, da sie Schwerpunkträume des Vorkommens der Art sind (siehe Kapitel 3 Abbildung 3.8). Die Anzahl der angelegten Plots ist ungleich, je nach Vorkommen der Verjüngung, auf die drei Waldgebiete aufgeteilt: sechs Plots im NSG Saalberghau, 25 im Kühnauer Forst und 11 im NSG Steckby-Lödderitzer Forst. Davon befinden sich sechs Plots in der Kernzone (drei im NSG Saalberghau und drei im NSG Steckby-Lödderitzer Forst). Die Plots wurden nicht dauerhaft vermarkt. Die Abbildungen 6.1, 6.2 und 6.3 geben Auskunft über die Lage der Aufnahmeplots.

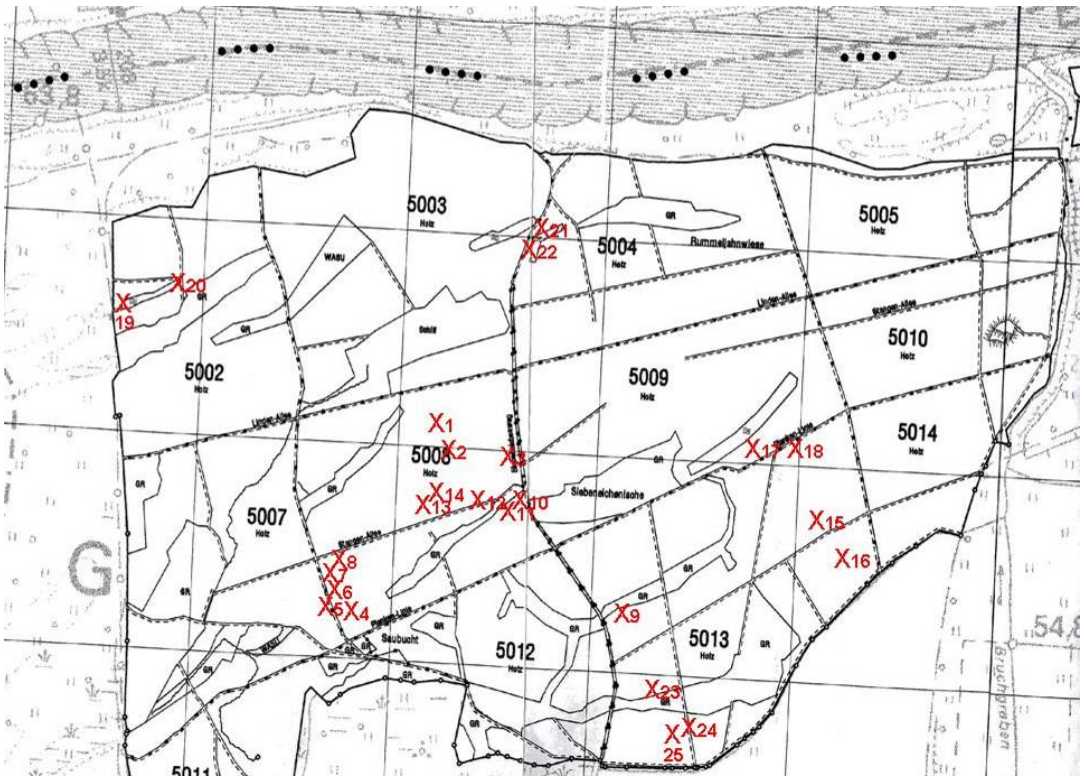


Abb. 6.1: Karte vom Untersuchungsgebiet Kühnauer Forst mit den 25 erfassten Plots (rote Kreuze mit Nummerierung).

Das Gebiet Kühnauer Forst (56-57 m ü.NN), nördlich von Großkühnau gelegen, umfasst etwa eine Fläche von 315 ha und ist kein NSG, aber im geplanten Naturschutzgroßprojekt „Mittlere Elbe“ als Totalreservat vorgesehen.

Das NSG Saalberghau (55-59 m ü.NN) befindet sich im Nordnordwesten der Stadt Dessau westlich der Kläranlage und schließt innerhalb eines Elbknies die Hartholzaue, Auenwiesen, Altwässer und Flutrinnen sowie die Elbe und deren Ufer ein. Es umfasst eine Gesamtfläche von 316 ha. Das Gebiet ist eines der floristisch bedeutendsten an der mittleren Elbe. Das NSG ist zugleich FFH-Gebiet. Die Plots mit der Nummer 26 bis 28 befinden sich in Kernzonenbereichen des NSG, welche an Flächen mit hoher Bestandesbeteiligung von Rot-Esche angrenzen.

Im NSG Steckby-Lödderitzer Forst (51-75 m ü.NN; insgesamt Fläche von 3128 ha; etwa 400 ha davon sind Totalreservat) wurden nur im rechtselbischen Teil (Steutzer Aue) Aufnahmepunkte angelegt. Dieser Teil kann aufgrund der angelegten Sommerdeiche bei höheren Hochwässern überflutet werden und umfasst Hartholzauen in verschiedenen Ausbildungen. Das gesamte NSG ist zugleich Landschaftsschtzgebiet, SPA/FFH-Gebiet und Europareservat.

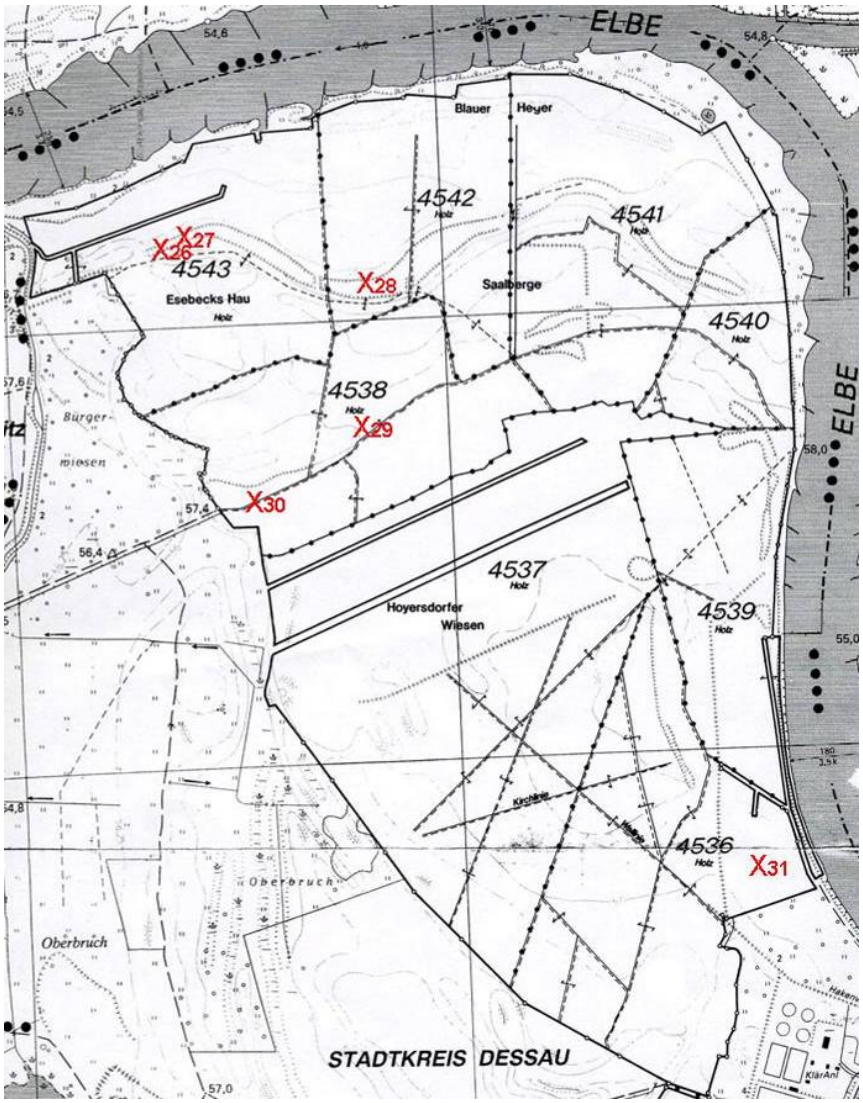


Abb. 6.2: Karte des NSG Saalberghau mit den sechs erfassten Plots (rote Kreuze mit Nummerierung).

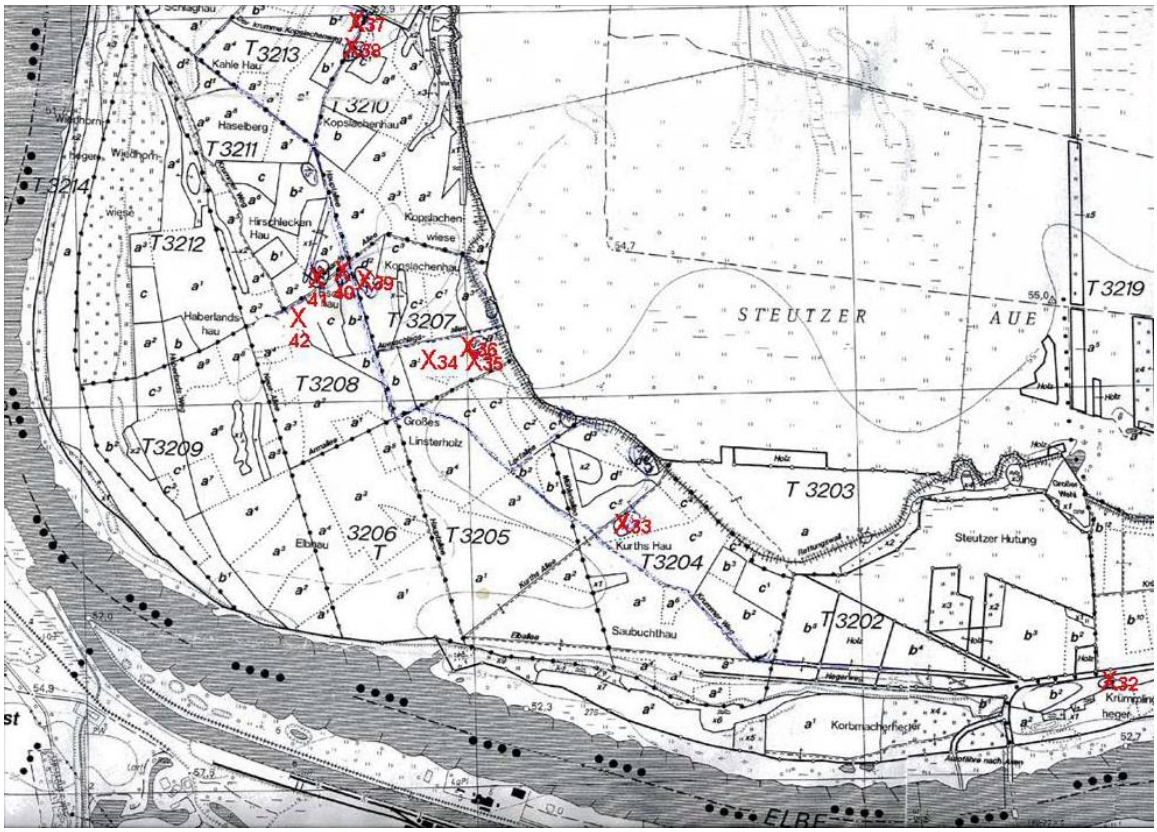


Abb. 6.3: Karte vom NSG Steckby-Lödderitzer Forst, Teil Steutzer Aue, mit den 11 erfassten Plots (rote Kreuze mit Nummerierung).

Pennsylvania, USA

Während eines sechswöchigen Aufenthalts an der Pennsylvania State University in State College (PA) im Februar/März 2007 ergab sich die Möglichkeit, *Fraxinus pennsylvanica* im Heimatareal auf natürlichen Standorten zu erfassen. Hierfür wurden drei Gebiete in der näheren Umgebung von State College ausgewählt: Standing Stone Creek, Whipple Dam State Park und Bald Eagle State Park (Abbildung 6.4).

Standing Stone Creek ist ein Fluss in der Nähe von Jackson Corner, 30,6 km südlich von State College. Whipple Dam State Park befindet sich im Huntingdon County, 19 km südlich von State College und östlich der Pennsylvania Route 26. Der State Park, gegründet im Jahre 1928, umfasst mit seinen 104 ha das Gebiet um den künstlich angelegten Whipple Lake. Bald Eagle State Park dagegen ist ein 2 388 ha großes Gebiet um den aufgestauten Bald Eagle Creek, der nun das Joseph Foster Sayers Reservoir bildet. Dieser State Park befindet im Centre County und ist 35,4 km nördlich von State College gelegen. Insgesamt wurden fünf Plots erfasst, zwei am Standing Stone Creek, zwei im Whipple Dam State Park und ein Plot im Bald Eagle State Park. Alle Vorkommen der Rot-Esche sind keine gepflanzten Vorkommen, sondern entstammen Naturverjüngung.

Die erhobenen fünf Probepunkte befinden sich alle in der Nähe von Fliessgewässern in Beständen feuchter Flussufer oder in Auenbereichen. Zum Teil sind es Probeflächen des Cooperative Wetland Centers der Pennsylvania State University.

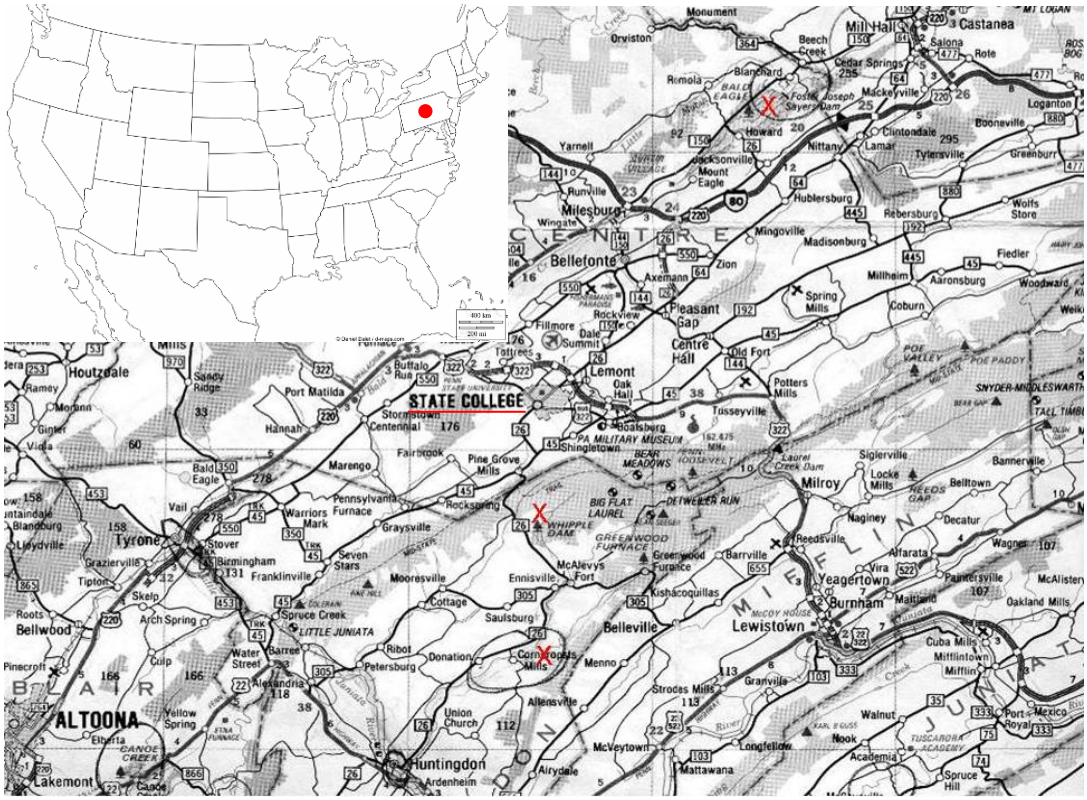


Abb. 6.4: Kartenausschnitt von Pennsylvania mit State College und den drei untersuchten Vorkommen der Rot-Esche (rote Kreuze); Kartengrundlage: Pennsylvania official transportation map 1989. Im oberen linken Bildrand zeigt eine Umrisskarte der USA (http://d-maps.com) die Lage des Untersuchungsraumes in Pennsylvania.

6.3 Methoden

6.3.1 Erfassung der Verjüngung in unterschiedlichen Habitaten

In unterschiedlichen Habitattypen (Wald, Waldrand, Gasse oder Flutrinne) mit Altbäumen von *Fraxinus pennsylvanica* wurden im Sommer 2007 Erfassungen der Verjüngung von *Fraxinus pennsylvanica* durchgeführt. Die Habitattypen innerhalb des Bereiches des Hartholzauenwaldes lassen sich wie folgt charakterisieren und wurden nach folgenden Gesichtspunkten voneinander abgegrenzt:

- Wald: mehr oder weniger geschlossener Hartholzauenwaldbestand.
- Waldrand: Übergang von Waldbestand zu Grünfläche (Waldaußenrand) oder vom Waldbestand zu Waldweg (Waldinnenrand).
- Gasse: befahrene oder unbefahrene Waldwege und deren Randstreifen.
- Flutrinne: Senke mit periodischer oder teilweise auch anhaltender Überflutung.

Im Wesentlichen unterscheiden sich die Habitattypen durch unterschiedliche Lichtverfügbarkeit und verschiedene Feuchtebedingungen. Die insgesamt 42 Aufnahmeplots befinden sich in den Waldgebieten NSG Saalberghau, NSG Steckby-Lödderitzer Forst und im Kühnauer Forst (siehe Abbildungen 6.1, 6.2 und 6.3). Die Auswahl der Flächen erfolgte willkürlich nachdem das gesamte Gebiet nach Vorkommen von Verjüngungspflanzen abgesucht wurde und geeignete Flächen nach dem Kriterium des Vorhandenseins von Verjüngung an *Fraxinus pennsylvanica* ausgewählt wurden. Pro Plot wurden in jeweils vier

1 x 1 m großen Quadraten[58] alle Verjüngungspflanzen von *Fraxinus pennsylvanica* ab einer Höhe von 20 cm mit ihrer Höhe [cm] und dem Zuwachs [cm] des letzten Jahres aufgenommen. Das festgelegte Höhenminimum von 20 cm wurde veranschlagt, um nicht etablierte Keimlinge auszuschließen. Diese Grenze wählten auch Schöne & Jentsch (2007) für Erfassungen von Verjüngungsstrukturen im Leipziger Auwald. Gleichzeitig wurde in der vorliegenden Untersuchung vermerkt, ob die Pflanze verbissen oder gefegt war. Es wurde nicht nach Verbiss an Terminal- oder Seitenzweigen unterschieden, mehrfach verbissene Pflanzen wurden nicht gesondert hervorgehoben. Als Daten des Altbestandes wurde die Entfernung der Verjüngungspflanzen zum nächstmöglichen Mutterbaum, die Stärke der vermuteten Samenquelle (Einzelbaum, Trupp, Gruppe, Horst, Bestand) und die Himmelsrichtung der Quelle mit einem Kompass erfasst. Über den Verjüngungsplots wurde das Überschirmungsprozent mittels Kronenspiegel als Weiser für das Lichtangebot aufgenommen. Zur Charakterisierung des Standortes wurden Arten der Krautschicht mit den höchsten Stetigkeiten erfasst. Aus den erhobenen Vegetationsdaten wurden die ungewichteten mittleren Zeigerwerte nach Ellenberg (1996) berechnet.

Die Datenauswertung für die Erfassung der Dichte, der Pflanzenhöhe und des Zuwachses der Jungpflanzen der Rot-Esche in Abhängigkeit der ausgeschiedenen vier Habitattypen erfolgte mit dem H-Test nach Kruskal und Wallis. Die Verteilungsform der Stichprobenwerte wurde mit dem Kolmogorov-Smirnov-Test überprüft. Mit einem Wert von $p = 0{,}000$[59] liegt für die Daten keine Normalverteilung vor. Daher wurde zum Stichprobenvergleich ein nichtparametrischer Test verwendet. Alle statistischen Tests wurden mit zweiseitiger Fragestellung durchgeführt. Die zugehörige Irrtumswahrscheinlichkeit p ist jeweils angegeben.

Eine exakte Altersangabe ist bei Verjüngungspflanzen schwierig, weil zwischen chronologischem Alter und biologischen Eigenschaften nicht zwingend eine klare Beziehung besteht (Urbanska 1992). Die Höhe der Verjüngungspflanzen kann jedoch zu groben Schätzungen des Alters herangezogen werden. Je stärker allerdings Beschattung und Verbissdruck, desto weniger ist die Höhe als Weiser für das Alter geeignet. Eine Verjüngung mit einer Höhe größer 0,3 cm bis 1,3 m gilt waldbaulich als etabliert. Erst ab einer Höhe von 1,3 m ist die Verjüngung dem Äser des Wildes entwachsen und man spricht von gesicherter Verjüngung. Konkurrenzbedingungen am Standort sind mehr an die Höhe als an das Alter der Pflanze gebunden (z.B. Lichtkonkurrenz), daher ist eine genaue Analyse der Höhenstufen der Verjüngung unter Umständen sehr aufschlussreich. Für diese Auswertung wurden für die Verjüngungsdaten fünf Höhenklassen, wie in Tabelle 6.1 beschrieben, ausgeschieden. Eine Analyse der Dichteverteilung der Jungpflanzen in den Habitaten gibt Aufschluss über den Konkurrenzdruck und die Eignung des Standortes für *Fraxinus pennsylvanica*. Für diese Auswertung wurden ebenso fünf Dichteklassen für die Unterflächen der Plots ausgewiesen. Die Unterteilung enthält Tabelle 6.1.

[58] Gesamtplot von 4 m² mit vier Unterflächen zu 1 m²; die Anordnung der Unterflächen konnte unterschiedlich erfolgen: in Reihe oder im Quadrat.

[59] Bei Gruppierung der Daten in die vier Habitattypen lag nur in drei Fällen $p > 0{,}05$. Aus diesem Grund muss Nichtnormalverteilung zwingend angenommen werden.

Tab. 6.1: Ausgewiesene Höhen- und Dichteklassen.

	Höhenklassen	Dichteklassen
Klasse 1	20-50 cm	ohne Verjüngung
Klasse 2	51-100 cm	1-5 Pflanzen/m²
Klasse 3	101-150 cm	6-10 Pflanzen/m²
Klasse 4	151-200 cm	11-20 Pflanzen/m²
Klasse 5	> 200 cm	21-30 Pflanzen/m²

Die Daten der Pflanzenhöhen in den fünf Höhenklassen (Anzahl an Pflanzen pro m² auf den Unterflächen der Plots) in Abhängigkeit vom Überschirmungsprozent wurden zusätzlich noch mittels LLR-Glättung (Lokaler Linearer Regression[60]) ausgewertet. Dieses Verfahren ist eine spezielle Form von Kernschätzern auf multivariate Datenbefunde und beruht auf der Idee, dass die Datenpunktwolken eines zwei- bzw. dreidimensionalen Streudiagramms mittels eines Kerndichteschätzers auf ein mittleres Niveau zusammengedrückt und geglättet, letztlich also regressiert, werden (Eckstein 2008, S. 223 ff.). Damit kann die Punktwolke durch eine Kurve bzw. Fläche dargestellt werden. Der Kernschätzer ist aufgrund der Eigenschaften der Kernfunktion eine Art „Einheitsfenster“ mit der Fläche 1, welches mit dem Term

$$\frac{1}{h} \cdot K \cdot \left(\frac{x - x_i}{h} \right) \qquad \text{Gleichung 16}$$

wiedergegeben werden kann (Eckstein 2008, S. 223). Damit kann der Kernschätzer auch als ein „Einheitsfenster“ mit der Fläche 1 aufgefasst werden, welches eine Breite von $2 \cdot h$ und für alle Werte $x_i - h \leq x \leq x_i + h$ die Höhe $h \cdot K$ besitzt. Große Bandbreitenwerte h symbolisieren dabei ein „breites Fenster“ mit einer „starken Glättung“ der beobachteten Werte x_i, während kleine Werte von h ein „schmales Fenster“ und eine „geringe Glättung“ von beobachteten Werten darstellen (Eckstein 2008). Die LLR-Glättung wurde mittels SPPS 11.5 durchgeführt.

Erfassung von Verjüngungsvorkommen in Pennsylvania (USA)

In den drei ausgewählten Gebieten in der Nähe von State College (PA) wurden im März 2007 auf fünf Plots Daten zur Verjüngungsstruktur von *Fraxinus pennsylvanica* im Naturareal erfasst. Auf jedem Plot wurde ein 400 m² großes Quadrat (20 x 20 m) angelegt, in dem alle Altbäume mit zugehörigem BHD [cm] aufgemessen wurden. Mit diesen Angaben konnte die Bestandessituation besser eingeschätzt werden. In dem großen Quadrat wurden wiederum je fünf Flächen à 1 m² bzw. 4 m² so angeordnet, dass in jedem Eckpunkt und im Zentrum des Bestandesquadrates die Verjüngung von *Fraxinus pennsylvanica* erfasst wurde[61].

Analog der Aufnahmen in Deutschland wurde die Verjüngung von *Fraxinus pennsylvanica* ab 20 cm Höhe mit zugehörigen Höhenangaben und Zuwächsen des letzten Jahres erfasst. Entfernungen zum potenziell nächsten Mutterbaum wurden in diesem Falle nicht erhoben, da eine exakte Unterscheidung der verschiedenen Eschenarten bei adulten Individuen zu dieser Jahreszeit sehr schwierig war. Das Aufnahmedesign ist dem an der mittleren Elbe nicht ganz identisch, da sich während der Umsetzung Verbesserungen ergaben. Die Auswertung erfolgte jedoch analog zu den Daten aus Deutschland. Zur graphischen

[60] Engl. Local Linear Regression.
[61] Ein Plot bestehend aus fünf Unterflächen.

Veranschaulichung der erhobenen Daten wurden Boxplot-Diagramme erstellt. Vergleichend wurden auch hier Höhen- und Dichteklassen analog Tabelle 6.1 sowie die Zuwächse ausgewertet. Weitere Auswertungen waren aufgrund der geringen Probeflächenanzahl nicht möglich.

6.3.2 Simulation der möglichen Diasporenausbreitung

Die Einschätzung der Eignung des jeweiligen Standorts im Untersuchungsgebiet Mittlere Elbe für die Etablierung der Verjüngung der Rot-Esche sollte mittels einer Simulation nachvollzogen werden. Diese Simulation basiert auf dem Vergleich von modellierter möglicher Samenausbreitung und -dichte in der Vergangenheit auf dem jeweiligen Plot und der vorgefundenen und erfassten Pflanzendichte von *Fraxinus pennsylvanica*. Der Ansatz, die theoretische Diasporenausbreitung in der Vergangenheit auf den Flächen der Verjüngungsplots zu simulieren, basiert auf der These, dass Bereiche mit hohen Verjüngungsdichten mit Bereichen hoher Samendichten in der Vergangenheit korrespondieren (Titus 1991; Houle 1995). Dieser Ansatz geht von einheitlichen Übergangswahrscheinlichkeiten der einzelnen Entwicklungsphasen aus und versucht einen Rückschluss über den Altbestand auf die vorgefundene Jungpflanzendichte zu ziehen.

Hierfür war es notwendig, alle potenziell möglichen Mutterbäume in einem Radius von 50 m um den erfassten Plot mit exakten Koordinaten (Winkel, Entfernung) und BHD zu erfassen. Für die Auswahl der Mutterbäume von *Fraxinus pennsylvanica* galt, wie in Kapitel 4, das Kriterium des Samenbehangs: Alle Bäume mit Samen wurden als weiblich und damit als potenzieller Mutterbaum deklariert. Weibliche Bäume ohne Samenbehang im Erfassungsjahr konnten mit dieser Methode nicht erhoben werden. Die Einmessung der potenziellen Mutterbäume erfolgte im September/Oktober 2008. Da auf den Flächen schon vereinzelt Maßnahmen zur Bekämpfung der Rot-Esche durchgeführt wurden, d.h. Mutterbäume bzw. Bestände der Rot-Esche waren gefällt oder geringelt, konnten für die Simulation von den ursprünglich erhobenen 42 Plots nur 27 für die Simulation ausgewählt werden. Insgesamt wurden 184 Einzelbäume mit einem mittleren BHD von 37,8 cm erfasst. Die Simulation selbst wurde mit dem Software-Paket Wald-Stat 7.0 durchgeführt. Die Software und die damit verwendeten Modelle sind identisch mit den in Kapitel 4 vorgestellten. Die Ergebnisse der Modellanpassung aus Kapitel 4 für die Windausbreitung der Samen wurden für die Vorhersage der Samendichte auf den Plots verwendet. Es wurde dabei je eine Simulation für den isotropen Ansatz und eine für den anisotropen Ansatz berechnet, wobei die folgenden Modellparameter Verwendung fanden (Tabelle 6.2).

Tab. 6.2: Verwendete Modellparameter.

	BHD[62] [cm]	m	β	μ	σ	k	u	v
Isotropie	39,08	221484	1	3,42	0,93	-	-	-
Anisotropie	39,08	275996	1	3,56	1,23	0,94	0,56	-0,21

[62] Der angegebene BHD wurde als Referenz-BHD zum mittleren BHD des jeweiligen Plots verwendet. Da der Samenbehang in Abhängigkeit vom BHD simuliert wird, ist das Verhältnis von BHD zu Referenz-BHD ausschlaggebend für die Samenmenge. Siehe weitere methodische Erläuterungen in Kapitel 4.

Für die Berechnung der Samenmenge benötigt das Modell, wie bereits in Kapitel 4 erläutert, den BHD des jeweiligen Mutterbaumes. Bei doppelstämmigen Mutterbäumen wurde aus beiden gemessenen Werten der mittlere BHD über die Querschnittsfläche des wasserleitenden Stammanteils berechnet, da dieser Anteil einen wesentlichen Einfluss auf die Größe der Krone und diese wiederum auf den Samenbehang hat. Bei Esche erfolgt die Wasserleitung ausschließlich über die Gefäße, welche einen Anteil von ca. 13 % am Stammquerschnitt einnehmen. Damit konnte die mittlere wasserleitende Querschnittsfläche ermittelt und aus dieser der dazugehörige BHD errechnet werden.

Die Simulationsergebnisse der Samendichten wurden für fünf Punkte der Verjüngungsplots ausgegeben: im Zentrum und in jedem Eckpunkt des Plots. Es wurde nur eine Simulation der Samenausbreitung durchgeführt, obwohl die Jungpflanzen nicht alle das gleiche Alter hatten. Für die weitere Auswertung wurden die Daten pro Plot gemittelt. Für den Vergleich von erhobenen Pflanzendichten pro Plot [m²] und den simulierten Samendichten pro Plot [m²] erfolgte eine Korrelationsanalyse. In diesem Falle dient die Analyse der Prüfung der Frage, ob eine hohe Samendichte eine hohe Pflanzendichte bedingt. Zusätzlich wurde eine lineare Regressionsanalyse durchgeführt.

Im nächsten Schritt erfolgte die Durchführung des Kruskal-Wallis-Tests zum Vergleich der unterschiedlichen Pflanzendichten in den vier verschiedenen Habitattypen.

6.4 Ergebnisse

6.4.1 Verjüngung in unterschiedlichen Habitaten

Insgesamt wurden auf allen 42 erhobenen Plots 717 Jungpflanzen unterschiedlicher Höhe, demzufolge auch unterschiedlichen Alters, von *Fraxinus pennsylvanica* erfasst. Etwa 93 % der Jungpflanzen waren verbissen. Auf Waldrand-Plots waren alle erfassten Pflanzen verbissen, Flutrinnen-Plots hatten mit 5 % nicht verbissener Pflanzen die höchste Anzahl unverbissener Pflanzen in allen Habitaten. Die maximale Wuchshöhe aller erfassten Jungpflanzen betrug 314 cm.

Die Verjüngung von *Fraxinus pennsylvanica* fand sich bei der Auswahl der Aufnahmeplots in den vier verschiedenen Habitaten unterschiedlich häufig. Innerhalb aller 42 Aufnahmeplots sind Flächen in Flutrinnen mit ca. 40 % (16 Plots) am häufigsten, wohingegen Flächen am Waldrand und auf Gassen (je sieben Plots) nur mit ca. 17 % vertreten waren (Abbildung 6.5). Im Wald wurden 12 Plots erfasst. Die Pflanzenzahlen im jeweiligen Habitat spiegeln jedoch nicht automatisch die Häufigkeit des Habitattyps wider. Am stärksten sind die Unterschiede bei Wald- und Flutrinnenhabitaten. In den Flutrinnen konnten insgesamt die meisten Pflanzen erhoben werden (52 % der Gesamtpflanzenanzahl), während im Wald mit einer Auftretenshäufigkeit von 29 % (12 Plots) die geringsten Pflanzenzahlen (11 % der Gesamtpflanzenanzahl) vorgefunden wurden.

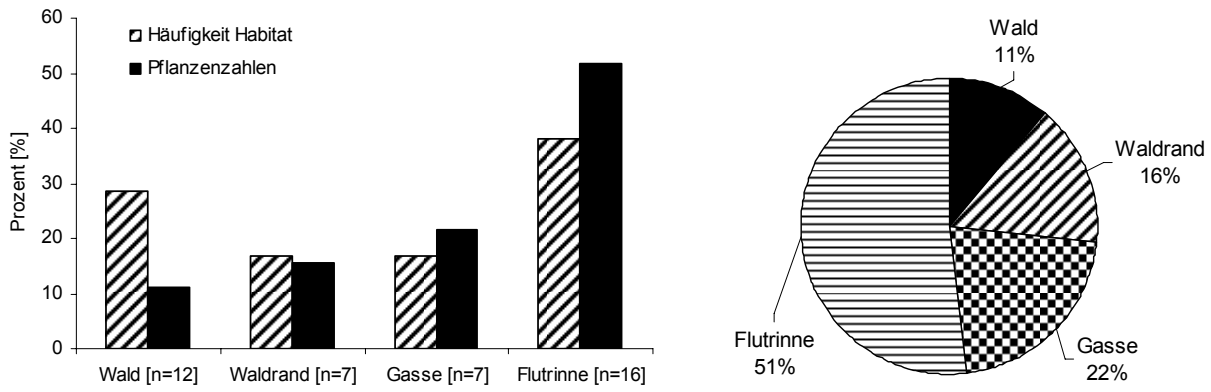


Abb. 6.5: Häufigkeit der untersuchten Habitate und zugehörige prozentuale Pflanzenzahlen von Verjüngung von *Fraxinus pennsylvanica*.

In den erfassten Plots trat als Begleitvegetation der *Fraxinus pennsylvanica*-Verjüngung am häufigsten *Urtica dioica* (Stetigkeit 40,5 %) auf, gefolgt von *Rubus caesius*, *Glechoma hederacea* und *Carex riparia*. Die drei erstgenannten Arten sind Arten mit hohen Stetigkeiten in der Krautschicht auf Hartholzauenwaldstandorten (Klausnitzer & Schmidt 2002). *Carex riparia* ist ein Überschwemmungszeiger und kennzeichnend für tief gelegene Standorte wie Altarme oder Geländesenken. Die Plots sind mit den Daten der erfassten Arten durch Zeigerwerte (Ellenberg 1996) für Licht zwischen 5 und 6 und für Feuchtigkeit zwischen 6 und 7 zu charakterisieren. Die Lichtwerte sind typisch für Halbschattenpflanzen, die meist bei mehr als 10-20 % relativer Beleuchtungsstärke gedeihen und die Feuchtezahlen zeigen mittelfeuchte Böden an.

In den gesamten Plots aller Habitate traten durchschnittlich Pflanzendichten zwischen 3-5 Pflanzen/m² (Mittelwert 4,3 Pflanzen/m²) auf, wobei in Flutrinnen einzelne Plots mit Dichten von > 15 Pflanzen/m² vorkamen (Abbildung 6.6). Die mittlere Pflanzendichte für die Flutrinnenplots liegt bei 5,8 Pflanzen/m² und in Waldplots bei 1,7 Pflanzen/m². Für die Berechnung wurden die Mittelwerte der Plotpunkte (Mittelwerte aus den vier Unterflächen eines Plots) verwendet. Die größten Zuwächse (Durchschnitt 16 cm) ebenso wie die größten Pflanzenhöhen (Durchschnitt 55 cm) wurden auf Flächen in Waldrandbereichen erfasst. Im Mittel lag der Zuwachs bei 9,7 cm. In den durchschnittlichen Pflanzenhöhen unterschieden sich die vier Habitattypen jedoch nur unwesentlich (MW 41 bis 55 cm; MW über alle Habitattypen 58,57 cm). Die geringste mittlere Wuchshöhe hatten Jungpflanzen auf Waldplots (41 cm). Die Flutrinne als ein Habitat mit hohen Feuchtebedingungen und hohem Lichtangebot zeichnet sich insgesamt mit hohen Werten sowohl in Dichte, Pflanzenhöhe als auch Zuwachs der Verjüngungspflanzen der Rot-Esche aus.

Die Werte der Entfernung der Plots zum nächstmöglichen Mutterbaum schwanken zwischen 1 und 150 m. Die Mediane der Entfernung der Habitate reichen von 5 bis 10 m. Für das Habitat Waldrand liegt der Median bei 25 m. Die weitesten Entfernungen wurden in Flutrinnen erreicht. Alle 42 Plots sind charakterisiert durch ein mittleres Überschirmungsprozent von 60 %, wobei im Mittel die Bereiche der Flutrinne die geringsten (47,2 %) und die Waldbereiche die höchsten (75,4 %) Überschirmungsprozente aufweisen.

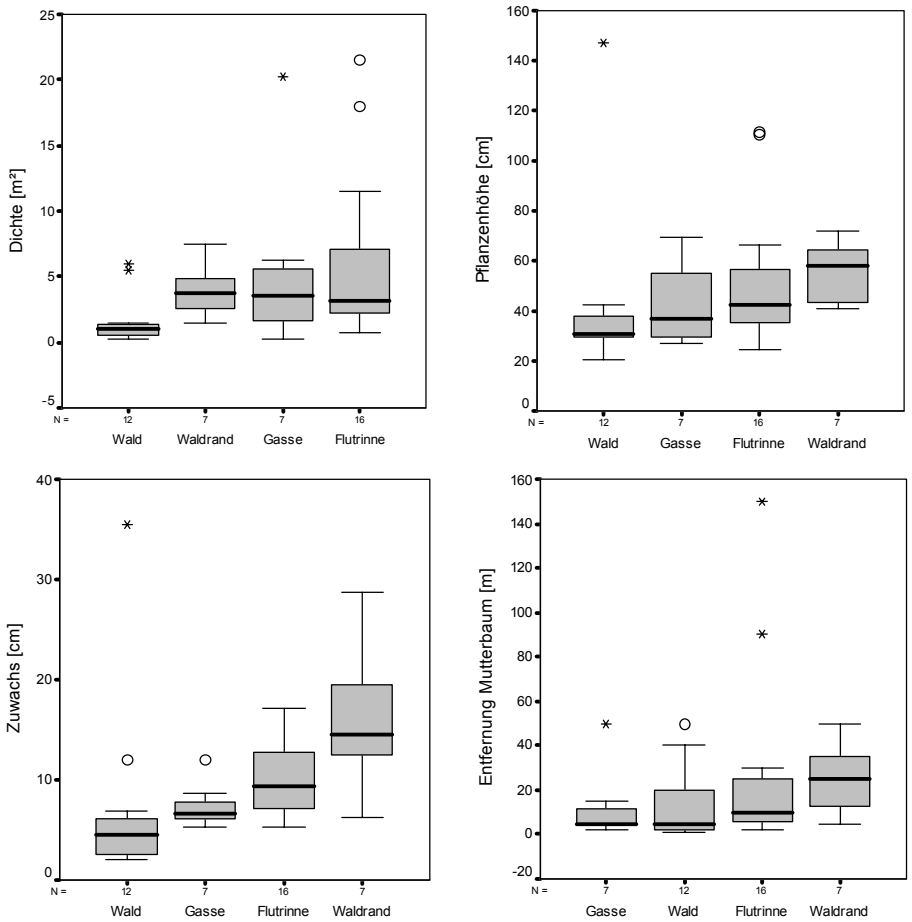


Abb. 6.6: Boxplot-Darstellung der Daten zu Dichte, Höhe, Zuwachs und Entfernung vom Mutterbaum für die Verjüngungspflanzen in den erfassten Habitaten Wald, Gasse, Flutrinne und Waldrand.

Mit der Durchführung des H-Tests nach Kruskal und Wallis konnten für die Daten der Plots in der Dichte, den Pflanzenhöhen und dem Zuwachs des letzten Jahres der Verjüngungspflanzen von *Fraxinus pennsylvanica* mit $p = 0{,}000$ signifikante Unterschiede zwischen den vier Habitattypen nachgewiesen werden. Das anschließende paarweise Testen der Stichproben erbrachte für die Pflanzendichte und die Pflanzenhöhe signifikante Unterschiede zwischen den Waldplots und den Plots der anderen Habitattypen ($p < 0{,}0083$). Im Zuwachs des letzten Jahres unterschieden sich die Daten aller Habitattypen außer der von Wald- bzw. Flutrinnen- und Gassenplots signifikant voneinander. Damit ist die Verjüngung von *Fraxinus pennsylvanica* im Waldhabitattyp mit einer signifikant geringeren Anzahl an Jungpflanzen und signifikant geringeren Wuchshöhen als in den anderen Habitaten vertreten. Der Zuwachs ist im Vergleich zu Aufnahmen in Flutrinnen und am Waldrand ebenfalls signifikant geringer. Die Ergebnisse des U-Tests sind in Tabelle 6.3 aufgelistet.

Tab. 6.3: Ergebnisse des Mann-Whitney-Tests für die Auswertung von Dichte, Höhe und Zuwachs der Verjüngungspflanzen in den Aufnahmeplots getrennt nach den vier Habitattypen.

	Vergleich	Dichte	Höhe	Zuwachs
Mann-Whitney	Wald – WRand	0,001*	0,000*	0,000*
	Wald – Flutrinne	0,000*	0,000*	0,001*
	Wald – Gasse	0,002*	0,000*	0,056
	WRand – Flutrinne	0,518	0,130	0,000*
	WRand – Gasse	0,804	0,343	0,000*
	Flutrinne – Gasse	0,707	0,327	0,016

* Signifikanz; $p = 0{,}0083$

Die einzelnen Habitate unterscheiden sich auch hinsichtlich ihrer Struktur der Jungpflanzen. Durch eine Darstellung der Dichteverteilung und Höhenverteilung der Verjüngung innerhalb der gebildeten Klassen in den einzelnen Habitaten wird dies gut deutlich. Die Auswertung erfolgte auf Grundlage der Plotunterflächen. Zwischen den vier Habitattypen variiert der Stichprobenumfang [N], da die Anzahl an Plots in den einzelnen Habitaten unterschiedlich ist und ebenso die Anzahl der darin erfassten Jungpflanzen der Rot-Esche.

Dargestellt ist in Abbildung 6.7 die Verteilung der Pflanzendichte für die vier Habitattypen. Die größten Unterschiede zeichnen sich zwischen den Wald- und den Flutrinnenplots ab. Auf Waldflächen kommen Verjüngungspflanzendichten der Rot-Esche nur bis 6 Pflanzen/m² vor, die Dichteklassen 4 und 5 fehlen vollständig (linkssteile Verteilung). Flächen ohne Verjüngung (Klasse 1) sind ebenfalls recht häufig. In den Flutrinnenplots sind dagegen alle fünf Dichteklassen vertreten, wobei Klasse 2 mit Abstand die häufigste ist und auch die größte Häufigkeit innerhalb aller Habitattypen aufweist. Ebenso sind die Häufigkeiten der Klassen 3 und 4 hier mit den höchsten Werten vertreten. In ihrer Dichtestruktur sind die Habitate Waldrand und Gasse recht ähnlich: In den Klassen 1 und 3 bis 5 sind sehr geringe Häufigkeiten zu verzeichnen, wobei Bereiche mit Pflanzendichten von 1-5 Pflanzen/m² am häufigsten auftreten.

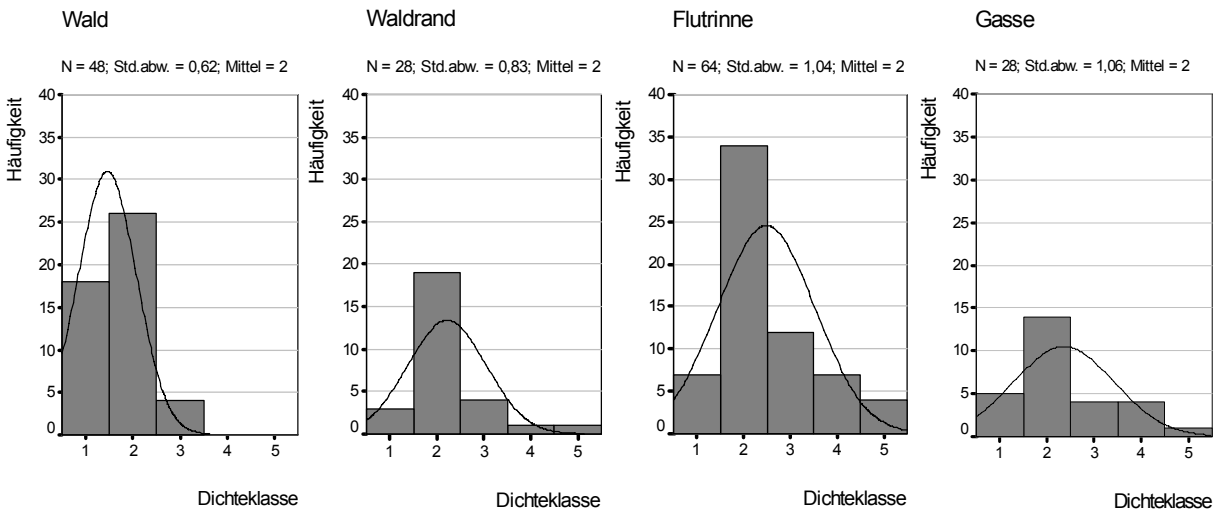


Abb. 6.7: Dichteverteilung der Verjüngung für die vier verschiedenen Habitattypen.

Bezüglich der Höhenverteilung der vier Habitattypen (Abbildung 6.8) zeigt sich für alle Typen eine linkssteile Verteilungskurve trotz sehr unterschiedlicher Pflanzenzahlen (N): Pflanzen mit geringer Höhe (20-50 cm) sind am häufigsten. Dabei hebt sich der Kurvenverlauf der Flutrinnenplots aufgrund der hohen Jungpflanzenzahlen deutlich von dem der anderen Habitate ab. In Waldflächen sowie am Waldrand und auf Gassen traten Jungpflanzen mit Höhen > 50 cm nur sehr selten auf, Pflanzen > 200 cm fehlten. In den Flutrinnen dagegen waren die Häufigkeiten für die Höhenklassen 1 und 2 am größten und überstiegen die Häufigkeiten der anderen Habitate um ein Vielfaches. Auch Pflanzen mit Höhen ab 101 cm waren nicht unwesentlich vertreten, wohin gegen die Klassen 3 bis 5 in den anderen drei Habitaten nur in extrem geringen Häufigkeiten auftraten bzw. sogar ganz fehlten.

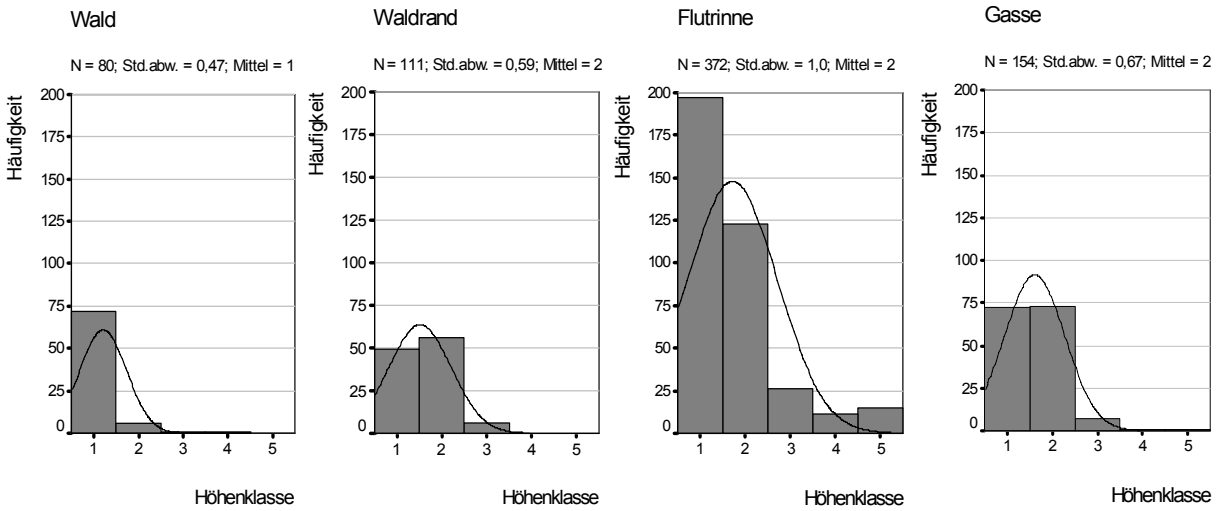


Abb. 6.8: Höhenverteilung der Verjüngung für die vier verschiedenen Habitattypen.

Die Ergebnisse der LLR-Datenglättung vom Überschirmungsprozent und den fünf ausgeschiedenen Höhenklassen veranschaulicht, dass mit zunehmender Überschirmung, demzufolge einem geringerem Lichtangebot, die Pflanzenzahlen/m² von *Fraxinus pennsylvanica* der Höhenklassen 1 und 2 abnehmen (Abbildung 6.9). Für die Klassen 3 bis 5 ist kein solcher Trend zu erkennen. Dies zeigt eine hohe Abhängigkeit der frühen Jungpflanzenstadien vom Lichtangebot. Dabei schwankt die Kurve bei schwacher Glättung (Multiplikator 1,0) vor allem für die Höhenklassen 1 und 2 sehr stark. Ein Trend ergibt sich erst bei starker Glättung (Multiplikator 3,0) der Daten.

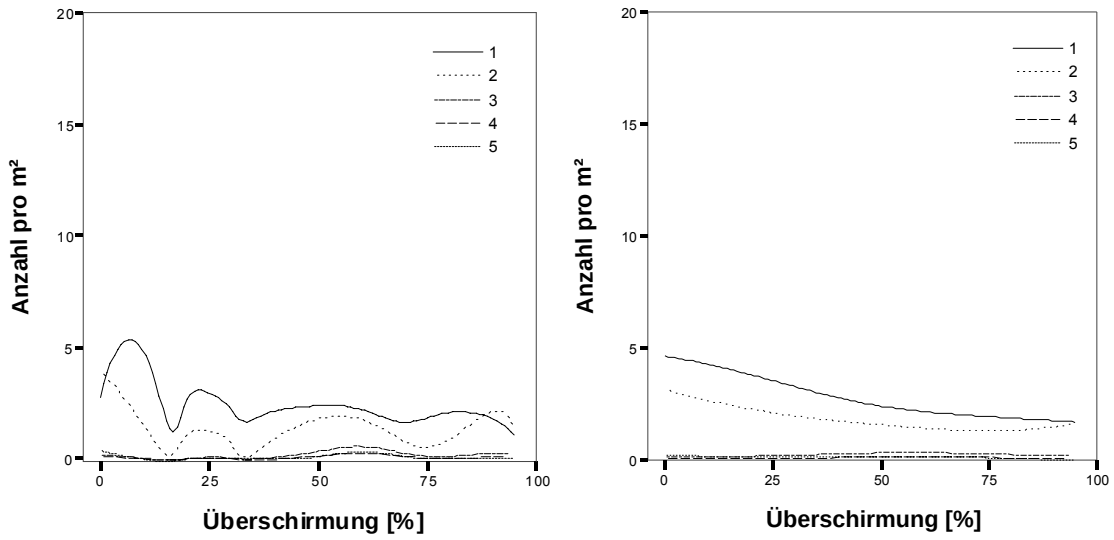


Abb. 6.9: Abhängigkeit der Anzahl an Pflanzen pro m² vom Überschirmungsprozent in den fünf Höhenklassen mit schwacher Glättung (links) und starker Glättung (rechts) der Daten.

Vergleich mit Verjüngungsvorkommen in Pennsylvania (USA)

Fraxinus pennsylvanica ist im Bundesstaat Pennsylvania keine häufige Baumart (Grimm 1950), sondern eher Begleiter in Waldgesellschaften der Flussufer und Auenbereiche oder einzelbaumweise eingemischt in die angrenzenden Waldbestände. Auf den untersuchten Flächen war sie vergesellschaftet mit *Carya ovata*, *Quercus rubra*, *Q. alba*, *Acer saccharum*,

A. rubrum, *A. negundo*, *Tilia americana*, *Tsuga canadensis*, *Pinus strobus* und *Betula alleghahiensis*. Der mittlere BHD des Altbestandes der fünf Untersuchungsflächen betrug 22,2 cm (SD 5,7). Die Bestände waren eher licht.

Die mittlere Pflanzendichte der Verjüngung von *Fraxinus pennsylvanica* auf den untersuchten Flächen lag bei 1,2 Pflanzen/m² (SD 1,96), die mittlere Pflanzenhöhe bei 87,3 cm (SD 51,4; Minima 22 cm, Maxima 289 cm) und der mittlere Zuwachs bei 27,2 cm (SD 17,5; Minima 3 cm; Maxima 75 cm). Vergleichend sind die Ergebnisse im Boxplot zu den Ergebnissen der Plots an der mittleren Elbe aufgeführt (Abbildung 6.10). Sowohl der Median für die Pflanzenhöhen als auch für den Zuwachs des letzten Jahres der Aufnahmen aus Pennsylvania liegen deutlich über den Werten von der mittleren Elbe. Dabei streuen die Zuwachsdaten sehr stark. Ein direkter Vergleich der Pflanzenhöhen ist allerdings nicht möglich, da keine Angaben über das Alter der Pflanzen vorliegen. Dagegen sind die Pflanzendichten der Rot-Esche in den erfassten Flächen in Pennsylvania auf dem Dichteniveau der Waldplots und damit signifikant geringer als Flächen der Flutrinne, des Waldrandes und der Gassen an der mittleren Elbe, obwohl die untersuchten Flächen in Pennsylvania als licht eingestuft wurden.

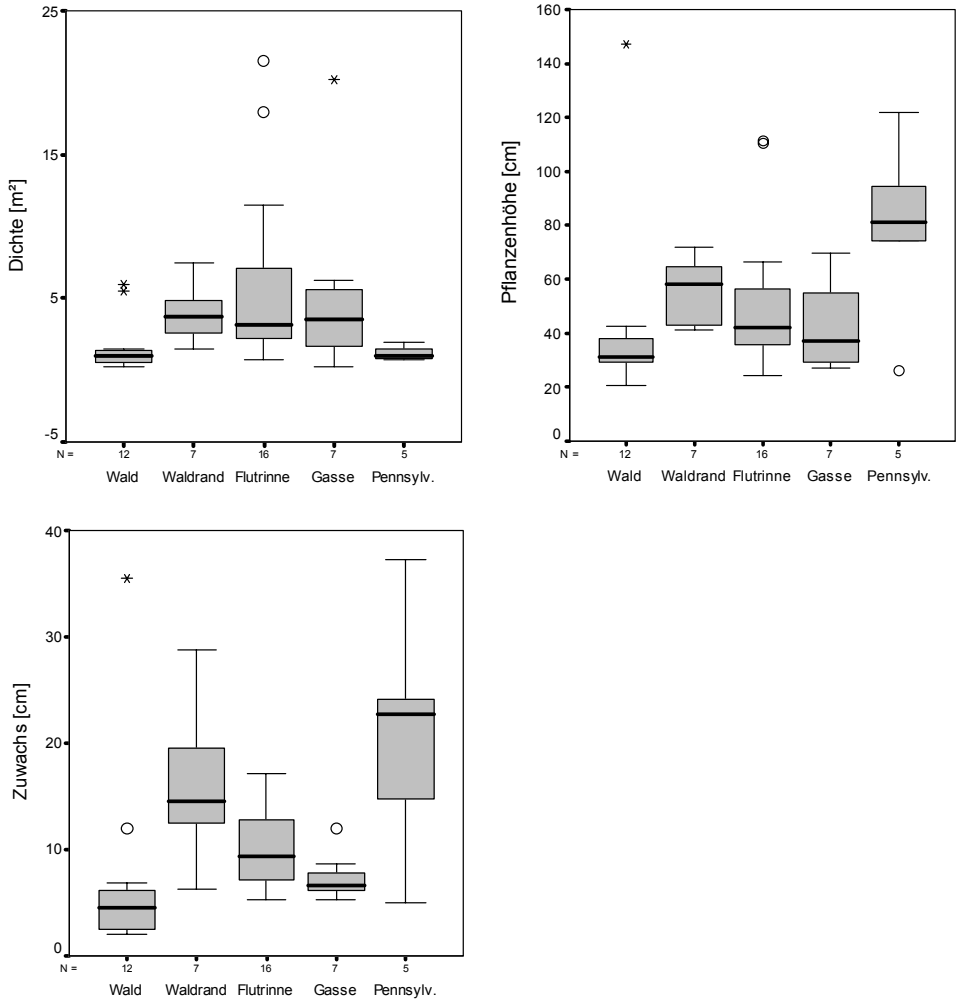


Abb. 6.10: Darstellung der Parameter Dichte [m²], Pflanzenhöhe [cm] und Zuwachs [cm] für die Aufnahmeflächen in Deutschland im Vergleich zu den Flächen in Pennsylvania.

Analog zu den Auswertungen der Verjüngungsdaten der mittleren Elbe erfolgte die Ausscheidung von Dichte- und Höhenklassen der Unterflächen der einzelnen Plots zur Charakterisierung der Verjüngungsstruktur. In der Dichtestruktur geben die Häufigkeiten der Verjüngungspflanzen eine linkssteile Verteilung wieder: Bereiche ohne Verjüngungspflanzen sind am häufigsten, die Klassen 2 und 3 sind nur mit sehr geringen Häufigkeiten vertreten. Die Klassen 4 und 5 fehlen vollständig. Im Vergleich zu den Dichtestrukturen der Flächen an der mittleren Elbe sind die Plots in Pennsylvania von sehr geringen Dichten gekennzeichnet.

Die Höhenklassenverteilung gibt im Gegensatz zu den linkssteilen Verteilungen der Habitattypen der mittleren Elbe nahezu eine Normalverteilung wieder, bei der alle Klassen vertreten sind und die häufigste, wenn auch in geringer Anzahl, die Klasse 2 ist. Auch Pflanzen mit einer Höhe > 100 cm (Klassen 4 und 5) waren vertreten. Generell sind die Häufigkeiten geringer als in den Aufnahmen aus Deutschland, wobei zu beachten ist, dass die Anzahl der Verjüngungspflanzen insgesamt nur 80 beträgt.

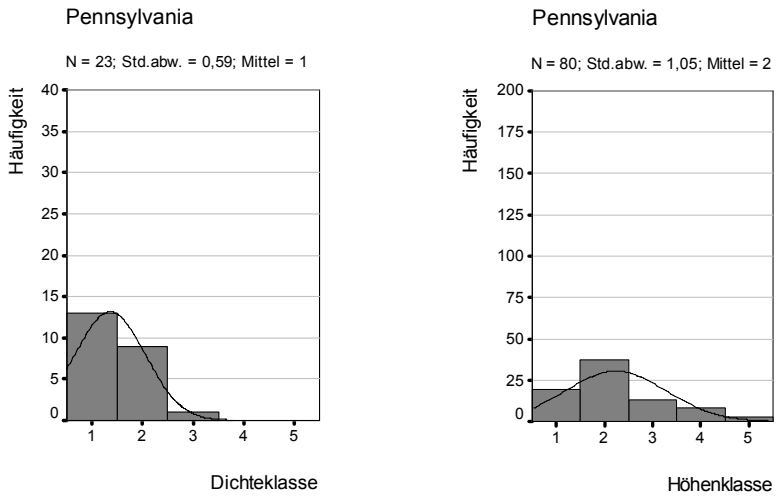


Abb. 6.11: Histogramme von Dichte- und Höhenklassen der Aufnahmen in Pennsylvania.

6.4.2 Simulation

Die Ergebnisse der Simulationsrechnung für die potenzielle Samendichte der 27 ausgewählten Flächen sind in Tabelle 6.4 zu finden. In Spalte ‚Sim iso' bzw. ‚Sim aniso' finden sich die Simulationswerte für die entsprechende Fläche zum ersten für die Annahme der isotropen Samenausbreitung und zum anderen für die Annahme der anisotropen Samenausbreitung. Die Werte für die Pflanzendichte entstammen den Aufnahmen auf den Plots im Sommer 2007. Die vorletzte und die letzte Spalte enthalten das Verhältnis von erfasster Verjüngungspflanzendichte zu simulierter Samendichte. Prozentual betrachtet (Spalte multipliziert mit 100) gibt diese den Anteil der aus der möglichen Samendichte etablierten Verjüngung wieder. Die Angaben dieser Spalten sind somit ein Hinweis auf die Etablierungsrate[63] in den vier verschiedenen Habitaten. Das prozentuale Verhältnis schwankt zwischen 0,2 und 28,6 %. Die Mittelwerte der Habitattypen liegen im Falle des anisotropen

[63] Die Etablierungsrate berücksichtigt nicht wie die Ausbreitungseffektivität die Ausbreitungsdistanz, sondern betrachtet allein den Anteil transportierter Diasporen (Ausbreitungsquantität) im Verhältnis zum Anteil etablierter Jungpflanzen.

Modells für die Plots im Wald bei 1,2 %, für den Waldrand bei 3,3 %, für die Flutrinne bei 4,5 % und für die Gasse bei 5,3 %.

Auffällig ist, dass auf drei Plots in der Flutrinne (Plot-Nr. 3, 14, 16) trotz relativ geringer modellierter Samendichten (ca. 130 bis 200 Samen/m²) hohe Dichten an Verjüngung auftraten (12 bis 22 Pflanzen/m²). Pflanzendichten in dieser Höhe fanden sich auch auf Plots am Waldrand, wobei die simulierten Samendichten > 500 Samen/m² betrugen. Auf Waldplots dagegen waren die Pflanzendichten trotz hoher Samendichten nie größer als 6 Pflanzen/m². Dennoch ergibt sich in der Sortierung des Verhältnisses von Samendichte zu Pflanzendichte kein Trend zwischen den einzelnen Habitaten, so dass sich die Habitate hinsichtlich des Etablierungserfolges von *Fraxinus pennsylvanica*-Verjüngung nicht von einander abgrenzen lassen.

Der durchgeführte Kruskal-Wallis-Test ergab ein $p = 0{,}161$, womit zwischen den Gruppen keine signifikanten Unterschiede vorliegen.

Tab. 6.4: Ergebnisse der Simulationsrechnung.

GH	Nr.	Plot Nr.	Sim iso	Sim aniso	Pflanzen-dichte	Verhältnis Dichte/iso	Verhältnis Dichte/aniso
Wald	1	8	298,2	163,6	6	0,020	0,037
Wald	1	21	49,2	8,2	0,25	0,005	0,030
Wald	1	25	394,6	392	1	0,003	0,003
Wald	1	32	249,4	289,2	0,5	0,002	0,002
Wald	1	34	281,8	390,2	5,5	0,020	0,014
Wald	1	35	497,6	408	0,75	0,002	0,002
Wald	1	39	372,8	342	1,25	0,003	0,004
Wald	1	41	114	101,4	1	0,009	0,010
Wald	1	42	225,8	174	0,5	0,002	0,003
WRand	2	7	321,6	183,6	4	0,012	0,022
WRand	2	29	122	77,2	1,5	0,012	0,019
WRand	2	31	110	129	7,5	0,068	0,058
Flutrinne	3	3	127	197,4	21,5	0,169	0,109
Flutrinne	3	13	142	101,2	2,5	0,018	0,025
Flutrinne	3	14	136	203,2	18	0,132	0,089
Flutrinne	3	15	82,2	113,2	3,75	0,046	0,033
Flutrinne	3	16	83,2	132,4	11,5	0,138	0,087
Flutrinne	3	26	261,4	290,4	2	0,008	0,007
Flutrinne	3	27	288,8	382,2	2,75	0,010	0,007
Flutrinne	3	28	155,4	286,6	0,75	0,005	0,003
Gasse	4	12	30	7	2	0,067	0,286
Gasse	4	24	423,2	338,6	3,5	0,008	0,010
Gasse	4	30	41,8	15,8	0,25	0,006	0,016
Gasse	4	36	547,2	653,6	6,25	0,011	0,010
Gasse	4	37	439,2	789	20,25	0,046	0,026
Gasse	4	38	338,6	281,2	5	0,015	0,018
Gasse	4	40	375,8	435,2	1,25	0,003	0,003

Eine Korrelationsanalyse der erhobenen Pflanzendichten pro m² und der simulierten Samendichte zeigte sowohl für das isotrope ($r = -0{,}004$; SD 6,17; $p = 0{,}985$) als auch für das anisotrope ($r = 0{,}278$; SD 5,93; $p = 0{,}161$) Modell keine Korrelation der Variablen. Damit besteht für die Ergebnisse der Simulation kein signifikanter Zusammenhang zwischen Samendichte und Pflanzendichte. Bereiche mit potenziell modellierten hohen Samendichtewerten haben folglich nicht zwingend auch hohe Pflanzendichten vorzuweisen. Daher kann in der weiteren Auswertung die Samendichte vernachlässigt werden. Die graphische Darstellung dieser Analyse findet sich in Abbildung 6.12.

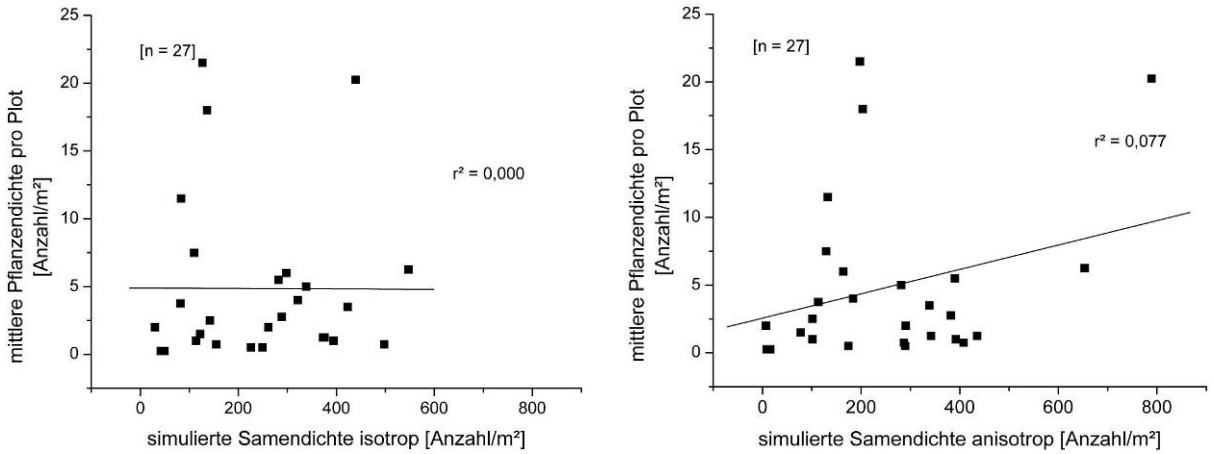


Abb. 6.12: Lineare Regression zwischen simulierter Samendichte und mittlerer Pflanzendichte pro Plot. isotrop links ($y = -1{,}535e^{-4}x + 4{,}889$), anisotrop rechts ($y = 0{,}009x + 2{,}557$).

Der für die Pflanzendichte pro Plot der 27 Flächen der Simulationsrechnung durchgeführte Kruskal-Wallis-Test (Tabelle 6.5) ergab, dass zusätzlich zwischen den einzelnen Habitattypen keine signifikanten Unterschiede bestehen ($p = 0{,}108$; $chi^2 = 6{,}073$). Demnach unterscheiden sich diese in der Dichte der aufgelaufenen Verjüngung der Rot-Esche nicht. Daher erübrigten sich die Einzelvergleiche der Daten. Damit kann in der Auswertung der Pflanzendichte dieser Flächen nicht eindeutig geklärt werden, ob es bevorzugte Standorte der Verjüngung von *Fraxinus pennsylvanica* gibt.

Tab. 6.5: Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests für die Pflanzendichte pro Plot der Simulationsrechnung getrennt nach den vier Habitattypen.

Habitat	N	mittlerer Rang
Wald	9	8,83
Waldrand	3	17,33
Flutrinne	8	17,50
Gasse	7	15,21

6.5 Diskussion

6.5.1 Verjüngung in unterschiedlichen Habitaten

Jungpflanzen sind gekennzeichnet durch expansives Wachstum[64]. Das bedeutet eine Vergrößerung der ober- und unterirdischen Biomasse. Sie haben die Phase des Etablierungswachstums bereits hinter sich gelassen und sind daher ein guter Weiser für Standorte, auf denen sich eine Baumart dauerhaft halten kann. Jungpflanzen sind aufgrund ihrer Wuchshöhe Teil der Krautschicht und mit dieser in direkter Konkurrenz um Licht, Wasser und Nährstoffe. In der vorliegenden Untersuchung wurden auf den einzelnen Plots keine weiteren einheimischen Baumarten oder krautige Pflanzenarten erhoben, da die Zielstellung der Arbeit keine Konkurrenzanalyse bzw. keinen Vergleich im Wuchsverhalten der Jungpflanzen von *Fraxinus pennsylvanica* zu den einheimischen Arten vorsah, sondern eine Abgrenzung der Vorkommen der Rot-Esche auf einzelnen Standorten erfolgen sollte. Die

[64] Expansives Wachstum umfasst die Prozesse, welche die räumliche Vergrößerung etablierter Individuen bewirkt (Urbanska 1992, S. 96). Die Pflanze vergrößert dadurch ihr Areal (Individuumareal).

Erfassung weiterer Einflussfaktoren auf das Wachstum der Verjüngungspflanzen wie PAR-Strahlung, Konkurrenzvegetation, Standortseigenschaften musste aus Zeitgründen weggelassen werden. Indirekt sind jedoch die erfassten Parameter Ausdruck der beeinflussenden Faktorenkomplexe.

Trotz der hohen Stetigkeit von *Fraxinus pennsylvanica* in den Auenwäldern der mittleren Elbe war es schwierig, geeignete Probeflächen für die Erfassung der Jungpflanzen zu finden. Die beprobten Waldgebiete wurden systematisch mit Hilfe einer Verbreitungskarte zum Vorkommen der Baumart nach Bereichen mit Verjüngung abgesucht. Verjüngung trat häufig als Keimling auf, was sich jedoch nicht nach der vorgegebenen Methode (Mindesthöhe 20 cm) für die Erfassung eignete. Wenige Flächen waren leider zum Zeitpunkt der Erfassung bereits durch Bekämpfungsmaßnahmen beseitigt und konnten aus diesen Gründen nicht mehr erhoben werden. Somit blieb die Probeflächenanzahl auf 42 beschränkt, was letztlich den geringen Stichprobenumfang verursachte und eine ungleichmäßige Plotanzahl pro Habitattyp bedingte. Eine an einem Raster angelehnte Verteilung der Probepunkte wäre für die Fragestellung nicht zielführend gewesen, da dabei zu viele Flächen ohne Verjüngung von *Fraxinus pennsylvanica* erhoben worden wären. Die Häufigkeit der vier untersuchten Habitate innerhalb der Aufnahmeplots (Abbildung 6.5) hat daher keine methodischen Ursachen, sondern ist ein Spiegel des natürlichen Vorkommens der Verjüngung der Rot-Esche und ihrer Ansprüche in den Hartholzauenwäldern an der mittleren Elbe. Dass Waldgassen innerhalb der Habitattypen am häufigsten vorkommen, lässt auf die Lichtbedürftigkeit der Baumart schließen, welche später noch weiter diskutiert wird. Aufnahmeplots in Flutrinnen sind in ihrer Häufigkeit am geringsten vertreten, was letztlich die Anteilsfläche dieses Habitats im Untersuchungsgebiet widerspiegelt. Flutrinnen sind deutlich seltener als Wald- und Waldrandstandorte. Waldstandorte sind mit 33 % im Gebiet des Naturschutzgroßprojektes vertreten (WWF Deutschland 2005). Nach Kartierungen von Reichhoff et al. (in WWF Deutschland 2004) treten nur 6 % der Vorkommen von *Fraxinus pennsylvanica* in Senken und Flutrinnen der tief gelegenen Aue auf. Die in der vorliegenden Untersuchung erfassten Jungpflanzen dieser gebietsfremden Baumart finden sich jedoch zu 51 % auf diesem Standort. Jungpflanzen auf Waldstandorten nehmen dagegen nur einen Anteil von ca. 11 % ein. Diese Verteilung der Jungpflanzenzahlen auf die verschiedenen Habitattypen ist sicherlich eine Folge der geringen Schattentoleranz und der daraus resultierenden geringen Konkurrenzfähigkeit der Baumart auf Waldstandorten mit geschlossenem Kronendach. Bei einem geschlossenen Kronendach gehen auch Zacharias & Breucker (2008) nicht davon aus, dass *Fraxinus pennsylvanica* im Hartholzauenwald zur Dominanz gelangt.

Aufnahmen an der mittleren Elbe im Kühnauer Forst von Breucker (2006) zeigten eine Dominanz der Verjüngung der Rot-Esche in Flutmulden/rinnen. Hier trat *Fraxinus pennsylvanica* in Dominanz im Altbestand und mit hohen Pflanzenzahlen in den Höhenklassen der Verjüngung bis 100 cm auf, wobei den größten Anteil Pflanzen mit einer Höhe bis 20 cm hatten. Diese wurden jedoch aufgrund der hohen Mortalitätsraten in der vorliegenden Untersuchung nicht erfasst. In der Untersuchung von Breucker (2006) kamen in geringen Höhenklassen wenige Exemplare an Verjüngung von Stiel-Eiche (*Quercus robur*) und Flatter-Ulme (*Ulmus laevis*) vor. In einer weiteren Aufnahme von Breucker im Eichen-Ulmen-Auenwald mit Altholzanteilen der Rot-Esche trat in der Verjüngung die Rot-Esche mit

über 90 % bei den Keimlingen und einjährigen Jungpflanzen auf, sonst dominierte die Stiel-Eiche gegenüber der Rot-Esche. Diese beiden Einzelaufnahmen sind für das Gebiet kein zwingend repräsentatives Ergebnis, denn die eigenen Ergebnisse ergaben keine stetige Dominanz der Verjüngung der Rot-Esche in Flutrinnen. Allgemein ist jedoch davon auszugehen, dass *Fraxinus pennsylvanica* in Auenwäldern sehr konkurrenzstark ist und sich dort aufgrund ihrer Überflutungstoleranz zu einer dominanten Baumart entwickeln kann (Cook 2005).

Verschiedenste Angaben in der Literatur zur Verjüngungsstruktur der Rot-Esche lassen erkennen, dass diese Baumart im Verjüngungsstadium sehr vom Lichteinfluss abhängig ist. Dabei zeigen sich im Heimatareal Unterschiede hinsichtlich der Schattentoleranz in dieser Lebensphase: Im nördlichen Verbreitungsgebiet ist die Rot-Esche als Jungpflanze eher intolerant bis mäßig-gering tolerant, wohingegen im südlichen Verbreitungsgebiet die Art im Jugendstadium als schattentolerant eingestuft wird. Mit zunehmendem Alter nimmt die Schattentoleranz jedoch ab. Bereits Taylor (1972) konnte mit ihren Untersuchungen zur Entwicklung der Verjüngung bei unterschiedlichem Lichteinfluss feststellen, dass bei einem Lichtanteil von 12,5 % des vollen Sonnenlichtes Jungpflanzen von *Fraxinus pennsylvanica* nur ein sehr geringes Wachstum aufweisen. Dies wurde weiterhin durch Beobachtungen von Taylor bestätigt, da auf Altbestandsflächen nur sehr geringe Zahlen von Sämlingen zu verzeichnen waren. Taylor (1972) stellte in ihren Untersuchungen in Michigan (USA) weiterhin fest, dass die Rot-Esche vor allem in feuchten Bereichen mit periodischer Überflutung auftritt. In vollentwickelten Eichenwäldern fehlte die Rot-Esche, was nicht allein auf die geringe Schattentoleranz, sondern auch auf eine geringe Konkurrenzstärke von *Fraxinus pennsylvanica* unter Wasserstress hindeutet (Taylor 1972). In Altwäldern in Nordamerika (Wright 1959) ist *Fraxinus pennsylvanica* nur in einigen Waldtypen konkurrenzkräftig und verliert gegenüber schneller wachsenden Arten ihre Dominanz (*Ulmus americana*, *Acer rubrum*). Dies beruht ebenso auf ihrer geringen Schattentoleranz. Hosner & Minckler (1960) konnten nachweisen, dass Eschen auf eine Öffnung des Kronendaches mit höheren Verjüngungszahlen reagieren. Die optimale Öffnung (höchste Verjüngungszahlen) konnten mit einem Lückendurchmesser von einer halben Bestandeshöhe erzielt werden. Die fundamentale Nische von *Fraxinus pennsylvanica* lässt sich aufgrund dieser Angaben mit voller Sonne oder leichter Beschattung und mit/ohne periodischer Überflutung beschreiben.

Wie in Kapitel 5 bereits diskutiert, ist das Überleben der Sämlinge von *Fraxinus pennsylvanica* sehr stark abhängig von der zur Verfügung stehenden Strahlung (Küßner 2003). Diese Lichtbedürftigkeit der Baumart wird in ihrer Vorkommenshäufigkeit vor allem auf Standorten geringer Überschirmung wie Waldrand- bzw. Flutrinnenstandorten deutlich. Die signifikant geringere Dichte und geringe Wuchshöhen der Verjüngungspflanzen in den Erhebungen der vorliegenden Arbeit auf Waldhabitaten an der mittleren Elbe lassen sich mit der Kenntnis um die Lichtbedürftigkeit der Rot-Esche in frühen Wachstumsphasen erklären. Die Abhängigkeit der Jungpflanzen vom Lichtangebot wird ebenso bei der Darstellung des Verhältnisses Wuchshöhe zu Überschirmungsprozent deutlich. Das Überschirmungsprozent ist indirekt ein Weiser für die Lichtverfügbarkeit am Standort. Mortalität und geringe Konkurrenzfähigkeit gegenüber anderen Arten verursachen ein Zurückbleiben in Dichte und Wuchshöhe. Von Taylor (1972) konnte weiterhin gezeigt werden, dass die Häufigkeit von

Fraxinus pennsylvanica-Pflanzen mit der Menge an Störungsflächen deutlich ansteigt. Dies ist eine Reaktion auf die höhere Lichtverfügbarkeit. Aufgrund ihrer Wachstumseigenschaften kann *Fraxinus pennsylvanica* Lücken im Kronendach nach Störungsereignissen sehr vorteilhaft nutzen. Diese Eigenschaft kann die Rot-Esche allerdings nutzen, wenn auf Prozessschutzflächen im Untersuchungsgebiet Störungen Lücken im Kronendach verursachen.

Ilich (1998) schreibt nach Untersuchungen am Olentangy River von einer Dichte an Jungpflanzen der Rot-Esche von 0,31/m². Gleichzeitig war die Baumart im Kronendach nicht beteiligt. Bei Untersuchungen im Jahre 1992 im selben Gebiet war die Rot-Esche nicht vorhanden. Lesica & Miles (2001) fanden bei ihren Untersuchungen in Montana (USA) eine Pflanzendichte von *Fraxinus pennsylvanica* von 0,07 Pflanzen/m² (Jungpflanzen und Keimlinge eingeschlossen). In von Johnson et al. (1976) untersuchten Auenwäldern in Nord-Dakota (USA) hatte die Rot-Esche mit einer Dichte von 6,01 Pflanzen/ha die höchste Jungpflanzendichte in den untersuchten Beständen. Wagner (1999) gibt für die einheimische *Fraxinus excelsior* bei Erfassungen in Niedersachsen eine Dichte der Verjüngung von 16 Pflanzen/m² an. Die durchschnittliche Jungpflanzendichte über alle vier Habitate betrug in den eigenen Erfassungen für *Fraxinus pennsylvanica* 4,3 Pflanzen/m², wobei die höchsten Dichten mit 21,5 Pflanzen/m² in Flutrinnen (MW 5,8) auftraten. Eine höhere Dichte von Jungpflanzen der Rot-Esche in den Flutrinnenhabitaten lässt sich unter anderem darauf zurückführen, dass auf diesen Standorten potenziell zwei Wege der Diasporenausbreitung zur Verfügung stehen: anemochor und hydrochor und damit folglich von einer höheren Diaporendichte ausgegangen werden kann.

Von Zacharias & Breucker (2008) wurde an der mittleren Elbe unter Beschattung im Auenwald eine maximale Höhe der Verjüngung der Rot-Esche von 2,4 m bei einem Alter von acht Jahren ermittelt. Im Freistand wiesen die untersuchten Exemplare deutlich größere Höhen auf. In den eigenen Erhebungen lag die mittlere Wuchshöhe aller Verjüngungspflanzen bei 58,57 cm, die Maximalhöhe betrug 3,14 m. Da die gemessenen Wuchshöhen jedoch nicht in Beziehung zum Alter der Jungpflanze gesetzt werden können, geben nur die Zuwachswerte des letzten Jahres eine Aussage zum Wuchsverhalten am jeweiligen Standort.

Um die Daten der jährlichen Zuwächse zu vergleichen, wurden verschiedene Literaturquellen sowie die eigenen Untersuchungen aus dem Naturareal herangezogen. Dabei sind die Ergebnisse aus Pennsylvania nur ein exemplarischer Ausschnitt aus dem Wuchsverhalten der Baumart im gesamten Naturareal. Wright (1965) gibt aus seinen Untersuchungen in Windschutzpflanzungen für die Rot-Esche einen durchschnittlichen Höhenzuwachs von 40 cm/Jahr in den ersten 6½ Jahren an. Im Vergleich dazu liegen die in Pennsylvania (USA) erfassten Werte der Zuwächse deutlich darunter (MW 27,2 cm). Allerdings ist nicht bekannt, wie alt die erfasste Naturverjüngung war. Die Zuwächse der neophytischen Vorkommen an der mittleren Elbe liegen mit einem Mittelwert von 9,7 cm deutlich unter den in Pennsylvania erfassten Werten. Dass bei Überflutungssituationen die Rot-Esche nicht nur sehr tolerant (Baker 1977) ist, sondern diese Situation auch vorteilhaft im Wachstum nutzen kann, zeigten Veröffentlichungen von Harris et al. (1995, zitiert nach Gucker 2005) und Johnson (1971, zitiert nach Gucker 2005): Rot-Eschen produzieren mehr als einen Wachstumsschub pro Jahr und die Wachstumsraten können mit der

Überflutungshäufigkeit steigen. Den Rückschluss, dass Überflutung einen positiven Einfluss auf die Wachstumsrate der Rot-Esche hat, konnten die eigenen Werte nicht bestätigen, da sich die Zuwächse von Flutrinne, Gasse und Waldrand nicht signifikant von einander unterscheiden ließen.

Auf den Verjüngungsplots wiesen insgesamt 93 % der erfassten Jungpflanzen Verbiss auf, wobei auf Flutrinnen der Anteil unverbissener Pflanzen am höchsten war. Johnson (1971, zitiert nach Gucker 2005) gibt *Fraxinus pennsylvanica* als eine der verbisstolerantesten Baumarten an. Auch wenn die Rot-Esche Verbiss gut kompensieren kann, hat dieser Einfluss auf die Pflanzenhöhe und Pflanzendichte, und damit indirekt auf die Konkurrenzfähigkeit der Art. Nach Gucker (2005) ist das Überleben von Pflanzen der Rot-Esche durch Verbiss von 72 % auf 38 % gesunken ist. Da keine Daten zum langjährigen Wachstumsverhalten der Rot-Esche nach Verbiss für das Gebiet der mittleren Elbe vorliegen, kann nur vermutet werden, dass der Verbiss ein beeinflussendes Kriterium für die Konkurrenzfähigkeit der Rot-Esche sein wird. Besonders auf Standorten, auf denen die Rot-Esche bereits aufgrund von Beschattung ein geringes Wachstum zeigt, wird Verbiss zusätzlich beeinträchtigend wirken. Auch Kolka et al. (1998) erwähnen bei ihren Untersuchungen in Süd Carolina (USA), dass Verbiss einen deutlichen Einfluss auf das Überleben bzw. die Mortalität von Verjüngung der Rot-Eschen hat, auch wenn die von ihnen erhobenen Daten nicht differenziert nach diesem Einflusskriterium ausgewertet wurden und daher keine Aussagen über den Beeinflussungsgrad möglich ist. Jungpflanzen dagegen in Bereichen mit ausreichend Strahlung können durch ein schnelles Höhenwachstum rasch dem Äser des Wildes entwachsen. Der höhere Anteil an unverbissenen Pflanzen wird daher zusätzlich im Vergleich zu anderen Habitaten das Vorkommen von *Fraxinus pennsylvanica* in Flutrinnen begünstigen. Für die Verjüngung vieler einheimischer Baumarten stellt Wildverbiss in gleicher Weise einen Einfluss- bzw. Gefährdungsfaktor dar. Der prozentuale Anteil verbissener Pflanzen im Untersuchungsgebiet im Vergleich zur Rot-Esche kann innerhalb der vorliegenden Arbeit jedoch nicht quantifiziert werden.

6.5.2 Simulation

Der Modellansatz mit WaldStat zur Simulation des Diasporenregens eines fruktifizierenden Mutterbaumes der Rot-Esche konnte in Kapitel 4 als geeignet dargestellt werden und ist in diesem Kapitel ausführlich diskutiert. Dieses Verfahren wurde genutzt, um abzuschätzen, aus welchem potenziellen Diasporenpool sich die erfasste Verjüngung von *Fraxinus pennsylvanica* entwickelt haben könnte. Mit Hilfe der Simulation wird ausschließlich die anemochore Ausbreitung der Diasporen dargestellt. Hydrochorie oder Sekundärausbreitung durch Wind konnte dabei keine Berücksichtigung finden, wobei letztere im Wald aufgrund der Windabschwächung eher unbedeutend ist (Bonn & Poschlod 1998). Gerade für die Bereiche der Flutrinnen spielt Hydrochorie jedoch eine nicht unwesentliche Rolle (siehe dazu auch Kapitel 4 und 5). Innerhalb der Simulation konnte Hydrochorie aber nicht quantifiziert werden. Aus diesem Grund wurde auf den Plots in den Bereichen der Flutrinne vermutlich von zu geringen Diasporendichten ausgegangen.

Da die erfassten Verjüngungspflanzen nicht alle gleich alt sein können, entstammen die Pflanzen aus Samen verschiedener Fruktifikationsjahre. Wie hoch der tatsächliche

Diasporenregen im jeweiligen Jahr gewesen ist, kann mit der Simulation nicht nachvollzogen werden. Ursache ist, dass das Pflanzenalter selbst unbekannt ist und allein aus der Pflanzenhöhe keine Schlussfolgerung auf dieses gezogen werden kann. Der Einfachheit wegen wird von einem einheitlichen Diasporenregen ausgegangen. Als limitierender Faktor wird von Ribbens et al. (1994) weiterhin die zeitliche Fluktuation der Sämlingsetablierung in Abhängigkeit von der jährlich unterschiedlichen Samenproduktion genannt (Mast, Halbmast). Das Fehlen an Verjüngung kann generell auf eine ausgebliebene Diasporenausstreu oder ungeeignete Standortsbedingungen für das Aufwachsen der Verjüngung zurückgeführt werden. Mit dem Ansatz die potenzielle Diasporendichte zu simulieren, kann jedoch der limitierende Faktor „mangelnde Diasporenausstreu" für das Fehlen von Verjüngung ausgeschlossen werden (Nathan & Muller-Landau 2000). Daher ist ein direkter Rückschluss von Diasporendichte auf Verjüngungspflanzendichte möglich. Unberücksichtigt bleiben weiterhin Faktoren, die einen Einfluss auf die Pflanzendichte wie z.B. Prädation, die Bedingungen zur Samenkeimung oder Mortalität haben. Da rückwirkend dazu keine Aussagen getroffen werden können, wird die simulierte Samendichte direkt ins Verhältnis zur vorgefundenen Pflanzendichte gesetzt. Die Simulation kann damit nur einen möglichen Eindruck über die potenzielle Samendichte vermitteln, denn Diasporenausstreu garantiert noch keine erfolgreiche Keimung und erfolgreiches Aufwachsen des Sämlings.

Für die Simulation der Diasporendichte auf 27 Plots mit *Fraxinus pennsylvanica*-Verjüngung ergab der Zusammenhang zwischen Samendichte und Pflanzendichte keine signifikante Korrelation. In verschiedensten Veröffentlichungen wurden sowohl positive als auch negative (z.B. Goldberg et al. 2001) Effekte der Samendichte auf die Keimung und das Aufkommen an Sämlingen diskutiert (siehe dazu auch Houle 1998). In diversen Modellen wird dabei von einer negativen Dichte- und einer positiven Entfernungsabhängigkeit (vom Mutterbaum) des Überlebens der Sämlinge ausgegangen. Dies wird auch als so genannter Janzen-Connell-Effekt bezeichnet (Nathan & Muller-Landau 2000; McAlpine & Jesson 2008). Lortie & Turkington (2002) konnten mit ihren Untersuchungen in einer annuellen Pflanzengesellschaft zeigen, dass die Initialsamendichte einen signifikanten Einfluss auf das Auflaufen der Keimlinge hatte, auf das spätere Pflanzenwachstum und die Überlebensrate jedoch nicht. In späteren Lebensphasen der Pflanzen spielen demzufolge andere Faktoren, wie zum Beispiel Konkurrenz, eine wesentlich größere Rolle als die Initialsamendichte. In den Untersuchungen von Lortie & Turkington (2002) beeinflusste die Initialsamendichte das Aufwachsen an Keimlingen negativ: Höhere Samendichten verursachten eine Rückgang der Keimlingsdichte. Von Cannas et al. (2003) wurde nachgewiesen, dass auf die Modellierung der Invasionsgeschwindigkeit gebietsfremder Arten die Anzahl an ausgestreuten Samen einen wesentlich geringeren Einfluss hat als die Sämlingsbank. Cannas et al. (2003) erwähnen, dass das Populationswachstum, gerade bei langlebigen Pflanzenarten wie Bäumen, stärker von den Übergangswahrscheinlichkeiten bzw. Überlebensraten der Sämlinge bestimmt wird als von der Samenproduktion selbst. Für die Etablierung einer Pflanze bzw. einer Population spielt nicht die mittlere oder maximale Ausbreitungsentfernung die ausschlaggebende Rolle, sondern die am Boden tatsächlich vorgefundene minimale Diasporendichte entscheidet über die erfolgreiche Keimung und Etablierung. Hohe Samendichten ermöglichen potenziell eine hohe Keimlings- bzw. Jungpflanzendichte, verursachen jedoch zugleich hohen innerartlichen

Konkurrenzdruck und demzufolge höhere Mortalitätsraten als bei geringerer Samendichte (dichteabhängige Mortalität; Augspurger & Kitajima 1992). Die Bedingungen, welche die Keimung der Samen begünstigen, müssen nicht gleichzeitig auch für das Aufwachsen der Jungpflanze geeignet sein (Harper 1977; Schupp 1995; McAlpine & Jesson 2008). Ribbens et al. (1994) konnten eine signifikante Korrelation zwischen Sämlingsetablierung und der Verteilung der Mutterbäume nachweisen.

In der vorliegenden Arbeit stellte sich auf einzelnen Plots innerhalb der Flutrinne trotz einer sehr geringen modellierten Samendichte eine hohe Pflanzendichte von *Fraxinus pennsylvanica* ein. Da jedoch der Anteil hydrochor eingetragener Diasporen nicht quantifiziert werden konnte, kann daraus nicht geschlussfolgert werden, dass sich *Fraxinus pennsylvanica* in Flutrinnen erfolgreicher etabliert. In der vorliegenden Untersuchung konnte keine Korrelation zwischen potenziell möglicher Samendichte von *Fraxinus pennsylvanica* in der Vergangenheit und erfasster Jungpflanzendichte festgestellt werden. Aus diesem Grund erübrigt sich auch die Diskussion über die Annahme der Übergangswahrscheinlichkeiten zwischen den einzelnen Wachstumsstadien. Eine Auswertung der für die Simulation ausgewählten Flächen hinsichtlich der vorgefundenen Pflanzendichte ergab für die vier Habitattypen keine signifikanten Unterschiede. Inwiefern sich bestimmte Habitate für die Etablierung von *Fraxinus pennsylvanica* besser eignen, wurde bereits im vorangehenden Abschnitt ausführlich diskutiert. Welchen Einfluss intra- bzw. interspezifische Faktoren und andere limitierende Faktoren auf die erfassten Verjüngungspflanzendichten von *Fraxinus pennsylvanica* hatten bzw. haben, konnte mit der vorliegenden Untersuchung nicht beantwortet werden.

6.6 Zusammenfassung

Fraxinus pennsylvanica stellt sich als sehr raschwüchsige Baumart im Jungpflanzenstadium dar, deren Überleben stark von der Lichtverfügbarkeit abhängig ist. Die Rot-Esche ist im Untersuchungsgebiet einem hohen Verbissdruck ausgesetzt.

Aus den Ergebnissen und der Diskussion zum Vorkommen von *Fraxinus pennsylvanica* in vier verschiedenen Habitattypen des Hartholzauenwaldes lässt sich zusammenfassend sagen, dass sich *Fraxinus pennsylvanica* im Untersuchungsgebiet vor allem auf Standorten mit guter Lichtverfügbarkeit, wie Waldrändern, Gassen und Flutrinnen, etabliert. Die Hypothese „Die Etablierung von *Fraxinus pennsylvanica* in Flutrinnen ist erfolgreicher als auf Waldstandorten.“ kann mit den vorliegenden Ergebnissen hinsichtlich Dichte und Wuchshöhe der Verjüngungsvorkommen bestätigt werden. Dabei ist jedoch keine weitere eindeutige Abgrenzung zwischen Flutrinnen-, Waldrand- und Gassenstandorten möglich.

Dagegen konnte mit den vorgestellten Ergebnissen die These „Die Rot-Esche etabliert sich erfolgreich in aufgelichteten oder offenen Biotopen“ eindeutig bestätigt werden. Damit wird die Lichtbedürftigkeit der Art, vor allem in jungen Wuchsstadien, unterstrichen. *Fraxinus pennsylvanica* ist nach den vorgestellten Ergebnissen wenig erfolgreich in geschlossenen Waldbeständen, kann aber durch Störung entstandene Lücken im Kronendach und den daraus resultierenden erhöhten Lichteinfall auf den Standort sehr gut ausnutzen. Welche Entwicklungschancen die Verjüngung von *Fraxinus pennsylvanica* auf Wald-

standorten nach Störungen hat, konnte nicht abschließend geklärt werden und bleibt als zu klärende Forschungsfrage offen.

Eine Simulation potenzieller Diasporendichten auf ausgewählten Verjüngungsflächen erbrachte keine signifikante Korrelation zwischen Diasporendichte und Jungpflanzendichte. Welchen Einfluss inner- bzw. zwischenartlicher Faktoren auf die Jungpflanzendichte haben, bleibt ein offener Fragenkomplex.

7 Naturschutzfachliche Analyse und Bewertung

7.1 Naturschutzfachliche Analyse

Aufbauend auf den durchgeführten Untersuchungen und bereits vorgestellten Ergebnissen soll die Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* im Untersuchungsgebiet Mittelelbe abschließend für die betroffenen Schutzgebiete naturschutzfachlich analysiert werden. Dieser Abschnitt der vorliegenden Arbeit greift dabei die Ergebnisse aus den Untersuchungen zu Diasporenausbreitung, Keimung und Dormanz der Samen sowie Etablierung der Verjüngung auf und stellt diese im Kontext des Naturschutzes dar.

Die naturschutzfachliche Analyse der Ergebnisse zur Invasionsbiologie und zum ökologischen Verhalten der gebietsfremden *Fraxinus pennsylvanica* an der mittleren Elbe gliedert sich in drei Abschnitte: Nach einer allgemeinen Darstellung der Problematik von Neophyten in Schutzgebieten folgt eine Zusammenfassung der Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zum Verhalten von *Fraxinus pennsylvanica* im untersuchten Schutzgebiet mit Vergleichen zu den einheimischen Baumarten. Diese beinhaltet graphische Veranschaulichungen des anemochoren Ausbreitungspotenzials der Rot-Esche. Die aus den Untersuchungen der vorliegenden Arbeit resultierenden Ergebnisse werden zum Abschluss dieses Abschnittes in drei Szenarien unterschiedlichen Managements von *Fraxinus pennsylvanica* dargestellt.

7.1.1 Problemfeld Neophyten/invasive Arten in Schutzgebieten

Nach Deutschland wurden bislang insgesamt ca. 12 000 gebietsfremde Gefäßpflanzenarten eingeführt (BfN 2008), davon sind 277 Arten Agriophyten, d.h. in naturnaher Vegetation etablierte Arten. Bis heute haben sich 6 % der insgesamt eingeführten oder eingeschleppten Arten etablieren können. Aus Sicht des Naturschutzes werden für Deutschland 30 Pflanzenarten als invasiv eingestuft und teilweise bekämpft (z.B. *Fallopia japonica*, *Heracleum mantegazzianum*, *Prunus serotina*). Wie sich aus diesen Zahlen ableiten lässt, gibt es eine bedeutend größere Anzahl an Beispielen von gebietsfremden Arten, deren Ausbreitung sich zumindest bisher ohne jegliche nachteilige Folgen für andere Arten oder Lebensräume vollzieht. Obwohl gebietsfremde Arten in fast jedem Lebensraum Mitteleuropas vorkommen, ist der Anteil neophytischer Arten in naturfernen Lebensräumen (wie Ballungsräumen oder Ruderalflächen) um ein Vielfaches höher als in naturnahen Lebensgemeinschaften. Der Einfluss diverser Neobiota auf indigene Arten und Ökosysteme wird vor allem dann als dramatisch eingeschätzt, wenn daraus ein Rückgang der Biodiversität resultiert (IUCN/ROfE 2005). Für den Naturschutz, speziell für den Biotop- und Artenschutz, werden Neophyten zum Problem, wenn diese für die Schutzgüter bzw. Schutzobjekte wie Arten, Lebensgemeinschaften, Lebensräume oder das Landschaftsbild Gefährdungen ergeben, d.h. wenn bereits bedrohte Arten, Lebensgemeinschaften und deren Lebensräume aufgrund der Ausbreitung von Neophyten eine Verschärfung der Gefährdungssituation erfahren (Böcker et al. 1995). Die Einschätzung der Etablierung und Ausbreitung einer gebietsfremden Art aus Naturschutzsicht kann in Abhängigkeit von regionalen Standortsbedingungen und

anliegenden Schutzgebietszielen sehr unterschiedlich ausfallen: In dem einen Fall werden die Folgen ihrer Ausbreitung als negativ gewertet, in einem anderen können sie durchaus als unproblematisch eingeschätzt werden.

Gerade in so bedeutsamen Großschutzgebieten wie Nationalparken oder Biosphärenreservaten, in denen ein überwiegender Flächenanteil oder zumindest die Kernzone den natürlichen Prozessen überlassen werden soll, ist der Umgang mit gebietsfremden Arten ein großes Konfliktfeld (Ille & Schmidt 2007). Auch wenn sich gebietsfremde Baumarten in naturnahen Ökosystemen ausbreiten und etablieren, können durch ihre Dominanz und die Verdrängung einheimischer Arten neuartige Ökosysteme und Funktionen entstehen. In diesem Spannungsfeld wird heutzutage weniger um ökologische Sachverhalte diskutiert, sondern vielmehr um naturschutzfachliche und -politische Schlussfolgerungen zur Notwendigkeit bzw. Art und Weise von regulierenden Maßnahmen gerungen (Luken & Thieret 1997). Das Spannungsfeld, in dem sich alle Akteure, die ein Management einer gebietsfremden Art anstreben, dabei wiederfinden, bringt folgendes Zitat sehr gut zum Ausdruck:

> Eigentlich ist es ungerecht, aber eine Pflanze, die in Mitteleuropa ihre Bestände erweitert und nicht selten wird, hat „irgendwie etwas unanständiges“ an sich. […] Umgekehrt machen die Naturschützer ein Lebewesen, das sich nicht mehr durchsetzen kann, gleich zum Hätschelkind – im Grunde ein Widerspruch, weil man ja Natur Natur sein lassen will, und irgendwann müssten die Eingriffe eben doch aufhören. Stimmt es, dass die Natur sich jeweils in maximaler Vielfalt entwickelt oder stellen wir sie her, weil wir ein Ideal im Kopf haben? Eine Problematik, mit der alle Ökologen leben müssen, die steuernd nachhelfen (Leisering & Singer 1995, S. 76).

Die Ursachen für den Invasionserfolg einer Art lassen sich in der Regel nicht auf einen Faktor oder Prozess reduzieren, sie sind komplexer Natur. Bei ihrer Analyse müssen sowohl die Lebensstrategien der sich erfolgreich etablierenden Art („Invasor“) bekannt sein oder erforscht werden, als auch die betroffenen („invadierten“) Biozönosen in ihrem Wirkungsgefüge beachtet werden. Besonders brisant wird die Problematik in Schutzgebieten, in denen bei Prozessschutzbedingungen die Ausbreitung einer gebietsfremden Baumart zum Verlust der standortsheimischen Artenstrukturen und regionaltypischen Ökosystemgefüge, damit zur Herausbildung von Ökosystemen neuen Typs führt, was nicht im Sinne des Schutzzweckes liegt.

Vor der naturschutzfachlichen Bewertung eines invasiven Neophyten zu möglichen nachteiligen Folgen und notwendigen Regulierungsmaßnahmen müssen ökologische („wertfreie“) Erkenntnisse gewonnen werden, die zum Verstehen der Prozesse und Veranschaulichung der Sachverhältnisse beitragen (Schmidt 2007c). Die einzelnen Faktoren einer erfolgreichen Ausbreitung können von Art zu Art und in einzelnen „Invasionsgebieten“ sehr verschieden sein, was bei Prognosen zu beachten ist (vgl. auch Heger & Trepl 2001; Kowarik 2003). Das kann selbst innerhalb eines Schutzgebietes kleinräumig sehr unterschiedlich sein. Um trotz der Komplexität einen Ansatz zur Lösung des Problems zu finden, ist es sinnvoll, den Invasionsprozess in kleinere Abschnitte zu untergliedern. Je homogener diese Abschnitte gewählt werden, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, Schlüsselfaktoren für den Invasionserfolg aufzudecken (Heger 2004) und die eventuell notwendigen Managementmaßnahmen daran anzupassen.

Charakterisierungen von Arten mit Ausbreitungstendenz stützen sich häufig auf die Liste von Baker (1965), der Eigenschaften eines „idealen Unkrautes“ herausgearbeitet hat. Die darin benannten Charakteristika tauchen bis heute in zahlreichen Arbeiten zur Beschreibung von erfolgreich etablierten gebietsfremden Arten auf. Nach Lodge (1993) stellt die folgende Aufzählung die am häufigsten zitierten Eigenschaften für biologische Invasionen dar:

- hohe genetische Variabilität,
- phänotypische Plastizität,
- weites ursprüngliches Verbreitungsgebiet,
- Eurytopie,
- Polyphagie,
- Hemerophilie,
- hohe Verbreitungsraten,
- eingeschlechtliche Vermehrung,
- vegetative Vermehrung,
- an Ruderalstandorte angepasste Charakteristika.

Für den Naturschutz sind wiederum Merkmale und Fähigkeiten interessant, die es einer Art ermöglichen, sich erfolgreich in natürlicher bzw. naturnaher Vegetation zu etablieren. Arten mit vorangehend genannten Eigenschaften müssen also nicht unbedingt auch in weniger anthropogen beeinflussten Phytozönosen erfolgreich sein. Erforderlich ist vor allem eine langfristige Konkurrenzfähigkeit und nicht nur Kolonisationsfähigkeit.

Unter dem Gesichtspunkt der Konkurrenzfähigkeit unterscheiden Newsome & Noble (1986) vier ökophysiologische Gruppen:

- gap grabbers: frühe Keimung und schnelles Initialwachstum,
- competitors: durch Morphologie (hohen Wuchs, tiefere Wurzeln, größere Blätter) bedingte erfolgreiche Konkurrenz um Wasser oder Licht,
- survivors: Langlebigkeit bzw. vegetative Vermehrung,
- swampers: hohe Samenproduktion mit enormer Anzahl an Keimlingen, die eine Fläche förmlich überschwemmen.

Ein sehr übersichtliches und einfach zu kommunizierendes Instrument für den praktischen Naturschutz ist die inzwischen eingeführte Aufstellung von Schwarzen Listen für invasive Arten. Diese Listen enthalten kriterienbasiert gebietsfremde Arten mit nachgewiesenen oder potenziell negativen Auswirkungen auf die biologische Vielfalt. Ihre Anwendung reicht von der Berücksichtigung in Pflege- und Entwicklungsplänen von Schutzgebieten über die Begrünungsplanung (z.B. von Verkehrswegen) bis hin zu naturschutzgemäßen Nutzungen (z.B. für den Gartenbau, Forst- und Fischereiwirtschaft, Biomasseanbau) und rechtlich-administrativen Maßnahmen (z.B. für Ausbringungsgenehmigungen sowie Besitz- und Vermarktungsverbote nach dem Bundesnaturschutzgesetz) (Essl et al. 2008).

Vorsorgende Strategien sind jedoch ebenso wichtig. Das Internethandbuch des BfN (www.floraweb.de/neoflora) rät den Verzicht einer Anpflanzung von invasiven Arten in der Nähe besonders schutzwürdiger Biotope. Pufferzonen können ebenso helfen zu verhindern,

dass invasive Arten aus anderen Nutzflächen in Schutzgebiete einwandern können. In Abhängigkeit von den Ausbreitungseigenschaften der Art ist dabei eine unterschiedliche Größe der Pufferzone notwendig. Vor allem in Schutzgebieten, die ganz oder teilweise waldbestockt sind, ist eine gute Kommunikation bzw. Kooperation zwischen Forstverwaltung und Naturschutz notwendig, da die Auffassung zu Neophyten von beiden Seiten sehr unterschiedlich sein kann und daher zu unterschiedlichen Zielen und Maßnahmen führen könnte (Hubo et al. 2007).

Auswirkungen invasiver Pflanzen sind sowohl auf der Ebene der genetischen Vielfalt (Verdrängung einheimischer, lokal angepasster Sippen durch Hybridisierung, Introgression oder intraspezifische Konkurrenz), auf der Ebene der Artenvielfalt (Verdrängung einheimischer Arten durch interspezifische Konkurrenz oder interspezifische Hybridisierung), als auch auf der Ebene der Lebensgemeinschaften und Ökosysteme (Veränderung oder Verdrängung vorhandener Lebensgemeinschaften durch Konkurrenz oder indirekt durch Standortsveränderungen) möglich (Kowarik 2003; Davis 2009).

Die Frage des Umgangs mit gebietsfremden Arten sollte konkret für ein Gebiet und eine Art nach Zielvorstellungen und Rahmenbedingungen beantwortet werden, das heißt es müssen Einzelfallbewertungen und -entscheidungen getroffen werden. Fehlen diese, ergibt sich ein weites Spannungsfeld mit kontroversen Ansichten, die von Handlungsempfehlungen des radikalen Ausmerzens bis hin zum absoluten Verzicht auf Eingriffe reichen. Für die Entscheidung zu einer Bekämpfung einer gebietsfremden Art sind nach Kowarik et al. (2003) der naturschutzfachliche Wert eines Gebietes, mögliche Beeinträchtigungen und time-lag-Effekte (zeitlich verzögerte Ausbreitung im Gebiet aufgrund veränderter Umweltbedingungen) sowie genetische Anpassungsprozesse zu berücksichtigen. Die Notwendigkeit und der Erfolg steuernder Maßnahmen sollten immer anhand folgender Fragen (Kowarik 1995) geprüft werden:

- Rechtfertigen die Auswirkungen der Ausbreitung eines Neophyten seine Bekämpfung?
- Ist die Art am jeweiligen Standort durch Steuerungsmaßnahmen überhaupt rückholbar, d. h. vor allem praktisch unter Berücksichtigung der zur Verfügung stehenden personellen und finanziellen Ressourcen?
- Ist der Aufwand hinsichtlich des erwarteten Zustandes verhältnismäßig? Oder wird durch eine Bekämpfung nicht nur der Neophyt, sondern auch das ‚Schutzgut' so in Mitleidenschaft gezogen, dass die eingesetzte Energie effektiver an anderer Stelle aufgebracht werden könnte?
- Wird der Bekämpfungserfolg nachhaltig sein, oder wird die bekämpfte Art nach Abschluss der Maßnahmen wieder einwandern können (z.B. Samenspeicher des Bodens, Ausbreitungsquellen und -wege)?

Bei anstehenden, notwendigen Managementmaßnahmen in Schutzgebieten ist es sinnvoll die Öffentlichkeit zu informieren, sowohl über die Problematik invasiver Neophyten als auch über den Umgang mit diesen. Nur durch Aufklärung und Sensibilisierung der Bevölkerung kann Verständnis für die gewählte Strategie erzielt werden. Bei fehlender Aussicht auf einen nachhaltigen Bekämpfungserfolg und nicht zu verhindernder Etablierung des Neophyten im

naturnahen Ökosystem besteht nur noch die Altnernative auf Akzeptanz der gebietsfremden Art und ihrer Ausbreitungsfolgen im Schutzgebiet. Generell wurden und werden die meisten mitteleuropäischen Ökosysteme, so auch in den heutigen Schutzgebieten, durch vergangene oder gegenwärtige anthropogene Nutzungsformen direkt oder indirekt beeinflusst und verändert. Allein Vorbeugung und gegensteuernde Maßnahmen können daher keine realistischen Antworten auf Invasionsphänomene sein. Den Einzelfall differenziert wahrzunehmen, zu analysieren und zu bewerten, bleibt in jedem Falle die am besten angemessene Reaktion (Kowarik 2003).

7.1.2 *Fraxinus pennsylvanica* im untersuchten Schutzgebiet

Ein vollständiges Bild über die Umweltansprüche einer Art zu erhalten, erfordert die Einbeziehung populationsbiologischer Merkmale (Cornelius 1991). Dabei ist ein wichtiges Augenmerk auf den Regenerationsprozess und die Durchsetzungsfähigkeit der Art gegenüber Konkurrenten zu legen. In den Kapiteln 4 bis 6 der vorliegenden Arbeit wurden zu ausgewählten Ausschnitten des Regenerationsprozesses von *Fraxinus pennsylvanica* Untersuchungsergebnisse vorgestellt und diskutiert. Da jedes Ausbreitungsereignis einzigartig ist, können sich die hier dargelegten Ausführungen zu *Fraxinus pennsylvanica* nur auf das Untersuchungsgebiet „Mittlere Elbe“ mit seinen spezifischen Umweltbedingungen beziehen. Die bisherige Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* im Biosphärenreservat „Mittelelbe“ ist mit Sicherheit von einer Kombination mehrerer Faktoren abhängig: a) den artspezifischen Eigenschaften der Baumart, b) der direkten Pflanzung durch die Forstwirtschaft in großer Stückzahl im Untersuchungsgebiet und c) der walbaulichen Förderung der Art. Was bedeuten die erzielten Erkenntnisse zu den Eigenschaften von *Fraxinus pennsylvanica* nun aber vor dem Hintergrund des Schutzcharakters des Biosphärenreservates und der Ausweisung weiterer Prozessschutzflächen im Gebiet? Welche Auswirkungen hat die Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* konkret für das Gebiet der Mittleren Elbe, für das Biosphärenreservat, für die verschiedenen Schutzzonen, für das Naturschutzgroßprojekt und für die FFH-Gebiete? Aufgrund der derzeitigen Ausbreitungssituation ergeben sich weiterhin die Fragen: Unter welchen Bedingungen können Bedrohungen für die standortstypischen Biozönosen entstehen? Welche naturschutzfachlichen Konsequenzen hat eine weitere Ausbreitung und Etablierung von *Fraxinus pennsylvanica* im Gebiet? Im Folgenden soll den aufgestellten Hypothesen nachgegangen werden:

- Die Hartholzauenwälder des Mittelelbegebietes sind durch die Ausbreitung der Rot-Esche in ihrer natürlichen Zusammensetzung enorm gefährdet.
- Die Rot-Esche verdrängt einheimische Baumarten und ersetzt in den natürlichen Hartholzauenwäldern die Feld-Ulme.

Die Ergebnisse in Kapitel 4 bis 6 geben einen Einblick in die Invasionsbiologie und Verjüngungsökologie von *Fraxinus pennsylvanica* und stellen heraus, welche Faktoren den Ausbreitungsprozess und die Etablierung der gebietsfremden Baumart beeinflussen bzw. fördern. Wie in den einzelnen Kapiteln bereits diskutiert, können die Ergebnisse nur als ein Ausschnitt aus dem Komplex der beeinflussenden Faktoren verstanden werden.

Im Folgenden sind die Ergebnisse der eigenen Untersuchungen sowie Angaben aus der diskutierten Literatur noch einmal schlaglichtartig zusammengefasst. Sie bilden die Grundlage für die im folgenden Abschnitt (7.1.3) aufgestellten Szenarien und der daraus resultierenden naturschutzfachlichen Einschätzung der Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* im Untersuchungsgebiet Mittlere Elbe.

- Die Rot-Esche ist in der Lage jedes Jahr zu fruktifizieren.
- Eine einzelne weibliche Rot-Esche mit einem BHD von 39 cm produziert potenziell zwischen 220 000 bis 280 000 Samen.
- Die Samen der Rot-Esche sinken signifikant langsamer zu Boden als die der Gemeinen Esche.
- Die Rot-Esche verbreitet ihre Samen anemochor. Es werden dabei mittlere Ausbreitungsentfernungen von 47 bis 85 m, in der Fernausbreitung sogar 60 bis 150 m erreicht.
- Im Falle von Anemochorie werden die höchsten Samendichten in einem Umkreis von 1 bis 30 m um den Mutterbaum abgelagert.
- Die Samen werden außerdem hydrochor verbreitet und sind dabei im Mittel 2,2 Tage lang schwimmfähig.
- Die durchschnittliche Keimrate für Samen von *Fraxinus pennsylvanica* beträgt 52,7 %.
- Eine Lagerung der Diasporen in Wasser erhöht die Keimrate.
- Die Diasporen der Baumart sind auch nach einer Aufenthaltsdauer von 15 Tagen im Wasser noch keimfähig.
- Samen von *Fraxinus pennsylvanica* können nicht länger als ein Jahr in der Bodendiasporenbank überliegen.
- Durchschnittliche Auflaufraten der Keimlinge betragen 3,2 Keimlinge/m² für einen Einzelbaum mit 39 cm BHD.
- Die kumulative Mortalität für Keimlinge bzw. Verjüngungspflanzen in den ersten drei Lebensjahren ist sehr hoch und beträgt 72 % (Küßner & Wagner 2002).
- Die Mortalität der Keimlinge ist stark abhängig von der Verfügbarkeit an Strahlung.
- Die Verjüngung der Rot-Esche ist in ihren höchsten Dichten und größten Zuwächsen in Flutrinnenbereichen anzutreffen. Eine alleinige Konzentration der Verjüngung auf diese Bereiche konnte nicht nachgewiesen werden.
- Exemplarisch erfasste Pflanzendichten im Naturareal (Pennsylvania) sind signifikant geringer als Pflanzendichten in Flutrinnen oder Waldrandbereichen des Mittelelbegebietes.

Die Tabelle 7.1 enthält, abgeleitet aus den vorgestellten Ergebnissen, einen Überblick über die möglichen Gründe, die eine Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* im Untersuchungsgebiet fördern bzw. begünstigen und ebenso die Ursachen, die sich als nachteilig auf den Ausbreitungsprozess der Art auswirken können. Dabei kommt den einzelnen Eigenschaften eine unterschiedlich hohe Relevanz bzw. Bedeutung für die weitere Ausbreitungsentwicklung der Rot-Esche zu. Bezugsraum ist dabei der Hartholzauenwald des Untersuchungsgebietes. Die Aufzählung erhebt jedoch nicht den Anspruch auf Vollständigkeit, da nicht alle Faktorenkomplexe in einer sich ständig verändernden Umwelt berücksichtigt werden konnten.

Tab. 7.1: Sich vorteilhaft bzw. nachteilig auswirkende Eigenschaften bzw. Faktoren auf die Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* in den Hartholzauenwäldern der mittleren Elbe.

Vorteile	Nachteile
• Anpflanzung in großem Maßstab • geeignete klimatische Verhältnisse im neuen Areal • weite ökologische Amplitude • hohe Anpassungsfähigkeit • hohes vegetatives Regenerationsvermögen • rasches Jugendwachstum • hohe Keimfähigkeit auch nach hydrochorer Ausbreitung der Samen • hohes Ausbreitungspotenzial sowohl anemochor als auch hydrochor • frühzeitiges Fruktifizieren bereits ab geringen Durchmessern/ Wuchshöhen • hohe Samenproduktion • jährliches Fruktifizieren • hohe Keimlingsdichten • freie Nischen wie Flutrinnen, die von einheimischen Baumarten nicht besetzt werden bzw. durch den Ausfall von *Ulmus minor* frei werden	• keine weitere waldbauliche Förderung • hoher Verbissdruck auf Verjüngungspflanzen • hohe Mortalitätsraten der Verjüngung • diözisch • kurzlebige Diasporenbank (intermediäre PD) • beschattete Bereiche weisen sehr geringe Dichten an Verjüngungspflanzen auf • frühzeitige Stammfäule und Umbrechen der Altbäume • geringes Höhenwachstum von Jungpflanzen auf beschatteten Standorten

Analyse verschiedener Mutterbaumverteilungsmuster

Die auf der Grundlage der Modellierungsergebnisse zur Samenausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* (Ergebnisse und Diskussion in Kapitel 4) erstellten graphischen Veranschaulichungen (Abbildung 7.1) sollen eine Vorstellung vermitteln, welchen Einfluss eine unterschiedliche räumliche Verteilung (homogen/geklumpt) der Samenbäume (Annahme: alle Bäume weiblich; BHD = 0,39 m) und eine verschiedene Annahme der Diasporenausbreitung (isotrop/anisotrop) für die Verteilung der Diasporendichte im Bestand haben. Die vier verschiedenen Varianten wurden mit je fünf fruktifizieren Mutterbäumen in einem 4 ha großen Bestand anhand der Modellparameter aus Kapitel 4 berechnet. Die graphische Darstellung vermittelt einen Eindruck über den potenziellen Diasporeneintrag auf der Fläche, ist jedoch keine Basis für etwaige Prognosen.

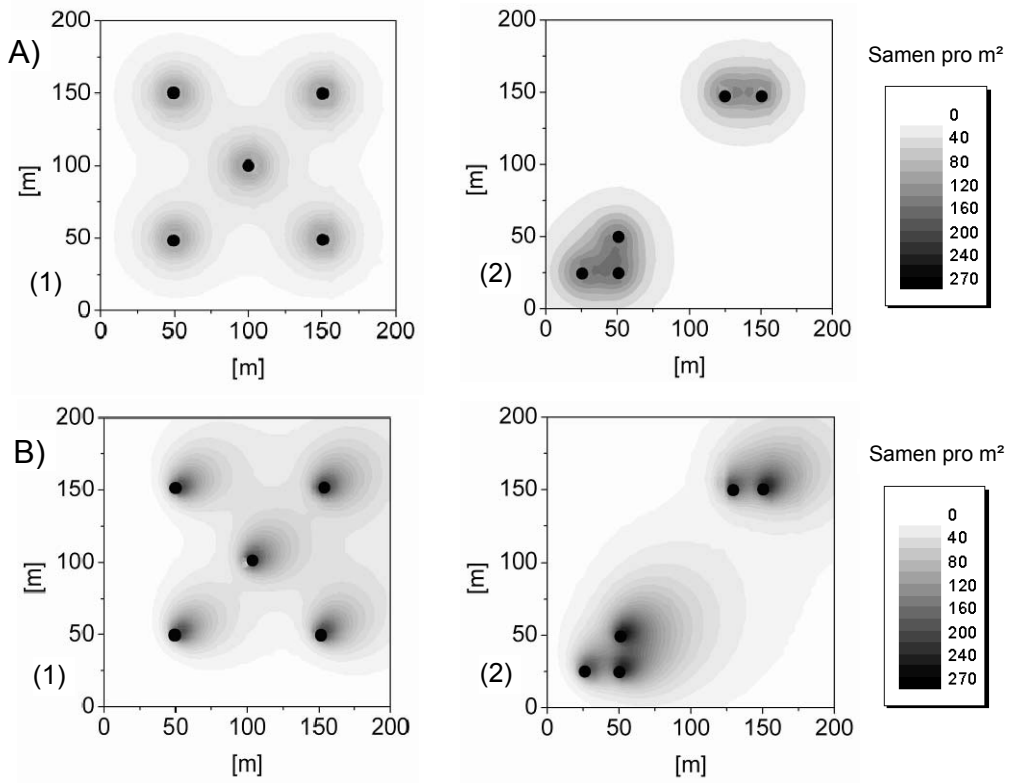


Abb. 7.1: Varianten der Samendichteverteilung unter zwei verschiedenen Mutterbaumverteilungsmustern. A) isotrope Ausbreitung der Samen und B) anisotrope Ausbreitung der Samen jeweils für homogene (links) und geklumpte (rechts) Verteilung der Mutterbäume.

Für den Praktiker erschließen sich aus den fiktiv entworfenen Varianten die möglichen Samendichten/m² bei unterschiedlichen räumlichen Verteilungen von weiblichen Bäumen der Rot-Esche im Bestand. Für diese Darstellungen der Samenausbreitung wird von einer reinen primären Windverbreitung der Samen ausgegangen und eine mögliche sekundäre Ausbreitung (durch Wind, Wasser oder Tiere) ausgeschlossen.

Variante A1: Bei homogener Verteilung der *Fraxinus pennsylvanica*-Samenbäume und der Annahme einer isotropen Ausbreitung der Samen finden sich hohe Samendichten (80-120 Samen/m²) nur in einem Radius von ca. 20 m um die einzelnen Samenbäume der Rot-Esche. An den Rändern der kreisförmigen Diasporenausbreitung kommt es zu Überlappungszonen mit geringen Samendichten. Insgesamt werden die Samen dadurch homogen, aber mit geringen Dichten, im Gesamtbestand verteilt.

Variante A2: Die geklumpte Verteilung der Samenbäume bei einer isotropen Annahme der Ausbreitung der Samen liefert ein völlig anderes Bild der Samendichteverteilung für den simulierten Bestand. Um die Baumgruppen herum bilden sich Bereiche mit sehr hohen Samendichten (120-140 Samen pro m²) aus. Diese Dichten sind höher als im Beispiel mit homogener Verteilung der Samenbäume. Der Diasporenregen wird um die einzelnen Gruppen etwa in einem Radius von 50 m verteilt. Die restlichen Bereiche des Bestandes (NW und SO) bleiben dagegen vollständig diasporenfrei.

Variante B1: Die Annahme einer anisotropen Ausbreitung der Samen bei einer homogenen Verteilung der Samenbäume verursacht eine ähnliche Samendichteverteilung wie bei Szenario A1, wobei die Ausbreitung der Samen jedoch gerichtet (NNO) aufgrund der

Windeinwirkung erfolgt. So bleiben kleine Bereiche im Westen und Süden des Bestandes diasporenfrei. Insgesamt werden die Samen in Windrichtung über weitere Entfernungen als im isotropen Fall verteilt. Hohe Samendichten finden sich daher nur im NO der Samenbäume.

Variante B2: Die geklumpte Verteilung der Samenbäume und eine anisotrope Ausbreitung der Samen ermöglichen sehr hohe Samendichten (200-220 Samen pro m²) im NO der einzelnen Baumgruppen. Durch die Windfahne werden die Samen auch in großer Entfernung nach NO verstreut, wenn auch in geringer Dichte. Der Nordwesten und Südosten des Bestandes bleiben diasporenfrei.

Als besser angepasstes Modell an die Datensätze hat sich die Annahme der anisotropen Samenausbreitung erwiesen (siehe dazu Diskussion Kapitel 4). Die Ergebnisse dieser Simulation können einen Eindruck vermitteln, inwiefern eine unterschiedlich räumlich verteilte Bestandesbeteiligung von Rot-Esche Einfluss auf deren Samendichteverteilung am Waldboden hat. Diese wiederum ist eine wesentliche Grundlage für eine erfolgreiche Etablierung der Art. Anhand der anisotropen Fernausbreitungsdistanzen ist es möglich abzuschätzen, in welchem Umkreis von Beständen mit Rot-Eschen bzw. -Einzelbäumen mit einer potenziellen Etablierung gerechnet werden muss. In nordöstlicher Richtung werden dabei die größten Ausbreitungsdistanzen erreicht. Daher sind naturschutzfachlich wertvolle Flächen (Prozessschutzflächen) bzw. für die weitere Ausbreitung der Rot-Esche geeignete Standorte in NO-Richtung von Vorkommen der Rot-Esche bis zu einer Entfernung von 150 m potenziell gefährdet. Dies gilt jedoch nur, wenn von anemochorer Ausbreitung der Samen ausgegangen werden kann. Erfolgt zusätzlich eine hydrochore Ausbreitung, so muss mit weiteren Entfernungen gerechnet werden.

Zum anderen zeigt diese Simulation, dass eine Steuerung der Rot-Esche im Bestand leichter zu handhaben ist, wenn die Vorkommen lokal geklumpt auftreten, obwohl dabei in diesen Bereichen höhere Samendichten auftreten als bei homogener Verteilung der Mutterbäume. Im Osten bis Nordwesten bleiben große Bereiche diasporenfrei, welche innerhalb des Managements Standorte von besonderem naturschutzfachlichem Wert darstellen könnten. Ein räumlich differenziertes Management wird unter dem Abschnitt 7.1.3 genauer dargelegt.

Bislang wurden die Ergebnisse, bis auf wenige Ausnahmen, nur für die Baumart *Fraxinus pennsylvanica* interpretiert und diskutiert. Eine umfassende naturschutzfachliche Analyse soll im Folgenden jedoch auch das Verhältnis dieser gebietsfremden Baumart zu anderen einheimischen Baumarten des Hartholzauenwaldes beschreiben. Innerhalb der vorliegenden Arbeit war es nicht möglich, für einheimische Baumarten alle durchgeführten Untersuchungen auch auf diese anzuwenden. Der in Tabelle 7.1 vorgelegte Vergleich der Eigenschaften von *Fraxinus pennsylvanica* zu vier einheimischen Baumarten im Untersuchungsgebiet stützt sich daher auf Veröffentlichungen anderer Autoren zu Eigenschaften dieser Arten. Der Vergleich soll dazu dienen, Unterschiede zwischen den Arten deutlich werden zu lassen und die Stellung von *Fraxinus pennsylvanica* im Ökosystem Hartholzauenwald Mittlere Elbe erkennbar werden zu lassen. Nur so ist es möglich, naturschutzfachlich zu einer Bewertung überzugehen.

Tab. 7.2: Biologisch-ökologischer Vergleich von vier einheimischen Baumarten des Hartholzauenwaldes mit *Fraxinus pennsylvanica*.

Baumart	*Fraxinus pennsylvanica*	*Fraxinus excelsior*	*Tilia cordata*	*Quercus robur*	*Ulmus laevis*
Ökologie	Intermediärbaumart[65]	Intermediärbaumart	Klimaxbaumart	Intermediärbaumart	Intermediärbaumart
Standort	alluvial; weite Amplitude	nährstoffreich	frisch, mäßig trocken	trocken bis frisch; staunässeertragend	nährstoffreich
Fruktifikation	früh; jährlich	früh; regelmäßig	früh, regelmäßig	spät; große Intervalle	früh; häufig
Lebensspanne	bis 150 Jahre	200 Jahre	> 400 Jahre	> 400 Jahre	250 Jahre[f]
Strategietyp[66]	Spezialstandorts-Stratege	Spezialstandorts-Stratege	Durchsetzungs-Langlebigkeits-Stratege	Langlebigkeits-Trocken-Warm-Stratege	Ausweich- u. Lückenstratege
Samenmenge	221.484/275.996	42.000-447.000[b]	1826/11.035[a]	k.A. [67]	113.571[a]
Samenverbreitung	Wind, Wasser	Wind, Wasser	Wind	Häher	Wind
MDD [m]	46,7/84,7	52-180[b]	8,6/14,2[a]	k.A.	17,1[a]
LDD [m]	60/150	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Schattentoleranz	mittel; in der Jugendphase gering, mit zunehmendem Alter abnehmend	in der Jugendphase mittel; mit zunehmendem Alter sehr hohe Lichtansprüche	schattentolerant	mittel; mit zunehmendem Alter höhere Lichtansprüche	mittel; im Alter hohe Lichtansprüche
Überflutungstoleranz	sehr hoch (40 % der Vegetationszeit)	mittel (77 Tage)[d]	gering (22 Tage)[d]	hoch (111 Tage)[d]	hoch (80-100 Tage)[d]
Höhlenbaum	geeignet[e]	geeignet	k.A.	sehr geeignet[e]	k.A.
Mortalitätswahrscheinlichkeit der Sämlinge	72 %[a]	< 5 %; 70 %[c]	76 %[a]; 0 %[c]	55 %[a]; 77 %[c]	75 %[c]
Keimfähigkeit hydrochore Ausbreitg.	78 %	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Gefährdung	Verbiss	Verbiss, Mäuse	Verbiss, Fegen	Verbiss	Verbiss, Ulmensterben
Besonderheiten	sehr ausschlagkräftig	k.A.	sehr ausschlagkräftig	ausschlagkräftig	ausschlagkräftig[f] Brettwurzelbildung[f]
Datenquelle	eigene Untersuchung [a] Küßner & Wagner (2002) [e] Krause et al. (2008)	[b] Wagner et al. (2004) [c] Schöne & Jentsch (2007)	[a] Küßner & Wagner (2002) [c] Schöne & Jentsch (2007) [d] Metzler (2001)	[a] Küßner & Wagner (2002) [c] Schöne & Jentsch (2007) [e] Krause et al. (2008)	[a] Küßner & Wagner (2002) [c] Schöne & Jentsch (2007) [f] Hecker (1995)
	allgemeine Angaben zu den einheimischen Baumarten aus Burschel & Huss (1997)				

[65] Bezeichnung für eine Baumart, die sowohl Eigenschaften einer Pionierbaumart als auch einer Klimaxbaumart vereint.
[66] Einordnung der Strategietypen nach Otto (1994). Für *Fraxinus pennsylvanica* wurde anhand der recherchierten Angaben zu Biologie und Ökologie sowie auf Grundlage der Ergebnisse der eigenen Untersuchungen eine Einordnung vorgenommen.
[67] Keine Angabe.

Fraxinus pennsylvanica ist in der Höhe der potenziell produzierten Samenmenge pro Einzelbaum vergleichbar mit *Fraxinus excelsior*, liegt aber deutlich über den Werten von *Tilia cordata* und *Ulmus laevis*. Eine Sonderstellung kommt der Rot-Esche durch ihre hohe Überflutungstoleranz und ihre erfolgreiche Keimung nach erfolgter hydrochorer Ausbreitung der Samen zu. Aufgrund dieser Eigenschaften und ihrer hohen Mortalitätswahrscheinlichkeit in der Sämlingsphase sowie der geringen Konkurrenzfähigkeit unter Beschattung weicht die Rot-Esche auf „Randbereiche" im Hartholzauenwald aus, die von den einheimischen Baumarten nicht besiedelt werden können. Dies charakterisiert sie als Spezialstandorts-Stratege.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass sich *Fraxinus pennsylvanica* im Hartholzauenwald nur auf Standorten mit ausreichender Lichtverfügbarkeit durchsetzen kann. *Fraxinus pennsylvanica* ist als Intermediärbaumart und Spezialstandorts-Stratege (Tabelle 7.2) und aufgrund der damit einhergehenden Eigenschaften nur in Flutrinnen, am Waldrand und in Offenlandbereichen erfolgreich. Dies betrifft vor allem Bereiche der *Phalaris arundinacea*-Subassoziation des Eichen-Ulmen-Hartholzauenwaldes. Auf diesen Standorten verursacht sie Veränderungen in der natürlichen Artenzusammensetzung. Höher gelegene und daher weniger häufig überflutete Standorte des Eichen-Ulmen-Hartholzauenwaldes im Mittelelbe-gebiet gelten nach den bisherigen Erkenntnissen allgemein nicht als gefährdet. Zu entsprechenden Ergebnissen gelangten auch Zacharias & Breucker (2008) in ihren Untersuchungen. Damit ist die aufgestellte Hypothese: „Die Hartholzauenwälder des Mittelelbegebietes sind durch die Ausbreitung der Rot-Esche in ihrer natürlichen Zusammensetzung enorm gefährdet." mit den Ergebnissen zum bisherigen Zeitpunkt widerlegt. Erst langfristige Untersuchungen zum weiteren Ausbreitungsverhalten von *Fraxinus pennsylvanica* können eine generelle Aussage ermöglichen. Es konnte bislang nicht geklärt werden, ob die Rot-Esche sich zukünftig auch weiter auf Standorten trockenerer Ausbildungen des Eichen-Ulmen-Hartholzauenwaldes als Pionier in Lücken nach natürlichen Zusammenbruchsphasen ausbreiten wird und dort sukzessive an Bestandesanteil zunimmt.

Nach Kowarik (1996, S. 126ff.) können die Auswirkungen der Ausbreitung von Neophyten für Ökosysteme sowohl strukturelle Veränderungen als auch Veränderungen der ökosystemaren Prozesse nach sich ziehen. Für die Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* im Gebiet der Mittleren Elbe würde dies im speziellen bei der Ausbreitung in Flutrinnenbereichen eine Veränderung der räumlichen und floristischen Struktur dieses Ökosystems bedeuten. Bislang kommt auf diesen Standorten natürlicherweise die *Phalaris arundinacea*-Subassoziation des Querco-Ulmetum minoris vor. Da einheimische Baumarten die ganz feuchten Standorte aufgrund zu geringer Überflutungstoleranz nicht besiedeln können, sind Flutrinnen in diesen Bereichen überwiegend baumfrei. Eine weitere Ausbreitung der Rot-Esche auf diesen Standorten, begünstigt durch die frühere massive Pflanzung, könnte ein Zuwachsen der Flutrinnen zur Folge haben (Zacharias & Breucker 2008). Diese Entwicklung wird ebenso auf den betroffenen Standorten ökosystemare Prozesse verändern, da sie eine Veränderung des Nährstoff-, Wasser- und Lichthaushaltes in diesen Bereichen nach sich ziehen. Eine unmittelbare Folge ist die Ausdunklung der Krautschicht, die in den Flutrinnen üblicherweise von *Phalaris arundinacea*, *Iris pseudacorus*, *Symphytum officinale*, *Lysimachia vulgaris* u.a. gebildet wird.

Die Rot-Esche erscheint in Beständen von Ausbildungen des Eichen-Ulmen-Hartholzauenwaldes mit geringer Überflutungshäufigkeit (Querco-Ulmetum minoris typicum) eindeutig weniger konkurrenzkräftig als auf Standorten wie Flutrinnen (Querco-Ulmetum minoris phalaridetosum) oder Waldrändern. Eine Zurückdrängung einheimischer Baumarten durch die Rot-Esche ist dabei nicht erkennbar. *Fraxinus pennsylvanica* verdrängt nicht die Feld-Ulme, sondern kann aufgrund ihrer ökologischen Eigenschaften Standorte besiedeln, die durch den Ausfall der Feld-Ulme frei werden. Damit ist die Ausbreitung der Rot-Esche auf solchen Standorten keine Ursache des Rückganges der Feld-Ulme, sondern eine Folge der Floren- und Standortsveränderungen. Daraus schlussfolgernd kann auch die zweite Hypothese „Die Rot-Esche verdrängt einheimische Baumarten und ersetzt in den natürlichen Hartholzauenwäldern die Feld-Ulme.“ als widerlegt gelten. Dennoch ist die Besetzung der Nische der Feld-Ulme als kritisch einzuschätzen. Aufgrund der Besiedlung ähnlicher bzw. identischer Standorte von Rot-Esche und Feld-Ulme wird durch die Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* eine zukünftige mögliche Wiederansiedlung von *Ulmus minor*, sei diese natürlicher Art oder gelenkt, verhindert.

Auch wenn die Verjüngung von *Fraxinus pennsylvanica* in Ausbildungen des Eichen-Ulmen-Hartholzauenwaldes mit geringer Überflutungshäufigkeit (Querco-Ulmetum minoris typicum) weniger konkurrenzkräftig ist (hohe Mortalitätsraten, geringe Wuchshöhe, geringe Pflanzendichten), so konkurriert sie bei ihrem Auftreten doch mit einheimischen Baumarten um lebensnotwendige Ressourcen. Gerade *Quercus robur* benötigt im Keimlings- und Jungpflanzenstadium viel Licht und kann sich daher vor allem infolge von Störungen und höherem Lichteinfall aufgrund von Lücken im Kronendach verjüngen. Potenziell könnten in solchen Bereichen Konkurrenzsituationen von Rot-Esche und Stiel-Eiche entstehen, wobei für die Stiel-Eiche auf tiefer liegenden Standorten die Mortalität der Verjüngung kaum vom Strahlungsgenuss abhängig ist (Küßner & Wagner 2002). Als kritisch für die Verjüngung der Stiel-Eiche wird von Küßner & Wagner vor allem die Konkurrenz durch Bodenvegetation eingeschätzt.

7.1.3 Szenarien

Im Folgenden sollen drei Szenarien[68] mit unterschiedlichem Management die aus den diskutierten Ergebnissen vermutete zukünftige Ausbreitungstendenz von *Fraxinus pennsylvanica* verdeutlichen. Die Szenariotechnik ermöglicht es, Extremvarianten zu formulieren, die einen Überblick über Wirkungszusammenhänge erleichtern (Retzmann 1996; Horlitz 1998). In der naturschutzfachlichen Diskussion der Neophytenproblematik in Schutzgebieten wurde die Szenario-Technik bereits vorteilhaft angewendet (Ille et al. 2006; Ille & Schmidt 2007).

Zum ersten wurde ein Szenario mit dem Oberziel Prozessschutz entworfen, welches den absoluten Verzicht auf steuernde Eingriffe gegen *Fraxinus pennsylvanica* beinhaltet. Im Kontrast dazu gibt Szenario C das Management mit vollständiger Entnahme von *Fraxinus pennsylvanica* im Untersuchungsgebiet wieder. Dazwischen ist Szenario B als so genanntes „Trend-Szenario“ einzuordnen, welches eine räumlich wie zeitliche Kompromisslösung

[68] Szenarien sind hypothetisch plausible Zukunftsbilder, jedoch keine Prognosen (Retzmann 1996). Welche Aspekte eines Szenarios eintreten, ist ungewiss.

darstellt. Die drei verschiedenen Managementstrategien beinhalten auch Maßnahmen, die Extremvarianten vertreten und daher als unerwünscht erscheinen. Die Darstellung von Extremen analog der Arbeitsweise der Szenario-Technik hilft jedoch Schlussfolgerungen und Konsequenzen aus den Szenarien zu ziehen. Dabei sollen diese jedoch nicht als Vorschläge missverstanden werden. Dies setzt eine wertfreie Betrachtung voraus.

Die erstellten Szenarien basieren auf den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchungen und stellen für die zukünftige mögliche Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* nur vorläufige Schlussfolgerungen dar, da es innerhalb der vorliegenden Arbeit nicht möglich war, alle beeinflussenden Faktoren zu untersuchen. Mögliche Umweltveränderungen oder andere noch unbekannte fördernde bzw. hemmende Einflussfaktoren auf die Ausbreitung und Etablierung von *Fraxinus pennsylvanica* konnten bei der Aufstellung der Szenarien keine Beachtung finden.

Szenario A: Belassen der Rot-Esche im Gebiet/kein Management – Prozessschutz

Dieses Szenario gibt die Situation in den Kernzonen bzw. den geplanten Prozessschutzflächen des Gebietes wieder. Ebenso beinhaltet dies für alle weiteren Flächen des Schutzgebietes kein aktives Vorgehen gegen die gebietsfremde Rot-Esche, sondern eine Akzeptanz der Baumart und ihrer möglichen Ausbreitung. Dies bedeutet letztlich, dass Samenträger der Art im Gebiet in weiten Teilen (Abbildung 3.8) erhalten bleiben und so weitere Flächen erreicht werden, auf denen sich die Rot-Esche etablieren kann. Auf Flächen, in denen sich bereits Naturverjüngung der Art etabliert hat, werden neue Samenträger heranwachsen können, die die weitere Ausbreitung der Art ebenso begünstigen.

Wie die Untersuchungsergebnisse gezeigt haben, muss mit einer weiteren Ausbreitung der Rot-Esche gerechnet werden. Ihr hohes Verjüngungspotenzial, ihre hohe Überflutungstoleranz und rasches Jugendwachstum zeichnen die Baumart auf bestimmten Standorten als konkurrenzstark aus. Überschneiden sich potenzielle Verjüngungsflächen und hochwertige Biotope, so ist eine genauere Analyse und Bewertung des Naturverjüngungsgeschehens erforderlich. Obwohl die Rot-Esche schon jetzt über weite Flächen im Biosphärenreservat verbreitet ist, wird die weitere Verjüngung nach dem bisherigen Kenntnisstand nicht auf allen Flächen in gleicher Intensität vonstatten gehen. Verbiss, hohe Mortalitätsraten innerhalb der Verjüngung ebenso wie eine geringe Schattentoleranz der Rot-Esche auf Standorten mit geschlossenem Kronendach werden die Ausbreitung der Art bremsen. Auf diesen Flächen kann mit einem Rückgang des anthropogen bedingten Anteils an Rot-Esche nach dem Absterben der Altbäume durch das Ausbleiben an erfolgreicher Naturverjüngung gerechnet werden.

Tendenziell muss vor allem auf Standorten mit günstigen Lichtbedingungen, wie z.B. den Flutrinnen bzw. Waldrand- oder Offenbiotopbereichen, mit einer verstärkten Ausbreitung gerechnet werden. Da die Mortalitätswahrscheinlichkeit von *Fraxinus pennsylvanica* vor allem im Sämlingsstadium sehr stark von der zur Verfügung stehenden Strahlung abhängig ist, sind offene und lichte Bereiche eher gefährdet als Bereiche mit geschlossenem Kronendach. Als vorteilhaft für die Ausbreitung der Rot-Esche zeigte sich in den vorgestellten Ergebnissen die hydrochore Ausbreitung der Samen, was eine Etablierung der Baumart in Fließgewässernähe bzw. in Flutrinnen begünstigen wird. Dies wird, wie bereits

erläutert, ein Zuwachsen der Flutrinnen zur Folge haben, da die Rot-Esche die periodischen Überflutungen auf diesen Standorten toleriert. In dieser Nische ist *Fraxinus pennsylvanica* konkurrenzstärker als einheimische Baumarten (siehe Tabelle 7.2). Damit wird sich auf Bereichen der *Phalaris arundinacea*-Subassoziation des Querco-Ulmetum minoris eine neue Waldgesellschaft in Dominanz mit einer gebietsfremden Baumart entwickeln können. Zu dieser Schlussfolgerung kamen auch Breucker & Zacharis (2008). Dadurch verändert sich der Biotop Flutrinne sowohl strukturell als auch in seinen ökosystemaren Prozessen. Folgen sind eine Verringerung von Grenzlinien und die Ausschattung von Amphibienlaichgewässern (Krause et al. 2008). Für den größten zusammenhängenden Auenwaldkomplex Mitteleuropas bedeutet dies auf lange Sicht eine Veränderung einzelner Standortsbereiche hinsichtlich der natürlichen Artenzusammensetzung und einen Verlust an Naturnähe und Biodiversität in diesen Bereichen (genauere Ausführungen dazu unter Abschnitt 7.2.1).

Direkte negative Auswirkungen der Rot-Esche auf andere Baumarten bzw. die Kraut- und Strauchschicht (Veränderung des Standorts; Hemmung der Verjüngung) oder eine direkte Verdrängung einheimischer Arten können aus den bisherigen Ergebnissen nicht abgeleitet werden. Ohne jegliches Management wird sich die Baumart im Gebiet eindeutig weiter erfolgreich ausbreiten und vor allem in Bereichen der *Phalaris arundinacea*-Subassoziation zum festen Bestandteil der Waldgesellschaft werden. In weniger oft und stark überfluteten Bereichen des Querco-Ulmetum typicum mit geschlossenem Kronendach ist die Verjüngung von *Fraxinus pennsylvanica* weniger präsent und erscheint auch nicht so konkurrenzstark. Inwiefern sich die Baumart bei Öffnung des Kronendaches in Folge von Störereignissen bzw. Zusammenbrechen von Altbäumen auch auf diesen Standorten ausbreiten kann, lässt sich nach bisherigem Stand der Kenntnisse nicht beurteilen, ist aber auch nicht auszuschließen.

Insgesamt hat *Fraxinus pennsylvanica* eine Lebenserwartung von höchstens 150 Jahren. Da die Rot-Esche zusätzlich sehr früh stammfaul wird (im Alter von 80 bis 100 Jahren; Krause et al. 2008) und bricht, ist sie rasch abgängig. Umgebrochenes Altholz kann sich durch Stockausschlag jedoch wieder vegetativ vermehren und regenerieren. Inwiefern diese Stockausschläge auch erfolgreich fruktifizieren, konnte bislang noch nicht untersucht werden. Das Angebot an Baumhöhlen in Rot-Eschen ist vergleichbar mit dem in einheimischen Althölzern und gerade in Altersklassen von 80-120-jährigen Bäumen sehr groß. Aufgrund der frühen Absterbeerscheinungen haben die Baumhöhlen jedoch ein relativ geringes Alter und geringe Innenraumgrößen, was ihre ökologische Wertigkeit im Vergleich zu Baumhöhlen der dimensionsstärkeren Stiel-Eiche senkt (Krause et al. 2008).

Aufgrund des bisherigen Alters von *Fraxinus pennsylvanica* im Untersuchungsgebiet von maximal 155 Jahren und einer waldbaulichen Einbringung bzw. Förderung dieser Baumart bis in die 1980er Jahre (Zacharias & Breucker 2008) und dem aus diesen Gründen anthropogen bedingten Vorkommen der Baumart auf den meisten Standorten, mangelt es bislang an Erkenntnissen zum natürlichen Konkurrenzverhalten der Rot-Esche über mehrere Jahrzehnte ohne menschliche Steuerung im neuen Areal. Hier bleibt Forschungsbedarf auf Prozessschutzflächen mit dem Zulassen der natürlichen Dynamik.

Szenario B: Kompromisslösung – teilweise Beseitigung der gebietsfremden Baumart (sowohl zeitlich als auch räumlich gesehen)

Für die Kernzonen des Naturschutzgroßprojektes sind biotopersteinrichtende Maßnahmen in einem Zeitraum von 20 Jahren erlaubt. Da die Kernzonen 2003 neu geordnet wurden, läuft dieser Zeitraum bis zum Jahr 2023. In diesem zeitlichen Rahmen sind Maßnahmen zur Eindämmung und Steuerung der Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* im Untersuchungsgebiet durchaus möglich. Managementmaßnahmen zur Eindämmung von *Fraxinus pennsylvanica* können zum einen Fällungen sein, zum anderen ist auch Ringelung möglich. Zu diesen einzelnen Steuerungsmaßnahmen wurden von Patzak & Gutzweiler (2008) Untersuchungen durchgeführt, auf die an dieser Stelle verwiesen werden soll. Wenn auch zeitlich beschränkt, so würden Rückdrängungsmaßnahmen auch auf Flächen eingreifen, die sich schon seit Jahrzehnten in natürlicher Dynamik entwickeln konnten. Nach diesen zeitlich befristeten Eingriffen, sollten die Flächen wiederum dem Prozessschutz überlassen werden. Da die Rot-Esche zu Stockausschlag befähigt ist, bleibt unsicher in wie weit diese Form der Rückdrängung wirklich nachhaltig sein kann. Ein Nachwachsen aus der Diasporenbank kann jedoch aufgrund der Kurzlebigkeit der Samen im Boden ausgeschlossen werden. Die großräumige und flächenhafte Ausdehnung der Vorkommen von *Fraxinus pennsylvanica* im Untersuchungsgebiet lässt es als unwahrscheinlich erscheinen, dass in einem knappen Zeitrahmen von 20 Jahren eine Rückdrängung der Baumart auf allen Flächen des Naturschutzgroßprojektes möglich sein wird.

Als Kompromisslösung kann sich das Management der gebietsfremden Baumart jedoch auch räumlich gesehen nur auf bestimmte Bereiche des Untersuchungsgebietes beschränken, in denen die Rot-Esche besonders konkurrenzstark bzw. eine potenzielle Gefährdung im naturschutzfachlichen Sinne ist. Dies könnten z.B. Flutrinnenstandorte sein. Auf diesen Standorten könnte die Rot-Esche durch Fällung oder Ringelung beseitigt werden. In Eichen-Ulmen-Beständen wird die Baumart nach den bisherigen Untersuchungen bei geschlossenem Kronendach keine Chance haben, in die Baumschicht einzuwachsen. Auf höher gelegenen Standorten erscheint es möglich, durch eine Förderung einheimischer Arten durch Pflanzung oder waldbauliche Bestandeslenkung in der Jugendphase eine Dominanz von *Fraxinus pennsylvanica* zu verhindern (Breucker & Zacharias 2008). Ein räumlich differenziertes Management greift die Aussagen aus der Analyse unterschiedlicher Mutterbaumverteilungsmuster zu Variante B2 (Abbildung 7.1) auf. Bei minimalen Eingriffen auf der Fläche können Bereiche ohne Diasporeneintrag von *Fraxinus pennsylvanica* hergestellt werden und dabei gezielt das Gefährdungspotenzial auf naturschutzfachlich wertvollen Flächen gesenkt werden.

Räumlich differenziertes Eingreifen wäre ebenso denkbar, indem die bestehende Zonierung des Untersuchungsgebietes gewahrt bleibt und nur in Bereichen außerhalb von Kernzonen bzw. vor deren Ausweisung Eingriffe zur Rückdrängung von *Fraxinus pennsylvanica* durchgeführt werden. Dabei müsste zugunsten des Prozessschutzes der Verlust lebensraumtypischer Strukturen vor allem auf Flutrinnenstandorten akzeptiert werden, wohingegen in der Pflegezone gezieltes Eingreifen zur Förderung der einheimischen Arten- und Lebensraumvielfalt möglich bleibt. Resultat wäre eine weitere Ausbreitung der Rot-Esche in den Kernzonen und die Gefahr, dass die Rot-Esche sich aus diesen Bereichen auch wieder in angrenzende Pflegezonen ausbreitet.

Eine weitere Managementmaßnahme, die ebenfalls räumlich gesehen ein Kompromiss und zusätzlich sehr schonend wäre, wäre eine Beseitigung ausschließlich von weiblichen Rot-Eschen, d.h. samentragenden Bäumen. Damit könnten die Eingriffe auf der Einzelfläche deutlich minimiert werden (etwa halbiert). Trotz minimaler Eingriffe könnte dennoch ein Erfolg zur Eindämmung der Rot-Esche erzielt werden, da die Baumart in der Fruktifikation unterbunden wird und sich nicht weiter verjüngen und ausbreiten kann. Problematisch erscheinen jedoch Eingriffe ohne gleichzeitiges Management der Verjüngung, da Auflichtungen sonst das Wachstum der Jungpflanzen fördern und diese die entstandenen Lücken rasch dominieren. Dieses Management erfordert somit einen höheren Vorbereitungsaufwand, da jede Fläche gezielt begangen und die Bäume einzeln nach ihrem Geschlecht angesprochen werden müssen. Letztlich müssen räumlich differenzierte Maßnahmen nicht flächig sondern einzelbaumweise durchgeführt werden, was deutlich höhere Kosten- und Zeitinvestitionen erfordert. Dennoch könnte der Ausbreitungsprozess bei minimaler Eingriffsregelung deutlich reduziert bzw. unterbunden werden.

Szenario C: radikale Entfernung

Eine radikale Entfernung von *Fraxinus pennsylvanica* im gesamten Biosphärenreservat bzw. Naturschutzgroßprojekt hätte enorme Eingriffe zur Folge, da die Art bereits in weiten Teilen des Schutzgebietes verbreitet ist (Abbildung 3.8). Für eine vollständige Beseitigung der gebietsfremden Baumart müssten neben den forstlichen Pflegemaßnahmen auch großflächige Eingriffe in den Kernzonen des Biosphärenreservates durchgeführt werden. Fällung oder Ringelung großer Bestände mit Rot-Esche wären die Folge, was zusätzlich auch auf Bereiche, die bereits jahrzehntelang dem Prozessschutz unterliegen, ausgeweitet werden müsste. Diese Maßnahmen verursachen Kahlflächen, welche kostenintensiv mit einheimischen Baumarten aufgeforstet werden müssten.

Neben der Umwandlung der künstlich begründeten Reinbestände der Rot-Esche in naturnahe Mischbestände müssten Einzelvorkommen der Baumart beseitigt werden, um ein erneutes Einwandern bzw. Ausbreiten der Art zu vermeiden. Neben der Beseitigung von fruktifizierenden Altbäumen muss ebenso konsequent eine Beseitigung von Verjüngungspflanzen durchgeführt werden, um auch in Zukunft ein erneutes Aufwachsen zu verhindern. Für eine nachhaltige Beseitigung der Rot-Esche im Untersuchungsgebiet wäre eine Bekämpfung auch außerhalb des Schutzgebietes notwendig, da auch hier *Fraxinus pennsylvanica* bereits fester Bestandteil der Wälder ist und auch als Straßenbaum gepflanzt wurde. Aufgrund der Flächenausdehnung, die die Vorkommen der Rot-Esche bereits erreicht haben, ist eine vollständige Rückdrängung der Rot-Esche im Untersuchungsgebiet eine Aufgabe für mehrere Jahrzehnte und erscheint in der Umsetzung wenig realistisch. Zusätzlich muss, wie bereits erwähnt, mit Stockausschlag der Baumart gerechnet werden. Es stellt sich daher die Frage, ob der Bekämpfungserfolg wirklich nachhaltig sein wird. Nach erfolgter Rückdrängung der Bäume müsste jedoch nicht mit einem Nachwachsen von *Fraxinus pennsylvanica* aus der Diasporenbank gerechnet werden, da die Baumart keine langjährige Diasporenbank aufbaut.

Rückdrängungsmaßnahmen im gesamten Untersuchungsgebiet würden verhindern, dass *Fraxinus pennsylvanica* in Bereichen der Flutrinnen und anderen Offenbiotopen zur

Dominanz gelangt. Auf die Art der Beseitigung (Fällung oder Ringelung) und deren Erfolgsbilanz kann hier nicht weiter eingegangen werden. Dies war nicht Gegenstand der Untersuchung und wurde außerdem bereits von Patzak & Gutzweiler (2008), Breucker (2006), Breucker & Zacharias (2008) und Zacharias & Breucker (2008) diskutiert.

7.2 Naturschutzfachliche Bewertung

Nach der in Abschnitt 7.1 dargestellten naturschutzfachlichen Analyse soll abschließend für die Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* in den Auenwäldern der mittleren Elbe eine naturschutzfachliche Bewertung durchgeführt werden. Eine Bewertung dieser Ergebnisse ermöglicht eine Einordnung in den Rahmen der Schutzziele des Untersuchungsgebietes und zeigt Handlungsoptionen mit den sich daraus ergebenden Schlussfolgerungen für ein weiterführendes Management von *Fraxinus pennsylvanica*. Nach einer allgemeinen Einführung zur Bewertung anhand naturschutzfachlicher Aspekte erfolgt der Abgleich der im Abschnitt 7.1.3 aufgestellten drei Szenarien mit den in den Schutzgebieten geltenden Naturschutzzielen und eine Bewertung anhand von drei ausgewählten Naturschutzkriterien. Als Resümee werden die naturschutzfachlichen Folgen der Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* für die Schutzgebiete im Gebiet der mittleren Elbe zusammengefasst.

7.2.1 Bewertung anhand naturschutzfachlicher Aspekte

In Mitteleuropa wird die Landschaft seit vielen Jahrhunderten bzw. Jahrtausenden durch die Landnutzung und ihre Folgen verändert. Damit einhergehendes Einwandern und Aussterben von Pflanzenarten hat es zu allen Zeiten gegeben. Jedoch ist dieser natürlicherweise langsame Prozess durch stärkere anthropogene Einflüsse deutlich beschleunigt worden. Mit Hilfe des Menschen können Pflanzen Barrieren überwinden und sich in neuen Arealen ausbreiten, die ihnen natürlicherweise nicht zugänglich gewesen wären. Unter anderem wird auch durch das Einbringen gebietsfremder Pflanzenarten das natürliche Gleichgewicht bzw. das Landschaftsbild verändert. Zum Teil entstehen dabei wirtschaftliche oder gesundheitliche Probleme.

Aus Naturschutzsicht ist es notwendig, für bestimmte Gebiete die neu eingeführten bzw. eingewanderten Arten zu bewerten, um festzustellen ob sich tatsächlich mit dem Auftreten und Ausbreiten der Art Naturschutzkonflikte auftun. Die Entscheidung, wann ein Neophyt Naturschutzhandeln erforderlich macht, kann nur auf der Ebene einer Einzelfallbewertung erfolgen. Diese muss folgendes berücksichtigen (www.floraweb.de/neoflora):

- die artspezifische Auswirkung des Neophyten,
- die Ausprägung des betreffenden Ökosystems: Handelt es sich um naturnahe oder anthropogene Vegetation?
- das Umfeld und die Situation auf dem Standort: Ist der Neophyt Ursache der Naturbeeinträchtigung oder Folge der Veränderung?
- die konkreten Naturschutzziele vor Ort.

Der Ausbreitungserfolg eines Neophyten kann, wie auch in dieser Arbeit dargestellt, naturwissenschaftlich analysiert werden, wobei die Ausbreitungsrate, die Verjüngungs-

etablierung oder die Mortalitätsrate bewertet werden können. Allein über die Art- und Umwelteigenschaften von Organismen ist keine Vorhersage zur „Invasivität“ möglich, da Invasionen das Ergebnis einer komplexen Gemengelage sind. Von der erfolgreichen Etablierung bis zur problematischen Invasion kann keine Schlussfolgerung allein über naturschutzfachliche Kriterien vollzogen werden. Eine Wertung ist abhängig von mit der Politik erarbeiteten Zielwerten, Schwellenwerten und Kriterien (Köck 2003). Ob dieser Erfolg nun Schaden für das von der Ausbreitung betroffene Ökosystem bedeutet, ist eine Bewertung, bei der die naturwissenschaftliche Betrachtungsebene verlassen wird (Kowarik 1996).

> Bei diesen Betrachtungen bleibt festzuhalten, dass die Ökologie als wertfreie Naturwissenschaft überhaupt nur Veränderungen in Ökosystemen beschreiben kann, also die Umwandlung eines Ökosystems vom Zustand A in den Zustand B. […] Schäden hingegen sind Veränderungen, die von Menschen als unerwünscht definiert werden. In diesem normativen Sinn sind Abweichungen von Zielsetzungen der Nutzung oder des Naturschutzes Schäden. (Sukopp & Sukopp 1993, S. 278).

Was genau wird nun unter Bewertung verstanden? Eine *Beurteilung* enthält keine explizite Wertsetzung, sondern schätzt nur hinsichtlich der Richtigkeit ein (Eser & Potthast 1997). *Bewertung* dagegen ist ein vielschichtiger Begriff, der als eine Art sachliche Beurteilung oder Einschätzung, im Sinne einer Expertenmeinung oder als Analyse verstanden werden kann (Bröring et al. 1999). Im naturschutzfachlichen Kontext bedeutet dieser Begriff einen Abgleich zwischen Ist- und Soll-Zustand, der die Wertdimension betrifft. Der Soll-Zustand umschreibt die im Schutzgebiet geltenden Naturschutzziele. Bewertung ist eng verbunden mit der Einstufung von erwünscht oder unerwünscht. Diese Einschätzung ist jedoch personen- und zielabhängig und damit außerwissenschaftlichen Einflüssen unterworfen. Kronenberg (1991, S. 28) weist daraufhin, dass „naturwissenschaftliche Aussagen ihrer Natur nach keinen normativen Charakter haben“ und eine Bewertung „ erst durch die Betrachtung des Vorgangs auf dem Hintergrund des Wert- und Zielsystems des Naturschutzes möglich“ ist.

> Bewertung heißt Stellung beziehen zu einem Sachverhalt (Sachebene) von einer Vorstellung (Wertebene) aus. Die Wertebene umfasst nutzungsbezogene (z.B. Erhaltung der Lebensgrundlage für den Menschen und nachhaltige Sicherung der Nutzbarkeit von Naturgütern), ethische (z.B. Erhaltung der natürlichen Gegebenheiten als Eigenwert) und ästhetische (z.B. nachhaltige Sicherung der Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft) Gesichtspunkte. (DRL 1988, S. 469).

Invasive Arten können sowohl negative als auch positive Auswirkungen haben (siehe FAO 2005). Aufgrund der in der vorliegenden Arbeit zugrunde liegenden Definition zu invasiven Arten mit naturschutzfachlichem Kontext (siehe Einleitung) ergibt sich die Frage bzw. die Aufgabe der Bewertung von negativen Wirkungen auf Biodiversität bzw. Natur. Es gilt unbedenkliche Arten von solchen mit Gefährdungspotenzial zu trennen (Kowarik 2008). Da „Gefährlichkeit“ keine Arteigenschaft im naturwissenschaftlichen Sinne ist, besteht das Problem darin, aus an sich wertneutralen Aussagen zu einer wertenden Einschätzung zu gelangen. Dabei ist es am schwierigsten, den Wert betroffener Naturelemente bzw. Schutzgüter einzuschätzen, da rechtlich gleichrangige Schutzgüter und Naturschutzziele sehr variieren können. Bei der sachgerechten Bewertung von Ausbreitungsereignissen ergeben sich ebenso Diskrepanzen zwischen dem, was als Folge der Auswirkung der Ausbreitung

eines Neophyten angesehen wird und dem, was tatsächlich nachweisbar ist (Schepker 1998). Auch Ausbreitungsereignisse einheimischer Arten können als negativ gewertet werden und im Sinne des Naturschutzes Gegenstand einer Bekämpfungsmaßnahme werden (z.B. Schlehen auf Trockenrasen).

Für die differenzierte Behandlung der Bewertung von gebietsfremden Arten ist es notwendig, auf drei verschiedenen Ebenen Fragen zu stellen. Diese sind wie folgt im Problemfeld der Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* für das Untersuchungsgebiet formuliert (in Anlehnung an Eser 1999):

4. Sachebene: Welche Auswirkung hat die Ausbreitung der Rot-Esche auf das Ökosystem Hartholzauenwald und die dortigen Lebensgemeinschaften?
5. Wertebene: Sind die Auswirkungen im Untersuchungsgebiet Mittlere Elbe (Biosphärenreservat, Naturschutzgroßprojekt, FFH-Gebiet) unerwünscht und wenn ja, aus welchen Gründen?
6. Normebene: Soll den unerwünschten Auswirkungen entgegengewirkt werden und wenn ja, wie?

Diese Fragen sollen im Folgenden bis zur zweiten Ebene (Wertebene) vor dem Hintergrund der eigenen Ergebnisse und der aufgestellten Szenarien genauer beantwortet werden. Die Sachebene wurde bereits in Abschnitt 7.1 anhand der Szenarien beantwortet. Die Normebene kann nicht berücksichtigt werden, da die Entscheidung der Bekämpfung nicht Gegenstand dieser Arbeit sein soll, sondern nach einem Abwägungsprozess von den Akteuren vor Ort beantwortet werden muss. Für die umfassende und sinnvolle Beantwortung der Normfrage ist es wichtig, die Prüfkriterien nach Kowarik (1995), wie in Abschnitt 7.1 vorgestellt, für eine Bekämpfung zu beachten.

Was genau unterscheidet (unerwünschte) Neophyten von (erwünschter) Natur? Mit dieser Frage stellt sich eine weitere Frage: Was ist die (erwünschte) Natur und welche Natur soll geschützt werden? Diese Fragen können nur vor dem Hintergrund der konkreten Naturschutzziele beantwortet werden.

> Da anthropogene Floren-, Vegetations- und Standortsveränderungen vielleicht im Einzelfall, jedoch nicht allgemein rückgängig gemacht werden können, sollten Zielstellungen des Naturschutzes nicht einseitig auf historische Zustände konzentriert, sondern im Sinne des Prozessschutzes auch für neue Entwicklungen geöffnet werden. (Kowarik 1995, S. 51).

Aufgrund unterschiedlicher normativer Grundlagen und konzeptioneller Ansätze gibt es innerhalb des Naturschutzes auch unterschiedliche Herangehensweisen gebietsfremde Arten zu bewerten (Kowarik 2008). Die grundlegenden Naturschutzziele bestimmen darüber, welche Haltung gegenüber den gebietsfremden Arten eingenommen wird. Die Naturschutzziele drücken eine Art Weltbild aus, von dem was es wert ist, geschützt zu werden. Welchen Anteil im Weltbild Naturschutz auch Heimatschutz, Ordnung und Tradition einnehmen, wird darüber entscheiden, welche Position gegenüber gebietsfremden Arten eingenommen wird. Die folgende Übersicht soll die Grundtypen unterschiedlicher Naturschutzziele veranschaulichen (Tabelle 7.3), erschöpft aber nicht die gesamte Vielfalt der Ausformungen in der Praxis.

Tab. 7.3: Unterschiede in Naturschutzzielen und verschiedene Haltungen und Bewertungen gebietsfremder Arten.

Grundlegende Naturschutzziele (normative Grundlage)	Naturschutzkonzept	Haltung gegenüber gebietsfremden Arten	Bewertung
Bewahren vorhandener Naturentwicklung	Bewahrender Naturschutz (Status-quo-orientiert)	Ablehnung, Vorbeugung, ggf. Bekämpfung	• Eindimensional: alle gebietsfremden Arten sind problematisch oder • Zweidimensional: Unterscheidung zwischen problematischen und unproblematischen gebietsfremden Arten
Akzeptieren neuer Naturentwicklungen	Dynamischer Naturschutz (prozessorientiert)	Akzeptanz	• Eindimensional: alle gebietsfremden Art sind unproblematisch
Bewahren und Akzeptieren alter und neuer Naturentwicklungen	Bewahrend-dynamischer Naturschutz (Kombinationsstrategie)	Akzeptanz, Schutz, Vorbeugung, Management	• Multidimensional: gebietsfremde Arten sind - allgemein schutzwürdig, wenn sie etabliert sind - im Einzelfall schutzbedürftig, wenn sie selbst gefährdet werden - im Einzelfall problematisch, wenn sie zu bewahrende Naturelemente gefährden

(Kowarik 2008, S. 403)

Aufgrund spezifischer Situationen in verschiedenen Schutzgebieten kann innerhalb eines Bundeslandes oder einer Region die Priorität dieser drei Grundtypen sehr unterschiedlich ausfallen. Für Einzelflächen ist es aus verschiedenen Gründen sinnvoll einen bewahrenden Naturschutz zu praktizieren, auf anderen Flächen ist dynamischer Naturschutz mit der Akzeptanz neuer Naturentwicklungen die bessere Entscheidung (Ille & Schmidt 2007). Keiner dieser oben genannten Grundtypen an Naturschutzzielen ist an sich besser oder schlechter, sondern für den Einzelfall besser oder schlechter geeignet. Daher ist zu differenzieren, welche konkreten Ziele für das betreffende Schutzgebiet anliegen.

Die Naturschutzziele im Untersuchungsgebiet und ausgewählte Kriterien

Für das Untersuchungsgebiet liegen mehrere Ansprüche hinsichtlich der Naturschutzziele vor. Es ist sowohl Biosphärenreservat als auch FFH-Gebiet und beinhaltet mehrere Naturschutzgebiete. Weiterhin ergeben sich Ziele aus dem vom Bundesumweltministerium initiierten Naturschutzgroßprojekt (siehe auch Kapitel 2). Die sich für die einzelnen Schutzgebietskategorien ergebenden Naturschutzziele sind im Folgenden kurz dargestellt und werden anschließend in einer Übersicht den Szenarien zur prognostizierten Entwicklung der Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* gegenübergestellt. Die jeweiligen Szenarien werden hinsichtlich der Zielerreichung gewertet.

Allgemein gilt für jede Landschaft und somit auch für Schutzgebiete in Deutschland das Bundesnaturschutzgesetz[69], welches nach § 1 zum Ziel erklärt:

> Natur und Landschaft sind auf Grund ihres eigenen Wertes und als Lebensgrundlagen des Menschen auch in Verantwortung für die künftigen Generationen im besiedelten und

[69] Ausfertigung 25.03.2002, zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 08.04.2008.

unbesiedelten Bereich so zu schützen, zu pflegen, zu entwickeln und, soweit erforderlich wiederherzustellen, dass
1. die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts,
2. die Regenerationsfähigkeit und nachhaltige Nutzungsfähigkeit der Naturgüter,
3. die Tier- und Pflanzenwelt einschließlich ihrer Lebensstätten und Lebensräume sowie
4. die Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie der Erholungswert von Natur und Landschaft auf Dauer gesichert sind.

Für die Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* im Gebiet der mittleren Elbe bedeutet dieser Anspruch, dass eine weitere Ausbreitung der gebietsfremden Baumart diese Ziele nicht einschränken darf. Laut § 30 Abs. 1 des BNatSchG gelten Auenwälder als gesetzlich geschützte Biotope (Riecken et al. 2003).

Für das Bundesland Sachsen-Anhalt gilt weiterhin das Naturschutzgesetz des Landes Sachsen-Anhalt. Nach § 11 Abs. 2 des NatSchG LSA gilt als eine heimische Pflanzenart auch, „wenn sich verwilderte oder durch menschlichen Einfluss eingebürgerte […] Pflanzen der betreffenden Art im Inland in freier Natur und ohne menschliche Hilfe über mehrere Generationen als Population erhalten.“ Nach dieser Definition ist *Fraxinus pennsylvanica* theoretisch für das Bundesland Sachsen-Anhalt bereits eine heimische Art[70], da sie sich ohne menschliche Hilfe bereits seit mehreren Generationen in den Auenwäldern erhalten kann. Gleichzeitig sind für das Bundesland Auenwälder und temporäre Flutrinnen nach § 37 NatSchG LSA geschützte Biotope. Ein gesetzlich geschützter Biotop liegt jedoch nur bei einer Bestandesbeteiligung einer gebietsfremden Baumart mit weniger als 50 % vor. Auf einigen Flächen ist dieser Anteil bereits überschritten bzw. würde eine weitere Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* in Zukunft auf Einzelflächen diesen Status gefährden.

In einem Biosphärenreservat steht nicht der konservierende Naturschutz im Vordergrund, sondern es wird das Ziel angestrebt, ein harmonisches Miteinander von wirtschaftendem Menschen und Natur zu erreichen. Daher sind große Flächen innerhalb eines Biosphärenreservates auch Kulturlandschaft. Für das Biosphärenreservat „Mittelelbe“ ergeben sich aus der Schutzgebietsverordnung folgende Aufgaben und Ziele:

- Erhaltung der gebietstypischen Arten- und Formenvielfalt,
- Schutz der naturnahen Ökosysteme einer mitteleuropäischen Stromtalaue,
- Bewahrung und Pflege der international bedeutsamen Dessau-Wörlitzer Kulturlandschaft (Weltkulturerbe),
- Erhaltung des größten zusammenhängenden Hartholzauenwaldkomplexes in Mitteleuropa,
- Monitoring, Forschung und Umweltbildung im Auftrag der UNESCO (Man and Biosphere-Programm),
- Entwicklung von Modellbeispielen einer ökologisch verträglichen Landnutzung.

Aufgrund der Zonierung des Biosphärenreservates „Mittelelbe“ ergeben sich innerhalb der einzelnen Bereiche sehr unterschiedliche Ziele:

[70] Der gesetzlich definierte Begriff heimisch ist nicht zu verwechseln mit der Definition für einheimische Arten (siehe dazu Erläuterungen innerhalb der Einleitung auf S. 4).

- In der Kernzone: Erhaltung naturraumtypischer natürlicher bzw. naturnaher Ökosysteme, die von menschlicher Nutzung ausgeschlossen bleiben, um die Dynamik ökosystemarer Prozesse zu gewährleisten,
- In der Pflege- oder Pufferzone: Erhaltung und Pflege vom Menschen beeinflusster oder durch Nutzung entstandener Ökosysteme mit dem Ziel der Bewahrung naturraumtypischer biologischer Vielfalt,
- Entwicklungs- oder Übergangszone: Demonstrieren der nachhaltigen Entwicklung eines Lebens-, Wirtschafts- und Erholungsraumes der Bevölkerung.

Da im Untersuchungsgebiet mehrere FFH-Gebiete ausgewiesen sind, gelten auch die Ziele der FFH-Richtlinie. Innerhalb dieser sind die Hartholzauenwälder als Leitbiotope nach Anhang I (Lebensraumtyp 91F0) eingeordnet. Die Bewertungsmatrix für die Einschätzung des Erhaltungszustandes des Lebensraumtyps „Eichen-Ulmen-Eschen-Auenwälder am Ufer großer Flüsse“ gibt nach länderübergreifenden Empfehlungen für die Umsetzung der FFH-Richtlinie im Wald in Deutschland wenigstens für den Erhaltungszustand C einen Anteil lebensraumtypischer Gehölzarten ≥ 70 % an. Die Länder präzisieren diese Vorgaben. Für das Bundesland Sachsen-Anhalt liegt die Obergrenze ebenfalls bei 30 % lebensraumfremder Gehölze, bei größeren Anteilen wird der Bestand nicht mehr als Lebensraumtyp erfasst (LFB 2004). Eine Vergrößerung des Anteils gebietsfremder Gehölze im Lebensraumtyp durch Ausbreitung einer gebietsfremden Baumart führt zur Verschlechterung des Erhaltungszustandes bzw. zum Verlust des Status Lebensraumtyp.

Für das Naturschutzgroßprojekt „Mittlere Elbe“ wird im Bereich Steckby-Lödderitzer Forst die Entwicklung, Sicherung und Renaturierung eines durchgehenden Verbundes echter, überflutbarer Auenwälder durch Deichrückverlegung angestrebt. Für das Naturschutzgroßprojekt ergeben sich daher aus dem Pflege- und Entwicklungsplan die folgenden vier Schutzziele, die vor dem Hintergrund der Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* von Bedeutung sind (WWF Deutschland 2005):

- Erhaltung und Entwicklung sowie Renaturierung der Hartholz- und Weichholzauenwälder; Entwicklung eines zusammenhängenden Auenwaldkomplexes,
- Förderung gefährdeter und vom Aussterben bedrohter Tierarten, insbesondere von Arten der FFH-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie,
- Förderung gefährdeter und vom Aussterben bedrohter Pflanzenarten sowie
- Förderung gefährdeter Pflanzengesellschaften, insbesondere von Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie (dazu zählen u.a. die Hartholz- und Weichholzauenwälder).

Zusätzlich sollen bei der Bewertung der Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* in den Hartholzauenwäldern der mittleren Elbe drei ausgewählte naturschutzfachliche Bewertungskriterien mit einfließen. Die im Folgenden kurz vorgestellten Kriterien (Thomasius & Schmidt 2003; Schmidt 2007a) werden am häufigsten für Bewertungen verwendet und beinhalten die wesentlichsten Ziele des Naturschutzes. Die Kriterien Repräsentanz und Eigenart, Wiederherstellbarkeit und Ästhetik werden in die Betrachtung nicht mit eingeschlossen.

- *Naturnähe:* Dieses Kriterium gibt den Natürlichkeitsgrad bzw. die Hemerobie[71] des aktuellen Zustandes von Geotop, Biotop, ökosystemaren Strukturen und Funktionen der Phytozönosen an. Es umschreibt die Naturnähe der Vegetationszusammensetzung, der Vegetationsentwicklung und der Standortsentwicklung.
- *Seltenheit und Gefährdung:* Untersucht von Natur aus seltene oder infolge menschlicher Einwirkung selten gewordene oder in ihrem Bestand bedrohte Populationen, Arten, Biotop- bzw. Ökosystemtypen.
- *Vielfalt:* Beschreibt die Vielfalt eines Biotops bzw. einer Geobiozönose hinsichtlich Arten-, Raum- und Altersstrukturen sowie Kleinstrukturen. Biodiversität wird als genetische Vielfalt, Arten- und Lebensraumvielfalt verstanden. Die Artenvielfalt ist dabei absolut oder bezogen auf die Anzahl biotop- und naturraumtypischer Arten zu betrachten.

Naturschutzfachliche Bewertung mit Hilfe der Szenarien

Die naturschutzfachliche Bewertung wird auf der Grundlage der durchgeführten und diskutierten Untersuchungen zur Ausbreitungsbiologie von *Fraxinus pennsylvanica* und deren möglichen Folgen für das Gebiet mit Hilfe der aufgestellten Szenarien vorgenommen.

Tabelle 7.4 stellt der auf den Untersuchungsergebnissen prognostizierten Ausbreitungsentwicklung von *Fraxinus pennsylvanica* für jedes Szenario die jeweilige Erreichung der für das Untersuchungsgebiet geltenden Naturschutzziele gegenüber.

[71] Gibt den Grad der menschlichen Beeinflussung auf Biotope, Biozönosen oder Ökosystem an.

Tab. 7.4: Auswertung der Szenarien hinsichtlich der Erreichung der Naturschutzziele.

	Szenario 1: Prozessschutz	**Szenario 2: Kompromisslösung**	**Szenario 3: radikale Entfernung**
Ausbreitungsentwicklung von *Fraxinus pennsylvanica*	• Erhaltung der Samenträger • Ausbreitung der RES[72] in Flutrinnen, Waldrand- und Offenlandbereichen • Zuwachsen dieser Bereiche → Ökosysteme neuen Typs; eventueller Artenrückgang aufgrund von Beschattung • Ausbreitung der Samen nach Überflutung • Aus etablierter Verjüngung Entwicklung neuer Samenträger • Ausfall alter RES-Vorkommen durch Absterben und Umbrechen • Keine weitere Ausbreitung in geschlossenen Waldbeständen • Rückgang des RES-Anteils nach Absterben der Althölzer	• Zeitlich befristete Entnahme von Samenträgern und Verjüngung • Räumlich begrenzte Managementmaßnahmen • Akzeptanz der potenziellen Ausbreitung in ausgewählten Flächen • Flächen mit Ausbreitungsentwicklung → Ökosysteme neuen Typs • Gefahr der Ausbreitung in unbehandelte Bereiche bleibt auf Dauer erhalten	• Fällung oder Ringelung von RES in allen Teilen des USG[73] • Beseitigung aller Verjüngungspflanzen • Umbau ehemaliger Reinbestände von RES in naturnahe Waldbestände • Bekämpfung auch außerhalb des Schutzgebietes, sonst Wiedereinwanderung möglich • Beseitigen von Stockausschlägen • Nachhaltige Beseitigung realistisch?
Erreichung der Naturschutzziele (Verbesserung oder Verschlechterung?)	• Prozessschutz bleibt gewahrt • Gebietstypische Artenzusammensetzung der Auenwälder geht in bestimmten Bereichen zurück • Verschlechterung des Erhaltungszustandes in FFH-LRT[74]s bzw. Verlust dieses Status • Biotop Hartholzauenwald in seiner natürlichen Artzusammensetzung kann nicht auf allen Flächen erhalten werden • Natürliche Wiederherstellung der lebens-raumtypischen Artzusammensetzung auf Einzelflächen	• Prozessschutz nur auf Teilflächen bzw. erst nach erfolgten Managementmaßnahmen möglich • In der Kernzone Wiederherstellung naturnaher Bestände • In der Pflegezone durch Nutzung entstandene Bestände mit RES toleriert • Verschlechterung des Erhaltungszustandes für LRTs (z.B. in Flutrinnen) auf Einzelflächen gegeben, wird auf anderen Teilflächen dagegen erhöht	• Prozessschutz wird aufgehoben • Förderung der natürlichen, standortstypischen Artenzusammensetzung • Hohe menschliche Eingriffs- und Regulierungsstärke auf großer Fläche
Bewertung hinsichtlich Zielerreichung	• Ziele im Sinne der FFH-Richtlinie nicht erreicht • Verlust der standortstypischen Zusammen-setzung von § 30 (BNatSchG)/§37 (NatSchG LSA) Biotopen in Flutrinnen • Prozessschutz erreicht	• Ziele der FFH-Richtlinie auf Teilflächen nicht erreicht • Erhaltung von § 30 (BNatSchG)/§37 (NatSchG LSA) Biotopen • Eingriffe auch in Kernzonen des Biosphären-reservates	• Ziel des Prozessschutzes in Kernzonen wird aufgegeben • Erreichung der FFH-Ziele • Sicherung von § 30 (BNatSchG)/§37 (NatSchG LSA) Biotopen

[72] Rot-Esche.
[73] Untersuchungsgebiet.
[74] Flora-Fauna-Habitat-Lebensraumtyp.

Naturschutzfachliche Bewertung mit Hilfe der ausgewählten Kriterien

In der vorliegenden Arbeit wurden keine Bestandesdaten der Vegetationszusammensetzung für eine umfassende naturschutzfachliche Bewertung im Gebiet erhoben. Dies hätte die zusätzliche Aufnahme von Strukturparametern (Schätzung der Menge/Verteilung von Kleinstrukturen wie Totholz, Feuchtbiotopen oder „Biotopbäumen“) und die Einbeziehung der Fauna erfordert. Dennoch soll mit Hilfe bereits bekanntem bzw. ableitbarem Wissen die Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* anhand der vorgestellten naturschutzfachlichen Kriterien bewertet werden.

Naturnähe: Gebiets- und florenfremde Arten werden im Sinne des Naturschutzes in der Regel als naturfremd gewertet. Daher hat die Ausbreitung der nordamerikanischen Rot-Esche eine Erhöhung des Hemerobiegrades und eine Verringerung der Naturnähe zur Folge. Bisher naturnahe Bereiche müssten in Zukunft aufgrund der Erhöhung des Anteils der Rot-Esche als naturferne Bestände gewertet werden. Da sich die Rot-Esche jedoch in weniger häufig überfluteten Hartholzauenwaldbeständen aufgrund ihrer geringen Schattentoleranz vermutlich nicht dauerhaft halten kann, werden diese bislang als naturfern zu wertenden Bestände in ca. 50 bis 100 Jahren durch das Absterben der Altbäume als bedingt naturnah eingestuft werden können. Dies bleibt eine Vermutung. Bislang fehlen Langzeitbeobachtungen zum Wuchsverhalten und zur Persistenz der Rot-Esche im neuen Areal, um diese mögliche Entwicklung abschließend klären zu können. Die Frage, welche Rolle die Rot-Esche spielen wird, wenn sich naturnahe Bereiche des Hartholzauenwaldes aufgrund von Absterbeprozessen öffnen, kann derzeit genauso wenig beantwortet werden. Vorübergehende (initiale) Maßnahmen zur Eindämmung der weiteren Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* würden zusätzlich der Erhöhung des Naturnähegrades förderlich sein, u.U. unter zeitweiliger Aufgabe des Prozessschutzes. Eine Gewährung der natürlichen Prozesse und Dynamik der Naturentwicklung (reiner Prozessschutz) verzichtet jedoch vollständig auf menschliche Regulierungs- und Steuerungsmaßnahmen. Daher ist Szenario A in dieser Hinsicht als naturnäher zu bewerten.

Seltenheit und Gefährdung: Die Seltenheit des Gebietes zeichnet sich dadurch aus, dass die Auenwälder der mittleren Elbe den größten zusammenhängenden Hartholzauenwaldkomplex in Mitteleuropa darstellen. In der Roten Liste der Biotoptypen für Sachsen-Anhalt sind Hartholzauenwälder mit weitgehend ungestörter Überflutungsdynamik der Gefährdungskategorie 2 (stark gefährdet) zugeordnet (Schuboth & Peterson 2004). In der Roten Liste der Biotoptypen für Deutschland (Jedicke 1997; Riecken et al. 2006) werden Hartholzauenwälder mit natürlicher oder naturnaher Überflutungsdynamik mit Gefährdungsgrad 1 (von vollständiger Vernichtung bedroht) und Hartholzauenwälder ohne oder mit gestörter Überflutungsdynamik mit Gefährdungsgrad 2 (stark gefährdet) geführt. Diese Einstufung beschreibt eine rückläufige Bestandesentwicklung für den Biotoptyp Hartholzauenwald (Flächenverlust) mit einer stark negativ veränderten Qualität der Bestände mit starkem Rückgang typischer Ausprägungen. In ihrer natürlichen Artenzusammensetzung sind diese Auenwälder aufgrund der Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* gefährdet. Gefährdungen entstehen durch den Verlust der lebensraumtypischen Artzusammensetzung und das

Zuwachsen der Flutrinnenstandorte, da durch die Herausbildung einer Waldgesellschaft neuen Typs mit einem Rückgang der standortstypischen Arten zu rechnen ist.

Vielfalt: Das Vorhandensein von *Fraxinus pennsylvanica* trägt zur Erhöhung der Artenzahl auf der Fläche bei. Bestände mit Naturverjüngung zeichnen sich durch eine Struktur- und Altersvielfalt aus. Forstlich gepflanzte, etwa gleichaltrige Reinbestände von Rot-Esche sind jedoch durch eine geringe Arten- und Strukturvielfalt gekennzeichnet. Der Rückgang einzelner Arten, z.B. von *Ulmus minor*, ist nicht Folge der Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica*, sondern Ursache für die Einnischungsmöglichkeit der gebietsfremden Baumart. Da Vielfalt biotop- bzw. naturraumtypisch zu bewerten ist, ist der Rückgang der standortsheimischen Feld-Ulme trotz der Einnischung der Rot-Esche als Verlust für das Ökosystem anzurechnen. Vielfalt auf Ebene des Landschaftsbildes wird durch die sehr charakteristische, ästhetisch wertvolle gelbe Herbstfärbung der Rot-Esche repräsentiert. Eine Verringerung der Vielfalt ist in Bereichen der Flutrinnen zu erwarten, wenn die Rot-Esche dort zur Dominanz gelangt und dadurch an die lichten Bereiche angepasste einheimische Arten ausdunkelt und damit zurückdrängt. Neben der floristischen Vielfalt ist ebenso der Einfluss von *Fraxinus pennsylvanica* auf die faunistische Vielfalt zu betrachten. Die Rot-Esche kann als Lebensraum für Brutvögel und Fledermäuse genutzt werden. Als negativ sind jedoch die geringeren Dimensionsstärken der Rot-Esche im Vergleich zur einheimischen Stiel-Eiche zu werten (Krause et al. 2008). Daher eignen sich die Bruthöhlen nicht für alle Vogelarten. Frühzeitig einsetztende Vitalitätsverluste der Rot-Esche begünstigen die Entwicklung von Baumhöhlen, das rasche Umbrechen dagegen bedingt eine geringe Nutzungsdauer derselbigen. Für den Erhalt von totholzbewohnenden Käferarten bedeuten ebenso die geringe Dimensionsstärke der Altbäume als auch das frühe Absterben der Rot-Esche einen Verlust an Habitatqualität und können letztlich zu einem Rückgang der faunistischen Vielfalt führen. Hierzu mangelt es jedoch an konkreten Daten und ist mit Sicherheit für einzelne Arten sehr unterschiedlich zu werten. Der Große Eichenbockkäfer (*Cerambyx cerdo*) zum Beispiel, der entlang der Elbe ein ausgedehntes Areal hat (Schnitter 2006), benötigt überwiegend Eiche als Brutbaum. Für diese Art ist die Zunahme des Anteils an Rot-Esche eher negativ zu werten. Für den Eremiten (*Osmoderma eremita*), einer prioritären Art der FFH-Richtlinie, dagegen ist die Menge des verfügbaren Mulms ein wesentlicheres Habitatmerkmal als die Durchmesserstärke des Totholzes. Nach Untersuchungen von Ranius et al. (2005) werden sowohl Laubbäume dünneren Durchmessers als auch gebietsfremde Gehölzarten besiedelt. In der FFH-Bewertung zum Erhaltungszustand der Population werden für den Eremiten eher Bäume mit einem BHD > 60 cm als hervorragend eingeschätzt (Schnitter 2006). Der Eremit besiedelt Totholz bevorzugt in einer Höhe von mehreren Metern (Ranius et al. 2005), so dass ein Umbrechen von Rot-Eschen zum frühzeitigen Verlust der Habitatbäume führt. Insgesamt ist der Einfluss von *Fraxinus pennsylvanica* auf die faunistische Vielfalt noch nicht ausreichend untersucht.

7.2.2 Naturschutzfachliche Folgen

Die vorgestellte naturschutzfachliche Bewertung anhand von Szenarien hilft den Ausbreitungsprozess von *Fraxinus pennsylvanica* im Untersuchungsgebiet zu verstehen und zu versachlichen und gibt Entscheidungshilfen für mögliche Behandlungskonzepte. Sie ist

jedoch keine grundsätzliche Lösung aus dem Dilemma, ob sich Eingriffe in ablaufende Prozesse generell mit den Naturschutzzielen vereinbaren lassen.

Welche Schlussfolgerungen ergeben sich aus den Szenarien und deren Bewertung anhand der Naturschutzziele? In Tabelle 7.4 wurden in knappen Stichpunkten die einzelnen Szenarien hinsichtlich der Zielerreichung gewertet. Für alle drei Szenarien ergeben sich in gewissen Punkten der Naturschutzziele Defizite. Wenn der Prozessschutz gewahrt bleiben soll, ergeben sich Schwierigkeiten hinsichtlich FFH-Lebensraumtyp und § 30 Biotop. Umgekehrt ist die Sicherung der § 30 Biotope und FFH-Lebensraumtypen nur unter Aufgabe des Prozessschutzes möglich. Nur im Rahmen einer zeitlich oder räumlich differenzierten Kompromisslösung und durch eine Akzeptanz der Ausbreitung der gebietsfremden *Fraxinus pennsylvanica* auf Teilflächen des Untersuchungsgebietes ist der naturschutzfachliche Zielkonflikt zu minimieren. Die Frage der Zielerreichung beantwortet sich daher nur auf Grundlage eines bewahrend-dynamischen Naturschutzkonzeptes (Tabelle 7.3).

Für eine Maßnahmenentscheidung ist eine differenzierte Betrachtung auf standörtlicher Ebene notwendig. Dabei ist zu beachten, wo es flächenmäßig Überschneidungen zu geschützten Biotopen gibt. Des Weiteren sollten die Auswirkungen auf Flora und Fauna berücksichtigt werden. Aus Sicht des Naturschutzes müssen nichteinheimische Pflanzenarten auch der Frage standhalten, welche Funktion sie für die Lufthygiene, den Wasserhaushalt oder den Erosionsschutz und welchen Anteil sie an der Eigenart oder Schönheit der Landschaft haben (Kowarik 1995). Dies ist ebenso zu berücksichtigen, wenn Entscheidungen zur Rückdrängung von *Fraxinus pennsylvanica* im Gebiet der Mittelelbe getroffen werden sollen. Ein mögliches Bewertungsschema zur naturschutzfachlichen Einordnung des Vorkommens von *Fraxinus pennsylvanica* anhand einer standörtlich differenzierten Betrachtung bietet Abbildung 7.2.

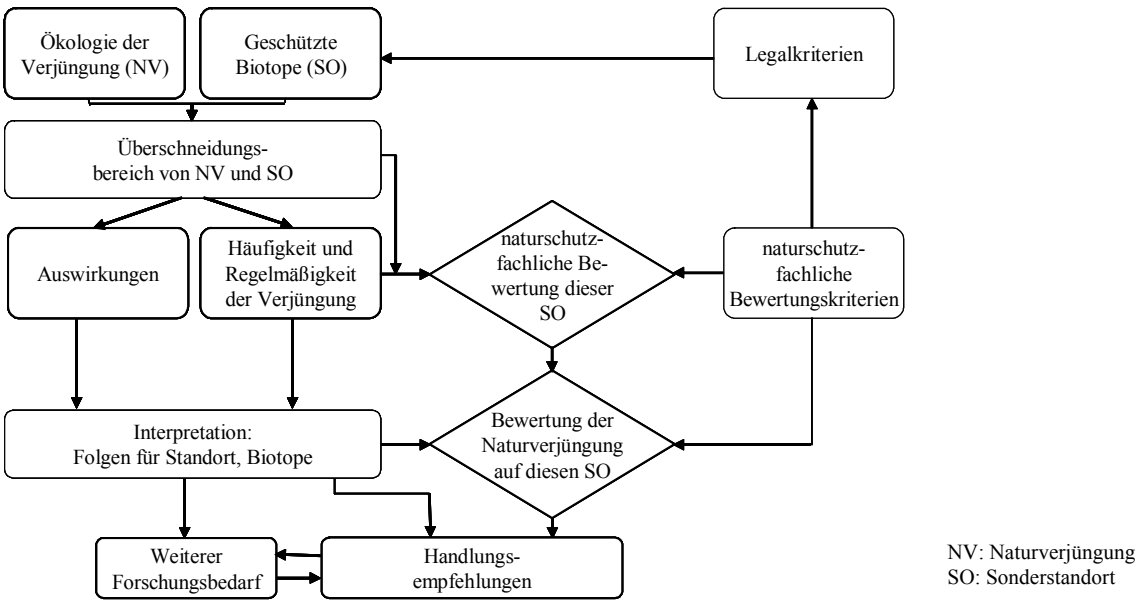


Abb. 7.2: Bewertungsverfahren zur naturschutzfachlichen Einordnung der Rot-Esche (nach Knoerzer 1999).

In der Gesamtschau ist die Umsetzung in die Praxis nötig: Eine Interpretation der Aussagen und Ergebnisse in Abwägung mit der Wertigkeit der einzelnen Naturschutzziele führt zu geeigneten Planungs- und Handlungsempfehlungen (Abbildung 7.2). Spätestens wird bei der Ableitung von Handlungsempfehlungen unter Umständen fehlende Information innerhalb des Gesamtprozesses deutlich. Dies macht weiter bestehenden Forschungsbedarf deutlich.

7.3 Zusammenfassung

Aufgrund der weiteren Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* ergeben sich auf Teilflächen des Untersuchungsgebietes naturschutzfachliche Probleme. Die Herausbildung einer Waldgesellschaft mit gebietsfremder Baumart in Dominanz auf diesen Standorten wird einen Verlust der lebensraumtypischen Artzusammensetzung für bestimmte Bereiche der Hartholzaue nach sich ziehen. Dies ist eine zusätzliche Gefährdung für den Lebensraumtyp und bedingt einen Rückgang von Naturnähe und Vielfalt. Eine Analyse verschiedener Szenarien zu Managementstrategien hat gezeigt, dass in jeder Hinsicht zumindest zeitlich begrenzt nicht mehr alle Naturschutzziele zu erreichen sind. Nur eine räumlich bzw. zeitlich differenzierte Kompromisslösung mit Akzeptanz der Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* auf Teilflächen des Untersuchungsgebietes ermöglicht eine Minimierung der Zielkonflikte.

Für das Gebiet der mittleren Elbe ist *Fraxinus pennsylvanica* vor allem auf lichten, häufig überfluteten Standorten (Flutrinnen) des Hartholzauenwaldes als invasiv zu bewerten. Entscheidungen zu Managementmaßnahmen sind daher ebenso differenziert für einzelne Standorte bzw. Biotope zu treffen.

8 Schlussfolgerungen und Ausblick

Nach der ausführlichen Darstellung der Ergebnisse und deren Diskussion bleiben zum Ende der vorliegenden Arbeit folgende Fragen: Welche Schlussfolgerungen ergeben sich aus den einzelnen Ergebnissen? Welchen Fortschritt gibt es aufgrund der neuen Erkenntnisse zu verzeichnen? Was bleibt offen?

Die vorliegende Arbeit zur Invasionsbiologie von *Fraxinus pennsylvanica* ist die erste umfassende Untersuchung zur Ausbreitung und dem ökologischen Verhalten der Baumart im neuen Areal. Sie liefert Daten zu anemochoren Ausbreitungsdistanzen und zur Diasporenproduktion von Einzelbäumen der gebietsfremden Rot-Esche und ermöglicht damit Einschätzungen zum potenziellen Diasporeneintrag. Das zu diesem Zwecke für Rot-Esche parametrisierte Modell mit einer guten Anpassung an die erhobenen Daten kann zudem für die Berechnung konkreter Einzelflächen Verwendung finden und damit auch durch weitere Datensätze gestützt und verbessert werden. Ebenso neu sind Erkenntnisse zur hydrochoren Ausbreitungsfähigkeit der Diasporen, die die ersten Daten zur Schwimmdauer von Diasporen der Rot-Esche und zu Keimraten nach Lagerung der Samen in Wasser beinhalten. Hilfreich wären hier weiterführende Untersuchungen unter Freilandbedingungen sowie zur Keimrate nach einer längeren Lagerungsdauer in Wasser als der untersuchten 15 Tage. Die Ergebnisse zur Überdauerungsfähigkeit der Samen in der Diasporenbank weichen von den in einzelnen Literaturquellen beschriebenen ab. Daher wäre eine weitere Prüfung der Lebensfähigkeit der Samen in der Diasporenbank unter verschiedenen Bedingungen durchaus ratsam. Erstmals wurden auch für das Gebiet der mittleren Elbe umfangreiche Erhebungen zur Verjüngungsetablierung der Baumart durchgeführt. Dadurch sind Einschätzungen der Etablierungswahrscheinlichkeit auf unterschiedlichen Standorten möglich. Die Zusammenstellung der naturschutzfachlichen Ziele für das Untersuchungsgebiet und die Gesamtanalyse anhand der entwickelten Szenarien im Kontext der Ausbreitungsentwicklung von *Fraxinus pennsylvanica* macht deutlich, welche Konflikte und Defizite sich ergeben. Die Ergebnisse stellen heraus, dass *Fraxinus pennsylvanica* im Untersuchungsgebiet mittlere Elbe etabliert ist und daher auch in Zukunft zum System Hartholzauenwald gehören wird. Für Bereiche der Flutrinnen muss *Fraxinus pennsylvanica* aufgrund ihrer hohen Überflutungstoleranz als invasiv eingeschätzt werden. Die Ergebnisse der Arbeit schließen wesentliche Wissenslücken zur Invasionsbiologie und zum ökologischen Verhalten der Rot-Esche im neuen Areal und sind daher eine gute Basis für Managemententscheidungen und -planungen. Nicht allein an der mittleren Elbe wird die Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* in Auenwäldern in Europa als kritisch eingeschätzt. Auch in der Donau-Aue oder an der March stellen sich ähnliche Fragen und ergeben sich vergleichbare Konflikte wie im Gebiet der mittleren Elbe. Insofern liefert diese Arbeit Ergebnisse, mit überregionaler Bedeutung.

Trotz zahlreicher neuer Erkenntnisse und einem deutlichen Erkenntnisgewinn muss offen bleiben, welchen Einfluss die weitere Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* auf die floristische und faunistische Vielfalt im Hartholzauenwald haben wird. Dafür sind Langzeitbeobachtungen notwendig. Erst in einigen Jahrzehnten wird sich zeigen, wie sich die

Rot-Esche in älteren Beständen im Konkurrenzkampf gegenüber den einheimischen Baumarten verhält. Die Wälder des Untersuchungsgebietes wurden in der Vergangenheit vielfach forstlich geprägt. Die Rot-Esche ist dabei anthropogen gefördert worden. Dies wird in Zukunft nicht mehr der Fall sein. Daher wird die weitere Entwicklung und Dynamik mit *Fraxinus pennsylvanica* im Ökosystem Hartholzauenwald ein großes „Freilandexperiment" hinsichtlich des Verhaltens des Neophyten zum Ökosystem und den sich daraus ergebenden biologischen, ökosystemaren und strukturellen Veränderungen. Weitere Untersuchungen sind notwendig, um die Ausbreitungsentwicklung dieser Baumart genauer beschreiben zu können und ein fundiertes Konzept zum künftigen Umgang mit dieser Baumart in Schutzgebieten entwickeln zu können. Forschungsbedarf besteht weiterhin hinsichtlich des hydrochoren Verbreitungs- und Etablierungspotenzials, dem Einfluss von Verbiss, der intra- und inter-spezifischen Konkurrenz der Verjüngung sowie dem vegetativen Reproduktionspotenzial. Welche Persistenz die Rot-Esche im Hartholzauenwald der mittleren Elbe hat und welche Schlussfolgerungen sich daraus ergeben, bleibt abzuwarten. Welche Konsequenzen eine Erhöhung des Anteils der gebietsfremden Baumart in FFH-Lebensraumtypen oder gesetzlich geschützen Biotopen hat, muss offen bleiben. Wie erfolgreich eine Rückdrängung der Baumart durch verschiedentliche Managementmaßnahmen tatsächlich sein kann, wird sich in einigen Jahren zeigen. Letztlich wird die Realisierung von Maßnahmen im Umgang mit der Rot-Esche im Gebiet der mittleren Elbe Einfluss auf die weitere Entwicklung von *Fraxinus pennsylvanica* im gesamten Elbesystem haben. Der steigende oder sinkende Anteil an Rot-Esche entscheidet über das Diasporenpotenzial, das über verschiedene Wasserwege eine weitere Ausbreitung im Elbesystem finden kann.

Insgesamt gilt es nicht nur wissenschaftliche Fragen zu klären bzw. zu diskutieren. Die Akteure vor Ort müssen Antworten finden, inwiefern die Naturschutzziele in einer weiteren weltweiten Entwicklung mit Neopyhten wirklich zielführend sind, welche ‚Natur' erhalten werden soll und welche Balance es zwischen Naturschutzzielen, der Akzeptanz eines Neophyten und eventuellen Rückdrängungsmaßnahmen geben kann.

9 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der Analyse von Invasionsbiologie und ökologischem Verhalten sowie der Etablierung der gebietsfremden Baumart *Fraxinus pennsylvanica* in den Auenwäldern der mittleren Elbe (Sachsen-Anhalt). Das Untersuchungsgebiet umfasst wesentliche Teile des Biosphärenreservates „Mittelelbe“ und erstreckt sich über die Auenbereiche der Elbe von der Muldemündung bei Dessau bis zur Saalemündung bei Breitenhagen. Das Untersuchungsgebiet ist ein FFH-Gebiet. Es enthält Naturschutzschutzgebiete mit ausgewiesenen Kernzonen und wird im Rahmen eines seit 2001 initiierten Naturschutzgroßprojektes weitere Flächen mit dem Status Totalreservat erhalten. *Fraxinus pennsylvanica* wurde im 18. Jahrhundert aus NO-Amerika nach Europa und auch Deutschland eingeführt. Die Baumart hat heute im Untersuchungsgebiet in Waldflächen auf Auenstandorten einen Flächenanteil von 21,4 %. Aufgrund der hohen Stetigkeiten und einer fortschreitenden Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* ist eine Bedrohung der standortstypischen Zusammensetzung der Hartholzauenwälder nicht auszuschließen und stellt vor allem für Bereiche mit Prozessschutz ein Risiko dar.

Anhand ausgewählter Entwicklungsstadien der Baumart beschreibt die vorliegende Arbeit das Ausbreitungs- und Etablierungsverhalten von *Fraxinus pennsylvanica* und hat das Ziel, die zu erwartende mögliche weitere Ausbreitung im naturschutzfachlichen Rahmen des Untersuchungsgebietes zu analysieren und zu bewerten. Die Arbeit gliedert sich in Untersuchungen zu anemochorer und hydrochorer Diasporenausbreitung, zum Keimungsverhalten und zur Dormanz der Samen sowie zum Vorkommen der Verjüngung auf Standorten des Hartholzauenwaldes. Die Untersuchungen zur Invasionsbiologie und zum ökologischen Verhalten von *Fraxinus pennsylvanica* wollen einen Beitrag leisten, die bisherigen Wissenslücken zur gebietsfremden Baumart im neuen Areal zu schließen und Grundlagen sowie Anregungen für ein sinnvolles Managementkonzept liefern. Die Ergebnisse der Untersuchungen sollen der Beantwortung folgender Fragestellungen dienen:

1. Welches Fruktifikations- und Verjüngungsverhalten ist typisch für die Baumart?
2. Welches sind die entscheidenden Einflussfaktoren für die Ausbreitung der Rot-Esche?
3. Unter welchen Bedingungen können Bedrohungen für die standortstypischen Biozönosen und FFH-Lebensraumtypen im Untersuchungsgebiet entstehen?

Die Untersuchungen zur anemochoren Diasporenausbreitung mittels Modellierung (WaldStat) lieferten Ergebnisse zur potenziellen Samendichte und möglichen Ausbreitungsentfernungen von *Fraxinus pennsylvanica*. Diese liegen für die mittlere Ausbreitungsdistanz (MDD) zwischen 47 und 85 m, in der Fernausbreitung (LDD für 95 % der Diasporen) sind auch bis 150 m möglich. Für eine fruktifizierende Rot-Esche mit einem Brusthöhendurchmesser von 39 cm wurde ein Samenbehang zwischen 220 000 bis 280 000 Samen pro Baum geschätzt. Durch einen Schwimmversuch konnte bestätigt werden, dass die Samen der Rot-Esche auch hydrochor ausgebreitet werden können. Die Halbwertszeit der Schwimmdauer beträgt für Samen von *Fraxinus pennsylvanica* ca. zwei Tage. Damit besteht vor allem für

hochwasserbeeinflusste Auenbereiche ein erhöhtes Risiko der Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica*.

Keimungsversuche zur Lagerungsfähigkeit der Samen in Wasser bewiesen zusätzlich eine gute Anpassung der Samen an eine hydrochore Ausbreitung. Nach einer maximalen Aufenthaltsdauer von 15 Tagen in Wasser betrug die Keimrate 78 % und lag damit höher als bei Samen ohne vorherige Wasserlagerung (53 %). Zudem beschleunigte die Wasserlagerung den Keimstart um zwei Tage. Aufgrund des hohen Lichtanspruches der Baumart muss während der ersten Lebensjahre mit einer sehr hohen Mortalität gerechnet werden. Die Samen von *Fraxinus pennsylvanica* sind in der Bodendiasporenbank nicht länger als ein Jahr überlebensfähig.

Die Erfassungen der Verjüngung von *Fraxinus pennsylvanica* in vier verschiedenen Habitaten (Wald, Waldrand, Flutrinne, Gasse) des Hartholzauenwaldes zeigten signifikante Unterschiede von Pflanzendichte und Pflanzenhöhe. Verjüngung von *Fraxinus pennsylvanica* ist in Waldhabitaten mit einer signifikant geringeren Anzahl an Jungpflanzen und signifikant geringeren Wuchshöhen als in den anderen Habitaten vertreten. Die Ergebnisse charakterisieren die Baumart mit einer großen Abhängigkeit von der Lichtverfügbarkeit in der Jungwuchsphase. Im Vergleich mit exemplarischen Erfassungen im Naturareal der Baumart kommt die Verjüngung von *Fraxinus pennsylvanica* an der mittleren Elbe durchschnittlich mit geringeren Pflanzenhöhen und Zuwächsen jedoch in größerer Dichte vor.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit wurden zusammenführend anhand von drei entwickelten Szenarien mit unterschiedlichem Management naturschutzfachlich analysiert und bewertet. Unterschieden wurde die zu erwartende Entwicklung der Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* ohne jegliches Management (Prozessschutz), durch radikales Entfernen der Baumart und bei einer Kompromisslösung (räumlich wie zeitlich) im Untersuchungsgebiet. In allen drei Szenarien ergaben sich Defizite hinsichtlich der Schutzzielerreichung. Ein räumlich-zeitlich differenziertes Konzept strebt bei Toleranz der gebietsfremden Art in bestimmten Bereichen eine Minimierung der Defizite an. Eine detaillierte Bewertung erfolgte anhand der Naturschutzkriterien Naturnähe, Seltenheit und Gefährdung sowie Vielfalt. Für das Gebiet der mittleren Elbe ist *Fraxinus pennsylvanica* vor allem auf lichten Überflutungsstandorten (Flutrinnen) des Hartholzauenwaldes als invasiv zu bewerten. Eine vollständige Rückdrängung der Baumart im Untersuchungsgebiet ist aus momentaner Sicht nicht mehr möglich.

10 Summary

Invasion biology and ecological behaviour of the alien tree species *Fraxinus pennsylvanica* MARSH. in the riverine floodplain forests of the Mittelelbe, Germany, in a nature conservation context

The present thesis is engaged in the analysis of the invasion biology and ecological behaviour as well as the establishment of the alien tree species *Fraxinus pennsylvanica* in the riverine floodplain forests of the Mittelelbe (Saxony-Anhalt). The investigation area encompasses the main parts of the "Mittelelbe" biosphere reserve and ranges over the alluvial areas of the river Elbe from the mouth of the Mulde near Dessau to the mouth of the Saale near Breitenhagen. The investigation area is a site of Community importance. It contains nature reserves with declared core zones and will get more areas with a strict reserve status within a large-scale conservation project which was initialized in 2001. *F. pennsylvanica* was introduced from North America to Europe, including Germany, in the 18th century. Today the tree species covers 21.4 % of the forests in alluvial areas in the investigation area. Because of the high degree of presence and the further spread of *F. pennsylvanica,* a threat to the typical site composition of the hardwood floodplain forests cannot be excluded and is a risk mainly for the areas without any management (conservation of processes).

On the basis of chosen life-cycle stages of the tree species, the present thesis describes the spread and establishment behaviour of *F. pennsylvanica* and is aimed at the analysis and evaluation in a nature conservation context of further potential spread in the investigation area. The thesis is composed of investigations of anemochor and hydrochor seed dispersal, germination behaviour and seed dormancy, as well as the occurrence of regeneration on sites of the hardwood floodplain forest. The investigations of the invasion biology and ecological behaviour of *F. pennsylvanica* are intended to close the gaps in our knowledge of this alien tree species in its new territories and to give suggestions for a meaningful management concept. The results of the investigations should be conducive to answering the following questions:

1. Which fructification and regeneration behaviour is typical for the tree species?
2. Which are the main influencing factors for the spread of *F. pennsylvanica*?
3. Under which conditions may a threat arise to the typical site biocoenosis and Habitats Directive habitat types in the investigation area?

The investigations of anemochor seed dispersal using modelling (WaldStat) provide results about the potential seed density and possible dispersal distances of *F. pennsylvanica*. They amount to 47 to 85 m for the mean dispersal distance (MDD) and around 150 m for the long distance dispersal (LDD of 95 % of the seeds). For one seed tree of *F. pennsylvanica* with a diameter at breast height of 39 cm a seed yield was estimated between 220 000 to 280 000 seeds per tree. A buoyancy test confirmed that the seeds of *F. pennsylvanica* also use hydrochor dispersal. The mean floating capacity (50 %) of the seeds of *F. pennsylvanica* is around two days. Thus there is an increased risk of spread of *F. pennsylvanica*, particularly in alluvial areas affected by flood water.

Germination tests on the storage of the seeds in water additionally attested good adaptation of the seeds to hydrochor dispersal. After a maximal storage in water of about 15 days, the germination capacity amounted to 78 % and was higher than the germination capacity from seeds without storage in water (53 %). Furthermore, storage in water accelerates the beginning of germination by two days. Because of the high light requirement of the tree species, a very high mortality must be anticipated during the first years. The seeds of *F. pennsylvanica* in the soil seed bank are no longer viable after one year.

The survey of the regeneration plants of *F. pennsylvanica* in four different habitats (forest, forest edge, floodway, lane) of the hardwood floodplain forest shows significant differences in plant density and plant height. Regeneration of *F. pennsylvanica* in forest habitats is represented by a significantly lower number of plants and significantly lower heights than in other habitats. The results characterize the tree species with a high dependency on light requirement in the seedling phase. In comparison to surveys in the natural area of the tree species, the regeneration plants of *F. pennsylvanica* occur with average lower plant heights and increment of growth in the area of Mittelelbe, but in higher densities.

The results of the present thesis were analysed and evaluated in a nature conservation context in summary on the basis of three scenarios with different management. The expected development of the spread of *F. pennsylvanica* in the investigation area was differentiated between a situation without any management (conservation of process), radical elimination of the tree species and a compromise solution (spatial and temporally). There are deficits to the attainment of the conservation target in all three scenarios. A spatial and temporally differentiated concept aspires to a minimisation of the deficits with tolerance of alien species in certain areas. An evaluation in detail was made on the basis of nature conservation criteria of naturalness, rarity and threat as well as diversity. For the Mittelelbe region, *F. pennsylvanica* should be assessed as invasive mainly on sparse flooding sites (floodways) of the hardwood floodplain forest. From the present point of view, complete elimination of the tree species in the investigation area is impossible.

11 Literatur

Akashi, N. (1997): Dispersion patterns and mortality of seeds and seedlings of *Fagus crenata* Blume in a cool temperate forest in western Japan. Ecological Research 12 (2): 159-165.

Ammer, C.; Brang, P.; Knoke, T.; Wagner, S. (2004): Methoden zur waldbaulichen Untersuchung von Jungwüchsen. Forstarchiv 75 (3): 83-110.

Andersen, C.P.; Sucoff, E.I.; Dixon, R.K. (1987): Alteration of dry weight distribution and P concentration by soil temperature in green ash seedlings. In: Proceedings, 6th central hardwood forest conference, 1987 February 26-28; Knoxville, TN. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station: 225-229.

Andersen, M. (1991): Mechanistic models for the seed shadows of wind-dispersed plants. Amer. Nat. 137 (4): 476-497.

Andersen, M.C. (1993): Diaspore morphology and seed dispersal in several wind-dispersed Asteraceae. Amer. J. Bot. 80 (5): 487-492.

Andersson, E.; Nilsson, C.; Johansson, M.E. (2000): Plant dispersal in boreal rivers and its relation to the diversity of riparian flora. J. Biogeography 27 (5): 1095-1106.

Anonymus (1782): Von den Wanderungen der Pflanzen. Gelehrte Beiträge zu den Braunschweigischen Anzeigen: 409-424. Abdruck in: Brandes, D. (Hrsg.) (2001): Adventivpflanzen. Beiträge zu Biologie, Vorkommen und Ausbreitungsdynamik von gebietsfremden Pflanzenarten in Mitteleuropa. Braunschweiger Geobotanische Arbeiten Bd. 8: 5-14.

Ashley, J.A.; Preece, J.E. (2004): Effects of cutting treatments and stratification on germination and emergence of *Fraxinus americana* and *Fraxinus pennsylvanica*. Acta Hort. 630: 329-335.

Auge, H.; Klotz, S.; Prati, D.; Brandl, R. (2001): Die Dynamik von Pflanzeninvasionen: ein Spiegel grundlegender ökologischer und evolutionsbiologischer Prozesse. In: Bayerische Akademie der Wissenschaften (Hrsg.): Gebietsfremde Arten, die Ökologie und der Naturschutz. Rundgespräche der Kommission für Ökologie Bd. 22. Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München: 41-58.

Augspurger, C.K.; Kitajima, K. (1992): Experimental studies of seedling recruitment from contrasting seed distributions. Ecology 73 (4): 1270-1284.

Baker, H.G. (1965): Characteristics and modes of origin of weeds. In: Baker, H.G.; Stebbins, G.L. (Hrsg.): The genetics of colonizing species. Academic Press Inc., Cambridge London New York: 147-172.

Baker, J.B. (1977): Tolerance of planted hardwoods to spring flooding. – Southern J. of Applied Forestry 1 (3): 23-25.

Bakker, J.P.; Poschlod, P.; Strykstra, R.J.; Bekker, R.M.; Thompson, K. (1996): Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. Acta Bot. Neerl. 45 (4): 461-490.

Barbour, J. (2007): Seed Dormancy of Trees and Shrubs. USDA Forest Service, National Tree Seed Laboratory. Publication of the Seed Technology Center. www.nsl.fs.fed.us/Dormancy.ppt. PowerPoint-Präsentation. 17 S. Zugriff September 2008.

Baskin, C.C.; Baskin, J.M. (2001): Seeds. Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination. Academic Press, San Diego. 666 p.

Baskin, J.M.; Baskin, C.C. (2004): A classification system for seed dormancy. Seed Sci. Res. 14: 1-16.

Batschelet, E. (1981): Circular Statistics in Biology. Academic Press, London. 371 p.

Begon, M.; Harper, J.L.; Townsend, C.R. (1991): Ökologie. Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften. Birkhäuser Verlag, Basel Boston Berlin. 1024 S.

Benkert, D.; Fukarek, F.; Korsch, H. (Hrsg.) (1996): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena Stuttgart Lübeck Ulm. 615 S.

Berg, R.Y. (1983): Plant Distribution as Seen from Plant Dispersal: General Principles and Basic Modes of Plant Dispersal. In: Kubitzki, K. (Hrsg.): Dispersal and Distribution. An International Symposium. Sonderbände des Naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg 7. Verlag Paul Parey, Hamburg Berlin: 13-36.

Bewley, J.D.; Black, M. (1978): Physiology and Biochemistry of Seeds in Relation to Germination. Vol. 1. Development, Germination, and Growth. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York. 306 S.

Bewley, J.D.; Black, M. (1982): Physiology and Biochemistry of Seeds in Relation to Germination. Vol. 2. Viability, Dormancy, and Environmental Control. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York. 375 S.

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (Hrsg.) (2005): Gebietsfremde Arten. Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz. BfN-Skripten 128. 30 S.

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (Hrsg.) (2008): Daten zur Natur 2008. LV Druck, Münster. 368 S.

Birner, Staatl. Forstmeister (1922): Die Wirtschaftsführung in einem vormaligen Auenmittelwalde. Z. f. Forst- und Jagdwesen 54 (5): 209-305.

Blossey, B.; Nötzold, R. (1995): Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plants: a hypothesis. J. Ecology 83 (5): 887-889.

Böcker, R.; Gebhardt, H.; Konold, W.; Schmidt-Fischer, S. (1995): Neophyten – Gefahr für die Natur? Zusammenfassende Betrachtung und Ausblick. In: Böcker, R.; Gebhardt, H.; Konold, W.; Schmidt-Fischer,

S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope; Kontrollmöglichkeiten und Management. Ecomed Verlagsges., Landsberg: 209-215.

Boedeltje, G.; Bakker, J.P.; Brinke, A.T.; van Groenendael, J.M.; Soesbergen, M. (2004): Dispersal phenology of hydrochorous plants in relation to discharge, seed release time and buoyancy of seeds: the flood pulse concept supported. J. Ecology 92 (5): 786-796.

Boerner, R.E.J.; Brinkman, J.A. (1996): Ten years of tree seedling establishment and mortality in an Ohio deciduous forest complex. Bulletin of the Torrey Botanical Club. 123 (4): 309-317.

Bohrer, G.; Katul, G.G.; Nathan, R.; Walko, R.L.; Avissar, R. (2008): Effects of canopy heterogeneity, seed abscission and inertia on wind-driven dispersal kernels of tree seeds. J. Ecology 96 (4): 569-580.

Bonn, S.; Poschlod, P. (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Grundlagen und kulturhistorische Aspekte. UTB 8142. Quelle & Meyer Verlag, Wiesbaden. 404 S.

Bonner, F.T. (1974): Fraxinus Ash. In: Schopmeyer, C.S. (tech. coord.): Seeds of woody plants of the United States. Agriculture handbook 450. US Departement of Agriculture, Washington DC: 411-416.

Bradbeer, J.W. (1988): Seed Dormancy and Germination. Blackie Glasgow London. 146 S.

Breucker, A. (2006): Die nordamerikanische Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica*) – ein Neophyt in den Elbeauen des Biosphärenreservates "Flusslandschaft Mittel-Elbe". Biologie der Art, Etablierung, Erfolg von Bekämpfungsmaßnahmen. Bachelorarbeit, Hochschule Bremen. Unveröffentl. Mskr. 74 S.

Breucker, A.; Zacharias, D. (2008): Zur Biologie der Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.) – Vergleich Nordamerika mit dem Mittelelberaum. Veröffentlichungen der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH, Heft 4: Die Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica*) – eine invasive Baumart in den Hartholzauenwäldern des Mittelelbegebietes? Tagungsband zum Workshop am 20.9.2007 in Dessau: 41-45.

Broek, T. van den; Diggelen, R. van; Bobbink, R. (2005): Variation in seed buoyancy of species in wetland ecosystems with different flooding dynamics. J. of Vegetation Science 16 (5): 579-586.

Bröring, U.; Vorwald, J.; Wiegleb, G. (1999): Synoptische Einführung in das Thema „Naturschutzfachliche Bewertungsverfahren im Rahmen der Leitbildmethode“: In: Wiegleb, G.; Schulz, F.; Bröring, U. (Hrsg.): Naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen der Leitbildmethode. UmweltWissenschaften, Schr.-R. der Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der Brandenburgischen Techn. Univ. Cottbus. Physica-Verlag, Heidelberg New York: 1-14.

Bühl, A.; Zöfel, P. (1998): SPSS Version 8: Einführung in die moderne Datenanalyse unter Windows. 5. Aufl. Addison-Wesley-Longman, Bonn. 672 S.

Burkart, M.; Wattenbach, M.; Wichmann, M.; Pötsch, J. (2003): Die Vegetation der unteren Havelaue: Stand der Forschung und Perspektiven. Brandenburgische Umwelt Ber. (BUB) 13: 53-71.

Burrows, F.M. (1973): Calculation of the primary trajectories of plumed seeds in steady winds with variable convection. New Phytol. 72 (3): 647-664.

Burrows, F.M. (1975a): Calculation of the primary trajectories of dust seeds, spores and pollen in unsteady winds. New Phytol. 75 (2): 389-403.

Burrows, F.M. (1975b): Wind-borne seed and fruit movement. New Phytol. 75 (2): 405-418.

Burschel, P.; Schmaltz, J. (1965): Die Bedeutung des Lichtes für die Entwicklung junger Buchen. Allgemeine Forst- und Jagd-Ztg. 136 (9): 193-210.

Buttler, K.P. (2005): Die Grün-Esche (*Fraxinus pennsylvanica* subsp. *novae-angliae*) an der Mainspitze eingebürgert. Botanik und Naturschutz in Hessen 18: 15-22.

Buttler, K.P.; Hand, R. (2008): Liste der Gefäßpflanzen Deutschlands. Kochia, Beih. 1: 1-107.

Cain, M.L.; Milligan, B.G.; Strand, A.E. (2000): Long-distance seed dispersal in plant populations. Amer. J. Bot. 87 (9): 1217-1227.

Caixia, Z.; Rongfu, G. (1991): Effect of ABA and other endogenous inhibitors on *Fraxinus pennsylvanica* Marsh. J. of Beijing Forestry Univ. (China) 13 (4): 39-46.

Cannas, S.A.; Marco, D.E.; Páez, A. (2003): Modelling biological invasions: species traits, species interactions, and habitat heterogeneity. Mathematical Biosciences 183 (1): 93-110.

Christiansen, W. (1954): Verbreitung-Ausbreitung. – Ber. Dtsch. Bot. Ges. 67: 344-345.

Clark, J.S. (1998): Why Trees Migrate So Fast: Confronting Theory with Dispersal Biology and the Paleorecord. Amer. Nat. 152 (2): 204-224.

Clausen, K.E. (1979): Mini-monograph on *Fraxinus pennsylvanica* Marsh. In: FAO Session 6. Technical consultation on fast-growing plantation broadleaved trees for mediterranean and temperate zones. Lissabon, Portugal, 16-20 October 1979: 209-226.

Colautti, R.I.; Richardson, D.M. (2009): Subjectivity and flexibility in invasion terminology: too much of a good thing? Biological Invasions 11 (6): 1225-1229.

Cook, J.E. (2005): Vegetation changes in a central Wisconsin floodplain from pre-settlement to the mid-21st Century. J. of the Torrey Botanical Society 132 (3): 492-504.

Cornelius, R. (1991): Zur Bedeutung populationsbiologischer Forschung für den speziellen Naturschutz. In: Schmid, B.; Stöcklin, J.: Populationsbiologie der Pflanzen. Birkhäuser Verlag, Basel Boston Berlin: 298-310.

Cosgriff, R.; Yin, Y.; Blackburn, T.; Cook, T.; Langrehr, H.; Moore, M., (2003): Predicting seed/ seedling dynamics: the non-tarot card approach. In: Proceedings of the Mississippi River Research Consortium, Vol. 35. 34th Annual Meeting 24-25 April 2003 in Wisconsin. Abstract: 20-21.

Cottrell, T.R. (2004): Seed rain traps for forest lands: Considerations for trap construction and study design. BC J. of Ecosystems and Management 5 (1): 1-6.

Cram, W.H.; Lindquist, C.H. (1982): Germination of green ash is related to seed moisture content at harvest. Forest Science 28 (4): 809-812.

Csapody, V. (1968): Keimlingsbestimmungsbuch der Dikotyledonen. Akadémiai Kiadó, Budapest. 286 S.

Danvind, M.; Nilsson, C. (1997): Seed floating ability and distribution of alpine plants along a northern Swedish river. J. of Vegetation Science 8 (2): 271-276.

Davis, M.A. (2009): Invasion biology. Oxford Univ. Press, New York. 244 p.

Deák, J.Á. (2005): Landscape ecological researches in the western Marosszög (Hungary). Acta Climatologica et Chorologica. Universitatis Szegediensis, Tom. 38-39: 33-46.

Deutscher Wetterdienst (2006/2007): Mittelwerte des Niederschlags bzw. der Temperatur für Stationen in Deutschland im Zeitraum 1961-1990. Online Daten. www.dwd.de. Zugriff März 2009.

Dister, E.; Drescher, A. (1987): Zur Struktur, Dynamik und Ökologie lang überschwemmter Hartholzauenwälder an der unteren March (Niederösterreich). Verh. Ges. Ökol. 15: 295-302.

Doppelbaur, H. (1963): *Fraxinus pennsylvanica* Marsh. in Bayern. Ber. Bayer. Bot. Ges. 36: 67-68.

Drescher, A.; Fraissl, C.; Magnes, M. (2005): Nationalpark Donau-Auen. In: Wallner, R.M.: Aliens. Neobiota in Österreich. Grüne Reihe des Lebensministeriums Bd. 15. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Böhlau Verlag, Wien Köln Weimar: 222-254.

Drescher, A.; Magnes, M. (2002): Anthropochoren im Nationalpark Donau-Auen – Ziel von Bekämpfungsmaßnahmen oder Bereicherung der Biodiversität? In: Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft (BAL) (Hrsg.): Bericht über das 10. Österreichische Botanikertreffen vom 30. Mai bis 1. Juni 2002 in Gumpenstein: 141-144.

DRL (Deutscher Rat für Landespflege) (1988): Zur Umweltverträglichkeitsprüfung. Gutachtliche Stellungnahme und Ergebnisse eines Kolloquiums des Deutschen Rates für Landespflege. Schr.-R. des Deutschen Rates für Landespflege 56: 453-555.

DuBarry, Jr., A.P. (1963): Germination of Bottomland Tree Seed While Immersed in Water. J. of Forestry 61 (3): 225-226.

Dvorak, D.H. (1987): Intraspecific variation in samara dispersibility of Green Ash. Bachelor Thesis. Pennsylvania State Univ. Unveröffentl. Mskr. 22 p.

Eckstein, P.P. (2008): Angewandte Statistik mit SPSS. Praktische Einführung für Wirtschaftswissenschaftler. 6., überarb. Aufl. Gabler Verlag, Wiesbaden. 364 S.

Ellenberg, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Aufl. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 1096 S.

Elton, C.S. (2000): The Ecology of Invasions by Animals and Plants. With a new Foreword by Daniel Simberloff. First published 1958. The Univ. of Chicago Press. 196 p.

Emborg, J. (1998): Understorey light conditions and regeneration with respect to the structural dynamics of a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. Forest Ecology and Management 106 (2/3): 83-95.

Eser, U. (1999): Der Naturschutz und das Fremde. Ökologische und normative Grundlagen der Umweltethik. Campus-Verlag, Frankfurt New York. 266 S.

Eser, U. (2004): Projektionsfeld fremde Arten. Soziale Konstruktionen des Fremden in ökologischen Theorien. In: Fischer, L. (Hrsg.): Projektionsfläche Natur. Zum Zusammenhang von Naturbildern und gesellschaftlichen Verhältnissen. Hamburg Univ. Press: 165-192.

Eser, U.; Potthast, T. (1997): Bewertungsproblem und Normbegriff in Ökologie und Naturschutz aus wissenschaftsethischer Perspektive. Z. f. Ökologie und Naturschutz 6: 181-189.

Essl, F.; Klingenstein, F.; Nehring, S.; Otto, C.; Rabitsch, W.; Stöhr, O. (2008): Schwarze Listen invasiver Arten – ein Instrument zur Risikobewertung für die Naturschutzpraxis. Natur und Landschaft 83 (9/10): 418-424.

Essl, F.; Rabitsch, W. (2004): Österreichischer Aktionsplan zu gebietsfremden Arten (Neobiota). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien. 26 S.

Evenari, M. (1957): Les problèmes physiologiques de la germination. Bull. Soc. bot. Fr. Physiol. Végét. 3: 105-124.

FAO Secretariat (2005): Identification of risks and management of invasive alien species using the IPPC framework. Proceedings of the workshop on invasive alien species and the International Plant Protection Convention, Braunschweig, Germany 22-26 September 2003. Rome, Italy: 301 p.

Farrar, J.L. (2000): Trees in Canada. Fitzhenry & Whiteside Limited and the Canadian Forest Service, Natural Resources Canada in cooperation with Public Works and Government Services Canada. 502 S.

Fenner, M. (1985): Seed Ecology. Chapman and Hall London New York. 151 S.

Finch-Savage, W.E.; Leubner-Metzger, G. (2006): Seed dormancy and the control of germination. New Phytol. 171 (3): 501-523.

Fischer, W. (1988): Neophyten und Vegetationsdynamik. Wiss. Z. Päd. Hochschule Potsdam 32 (3): 549-556.

Fowells, H.A. (1965): Silvics of forest trees of the United States. Agriculture handbook 271. U.S. Department of Agriculture, Washington DC. 762 S.

Friese, K. (Hrsg.) (2000): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag, Berlin. 434 S.

Gallery, R.E.; Dalling, J.W.; Wolfe, B.T.; Arnold, A.E. (2007): The influence of seed source, habitat and fungi on *Cecropia* seed survival in two neotropical forests. In: Dennis, A.J.; Schupp, E.W.; Green, R.J.; Westcott, D.A. (Eds.): Seed Dispersal. Theory and its application in a changing world. CAB International, London: 479-498.

Gilpin, M. (1990): Ecological prediction. Science 248 (4951): 88-89.

Gläser, J. (2005): Untersuchungen zur historischen Entwicklung und Vegetation mitteldeutscher Auenwälder. Diss., Techn. Univ. Dresden. 142 S.

Goldberg, D.E.; Turkington, R.; Olsvig-Whittaker, L.; Dyer, A.R. (2001): Density Dependence in an Annual Plant Community: Variation among Life History Stages. Ecological Monographs 71 (3): 423-446.

Green, D.S. (1980): The terminal velocity and dispersal spinning samaras. Amer. J. Bot. 67: 1218-1224.

Green, D.S. (1983): The efficacy of dispersal in relation to safe site densitiy. Oecologia 56: 356-358.

Greene, D.F.; Canham, C.D.; Coates, D.; Lepage, T. (2004): An evaluation of alternative dispersal functions of trees. J. Ecology 92 (5): 758-766.

Greene, D.F.; Johnson, E.A. (1989): A model of wind dispersal of winged or plumed seeds. Ecology 70 (2): 339-347.

Greene, D.F.; Johnson, E.A. (1992): Fruit abscission in *Acer saccharinum* with reference to seed dispersal. Can. J. Bot. 70: 2277-2283.

Greene, D.F.; Johnson, E.A. (1994): Estimating the mean annual seed production of trees. Ecology 75 (3): 642-647.

Griese, F. (1991): Fremdländische Gehölze in Waldschutzgebieten. In: Einsatz und unkontrollierte Ausbreitung fremdländischer Pflanzen – Florenverfälschung oder ökologisch bedenkenlos? NNA-Ber. 4 (1): 45-48.

Grimm, W.C. (1950): The Trees of Pennsylvania. Stackpole & Heck, Inc. Telegraph Press, Harrisburg. 363 S.

Grisez, T.J. (1975): Flowering and Seed Production in seven hardwood species. USDA Forest Service Research Paper NE-315. 8 p.

Grunicke, U. (1996): Populations- und ausbreitungsbiologische Untersuchungen zur Sukzession auf Weinbergsbrachen am Keuperstufenrand des Remstals. Dissertationes Botanicae Bd. 261. 210 S.

Gucker, C.L. (2005): *Fraxinus pennsylvanica*. In: Fire Effects Information System, [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). Available: http://www.fs.fed.us/database/feis/. Zugriff Juli 2006.

Hardtke, H.-J.; Ihl, A. (2000): Atlas der Farn- und Samenpflanzen Sachsens. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Dresden. 806 S.

Harmer, R. (1995): Natural regeneration of broadleaved trees in Britain: III. Germination and establishment Forestry 68 (1): 1-9.

Harper, J.L. (1977): Population Biology of Plants. Academic Press, San Diegie. 892 S.

Harris, J.R.; Bassuk, N.L.; Zobel, R.W.; Whitlow, T.H. (1995): Root and shoot growth periodicity of green ash, scarlet oak, Turkish hazelnut, and tree lilac. J. of the American Society for Horticultural Science 120 (2): 211-216.

Haysom, K.A.; Murphy, S.T. (2003): The status of invasiveness of forest tree species outside their natural habitat: a global review and discussion paper. Forest Health & Biosecurity Working Paper FBS/3E. CABI Bioscience. FAO Forest Department, Rome. Unpublished document. 76 p.

Hecker, U. (1981): Windverbreitung bei Gehölzen. Mitt. Dtsch. Dendrol. Ges. 72: 73-92.

Hecker, U. (1995): Bäume und Sträucher. BLV Handbuch. BLV Verlagsges., München. 479 S.

Heger, T. (2004): Zur Vorhersagbarkeit biologischer Invasionen. Entwicklung und Anwendung eines Modells zur Analyse der Invasion gebietsfremder Pflanzen. Schr.-R. NEOBIOTA Bd. 4. 197 S.

Heger, T.; Trepl, L. (2001): Was macht Arten "invasiv"? In: Bayerische Akademie der Wissenschaften (Hrsg.): Gebietsfremde Arten, die Ökologie und der Naturschutz. Rundgespräche der Kommission für Ökologie Bd. 22. Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München: 99-110.

Heger, T.; Trepl, L. (2008): Was sind invasive gebietsfremde Arten? Begriffe und Definitionen. Natur und Landschaft 83 (9/10): 399-401.

Hentschel, P.; Reichhoff, L.; Reuter, B.; Rossel, B. (1983): Die Naturschutzgebiete der Bezirke Magdeburg und Halle. In: Weinitschke, H. (Hrsg.): Handbuch der Naturschutzgebiete der Deutschen Demokratischen Republik Bd. 3. Urania-Verlag, Leipzig Jena Berlin. 312 S.

Herling, H. (2005): Integration von Verjüngung in Waldwachstumssimulatoren. Diss., Techn. Univ. München. 278 S.

Herre, C. (1928): Erfahrungen mit amerikanischen und deutschen Eschen. Mitt. Dtsch. Dendrol. Ges. 40: 212-213.

Hetzel, G. (2006): Die Neophyten Oberfrankens. Floristik, Standortcharakteristik, Vergesellschaftung, Verbreitung, Dynamik. Diss., Bayerische Julius-Maximilians-Univ. Würzburg. 156 S.

Holljesiefken, A. (2007): Die rechtliche Regulierung invasiver gebietsfremder Arten in Deutschland. Bestandsaufnahme und Bewertung. Schr.-R. Natur und Recht Bd. 8. Springer Verlag, Berlin Heidelberg. 389 S.

Hook, D.D.; Brown, C.L. (1973): Root adaptations and relative flood tolerance of five hardwood species. Forest Science 19 (3): 225-229.

Horlitz, T. (1998): Naturschutzszenarien und Leitbilder. Eine Grundlage für die Zielbestimmung im Naturschutz. Naturschutz u. Landschaftsplanung 30 (10): 327-330.

Horsch, M. (2001): Experimentelle Ausbreitungsbiologie bei Primulaceen. Dissertationes Botanicae Bd. 341. 236 S.

Hosner, J.F.; Leaf, A.L.; Dickson, R.; Hart, Jr., J.B. (1965): Effects of varying soil moisture upon the nutrient uptake of four bottomland tree species. Soil Science Society of America, Proceedings 29 (3): 313-316.

Hosner, J.F.; Minckler, L.S. (1960): Hardwood reproduction in the river bottoms of Southern Illinois. Forest Science 6 (1): 67-77.

Houle, G. (1995): Seed dispersal and seedling recruitment: the missing link(s). Ecoscience 2: 238-244.

Houle, G. (1998): Seed dispersal and seedling recruitment of *Betula alleghaniensis*: spatial inconsistency in time. Ecology 79 (3): 807-818.

Hubo, C.; Jumpertz, E.; Krott, M.; Nockemann, L.; Steinmann; Bräuer, I., A. (2007): Grundlagen für die Entwicklung einer nationalen Strategie gegen invasive gebietsfremde Arten. BfN-Skripten 213. 370 S.

Ikeda, H.; Itoh, K. (2001): Germination and water dispersal of seeds from a threatened plant species Penthorum chinense. Ecological Research 16 (1): 99-106.

IKSE (Internationale Kommission zum Schutz der Elbe) (1994): Ökologische Studie zum Schutz und zur Gestaltung der Gewässerstruktur und den Uferrandregionen der Elbe. Magdeburg. 106 S.

Ilich, U. (1998): Sapling und herbaceous plant progression in the bottomland hardwood forest at the Olentangy River Wetland Research Park. In: Mitsch, W.J.; Bouchard, V. (Eds.): Annual Reports of Olentangy River Wetland Research Park. Ohio State Univ., Colombus: 167-170.

Ille, D.; Schmidt, P.A.; Denner, M.; Wagner, F. (2006): Zur Situation der gebietsfremden Baumart Weymouth-Kiefer (*Pinus strobus*) im Nationalpark Sächsische Schweiz. Naturschutzarbeit in Sachsen 48: 21-30.

Ille, D.; Schmidt, P.A. (2007): Zur Ausbreitung und Etablierung der Weymouth-Kiefer (*Pinus strobus* L.) im Nationalpark Sächsische Schweiz. Waldökologie online 5: 5-23.

IPPC Secretariat (2005): Identification of risks and management of invasive alien species using the IPPC framework. Proceedings of the workshop on invasive alien species and the International Plant Protection Convention, Braunschweig, Germany 22-26 September 2003. Rome, Italy. 301 p.

ISTA (2005): Internationale Vorschriften für die Prüfung von Saatgut. Bassersdorf (CH). S. 29.

IUCN/ ROfE (2005): Invasive Alien Species in Pan-Europe. IUCN Regional Office for Europe Newsletter. Vol. 8. 16 S.

Jäger, E.J. (1988): Möglichkeiten der Prognose synanthroper Pflanzenausbreitungen. Flora 180: 101-131.

Jansson, R.; Zinko, U.; Merritt, D.M.; Nilsson, C. (2005): Hydrochory increases riparian plant species richness: a comparison between a free-flowing and a regulated river. J. Ecology 93 (6): 1094-1103.

Jedicke, E. (Hrsg.) (1997): Die Roten Listen. Gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotoptypen in Bund und Ländern. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 581 S.

Johnson, W.C. (1971): The forest overstory vegetation on the Missouri River floodplain in North Dakota. Diss., Fargo, ND: North Dakota State Univ. 185 S.

Johnson, W.C. (1988): Estimating dispersibility of *Acer*, *Fraxinus* and *Tilia* in fragmented landscapes from patterns of seedlings establishment. Landscape Ecology 1 (3): 175-187.

Johnson, W.C.; Burgess, R.L.; Keammerer, W.R. (1976): Forest overstory vegetation and environment on the Missouri river floodplain in North Dakota. Ecological Monographs 46 (1): 59-84.

Jutila, H.M. (2001): Effect of flooding and draw-down disturbance on germination from a seashore meadow seed bank. J. of Vegetation Science 12 (5): 729-738.

Kaproth, M.A. (2008): Spatial modeling of propagule pressure in *Ailanthus altissima*. Master thesis, West Virginia Univ., Morgantown. 122 S.

Katenhusen, O. (2001): Die Ausbreitung von Pflanzen durch Hochwasser in norddeutschen Flusslandschaften. Z. Ökologie u. Naturschutz 9 (4): 225-236.

Katul, G.G.; Porporato, A.; Nathan, R.; Siqueira, M.; Soons, M.B.; Poggi, D.; Horn, H.S.; Levin, S.A. (2005): Mechanistic Analytical Models for Long-Distance Seed Dispersal by Wind. Amer. Nat. 166 (3): 368-381.

Kennedy Jr., H.E. (1990): *Fraxinus pennsylvanica* Marsh. Green ash. In: Burns, R.M.; Honkala, B.H. (technical coordinators): Silvics of North America. Vol. 2. Hardwoods. Agriculture handbook. 654. US Departement of Agriculture, Washington DC: 348-354.

Klausnitzer, U.; Schmidt, A. (2002): Vegetationskundliche Charakterisierung von Waldbeständen auf Hartholzauenstandorten. In: Roloff, A.; Bonn, S. (Hrsg.): Ergebnisse ökologischer Forschung zur nachhaltigen Bewirtschaftung von Auenwäldern an der Mittleren Elbe. Forstwiss. Beitr. Tharandt/Contrib. For. Sc. 17: 123-154.

Knapp, R. (1965): Die Vegetation von Nord- und Mittelamerika und der Hawaii-Inseln. Vegetationsmonographien der einzelnen Großräume Bd. 1. 373 S.

Knevel, I.C.; Bekker, R.M.; Kunzmann, D.; Stadler, M.; Thompson, K. (Hrsg.) (2005): The LEDA Traitbase Collecting and Measuring Standards. Life-history Traits of the Northwest European Flora. 176 S.

Knoerzer, D. (1999): Zur Naturverjüngung der Douglasie im Schwarzwald. Inventur und Analyse von Umwelt- und Konkurrenzfaktoren sowie eine naturschutzfachliche Bewertung. Dissertationes Botanicae 306. 283 S.

Köck, W. (2003): Invasive gebietsfremde Arten – Stand und Perspektiven der Weiterentwicklung und Umsetzung der CBD-Verpflichtung unter besonderer Berücksichtigung der Umsetzung in Deutschland. UFZ-Diskussionspapiere 9. UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle. 22 S.

Kohlermann, L. (1950): Untersuchungen über die Windverbreitung der Früchte und Samen mitteleuropäischer Waldbäume. Forstw. Cbl. 69 (10): 606-624.

Kolka, R.K.; Trettin, C.C.; Nelson, E.A.; Conner, W.H. (1998): Tree seedlings establishment across a hydrologic gradient in a bottomland restoration. In: Cannizzaro, P.J. (Eds.): Proceedings of The Twenty Fifth Annual Conference on Ecosystems Restoration and Creation, May 1998: 89-102.

KOM (Kommission der Europäischen Gemeinschaft) (2008): Hin zu einer EU-Strategie für den Umgang mit invasiven Arten. Mitt. der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. 789 endgültig. [SEK (2008) 2887 und SEK (2008) 2886]. 12 S.

Kowarik, I. (1992): Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg und ihre Folgen für Flora und Vegetation. Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg, Beih. 3. 180 S.

Kowarik, I. (1995): Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten als Problem des Naturschutzes? In: Böcker, R.; Gebhardt, H.; Konold, W.; Schmidt-Fischer, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management: 33-56.

Kowarik, I. (1996): Auswirkungen von Neophyten auf Ökosysteme und deren Bewertung. In: Texte des Umweltbundesamtes 58/96: 119-155.

Kowarik, I. (2003): Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 380 S.

Kowarik, I. (2008). Bewertung gebietsfremder Arten vor dem Hintergrund unterschiedlicher Naturschutzkonzepte. Natur und Landschaft 83 (9/10): 402-406.

Kowarik, I.; Heink, U.; Starfinger, U. (2003): Bewertung gebietsfremder Pflanzenarten. Kernpunkte eines Verfahrens zur Risikobewertung bei sekundären Ausbringungen. Schr.-R. des BMVEL „Angewandte Wissenschaft“ 498: 131-144.

Kowarik, I.; Säumel, I. (2008): Water dispersal as an additional pathway to invasions by the primarily wind-dispersed tree *Ailanthus altissima*. Plant Ecology 198 (2): 241-252.

Krause, U.; Patzak, U.; Eichhorn, A. (2008): Nischenstruktur und Vogelbesiedlung von Roteschenbeständen auf feuchten Auenstandorten. In: Veröffentlichungen der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH, Heft 4: Die Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica*) – eine invasive Baumart in den Hartholzauenwäldern des Mittelelbegebietes? Tagungsband zum Workshop am 20.9.2007 in Dessau: 47-53.

Kremer, D.; Čavlović, J. (2005): Distribution of Introduced North American Ash Species and Their Role in Lowland Forest Management in Croatia. J. of Forestry 103 (6): 309-313.

Kremer, D.; Pernar, R.; Ančić, M. (2006): Distribution of North American ash species in the Drava River basin and Danube basin (Croatia). Acta Bot. Croat. 65 (1): 57-66.

Kronenberg, B. (1991): Ökologische und kulturhistorische Bedeutung fremdländischer Gehölze im besiedelten Bereich. NNA-Ber. 4 (1): 27-35.

Küßner, R. (2003): Mortality patterns of *Quercus*, *Tilia* and *Fraxinus* germinants in a floodplain forest on the river Elbe, Germany. Forest Ecology and Management 173 (1): 37-48.

Küßner, R.; Wagner, S. (2002): Struktur, Dynamik und Bewirtschaftung von Auenwäldern am Mittellauf der Elbe. In: Roloff, A.; Bonn, S. (Hrsg.): Ergebnisse ökologischer Forschung zur nachhaltigen Bewirtschaftung von Auenwäldern an der Mittleren Elbe. Forstwiss. Beitr. Tharandt/Contrib. For. Sc. 17: 193-227.

Kutschera, U. (1995): Kurzes Lehrbuch der Pflanzenphysiologie. Quelle & Meyer Verlag, Wiesbaden. 435 S.

Ladle, R.J. (Hrsg.) (2009): Biodiversity and Conservation. Critical Concepts in the Environment. Vol. II: Causes and Consequences of Biodiversity Loss 1: Development, Habitat Loss and Invasive Species. Routledge, London New York. 447 S.

LFB (Landesforstbetrieb Sachsen-Anhalt) (2004): Kartieranleitung für die Waldlebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie in Sachsen-Anhalt. Haferfeld/Gernrode. 24 S.

Landenberger, R.E.; Kota, N.L.; McGraw, J.B. (2007): Seed dispersal of the non-native invasive tree *Ailanthus altissima* into contrasting environments. Plant Ecology 192 (1): 55-70.

Larcher, W. (2001): Ökophysiologie der Pflanzen. Leben, Leistung und Stressbewältigung der Pflanzen in ihrer Umwelt. 6. Aufl., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 408 S.

LAU (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt) (Hrsg.) (2000): Karte der Potenziellen Natürlichen Vegetation von Sachsen-Anhalt. Erläuterungen zur Naturschutz-Fachkarte M 1:200.000. In: Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. Sonderh. 1. 230 S.

Lawton, J.H. (1999): Are there general laws in ecology? Oikos 84 (2): 177-192.

Leisering, H.; Singer, D. (1995): Sächsische Schweiz. Deutsche Nationalparke, Edition Commerzbank 4. Verlagsges. NATURA 2000 GmbH, Herrsching. 160 S.

Lesica, P. (2001): Recruitment of *Fraxinus pennsylvanica* (Oleaceae) in eastern Montana woodlands. Madrono 48 (4): 286-292.

Lesica, P.; Miles, S. (2001): Natural history and invasion of russian olive along eastern Montana rivers. Western North American Naturalist 61 (1): 1-10.

Levine, J.M. (2001): Local interactions, dispersal, and native and exotic plant diversity along a California stream. Oikos 95 (3): 397-408.

Leyer, I.; Pross, S. (2009): Do seed and germination traits determine plant distribution patterns in riparian landscapes? Basic and Applied Ecology 10 (9): 113-121.

Leyer, I.; Wesche, K. (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie. Eine Einführung. Springer Verlag, Berlin Heidelberg. 221 S.

Lindner, D. (2007; 2009): Dessauwetter. www.Dessauwetter.de; Zugriff Juni 2007 und Februar 2009.

Little Jr., E.L. (1971): Atlas of United States trees, Vol. 1: Conifers and important hardwoods. U.S. Department of Agriculture Miscellaneous Publication 1146. 9 p., 200 Karten.

Lodge, D.M. (1993): Biological Invasions: Lessons for Ecology. Trends in Ecology and Evolution 8 (4): 133-137.

Lortie, C.J.; Turkington, R. (2002): The effect of initial seed density on the structure of a desert annual plant community. J. of Ecology 90 (3): 435-445.

Luftensteiner, H.W. (1982): Untersuchungen zur Verbreitungsbiologie von Pflanzengemeinschaften an vier Standorten in Niederösterreich. Bibliotheka Botanica 135. 68 S.

Luken, J. O.; Thieret, W. (Hrsg.) (1997): Assessment and Management of Plant Invasions. Springer Verlag, New York. 324 S.

Malanson, G.P.; Armstrong, M.P. (1996): Dispersal probability and forest diversity in a fragmented landscape. Ecological Modelling 87 (1): 91-102.

Marchante, H.; Freitas, H.; Hoffmann, J.H. (2008): Seed ecology of the invasive alien species Acacia longifolia (Andrews) Willd. In: Pyšek, P.; Pergl, J.: NEOBIOTA: Towards a Synthesis. 5th European Conference on Biological Invasions Prague (CZ), 23.-26. September 2008. Book of Abstracts. S 159.

Marigo, G.; Peltier, J.-P.; Girel, J.; Pautou, G. (2000): Success in the demographic expansion of *Fraxinus excelsior* L. Trees 15: 1-13.

Marshall, P.E. (1981): Methods for stimulating Green ash seed germination. In: Tree planters' notes, summer: 9-11.

Matlack, G.R. (1987): Diaspore size, shape, and fall behavior in wind-dispersed plant species. Amer. J. Bot. 74: 1150-1160.

McAlpine, K.G.; Jesson, L.K. (2008): Linking seed dispersal, germination and seedling recruitment in the invasive species *Berberis darwinii* (Darwin`s barberry). Plant Ecology 197 (1): 119-129.

McComb, A.L. (1949): Some fertilizer experiments with deciduous forest tree seedlings on several Iowa soils. Iowa Agricultural Experiment Station Bulletin 369: 405-448.

McEuen, A.B.; Curran, L.M. (2004): Seed dispersal and recruitment limitation across spatial scales in temperate forest fragments. Ecology 85 (2): 507-518.

Meadows, J.S.; Bonner, F.T.; Haywood, J.D. (2006): Soil-seed bank survival in forests of the Southern United States. New Forests 32 (3): 335-345.

Merritt, D.M.; Wohl, E.E. (2002): Processes governing hydrochory along rivers: hydraulics, hydrology, and dispersal phenology. Ecological Applications 12 (4): 1071-1087.

Merritt, D.M.; Wohl, E.E. (2006): Plant dispersal along rivers fragmented by dams. River research and applications 22 (1): 1-26.

Metzler, B. (2001): Experimentelle Untersuchung der morphologischen und physiologischen Reaktionen von Jungpflanzen der Arten *Fraxinus excelsior* L., *Quercus robur* ssp. *robur* Kl. et Kr. et Rol., *Tilia cordata* MILL., *Ulmus carpinifolia* GLED. und *Ulmus laevis* PALL. auf Überflutung. Diplomarbeit, Techn. Univ. Dresden, Tharandt. Unveröffentl. Mskr. 97 S.

Meuli, L.J.; Shirley, H. L. (1937): The effect of seed origin on drought resistance of green ash in the prairie-plains states. J. Forestry 35 (11): 1060-1062.

Meynen, E.; Schmithüsen, J. (1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen. 1339 S.

Middleton, B. (2000): Hydrochory, seed banks, and regeneration dynamics along the landscape boundaries of a forested wetland. Plant Ecology 146 (2): 169-184.

Muller-Landau, H.C.; Adler, F.R. (2007): How seed dispersal affects interactions with specialized natural enemies and their contribution to the maintenance of diversity. In: Dennis, A.J.; Schupp, E.W.; Green, R.J.; Westcott, D.A. (Eds.): Seed Dispersal. Theory and its application in a changing world. CAB International, London: 405-426.

Mühr, B. (2007): Klimadiagramme weltweit. http://www.klimadiagramme.de, Zugriff Dezember 2007 und August 2008.

Müller, J. (Bearb.) (1997): Die Naturschutzgebiete Sachsen-Anhalts. Hrsg. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. Gustav Fischer Verlag, Jena. 543 S.

Nathan, R. (2006): Long-distance dispersal of plants. Science 313 (5788): 786-788.

Nathan, R.; Safriel, U.; Noy-Meir, I. (2001): Field validation and sensitivity analysis of a mechanistic model for tree seed dispersal by wind. Ecology 82 (2): 374-388.

Nathan, R.; Katul, G.G.; Horn, H.S.; Thomas, S.M.; Oren, R.; Avissar, R.; Pacala, S.W.; Levin, S.A. (2002): Mechanisms of long-distance dispersal of seeds by wind. Nature 418: 409-413.

Nathan, R.; Muller-Landau, H.C. (2000): Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. TREE 15 (7): 278-285.

Nathan, R.; Schurr, F.M.; Spiegel, O.; Steinitz, O.; Trakhtenbrot, A.; Tsoar, A. (2008): Mechanisms of long-distance seed dispersal. Trends in Ecology and Evolution 23 (11): 638-647.

Newsome, A.E.; Noble, I.R. (1986): Ecological and physiological characters of invading species. In: Groves, R.H.; Burden, J.J. (Hrsg.): Ecology of biological invasions. Cambridge Univ. Press.: 1-20.

Nuttle, T.; Haefner, J.W. (2005): Seed dispersal in heterogeneous environments: bridging the gap between mechanistic dispersal and forest dynamics models. Amer. Nat. 165 (3): 336-349.

Nyland, R.D. (2002): Silviculture. Concepts and applications. 2. Edition. McGraw-Hill series in forest resources. 704 p.

Otto, H.-J. (1994): Waldökologie. UTB für Wissenschaft. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 391 S.

Patzak, U.; Gutzweiler, K. (2008): Waldbauliche Möglichkeiten der Rückdrängung und Eindämmung der Rot-Esche in künftig nicht bewirtschafteten Waldbeständen. In: Veröffentlichungen der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH, Heft 4: Die Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica*) – eine invasive Baumart in den Hartholzauenwäldern des Mittelelbegebietes? Tagungsband zum Workshop am 20.9.2007 in Dessau: 55-61.

Petit, R. J.; Bialozyt, R.; Garnier-Géré, P.; Hampe, A. (2004): Ecology and genetics of tree invasions: from recent introductions to Quaternary migrations. Forest Ecology and Management 197 (1-3): 117-137.

Popadyuk, R.V.; Smirnova, O.V.; Evstigneev, O.I.; Yanitskaya, T.O.; Chumatchenko, S.I.; Zaugolnova, L.B.; Korotkov, V.N.; Chistyakova, A.A.; Khanina, L.G.; Komarov, A.S. (1995): Current state of broad-leaved forests in Russia, Belorussia, Ukraine: historical development, biodiversity, structure and dynamic. Russian Academy of Sciences. Pushchino Research Center. 73 p.

Portnoy, S.; Willson, M.F. (1993): Seed dispersal curves: behavior of the tail of the distribution. Evolutionary Ecology 7 (1): 25-44.

Poschlod, P. (1991): Diasporenbanken in Böden – Grundlagen und Bedeutung. In: Schmid, B.; Stöcklin, J.: Populationsbiologie der Pflanzen. Birkhäuser Verlag, Basel Boston Berlin: 15-35.

Praeger, R.L. (1913): On the buoyancy of the seeds of some britannic plants. Scientific Proc. Royal Dublin Society 14: 13-62.

Prasad, A.M.; Iverson, L.R.; Matthews, S.; Peters, M. (2007-ongoing): A Climate Change Atlas for 134 Forest Tree Species of the Eastern United States [database]. http://www.nrs.fs.fed.us/atlas/tree, Northern Research Station, USDA Forest Service, Delaware, Ohio. Zugriff August 2008.

Pyšek, P.; Prach, K. (1993): Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. J. of Biogeography 20: 413-420.

Pyšek, P.; Sádlo, J.; Mandák, B. (2002): Catalogue of alien plants of the Czech Republic. Preslia 74: 97-186.

Rabotnov, T.A. (1969): On coenopopulations of perennial herbaceous plants in natural coenoses. Plant Ecology 19 (1-6): 87-95.

Rabotnov, T.A. (1995): Phytozönologie. Struktur und Dynamik natürlicher Ökosysteme. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 243 S.

Ranius, T.; Aguado, L.O.; Antonsson, K.; Audisio, P.; Ballerio, A. Carpaneto, G.M.; Chobot, K.; Gjurašin, B.; Hanssen, O.; Huijbregts, H.; Lakatos, F.; Martin, O.; Neculiseanu, Z.; Nikitsky, N.B.; Paill, W.; Pirnat, A.; Rizun, V.; Ruicânescu, A.; Stegner, J.; Süda, I.; Szwałko, P.; Tamutis, V.; Telnov, D.; Tsinkevich, V.; Versteirt, V.; Vignon, V.; Vögeli, M.; Zach, P. (2005): *Osmoderma eremita* (Coleoptera, Scarabaeidae, Cetoniinae) in Europe. Animal Biodiversity and Conservation 28.1: 1-44.

Rehder, A. (1951): Manual of Cultivated Trees and Shrubs. Hardy in North America; exclusive of the subtropical and warmer temperate regions. Second Edition, rev. and enlarged; Fifth Printing. The Macmillan Company, New York. 996 S.

Reinhardt, F.; Herle, M.; Bastiansen, F.; Streit, B. (2003): Ökonomische Folgen der Ausbreitung von Neobiota. UBA-Forschungsbericht 201 86 211. Texte 79. Umweltbundesamt, Berlin. 248 S.

Remphrey, W.R.; Davidson, C.G.; Blouw, J. (1987): A classification and analysis of crown form in green ash (*Fraxinus pennsylvanica*). Can. J. Bot. 65 (11): 2188-2195.

Retzmann, T. (1996): Die Szenario-Technik. Eine Methode für ganzheitliches Lernen im Lernfeld Arbeitslehre. awt-info 15, Heft 2: 13-19.

Ribbens, E.; Silander Jr., J.A.; Pacala, S.W. (1994): Seedling recruitment in forests: calibrating models to predict patterns of tree seedling dispersion. Ecology 75 (6): 1794-1806.

Ridley, H.N. (1990): The dispersal of plants throughout the world. Reprint der Ausg. Ashford, Kent. Bishen Singh Mahendra Pal Singh, Dehra Dun. 744 S.

Riecken, U.; Finck, P.; Raths, U.; Schröder, E.; Ssymank, A. (2003): Standard-Biotoptypenliste für Deutschland. 2. Fassung: Februar 2003. Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz 75. 65 S.

Riecken, U.; Finck, P.; Raths, U.; Schröder, E.; Ssymank, A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Zweite fortgeschriebene Fassung 2006. Naturschutz u. Biologische Vielfalt 34. LV Druck, Münster. 318 S.

Roberts, H.A. (1981): Seed bank in Soils. Adv. Appl. Biol. VI. 155 S.

Rösler, S. (2007): Diasporenvorrat und Diasporeneintrag in einem Hartholzauenwald an der mittleren Elbe. Diplomarbeit, Techn. Univ. Dresden, Tharandt. Unveröffentl. Mskr. 79 S.

Ruaux, B.; Greulich, S.; Haury, J.; Berton, J.-P. (2009): Sexual reproduction of two alien invasive *Ludwigia* (Onagraceae) on the middle Loire River, France. Aquatic Bot. 90 (2): 143-148.

Sachs, L. (1997): Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden. 8. Aufl. Springer Verlag, Berlin Heidelberg. 881 S.

Sato, H.; Hiura, T. (1998): Estimation of overlapping seed shadows in a northern mixed forest. Forest Ecology and Management 104 (1): 69-76.

Scalera, R. (2008): EU funding for management and research of invasive alien species in Europe. Support for a pilot project on 'Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators (SEBI2010)'. 3603/b2007.EEA.53070. 42 p.

Schaffrath, J. (2001): Vorkommen und spontane Ausbreitung der Rotesche (*Fraxinus pennsylvanica* Marshall) in Ost-Brandenburg. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 10 (4): 134-139.

Scheller, H. (1977): Kritische Studien über die kultivierten *Fraxinus*-Arten. Mitt. Dtsch. Dendrol. Ges. 69: 49-162.

Schenck, C.A. (Hrsg.) (1939): Fremdländische Wald- und Parkbäume. Bd. 3: Die Laubhölzer. 640 S.

Schepker, H. (1998): Wahrnehmung, Ausbreitung und Bewertung von Neophyten – Eine Analyse der problematischen nichteinheimischen Pflanzenarten in Niedersachsen. ibidem-Verlag, Stuttgart. 246 S.

Schlüter, O.; August, O. (1958): Atlas des Saale- und Mittleren Elbegebietes, 1. Teil. Verlag Enzyklopädie, Leipzig. 56 S.

Schmidt, P.A. (1998): Potenzielle natürliche Vegetation als Entwicklungsziel naturnaher Waldbewirtschaftung? Forstw. Cbl. 117: 193-205.

Schmidt, P.A. (2007a): Naturschutz im Wald – aktuelle Entwicklungen. In: Eberswalder Forstliche Schr.-R. Bd. XXVIII. Naturschutz in den Wäldern Brandenburgs: Naturschutztagung am 2. November 2006 in Eberswalde: 10-24.

Schmidt, P.A. (2007b): Verwendung einheimischer Gehölze im urbanen Raum. In: Roloff, A.; Thiel, D.; Weiß, H. (Hrsg.): Urbane Gehölzverwendung im Klimawandel und aktuelle Fragen der Baumpflege. Tagungsband zu den Dresdner StadtBaumtagen am 15./16.3.2007 in Dresden. Forstwiss. Beitr. Tharandt/Contrib. For. Sc.: 42-57.

Schmidt, P.A. (2007c): Waldentwicklung in Nationalparken unter dem Aspekt natürlicher Dynamik in Fichtenwäldern und künstlich begründeten Fichtenbeständen. In: Nationalparkverwaltung Harz (Hrsg.): Walddynamik und Waldumbau in den Entwicklungszonen von Nationalparks. Tagungsbericht zum Wald-Workshop des Nationalparks Harz, Wernigerode 2005: 28-40.

Schmidt, P.A. (2008): Einheimische und gebietsfremde neuheimische Gehölze als invasive Arten. Vortrag am 18.11.2008 im AK Neobiota am Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie in Freiberg.

Schmidt, P.A.; Hecker, U. (2009): Taschenlexikon der Gehölze. Ein botanisch-ökologischer Exkursionsbegleiter. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim. 665 S.

Schmidt, P.A.; Klausnitzer, U. (2002): Die Baum- und Straucharten Sachsens – Charakterisierung und Verbreitung als Grundlage der Generhaltung. Sächsische Landesanstalt für Forsten, Graupa. Schr.-R. Heft 24. 104 S.

Schmidt, P.A.; Klausnitzer, U.; Gerken, B.; Schackers, B.; Buschmann, M. (1997): Ökologische Voruntersuchungen an der Elbe von der Grenze zur ČR bis Tangermünde. Unter Mitarbeit zahlreicher Wissenschaftler. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. – Abschlußbericht. Bonn, Tharandt, Höxter. Mskr.

Schmidt, W. (1918): Die Verbreitung von Samen und Blütenstaub durch die Luftbewegung. Österreichische Botan. Z. 67: 313-328.

Schmitz, U. (2002): Untersuchungen zum Vorkommen und zur Ökologie neophytischer *Amaranthaceae* und *Chenopodiaceae* in der Ufervegetation des Niederrheins. Dissertationes Botanicae. Bd. 364. 140 S.

Schneider, R.L.; Sharitz, R.R. (1988): Hydrochory and regeneration in a bald cypress-water tupelo swamp forest. Ecology 69 (4): 1055-1063.

Schnitter, P. (2006): Käfer (Coleoptera). In: Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. Ber. des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt Sonderheft 2, Halle: 140-158.

Scholz, M.; Stab, S.; Dziock, F.; Henle, K. (Hrsg.) (2005): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft Bd. 4. Weißensee Verlag, Berlin. 380 S.

Schöne, C.; Jentsch, A. (2007): Tree seedling establishment and pattern formation-regeneration dynamics of a floodplain forest in central Europe (Germany). In: Unterseher, M.; Morawetz, W.; Klotz, S.; Arndt, E. (Hrsg.): The Canopy of a Temperate Floodplain Forest. Results from five years of research at the Leipzig Canopy Crane. Univ. Leipzig: 21-33.

Schuboth, J.; Peterson, J. (2004): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Sachsen-Anhalt. Ber. des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39: 20-33.

Schulz, B.; Döring, J.; Gottsberger, G. (1991): Apparatus for measuring the fall velocity of anemochorous diaspores, with results from two plant communities. Oecologia 86 (3): 454-456.

Schupp, E.W. (1995): Seed-seedling conflicts, habitat choice, and patterns of plant recruitment. Amer. J. Bot. 82 (3): 399-409.

Schurr, F.M.; Steinitz, O.; Nathan, R. (2008): Plant fecundity and seed dispersal in spatially heterogeneous environments: models, mechanisms and estimation. J. of Ecology 96 (4): 628-641.

Schwappach, A. (1896): Ergebnisse der Anbauversuche mit japanischen und einigen neueren amerikanischen Holzarten in Preußen. Z. Forst- und Jagdwesen 28 (6): 327-347.

Schwerin, F. Graf v. (1928): Was bedeutet *„Fraxinus americana“*? Mitt. Dtsch. Dendrol. Ges. 40: 214.

Sebald, O.; Seybold, S.; Philippi, G.; Wörz, A. (Hrsg.) (1996): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Bd. 5. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 539 S.

Sienkiewicz, J.; Kloss, M.; Grzyb, M. (2001): The floodplain forests ecosystems of Poland. In: Klimo, E.; Hager, H. (Hrsg.): The floodplain forests in Europe. European Forest Institute, Research Rep. 10: 249-267.

Sondheimer, E.; Tzou, D.S.; Galson, E.C. (1968): Abscisic Acid Levels and Seed Dormancy. Plant Physiol. 43 (9): 1443-1447.

Soons, M.B.; Nathan, R.; Katul, G.G. (2004): Human effects on long-distance wind dispersal and colonization by grassland plants. Ecology 85 (11): 3069-3079.

Soons, M.B.; Ozinga, W.A. (2005): How important is long-distance seed dispersal for the regional survival of plant species? Diversity Distrib. 11 (2): 165-172.

Ssymank, A.; Hauke, U.; Rückriem, C.; Schröder, E.; Messer, D. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie. Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz 53. 560 S.

Starfinger, U. (1990): Die Einbürgerung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) in Mitteleuropa. Schr.-R. des Fachbereichs 14 – Landschaftsentwicklung – der TU Berlin Nr. 69. Diss. 119 S.

Steinbauer, G.P. (1937): Dormancy and germination of *Fraxinus* seeds. Plant Physiol. 12 (3): 813-824.

Stoyan, D.; Wagner, S. (2001): Estimating the fruit dispersion of anemochorous forest trees. Ecological Modelling 145 (1): 35-47.

Suarez, A.V.; Tsutsui, N.D. (2008): The evolutionary consequences of biological invasions. Molecular Ecology 17 (1): 351-360.

Sukopp, H. (1995): Neophytie und Neophytismus. In: Böcker, R.; Gebhardt, H.; Konold, W.; Schmidt-Fischer, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope; Kontrollmöglichkeiten und Management. Ecomed Verlagsges., Landsberg: 3-32.

Sukopp, U.; Sukopp, H. (1993): Das Modell der Einführung und Einbürgerung nicht einheimischer Arten. Ein Beitrag zur Diskussion über die Freisetzung gentechnisch veränderter Kulturpflanzen. GAIA 2 (5): 267-288.

Sutherland, E.K.; Hale, B.J.; Hix, D.M. (2000): Defining species guilds in the Central Hardwood Forest, USA. Plant Ecology 147 (1): 1-19.

Tackenberg, O. (2001): Methoden zur Bewertung gradueller Unterschiede des Ausbreitungspotentials von Pflanzenarten. Modellierung des Windausbreitungspotentials und regelbasierte Ableitung des Fernausbreitungspotentials. Diss., Philipps-Univ. Marburg. 99 S.

Tal, O. (2007): Comparative flowering ecology of *Fraxinus excelsior*, *Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus* and *Tilia cordata* in the canopy of Leipzig's floodplain forest. Diss., Univ. Leipzig. 250 S.

Taylor, S.M.O. (1972): Ecological and genetic isolation of *Fraxinus americana* and *Fraxinus pennsylvanica*. PhD. Diss., Univ. of Michigan. Ann Arbor, MI. 174 p.

Thébaud, C.; Debussche, M. (1991): Rapid invasion of *Fraxinus ornus* L. along the Hérault River system in southern France: the importance of seed dispersal by water. J. of Biogeography 18: 7-12.

Thomasius, H.; Schmidt, P.A. (2003): Waldbau und Naturschutz. In: Konold, W.; Böcker, R.; Hampicke, U. (Hrsg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege 10. ErgLfg. 8/03. ecomed, Landsberg: 1-44.

Thompson, K. (2000): The Functional Ecology of Soil Seed Banks. In: Fenner, M. (Hrsg.): Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities. 2nd edition. CAB International, Wallingford: 215-235.

Thompson, S.; Katul, G. (2008): Plant Propagation Fronts and Wind Dispersal: An Analytical Model to Upscale from Seconds to Decades Using Superstatistics. Amer. Nat. 171 (4): 468-479.

Titus, J.H. (1991): Seed bank of a hardwood floodplain swamp in Florida. Castanea 56 (2): 117-127.

Tkach, V.P. (2001): Ukrainian floodplain forests. In: Klimo, E.; Hager, H. (Hrsg.): The floodplain forests in Europe. European Forest Institute, Research Rep. 10: 169-183.

Török, K.; Botta-Dukát, Z.; Dancza, I.; Németh, I.; Kiss, J.; Mihály, B.; Magyar, D. (2003): Invasion gateways and corridors in the Carpathian Basin: biological invasions in Hungary. Biological Invasions 5 (4): 349-356.

Trakhtenbrot, A.; Nathan, R.; Perry, G.; Richardson, D.M. (2005): The importance of long-distance dispersal in biodiversity conservation. Diversity Distrib. 11 (2): 173-181.

Ulbrich, E. (1928): Biologie der Früchte und Samen. Springer Verlag, Berlin. 230 S.

Unterseher, M.; Morawetz, W.; Klotz, S.; Arndt; E. (2007): The Canopy of a Temperate Floodplain Forest. Results from five years of research at the Leipzig Canopy Crane. Univ. Leipzig. 161 S.

Urbanska, K.M. (1992): Populationsbiologie der Pflanzen. Grundlagen, Probleme, Perspektiven. Gustav Fischer Verlag, Jena. 374 S.

Vogt, K.; Rasran, L.; Jensen, K. (2004): Water-borne seed transport and seed deposition during flooding in a small river-valley in northern Germany. Flora 199: 377-388.

Wagner, S. (1997): Ein Modell zur Fruchtausbreitung der Esche (*Fraxinus excelsior* L.) unter Berücksichtigung von Richtungseffekten. Allgemeine Forst- u. Jagd-Ztg. 168 (8): 149-155.

Wagner, S. (1999): Ökologische Untersuchungen zur Initialphase der Naturverjüngung in Eschen-Buchen-Mischbeständen. Schriften der Forstlichen Fakultät der Univ. Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt Bd. 129. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a. Main. 262 S.

Wagner, S.; Wälder, K.; Ribbens, E.; Zeibig, A. (2004): Directionality in fruit dispersal models for anemochorous forest trees. Ecological Modelling 179 (4): 487-498.

Wälder, K.; Näther, W.; Wagner, S. (2009): Improving inverse model fitting in trees – Anisotropy, multiplicative effects, and Bayes estimation. Ecological Modelling 220 (8): 1044-1053.

Warthemann, G.; Reichhoff, L. (2001): Die Pflanzengesellschaften des Auengrünlandes im Biosphärenreservat Mittlere Elbe (Sachsen-Anhalt) im historischen, räumlichen und syntaxonomischen Vergleich. Tuexenia 21: 153-178.

Warthemann, G.; Reichhoff, L. (2008): Vegetationskundlich-standörtliche und dynamische Kennzeichnung der Auenwälder an der mittleren Elbe. In: Veröffentlichungen der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH, Heft 4: Die Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica*) – eine invasive Baumart in den Hartholzauenwäldern des Mittelelbegebietes? Tagungsband zum Workshop am 20.9.2007 in Dessau: 41-45.

Wilson Jr., R.G. (1980): Dissemination of weeds by irrigation water. Weed Science 28 (1): 87-92.

Wölfel, H. (1981): Zur Flora von Bitterfeld und Umgebung. Beitr. 2. Mitt. zur floristischen Kartierung 7 (2): 111-114.

Wright, J.W. (1952): Pollen dispersion of some forest trees. For. Serv. Northeast. For. Exp. Stu. Res. Pap. USDA. Bd. 46. 42 S.

Wright, J.W. (1959): Silvical characteristics of Green Ash (*Fraxinus pennsylvanica*). Station Paper No. 126. Northeastern Forest Experiment Station. Forest Service. U.S. Department of Agriculture. 18 S.

Wright, J.W. (1965): Green Ash (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.). In: Fowells, H.A. (Eds.): Silvics of forest trees of the United States. Agriculture handbook 271. U.S. Department of Agriculture, Washington DC: 185-190.

Wuttky, K. (1952): Der Auewald in der Vorratspflege. Der Wald. Z. für Forstwirtschaft –Holzwirtschaft. Sonderheft „Die Vorratspflegliche Waldwirtschaft“: 90-93.

WWF Deutschland (Hrsg.) (2004): Pflege- und Entwicklungsplan (PEP) für das Naturschutzgroßprojekt von gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung Mittlere Elbe. Erfassung und Bewertung der Vorkommen der Rotesche (*Fraxinus pennsylvanica*) im Projektkerngebiet. LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH Dessau. 39 S., 2 Karten.

WWF Deutschland (2005): Pflege- und Entwicklungsplan (PEP) für das Naturschutzgroßprojekt von gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung Mittlere Elbe. Kurzfassung. LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH Dessau. 114 S.

Zacharias, D.; Breucker, A. (2008): Die nordamerikanische Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.) – zur Biologie eines in den Auenwäldern der Mittelelbe eingebürgerten Neophyten. Braunschweiger Geobotanische Arbeiten Bd. 9: 499-529.

Zieverink, M.; Walczak, C.; Schmidt, P.A. (2009): Untersuchungen zum Keimungsverhalten seltener und gefährdeter Pflanzenarten von Bergwiesen des Osterzgebirges. Forstarchiv 80 (5): 280-288.

Zobel, B.J.; Van Wyk, G.; Stahl, P. (1987): Growing exotic forests. Wiley & Sons, New York: 508 S.

Internetseiten:

www.floraweb.de/neoflora, Zugriff Juli 2006.
www.katastrophenschutz-mv.de, Zugriff Februar 2009.
http://esp.cr.usgs.gov/data/atlas/little/, Zugriff Juli 2006.
http://d-maps.com, Zugriff September 2009.

Anhang

Diasporenausbreitung

In Tabelle A sind die gemessenen Fallgeschwindigkeiten der Samen von *Fraxinus excelsior* und *F. pennsylvanica* aus dem Fallversuch in ruhiger Luft enthalten.

Die Grundlage der Modellierungsrechung mit WaldStat sind Daten aus Diasporenfängen der Untersuchungsfläche Grauer Steinhau. Die Koordinaten der Diasporenfänge ebenso wie die Koordinaten der zugehörigen Mutterbäume von *Fraxinus pennsylvanica* enthält Tabelle B. Die Erfasungen aus den Diasporenfängen sind in Tabelle C aufgeführt. Zum Teil wurden Diasporenfänge während des Untersuchungszeitraumes durch Wild beschädigt oder in Folge des Sturmes ‚Kyrill' von umstürzenden Bäumen getroffen. Leider wurden (vermutlich) auch Fallen entwendet, deren Ersetzen jedoch nicht erfolgreich war.

Die Angaben zu allometrischen Kenndaten der untersuchten Bäume von *Fraxinus pennsylvanica* enthält Tabelle D. Folgende Abkürzungen wurden im Tabellenkopf verwendet:

BHD	Brusthöhendurchmesser
FKL	Fruktifikationsklasse
KDM	Kronendurchmesser
KL	Kronenlänge

Zur Untersuchung der hydrochoren Ausbreitungsfähigkeit der Samen von *Fraxinus pennsylvanica* im Vergleich zu den Samen von *Fraxinus excelsior* wurde ein Schwimmversuch durchgeführt. Tabelle E enthält die erfassten Werte beider Baumarten, welche als aufsummierte Werte wiedergegeben sind.

Tab. A: Messwerte zur Fallgeschwindigkeit [Daten erhoben am 16.01.2007].

Fraxinus pennsylvanica

Nr.	Zeit [sec]	Fallzeit [s/m]	Geschwindig-keit [m/s]
5	0	0	0
8	0	0	0
16	0	0	0
23	0	0	0
32	0	0	0
42	0	0	0
47	0	0	0
28	10,49	1,05	0,95
48	10,56	1,06	0,95
26	9,90	0,99	1,01
49	8,98	0,90	1,11
50	8,64	0,86	1,16
35	8,54	0,85	1,17
19	8,29	0,83	1,21
40	8,20	0,82	1,22
14	8,14	0,81	1,23
15	8,13	0,81	1,23
37	8,11	0,81	1,23
18	7,93	0,79	1,26
17	7,86	0,79	1,27
46	7,88	0,79	1,27
24	7,80	0,78	1,28
38	7,75	0,78	1,29
43	7,78	0,78	1,29
7	7,66	0,77	1,31
36	7,58	0,76	1,32
13	7,47	0,75	1,34
27	7,47	0,75	1,34
10	7,42	0,74	1,35
22	7,40	0,74	1,35
25	7,40	0,74	1,35
9	7,37	0,74	1,36
31	7,33	0,73	1,36
12	7,32	0,73	1,37
6	7,23	0,72	1,38
34	7,23	0,72	1,38
3	7,14	0,71	1,40
20	7,13	0,71	1,40
45	7,14	0,71	1,40
39	6,98	0,70	1,43
29	6,92	0,69	1,45
21	6,86	0,69	1,46
11	6,77	0,68	1,48
44	6,77	0,68	1,48
30	6,73	0,67	1,49
33	6,60	0,66	1,52
41	6,53	0,65	1,53
2	6,34	0,63	1,58
1	6,21	0,62	1,61
4	6,21	0,62	1,61

Fraxinus excelsior

Nr.	Zeit [sec]	Fallzeit [s/m]	Geschwindig-keit [m/s]
3	0	0	0
8	0	0	0
10	0	0	0
15	0	0	0
21	0	0	0
28	0	0	0
30	0	0	0
35	0	0	0
40	0	0	0
45	8,70	0,87	1,15
50	8,15	0,82	1,23
16	7,47	0,75	1,34
33	7,35	0,74	1,36
26	6,96	0,70	1,44
36	6,89	0,69	1,45
46	6,46	0,65	1,55
6	6,31	0,63	1,58
7	6,27	0,63	1,59
32	6,19	0,62	1,62
38	6,17	0,62	1,62
39	6,07	0,61	1,65
37	6,04	0,60	1,66
17	5,98	0,60	1,67
42	5,79	0,58	1,73
5	5,75	0,58	1,74
31	5,71	0,57	1,75
48	5,67	0,57	1,76
41	5,63	0,56	1,78
25	5,55	0,56	1,80
24	5,51	0,55	1,81
20	5,47	0,55	1,83
49	5,45	0,55	1,83
18	5,44	0,54	1,84
27	5,43	0,54	1,84
43	5,43	0,54	1,84
2	5,42	0,54	1,85
1	5,33	0,53	1,88
12	5,29	0,53	1,89
19	5,29	0,53	1,89
47	5,27	0,53	1,90
22	5,14	0,51	1,95
34	5,13	0,51	1,95
11	4,93	0,49	2,03
23	4,89	0,49	2,04
9	4,85	0,49	2,06
4	4,77	0,48	2,10
14	4,74	0,47	2,11
13	4,09	0,41	2,44
44	4,07	0,41	2,46
29	4,01	0,40	2,49

Tab. B: Koordinaten der Diasporenfallenpunkte (a) und (b) Koordinaten der Samenbäume auf der Untersuchungsfläche Saalberghau.

(a) aufgestellt am 10.10.2006; entfernt am 12.04.2007

Falle	x	y
N 2,5	0	2,5
N 5	0	5
N 10	0	10
N 15	0	15
N 20	0	20
N 30	0	30
N 40	0	40
N 50	0	50
N 65	0	65
N 80	0	80
N 100	0	100
NO 5	3,54	3,54
NO 10	7,07	7,07
NO 15	10,61	10,61
NO 20	14,14	14,14
NO 30	21,21	21,21
NO 40	28,28	28,28
NO 50	35,36	35,36
NO 65	45,96	45,96
NO 80	56,57	56,57
NO 100	70,71	70,71
O 2,5	2,5	0
O 5	5	0
O 10	10	0
O 15	15	0
O 20	20	0
O 30	30	0
O 40	40	0
O 50	50	0
O 65	65	0
O 80	80	0
O 100	100	0
SO 5	3,54	-3,54
SO 10	7,07	-7,07
SO 15	10,61	-10,61
SO 20	14,14	-14,14
SO 30	21,21	-21,21
SO 40	28,28	-28,28
SO 50	35,36	-35,36
SO 65	45,96	-45,96
SO 80	56,57	-56,57
SO 100	70,71	-70,71

Falle	x	y
S 2,5	0	-2,5
S 5	0	-5
S 10	0	-10
S 15	0	-15
S 20	0	-20
S 30	0	-30
S 40	0	-40
S 50	0	-50
S 65	0	-65
S 80	0	-80
S 100	0	-100
SW 5	-3,54	-3,54
SW 10	-7,07	-7,07
SW 15	-10,61	-10,61
SW 20	-14,14	-14,14
SW 30	-21,21	-21,21
SW 40	-28,28	-28,28
W 2,5	-2,5	0
W 5	-5	0
W 10	-10	0
W 15	-15	0
W 20	-20	0
W 30	-30	0
W 40	-40	0
W 50	-50	0
W 65	-65	0
W 80	-80	0
W 100	-100	0
NW 5	-3,54	3,54
NW 10	-7,07	7,07
NW 15	-10,61	10,61
NW 20	-14,14	14,14
NW 30	-21,21	21,21
NW 40	-28,28	28,28
NW 50	-35,36	35,36
NW 65	-45,96	45,96
NW 80	-56,57	56,57
NW 100	-70,71	70,71

(b)

Nr.	x	y	BHD [cm]
1	0,00	0,00	68,44
2	-28,81	-1,53	29,75
3	-30,45	3,33	30,25
4	-29,08	5,22	40,75
5	-23,13	7,67	27,25
6	-28,12	24,35	40,00
7	-21,52	25,80	45,75
8	-17,38	54,30	37,75
9	19,11	39,93	31,25
10	3,19	44,02	42,25
11	-3,29	19,55	29,50
12	0,74	16,64	35,50
13	9,03	24,52	27,25
14	21,31	25,12	30,50
15	17,51	22,27	34,50
16	67,09	34,58	40,75
17	65,26	45,96	47,50
18	67,44	38,94	51,75
19	60,11	36,01	37,00
20	116,14	45,83	39,50
21	105,03	41,25	47,50
22	100,41	40,48	45,00

Tab. C: Daten der Diasporenfänge auf der Untersuchungsfläche Grauer Steinhau.

Falle	x	y	Leerung 07.11.06	Leerung 16.12.06	Leerung 12.01.07	Leerung 14.02.07	Leerung 03.07	Summe	Samen/m²
N 2,5	0	2,5	70	3	4	0	0	77	392,157
N 5	0	5	78	7	0	0	0	85	432,901
N 10	0	10	94	5	2	fehlt!	0	101	514,388
N 15	0	15	103	6	0	5	0	114	580,596
N 20	0	20	135	17	0	0	0	152	774,128
N 30	0	30	104	9	14	0	0	127	646,805
N 40	0	40	21	8	0	0	0	29	147,696
N 50	0	50	80	4	6	5	0	95	483,830
N 65	0	65	0	4	6	4	0	14	71,301
N 80	0	80	13	1	0	0	0	14	71,301
N 100	0	100	6	1	0	0	0	7	35,651
NO 5	3,54	3,54	133	6	4	0	0	143	728,292
NO 10	7,07	7,07	128	4	0	0	0	132	672,269
NO 15	10,61	10,61	97	6	0	kaputt	kaputt	103	524,574
NO 20	14,14	14,14	146	2	0	4	0	152	774,128
NO 30	21,21	21,21	132	12	8	0	0	152	774,128
NO 40	28,28	28,28	140	8	8	1	0	157	799,593
NO 50	35,36	35,36	73	3	14	0	0	90	458,366
NO 65	45,96	45,96	32	2	9	0	0	43	218,997
NO 80	56,57	56,57	22	2	3	0	0	27	137,510
NO 100	70,71	70,71	12	10	1	1	0	24	122,231
O 2,5	2,5	0	60	3	1	0	0	64	325,949
O 5	5	0	86	6	1	2	0	95	483,830
O 10	10	0	77	2	0	0	0	79	402,343
O 15	15	0	80	1	0	1	0	82	417,622
O 20	20	0	85	2	8	0	0	95	483,830
O 30	30	0	52	3	5	1	0	61	310,670
O 40	40	0	60	2	4	0	0	66	336,135
O 50	50	0	79	1	0	0	0	80	407,436
O 65	65	0	30	0	0	0	0	30	152,789
O 80	80	0	6	1	0	0	0	7	35,651
O 100	100	0	14	0	2	0	0	16	81,487
SO 5	3,54	-3,54	88	1	5	6	0	100	509,295
SO 10	7,07	-7,07	26	0	3	0	0	29	147,696
SO 15	10,61	-10,61	0	0	3	3	0	6	30,558
SO 20	14,14	-14,14	22	0	2	0	0	24	122,231
SO 30	21,21	-21,21	21	1	1	0	0	23	117,138
SO 40	28,28	-28,28	11	0	0	0	0	11	56,022
SO 50	35,36	-35,36	13	1	2	0	0	16	81,487
SO 65	45,96	-45,96	7	0	0	0	0	7	35,651
SO 80	56,57	-56,57	2	0	0	0	0	2	10,186
SO 100	70,71	-70,71	0	1	0	0	0	1	5,093
S 2,5	0	-2,5	35	0	3	1	0	39	198,625
S 5	0	-5	27	1	3	0	0	31	157,881
S 10	0	-10	19	1	0	0	0	20	101,859
S 15	0	-15	8	1	0	0	0	9	45,837
S 20	0	-20	13	1	0	0	0	14	71,301
S 30	0	-30	3	0	0	0	0	3	15,279
S 40	0	-40	0	0	0	0	0	0	0,000
S 50	0	-50	0	0	0	kaputt	kaputt	0	0,000
S 65	0	-65	0	0	0	0	0	0	0,000
S 80	0	-80	0	0	0	0	0	0	0,000
S 100	0	-100	0	0	0	0	0	0	0,000

Fortsetzung von Tab. C:

Falle	x	y	Leerung 07.11.06	Leerung 16.12.06	Leerung 12.01.07	Leerung 14.02.07	Leerung 03.07	Summe	Samen/m²
SW 5	-3,54	-3,54	0	4	2	0	0	6	30,558
SW 10	-7,07	-7,07	16	0	0	0	0	16	81,487
SW 15	-10,61	-10,61	20	0	1	0	0	21	106,952
SW 20	-14,14	-14,14	12	1	0	0	0	13	66,208
SW 30	-21,21	-21,21	6	0	0	0	0	6	30,558
SW 40	-28,28	-28,28	0	0	0	0	0	0	0,000
W 2,5	-2,5	0	56	0	1	0	0	57	290,298
W 5	-5	0	51	1	2	0	0	54	275,019
W 10	-10	0	0	2	0	0	0	2	10,186
W 15	-15	0	39	3	4	0	0	46	234,276
W 20	-20	0	51	5	1	0	0	57	290,298
W 30	-30	0	34	5	1	5	0	45	229,183
W 40	-40	0	1	fehlt!	fehlt!	fehlt!	fehlt	1	5,093
W 50	-50	0	0	0	0	0	0	0	0,000
W 65	-65	0	0	0	0	0	0	0	0,000
W 80	-80	0	0	0	0	0	0	0	0,000
W 100	-100	0	0	0	0	0	0	0	0,000
NW 5	-3,54	3,54	59	1	1	0	0	61	310,670
NW 10	-7,07	7,07	118	2	0	4	0	124	631,526
NW 15	-10,61	10,61	100	7	7	0	0	114	580,596
NW 20	-14,14	14,14	76	7	7	3	0	93	473,644
NW 30	-21,21	21,21	43	18	6	1	0	68	346,321
NW 40	-28,28	28,28	12	14	3	0	0	29	147,696
NW 50	-35,36	35,36	fehlt!	fehlt!	fehlt!	fehlt!	fehlt	0	0,000
NW 65	-45,96	45,96	1	0	0	0	0	1	5,093
NW 80	-56,57	56,57	2	1	0	0	0	3	15,279
NW 100	-70,71	70,71	6	1	0	0	0	7	35,651
								3672	18701,312
								MW	**233,766**

Tab. D: Allometriedaten der Erfassungen von 2006 und 2008.

Allometriedaten 2006

ID	BHD [cm]	BHD [m]	KL [m]	KDM [m]	FKL
1	68,44	0,68	20,00	6,73	3
2	29,75	0,30	16,60	5,43	1
3	30,25	0,30	19,30		2
4	40,75	0,41	13,67	6,89	3
5	38,50	0,39	8,50		0
6	27,25	0,27	4,00		2
7	34,00	0,34	4,60		0
8	28,75	0,29	8,30	3,18	0
9	40,00	0,40	16,60		2
10	42,00	0,42	9,90		0
11	37,25	0,37	7,90		0
12	45,75	0,46	12,50	7,07	3
13	34,25	0,34	7,20		0
14	37,75	0,38	10,10		2
15	46,75	0,47	13,60		0
16	31,25	0,31	6,00		1
17	47,00	0,47	8,20		0
18	35,25	0,35	7,70		0
19	42,25	0,42	8,60	8,28	2
20	29,50	0,30	8,70	6,94	2
21	35,50	0,36	9,50	8,50	2
22	27,25	0,27	8,20		1
23	30,00	0,30	9,20		0
24	30,50	0,31	9,60	6,17	1
25	29,50	0,30	10,30		0
26	34,50	0,35	6,50		2
27	39,75	0,40	8,80	5,35	0
28	45,50	0,46	8,30		0
29	40,75	0,41	8,03	8,38	1
30	47,50	0,48	10,60	8,39	2
31	51,75	0,52	10,90		3
32	37,00	0,37	14,80		1
33	54,75	0,55	9,50		0
34	55,00	0,55	7,00		0
35	45,00	0,45	9,00		0
36	39,50	0,40	15,10		1
37	47,50	0,48	11,90	7,11	3
38	45,00	0,45	8,50		3

Allometriedaten 2008

ID	BHD [cm]	BHD [m]	KL [m]	KDM [m]	FKL
1	37,5	0,38	12,4	6,5	2
2	38,0	0,38	14,0	6,75	2
3	29,0	0,29	12,0	4,0	2
4	27,0	0,27	13,0	6,25	2
5	25,0	0,25	13,0	4,25	1
6	27,0	0,27	14,4		2
7	35,0	0,35	14,3	4,75	3
8	35,0	0,35	13,3	3,75	2
9	29,5	0,30	12,2	5,25	2
10	38,5	0,39	12,1	7,4	3
11	33,5	0,34	15,9	6,85	1
12	34,5	0,35			2
13	56,0	0,56			2
14	46,5	0,47			2
15	27,5	0,28	11,4	4,2	1
16	55,5	0,56			1
17	48,5	0,49	21,3	6,15	3
18	51,0	0,51			2
19	59,0	0,59	17,4	8,6	2
20	56,0	0,56	14,5	6,8	3
21	44,0	0,44	10,6		0
22	30,5	0,31	10,1	4,9	3
23	67,42	0,67	12,2	10,95	1
24	39,0	0,39	16,2	5,25	2
25	47,5	0,48	18,6	8,4	2
26	47,5	0,48	19,3	7,75	2
27	30,5	0,31			2
28	68,0	0,68			3
29	57,0	0,57	19,8	5,6	3
30	44,0	0,44	14,6	6,85	3
31	77,0	0,77	17,6	9,2	3
32	16,5	0,17	7,7		1
33	17,5	0,18	8,1		1
34	42,0	0,42	13,7	4,5	3
35	47,0	0,47			2
36	59,5	0,60			1
37	24,0	0,24			1
38	36,0	0,36			1
39	16,0	0,16			2
40	51,5	0,52			3
41	64,0	0,64	13,3	7,95	3
42	34,5	0,35	16,2	3,45	1
43	34,0	0,34			3
44	21,5	0,22			1
45	32,5	0,33	11,8	4,75	1
46	33,5	0,34		4,25	2
47	29,0	0,29			2

Tab. E: Daten des Schwimmversuches.

Beginn des Experimentes: 16.01.2007

Fraxinus pennsylvanica

		Anzahl gesunkener Samen zum Zeitpunkt									
Wiederholung	Anzahl	T0: 0 min	T1: 5 min	T2: 1h	T3: 2h	T3.1: 4h	T4: 6h	T4.1: 9h	T5: 24	T6: 72 h	T7: 1 Wo
1	50	0	0	0	0	0	0	0	5	43	49
2	50	0	0	0	0	0	0	0	1	35	49
3	50	0	0	0	0	0	0	0	16	50	50
4	50	0	0	0	0	0	0	0	1	34	50
5	50	0	0	0	0	0	0	0	11	49	50
6	50	0	0	0	0	0	0	0	0	32	50
7	50	0	0	0	0	0	0	0	5	48	50
8	50	0	0	0	0	0	0	0	0	36	50

Fraxinus excelsior

		Anzahl gesunkener Samen zum Zeitpunkt									
Wiederholung	Anzahl	T0: 0 min	T1: 5 min	T2: 1h	T3: 2h	T3.1: 4h	T4: 6h	T4.1: 9h	T5: 24	T6: 72 h	T7: 1 Wo
1	50	0	0	0	0	0	2	9	44	46	46
2	50	0	0	0	0	2	4	13	45	47	47
3	50	0	0	0	1	2	3	7	44	48	48
4	50	0	0	0	0	0	0	7	43	48	48
5	50	0	0	0	1	1	1	11	48	49	50
6	50	0	0	0	0	0	5	13	45	50	50
7	50	0	0	0	0	1	3	9	46	49	49
8	50	0	0	0	0	3	6	11	47	49	49

Keimungungsverhalten und Dormanz

Für den Teilabschnitt Keimung und Dormanz wurden auf der Untersuchungsfläche Grauer Steinhau (nähere Angaben dazu in der Dissertationsschrift) auf 80 1 m² großen Flächen Keimlingszahlen von *Fraxinus pennsylvanica* erhoben (Tabelle F im Anhangsteil). Zur Untersuchung der Keimfähigkeit der Samen nach Lagerung in Wasser wurde ein Keimversuch unter standardisierten Bedingungen im Keimschrank durchgeführt. Die Rohdaten des Versuches sowie Angaben zu Länge, Breite und Gewicht der für den Versuch verwendeten Samen sind in den Tabellen I bzw. G und H enthalten. Die Angaben zu gekeimten Diasporen während des Keimversuches in jeder Variante mit den zugehörigen Wiederholungen 1 – 3 sind aufsummierte Werte.

Die Entwicklung der Diasporenbank von *Fraxinus pennsylvanica* im Vergrabungsversuch zeigt Tabelle J.

Tab. F: Erfassung der Keimlingsetablierung auf der Untersuchungsfläche Grauer Steinhau.

Punkt	Anzahl Keimlinge/m²	Datum	Samen/m²
N 2,5	7	11.07.2007	392,16
N 5	15	11.07.2007	432,90
N 10	10	11.07.2007	514,39
N 15	1	11.07.2007	580,60
N 20	7	11.07.2007	774,13
N 30	17	11.07.2007	646,80
N 40	32	11.07.2007	147,70
N 50	23	11.07.2007	483,83
N 65	6	11.07.2007	71,30
N 80	0	11.07.2007	71,30
N 100	0	11.07.2007	35,65
NO 5	33	12.07.2007	728,29
NO 10	51	12.07.2007	672,27
NO 15	57	12.07.2007	524,57
NO 20	23	12.07.2007	774,13
NO 30	5	12.07.2007	774,13
NO 40	3	12.07.2007	799,59
NO 50	12	12.07.2007	458,37
NO 65	16	12.07.2007	219,00
NO 80	9	12.07.2007	137,51
NO 100	0	12.07.2007	122,23
O 2,5	18	12.07.2007	325,95
O 5	43	12.07.2007	483,83
O 10	22	12.07.2007	402,34
O 15	69	12.07.2007	417,62
O 20	48	12.07.2007	483,83
O 30	5	12.07.2007	310,67
O 40	0	12.07.2007	336,13
O 50	0	12.07.2007	407,44
O 65	0	12.07.2007	152,79
O 80	0	12.07.2007	35,65
O 100	4	12.07.2007	81,49
SO 5	13	12.07.2007	509,30
SO 10	5	12.07.2007	147,70
SO 15	8	12.07.2007	30,56
SO 20	0	12.07.2007	122,23
SO 30	2	12.07.2007	117,14
SO 40	0	12.07.2007	56,02
SO 50	1	12.07.2007	81,49
SO 65	0	12.07.2007	35,65
SO 80	3	12.07.2007	10,19
SO 100	2	12.07.2007	5,09

Punkt	Anzahl Keimlinge/m²	Datum	Samen/m²
S 2,5	14	12.07.2007	198,63
S 5	18	12.07.2007	157,88
S 10	6	12.07.2007	101,86
S 15	1	12.07.2007	45,84
S 20	0	12.07.2007	71,30
S 30	2	12.07.2007	15,28
S 40	0	12.07.2007	0,00
S 50	0	12.07.2007	0,00
S 65	0	12.07.2007	0,00
S 80	0	12.07.2007	0,00
S 100	0	12.07.2007	0,00
SW 5	4	11.07.2007	30,56
SW 10	2	11.07.2007	81,49
SW 15	2	11.07.2007	106,95
SW 20	2	11.07.2007	66,21
SW 30	0	11.07.2007	30,56
SW 40	2	11.07.2007	0,00
W 2,5	27	11.07.2007	290,30
W 5	10	11.07.2007	275,02
W 10	35	11.07.2007	10,19
W 15	16	11.07.2007	234,28
W 20	17	11.07.2007	290,30
W 30	7	11.07.2007	229,18
W 40	1	11.07.2007	5,09
W 50	0	11.07.2007	0,00
W 65	0	11.07.2007	0,00
W 80	0	11.07.2007	0,00
W 100	0	11.07.2007	0,00
NW 5	23	12.07.2007	310,67
NW 10	68	12.07.2007	631,53
NW 15	67	12.07.2007	580,60
NW 20	120	12.07.2007	473,64
NW 30	83	12.07.2007	346,32
NW 40	17	12.07.2007	147,70
NW 50	0	12.07.2007	0,00
NW 65	0	12.07.2007	5,09
NW 80	0	12.07.2007	15,28
NW 100	0	12.07.2007	35,65

Tab. G: Länge und Breite der Samen des Keimversuches.

Länge [mm]	Breite [mm]	Länge [mm]	Breite [mm]	Länge [mm]	Breite [mm]	Länge [mm]	Breite [mm]	Länge [mm]	Breite [mm]	Länge [mm]	Breite [mm]
28	3	37	5	40	5	42	5	44	5	45	5,5
30	3	37	5	40	5	42	5	44	5	45	5,5
30	3,5	37	5	40	5	42	5	44	5	45	5,5
31	4	37	5	40	5	42	5	44	5	45	5,5
32	4	37	5	40	5	42	5	44	5	45	5,5
32	4	38	5	40	5	42	5	44	5	45	5,5
32	4	38	5	40	5	42	5	44	5	45	6
32	4	38	5	40	5	42	5	44	5	45	6
32	4	38	5	40	5	42	5	44	5	45	6
33	4	38	5	40	5	42	5	44	5	45	6
33	4	38	5	40	5	42	5	44	5	45	6
33	4	38	5	40	5	42	5	44	5	45	6
33	4	38	5	40	5	42	5	44	5	45	6
33	4	38	5	40	5	42	5	44	5	45	6
34	4	38	5	40	5	42	5	44	5	45	6
34	4	38	5	40	5	42	5	44	5	45	6
34	4	38	5	40	5	42	5	44	5	45	6
34	4	38	5	40	5	43	5	44	5	45	6
34	4	38	5	40	5	43	5	44	5	45	6
34	4	38	5	40	5	43	5	44	5	45	6
34	4	39	5	41	5	43	5	44	5	45	6
34	4	39	5	41	5	43	5	44	5	45	6
35	4	39	5	41	5	43	5	44	5	45	6
35	4	39	5	41	5	43	5	44	5	45	6
35	4	39	5	41	5	43	5	44	5	45	6
35	4	39	5	41	5	43	5	44	5	45	6
35	4	39	5	41	5	43	5	44	5	45	6
35	4	39	5	41	5	43	5	44	5	45	6
35	4	39	5	41	5	43	5	44	5	46	6
35	4	39	5	41	5	43	5	44	5	46	6
35	4	39	5	41	5	43	5	44	5	46	6
35	4	39	5	41	5	43	5	44	5	46	6
35	4	39	5	41	5	43	5	45	5	46	6
35	4	39	5	41	5	43	5	45	5	46	6
35	4	39	5	41	5	43	5	45	5	46	6
35	4	39	5	41	5	43	5	45	5	46	6
36	4	39	5	41	5	43	5	45	5,5	46	6
36	4	39	5	41	5	43	5	45	5,5	46	6
36	4,5	39	5	41	5	43	5	45	5,5	46	6
36	4,5	39	5	41	5	43	5	45	5,5	46	6
36	4,5	39	5	41	5	43	5	45	5,5	46	6
36	4,5	39	5	41	5	43	5	45	5,5	46	6
36	4,5	39	5	41	5	43	5	45	5,5	46	6
36	4,5	39	5	42	5	43	5	45	5,5	46	6
36	4,5	39	5	42	5	43	5	45	5,5	46	6
36	4,5	39	5	42	5	43	5	45	5,5	46	6
37	4,5	40	5	42	5	43	5	45	5,5	46	6
37	4,5	40	5	42	5	43	5	45	5,5	46	6
37	5	40	5	42	5	43	5	45	5,5	46	6
37	5	40	5	42	5	43	5	45	5,5	46	6
37	5	40	5	42	5	43	5	45	5,5	46	6
37	5	40	5	42	5	43	5	45	5,5	46	6
37	5	40	5	42	5	44	5	45	5,5	46	6
37	5	40	5	42	5	44	5	45	5,5	46	6

Fortsetzung von Tab. G

Länge [mm]	Breite [mm]
46	6
46	6
46	6
46	6
46	6
46	6
46	6
46	6
46	6
46	6
46	6
46	6
46	6
46	6
46	6
46	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
47	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6

Länge [mm]	Breite [mm]
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
48	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6

Länge [mm]	Breite [mm]
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6
49	6,5
49	6,5
49	6,5
49	6,5
49	6,5
50	6,5
50	6,5
50	6,5
50	6,5
50	6,5
50	6,5
50	6,5
50	6,5
50	6,5
50	6,5
50	6,5
50	6,5
50	6,5
50	6,5
50	7
50	7
50	7
50	7

Länge [mm]	Breite [mm]
50	7
50	7
50	7
50	7
50	7
50	7
50	7
50	7
50	7
50	7
50	7
50	7
50	7
50	7
50	7
50	7
50	7
50	7
50	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
51	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7

Länge [mm]	Breite [mm]
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
52	7
53	7
53	7
53	7
53	7
53	7
53	7
53	7
53	7
54	7
54	7
54	7
54	7
54	7
54	7
54	7
54	7
54	7,5
54	7,5
54	8
54	8
55	8
55	8
55	8
55	8
55	8
55	8
55	8
55	8
55	8
55	8

Länge [mm]	Breite [mm]
56	8
57	8
58	8
58	8
59	8
60	8

Tab. H: Gewicht der Samen für den Keimversuch.

Gewicht [mg]	Gewicht [mg]	Gewicht [mg]	Gewicht [mg]	Gewicht [mg]	Gewicht [mg]	Gewicht [mg]	Gewicht [mg]
17	34	38	42	45	47	50	53
20	34	38	42	45	47	50	53
20	34	38	42	45	48	51	54
22	34	38	42	45	48	51	54
22	34	38	42	45	48	51	54
24	34	38	42	45	48	51	54
25	35	38	42	45	48	51	54
26	35	38	43	45	48	51	54
26	35	38	43	45	48	51	54
27	35	38	43	45	48	51	54
27	35	38	43	45	48	51	54
27	35	38	43	45	48	51	54
27	35	39	43	45	48	51	54
28	35	39	43	45	49	51	54
29	35	39	43	45	49	51	54
29	35	39	43	46	49	51	54
29	35	39	43	46	49	51	54
29	35	39	43	46	49	51	54
29	36	39	43	46	49	51	54
29	36	39	43	46	49	51	54
29	36	39	43	46	49	51	54
29	36	39	43	46	49	52	54
30	36	39	43	46	49	52	54
30	36	39	43	46	49	52	55
30	36	39	43	46	49	52	55
30	36	40	43	46	49	52	55
30	36	40	43	46	49	52	55
30	36	40	43	46	49	52	55
30	36	40	43	46	49	52	55
31	36	40	44	46	49	52	55
31	36	40	44	46	49	52	55
31	36	40	44	46	49	52	55
31	36	40	44	46	49	52	55
31	36	40	44	46	49	52	55
32	36	40	44	46	49	52	55
32	36	40	44	46	49	52	55
32	36	40	44	46	50	52	55
32	36	40	44	46	50	52	55
32	36	41	44	46	50	52	55
32	36	41	44	46	50	53	55
32	36	41	44	46	50	53	55
32	37	41	44	46	50	53	55
32	37	41	44	46	50	53	55
33	37	41	45	47	50	53	55
33	37	41	45	47	50	53	55
33	37	41	45	47	50	53	56
33	37	41	45	47	50	53	56
33	37	41	45	47	50	53	56
33	37	41	45	47	50	53	56
33	37	41	45	47	50	53	56
34	37	42	45	47	50	53	56
34	37	42	45	47	50	53	56
34	38	42	45	47	50	53	56
34	38	42	45	47	50	53	56

Fortsetzung von Tab. H

Gewicht [mg]	Gewicht [mg]	Gewicht [mg]	Gewicht [mg]
56	60	64	78
56	60	64	78
56	60	64	81
56	60	64	81
56	60	65	89
56	60	65	92
56	60	65	
56	60	65	
56	60	65	
56	60	65	
56	60	65	
56	60	65	
56	60	65	
56	60	66	
56	60	66	
57	60	66	
57	60	66	
57	60	67	
57	60	67	
57	60	67	
57	60	67	
57	61	67	
57	61	68	
57	61	68	
58	61	68	
58	61	68	
58	61	68	
58	61	69	
58	61	69	
58	61	69	
58	61	70	
58	62	70	
58	62	70	
58	62	70	
58	62	71	
58	62	71	
58	62	72	
58	62	72	
58	63	72	
59	63	73	
59	63	73	
59	63	73	
59	63	73	
59	63	73	
59	63	73	
59	63	73	
59	63	73	
59	63	73	
59	63	74	
59	63	75	
60	64	75	
60	64	75	
60	64	76	
60	64	77	

Tab. I: Keimversuch nach Lagerung der Samen in Wasser.

Beginn des Versuches am 14.03.2008

Keimungs-verlauf	Varianten mit zugehöriger Wiederholung											
Tage	Nullvariante			2 Tage			10 Tage			15 Tage		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
1	0	0	0									
2	0	0	0									
3	0	0	0	0	2	7	15	16	7			
4										31	31	31
5												
6	6	8	9				36	32	34			
7										38	39	36
8				32	25	32						
9												
10							37	33	36			
11	25	27	23	32	27	32				39	40	37
12												
13							38	33	36			
14	27	29	23	32	28	32				39	41	37
15												
16												
17	27	29	23				38	34	36			
18				32	29	32						
19												
20	27	29	23	32	29	32	38	34	36	39	41	37

Tabelle enthält aufsummierte Werte von gekeimten Samen.

Tab. J: Daten des Vergrabungsversuches zur Untersuchung der Diasporenbank.

Samen vergraben am 14.02.2007 Kühnauer Forst 50008a9
insgesamt pro Entnahmetermin 100 Samen

Entnahme	Zeitspanne	bereits gekeimt	äußerlich intakt	keimfähig
07.05.2007	2 Monate	45	55	-
07.07.2007	4 Monate	89	11	-
30.08.2007	6 Monate	58	42	38
01.02.2008	12 Monate	62	38	36
30.04.2008	14 Monate	96	4	3
29.07.2008	17 Monate	100	0	0

Verjüngung

Für die Untersuchung der Verjüngungsetablierung von *Fraxinus pennsylvanica* auf unterschiedlichen Standorten im Hartholzauenwald wurden Erfassungen in 42 4 m² großen Plots durchgeführt. Die erhobenen Daten zur standörtlichen Beschreibung der Plots sowie zur Verjüngungsstruktur von *Fraxinus pennsylvanica* sind in den Tabellen K und L aufgeführt. Tabelle L enthält nicht für jede Pflanze eine Angabe zum Zuwachs des letzten Jahres, da dieser bei sehr hohen Verjüngungspflanzen nicht fehlerfrei gemessen werden hätte können. Die Beschreibung der drei Untersuchungsräume sowie die kartographische Darstellung der Lage der Verjüngungsplots sind bereits in der Dissertationsschrift enthalten (Abschnitt 6.2 sowie die Abbildungen 6.1 bis 6.3).

Für einen Vergleich zum Verhalten im natürlichen Areal wurden im Frühjahr 2007 Daten in Pennsylvania (USA) erfasst. Diese enthält Tabelle M. Beschreibungen zu den Untersuchungsflächen sind im Abschnitt 6.2 der Dissertationsschrift zu finden.

Die Simulationsrechnung mit dem Modellierungsprogramm WaldStat zur potenziell möglichen Diasporendichte auf Verjüngungsplots wurde nur für ausgewählte Flächen durchgeführt. Die Koordinaten der Mutterbäume im Radius von 50 m um die Verjüngungsplots enthält Tabelle N.

Tab. K: Erfasste Daten zu den Verjüngungsplots.

Erfassungszeitraum: 05.09.-17.09.2007

Plot Nr.	GPS-Koord.		Pfl.dichte [m²]				Biotop-typ	GH	Über-schirmg. [%]	F	Entf. MB [m]	Quellen-stärke	Himmels-richtg. Quelle	Zeigerarten
	N (51°)	O (12°)												
1	52`03	09`39	10	1	0	3	Qut	3	72,25	3	90	5	250°	*Rubus idaeus, Glechoma hederacea, Carex riparia*
2	51`58	09`36	6	5	7	10	Qut	3	55	3	30	5	250°	*Rubus idaeus, Glechoma hederacea, Carex brizoides*
3	51`56	09`44	23	19	20	24	QumL	3	60	3	10	3	270°	*Rubus caesius, Stachys sylvatica, Carex riparia*
4	51`44	09`22	2	6	2	3	Qut	2	55	3	50/80	3/4	350°/150°	*Impatiens parviflora*
5	51`45	09`21	5	0	1	2	Qut	2	90	3	30/100	3/4	360°/130°	*Geum urbanum, Impatiens parviflora*
6	51`46	09`20	1	4	2	4	Qut	3	65	3	7	4	90°	*Iris pseudacorus, Cirsium arvense*
7	51`46	09`20	5	4	3	4	Qut	2	40	3	5	5	70°/(330-120°)	*Urtica dioica, Glechoma hederacea, Carex riparia*
8	51`48	09`21	10	7	4	3	Qut	1	80	3	5	4	50° (-180°)	*Urtica dioica, Impatiens parviflora, Stachys sylvatica, Rubus caesius*
9	51`45	10`00	2	2	0	3	QumL	3	80	3	5	4	70°	*Urtica dioica, Stachys sylvatica, Glechoma hederacea*
10	51`55	09`45	8	8	2	11	Qut	3	45	3	2	3	240°/80°	*Rubus caesius, Impatiens parviflora, Glechoma hederacea, Urtica dioica*
11	51`54	09`44	1	8	4	2	Qut	3	80	3	15	3	330°	*Urtica dioica*
12	51`53	09`41	0	3	2	3	Qut	4	70	3	15	3	50°	*Geum urbanum, Glechoma hederacea*
13	51`52	09`31	7	1	1	1	Qut	3	45	3	10	3	30°	*Rubus caesius, Carex riparia*
14	51`52	09`32	24	15	20	13	Qut	3	5	3	5	3	270°/ (180-90°)	*Carex riparia*
15	51`52	10`24	7	0	3	5	Qut	3	0	3	20	3	180°	*Carex riparia*
16	51`51	10`27	5	7	11	23	QumL	3	50	3	15	3	300°	*Urtica dioica, Stachys sylvatica*
17	51`57	10`17	3	0	2	1	QumL	1	75	3	20	5	350°	*Crataegus spec.*
18	51`59	10`20	6	4	1	4	Qut	2	70	3	40	5	340°	*Rubus caesius, Impatiens parviflora, Acer campestre*

Fortsetzung von Tab. K

Plot Nr.	GPS-Koord.		Pfl.dichte [m²]				Biotop-typ	GH	Über-schirmg. [%]	F	Entf. MB [m]	Quellen-stärke	Himmels-richtg. Quelle	Zeigerarten
	N (51°)	O (12°)												
19	52`06	08`51	1	1	2	2	Qut	3	40	3	150	5	70°	*Festuca gigantea*
20	52`09	09`00	3	0	1	7	Qut	3	10	3	30	5	60°	*Bidens tripartita*
21	52`14	09`48	0	0	1	0	Qut	1	95	2	50	2	120°	*Rubus caesius*
22	52`14	09`47	0	1	0	1	Qut	1	90	2	40	2	120°	*Rubus caesius, Carex brizoides*
23	51`38	10`01	2	13	6	2	Qut	2	45	3	10	5	350°	*Bidens tripartita, Cirsium arvense, Stachys sylvatica*
24	51`37	10`08	5	2	6	1	QumL	4	70	2	8	3	270°	*Rubus caesius, Glechoma hederacea, Urtica dioica*
25	51`37	10`08	0	0	3	1	QumL	1	80	3	2	3	270°-180°	*Glechoma hederacea, Urtica dioica, Carex riparia*
26	52`26	11`19	2	1	1	4	Ma	3	47,5	3	10	4	20°	*Bidens tripartita, Carex riparia, Festuca gigantea*
27	52`26	11`21	0	1	8	2	Ma	3	40	3	10	4	10°/ 180°	*Bidens tripartita*
28	52`24	11`43	2	1	0	0	Ma	3	60	3	5	4	50°/ 210°	*Bidens tripartita, Urtica dioica*
29	52`10	11`29	0	2	2	2	Ma	2	90	3	25	4	80°/ (330°)	*Urtica dioica, Rubus caesius, Glechoma hederacea, Geum urbanum*
30	52`06	11`18	0	0	0	1	Qut	4	70	3	50	4	70°	*Festuca gigantea*
31	51`43	12`18	0	1	6	23	Qut	2	0	2	15	1	350°	*Cirsium arvense*
32	51`42	03`35	1	1	0	0	Qut	1	70	3	5	4	70°	*Urtica dioica*
33	51`56	02`30	1	2	0	2	Qut	1	60	3	2	3	190°	*Geum urbanum*
34	52`10	02`05	6	5	8	3	Qut	1	60	3	15	3	320°	*Geum urbanum, Urtica dioica*
35	52`10	02`08	2	0	1	0	Qut	1	80	3	1	5	270°/ 210-360°	*Geum urbanum, Urtica dioica, Rubus caesius*
36	52`11	02`07	11	6	3	5	Qut	4	10	3	2	5	360°/ 0-360°	*Urtica dioica, Glechoma hederacea, Rubus caesius*
37	52`36	01`53	20	23	20	18	Qut	4	90	3	3	4	280°	*Bidens tripartita, Rubus caesius*
38	52`32	01`51	7	8	2	3	Qut	4	90	3	5	5	30°/ 30-180°	*Urtica dioica, Stachys sylvatica, Rubus idaeus*
39	52`15	01`55	1	1	0	3	Qut	1	50	3	3	4	280°	*Geum urbanum, Rubus idaeus*

Fortsetzung von Tab. K

Plot Nr.	GPS-Koord.		Pfl.dichte [m²]				Biotop-typ	GH	Über-schirmg. [%]	F	Entf. MB [m]	Quellen-stärke	Himmels-richtg. Quelle	Zeigerarten
	N (51°)	O (12°)												
40	52`16	01`53	1	0	1	3	Qut	4	50	3	5	4	70°	*Urtica dioica, Rubus idaeus*
41	52`14	01`48	1	0	2	1	Qut	1	95	3	20	5	140°	*Rubus idaeus, Alliaria petiolata*
42	52`13	01`47	2	0	0	0	Qut	1	70	3	2	5	360°/ 0-360°	*Impatiens parviflora, Alliaria petiolata, Urtica dioica*

Quellenstärke	Nr.
Einzelbaum	1
Trupp	2
Gruppe	3
Horst	4
Bestand	5

Habitat [GH]	Nr.
Wald	1
Waldrand	2
Flutrinne	3
Gasse	4

Feuchte [F]	Nr.
sehr trocken	1
trocken	2
frisch	3
feucht	4
nass	5
sehr nass	6

Biotoptypen	Abk.
Querco ulmetum typicum	Qut
Querco ulmetum minoris Linden u. Hainbuchen reich	QumL
Magnocaricetalia	Ma

Tab. L: Erfassungen zur Verjüngungsstruktur.

Plot-Nr.	Höhe [cm]	Zuwachs letztes Jahr [cm]	Verbiss
1	55	25	x
	60	21	x
	54	22	x
	41	15	x
	52	15	x
	37	11	x
	26	9	x
	34	13	x
	37	10	x
	34	12	x
	31	2	x
	29	11	x
	20	9	x
	37	8	x
2	29	14	x
	72	35	x
	26	4	x
	41	2	x
	35	2	x
	29	10	x
	21	4	x
	31	7	x
	29	10	x
	43	10	x
	65	19	x
	44	12	x
	59	24	x
	36	13	x
	78	37	x
	54	0	x
	28	11	x
	30	12	x
	79	22	x
	63	41	x
	54	18	x
	62	15	x
	84	16	x
	80	21	x
	23	5	x
	108	26	x
	29	4	x
	61	27	x
3	231	20	x
	90	6	x
	87	3	x
	73	5	x
	47	4	x

Plot-Nr.	Höhe [cm]	Zuwachs letztes Jahr [cm]	Verbiss
3	49	4	x
	161	12	x
	155	9	x
	81	4	x
	61	1	x
	58	3	x
	57	1	x
	90	2	x
	55	1	x
	184	9	x
	57	1	x
	38	1	x
	249	8	
	247	37	x
	69	2	x
	105	2	x
	101	2	x
	139	3	x
	55	1	x
	61	1	x
	42	1	x
	56	1	x
	52	1	x
	52	1	x
	61	1	x
	179	17	x
	144	1	x
	125	2	x
	92	1	x
	131	1	x
	51	1	x
	135	1	x
	158	1	x
	75	1	x
	131	1	x
	141	1	x
	285		
	46	1	x
	37	1	x
	36	1	x
	79	1	x
	83	1	x
	32	1	x
	65	1	x
	209	25	x
	41	1	x
	80	1	x

Plot-Nr.	Höhe [cm]	Zuwachs letztes Jahr [cm]	Verbiss
3	75	1	x
	52	1	x
	38	1	x
	106	1	x
	167	6	x
	228	29	x
	185	1	x
	306		x
	95	9	x
	101	45	x
	85	1	x
	34	1	x
	56	1	x
	84	37	x
	128	16	x
	157	5	x
	130	1	x
	98	1	x
	234	29	x
	101	1	x
	68	1	x
	59	1	x
	116	1	x
	108	1	x
	58	1	x
	211	17	x
	297		x
	206	9	x
	66	1	x
	76	1	x
	50	1	x
	91	1	x
	120	2	x
	314		x
4	100	42	x
	27	2	x
	42	14	x
	34	10	x
	35	14	x
	25	1	x
	31	3	x
	26	13	x
	21	4	x
	23	11	x
	54	34	x
	92	34	x
	25	6	x

Plot-Nr.	Höhe [cm]	Zuwachs letztes Jahr [cm]	Verbiss
5	25	7	x
	23	6	x
	82	8	x
	38	6	x
	80	0	x
	22	6	x
	49	9	x
	23	8	x
6	113	18	x
	42	3	x
	58	10	x
	71	14	
	33	4	
	70	20	x
	30	1	x
	40	36	x
	33	13	
	55	8	x
	62	16	x
7	133	45	x
	27	11	x
	76	20	x
	25	11	x
	30	9	x
	77	36	x
	35	10	x
	64	28	x
	25	13	x
	30	10	x
	82	38	x
	99	35	x
	53	14	x
	56	4	x
	37	20	x
	81	37	x
8	40	9	x
	22	5	x
	21	1	x
	55	3	x
	31	3	x
	28	4	x
	26	4	x
	23	2	x
	70	15	x
	64	12	x
	20	2	x
	25	0	x

Fortsetzung von Tab. L

Plot-Nr.	Höhe [cm]	Zuwachs letztes Jahr [cm]	Verbiss
8	39	14	x
	34	0	x
	21	2	x
	24	7	x
	23	2	x
	45	5	x
	29	2	x
	38	12	x
	32	2	x
	29	2	x
	30	4	x
	29	8	x
9	27	3	x
	49	22	x
	31	4	x
	29	16	x
	24	2	x
	26	2	x
	22	3	x
10	52	8	x
	22	2	x
	36	9	x
	46	17	x
	39	9	x
	22	5	x
	26	2	x
	25	3	x
	29	5	x
	24	8	x
	24	4	x
	27	1	x
	33	11	x
	92	6	x
	46	5	x
	54	16	
	22	4	x
	45	9	x
	70	21	x
	62	16	x
	38	5	x
	55	13	x
	75	6	x
	72	12	x
	26	3	x
	41	4	x
	47	15	
	25	3	x

Plot-Nr.	Höhe [cm]	Zuwachs letztes Jahr [cm]	Verbiss
10	21	2	x
11	27	4	x
	24	9	x
	21	7	x
	24	2	x
	24	4	x
	25	9	x
	20	3	x
	21	6	x
	24	6	x
	21	2	x
	45	7	x
	23	8	x
	24	4	x
	29	9	
	24	8	x
12	22	4	x
	57	16	x
	61	2	x
	28	7	
	27	14	x
	53	15	x
	29	6	x
	20	5	x
13	65	14	x
	70	18	x
	29	6	x
	22	5	
	31	5	x
	33	4	x
	80	13	x
	45	14	x
	88	14	x
	116	33	x
14	27	7	x
	32	9	x
	27	10	x
	30	5	x
	37	11	x
	38	11	x
	44	13	x
	52	14	x
	30	4	x
	29	6	x
	25	5	x
	36	4	x
	51	16	x

Plot-Nr.	Höhe [cm]	Zuwachs letztes Jahr [cm]	Verbiss
14	33	9	x
	27	4	x
	33	8	x
	30	6	x
	40	14	x
	21	9	x
	35	14	x
	31	7	x
	59	7	
	36	8	x
	38	16	x
	35	13	x
	30	10	
	45	13	
	56	7	x
	48	16	x
	33	10	
	56	9	x
	54	13	
	60	20	x
	43	11	
	61	31	
	35	14	x
	51	21	x
	30	6	
	32	7	
	33	9	
	34	10	
	46	15	x
	37	9	x
	41	9	
	29	10	x
	32	10	x
	33	12	x
	39	15	x
	41	7	x
	49	21	x
	61	15	x
	41	15	x
	40	12	
	58	14	x
	48	12	x
	46	2	x
	60	2	x
	47	14	
	40	15	x
	35	7	x

Plot-Nr.	Höhe [cm]	Zuwachs letztes Jahr [cm]	Verbiss
14	43	6	x
	40	12	x
	107	12	x
	52	18	
	43	10	
	28	7	
	25	2	
	40	11	x
	64	2	
	47	10	x
	48	15	
	41	2	x
15	269		x
	267		x
	274		x
	85	23	x
	76	10	x
	67	21	x
	83	22	x
	70	4	x
	170	50	x
	90	11	x
	76	25	x
	36	2	x
	56	17	x
	30	11	
	25	9	x
16	63	18	x
	47	12	x
	54	15	x
	64	18	x
	27	6	x
	25	6	x
	52	10	x
	48	4	x
	52	13	x
	93	29	x
	64	11	x
	54	2	x
	57	4	x
	156	39	x
	76	4	x
	79	5	x
	117	27	x
	112	33	x
	43	1	x
	66	3	x

Fortsetzung von Tab. L

Plot-Nr.	Höhe [cm]	Zuwachs letztes Jahr [cm]	Verbiss
16	66	4	x
	78	13	x
	26	10	
	83	12	x
	89	14	x
	49	7	x
	57	5	x
	35	2	x
	64	3	x
	53	3	x
	23	1	x
	99	3	x
	65	2	x
	110	14	x
	126	9	x
	34	2	x
	32	2	x
	103	22	x
	63	3	x
	40	5	x
	41	3	x
	35	2	x
	42	3	x
	72	8	x
	52	1	x
	181	39	x
17	20	2	x
	24	1	x
	44	4	x
	41	1	x
	21	1	x
	23	5	x
18	39	25	x
	33	8	x
	84	40	x
	101	15	x
	27	5	x
	69	10	x
	85	11	x
	33	3	x
	92	18	x
	57	30	x
	112	43	x
	93	4	x
	38	2	x
	96	22	x
	121	31	x

Plot-Nr.	Höhe [cm]	Zuwachs letztes Jahr [cm]	Verbiss
19	35	2	
	31	13	x
	27	5	x
	40	10	x
	46	7	x
	47	5	
20	60	7	x
	73	7	x
	21	7	x
	48	1	x
	87	5	x
	30	5	x
	30	3	x
	27	8	x
	47	3	x
	31	4	x
	21	11	x
21	21	2	x
22	30	3	x
	38	2	x
23	31	6	x
	43	29	x
	45	6	x
	30	2	x
	85	3	x
	33	8	x
	45	6	x
	33	24	x
	69	1	x
	86	12	x
	67	6	x
	122	40	x
	56	11	x
	70	13	x
	41	12	x
	87	8	x
	91	5	x
	91	30	x
	69	21	x
	64	13	x
	45	23	x
	49	17	x
	35	2	x
24	34	5	x
	29	6	x
	23	6	x
	40	7	x

Plot-Nr.	Höhe [cm]	Zuwachs letztes Jahr [cm]	Verbiss
24	20	3	x
	26	2	x
	31	7	x
	29	8	x
	32	7	x
	38	13	x
	33	8	x
	27	5	x
	22	4	x
	23	7	x
25	26	4	
	66	6	x
	37	8	x
	41	4	x
26	29	5	
	39	1	
	43	12	x
	65	11	x
	58	4	x
	50	12	
	35	7	
	96	30	x
27	32	3	x
	29	11	x
	26	2	x
	27	3	x
	57	26	x
	45	5	x
	28	4	x
	31	6	x
	28	7	x
	40	5	x
	27	7	x
28	30	10	x
	21	10	x
	22	7	x
29	54	7	x
	27	6	x
	32	10	x
	38	7	x
	20	7	x
	92	35	x
30	27	6	
31	43	16	x
	68	36	x
	47	24	x
	39	21	x

Plot-Nr.	Höhe [cm]	Zuwachs letztes Jahr [cm]	Verbiss
31	45	27	x
	45	20	x
	55	26	x
	54	25	x
	65	25	x
	71	23	x
	50	7	x
	68	30	x
	85	35	x
	82	30	x
	82	36	x
	83	30	x
	78	29	x
	65	27	x
	77	33	x
	73	30	x
	64	17	x
	80	33	x
	70	23	x
	77	23	x
	86	44	x
	81	32	x
	114	64	x
	77	27	x
	72	40	x
	71	28	x
32	157	41	x
	137	30	x
33	54	4	x
	39	1	x
	44	1	x
	31	3	x
	45	3	x
34	25	7	
	20	4	
	20	3	
	31	12	x
	23	7	
	39	10	x
	92	1	x
	26	1	x
	23	10	x
	25	1	x
	29	6	x
	35	16	x
	50	4	x
	31	16	x

Fortsetzung von Tab. L

Plot-Nr.	Höhe [cm]	Zuwachs letztes Jahr [cm]	Verbiss
34	26	6	x
	34	16	x
	23	5	x
	26	2	x
	32	8	x
	23	3	x
	22	5	x
	34	7	x
35	37	3	x
	23	3	x
	32	4	x
36	33	1	x
	67	9	x
	24	3	x
	26	21	x
	31	4	x
	37	6	x
	42	9	x
	51	3	x
	50	1	x
	41	12	x
	60	5	x
	37	1	x
	53	4	x
	25	12	x
	48	3	x
	55	1	x
	51	9	x
	64	9	x
	43	11	x
	27	11	x
	58	3	x
	34	12	x
	28	4	x
	40	3	x
	23	9	x
37	48	1	x
	79	4	x
	100	6	x
	56	4	x
	65	5	x
	93	3	x
	70	6	x
	51	2	x
	67	5	x
	47	13	x
	63	6	x

Plot-Nr.	Höhe [cm]	Zuwachs letztes Jahr [cm]	Verbiss
37	40	10	x
	32	12	x
	89	59	x
	88	13	x
	123	33	x
	96	9	x
	53	6	x
	52	7	x
	47	3	x
	66	2	x
	113	19	x
	41	14	x
	38	12	x
	50	6	x
	57	4	x
	70	6	x
	40	9	x
	87	6	x
	33	5	x
	30	2	x
	32	3	x
	33	7	x
	45	5	x
	52	9	x
	80	10	x
	55	7	x
	74	7	x
	81	2	x
	110	10	x
	57	5	x
	59	4	x
	60	4	x
	57	7	x
	60	1	x
	37	4	x
	80	4	x
	82	3	x
	62	2	x
	61	3	x
	42	2	x
	67	5	x
	83	1	x
	85	3	x
	86	6	x
	69	2	x
	69	2	x
	47	2	x

Plot-Nr.	Höhe [cm]	Zuwachs letztes Jahr [cm]	Verbiss
37	73	13	x
	45	5	x
	73	14	x
	55	4	x
	34	10	x
	49	11	x
	65	5	x
	62	3	x
	149	17	x
	136	17	x
	68	6	x
	107	10	x
	167	7	x
	84	2	x
	77	2	x
	47	3	x
	81	1	x
	68	2	x
	64	2	x
	71	1	x
	82	2	x
	69	5	x
	101	12	x
38	46	3	x
	78	1	x
	32	5	x
	49	5	x
	44	2	x
	32	3	x
	40	2	x
	100	2	x
	41	5	x
	89	9	x
	64	2	x
	60	1	x
	209	24	x
	88	2	x
	109	3	x
	47	20	x
	65	6	x
	49	7	x
	74	2	x
	78	1	x
39	30	2	x
	37	6	
	21	5	
	35	5	x

Plot-Nr.	Höhe [cm]	Zuwachs letztes Jahr [cm]	Verbiss
39	30	4	x
40	44	23	
	23	8	
	38	17	
	22	7	x
	23	5	x
41	24	4	x
	50	33	x
	23	5	x
	23	6	x
42	21	4	x
	20	5	x

Tab. M: Erfassungen der Verjüngungstruktur in Pennsylvania.

Gebiet	Teilflächen-Nr.	Höhe [cm]	Zuwachs letztes Jahr [cm]
Standing	1	126	45
Stone		82	38
Creek		95	74
		36	17
		66	40
		90	75
		68	24
		49	19
		99	73
		100	30
		52	
		72	
		73	
		50	32
		77	34
		70	38
		74	56
		75	20
		52	37
		40	
		131	43
		50	
		56	38
		65	48
		40	
		161	40
		122	24
		70	48
		121	22
		58	17
		52	
		89	26
		79	12
	5	72	20
		85	9
		106	6
		94	18
		154	24
		112	29
Standing	1	23	15
Stone		33	11
Creek		41	
		36	
		22	
		106	32
	3	50	24
		34	5
	5	60	20
		160	36

Gebiet	Teilflächen-Nr.	Höhe [cm]	Zuwachs letztes Jahr [cm]
	5	133	28
		117	40
		95	26
		131	28
Bald	1	233	54
Eagle		209	15
State	2	161	38
Park		166	28
		65	10
		105	14
		114	10
	3	289	61
		194	30
		125	23
		70	22
		83	30
		55	11
		63	17
		53	11
		69	5
		45	9
		100	22
Whipple	1	16	
Dam		26	5
State		15	4
Park		18	
		16	
		11	
		5	
		6	
		10	
		9	
		7	
		14	
		15	8
	2	8	
		13	
		13	
		10	
		11	
	4	18	5
		30	5
	5	27	4
		13	
		15	
		11	
		22	6
Whipple	1	177	30
Dam		58	20

Gebiet	Teilflächen-Nr.	Höhe [cm]	Zuwachs letztes Jahr [cm]
State	1	151	15
Park		52	6
		35	3
	2	14	

Erfassungszeitraum:
22.03. – 28.03.2007

Tab. N: Koordinaten der Mutterbäume für die Simulationsrechnung der ausgewählten Verjüngungsplots.

Plot-Nr.	Baum-Nr.	x	y	BHD
3	1	14,94	7,68	35,0
	2	-2,14	-13,53	35,0
	3	-24,65	-24,14	29,5
	4	-49,3	-22,99	38,5
	5	-20,82	-7,99	33,5
7	1	1,02	2,39	28,0
	2	-3,67	10,37	42,0
	3	-7,73	10,45	44,0
	4	16,27	5,89	33,5
	5	17,27	6,63	37,5
	6	37,26	10,16	56,0
	7	22,35	31,62	33,5
	8	38,57	40,72	36,5
	9	33,97	35,56	37,5
	10	31,02	45,77	48,5
	11	-0,41	21,3	33,5
8	1	24,65	6,15	37,5
	2	39,48	4,15	45,0
	3	36,54	16,27	32,0
	4	51,36	-8,13	54,0
	5	47,19	-23,01	52,0
	6	31,96	-28,77	39,0
	7	11,6	-0,24	48,5
	8	2,93	-14,39	33,5
	9	14,55	-10,45	37,5
	10	19,15	-5,29	36,5
	11	17,84	-35,85	56,0
	12	-19,83	-24,71	33,5
	13	-2,15	-39,38	37,5
	14	-3,15	-40,12	33,5
12	1	12,85	19,79	27,0
	2	-14,47	29,66	33,5
13	1	5,83	9,33	29,0
	2	10,07	12,43	38,0
	3	32,55	29,1	37,5
	4	-20,46	4,72	27,0
	5	-21,87	-7,11	25,0
14	1	8,55	6,92	37,5
	2	-13,93	-9,75	38,0
	3	-17,8	-12,93	29,0
	4	-44,54	-16,69	27,0
	5	-45,79	-28,44	25,0
15	1	-1,85	-26,44	38,0
	2	-2,47	-28,24	30,0
	3	-6,49	-29,57	44,0
	4	-17,89	-45,26	32,0
	5	14,49	-44,13	26,5
	6	15,33	-42,94	40,0
	7	40,34	-13,94	65,0
16	1	-40,52	-21,67	26,5
	2	-39,68	-20,48	40,0
	3	-14,67	8,52	65,0
21	1	25,43	-28,24	44,0
	2	39,74	4,53	68,0
	3	40,6	-5,71	63,0
	4	49,86	-4,57	62,0
24	1	6,95	-39,39	24,5
	2	-4,07	-25,68	32,5
	3	-9,85	5,99	27,5
	4	-13,8	1,83	34,5
	5	5,75	19,21	26,5
	6	9,25	25,04	34,0
	7	13,1	25,38	28,5
	8	13,52	25,5	28,0
	9	18,17	24,74	25,0
	10	11,67	20,69	32,5
	11	22,43	5,64	22,0
	12	15,15	22,63	24,0
	13	33,96	18,14	43,5
	14	26,34	17,55	20,5
	15	35,08	-6,16	32,0
	16	24,2	-6,94	32,5
	17	17,95	-11,07	27,5
	18	14,94	-12,9	24,5
	19	17,89	-3,27	29,0
	20	22,02	-23,8	26,5
	21	32,62	-30,58	32,0
	22	36,97	-40,1	43,0
	23	39,25	-38,08	24,0
	24	-2,45	-48,79	27,0
	25	-37,22	-18,17	32,0
	26	-41,84	-20,28	30,5
	27	-46,44	-5,07	38,0
	28	-41,41	-1,38	32,5
	29	-46,44	2,11	33,0
25	1	-1,85	5,71	27,5
	2	-5,8	1,55	34,5
	3	13,75	18,93	26,5
	4	17,25	24,76	34,0
	5	21,1	25,1	28,5
	6	21,52	25,22	28,0
	7	26,17	24,46	25,0
	8	19,67	20,41	32,5
	9	30,43	5,92	22,0
	10	23,15	22,35	24,0
	11	41,96	17,86	43,5
	12	34,34	17,27	20,5
	13	43,08	-5,88	32,0
	14	32,2	-6,66	32,5
	15	25,95	-10,79	27,5
	16	22,94	-12,62	24,5
	17	25,89	-2,99	29,0
	18	30,02	-23,52	26,5
	19	40,62	-30,3	32,0
	20	5,55	-48,51	27,0
	21	3,93	-25,4	32,5
	22	14,95	-39,11	24,5
	23	-29,22	-17,89	32,0

Fortsetzung von Tab. N

Plot-Nr.	Baum-Nr.	x	y	BHD
	24	-33,84	-20	30,5
	25	-38,44	-4,79	38,0
	26	-33,41	-1,1	32,5
	27	-38,44	2,39	33,0
26	1	-24,32	-15,79	85,0
	2	-30,64	-16,29	45,0
	3	-30,86	-18,54	40,0
	4	6,73	1,93	28,0
	5	10,6	-0,18	25,5
	6	12,27	-2,39	30,0
	7	9,12	-26,47	28,5
	8	13,72	-28,13	56,0
	9	41,12	-22,79	32,0
27	1	31,4	-40,19	57,0
	2	-12,41	-4,17	28,5
	3	-7,81	-5,83	56,0
	4	22,8	-25,24	66,0
	5	27,01	-12,97	36,5
	6	19,59	-0,49	32,0
	7	-14,8	24,23	28,0
	8	-10,93	22,12	25,5
	9	-9,26	19,91	30,0
	10	-45,85	6,51	85,0
28	1	20,01	20,01	50,0
	2	22,37	23,99	45,5
	3	34,72	30,18	49,0
	4	-18,67	-7,17	63,0
	5	-20,25	-8,6	58,5
	6	-24,72	-41,14	55,0
29	1	23,89	8,32	60,0
	2	-43,29	24	62,0
	3	21,66	28,75	55,5
	4	39,65	20,2	58,0
	5	37,24	14,6	47,0
	6	29,58	6,56	37,5
	7	38,06	17,75	46,0
	8	-36,88	-12,7	34,0
	9	-36,34	-11,11	24,5
30	1	-18,03	30	34,5
	2	-18,02	28,83	50,0
	3	4,63	37,72	56,0
31	1	-2,47	15,61	50,5
	2	-25,3	-2,21	40,0
	3	-34,86	4,9	60,0
	4	-34,6	21,62	32,5
32	1	5,52	2,34	16,0
	2	9,39	17,66	51,5
	3	-12,5	-12,95	64,0
	4	-14,67	3,12	34,5
	5	0,47	13,59	34,0
	6	-26,07	-12,71	21,5
34	1	-7,14	-1,52	44,0
	2	19,43	-1,7	77,0
	3	-0,57	10,79	16,5

Plot-Nr.	Baum-Nr.	x	y	BHD
	4	-10,39	9,68	17,5
	5	-32,51	-8,1	42,0
	6	-44,15	-11,01	47,0
	7	-12,04	-25,83	24,0
	8	-9,92	-27,25	25,0
	9	-5,12	-29,05	30,0
	10	-9,29	-43,72	19,0
35	1	-5,69	21,25	67,42
	2	-2,29	3,52	68,0
	3	22,1	-28,29	57,0
	4	2,3	-43,94	31,0
	5	-39,21	1,32	77,0
	6	-0,43	10,88	39,0
	7	-5,1	12,67	47,5
	8	1,05	8,02	47,5
	9	3,08	23,62	30,5
36	1	-0,1	3	67,42
	2	5,16	-7,37	39,0
	3	0,49	-5,58	47,5
	4	6,64	-10,23	47,5
	5	8,67	5,37	30,5
	6	2,21	-15,75	68,0
	7	-33,62	-16,93	77,0
37	1	-4,57	5,64	59,0
	2	-6,8	8,39	20,0
	3	-4,38	10,31	13,0
	4	-3,76	-0,07	58,5
	5	-20,37	-9,07	56,0
	6	-30,36	-8,55	20,0
	7	-36,33	-10,19	43,0
	8	-13,45	-15,47	44,0
	9	-17,39	-23,08	51,0
	10	-8,91	-38,59	30,5
38	1	-0,14	-7,9	53,0
	2	6,9	1,66	27,5
	3	24,02	-8,27	21,0
	4	22,24	3,44	28,5
	5	15,73	7,67	32,0
	6	13,27	13,74	27,0
	7	27,58	21,55	42,5
	8	-2,86	-23,32	55,5
	9	1,75	-40,51	48,5
	10	6,62	-41,16	51,0
39	1	6,61	5,02	46,5
	2	26,13	9,77	38,5
	3	36,05	-8,32	35,0
	4	12,85	-1,97	30,5
	5	18,78	3,99	59,5
	6	-15,67	-6,33	51,5
	7	-32,92	-2,3	34,5
	8	-31,73	-7,91	32,5
	9	-11,76	-18,83	25,5
	10	-22,95	13,25	41,0
	11	-23,18	29,33	44,5

Fortsetzung von Tab. N

Plot-Nr.	Baum-Nr.	x	y	BHD
	12	-18,04	42,05	33,0
	13	-41,72	18,31	38,0
40	1	1,69	-4,17	41,0
	2	-7,09	-25,33	32,5
	3	-8,28	-19,72	34,5
	4	1,46	11,91	44,5
	5	6,6	24,63	33,0
	6	-25,84	-13,17	22,0
	7	-32,15	7,42	29,0
	8	-21,93	10,7	26,5
	9	-17,08	0,89	38,0
	10	31,25	-12,4	46,5
	11	37,49	-19,39	30,5
	12	43,42	-13,43	59,5
	13	8,97	-23,75	51,5
	14	12,88	-36,25	25,5
41	1	46,12	32,76	47,0
	2	37,11	27,94	32,0
	3	30,48	25,13	23,0
	4	7,07	49,37	24,5
	5	-1,59	45,47	45,5
	6	-24,06	47,22	24,5
	7	-23,07	20,41	44,5
	8	-32,81	32,81	45,0
	9	-5,95	-22,22	26,5
	10	9,02	-27,08	19,0
	11	8,44	-28,84	16,5
	12	12,42	-32,31	38,0
	13	17,24	-33,39	23,5
	14	-12,72	-40,42	19,5
	15	-12,99	-43,48	15,0
42	1	6,54	12,83	26,5
	2	1,66	-4,82	19,5
	3	1,39	-7,88	15,0
	4	20,3	-17,65	22,0
	5	-15,56	-31,91	21,5
	6	-5,3	-43,18	23,0
	7	9,57	-27,24	51,5
	8	10,25	-30,13	30,0
	9	14,03	-33,33	14,5
	10	23,4	8,52	19,0
	11	22,82	6,76	16,5
	12	26,8	3,29	38,0
	13	31,62	2,21	23,5