



GEORG-AUGUST-UNIVERSITÄT  
GÖTTINGEN

Abteilung Waldbau und  
Waldökologie der gemäßigten  
Zonen

## **Praxisnahes Konzept zur Förderung seltener Baumarten**

Abschlussbericht über ein Forschungsprojekt,  
gefördert unter dem Az: 26899-33/0 von der  
Deutschen Bundesstiftung Umwelt

von

Dr. Torsten Vor, Prof. Dr. Christian Ammer & Dr. Peter Schall

Göttingen, Januar 2013

**Projektkennblatt**  
der  
**Deutschen Bundesstiftung Umwelt**



Az	<b>26899</b>	Referat	<b>33</b>	Fördersumme	<b>118.974,00</b>
----	--------------	---------	-----------	-------------	-------------------

**Antragstitel**                      **Praxisnahes Konzept zur Förderung seltener Baumarten.**

**Stichworte**

Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)
<b>3 Jahre</b>	<b>01.08.2009</b>	<b>31.10.2012</b>	<b>3</b>

Zwischenberichte      31.07.2010, 31.07.2011

<b>Bewilligungsempfänger</b>	Georg-August-Universität Göttingen	Tel	0551-393671
	Abt. Waldbau u. Waldökologie d. gemäß. Zonen	Fax	0551-393270
	Prof. Dr. Christian Ammer	Projektleitung	
	Büsgenweg 1	Prof. Dr. C. Ammer	
	37077 Göttingen	Bearbeiter	
		Dr. T. Vor	

**Kooperationspartner**      Georg-August-Universität Göttingen  
Abt. Forstzoologie und Waldschutz  
Prof. Dr. Stefan Schütz  
Büsgenweg 3  
37077 Göttingen

***Zielsetzung und Anlaß des Vorhabens***

Das Projekt soll beispielhaft für eine Region Deutschlands (Süd-niedersachsen) die Gefährdungssituation seltener Baumarten (hier Elsbeere, Vogelbeere, Wildapfel, Wildbirne, Wildkirsche, Eibe, Feldahorn, Stieleiche, Bergulme und Feldulme) darstellen und praktikable, d.h. vor allem kostengünstige und umweltschonende Strategien zu ihrem Schutz und zur Beteiligung dieser Arten in künftigen Beständen erarbeiten.

***Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden***

Zunächst wurden Untersuchungsflächen ausgesucht und eingerichtet (**Phase A**). Die Gesamtgröße der Untersuchungsflächen beträgt 9 ha (300 x 300 m). Auf diesen Untersuchungsflächen wurden geeignete Teilflächen zur Pflanzung von seltenen, einheimischen und standortgerechten Baumarten (s.o.) verwendet. Insgesamt sollten in **Phase A** 100 Probeflächen von 20 x 20 m mit jeweils 100 Bäumen bepflanzt und dauerhaft markiert werden. Das Wachstum dieser Pflanzen sowie Wild- und andere Schäden wurden zwei Jahre lang (**Phase B**) ein- bis zweimal im Jahr, in den drei Folgejahren (**Phase C**) einmal im Jahr kontrolliert. Dies soll künftig alle fünf Jahre erfolgen. Zur zusätzlichen Erfassung der vor der Pflanzung vorhandenen Populationsdichten seltener Baumarten wurden diese in den insgesamt 9 ha großen Untersuchungsflächen nach Größen- bzw. Altersklassen kartiert (**Phase B**). Die Kartierung erfolgte einmalig entlang von jeweils 30 je 300 m langen Transekten, die einen Abstand von 10 m aufwiesen. Neben dem Parameter *Brusthöhendurchmesser* (bei den Altbäumen und bei der Verjüngung sofern >130 cm) wurden bei den Verjüngungspflanzen auch die *Höhe* und *Schäden* (z.B. Leit- und Seittriebverbiss, Hasen-, Mäuse-, Insekten-, Pilz-, Fege-, Rücke-, Fäll- und Kronenschäden) an den Bäumen festgehalten. Das für die forstliche Praxis relevante Ziel der Untersuchung bestand darin, auf der Basis des vorhandenen Wissens zur Ökologie und waldbaulichen Behandlung der seltenen Baumarten, sowie der Projektergebnisse über die Entwicklung der natürlicherweise vorhandenen Populationen und die Erfolge von Neuanpflanzungen baumarten- und standortsspezifisch Handlungsvorschläge zur dauerhaften Förderung dieser Baumarten zu formulieren (**Phase C**). Darauf aufbauend wurde ein Konzept entwickelt, das zusammen mit den kooperierenden Forstleuten und Jägern diskutiert wird. Besondere Bedeutung kommt dabei der Nähe zur Praxis zu, d.h., die Maßnahmen müssen umsetzbar und für die Waldbesitzer finanziell zumutbar sein.

## **Ergebnisse und Diskussion**

Auf unterschiedlichen Standorten in Südniedersachsen und Nordhessen wurden sowohl in öffentlichen, als auch in privaten Wäldern seltene Baumarten kartiert und neu gepflanzt. Einige der untersuchten 10 Baumarten (Wildapfel, Wildbirne, Vogelkirsche, Vogelbeere, Elsbeere, Feldahorn, Spitzahorn, Bergulme, Stieleiche und Eibe) waren nicht in fruktifikationsfähigem Alter vertreten (z.B. Eibe, Wildapfel und Wildbirne). Andere hatten teilweise relativ hohe Anteile (z.B. Stiel- bzw. Traubeneiche, Feldahorn, Vogelkirsche und Vogelbeere) an den Altbeständen. Trotzdem ist die vorhandene Naturverjüngung all dieser Baumarten äußerst spärlich. In den vorhandenen Jungwüchsen dominiert deutlich die Buche, ein Hinweis auf ungünstige Lichtverhältnisse und/oder hohen Verbissdruck durch Schalenwild. Die Pflanzungen derselben zehn Baumarten fanden unter verschiedenen Lichtverhältnissen (z.B. auch auf Windwurfflächen) auf insgesamt 96 Kleinflächen statt. In den ersten beiden Projektjahren wurden Mortalität, Sommer- und Winterverbiss sowie Höhen- und Durchmesserzuwachs von insgesamt 9.600 gepflanzten Bäumchen aufgenommen und ausgewertet. Außerdem wurden dort Lichtbedingungen, konkurrierende Begleitvegetation und Bejagungsformen ermittelt. Es zeigte sich, dass Mortalität und Zuwächse sowohl zwischen den Baumarten, als auch zwischen den einzelnen Pflanzflächen sehr stark variierten. Die größte Bedeutung hat dabei der unterschiedlich hohe Verbissdruck durch Wildtiere, was durch das unterschiedliche Wachstum geschützter (Einzelschutz) und ungeschützter Bäumchen eindeutig dokumentiert werden konnte.

Besonders der Rehwildverbiss ist örtlich sehr hoch und betrifft teilweise 100 % der gepflanzten Bäumchen. Da von den Pflanzflächen eine hohe Attraktivität auf Wildtiere ausgeht, empfiehlt es sich, diese intensiv und vorrangig zu bejagen. Positive Beispiele auf den untersuchten Flächen zeigen, dass dadurch der Verbleib lebensfähiger Bäumchen auf der Fläche erreicht werden kann.

Die Entwicklung der gepflanzten Bäume soll auch nach Ablauf des Projekts weiter dokumentiert werden, um ein langfristig abgesichertes und noch detaillierteres Konzept zur Förderung seltener Baumarten vorlegen zu können.

## **Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation**

Für die Verbreitung der Ergebnisse ist neben der Veröffentlichung in nationalen und internationalen Fachzeitschriften und im Rahmen von Vortragsveranstaltungen die Publikation des praxisnahen Konzepts zur Förderung seltener Baumarten in Form eines Handbuchs und im Internet in spätestens fünf Jahren vorgesehen. Nach der erfolgreichen Etablierung der erarbeiteten Methoden im Untersuchungsgebiet wird erwartet, dass das Konzept auch in anderen Regionen Deutschlands Beachtung findet.

## **Fazit**

Die aus ökologischen und ökonomischen Gründen wünschenswerte Förderung seltener Baumarten in Wäldern ist möglich und lohnenswert! Pflanzflächen sollten nah an Hauptfahrwegen angelegt und intensiv bejagt werden. Grundsätzlich ist dadurch eine Etablierung ohne weitere Schutzmaßnahmen möglich, was zur Kostenminimierung und zur Vermeidung von Umweltlasten durch Kunststoffmüll beiträgt. Ein Einzelschutz wie das verwendete Freiwuchsgitter HQ 500 erhöht jedoch die Überlebensrate und erleichtert das Wiederauffinden der Pflanzen. Zur Bepflanzung geeignet sind auch kleine offene Flächen, die sonst nicht künstlich verjüngt werden würden. Eine Pflanzenzahl von 100 ist auf solchen Flächen ausreichend. Für die Praxis wäre ein besserer Markt mit herkunftssicherer Pflanzenware seltener Baumarten wünschenswert. Eine Kontrolle konkurrierender Gehölze und Kräuter ist besonders nach dem 2. Jahr ratsam. Da die meisten seltene Baumarten mit höherem Alter zunehmend lichtbedürftig werden, ist ein „Herauspfelegen“ dieser Bäume von elementarer Bedeutung. Das gleiche gilt für Naturverjüngung dieser Baumarten, die, wie sich zeigte, trotz teilweise ausreichend vielen Mutterbäumen ohne gezielte Pflege (Jungwuchspflege, Läuterung, Durchforstung) kaum Chancen hat, sich zu etablieren.

## Inhaltsverzeichnis

	<b>S.</b>
Zusammenfassung	4
1. Anlass und Zielsetzung des Projekts	5
2. Arbeitsschritte und angewandte Methoden	7
3. Ergebnisse	20
3.1 Mortalität, Wachstum und Verbiss der gepflanzten seltenen Baumarten	20
3.2 Weitere wachstumsbeeinflussende Faktoren	29
3.2.1 Strahlungsbedingungen	29
3.2.2 Konkurrenzvegetation	31
3.3 Kartierung seltener Baumarten	33
3.4 Verbiss der Naturverjüngung	35
4. Diskussion	36
5. Fazit	42
6. Danksagung	44
7. Literatur	44
8. Anhang	50

## Abbildungsverzeichnis

**Abb. 1.** Schematische Darstellung eines Untersuchungsgebiets. Fläche a (z.B. eine Windwurffläche) befindet sich im Untersuchungsgebiet und wurde mit seltenen Baumarten auf einer oder mehreren Teilflächen (ca. 20 x 20 m) neu bepflanzt. Fläche b besteht aus einem Gürtel um Fläche a herum. Hier wurden bereits vorhandene seltene Baumarten kartiert. Die Flächen a und b umfassen zusammen 9 ha.

**Abb. 2.** Plan zur Bepflanzung der Flächen a im Zentrum der Untersuchungsgebiete. Es wurden jeweils 4 Trupps gleicher oder zwei verschiedener Arten x 25 Pflanzen bei einer Truppfächengröße von 10 x 10 m gepflanzt. Pro Trupp werden fünf zufällig ausgewählte Pflanzen mit einem Freiwuchsgitter HQ 500 versehen. Das Zentrum der Gesamtfläche wurde dauerhaft markiert.

**Abb. 3.** Pflanzfläche mit geschützten Pflanzen (Freiwuchsgitter HQ 500) in einem Genossenschaftswald in der Revierförsterei Dransfeld, Forstamt Münden. Foto: N. Schäfers.

**Abb. 4a bis d.** Typische Schäden durch Wühlmausfraß an der Stammbasis (4a, oben links, an Vogelbeere), durch Hasenverbiss (4b, oben rechts, alt an Buche) und Rehwildwinter- und -sommerverschiss (4c und d, unten, an Eiche). Fotos: T. Vor.

**Abb. 5.** Geographische Verteilung der 96 Pflanzflächen in Süd-Niedersachsen und Nordhessen. Flächen in unmittelbarer Nähe sind teilweise nur als ein Punkt zu sehen.

**Abb. 6.** Beispiel einer Teilfläche mit einer Größe von ca. 10 m x 10 m je Pflanzeinheit. Farbige Punkte stellen Aufnahmepunkte für hemisphärische Fotos dar.

**Abb. 7.** Mortalität seltener Baumarten zwei Jahre nach der Pflanzung. Angegeben sind die Mittelwerte und Standardabweichungen für die Standortseinheiten Basalt (BAS) Buntsandstein (BU) und Muschelkalk (MU).

**Abb. 8.** Höhenzuwächse seltener Baumarten im 2. Jahr nach der Pflanzung auf verschiedenen Standorten. 20 % der Bäume wurden im Einzelschutz (Freiwuchsgitter HQ 500) gepflanzt.

**Abb. 9.** Wurzelhalsdurchmesser- (WHD-) Zuwächse seltener Baumarten im 2. Jahr nach der Pflanzung auf verschiedenen Standorten. 20 % der Bäume wurden im Einzelschutz (Freiwuchsgitter HQ 500) gepflanzt.

**Abb. 10.** Maximaler mittlerer Höhenzuwachs (Flächenmittelwerte) aller gepflanzten Bäume des zweiten Jahres nach der Pflanzung auf Basalt- (BAS), Buntsandstein- (BU) und Muschelkalkstandorten (MU) mit Einzelschutz (a) und ohne Einzelschutz (b).

**Abb. 11.** Maximalhöhen aller gepflanzten Baumarten zwei Jahre nach der Pflanzung auf Basalt- (BAS), Buntsandstein- (BU) und Muschelkalkstandorten (MU) mit Einzelschutz (a) und ohne Einzelschutz (b).

**Abb. 12.** Mittlere Verbissprozente (Mittel aus zwei Aufnahmen) der 10 gepflanzten Baumarten nach der ersten Vegetationsperiode, getrennt nach Rehwild-, Hasen- und Mäuseschäden.

**Abb. 13.** Anteile der in den ersten beiden Untersuchungsjahren mindestens einmal durch Rehwild, Hasen, Wühlmäuse oder Rotwild verbissenen, ungeschützten Bäume. Angegeben sind die über alle Flächen der jeweiligen Baumart gemittelten Werte noch lebender Bäume mit Standardabweichung.

**Abb. 14.** Anteile der Lichtstufen an aufgenommenen Flächen. Lichtstufe 0: 0- 20 %, Lichtstufe 1: >20- 40 %, Lichtstufe 2: >40- 60 %, Lichtstufe 3: >60- 100 % relative Beleuchtungsstärke.

**Abb. 15.** Spitzahorn - Scatterplot für Höhenzuwachs vs. Indirect Site Factor; kategorisiert nach Verbiss (0= unverbissen, 1=verbissen).

**Abb. 16.** Wildapfel - Scatterplot für Wurzelhalsdurchmesser- (WHD-) zuwachs vs. Indirect Site Factor; kategorisiert nach Verbiss (0= unverbissen, 1=verbissen).

**Abb. 17.** Deckungsgrade der Vegetation auf den Pflanzflächen unterschiedlicher Standorte (Basalt = BAS, Buntsandstein = BU, Muschelkalk = MU) nach Schichten getrennt. Innerhalb der Strauch- und der Krautschicht werden zusätzlich die Deckungsgradsummen konkurrenzstarker Arten (BBHL, = Buche, Brombeere, Himbeere und Landreitgras) dargestellt.

**Abb. 18.** Baumartenverteilung in den Untersuchungsgebieten. Angegeben sind die Flächenmittelwerte von Bäumen > 7 cm BHD mit Standardabweichung.

**Abb. 19.** Verteilung der Verjüngung in Anzahl pro Quadratmeter ( $n/m^2$ ) als Mittelwerte aller Untersuchungsflächen.

**Abb. 20.** Verbissanteile an der vorkommenden Naturverjüngung mit zunehmender Entfernung von den Pflanzflächenmittelpunkten, Mittel und Standardabweichung über alle Aufnahmeflächen.

**Abb. 21 a-c.** Pflanzflächen in der dritten Vegetationsperiode in der Realgemeinde Lenglern, Rfö. Barterode, FA Münden: Fast 3 m hohe Vogelkirschen (Vordergrund oben), Wildapfelbäume (Hintergrund oben) und Wildbirnbäume (unten links), sowie Eiben mit und ohne Einzelschutz (unten rechts).

## Tabellenverzeichnis

**Tab. 1.** Flächenverteilung nach Bundesländern (Nds. = Niedersachsen), Forstämter, Revierförstereien (Rfö.), Waldbesitzarten, Baumarten und Standorten.

\*hier: Jagdausübung durch Waldeigentümer oder Forstverwalter (z.B. Revierleiter) selbst, ohne Erlaubnisscheininhaber. Abkürzungen: Rfö = Revierförsterei; Nds. = Niedersachsen; Hs. = Hessen; Schellnhau. = Schellnhäusen; Gen.-Forst = Genossenschafts-Forst; Realgem. = Realgemeinde; Gr.-Ellerhau. = Groß-Ellershausen; Mengerhau. = Mengershausen; Unters.-gebiete = Untersuchungsgebiete.

**Tab. 2.** Einteilung der ISF-Werte (%) in Lichtstufen.

**Tab. 3.** Minimale und maximale Verbissprozente einzelner Pflanzflächen.

**Tab. 4.** Multiple Regressionsanalysen des Einflusses der Begleitvegetation auf den Pflanzflächen auf die Mortalität (a), den Höhenzuwachs (b) und den Wurzelhalsdurchmesserzuwachs (c) der gepflanzten Bäume. b = Steigung der Ausgleichsgeraden, Vorzeichen entspricht positiver oder negativer Korrelation. Signifikante Zusammenhänge ( $p < 0,05$ ) sind rot dargestellt.

## Zusammenfassung

Die Erhaltung und Förderung seltener einheimischer Waldbaumarten ist ein häufig erklärtes forstliches Ziel. Welche konkreten Maßnahmen zur Förderung seltener Baumarten zielführend sind, wurde bislang allerdings nur unzureichend untersucht.

In diesem Projekt wurden praxisnahe Vorschläge zur Umsetzung in Wäldern erarbeitet. Auf unterschiedlichen Standorten in Südniedersachsen und Nordhessen wurden sowohl in öffentlichen, als auch in privaten Wäldern seltene Baumarten kartiert und neu gepflanzt. Einige der untersuchten 10 Baumarten (Wildapfel, Wildbirne, Vogelkirsche, Vogelbeere, Elsbeere, Feldahorn, Spitzahorn, Bergulme, Stieleiche und Eibe) waren nicht in fruktifikationsfähigem Alter vertreten (z.B. Eibe, Wildapfel und Wildbirne). Andere hatten teilweise relativ hohe Anteile in den Altbeständen (z.B. Stiel- bzw. Traubeneiche, Feldahorn, Vogelkirsche und Vogelbeere). Trotzdem war die vorhandene Naturverjüngung all dieser Baumarten äußerst spärlich. In den vorhandenen Jungwüchsen dominierte deutlich die Buche, ein Hinweis auf ungünstige Lichtverhältnisse und/oder hohen Verbissdruck durch Schalenwild. Die Pflanzungen derselben zehn Baumarten fanden unter verschiedenen Lichtverhältnissen (z.B. auch auf Windwurfflächen) auf insgesamt 96 Kleinflächen statt. In den ersten beiden Projektjahren wurden Mortalität, Sommer- und Winterverbiss sowie Höhen- und Durchmesserzuwachs von insgesamt 9.600 gepflanzten Bäumchen aufgenommen und ausgewertet. Außerdem wurden dort Lichtbedingungen, konkurrierende Begleitvegetation und Bejagungsformen ermittelt. Es zeigte sich, dass Mortalität und Zuwächse sowohl zwischen den Baumarten, als auch zwischen den einzelnen Pflanzflächen sehr stark variieren. Die größte Bedeutung hat dabei der unterschiedlich hohe Verbissdruck durch Wildtiere, was durch das unterschiedliche Wachstum geschützter (Einzelschutz) und ungeschützter Bäumchen eindeutig dokumentiert werden konnte. Besonders der Rehwildverbiss erwies sich als örtlich sehr hoch und betraf teilweise 100 % der gepflanzten Bäumchen. Da von den Pflanzflächen eine hohe Attraktivität auf Wildtiere ausgeht, empfiehlt es sich, diese intensiv und vorrangig zu bejagen. Positive Beispiele auf den untersuchten Flächen zeigten, dass dadurch der Verbleib lebensfähiger Bäumchen auf der Fläche erreicht werden kann. Die Entwicklung der gepflanzten Bäume soll auch nach Ablauf des Projekts weiter dokumentiert werden, um ein langfristig abgesichertes und noch detaillierteres Konzept zur Förderung seltener Baumarten vorlegen zu können.

## 1. Anlass und Zielsetzung des Projekts

Die natürliche Verjüngung seltener einheimischer Baumarten ist in erster Linie durch drei Faktoren gefährdet: 1. konkurrenzstärkere Baumarten, 2. geänderte waldbauliche Verfahren (z.B. Fehlen der Mittelwaldbewirtschaftung) und 3. überhöhte Wildbestände (besonders Rehwild). Viele aus Artenschutz-, aber auch ökonomischen Gründen besonders wertvolle Baumarten (z.B. Sorbus- und Eichenarten, Wildapfel, Wildbirne, Wildkirsche) sind Lichtbaumarten. Kahlschlagfreie Waldwirtschaft und einzelbaumorientierte Pflege- und Erntekonzepte sind im Allgemeinen nachteilig für Lichtbaumarten in unseren Wäldern, da sie unter ungünstigeren Lichtverhältnissen nicht mit schattenertragenden Baumarten, besonders mit der Buche (*Fagus sylvatica* L.) konkurrieren können (Biermayer, 1999; Lüpke, 2001). Dieser Prozess wird durch die Förderung natürlicher Verjüngungsprozesse und die weitestgehende Vermeidung künstlicher Bestandesbegründung verstärkt. Im Widerspruch hierzu steht das Ziel der mitteleuropäischen Forstverwaltungen, baumartenarme Waldbestände in artenreiche Mischwälder umzuwandeln (Otto, 1995). Dieses ist vor dem Hintergrund der Bedeutung der Diversität für den Artenschutz und für eine Anpassung an den Klimawandel aktueller denn je. Um das Ziel zu erreichen, wäre bei Beachtung o.g. Prämissen vielerorts ein sehr hoher Pflegeaufwand mit künstlichen Schutzmaßnahmen erforderlich, was sowohl unter ökologischen als auch ökonomischen Gesichtspunkten nicht gewollt sein kann. Wie Ergebnisse neuerer Urwald- und Naturwaldforschung zeigen, läuft die natürliche Verjüngung in den mitteleuropäischen Wäldern zumeist durch den Ausfall eines Baumes oder weniger Bäume auf äußerst kleinen Störungsflächen ab (Tabaku und Meyer, 1999; Korpel, 1995; Leibundgut, 1993). Unter Vorherrschaft der Buche im Altbestand bedeutet dies Lichtmangel für den Jungwuchs jener Baumarten, die dauerhaft als Mischbaumarten erhalten werden sollen. Da die Buche mit Ausnahme weniger extra- und azonaler Standorte in den Wäldern Mitteleuropas die alles dominierende Baumart ist (Ellenberg, 1996), stellt sich die Frage der dauerhaften Etablierung seltener Mischbaumarten, welche nicht nur aus Artenschutzgründen und zur Risikominderung (Klimawandel, Immissionen, usw.) erforderlich ist, sondern auch dem schnellen Wandel an Marktanforderungen von Seiten der Holzindustrie Rechnung trägt. Eine Möglichkeit zur künstlichen Verjüngung seltener Mischbaumarten besteht auf kleineren und größeren Störungsflächen (z.B. Windwurfflächen), auf denen die

Lichtverhältnisse ein rasches Jugendwachstum dieser Arten erlauben. Diese Flächen bieten allerdings ein vielfältiges Äsungs- und Deckungsangebot und sind deshalb besonders attraktiv für Rehwild. Ist die Rehwildichte in einem betroffenen Gebiet hoch, so besteht ohne Zaun- oder Einzelschutz wiederum kaum eine Chance für seltene Gehölze, dem selektierenden Äser des Rehwildes zu entwachsen (Reimoser, 1986; Schulze, 1998). Technische Schutzmaßnahmen sind aus ökologischen, ganz besonders aber aus ökonomischen Gründen sehr fragwürdig und vor allem von Bewirtschaftern mittleren und kleineren Waldbesitzes kaum durchführbar. Bislang vorhandene Ansätze zur Verknüpfung wildbiologischer und jagdtechnischer Erkenntnisse mit waldbaulichen Strategien (z.B. Reimoser, 1986; Schulze, 1998; Ott und Lüpke, 2006) sind sehr allgemein gehalten, nicht auf den Schutz seltener Baumarten ausgerichtet und zum Erreichen dieses Schutzzieles somit kaum geeignet. Es hat sich zudem gezeigt, dass selektiver Wildverbiss nicht nur die verbissenen Pflanzen schädigt und zur Verarmung an Pflanzenarten führen kann, sondern auch einen großen Einfluss auf das gesamte Ökosystem (z.B. auf Insekten- und Singvögelpopulationen) hat (Fuller und Gill, 2001; Gill und Fuller, 2007). Da zurzeit noch große Waldflächen Deutschlands nach Stürmen wie „Kyrill“ und „Emma“ bzw. großflächigen Borkenkäferkalamitäten wiederaufgeforstet werden sollen und auch in Zukunft mit weiteren Störungen in angeschobenen und durch die Klimaerwärmung gestressten Fichten- und Buchenbeständen gerechnet werden kann, ist ein Konzept zum Schutz und zur Nachzucht seltener Baumarten in diesen Wäldern genauso dringend erforderlich wie auf besseren, Edellaubholz fähigen Standorten, auf denen Störungen in der Regel kleinflächiger sind.

Das Projekt sollte beispielhaft für eine Region Deutschlands (Süd-niedersachsen/ Nordhessen) die Gefährdungssituation seltener Baumarten (z.B. Sorbus- und Quercus-Arten, Spitzahorn, Bergulme, Wildapfel, Wildbirne, Wildkirsche, Eibe) darstellen und praktikable, d.h. vor allem kostengünstige und umweltschonende Strategien zum Schutz seltener Baumarten erarbeiten. Mit Hilfe vorhandenen Wissens zur Ökologie der seltenen Baumarten sowie der Risiken während der Jugendphase und den ausgewerteten Projektergebnissen über die Dichten vorhandener Populationen und Erfolge von Neuanpflanzungen sollten Handlungsvorschläge baumarten- und standortsspezifisch formuliert und in einem Konzept zur dauerhaften Förderung seltener Baumarten zusammengefasst werden. Dieses Konzept wurde zusammen mit den kooperierenden Forstleuten und Jägern

erstellt. Besondere Bedeutung kommt dabei der Nähe zur Praxis zu, d.h., dass die Maßnahmen umsetzbar und für die Waldbesitzer lohnend sein müssen. Ein nach Projektende geplantes Handbuch, das sowohl in gedruckter Form als auch im Internet veröffentlicht vorgelegt wird, enthält neben einzelnen Projektergebnissen folgende Empfehlungen:

1. zum Erhalt, zur Pflege und zur Ernte von Mutterbäumen seltener Baumarten,
2. zu für eine dauerhafte Beteiligung am künftigen Bestand notwendigen Mindestzahlen und –größen vorhandener (natürlicher oder künstlicher) Verjüngung,
3. zum Lichtbedarf einzelner Baumarten (standorts- und altersabhängig),
4. zur waldbaulichen Behandlung als Werthölzer (z.B. Unterbau, Wertastung)
5. zur Beurteilung von Wildschäden, sowie
6. zu Bejagungsstrategien und sonstigen Schutzmaßnahmen, falls intensive Bejagung alleine nicht ausreicht
7. zur Inanspruchnahme staatlicher Förderprogramme.

## **2. Arbeitsschritte und angewandte Methoden**

Zunächst wurden die Untersuchungsgebiete fragestellungsorientiert ausgesucht und eingerichtet. Die Abgrenzung der Untersuchungsgebiete erfolgte schematisch, die Gesamtgröße der Flächen sollte 9 ha (300 x 300 m) betragen (Abb. 1). Somit wurde gewährleistet, dass z.B. Störungsflächen bis etwa 1 ha Größe mit einem umgebenden Waldmantel mit ausreichender Größe für die Untersuchungen genutzt werden konnten und präzise Angaben der Individuendichte seltener Baumarten möglich waren. Die Untersuchungen umfassten zwei Schwerpunkte: Die Erfassung vorhandener Populationsdichten seltener Baumarten und die direkte Förderung seltener Baumarten durch Neuanpflanzungen. Beide Untersuchungen fanden in denselben Untersuchungsgebieten statt, wobei mindestens eine neu bepflanzte Fläche im Untersuchungsgebiet liegt (Abb. 1, a).

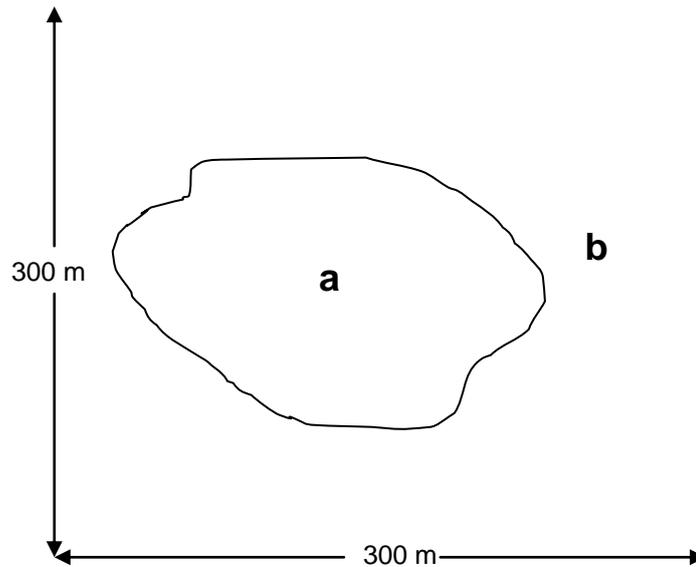


Abb. 1. Schematische Darstellung eines Untersuchungsgebiets. Fläche a (z.B. eine Windwurffläche) befindet sich im Untersuchungsgebiet und wurde mit seltenen Baumarten auf einer oder mehreren Teilflächen (ca. 20 x 20 m) neu bepflanzt. Fläche b besteht aus einem Gürtel um Fläche a herum. Hier wurden bereits vorhandene seltene Baumarten kartiert. Die Flächen a und b umfassen zusammen 9 ha.

Die Anzahl an Untersuchungsgebieten hing von der Größe der Zentren (Flächen a, Abb. 1) ab. Die Anzahl an Teilflächen (ca. 20 x 20 m) innerhalb dieser Zentren, die bepflanzt wurden, sollte insgesamt 100 und maximal drei pro Untersuchungsgebiet betragen. Dies bedeutet, dass je größer die Flächen a gewählt wurden, desto mehr Teilflächen pro Untersuchungsgebiet bepflanzt werden konnten und desto weniger Untersuchungsgebiete insgesamt notwendig waren. Wenn sich z.B. eine 1 ha große Windwurffläche mit umgebendem Wald als Untersuchungsgebiet eignete, dann wurden dort drei Teilflächen bepflanzt. Hatte die bepflanzenbare Fläche nur einen Durchmesser von etwa 30 m, so wurde nur eine Teilfläche bepflanzt. Die Lage der Untersuchungsgebiete richtete sich nach den Empfehlungen der Waldbesitzer bzw. Revierförster. Um Fahrtzeiten und Kosten zu sparen, wurde angestrebt, dass pro Waldbesitz/Revierförsterei mindestens drei Untersuchungsgebiete ausgewählt werden. Da Standorte und Bejagungsstrategien für die Untersuchungen maßgeblich sind, sollten insgesamt mindestens jeweils drei verschiedene Standortseinheiten (aus praktischen Gründen wurden Muschelkalk-, Buntsandstein- und Basaltstandorte unterschieden) und Bejagungsstrategien (z.B. Privatpacht, Regiejagd, Versuchsjagd) zu etwa gleichen Anteilen vertreten sein. Zusammenfassend mussten also

mindestens 12 Privatwälder bzw. Forstreviere gefunden werden, die diesen Kriterien entsprechen und in denen maximal neun Teilflächen (jeweils drei Untersuchungsgebiete mit maximal jeweils drei Teilflächen) bepflanzt wurden.

In den Untersuchungsgebieten sollten kleinere und größere Freiflächen (Flächen a, Abb. 1) zur Pflanzung von 10 seltenen, herkunftsgesicherten (d.h. möglichst herkunftsnahen) und standortgerechten Baumarten (Elsbeere, Vogelbeere, Wildapfel, Wildbirne, Wildkirsche, Eibe, Feldahorn, Bergulme, Stieleiche, Spitzahorn, jeweils 1000 Pflanzen) genutzt werden. Die Herkunftssicherheit stellte sich im Nachhinein als ein Problem dar. Während diese für einige Forstbaumarten (z.B. Stieleiche, Vogelkirsche und Spitzahorn) gegeben ist, gibt es zurzeit keine ausreichenden Mengen an Pflanzmaterial von Wildobst, Feldgehölzen und Eibe, was die Abt. C (Waldgenressourcen) der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt bestätigte. Auf Anfrage empfahl die Forstsaatgut-Beratungsstelle in Oerrel (Niedersachsen) die Forstbaumschule *Lürssen* als zuverlässigen Lieferanten guter Pflanzenware. Von dort wurden alle Baumarten bezogen. Die nicht gesicherte Herkunft veranlasste einen Leiter eines staatlichen Forstreviers (E. Kreysern, Rfö. Reyershausen, NFA Reinhausen), 200 Eiben, deren Größe in etwa den gekauften Eiben entsprach, als Naturverjüngung in seinem Revier zu werben und auf den ausgewählten Flächen zu pflanzen. Mit der schattentoleranten Eibe konnten auch Flächen in Beständen mit lichter Überschirmung bepflanzt werden. Insgesamt sollten 100 Kleinflächen von ca. 20 x 20 m mit jeweils 100 Bäumen (Höhe 50 – 80 cm, Eibe 18 – 24 cm) bepflanzt und mit etikettierten Metallpflocken im Zentrum der Fläche dauerhaft markiert werden (Abb. 2). Mit Ausnahme der Bergulme, die nur als 30 - 50 cm große Pflanzen verfügbar war, wurden diese Vorgaben im Herbst 2009 umgesetzt. Die Kleinflächen wurden nochmal viergeteilt, so dass die kleinste Pflanzeinheit (Trupp) aus 25 Pflanzen (ca. 10 x 10 m) besteht. Diese Trupps wurden mit der gleichen Baumart im praxisnahen 2 x 2 m (auf kleineren Flächen und bei der Stieleiche ca. 1,5 x 1 m) Verband begründet. Die Fläche der im engeren Verband gepflanzten Eichentrupps umfasst danach nicht wie bei den anderen Baumarten 100 m<sup>2</sup>, sondern 37,5 (25 x 1,5 m x 1 m) m<sup>2</sup>. Innerhalb eines Trupps gehören, wie oben erwähnt, alle Bäume einer Art an. Die vier Trupps innerhalb einer Kleinfläche können jedoch aus unterschiedlichen Arten bestehen. So wurden Kleinflächen mit 4 x 25 Bäumchen der gleichen Art, oder auch mit zwei verschiedenen Arten (jeweils 50 Bäumchen) bepflanzt. Auf diese Weise konnte getestet werden, ob z.B. der Verbiss

einer attraktiven Art auch den Verbiss einer zwar weniger attraktiven, aber direkt benachbarten Art steigert. Die Frage, welche Arten kombiniert werden, wurde vor Ort nach standörtlichen und waldbaulichen Gesichtspunkten mit den Vertretern der forstlichen Praxis geklärt.

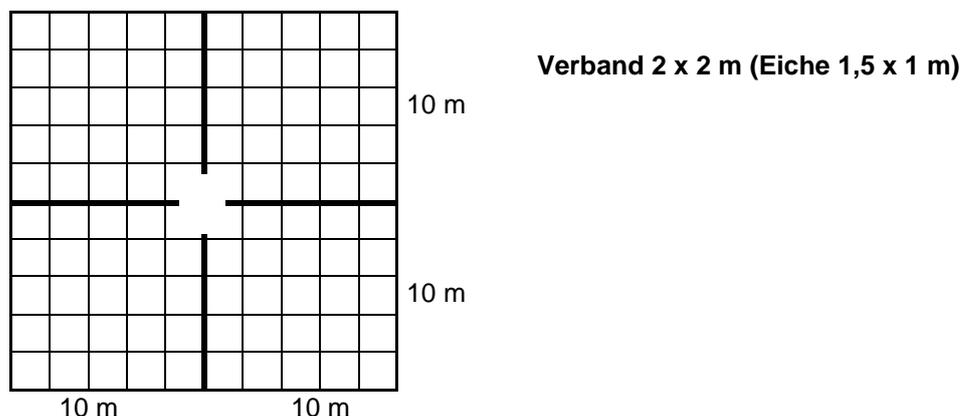


Abb. 2. Plan zur Bepflanzung der Flächen a im Zentrum der Untersuchungsgebiete. Es wurden jeweils 4 Trupps gleicher oder zwei verschiedener Arten x 25 Pflanzen bei einer Trupplächengröße von 10 x 10 m gepflanzt. Pro Trupp werden fünf zufällig ausgewählte Pflanzen mit einem Freiwuchsgitter HQ 500 versehen. Das Zentrum der Gesamtfläche wurde dauerhaft markiert.

Die Koordinaten der Kleinflächenmittelpunkte wurden mit einem GPS-Gerät festgehalten. Es waren keine Maßnahmen zum Flächenschutz vor Wildschäden (Zäunung) vorgesehen. Als Kontrolle (Variante ohne Schalenwildschäden) wurden 20 % der gepflanzten Bäume mit einem Einzelschutz (Freiwuchsgitter HQ 500, Fa. Flügel, Osterode) versehen (Abb. 3). Das Wachstum der Pflanzen sowie die oben genannten Wild- und andere Schäden sollten zwei Jahre lang vierteljährlich, in den drei Folgejahren einmal im Jahr und danach (d. h. auch nach Beendigung des Projekts) alle fünf Jahre gemessen werden.

Die Aufnahmefrequenz von vier Aufnahmen pro Jahr erwies sich jedoch als nicht praktikabel, da die Flächen z.T. erheblich weit voneinander entfernt liegen und der Aufnahme- und Organisationsaufwand sehr hoch war.



Abb. 3. Pflanzfläche mit geschützten Pflanzen (Freiwuchsgitter HQ 500) in einem Genossenschaftswald in der Revierförsterei Dransfeld, Forstamt Münden. Foto: N. Schäfers.

Der Großteil der Bäumchen (ca. 90 %) wurde im Herbst 2009 gepflanzt. Eine Verzögerung bei der Pflanzenbeschaffung (die Bäumchen konnten erst am 05. November geliefert werden, da der Blattfall im diesem Jahr sehr spät einsetzte), ein früh einsetzender Winter und organisatorische Gründe (z.B. musste vor der Pflanzung in einer Forstgenossenschaft erst die Zustimmung auf der Jahreshauptversammlung im Februar 2010 abgewartet werden) führte dazu, dass die restlichen ca. 10 % aller Bäumchen auf dem Fakultätsgelände über den Winter eingeschlagen werden mussten und erst im Frühjahr 2010 gepflanzt werden konnten. Leider wurden im Einschlag viele Pflanzen komplett oder teilweise durch Wühlmäuse geringelt bzw. entwurzelt, und viele Eiben erlitten Schäden durch Frostrocknis, so dass diese Bäumchen (insgesamt ca. 500) nicht mehr gepflanzt werden konnten. Im Frühjahr (nach der Pflanzung aller Bäumchen) und Herbst 2010 sowie im Herbst 2011 wurde dann die Mortalität angesprochen, die Höhe (Länge des höchsten Triebs bis zur Terminalknospe, mit Zollstock gemessen) und der Wurzelhalsdurchmesser in 2 cm Höhe über dem Erdboden (mit einer Schieblehre) gemessen. Zusätzlich wurden Schäden (z.B. durch Winter- und/oder Sommergebiss oder Fegen des Rehbocks) notiert. Bei den Verbissaufnahmen wurde bei der 2. und 3. Aufnahme neben dem aktuellen auch alter Verbiss aufgenommen, um

festzustellen, ob einmal verbissene Pflanzen bevorzugt erneut verbissen werden. Neben dem Gesamtverbissprozent (prozentualer Anteil aller verbissenen Bäumchen) werden auch detailliert der Verbiss an Leit- und Seitentrieben der Bäumchen und die verbeißende Tierart nach charakteristischen Schadensmerkmalen (s. z. B. Abb. 4) angesprochen.



Abb. 4a bis d. Typische Schäden durch Wühlmausfraß an der Stammbasis (4a, oben links, an Vogelbeere), durch Hasenverbiss (4b, oben rechts, alt an Buche) und Rehwildwinter- und -sommerverbiss (4c und d, unten, an Eiche). Fotos: T. Vor.

Die Untersuchungsflächen zeichnen sich unter anderem dadurch aus, dass sie verschiedenen Waldbesitzarten (Staats-, Kommunal- und Privatwald) angehören und mit unterschiedlichen Strategien („Forschungsjagd“, Regiejagd, Privatjagd) bejagt werden. Die Bejagung wurde im Einzelfall mit den örtlichen Jägern oder Forstverwaltern abgestimmt. Eine Nullvariante (Variante ohne Jagd) war unter den gegebenen Bedingungen nicht möglich, da sie nur großflächig Sinn ergibt und alle

umliegenden Wald- und Feldflächen in der Regel bejagt werden. Kleinflächige Jagdruhezonen hätte man zwar einrichten können, sie sind jedoch immer auch geprägt vom Jagddruck in der Nachbarschaft (Vergrämungseffekt) und somit in der Realität keine Ruhezonen.

Einen Flächenüberblick geben Tab. 1 und Abb. 5. Insgesamt wurden 16 Waldbesitzer bzw. Forstverwaltungen in Südniedersachsen und Nordhessen ausgewählt. Darunter befinden sich 6 Staatswaldflächen, 2 Stadtwaldflächen, 5 Forst-Realgemeinden, 2 Forstgenossenschaften und 1 Großprivatwaldbesitzer (ca. 1.000 ha Waldfläche). Von den insgesamt 96 Pflanzflächen befinden sich 37 Flächen auf Muschelkalk-, 32 Flächen auf Buntsandstein- und 27 Flächen auf Basaltstandorten. Die meisten dieser Flächen werden durch private Erlaubnisscheininhaber mit oder ohne festen Pirschbezirk (45 Flächen) oder durch private Pächter (38 Flächen) bejagt. Auf nur wenigen Flächen findet die Jagd durch den Waldeigentümer oder Forstverwalter selbst (8 Flächen) oder durch Forststudenten (Versuchsjagd in Lehr- und Forschungsrevieren, intensive Jagdvariante, 5 Flächen) statt.

<b>Bundesland</b>	Nds.	Nds.	Nds.	Nds.	Nds.	Nds.	Nds.	Nds.	Nds.	Nds.	Nds.	Nds.	Hs.	Hs.	Hs.	Hs.	
<b>Forstamt</b>	Reinhausen	Reinhausen	Münden	Münden	Münden	Münden	Münden	Münden	Münden	Münden	Münden	Riefensbeek	Schotten	Schotten	Schotten	-	
<b>Rfö.</b>	Reyershausen	Ebergötzen	Dransfeld	Dransfeld	Dransfeld	Barterode	Barterode	Barterode	Barterode	Barterode	Goseplack	Bad Grund	Schellnhau.	Ulrichstein	Eichelsachsen	-	
<b>Waldbesitzer</b>	Land	Land	Gen.-Forst	Stadt	Realgem.	Realgem.	Realgem.	Realgem.	Realgem.	Gen.-Forst	Land	Land	Land	Land	Stadt	Privatwald	
<b>Flächen-Nr.</b>	Nds.	Nds.	Gr.-Ellershau.	Dransfeld	Mengershau.	Lenglern	Holtensen	Parensen	Esebeck	Barterode	Nds.	Nds.	Hessen	Hessen	Schotten	Hohenhaus	
	1.1.1 - 1.1.9	1.2.1 - 1.2.9	2.1.1 - 2.1.6	2.1.7 - 2.1.8	2.1.9 - 2.1.12	2.2.1 - 2.2.3	2.2.4 - 2.2.6	2.2.7 - 2.2.8	2.2.9 - 2.2.11	2.2.12 - 2.2.17	2.3.1 - 2.3.9	3.1.1 - 3.1.9	4.1.1 - 4.1.9	4.2.1 - 4.2.9	4.3.1 - 4.3.3	5.1.1 - 5.1.8	
<b>Baumart</b>																	<b>Summe</b>
<b>Stieleiche</b>	-	300	-	50	50	-	-	-	-	-	100	200	-	200	-	100	1000
<b>Feldahorn</b>	100	100	100	-	-	-	-	-	50	100	100	-	100	100	50	100	900
<b>Bergulme</b>	100	100	50	-	-	-	-	-	100	100	100	100	100	100	50	100	1000
<b>Eibe</b>	200	100	100	-	100	100	-	-	50	50	100	-	-	-	-	100	900
<b>Spitzahorn</b>	100	100	50	-	50	-	50	-	50	100	-	200	100	100	-	100	1000
<b>Wildapfel</b>	100	-	50	50	-	50	50	50	-	-	100	100	100	100	50	100	900
<b>Wildbirne</b>	100	-	50	-	-	50	50	-	-	50	100	100	200	100	100	100	1000
<b>Vogelkirsche</b>	100	100	150	-	50	100	-	100	-	-	100	100	100	-	50	50	1000
<b>Vogelbeere</b>	-	100	-	50	100	-	50	-	50	100	100	100	100	100	100	50	1000
<b>Elsbeere</b>	100	-	50	50	50	-	100	50	-	100	100	-	100	100	100	-	900
<b>Pflanzenumme</b>	<b>900</b>	<b>900</b>	<b>600</b>	<b>200</b>	<b>400</b>	<b>300</b>	<b>300</b>	<b>200</b>	<b>300</b>	<b>600</b>	<b>900</b>	<b>900</b>	<b>900</b>	<b>900</b>	<b>500</b>	<b>800</b>	<b>9600</b>
<b>Unters.-gebiete</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>41</b>
<b>Standorte</b>																	
<b>Muschelkalk</b>	9	-	6	1	3	3	3	2	3	3	-	-	-	-	-	4	37
<b>Buntsandstein</b>	-	9	-	-	1	-	-	-	-	-	9	9	-	-	-	4	32
<b>Basalt</b>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	3	-	-	9	9	5	-	27
<b>Flächensumme</b>	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>6</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>5</b>	<b>8</b>	<b>96</b>
<b>Bejagung</b>																	
<b>Eigenjagd/-regie*</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	8
<b>Versuchsjagd</b>	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5
<b>Verpachtung</b>	-	-	6	-	4	3	3	2	3	6	-	-	-	6	5	-	38
<b>Erlaubnisscheine</b>	4	9	-	2	-	-	-	-	-	-	9	9	9	3	-	-	45
<b>Flächensumme</b>	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>6</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>5</b>	<b>8</b>	<b>96</b>

Tab. 1. Flächenverteilung nach Bundesländern (Nds. = Niedersachsen), Forstämter, Revierförstereien (Rfö.), Waldbesitzarten, Baumarten und Standorten.

\*hier: Jagdausübung durch Waldeigentümer oder Forstverwalter (z.B. Revierleiter) selbst, ohne Erlaubnisscheininhaber. Abkürzungen: Rfö = Revierförsterei; Nds. = Niedersachsen; Hs. = Hessen; Schellnhau. = Schellnhäuser; Gen.-Forst = Genossenschafts-Forst; Realgem. = Realgemeinde; Gr.-Ellershau. = Groß-Ellershausen; Mengershau. = Mengershausen; Unters.-gebiete = Untersuchungsgebiete.

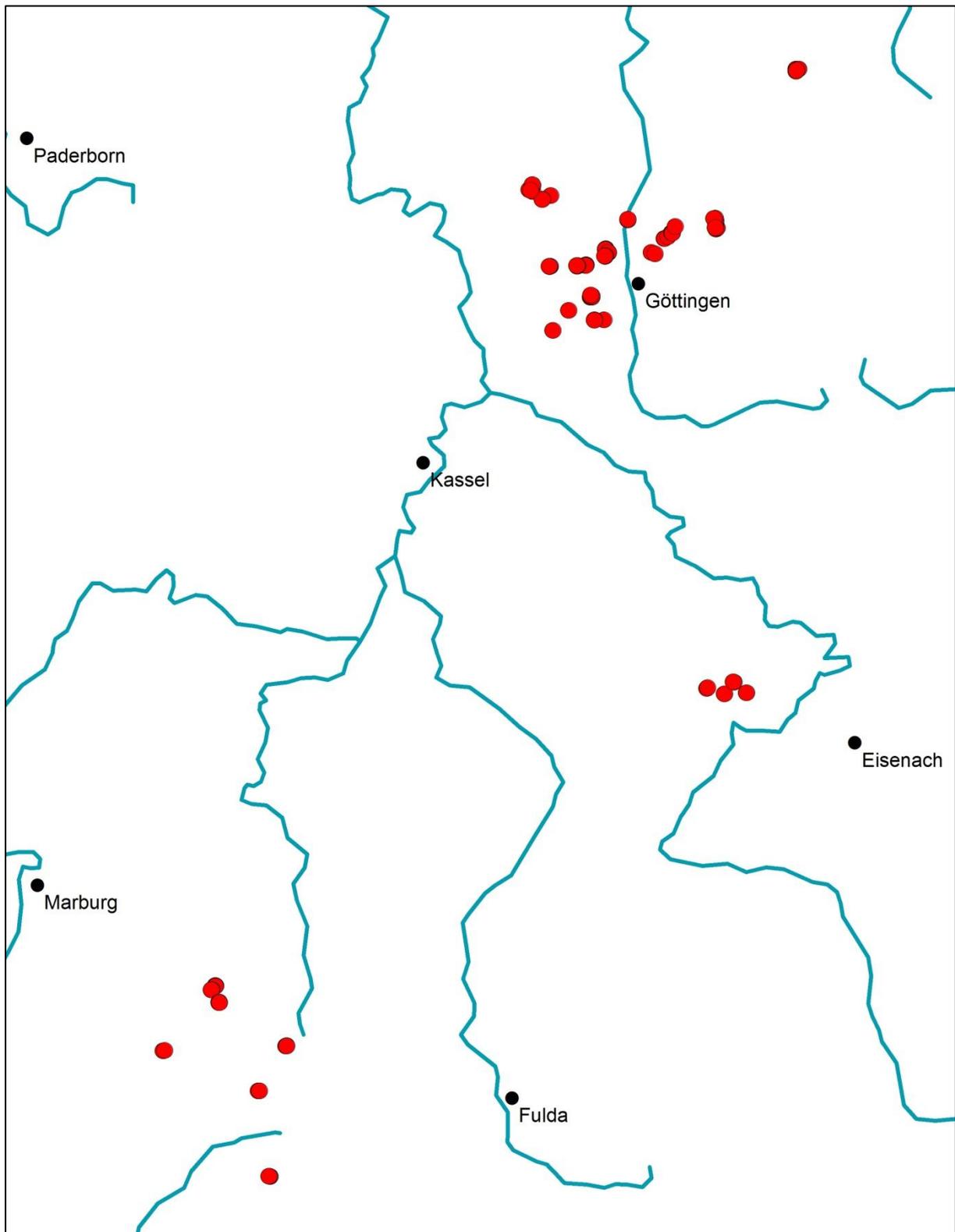


Abb. 5. Geographische Verteilung der 96 Pflanzflächen in Süd-Niedersachsen und Nordhessen. Flächen in unmittelbarer Nähe sind teilweise nur als ein Punkt zu sehen.

Zur Ermittlung des Strahlungsangebotes auf den Versuchsfeldern wurde ein Verfahren der computergestützten Auswertung von hemisphärischen Fotografien verwendet. Von Interesse sind für diese Ermittlung die Einheiten, in denen die photosynthetisch aktive Strahlung gemessen wird. Die Werte für die direkte Strahlung schwanken aufgrund ständig wechselnder Bewölkungszustände stark, was Langzeitmessungen oder Messungen unter streng standardisierten Bedingungen erfordern würde (Wagner et al. 2004). Der zu erfassende Parameter war daher der an einem Punkt bestimmte Indirect Site Factor (ISF), welcher dem Diffuse Site Factor (DIFFSF), also der diffusen Strahlung im Verhältnis zur Freilandstrahlung, entspricht. Der ISF ist ein Wert für die von der Fläche des Himmels (bewölkt, wie unbewölkt) ausgehende Strahlung. Mit Hilfe der hemisphärischen Fotos kann somit der Bereich der photosynthetisch aktiven Strahlung, also im Wellenlängenbereich von 380 - 700 nm quantifiziert werden (Wagner et al. 2004). Dazu wurden im Jahr 2010 während der Vegetationsperiode zunächst einmalig digitale Fotoaufnahmen mit Hilfe eines Fisheye-Objektivs (Kamera: Nikon Coolpix 990 mit Fisheye-Linse) an allen Eck- und Mittelpunkten der Unterflächen der 96 Teilflächen gemacht (s. Abb. 6). Mit Fisheye-Objektiven werden Fotos mit einem Bildwinkel von 180° angefertigt. Dabei liefert nach Wagner (1994) das Fisheye-Objektiv einen annähernd linearen Anstieg des ISF mit Annäherung an den Saum und auf die Freifläche. Auf dem Objektiv wurde ein elektronischer Kompass angebracht, der die Nordrichtung durch Leuchtdioden anzeigt, so dass ein Ausrichten der Kamera nach Norden nicht notwendig war. Auf quadratischen Teilflächen wurden 13 Fotos aufgenommen. Lagen die vier Unterflächen hintereinander, wurden 14 Bilder angefertigt. Auf Freiflächen wurden i.d.R. lediglich 4 Fotos je Teilfläche aufgenommen.

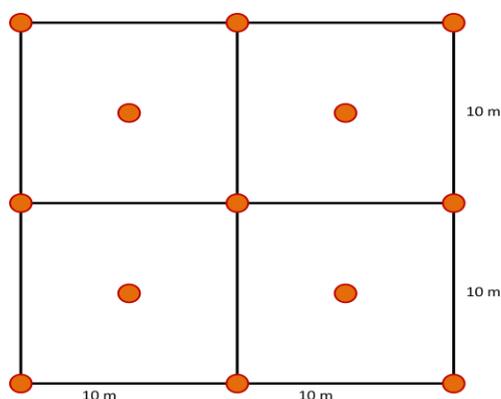


Abb. 6. Beispiel einer Teilfläche mit einer Größe von ca. 10 m x 10 m je Pflanzeinheit. Farbige Punkte stellen Aufnahmepunkte für hemisphärische Fotos dar.

Die weitere Auswertung der hemisphärischen Fotos erfolgte mit der Software WINScanopy Pro 2003d (Régent Instruments Inc. 2003). Zur Analyse wird anhand einer frei wählbaren Farbpalette angegeben, welche Bildbereiche dem Bestand und welche dem Himmel zugeordnet werden sollen. Wagner et al. (2004) weisen darauf hin, dass hemisphärische Bilder möglichst unter standardisierten Witterungsbedingungen (standard overcast sky), d. h. ohne den Einfluss direkter Strahlung aufgenommen werden sollten. Fotos, auf denen große "Lichtlöcher" durch direkte Strahlung auftraten, wurden daher nicht berücksichtigt.

Zur statistischen Analyse und grafischen Darstellung der aufgenommenen Daten wurden die Programme Excel 2007 und Statistica 10.0 angewendet. Die ISF-Werte wurden für jede Teilfläche pro Baumart zu Mittelwerten zusammengefasst, sodass den Höhen- und WHD-Zuwächsen jeder Baumart auf einer Fläche ein entsprechender ISF-Wert zugeordnet werden kann. Für einen Vergleich der durchschnittlichen Zuwachsleistung zwischen den Baumarten wurde ein multipler Vergleich auf Grundlage einer Kruskal-Wallis-ANOVA als nichtparametrisches Verfahren angewendet. Die abhängige Variable ist dabei der Höhen- bzw. WHD-Zuwachs, die unabhängige Gruppierungsvariable ist die Baumart. Die Vergleiche wurden nach verbissenen und unverbissenen Pflanzen getrennt durchgeführt.

Die Ermittlung der Unterschiede zwischen den Zuwächsen verbissener und unverbissener Pflanzen während der ersten Vegetationsperiode unter dem Einfluss des Lichtgenusses erfolgte durch ein lineares Modell (ANCOVA). Die Höhen- bzw. WHD-Zuwächse wurden dabei als abhängige Variable, der Verbiss als kategoriale und der ISF-Wert als stetige Variable eingesetzt. Das Verfahren testet, neben den Unterschieden in der Steigung, die Unterschiede der Regressionsgeraden (verbissen - unverbissen) am y-Achsen-Abschnitt (Intercept). Da bei einem Lichtgenuss von 0 % der Freilandstrahlung ( $x = 0$ ) praktisch keine Zuwächse zu erwarten sind, werden die ISF-Werte hier in additiv transformierter Form (zISF) verwendet und der Testbereich des Intercepts somit nach rechts verlagert. D.h. die Zuwachsunterschiede zwischen den Ausprägungen verbissen/unverbissen werden in einem ISF-Bereich von ungefähr 0,4 getestet (für jede Baumart aufgrund unterschiedlicher Lichtwerte unterschiedlich).

Tab. 2. Einteilung der ISF-Werte (%) in Lichtstufen.

Lichtstufe	Wertebereich
0	0 - 20 %
1	> 20 - 40 %
2	> 40 - 60 %
3	> 60 - 100 %

Um der Fragestellung nachzugehen, wie hoch der Lichtbedarf der einzelnen Baumarten ist, wurden die ISF-Werte in Lichtstufen eingeteilt (Tab. 2) und die Zuwächse zwischen den unterschiedlichen Lichtstufen anschließend mit dem U-Test nach Mann-Whitney auf signifikante Unterschiede getestet. Ziel dabei sollte es sein, erstens den Bereich des Strahlungsgenusses auszumachen, in dem das Überleben der Pflanze als nicht gesichert oder gesichert gilt, und zweitens den Bereich, in dem die Zuwachse am höchsten sind. Bei allen statistischen Auswertungen wurden die Tests mit einem kritischen Wert von 0,05 durchgeführt (p-Wert). Ein Unterschied galt demnach bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit (p) von  $p \geq 0,05$  als nicht signifikant, bei  $p < 0,05$  als signifikant.

Im Spätsommer 2011 wurden auf den Pflanzflächen auf jeweils 100 m<sup>2</sup> Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet (1964) durchgeführt. Dadurch konnte der Einfluss der Konkurrenzvegetation auf das Wachstum der gepflanzten seltenen Baumarten bestimmt werden.

Zur Erfassung vorhandener Populationsdichten seltener Baumarten wurden diese in den insgesamt 9 ha großen Untersuchungsgebieten nach Größen- bzw. Altersklassen kartiert. Daraus wurde das Naturverjüngungspotenzial sowohl theoretisch aus der Anzahl fruktifizierender Altbäume pro Flächeneinheit abgeschätzt, als auch das reale Vorhandensein von Naturverjüngung der jeweiligen Baumarten beurteilt. Die Kartierung erfolgte einmalig entlang von jeweils 21 300 m langen Transekten im Abstand von 15 m. Die Größenklassen der Verjüngung (bis 7 cm BHD) wurden eingeteilt in <20 cm, 20 – 50 cm, 51 – 130 cm und >130 cm. Bei Pflanzen größer als 130 cm Höhe wurde angenommen, dass sich zumindest die Gipfelknospe des Leittriebs außerhalb des Äserbereichs des Rehwilds befindet. Das heißt jedoch nicht, dass größere Pflanzen als etabliert betrachtet werden, da auch bei diesen letale Schäden durch z.B. Verfegen, Ringeln und Wurzelfraß auftreten können. Die Altersklassen wurden nach waldbaulichen Gesichtspunkten in

*Verjüngung* (bis 7 cm BHD), *Gerten- und Stangenholz* (7 – 19 cm BHD), *geringes, mittleres und starkes Baumholz* (20 – 34 cm, 35 – 50 cm, >50 cm) eingeteilt. Diese Einteilung ist objektiv und einfach im Gelände messbar. Die Verjüngung seltener Baumarten wurde auf jeweils 25 systematisch über die Transekte verteilten Stichprobenpunkten à 4 m<sup>2</sup> untersucht. Die Kartierung seltener Baumarten fand im Herbst und im Winter 2010/ 2011 statt. Neben den Parametern *Größe* bzw. *Alter* wurde auch die vorkommende Konkurrenzvegetation (sofern im Winterhalbjahr ansprechbar, z. B. Brombeere, Himbeere, Landreitgras) in vier Deckungsgrad-Klassen (0-25 %, 26-50 %, 51-75 %, 76-100 %) aufgenommen.

Im Januar 2011 wurde in drei unterschiedlich bejagten Revieren bzw. Revierteilen (Rfö. Reyershausen, Rfö. Ebergötzen und Rfö. Dransfeld, Gen.-Forst Groß-Ellershausen) zusätzlich der Verbiss und sonstige Schäden an der auf den o.g. Pflanzflächen vorkommenden Naturverjüngung aller Baumarten festgestellt. Die jeweils neun 4 m<sup>2</sup> großen Aufnahmeflächen befanden sich im Zentrum der Pflanzfläche, in 20 m Abstand zum Zentrum in nördlicher, östlicher, südlicher und westlicher Richtung und in 40 m Abstand zum Zentrum in allen vier Himmelsrichtungen. Mit diesen Aufnahmen sollte der Verbiss der Naturverjüngung mit dem Verbiss an den gepflanzten Bäumen verglichen werden. Außerdem sollte festgestellt werden, ob die Verjüngung auf den Pflanzflächen eher verbissen wird als in der Umgebung und ob die Pflanzflächen somit attraktiver wirken. Auf den Plots wurden alle Bäumchen bis 2 m Höhe aufgenommen. Hierbei wurde die Baumart bestimmt, die Baumhöhe gemessen sowie die Schadhklasse (siehe unten) visuell festgelegt, unabhängig davon, ob der Schaden frisch entstanden ist oder schon länger zurückgelegen hat. Die gemessenen Höhen wurden in vier Höhenklassen unterteilt, von 0-20 cm, 21-50 cm, 51-130 cm und größer als 130 cm. Die Schäden wurden unterteilt in Hasenverbiss, Fegeschäden, sonstige Schäden sowie Rehwildverbiss. Letzterer wurde zusätzlich untergliedert in Terminaltriebverbiss, Seitentriebverbiss sowie Terminal- und Seitentriebverbiss. Sonstige Schäden waren beispielsweise Schäden durch Mäuse, Rückeschäden oder durch Menschen verursachte Schäden.

### **3. Ergebnisse**

Die im Folgenden zusammengefassten Ergebnisse wurden zum Teil im Rahmen von Master- und Bachelorarbeiten an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie erarbeitet. Insgesamt wurden bislang zwei Masterarbeiten und fünf Bachelorarbeiten zum Thema abgeschlossen, drei weitere Bachelorarbeiten stehen kurz vor dem Abschluss.

#### **3.1 Mortalität, Wachstum und Verbiss der gepflanzten seltenen Baumarten**

Von der Pflanzung bis zum Ende der zweiten Vegetationsperiode musste ein mittlerer Rückgang der Individuenzahl um 34,5 % verzeichnet werden. Im ersten Winter betrugen die Verluste lediglich 16,0 % und ein Jahr nach der Pflanzung 18,4 %. Diese Verluste sind aber nicht in jedem Fall mit dem Absterben der Pflanzen gleichzusetzen, da viele Bäumchen (besonders kleinere Arten wie Bergulme und Eibe) bereits im ersten Jahr teilweise stark von Konkurrenzvegetation (besonders Brombeere) überwachsen wurden, was das Auffinden der Bäumchen sehr erschwerte. Trotzdem werden diese nicht auffindbaren Pflanzen als nicht mehr wuchsfähig bzw. abgestorben betrachtet und in die Mortalitätsraten einbezogen. Die größten Rückgänge der Pflanzenzahlen ergaben sich bei den Baumarten Bergulme, Eibe, Wildapfel, Spitzahorn und Elsbeere, die geringsten Ausfälle gab es bei der Vogelbeere und beim Feldahorn. Auffällig und erwartungsgemäß ist, dass die Verluste der einzelnen Baumarten vom Standort abhängig sind (Abb. 7).

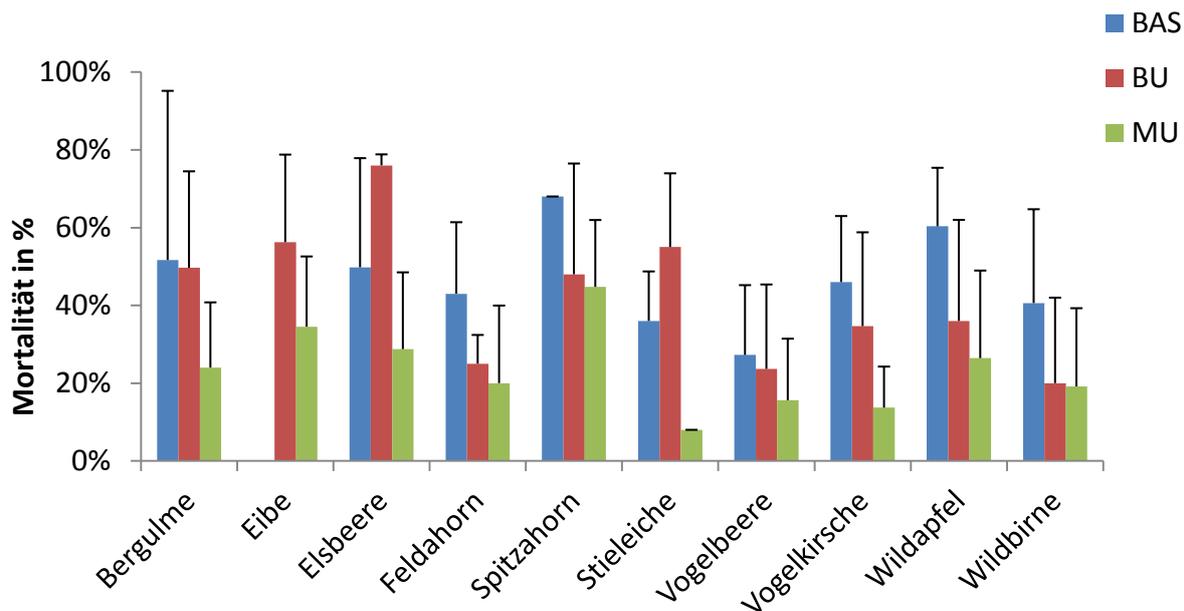


Abb. 7. Mortalität seltener Baumarten zwei Jahre nach der Pflanzung. Angegeben sind die Mittelwerte und Standardabweichungen für die Standortseinheiten Basalt (BAS) Buntsandstein (BU) und Muschelkalk (MU).

Bei alle Baumarten traten die geringsten Verluste auf Muschelkalkstandorten auf, bei den meisten Baumarten waren die Ausfälle auf Basalt am höchsten. Eiben wurden auf Basaltstandorten nicht gepflanzt, Stieleichen nur auf einer Muschelkalkfläche. Interessant ist, dass offensichtlich besonders Elsbeere und Stieleiche auf die durchschnittlich schlechteren Nährelementvorräte auf Buntsandsteinstandorten mit höheren Ausfallraten reagieren. Warum die meisten Baumarten auf nährstoffreichen und gut wasserversorgten Basaltstandorten die höchsten Verluste aufweisen, wird an anderer Stelle diskutiert. Die Eibe litt als einzige Nadelbaumart besonders unter Frosttrocknis während des ersten Winters nach der Pflanzung, als der Wurzelkontakt mit dem Waldboden noch nicht ausreichend gegeben war.

Die Höhen- und Durchmesserzuwächse waren im ersten Standjahr im Allgemeinen sehr gering und durch den Verpflanzungsschock geprägt. Den höchsten mittleren Höhen- und Wurzelhalsdurchmesserzuwachs erreichte die Vogelbeere mit knapp 19 cm bzw. 0,3 mm. In den Abb. 7 und 8 werden die Zuwächse der zweiten Vegetationsperiode getrennt nach Standorten und Schutzstatus der einzelnen Pflanzen wiedergegeben. Es wird deutlich, dass beide Faktoren einen erheblichen Einfluss auf das Wachstum der Bäume haben.

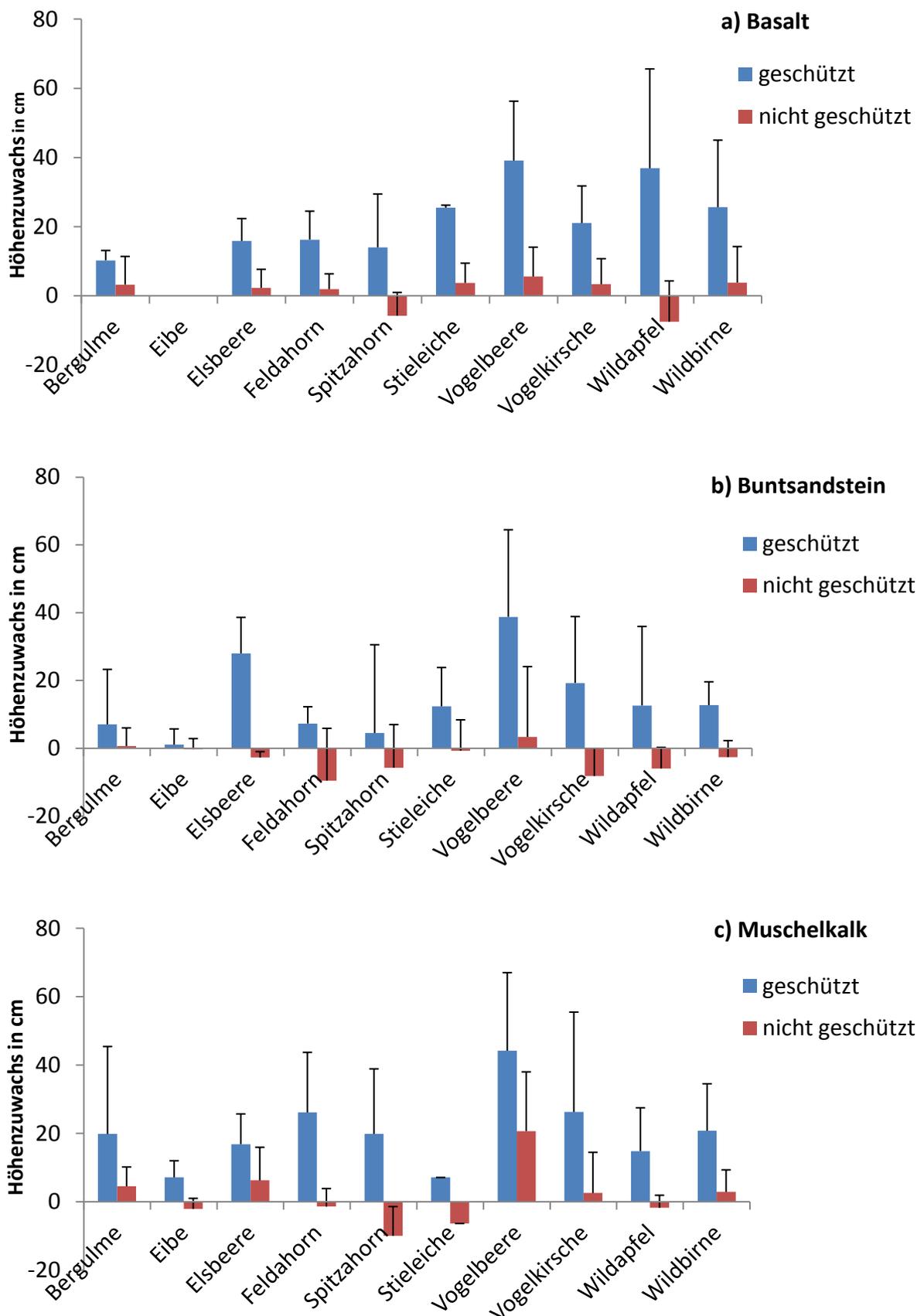


Abb. 8. Höhenzuwächse seltener Baumarten im 2. Jahr nach der Pflanzung auf verschiedenen Standorten. 20 % der Bäume wurden im Einzelschutz (Freiwuchsgitter HQ 500) gepflanzt.

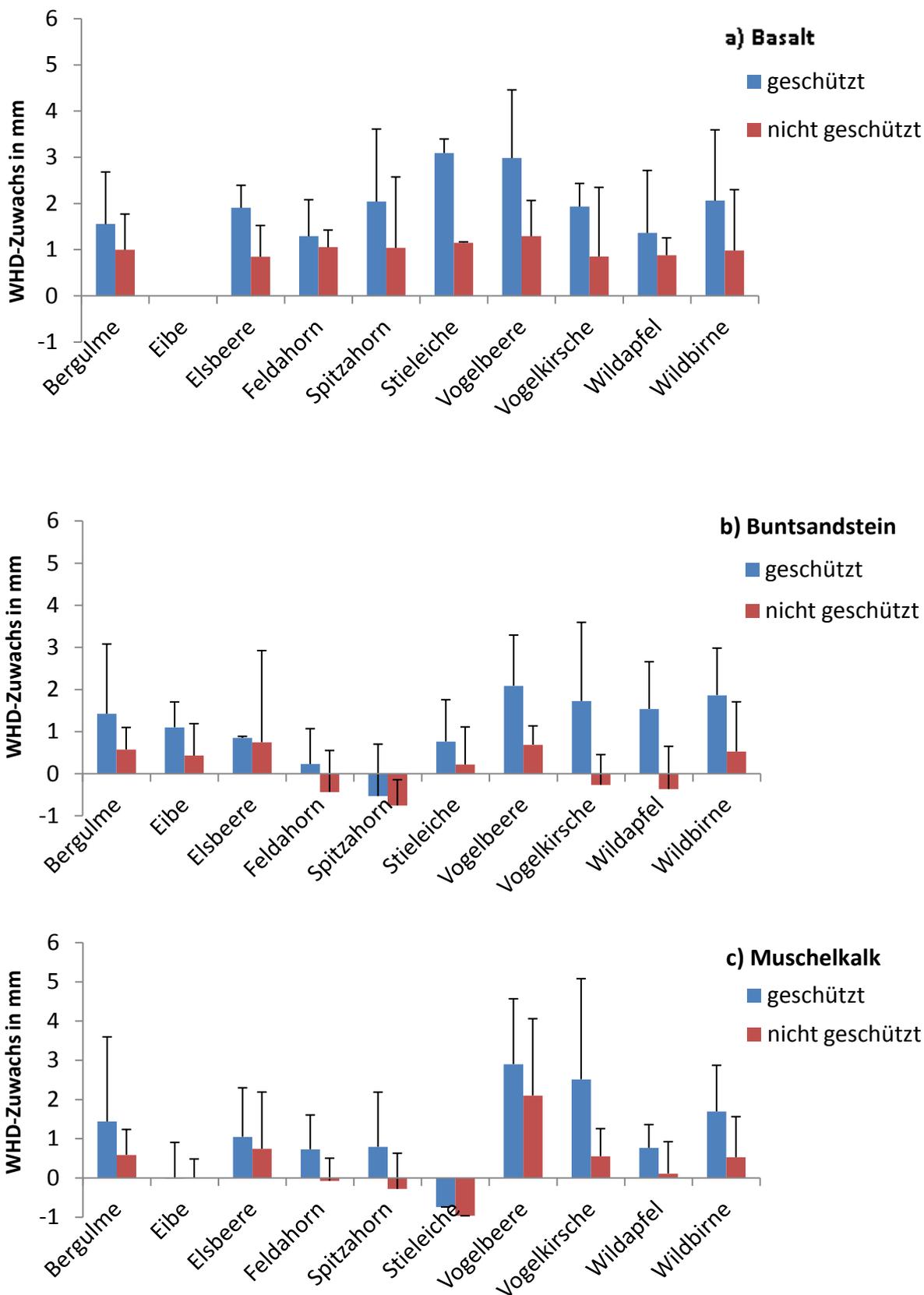


Abb.9. Wurzelhalsdurchmesser- (WHD-) Zuwächse seltener Baumarten im 2. Jahr nach der Pflanzung auf verschiedenen Standorten. 20 % der Bäume wurden im Einzelschutz (Freiwuchsgitter HQ 500) gepflanzt.

Um das Wuchspotenzial einzelner Baumarten auf den drei Standortseinheiten besser abschätzen zu können, werden im Folgenden der maximale Höhenzuwachs (Flächenmittelwerte der Flächen mit dem höchsten Zuwachs) der zweiten Vegetationsperiode (Abb. 9) und die erreichten Maximalhöhen nach der zweiten Vegetationsperiode (Abb. 10) dargestellt.

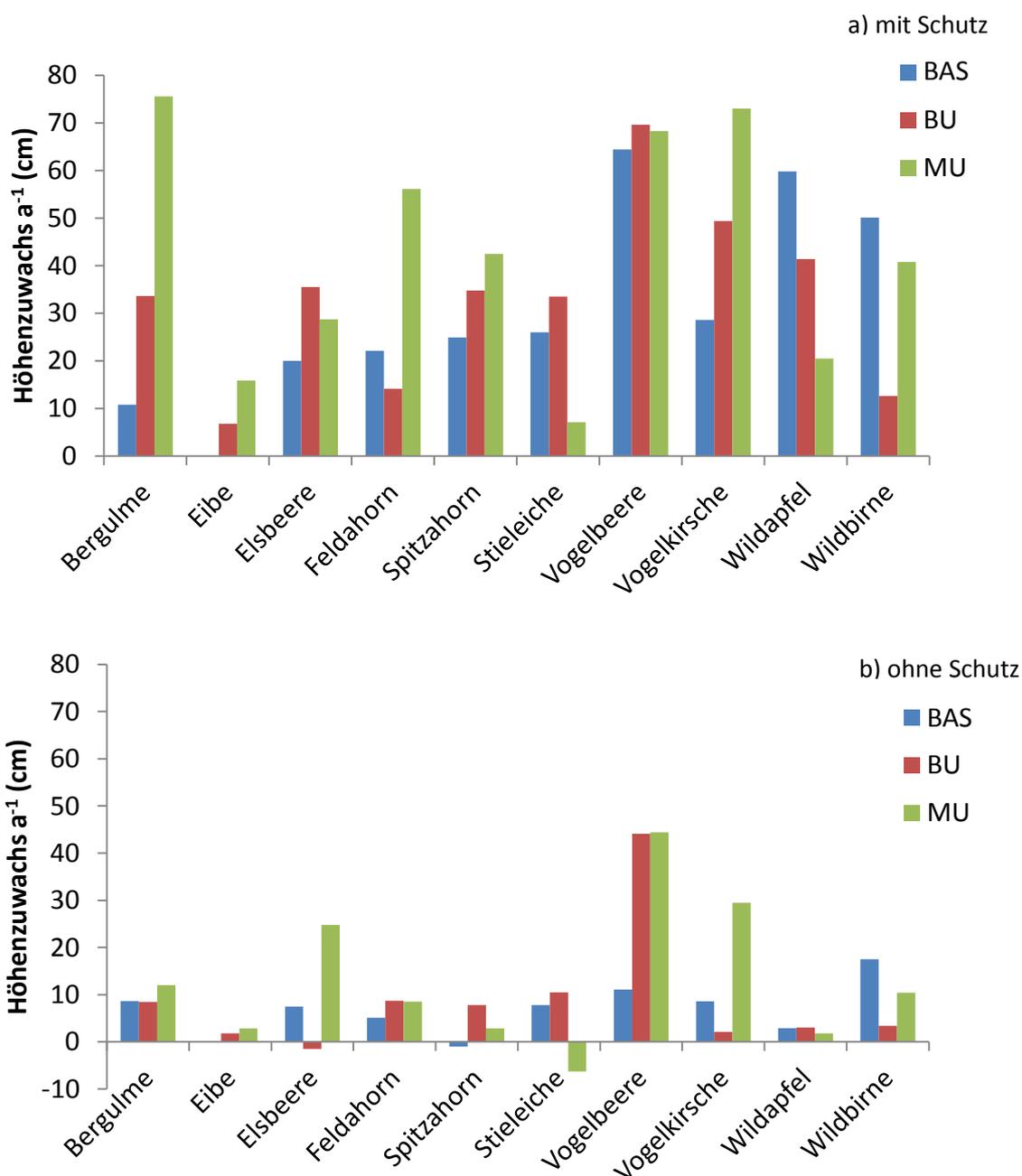


Abb. 10. Maximaler mittlerer Höhenzuwachs (Flächenmittelwerte) aller gepflanzten Bäume des zweiten Jahres nach der Pflanzung auf Basalt- (BAS), Buntsandstein- (BU) und Muschelkalkstandorten (MU) mit Einzelschutz (a) und ohne Einzelschutz (b).

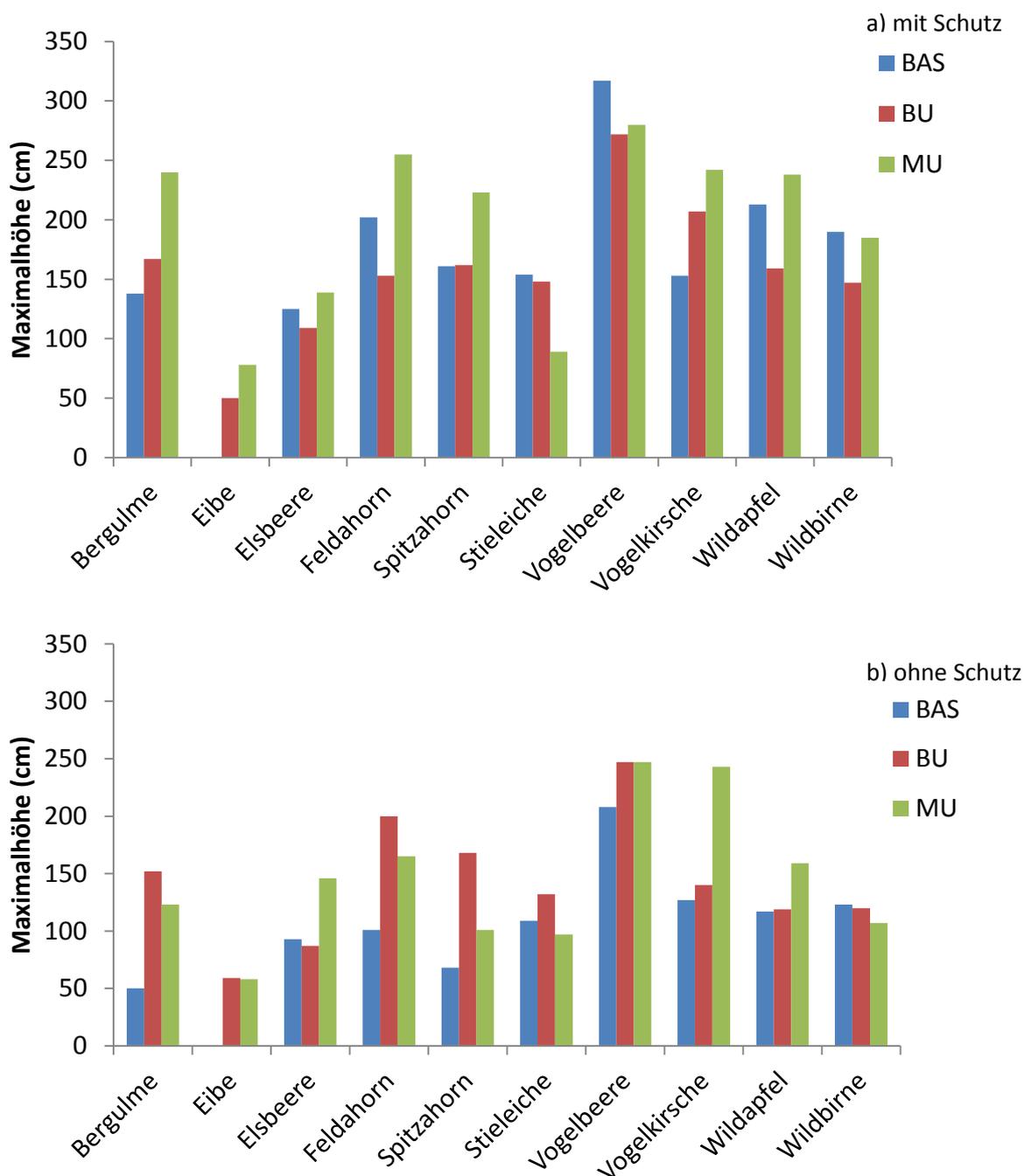


Abb. 11. Maximalhöhen aller gepflanzten Baumarten zwei Jahre nach der Pflanzung auf Basalt- (BAS), Buntsandstein- (BU) und Muschelkalkstandorten (MU) mit Einzelschutz (a) und ohne Einzelschutz (b).

Es wird deutlich, dass einzelne Baumarten auf einzelnen Flächen einen mittleren Höhenzuwachs von über 70 cm erreichen konnten. Lediglich Elsbeere, Stieleiche und Eibe blieben hinter den anderen Baumarten deutlich zurück. Wiederum zeigte sich die Vogelbeere als sehr standortsvag, sie wuchs im Einzelschutz auf allen drei Standortseinheiten etwa gleich gut. Ohne Einzelschutz liegen die maximalen Flächenmittelwerte deutlich und auf fast allen Flächen signifikant (U-Test,  $p < 0,05$ )

unter den Werten der geschützten Bäumchen. Nur die Vogelbeere erreicht ungeschützt Zuwächse von über 40 cm. Für manche Baumarten (Elsbeere, Spitzahorn und Stieleiche) sind die maximalen Flächenmittel ungeschützter Bäume sogar negativ, d.h., dass diese Baumarten aufgrund von Leittriebverlust und Verbiss im 2. Untersuchungsjahr nicht gewachsen sind. Diese Baumarten haben es auf den entsprechenden Flächen schwer, aus dem Äser des Rehwilds heraus zu wachsen, was sich auch in den maximal erreichten Höhen widerspiegelt (Abb. 10). Im Einzelschutz erreichten manche Bäume in zwei Jahren Höhen von über 2 m, und das auch bei Baumarten, bei denen man dies nicht unbedingt erwartet hätte (z.B. Wildapfel). Ohne Einzelschutz liegen die maximal erreichten Höhen zwar oft deutlich darunter, übertreffen die Äserhöhe des Rehwilds (etwa 130 cm) aber dennoch nach zwei Jahren. In manchen Fällen liegen die Maximalhöhen der ungeschützten Bäume sogar über den Maximalhöhen geschützter Bäume, ein Hinweis dafür, dass die Schutzhülle (Freiwuchsgitter) das Wachstum der Bäume *per se* nicht ausschließlich fördert, indem z. B. das Mikroklima verbessert oder Konkurrenzvegetation ausgeschlossen wird. Es war im Gegenteil häufig so, dass im Freiwuchsgitter andere Pflanzen (meistens Gehölze) neben den gepflanzten Bäumen unverbissen besonders kräftig wuchsen und die seltenen Baumarten unterdrückten. Eine andere Möglichkeit, diese Annahme zu bestätigen hätte darin bestanden, das Wachstum der unverbissenen ungeschützten Bäumchen mit dem der geschützten Bäumchen zu vergleichen. Leider blieben nach dem 2. Untersuchungsjahr nur sehr wenige unverbissene Bäumchen außerhalb des Einzelschutzes übrig (Abb. 12). Daher sollen im Folgenden Verbisschäden etwas detaillierter analysiert werden. Andere Schäden, z. B. Fegeschäden durch Rehwild, Verbisschäden durch Rotwild, Insektenschäden, Schwarzwildschäden (Ausreißen der Bäume, Umdrücken der Schutzhüllen) oder anthropogene Schäden (Abschneiden der Bäume durch Freischneider, Umdrücken oder Ausreißen der Bäume durch das Rücken umgefallener Randbäume) spielten nur auf einzelnen Flächen eine Rolle und sollen deshalb an dieser Stelle nur erwähnt werden. Auf den wenigen Untersuchungsflächen, auf denen Rotwild vorkommt, wurden besonders im zweiten Untersuchungsjahr Leittriebknospen in den Schutzhüllen abgeäst. 120 cm hohe Schutzhüllen sind demnach in solchen Gebieten ungeeignet. Da Rotwildverbiss bis zu der Äserhöhe des Rehwilds (und selbst diese kann z. B. bei hohen Schneelagen deutlich über 130 cm liegen) nicht eindeutig von Verbiss durch Rehwild

unterschieden werden kann, wurde Rotwildverbiss nicht gesondert aufgenommen und dem Rehwildverbiss zugeschlagen. Daher kann dieser auf manchen Flächen überschätzt worden sein. Insgesamt kommt Rotwild auf 18 der untersuchten 96 Flächen vor.

Zunächst sollen die Verursacher von Verbisschäden näher betrachtet werden, die auf allen Flächen vorkommen können. Im ersten Untersuchungsjahr waren neben Rehwild auch Hasen und Wühlmäuse beteiligt, insgesamt aber zu einem deutlich geringeren Prozentsatz (Abb. 11).

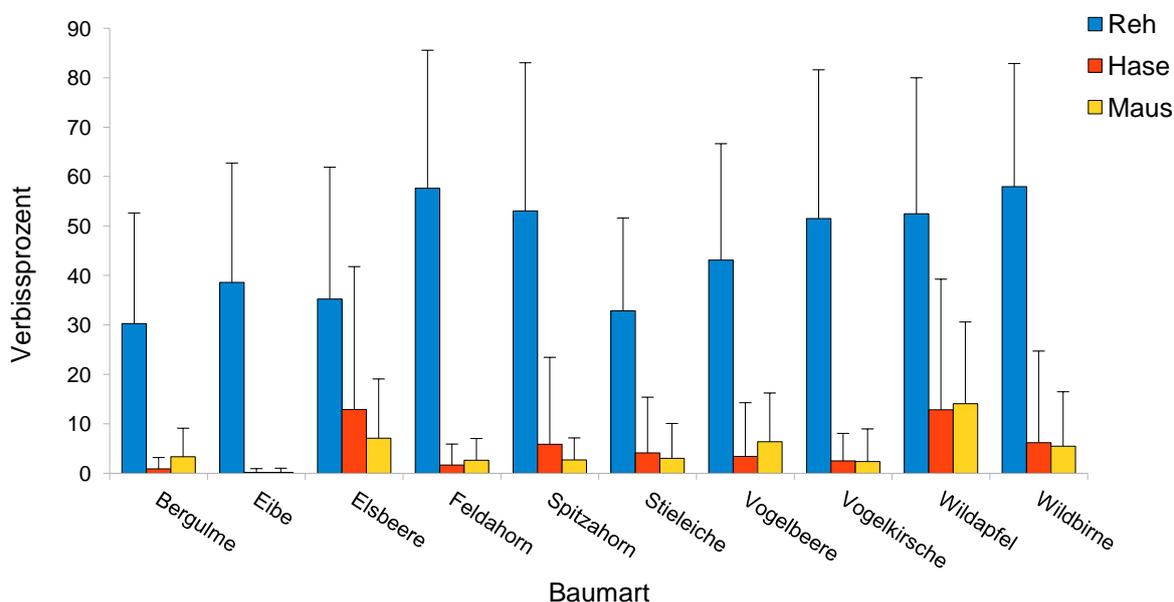


Abb. 12. Mittlere Verbissprozent (Mittel aus zwei Aufnahmen) der 10 gepflanzten Baumarten nach der ersten Vegetationsperiode, getrennt nach Rehwild-, Hasen- und Mäuseschäden.

85,0 % aller geschädigten Bäume wurden von Rehen verbissen, 9,4 % von Hasen und 8,8 % von Mäusen. Bei vielen Bäumen wurden Schädigungen durch mehrere Tierarten festgestellt. Während das Rehwild die Baumarten Feldahorn, Spitzahorn, Vogelkirsche, Wildapfel und Wildbirne bevorzugt verbiss, wurden auf manchen Flächen Elsbeeren und Wildapfel von Hasen und Mäusen am stärksten geschädigt. Während neue Verbisschäden durch Hasen im Sommer 2010 abnahmen (von 14,8 auf 2,9 %), stieg der Anteil des Rehwildverbisses von 80,9 auf 89,9 %. Die Schädigungen durch Mäuse blieben etwa gleich hoch (8,5 % Winterverbissanteil und 9,1 % Sommerverbissanteil). Im zweiten Untersuchungsjahr traten Hasenverbiss und Wühlmausschäden nur noch sporadisch auf wenigen Flächen auf.

Ein Blick auf die niedrigsten und höchsten Verbissprozente einzelner Pflanzflächen zeigt jedoch, dass es lokal durchaus große Unterschiede gab (Tab. 3). So wurden einzelne Baumarten auf manchen Flächen gar nicht, auf anderen dagegen zu 100 % durch Rehwild geschädigt. Auf vielen Flächen kam Hasen- und Mäuseverbiss gar nicht vor, andere Flächen wurden sogar stärker durch Hasen geschädigt (bis zu 100 %) als durch Rehwild. Auf einer Fläche wurden 2/3 aller Apfelbäumchen durch Mäuse geschädigt. Dies bestätigt die Attraktivität von Apfeltrieben, die aus diesem Grund auch zur Einschätzung der Nagerdichte eingesetzt werden.

Tab. 3. Minimale und maximale Verbissprozente einzelner Pflanzflächen.

Baumart	Gesamtverbiss (%)		Rehwildverbiss (%)		Hasenverbiss (%)		Mäuseverbiss (%)	
	Minimum	Maximum	Minimum	Maximum	Minimum	Maximum	Minimum	Maximum
Bergulme	5,6	83,3	5,6	72,2	0	10,7	0	26,5
Eibe	0	81,3	0	81,3	0	2,9*	0	3,2*
Elsbeere	0	100,0	0	88,6	0	100,0	0	55,2
Feldahorn	5,1	100,0	0	100,0	0	19,5	0	14,6
Spitzahorn	3,2	100,0	3,2	100,0	0	92,2	0	18,2
Stieleiche	13,2	83,8	11,3	81,1	0	42,0	0	33,8
Vogelbeere	0	97,4	0	83,8	0	59,0	0	34,9
Vogelkirsche	0	100,0	0	100,0	0	28,6	0	28,8
Wildapfel	31,4	100,0	0	93,6	0	85,7	0	66,7
Wildbirne	11,8	95,8	11,4	93,8	0	80,0	0	42,9

\*diesen Tierarten zugeordnet, obwohl für diese giftig.

Insgesamt wurden im ersten Untersuchungsjahr 6,4 % aller im Einzelschutz gepflanzten Bäume geschädigt, der größte Teil davon durch Mäuse.

Signifikant niedrigere Verbissprozente wurden nach dem ersten Untersuchungsjahr auf den Flächen festgestellt, die durch Forststudenten bejagt wurden (38,6 %,  $p < 0,05$ , T-Test). Die höchsten Schäden wurden auf Flächen aufgenommen, die an private Jäger verpachtet sind (59,9 % aller Pflanzen verbissen). Die restlichen Flächen nehmen eine Mittelstellung ein (51,4 % aller Pflanzen verbissen). Ebenso konnte festgestellt werden, dass im Mittel gut 2/3 (66,8 %) aller im Winter verbissenen Pflanzen im Sommerhalbjahr erneut verbissen wurden. Besonders stark litten Spitzahorn (84,3 %) und Wildbirne (87,4 %) unter wiederholtem Verbiss.

Bis zum Ende der zweiten Vegetationsperiode gab es leider insgesamt unter den ungeschützten nur noch sehr wenige lebende Bäumchen, die von Verbiss verschont geblieben waren (Abb. 13). Im Mittel waren alle Baumarten zu 86 bis 97 % durch Terminaltrieb-, Seitentrieb- oder Stammbasisverbiss geschädigt. Den niedrigsten Wert hatte eine Vogelbeerfläche mit einer Schädigung von 22,9 % aller Bäumchen.

Viele Bäumchen wurden mehrmals verbissen, was dann besonders zu den o.g. Unterschieden in den Zuwächsen zwischen geschützten und ungeschützten geführt hat.

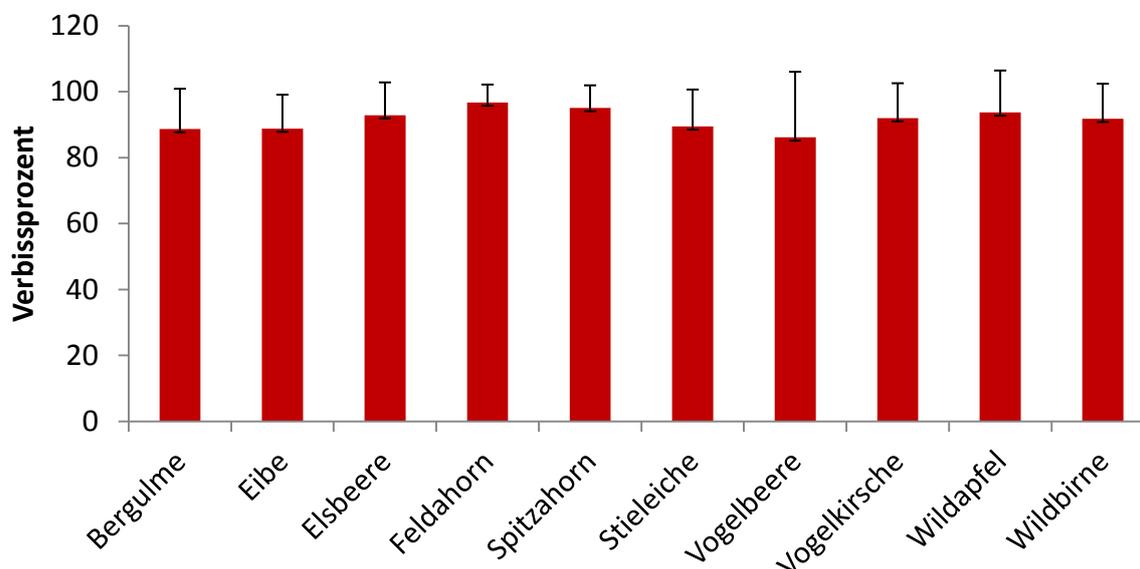
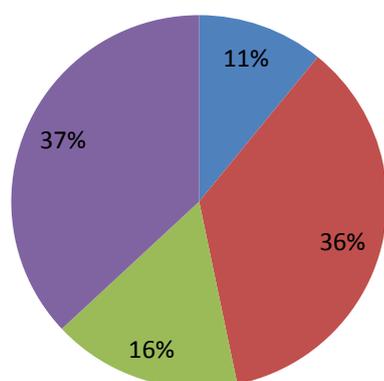


Abb. 13. Anteile der in den ersten beiden Untersuchungsjahren mindestens einmal durch Rehwild, Hasen, Wühlmäuse oder Rotwild verbissenen, ungeschützten Bäume. Angegeben sind die über alle Flächen der jeweiligen Baumart gemittelten Werte noch lebender Bäume mit Standardabweichung.

### 3.2 Weitere wachstumsbeeinflussende Faktoren

#### 3.2.1 Strahlungsbedingungen

Die Strahlungsmessungen auf den Pflanzflächen ergaben Schwerpunkte im mittleren (Lichtstufe 1, >20 – 40 % rel. Beleuchtungsstärke, 36 % aller Flächen) und höchsten (Lichtstufe 3, > 60 – 100 % rel. Beleuchtungsstärke, 37 % aller Flächen) Strahlungsbereich (Abb. 14).



Lichtstufen:

■ 0

■ 1

■ 2

■ 3

Abb. 14. Anteile der Lichtstufen an aufgenommenen Flächen.

Lichtstufe 0: 0- 20 %,

Lichtstufe 1: >20- 40 %,

Lichtstufe 2: >40- 60 %,

Lichtstufe 3: >60- 100 % ISF

Diese Verteilung spiegelt die Verhältnisse der zumeist kleinen Bestandeslücken oder großen Freiflächen wider.

Im ersten Untersuchungsjahr gab es kaum einen Zusammenhang zwischen den Strahlungsbedingungen und dem Zuwachs der gepflanzten Bäume. Beim Höhenzuwachs fielen sogar die Werte mit zunehmender Strahlung in den wenigen signifikanten Fällen ab (z. B. Spitzahorn, Abb. 15).

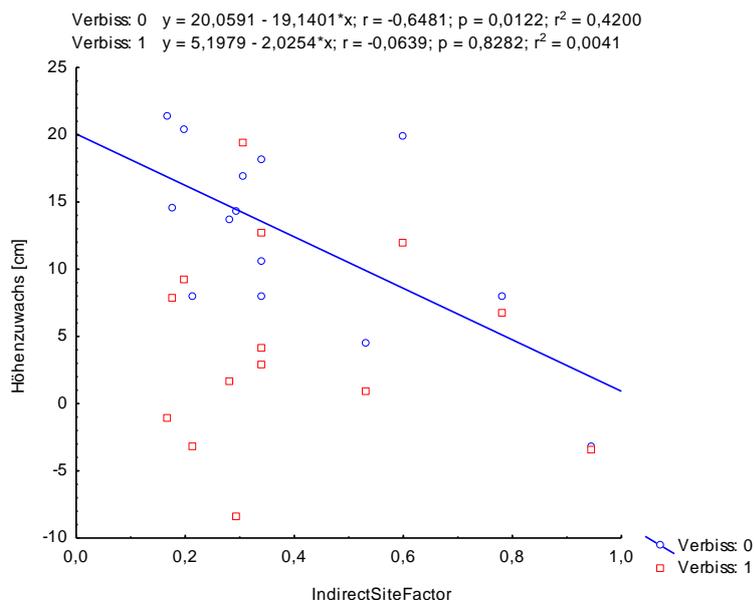


Abb. 15. Spitzahorn - Scatterplot für Höhenzuwachs vs. Indirect Site Factor; kategorisiert nach Verbiss (0 = unverbissen, 1 = verbissen).

Der Wurzelhalsdurchmesserzuwachs reagierte ebenfalls kaum auf unterschiedliche Lichtbedingungen. Die größte, allerdings nicht signifikante Reaktion zeigte der Wildapfel (Abb. 16).

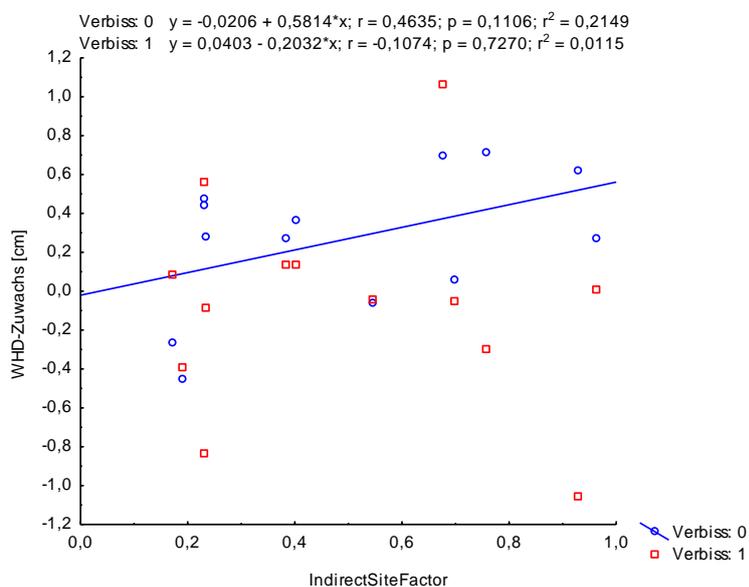


Abb. 16. Wildapfel - Scatterplot für Wurzelhalsdurchmesser- (WHD-) zuwachs vs. Indirect Site Factor; kategorisiert nach Verbiss (0 = unverbissen, 1 = verbissen).

Diese Ergebnisse bestätigen praktische Erfahrungen, dass das Wachstum in den ersten Jahren nach der Pflanzung kaum von den aktuellen Strahlungsbedingungen abhängt, sondern die Pflanzen noch sehr durch die Verhältnisse in der Baumschule geprägt sind. Daher sollten diese Zusammenhänge zu einem späteren Zeitpunkt (etwa 5 Jahre nach der Pflanzung) wiederholt geprüft werden.

### 3.2.2 Konkurrenzvegetation

Basaltstandorte wiesen hohe Deckungsgrade in der Strauchschicht (0,5 – 5 m), Muschelkalkstandorte hohe Deckungsgrade in der Krautschicht (< 0,5 m) auf (Abb. 17). Buntsandsteinstandorte nahmen eine Mittelstellung ein. Besonders in der Strauchschicht fällt auf allen Standorten auf, dass diese durch sehr konkurrenzstarke Arten wie Buche, Brombeere, Himbeere und Landreitgras dominiert wurde und wird.

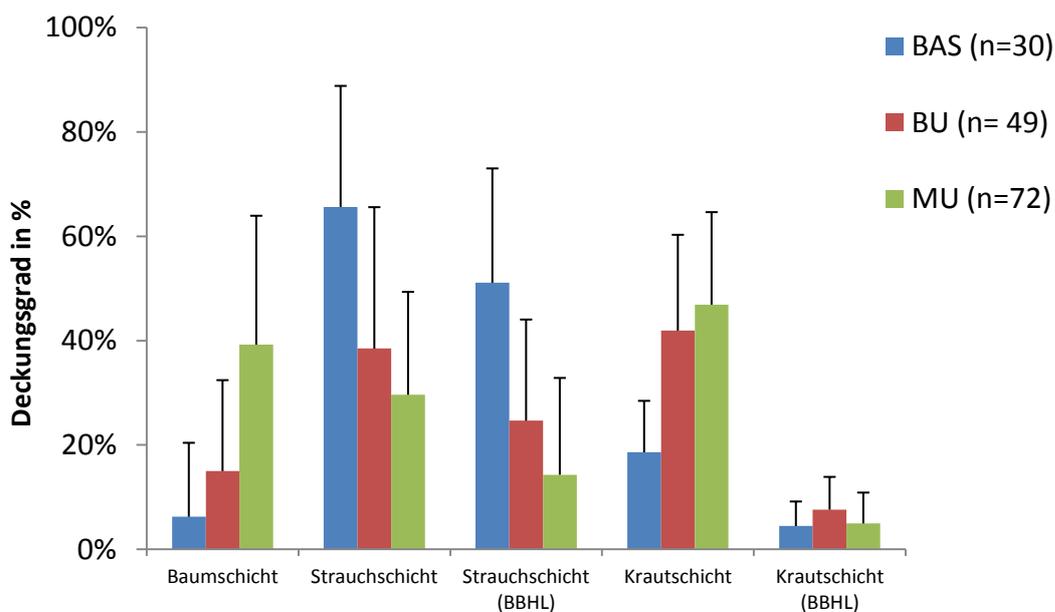


Abb. 17. Deckungsgrade der Vegetation auf den Pflanzflächen unterschiedlicher Standorte (Basalt = BAS, Buntsandstein = BU, Muschelkalk = MU) nach Schichten getrennt. Innerhalb der Strauch- und der Krautschicht werden zusätzlich die Deckungsgradsummen konkurrenzstarker Arten (BBHL, = Buche, Brombeere, Himbeere und Landreitgras) dargestellt.

Der Zusammenhang zwischen der Mortalität bzw. dem Zuwachs im zweiten Jahr nach der Pflanzung der Bäume und der Konkurrenzvegetation auf den Pflanzflächen wurde durch multiple Regressionsanalysen geklärt. Für alle drei Vegetationsschichten ergaben sich signifikante, aber nicht besonders starke Zusammenhänge, was an den geringen Bestimmtheitsmaßen abzulesen ist (Tab. 4).

Interessant ist, dass die Deckungsgrade der Strauchschicht sowohl mit der Mortalität, als auch mit den Höhen- und Durchmesserzuwächsen positiv korrelieren ( $b > 0$ ). Das bedeutet, dass zwar die Mortalität mit den Deckungsgraden der Strauchschicht und größer werdender Konkurrenz durch diese steigt, aber auch die Zuwächse. Diese Zusammenhänge treffen nicht nur für Pflanzen im Einzelschutz zu, sondern auch für ungeschützte (Werte hier nicht angegeben). Daher kann die Rolle der Begleitvegetation im Sinne einer Ablenkung oder Attraktion für das Wild nicht eindeutig nachgewiesen werden. Ähnliches trifft für den Einfluss der Überschirmung zu (Mortalität *und* Zuwächse herabsetzend).

Tab. 4. Multiple Regressionsanalysen des Einflusses der Begleitvegetation auf den Pflanzflächen auf die Mortalität (a), den Höhenzuwachs (b) und den Wurzelhalsdurchmesserzuwachs (c) der gepflanzten Bäume.  $b$  = Steigung der Ausgleichsgeraden, Vorzeichen entspricht positiver oder negativer Korrelation. Signifikante Zusammenhänge ( $p < 0,05$ ) sind rot dargestellt.

#### a) Mortalität

Vegetationsschicht	Multipler R	Multipler R <sup>2</sup>	FG Residuum	F	p	b
Baumschicht	0,237440	0,056378	146	8,72290	0,003664	-0,204800
Strauchschicht	0,196995	0,038807	146	5,89460	0,016404	0,163900
Strauchschicht (BBHL)	0,296102	0,087677	146	14,03098	0,000258	0,242100
Krautschicht	0,247507	0,061260	146	9,52760	0,002422	-0,311200
Krautschicht (BBHL)	0,028793	0,000829	146	0,121136	0,728307	

#### b) Höhenzuwachs

Vegetationsschicht	Multipler R	Multipler R <sup>2</sup>	FG Residuum	F	p	b
Baumschicht	0,257058	0,066079	146	10,33008	0,001611	-14,827100
Strauchschicht	0,239144	0,057190	146	8,85620	0,003420	14,995600
Strauchschicht (BBHL)	0,187262	0,035067	146	5,30588	0,022665	11,480000
Krautschicht	0,245888	0,060461	146	9,39537	0,002592	-21,710000
Krautschicht (BBHL)	0,030489	0,000930	146	0,135841	0,712985	

#### c) Wurzelhalsdurchmesserzuwachs

Vegetationsschicht	Multipler R	Multipler R <sup>2</sup>	FG Residuum	F	p	b
Baumschicht	0,292983	0,085839	146	13,70927	0,000302	-1,313200
Strauchschicht	0,286980	0,082358	146	13,10337	0,000406	1,406100
Strauchschicht (BBHL)	0,235139	0,055290	146	8,54483	0,004018	1,128000
Krautschicht	0,270690	0,073273	146	11,54367	0,000876	-1,862400
Krautschicht (BBHL)	0,046225	0,002137	146	0,312640	0,576921	

### 3.3 Kartierung seltener Baumarten

In insgesamt 13 Untersuchungsgebieten wurden auf jeweils 9 ha Mutterbäume und Naturverjüngung der 10 o.g. seltenen Baumarten kartiert. Die Flächen liegen in den Revierförstereien Reyershausen (Muschelkalk), Ebergötzen (Buntsandstein), Dransfeld (Muschelkalk und Basalt), Barterode (Muschelkalk und Basalt), Goseplack (Buntsandstein), Grund (Buntsandstein), Schellnhausen (Basalt), Ulrichstein (Basalt), Eichelsachsen (Basalt) und im Privatwald Gut Hohenhaus (Muschelkalk und Buntsandstein).

Unter den kartierten Bäumen seltener Arten (BHD > 7 cm) dominierten Eichen mit 48 %, die für diese Untersuchung nicht weiter nach Stiel- und Traubeneiche getrennt wurden. Vogelkirsche und Feldahorn hatten einen Anteil von 21 % und 18 %, gefolgt von den Baumarten Vogelbeere, Elsbeere, Spitzahorn (jeweils 4 %) und Bergulme. Letztere Art hat mit 1 % den geringsten Anteil in der Baumartenverteilung. Drei der untersuchten Baumarten (Wildapfel, Wildbirne und Eibe) wurden auf keiner der 13 Flächen erfasst, im Mittel waren mit der Eiche maximal 9 Bäume seltener Arten pro ha auf den Untersuchungsflächen vertreten (Abb. 18).

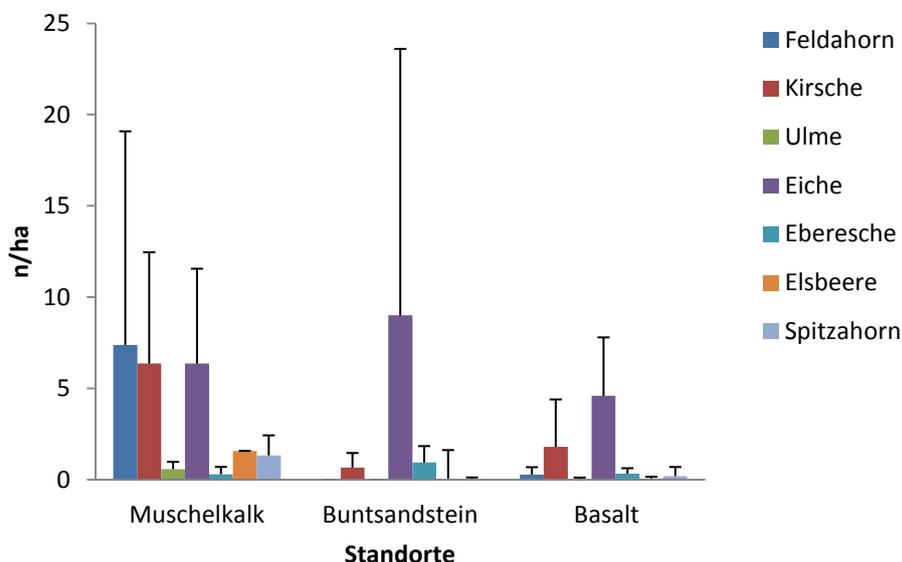


Abb. 18. Baumartenverteilung in den Untersuchungsgebieten. Angegeben sind die Flächenmittelwerte von Bäumen > 7 cm BHD mit Standardabweichung

Auf den Muschelkalkflächen dominierte der Feldahorn mit maximal 24,9 Bäumen pro ha den insgesamt geringen Anteil vorkommender seltenen Baumarten, gefolgt von Vogelkirsche (13,1 Bäume/ha) und Eiche (12,0 B./ha). Auf den Buntsandsteinflächen ergaben sich für Eiche (30,7 B./ha), Vogelbeere (1,9 B./ha) und Vogelkirsche (1,4

B./ha) Maximalwerte. Auf Basalt kamen Eichen ebenfalls am häufigsten vor (maximal 12,1 B./ha), einen nennenswerten Anteil hatte dort nur noch die Vogelkirsche mit höchstens 5,7 Bäumen/ha.

In der Durchmesserverteilung dieser kartierten Bäume fallen die meisten Bäume ins Gerten- und Stangenholz (BHD 7 – 19 cm), geringe (BHD 20 – 34 cm) und mittlere Baumholz (BHD 35 – 50 cm). Nur die Eichenarten haben ihren größten Anteil mit über 50 cm Brusthöhendurchmesser im starken Baumholz, da sie im Gegensatz zu den anderen Baumarten in der Regel in Altbeständen kartiert wurden. Wie erwartet kamen Bergulme und Spitzahorn signifikant häufiger auf Muschelkalkstandorten vor ( $p < 0,05$ , ANOVA).

Insgesamt zeigte sich, dass das Potenzial der seltenen Baumarten, sich natürlich zu verjüngen, aufgrund ihrer Seltenheit eher gering ist. Nur bei den Eichenarten war ein nennenswert hoher Anteil an Mutterbäumen vorhanden. Allerdings besitzen einige der untersuchten seltenen Baumarten Mechanismen der Samenausbreitung, die es ihnen ermöglichen, sich weit von den Mutterbäumen entfernt zu etablieren (z.B. Eichenarten durch den Eichelhäher, Eiben und Sorbusarten durch Drosseln und andere Vogelarten).

Die in vier Höhenklassen erfasste Naturverjüngung bis 7 cm BHD (0 – 20 cm, 21 – 50 cm, 51 – 130 cm, > 130 cm) ergab auf den Muschelkalkflächen maximal 1.900 Bäumchen/ ha, wovon Spitzahorn (900 B./ha, Vogelkirsche (500 B./ha) und Feldahorn (300 B./ha) am häufigsten vertreten waren. Die seltenen Baumarten werden eindeutig von den häufig anzutreffenden Buchen, Eschen und Bergahornen (bis zu 16.300 B./ha) dominiert. Auf den Basaltflächen dominierte ebenfalls Buche in der Verjüngung mit max. 14.100 B./ ha. Unter den seltenen Baumarten waren Vogelkirsche und Vogelbeere mit max. 1.600 bzw. 1.300 B./ha am häufigsten vertreten. Viele der 10 seltenen Baumarten kommen auf keiner der Untersuchungsflächen vor, und auf manchen Untersuchungsflächen fehlten die zehn genannten Baumarten völlig. Dies trifft auch für die Buntsandsteinstandorte zu, auf denen insgesamt die geringsten Verjüngungsdichten seltener Baumarten aufgenommen wurden. Während hier die Buche mit max. 12.500 B./ha den höchsten Anteil in der Verjüngung hatte, wurden nur jeweils max. 100 junge Eichen und Vogelbeeren/ha dokumentiert. Neben Bergahorn und Esche kam Feldahorn als seltene Baumart signifikant häufiger auf Muschelkalkstandorten vor ( $p < 0,05$ ,



Revier in Groß-Ellershausen signifikant höher war als in Reyershausen ( $p < 0,05$ , T-Test).

Tatsächlich nahmen die Verbissprozentage mit zunehmendem Abstand zur Pflanzflächenmitte ab (Abb. 20), allerdings war diese Abnahme auf dem Niveau von  $p < 0,05$  nicht signifikant ( $p = 0,07$ , T-Test).

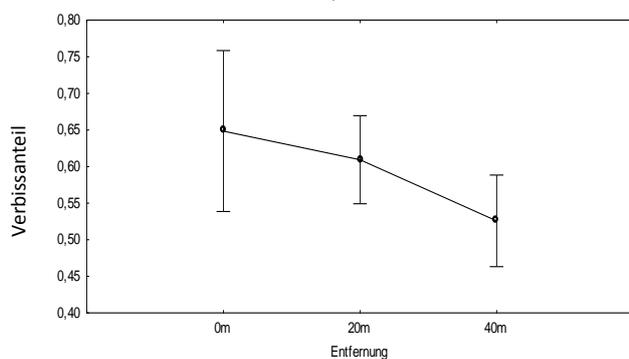


Abb. 20. Verbissanteile an der vorkommenden Naturverjüngung mit zunehmender Entfernung von den Pflanzflächenmittelpunkten, Mittel und Standardabweichung über alle Aufnahmeflächen.

Von den o.g. seltenen Baumarten kamen Feldahorn, Spitzahorn, Stieleiche, Bergulme, Vogelkirsche und Vogelbeere in der Naturverjüngung vor. Diese Baumarten wurden zu 60 bis 100 % verbissen. Die Auswertungen ergaben auch, dass diejenigen Baumarten am stärksten verbissen waren, die auf den jeweiligen Flächen am seltensten auftraten. Dies kann also auch Baumarten betreffen, die im Allgemeinen nicht selten sind.

#### 4. Diskussion

In den ersten beiden Jahren nach der Pflanzung seltener Baumarten wurde vor allem deutlich, dass diese massiv unter Verbissdruck durch Wildtiere leiden. Obwohl lokal Hasen und Mäuse erhebliche Schäden verursachten, war Verbiss durch Rehwild insgesamt entscheidend. Sowohl gepflanzte Bäume, als auch Naturverjüngung wurden verbissen, mit ähnlich hohen Verbissprozentagen. Die Naturverjüngung seltener Baumarten leidet daher nicht nur unter direkter Konkurrenz durch andere Pflanzenarten, sondern auch unter sog. apparenter Konkurrenz. Dies spiegelt sich in den sehr geringen Anteilen an der gesamten Naturverjüngung wider. Manche der gepflanzten seltenen Baumarten kommen trotz Mutterbäumen im Altbestand gar nicht in der Verjüngung vor. Für die Wahl der geeignetsten waldbaulichen Verfahren zur Förderung bereits vorhandener oder neu zu etablierender Verjüngung seltener Baumarten ist die Reaktion des Pflanzenwachstums auf lokal sehr unterschiedlich ausgeprägte zusätzliche Einflussfaktoren sehr wichtig. Wildobst, Spitzahorn und

Bergulme zeigten ein besseres Wachstum auf basenreicheren Standorten. Der Einfluss der Bestandesstrahlung war hingegen in den ersten beiden Jahren nach der Pflanzung kaum nachweisbar. Dies ist jedoch für die kommenden Jahre sicher zu erwarten. Nach South und Zwolinski (1997) gilt der Pflanzschock als überwunden, wenn die Wuchseigenschaften wieder ein normales Niveau angenommen haben. In verschiedenen Untersuchungen wurden für unterschiedliche Baumarten Anpassungszeiträume von zwei bis drei Jahren bis zu einer Normalisierung des Wachstums festgestellt (Burschel et al. 1985; Pichler et al. 2001; South & Zwolinski 1997). Grosse (1983) beobachtete in Versuchen mit Tanne, Fichte und Ahorn einen Zeitraum von vier Jahren bis zur Überwindung des Pflanzschocks. Nach Röhrig et al. (2006) sind bei den Laubbäumen die Eichenarten in besonderem Maße von Pflanzschocks betroffen. Dies zeigte sich auch auf den hier untersuchten Flächen. Wie Ammer (1996) erwähnt, sind zum Einfluss des Lichts auf das Wachstum junger Bäume so viele Studien durchgeführt worden, wie für wenige andere Forschungsbereiche. Daher gibt es bereits für einige der 10 untersuchten Baumarten in der Literatur Angaben zum Lichtbedarf bzw. zur Schattentoleranz. Besonders für die Eiche, als sehr wichtige Wirtschaftsbaumart, liegen z.B. von Vor und Lüpke (2004), Lüpke (1998), Hauskeller-Bullerjahn (1997) und Röhrig (1967) Werte vor. Vor und Lüpke (2004) stellten durch einen Vergleich von zweijährig gepflanzten Roteichen, Traubeneichen und Buchen heraus, dass die Traubeneiche ab einer relativen Beleuchtungsstärke von 44 % Buche und Roteiche im Höhenzuwachs übertrifft. Dieser Wert ist insofern wichtig, als dass eine höhere Überlebenschance und Konkurrenzkraft von den Eichen, bei Einmischung in solch lichten Buchenbeständen, erwartet werden kann. Eindeutig war außerdem, dass die Eiche bei rund 8 % Beleuchtungsstärke, also im dichten Bestand, keinen Zuwachs mehr gezeigt hat. Röhrig (1967) dagegen ermittelte eine leichte Zunahme des Höhenzuwachses bei einer Verminderung der relativen Beleuchtungsstärke von 24 auf 8 %. Lüpke (1998) verweist außerdem darauf, dass das Überleben der Pflanzen bei einer Beleuchtungsstärke von 10 % unter minimalem Zuwachsgewinn möglich ist und eine Verjüngung der Eiche daher auch auf kleinen Freiflächen von nur 17 - 20 m Durchmesser erreicht werden kann. Diese Freiflächengröße entspricht nach Lüpke (1995) einer relativen Beleuchtungsintensität von 12 - 15 %. Bei sehr hoher Beschirmung ist nach Lüpke (1998) jedoch nach spätestens zwei Jahren eine starke Auflichtung auf 30 - 40 % notwendig. Hauskeller-Bullerjahn (1997) ermittelte den

Strahlungsbereich 20 - 30 % TOTSF (total site factor = direkte + indirekte Strahlung) als "besonders interessant", da innerhalb dieses Bereiches, bei Steigerung der Strahlung, große Gewinne an Durchmesser- und Höhenzuwachsen in Untersuchungen erreicht wurden. Innerhalb der Bereiche von 10 - 20 % als auch 30 - 60 % TOTSF ähnelten sich die Wachstumswerte dagegen. Für die Elsbeere hat Polzin (2011) festgestellt, dass sie zwar ein lichtliebender Baum ist, jedoch besonders in der Jugend schattentoleranter ist und somit auch längere Schattenphasen überdauern kann. Diese Schattentoleranz bestätigen auch Untersuchungen von Kahle (2004), die allerdings nur auf der Grundlage von Kronenkonkurrenz und nicht mithilfe von Strahlungsmessungen ermittelt worden sind. In einer Studie zur Untersuchung der in- und ex-situ Verjüngungskonzepte für die Elsbeere hat Schüte (2000) u.a. die Mortalität von Pflanzen aus Naturverjüngung bei unterschiedlichem Lichtgenuss untersucht. Diese lag bei Strahlungswerten von 20-30 % DIFFSF bei 70 %, bei noch niedrigerem Lichtgenuss bei 87 %. Während bei Lichtbedingungen unter 30 % der jährliche Zuwachs bei rund 10 cm lag, wurde das Maximum der Höhenzuwächse von 28 cm zwischen 60 und 70 % Lichtgenuss ermittelt. Mit zunehmendem Alter stieg die Bedeutung des Faktors Strahlung für das Wachstum der Verjüngung an (Schüte 2000). Zur Verjüngungsbiologie des Spitzahorns gibt es bisher wenige Studien (Röhrig et al. 2006). Röhrig (1967) hat jedoch Zuwachs- und Biomasseuntersuchungen an zweijährigen Bergahorn-Sämlingen durchgeführt, bei denen er von 100 % bis 8 % relativem Lichtgenuss einen Rückgang um 50 % der Sprosslänge feststellte. Die höchsten Sprosslängen und Wurzelhalsdurchmesser wurden bei einem Lichtgenuss von 100 % festgestellt. In diesen Versuchen wurde mit Beschattungsanlagen gearbeitet, in denen nur fünf Lichtstufen (1, 8, 24, 78 und 100 % rel. Lichtgenuss) definiert wurden. Es können daher nicht, wie bei den Untersuchungen zur Elsbeere von Schüte (2000), Aussagen getroffen werden, ob das Maximum der Höhenzuwächse zwischen 78 und 100 % relativem Lichtgenuss liegt. Ein Hinweis darauf, dass die Ergebnisse des Bergahorns vielleicht auf den Spitzahorn übertragbar sind, ist die vergleichbare Reaktion der beiden Arten, bei geringer Belichtung ab etwa einem Meter Höhe mit einer Stagnation des Höhenzuwachses zu reagieren (vgl. Schütt et al. 2007). Für die Eibe als Schattbaumart wurden ebenfalls ein gesteigertes Triebängenwachstum, sowie eine höhere Dichte der Naturverjüngung bei höherem Strahlungsgenuss festgestellt (Seidling 1998, 1999; Paar 1986; Schröder 1986; zitiert nach Pietzarka 2005). Muhle

(1978; zitiert nach Pietzarka 2005) gibt eine Strahlungsstärke von 60 % für ein optimales Wachstum an. Pietzarka (2005) fasst als ein Ergebnis seiner Untersuchungen zusammen, dass *Taxus baccata* "unter ungünstigen Strahlungsbedingungen" in das Höhenwachstum investieren kann, auf stärkere Einstrahlung jedoch nicht mit einem ausgeprägten Höhenzuwachs reagiert. Für die Reaktion des WHD-Zuwachses liegen für die Eibe keine Untersuchungen vor.

Wenn man von der Eiche absieht kann gesagt werden, dass viele Angaben zum Lichtbedarf der 10 Baumarten noch relativ ungenau sind, bzw. nur mit wenigen Studien belegt werden können. An dieser Stelle wird der dringende Forschungsbedarf in Bezug auf den Kenntnisstand der Verjüngungsbiologie der seltenen Baumarten deutlich.

Eine Korrelation des Wachstums und der Mortalität mit Deckungsgraden der auftretenden Konkurrenzvegetation ist zwar gegeben, der kausale Zusammenhang ist jedoch schwer nachweisbar. So sinkt beispielsweise zwar die Überlebensrate der meisten Arten mit zunehmender Konkurrenz durch andere Pflanzen (dies wird besonders deutlich auf von Brombeerranken überwucherten Flächen), die Zuwachsraten überlebender Individuen steigen jedoch gleichzeitig. Entweder wird also das Wachstum durch Konkurrenz tatsächlich gefördert, oder nur nominell, indem nur die Daten vitalerer Überlebender in die Kalkulation einbezogen werden. Eine leichte Überschildung durch den Altbestand wirkte sich positiv auf die Überlebensraten, aber negativ auf die Zuwächse der gepflanzten Bäume aus. Dies wurde in einer Vielzahl von Untersuchungen festgestellt (Brunner 1993). In vielen Fällen regulieren jedoch Wildschäden das Wachstum stärker als abiotischen Faktoren. Dies zeigt sich auch in einer Übersicht europäischer Studien (Tab. 5).

**Tab. 5.** Europäische Studien über Wildschäden an seltenen Baumarten.

T = Terminaltriebverbiss, S = Seitentriebverbiss

Baumart	Wildschaden	Besonderheiten	Autor
<b>Speierling</b>	Starke Verbissschäden	Starker selektiver Verbiss	Muzzi et al., 2007
<b>Sorbus domestica</b>	Fege- und Schälschäden sehr selten	Rehwild als Hauptschädling Sehr geringe Resistenz gegenüber Wildschäden	Schmeling, 1992 WSL, 2001
<b>Feldahorn</b>	Zu 80 % verbissene Pflanzen; 32, 8% T, 47,3 % S	Verbiss durch Damwild und Muntjak (GB)	Boulanger et al., 2009 Modry et al., 2004
<b>Acer campestre</b>	60 – 86 % Verbiss	Geringer selektiver Verbiss in Westeuropa Geringe Bevorzugung von Reh- / Rotwild	Moore et al., 1999 Symonds, 1985

<b>Wildkirsche</b> <i>Prunus avium</i>	54% Verbiss (davon 40% durch Wild, nur T.)  72,5% Verbiss (38,4% T., 72,5% S.), durch Damwild 55% Verbiss durch Rotwild	Reduzierung der Baumhöhe um 27,2% durch Verbiss  Hauptverbiss im Sommer von Damwild (GB) Im Vergleich mit anderen Baumarten starker T.	Kullberg et al., 2001 Moore et al., 1999, 2000 Pepin et al., 2006
<b>Wildapfel</b> <i>Malus sylvestris</i>	31% T., 62,6% S. durch Damwild	Kein selektiver Verbiss in Westeuropa Starker Verbiss durch Rinder, Schafe und Pferde	Boulanger et al., 2009 Buttenschon et al., 1999 Moore et al., 1999
<b>Eberesche</b> <i>Sorbus aucuparia</i>	30% Verbiss an Sämlingen (0-20cm), 80% Verbiss an Jungbäume (20-130cm)  24,5% T., 66,8% S. durch Damwild  60% Verbiss durch Rehwild  86,8% T. im Alpenraum  Hohe Schäl-, Fege- / Schlagschäden  Regional vorkommende Bruchschäden durch Rotwild	Besonders bevorzugt und verbisstolerant  Verbisstoleranter als z.B. die Gemeine Kiefer ( <i>Pinus sylvestris</i> )  Ganzjährige Schädigung  Hauptschädigung durch Reh- / Rotwild, auch große Schäden durch Elchwild  Starke Schälsschäden durch Rotwild  Bevorzugt verbissen durch Reh-, Rot-, Elchwild	Briedermann, 1989 Cummins et al., 1982 Dzieciolowski. 1970, 1986 Erlbeck, 1997 Götmark et al., 2005 Guthörl, 1990 Heroldova et al., 2003 Mansson et al., 2007 Miller et al., 1982 Mitchell et al., 1982 Moore et al., 1999 Motta, 1999 Prien et al., 2009 Shiple et al., 1998 Vorspernik, 2006
<b>Elsbeere</b> <i>Sorbus torminalis</i>	Starker Wildverbiss an jungen Elsbeeren Starke Schälsschäden durch Rotwild	Keine selektiver Verbiss	Boulanger et al., 2009 Ebert, 1999 Heyder, 2004 Vospersnik, 2006
<b>Eibe</b> <i>Taxus baccata</i>	Verbisschäden durch Elch-, Reh-, Rot- und Sikawild  Starke Verbisschäden durch Rehwild	Starke Schädigung durch Rotwild, dabei Schäden in allen Baumstärkeklassen  Besondere Gefährdung aufgrund langsamen Wachstums	Kopp, 1991 Larner, 1977 Mysterud et al., 2004 Saniga et al., 2005 WSL, 2001 Zeiler, 2009
<b>Spitzahorn</b> <i>Acer platanoides</i>	Im Allgemeinen geringere Verbisschäden im Vergleich mit anderen Edellaubhölzern  82% Verbiss in höherer Verjüngung (>33 cm), 39% Verbiss in niedriger Verjüngung (≤ 33 cm) Deutlich stärker Verbissen als Rotbuche ( <i>Fagus sylvatica</i> ) Starker Verbiss (88 bis 94%) (CZ) 80% Verbiss an Jungbäumen (20 – 130 cm), 20% Verbiss an Sämlingen (0 – 20cm), nur gering starker Verbiss (S) 24% Verbiss, davon 23% T.	Hauptschäden durch Rehwildverbiss  Starke Verringerung des Höhenzuwachs, geringe Qualitätsverluste (Wuchsform) durch Wildverbiss	Brötje et al., 2005 Eiberle, 1975 Götmark et al., 2005 Modry et al., 2004 Mölder et al., 2008 WSL, 2001

<b>Wildbirne</b> <i>Pyrus pyraeaster</i>	Starker Wildverbiss	Bevorzugt als Äsungspflanze Verbissempfindlich	Kleinschmit et al., 1998 Muzzi et al., 2007 WSL, 2001
		Gegensätzliche Forschungsergebnisse: hohe Resistenz gegenüber Verbiss, kein selektiver Verbiss	
<b>Stieleiche</b> <i>Quercus robur</i>	Stark verbissgefährdet, keine Fegeschäden, nur lokal auftretende Schältschäden	Stark betroffen von Verbiss sind Höhenwachstum und Regeneration, starker Verbiss führt zu Verbuschung Höhere Mortalität bei verbissenen Eichen	Barancekova et al., 2007 Gärtner, 1996 Götmark et al., 2005 Kelly, 2002
	Hohe Schäden durch Reh- und Rotwild	Hohe Bevorzugung durch Reh- und Rotwild	Kuiters et al., 2002 Kullberg et al., 2001 Moore et al., 1999, 2000
	Geringer Verbiss (max. 15%) durch Damwild, 6,7% T., 37,4% S. Starker Verbiss in vielen europäischen Regionen (Irland, Niederlande) 85,1% Verbiss in Schweden, davon 13,7% nur T., 71,5% T. + S., 14,8% nur S. 70% Verbiss an Jungbäumen (20 – 130 cm), 40% an Sämlingen, hoher Anteil an starken Verbisschäden 95% Verbiss in Westschottland (Sommer- / Winterverbiss) 45,4% Verbiss, nur Hainbuche stärkerer verbissen	Eicheln als wichtige Nahrungsquelle für Schalenwild	Palmer et al., 2004 Prien et al., 2009 Van Hees et al., 1996
<b>Ulmenarten</b> <i>Ulmus spec.</i>	Stark verbissgefährdet, keine Fegeschäden / Schältschäden	Mäßige Beeinträchtigung von Vitalität und Regeneration, geringe Beeinträchtigung von Wuchsform, starke Beeinträchtigung des Höhenwachstums	Kowalczyk et al., 2011 Modry et al., 2004 Muzzi et al., 2007 Prien et al., 2009 Roth, 1996
	Starker Verbiss (100%) an Feldulme, verbissempfindlich, aber widerstandsfähiger als Esche und Speierling Hoher Verbiss an Bergulme ausgehend von Rehwild	Starke Bevorzugung von Ulmenarten durch Bison	

Die Kooperation mit den Projektpartnern, Waldbesitzern und Forstbediensteten verlief während des gesamten Projektverlaufs vorbildlich. Erwartungsgemäß war die Bereitschaft aller Betroffenen, Zeit für die Betreuung der Pflanzungen zu investieren, sehr unterschiedlich ausgeprägt. Manche Verantwortlichen schrieben der erfolgreichen Etablierung der seltenen Baumarten von vorneherein keinerlei Chancen zu. Auf diesen Flächen traf dies leider oft auch zu. Andere fühlten sich eher angesprochen, stellten Ansitzeinrichtungen an den Pflanzflächen auf und bejagten diese intensiv und erfolgreich. Diese unterschiedliche Bereitschaft aktiv einzugreifen war im Allgemeinen mit der Waldbesitzart korreliert, was sich z. B. in geringeren Pflanzenverlusten und höheren Zuwachsraten auf den Staatswaldflächen zeigte. Der

absolut größte Erfolg wurde jedoch in einem Kleinprivatwald mit geringen Verbissprozenten und höchsten Überlebens- und Zuwachsraten erzielt, und dies, obwohl diese Flächen feldrandnah auf einer Waldinsel liegen, was oft als Entschuldigung für eine erschwerte Bejagung des Rehwilds geltend gemacht wird. Trotz einer vorgeschriebenen Jagdruhe im Sommerhalbjahr im studentisch bejagten Revier Reyershausen war dort der Verbiss durch Rehwild im ersten Untersuchungsjahr signifikant niedriger als auf anderen Flächen. Über einen noch stärkeren Effekt bei durchgängiger Bejagung kann nur spekuliert werden. Einige selbst aufgestellte Ansitzeinrichtungen wurden während der Projektlaufzeit gestohlen.

## **5. Fazit**

Die aus ökologischen und ökonomischen Gründen wünschenswerte Förderung seltener Baumarten in Wäldern ist möglich und lohnenswert (Abb. 21)! Pflanzflächen sollten nah an Hauptfahrwegen angelegt und intensiv bejagt werden. Grundsätzlich ist dadurch eine Etablierung ohne weitere Schutzmaßnahmen möglich, was zur Kostenminimierung und zur Vermeidung von Umweltlasten durch Kunststoffmüll beiträgt. Ein Einzelschutz wie das verwendete Freiwuchsgitter HQ 500 erhöht jedoch die Überlebensrate und erleichtert das Wiederauffinden der Pflanzen. Zur Bepflanzung geeignet sind auch kleine offene Flächen, die sonst nicht künstlich verjüngt werden würden. Eine Pflanzenzahl von 100 ist auf solchen Flächen ausreichend. Für die Praxis wäre ein besserer Markt mit herkunftssicherer Pflanzenware seltener Baumarten wünschenswert. Eine Kontrolle konkurrierender Gehölze und Kräuter ist besonders nach dem 2. Jahr ratsam (Abb. 21). Da die meisten seltenen Baumarten mit höherem Alter zunehmend lichtbedürftig werden, ist ein „Herauspfelegen“ dieser Bäume von elementarer Bedeutung. Das gleiche gilt für Naturverjüngung dieser Baumarten, die, wie sich zeigte trotz teilweise ausreichend vielen Mutterbäumen ohne gezielte Pflege (Jungwuchspflege, Läuterung, Durchforstung) kaum Chancen hat, sich zu etablieren. In vier Jahren soll eine Wiederholungsaufnahme der gepflanzten Bäume zeigen, wie sich diese entwickelt haben. In spätestens fünf Jahren werden alle Ergebnisse in einem Handbuch veröffentlicht.



Abb. 21 a-c. Pflanzflächen in der dritten Vegetationsperiode in der Realgemeinde Lenglern, Rfö. Barterode, FA Münden: Fast 3 m hohe Vogelkirschen (Vordergrund oben), Wildapfelbäume (Hintergrund oben) und Wildbirnbäume (unten links), sowie Eiben mit und ohne Einzelschutz (unten rechts).

## 6. Danksagung

Besondere Erwähnung verdienen die an diesem Projekt beteiligten Personen. Unser Dank gilt Nadine Schäfers (Masterarbeit), Carolin Schlechter (Masterarbeit), Carsten Bosse (Bachelorarbeit), Tim Böttcher (Bachelorarbeit), Martin Kröger (Bachelorarbeit), Johannes Flikschuh (Bachelorarbeit), Sönke Tielbürger (Bachelorarbeit), Kevin Dietrich (Bachelorarbeit), Marlene Rehmer (Bachelorarbeit), Christina Büttner (Bachelorarbeit) und vielen studentischen Hilfskräften für ihre tatkräftige Unterstützung während des Versuchsaufbaus, der Datenaufnahmen und der Auswertungsphase des Projekts.

## 7. Literatur

- Aas, G. 1999. Die Wildbirne aus systematisch-botanischer Sicht. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.). Beiträge zur Wildbirne. Freising, 2-6
- Aas, G. 2002. Stieleiche. In: Roloff, A.; Weisgerber, H.; Lang, U.; Stimm, B. (Hrsg.). Bäume Mitteleuropas : von Aspe bis Zirbel-Kiefer ; mit den Porträts aller Bäume des Jahres von 1989 bis 2010. Wiley-VCH Verlag, Weinheim, 121-134
- Aas, G. 2011. Die Elsbeere (*Sorbus torminalis*) - Biologie, Ökologie und Diversität. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.). Beiträge zur Elsbeere. Freising, 7-12
- Albrecht, U. 1999. Die Wildbirne im Bereich des Forstamtes Uffenheim. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.). Beiträge zur Wildbirne, Freising, 27-32
- Albrecht, L. 2010. Waldbauliche Erfahrungen mit der Vogelkirsche. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.). Beiträge zur Vogelkirsche. Freising, 24-33
- Ammer, C.; Wörle, A.; Förster, B.; Breibeck, J.; Bachmann, M. 2011. Konkurrenz belebt das Geschäft - aber nicht bei der Elsbeere. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.). Beiträge zur Elsbeere. Freising, 24-28
- Arenhövel, W. 2002. Die Eibe. In: Stiftung Wald in Not (Hrsg.). Seltene Bäume in unseren Wäldern, S. 24-26. <http://www.wald-in-not.de/download13/ges13.pdf> (abgerufen am 27.05.2012)
- Barancekova, M.; Krojerova - Prokesova, J.; Homolka, M. 2007. Impact of deer browsing on natural and artificial regeneration in floodplain forest. Folia Zool. 56, 354 - 364
- Barengo, N. 2001a. Spitzahorn - *Acer platanooides* L.. In: Professur Waldbau ETHZ Eidg. Forstdirektion BUWAL (Hrsg.). Projekt Förderung seltener Baumarten. [http://www.wm.ethz.ch/sebapub/seba\\_1/SEBA1\\_AS\\_sah\\_2000.pdf](http://www.wm.ethz.ch/sebapub/seba_1/SEBA1_AS_sah_2000.pdf) (abgerufen am 24.05.2012)
- Barengo, N. 2001. Wildbirne - Holzbirne - *Pyrus pyraister* L. Burgsd.. In: Professur Waldbau ETHZ Eidg. Forstdirektion BUWAL (Hrsg.). Projekt Förderung seltener Baumarten. [http://www.wm.ethz.ch/sebapub/seba\\_1/SEBA1\\_AS\\_birne\\_2000.pdf](http://www.wm.ethz.ch/sebapub/seba_1/SEBA1_AS_birne_2000.pdf) (abgerufen am 03.06.2012)
- Baum des Jahres: Der Spitzahorn - Baum des Jahres 1995. <http://baum-des-jahres.de/index.php?id=463> (abgerufen am 24.05.2012)
- Biermayer, G., 1999. Lichtbaumarten - Auslaufmodelle im Dauerwald? Deutscher Forstverein e.V. 100 Jahre Deutscher Forstverein, 59. Jahrestagung, 23.9-26.9.1999 in Schwerin, Kongressbericht, 228-236.
- Boulanger, V.; Baltzinger, C.; Said, S.; Ballon, P.; Picard, J. F.; Dupouey, J. L. 2009. Ranking temperate woody species along a gradient of browsing by deer. Forest Ecology and Management 258, 1397 - 1406

- Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzensoziologie, 3.Aufl., Springer-Verlag, Wien.
- Briedermann, L. 1989. Elchwild - *Alces alces* (L.). In Buch der Hege I (Haarwild). Thun - Frankfurt / M.: Verlag H. Deutsch
- Brötje, J.-H.; Schmidt, W. 2005. Spitzahorn (*Acer platanoides*) im Kalkbuchenwald: Struktur, Streufall, Samenproduktion und Fraßschäden. Forst und Holz 60, 497 - 502
- Brunner, A. 1993. Die Entwicklung von Bergmischwaldkulturen in den Chiemgauer Alpen und eine Methodenstudie zur ökologischen Lichtmessung im Wald. Forstliche Forschungsberichte München 128
- Brunner, A. 1994. Ökologische Lichtmessung im Wald. Forstarchiv 65, 133-138
- Burschel, P.; El Kateb, H.; Huss, J.; Mosandl, R. 1985. Die Verjüngung im Bergmischwald. Forstwissenschaftliches Centralblatt 104, 65-100
- Burschel, P.; Huss, J. 1997. Grundriß des Waldbaus: ein Leitfaden für Studium und Praxis. Parey, Berlin
- Buttenschon, R.; Buttenschon, J. 1999. Population dynamics of *Malus sylvestris* stands in grazed and ungrazed, semi natural grasslands and fragmented woodlands in Mols Bjerger, Denmark. Ann. Bot. Fennici 35, 233 – 246
- Cummins, R. P.; Miller, G. R. 1982. Damage by red deer (*Cervus elaphus*). Scott. For. 36, 1-8
- Dohrenbusch, A. 1995. Überlegungen zur Optimierung der Strahlungsmessung im Wald. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 166, 109-114
- Dzieciolowski, R. 1970. Food selectivity in the red deer towards twigs of trees, shrubs and dwarf shrubs. Acta Theriologica 15, 361 – 365
- Eiberle, K. 1975. Ergebnisse einer Simulation des Wildverbisses durch Tribschnitt. Schweiz. Z. für Forstwesen 126, 821 - 839
- Ellenberg, H., 1996. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Erlbeck, R. 1997. Die Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) - ein Portrait des Baum des Jahres 1997. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.). Beiträge zur Vogelbeere. Freising, 2-14
- Fakultät für Forstwissenschaften Universität Göttingen: *Quercus robur* / Stiel-Eiche, *Q. petraea* - Trauben-Eiche. <http://www.uni-goettingen.de/de/16685.html> (abgerufen am 04.06.2012)
- Forst Service International: Ahorn-Eigenschaften. [http://www.fswood.com/deutsch/detail/ahorn\\_eigenschaften.htm](http://www.fswood.com/deutsch/detail/ahorn_eigenschaften.htm) (abgerufen am 24.05.2012)
- Fuller, R.J.; Gill, R.M.A., 2001. Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. Forestry 74, 193-199.
- Gärtner, S. 1996. Welches heimische Laubholz wird bevorzugt verbissen? AFZ / Der Wald 18, 1009 - 1010
- Gill, R.M.A; Fuller, R.J., 2007. The effects of deer browsing on woodland structure and songbirds in lowlands Britain. Ibis 149 (Suppl. 2), 119-127.
- Götmark, F.; Berglund, A.; Wiklander, K. 2005. Browsing damage on broadleaved trees in semi-natural temperate forest in Sweden, with a focus on oak regeneration. Scandinavian Journal of Forest Research 20, 223 - 234
- Grosse, H.-U. 1983. Untersuchungen zur künstlichen Verjüngung des Bergmischwaldes. Forstliche Forschungsberichte München 55
- Grosser, D. 1999. Das Holz des Birnbaums - Seine Eigenschaften und Verwendung. . In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.). Beiträge zur Wildbirne. Freising, 37-44
- Guthörl, V. 1990. Rehwildverbiss in Buchenwaldökosystemen. Universität Saarbrücken: Dissertation
- Hauskeller-Bullerjahn, K. 1997. Wachstum junger Eichen unter Schirm. Forschungszentrum Waldökosysteme Universität Göttingen A 147
- Hecker, U. 1998. BLV Handbuch Bäume und Sträucher- das umfassende Nachschlagewerk. BLV, München

- Heroldova, M.; Homolka, M.; Kamler, J. 2003. Breakage of rowan caused by red deer - an important factor for Sorbeto - Piceetum stand regeneration? *Forest Ecology and Management*, 181 131 - 138
- Jeske, H.; Grosser, D. 2010. Das Holz des Kirschbaumes - Eigenschaften und Verwendung. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.). Beiträge zur Vogelkirsche. Freising, S. 64-66
- Kahle, M. 2004. Elsbeere - Untersuchungen zum Wachstum am Beispiel einiger Mischbestände in Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen 21
- Kelly, D.L. 2002. The regeneration of *Quercus petraea* (sessile oak) in southwest Ireland: A 25-year experimental study. *Forest Ecology and Management* 166, 207 - 226
- Kirisits, T.; Steinbauer, S. 2010. Wildapfel - vom Aussterben bedroht. *Forstzeitung* 121, 30
- Kleinschmit, J.; Svolba, J. 1998. Auslese von Wildbirne (*Pyrus pyraster*) und Rückführung in den Wald. In J. Kleinschmit; B. Soppa; Fellenberg, U. Die Wildbirne *Pyrus pyraster* (L.) BURGSD. Tagung zum Baum des Jahres am 17. und 18.3.1998 in Göttingen. Frankfurt am Main: J.D. Sauerländer's Verlag, 83 – 96
- Kölling, C., Müller-Kroehling, S. 2011. Standortliche Möglichkeiten für den Anbau der Elsbeere in Bayern. *LWF-Wissen* 67, 13 – 16
- Kölling, C.; Walentowski, H.; Borchert, H. 2005. Die Buche in Mitteleuropa: Eine Waldbaumart mit grandioser Vergangenheit und sicherer Zukunft. *AFZ/Der Wald* 60, 696-701
- Kopp, R. 1991. Untersuchungen zur Verjüngungsdynamik von *Taxus baccata* im Naturwaldreservat Eibewald bei Göttingen. *Forstarchiv* 62, 188 - 191
- Korpel, S., 1995. Die Urwälder der Westkarpaten. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York.
- Kowalczyk, R.; Taberlet, P.; Coissac, E.; Valentini, A.; Miquel, C.; Kaminski, T. et al. 2011. Influence of management practices on large herbivore diet - Case of European bison in Bialowieza Primeval Forest (Poland). *Forest Ecology and Management* 261, 821 - 828
- Küster, H. 1996. Die Stellung der Eibe in der nacheiszeitlichen Waldentwicklung und die Verwendung ihres Holzes in vor- und frühgeschichtlicher Zeit. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.). Beiträge zur Eibe. Freising, 3-8
- Kuiters, A.; Slim, P. 2002. Regeneration of mixed deciduous forest in Dutch forest-heathland, following reductions of ungulate densities. *Biological Conservation* 105, 65 - 74
- Kullberg, Y.; Bergström, R. 2001. Winter browsing by large herbivores on planted deciduous seedlings in southern Sweden. *Scand. J. For. Res.*, 16, 371 – 378
- Larner, J. 1977. Sika deer damage to mature woodlands of southwestern Ireland. *Proceedings of the XIIIth Congress of Game Biology*, 192 - 202
- Leder, B.; Kahle, M. 1998. Untersuchungen zum Wachstum und Entwicklungsgang der Elsbeere in Mischbeständen Nordrhein-Westfalens. In: Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen (Hrsg.). LÖBF - Jahresbericht 1998, 124-128
- Leibundgut, H., 1993. Europäische Urwälder. Wegweiser zur naturnahen Waldwirtschaft. Haupt Verlag, Bern, Stuttgart, Wien.
- LFL 2005. Integrierter Pflanzenschutz: Süß- und Sauerkirschen Krankheiten und Schädlinge. [http://www.lfl.bayern.de/publikationen/daten/merkblaetter/p\\_41324.pdf](http://www.lfl.bayern.de/publikationen/daten/merkblaetter/p_41324.pdf) (abgerufen am 06.06.2012)
- Lüpke, B. v. 1995. Überschirmungstoleranz von Stiel- und Traubeneichen als Voraussetzung für Verjüngungsverfahren unter Schirm. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz 34, 141-160
- Lüpke, B. v. 1998. Silvicultural methods of oak regeneration with special respect to shade tolerant mixed species. *Forest Ecology and Management* 106, 19-26
- Lüpke, B. v., 2001. Steigerung waldbaulicher Vielfalt durch Anbau und Förderung schnellwachsender Baumarten am Beispiel von Europäischer Lärche, Strobe, Roteiche und Birke. *Forst u. Holz* 56, 69-74
- Lüpke, B. v. 2004. Risikominderung durch Mischwälder und naturnaher Waldbau: Ein Spannungsfeld. *Forstarchiv* 75, 43-50

- Mackenthun, G. 2001. Bergulme. In: Roloff, A.; Weisgerber, H.; Lang, U.; Stimm, B. (Hrsg.). Bäume Mitteleuropas : von Aspe bis Zirbel-Kiefer ; mit den Porträts aller Bäume des Jahres von 1989 bis 2010. Wiley-VCH Verlag, Weinheim, 307-319
- Maier, J. 1997. *Sorbus aucuparia*. In: Roloff, A.; Weisgerber, H.; Lang, U.; Stimm, B. (Hrsg.) Enzyklopädie der Holzgewächse. Enzyklopädie der Holzgewächse. Wiley-VCH Verlag, Weinheim.
- Mansson, J.; Kalen, C.; Kjellander, P.; Andren, H.; Smith, H. 2007. Quantitative estimates of tree species selectivity by moose (*Alces alces*) in a forest landscape. Scandinavian Journal of Forest Research 22, 407 - 414
- Mayer, H. 1992. Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage. Gustav Fischer, Stuttgart
- Meinhardt, H. 1996. Eibenvorkommen in Thüringen und Probleme der Eibenverjüngung. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.). Beiträge zur Eibe. Freising, 17-23
- Miller, G.; Kinnaird, J.; Cummins, R. 1982. Liability of saplings to browsing on a red deer range in Scottish Highlands. J. Appl. Ecol. 19, 941 – 951
- Mitchell, B.; McCowan, D.; Willcox, N.A. 1982. Effects of deer in a woodland restoration enclosure. Scott. For. 36, 102 - 112
- MKULNV NRW 2012. Wald im Klimawandel: Auswirkungen des Klimawandels auf Wälder und Forstwirtschaft in Nordrhein-Westfalen. [http://www.umwelt.nrw.de/klima/pdf/broschuere\\_wald\\_klimawandel.pdf](http://www.umwelt.nrw.de/klima/pdf/broschuere_wald_klimawandel.pdf) (abgerufen am 13.06.2012)
- Modry, M.; Hubeny, D.; Rejsek, K. 2004. Differential response of naturally regenerated European shade tolerant tree species to soil type and light availability. Forest Ecology and Management 188, 185 – 195
- Mölder, A.; Bernhardt-Römermann, M.; Schmidt, W. 2008. Vielfältige Baumschicht – reichhaltige Verjüngung? Zur Naturverjüngung von artenreichen Laubwäldern im Nationalpark Hainich. Allg. Forst- u. J.-Ztg. 180, 76-87
- Moore, N.; Hart, J.; Langton, S. 1999. Factors influencing browsing by fallow deer *Dama dama* in young broad-leaved plantations. Biological Conservation 87, 255 – 260
- Moore, N.; Hart, J.; Kelly, P.; Langton, S. 2000. Browsing by fallow deer (*Dama dama*) in young broadleaved plantations: seasonality, and the effects of previous browsing and bud eruption. Forestry 73, 437 - 445
- More, D.; White, J. 2005. Die Kosmos-Enzyklopädie der Bäume: 2100 Arten und Sorten. Kosmos, Stuttgart
- Motta, R. 1999. Wild ungulate browsing, natural regeneration and silviculture in the Italian Alps. J. Sustainable For. 8, 35 – 53
- Müller-Kroehling, S., Kölling, C. 2011. Hochadel unter Waldbäumen: Die »Schöne Else« Die Elsbeere ist eine Baumart mit vielen ökologischen und ökonomischen Möglichkeiten und ... »Baum des Jahres 2011«. LWF-aktuell 80, 50 - 53
- Muzzi, E.; Fabbri, T. 2007. Revegetation of mineral clay soils: Shrub and tree species compared. Land degradation and development 18, 441 – 451
- Mysterud, A.; Østbye, E. 2004. Roe deer (*Capreolus capreolus*) browsing pressure affects yew (*Taxus baccata*) recruitment within nature reserves in Norway. Biological Conservation 120, 545 - 548
- Ott, B.; Lüpke, B.v., 2006. Erfolg von Buchenpflanzungen auf Sturmschadensflächen von 1990 im hessischen Vogelsberg. Forstarchiv 77, 119-126.
- Otto, H.-J., 1995. Die Verwirklichung des LÖWE-Regierungsprogramms. Allg. Forstzeitschr. 50, 1028-1031.
- Pepin, D.; Renaud, P.-C.; Boscardin, Y.; Goulard, M.; Mallet, C.; Anglard, F. et al. 2006. Relative impact of browsing by red deer on mixed coniferous and broad-leaved seedlings - An enclosure based experiment. Forest Ecology and Management 222, 302 - 313
- Pförtsch, W. 1996. Die Eiben im Nationalpark Bayerischer Wald - ein Zeitaspekt der Waldgeschichte? In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.). Beiträge zur Eibe. Freising, 77

- Phares, R. E. 1971. Growth of Red Oak (*Quercus rubra* L.) Seedlings in Relation to Light and Nutrients. Ecology Vol. 52, 669-672
- Pichler, M.; Hager, H.; Kazda, M. 2001. Beitrag zur Lichtökologie und zum Wachstum junger Voranbaupflanzen (*Quercus petraea*, *Fagus sylvatica* und *Acer pseudoplatanus*). Centralblatt für das gesamte Forstwesen 118, 175-192
- Pietzarka, U. 2005. Zur ökologischen Strategie der Eibe (*Taxus baccata* L.) - Wachstums- und Verjüngungsdynamik. Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt 25
- POLZIN, W.-P. 2011. Vom Bettler zum König: Niedergang und Aufstieg der Elsbeere (*Sorbus torminalis*): Baum des Jahres 2011. 21. Nordische Baumtage. [http://www.wolfslight.de/texte/bdj/polzin\\_sorbus\\_torminalis.pdf](http://www.wolfslight.de/texte/bdj/polzin_sorbus_torminalis.pdf) (abgerufen am 27.07.2012)
- Prien, S.; Müller, M. 2009. Wildschäden im Wald - ökologische Grundlagen und integrierte Schutzmaßnahmen. Neumann - Neumann
- Raftopoulo, J.G. 2010. Die Rolle der Vogelkirsche in einheimischen Waldgesellschaften. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.). Beiträge zur Vogelkirsche. Freising, 57-62
- Reimoser, F., 1986. Wechselwirkungen zwischen Waldstruktur, Rehwildverteilung und Rehwildbejagbarkeit in Abhängigkeit von der waldbaulichen Betriebsform. Dissertation Universität f. Bodenkultur Wien, 28.
- Röhrig, E. 1967. Wachstum junger Laubholzpflanzen bei unterschiedlichen Lichtverhältnissen. Allg. Forst- und Jagdzeitung 138, 224-239
- Röhrig, E.; Bartsch, N; Lüpke, B. v. 2006. Waldbau auf ökologischer Grundlage. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart
- Roloff, A. 2010. Lexikon der praktischen Baumbiologie. Wiley-VCH Verlag, Weinheim
- Rösler, R. 1996 Die Eibe (*Taxus baccata* L.) in Ostbayern: Verbreitung, Schutz, Förderung. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.). Beiträge zur Eibe. Freising, 36-38
- Roth, R. 199). Der Einfluß des Rehwildes auf die Naturverjüngung von Mischwäldern. Z. Jagdwiss. 42, 143 - 156
- Rumpf, H.; Petersen, R. 2008. Waldumbau mit Buche unter Berücksichtigung ihrer ökologischen Ansprüche. Beiträge aus der NW-FVA 3, 113-219
- Saniga, M.; Jaloviar, P. 2005. Einfluss der Naturprozesse, waldbaulicher Massnahmen und Schutzmassnahmen auf die Erhaltung der Eibe im Naturreservat. Schweiz. Z. Forstwes. 156, 487 - 495
- Scheeder, T. 1996. Ursachen des Rückganges der Eibenvorkommen und die Möglichkeit des Schutzes durch forstlich integrierten Anbau. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.). Beiträge zur Eibe. Freising, 9-16
- Schmeling, W. K.-B.v. 1992. Der Speierling. Bovenden: Eigenverlag W. Kausch - Blecken von Schmeling
- Schmeling, W. K.-B. v. 1994. Die Elsbeere. Selbstverl., Bovenden
- Schmid, T. 2006. Vogelkirsche. In: Roloff, A.; Weisgerber, H.; Lang, U.; Stimm, B. (Hrsg.). Bäume Mitteleuropas : von Aspe bis Zirbel-Kiefer ; mit den Porträts aller Bäume des Jahres von 1989 bis 2010. Wiley-VCH Verlag, Weinheim, 187-202
- Schmidt, O. 1998. Zur Dendrologie der Gattung Sorbus. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.). Beiträge zur Vogelbeere. Freising, 15-17
- Schmitt, H.-P. 2002. Der Spitzahorn. In: Stiftung Wald in Not (Hrsg.). Seltene Bäume in unseren Wäldern, S. 13-15. <http://www.wald-in-not.de/download13/ges13.pdf> (abgerufen am 24.05.2012)
- Schüte, G. 2000. Waldbauliche in-situ und ex-situ Verjüngungskonzepte für die Elsbeere (*Sorbus torminalis* Crantz). Forschungszentrum Waldökosysteme der Universität Göttingen A 168
- Schütt, P. 1992. Eibe. In: Roloff, A.; Weisgerber, H.; Lang, U.; Stimm, B. (Hrsg.). Bäume Mitteleuropas : von Aspe bis Zirbel-Kiefer; mit den Porträts aller Bäume des Jahres von 1989 bis 2010. Wiley-VCH Verlag, Weinheim, 365-375
- Schütt, P.; Weisgerber, H.; Lang, U.-M.; Roloff, A.; Stimm, B. 2007. Enzyklopädie der Holzgewächse - Handbuch und Atlas der Dendrologie. Ecomed, Landsberg

- Schulze, K., 1998. Wechselwirkungen zwischen Waldbauform, Bejagungsstrategie und der Dynamik von Rehwildbeständen. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 150, Göttingen
- Shiple, L.; Blomquist, S.; Danell, K. 1998. Diet choices made by free-ranging moose in northern Sweden in relation to plant distribution, chemistry and morphology. *Canadian Journal of Zoology* 76, 1722 - 1733
- South, D. B.; Zwolinski, J. B. 1997. Transplant Stress Index: A proposed method if quantifying planting check. *New Forests* 13, 314-328
- Steiner, W. 2002. Der Wildapfel. In: Stiftung Wald in Not (Hrsg.). Seltene Bäume in unseren Wälder, 27-29
- Symonds, R. 1985. A comparison of the food preferences of fallow deer (*Dama dama*) and muntjac deer (*Muntiacus reevesi*) in Hayley Wood SSSI, Cambridgeshire, with special refer-ence to the effects of browsing regrowth. *British Ecological Society Bulletin*, 16, 97 - 98
- Tabaku, V.; Meyer, P., 1999. Lückenmuster albanischer und mitteleuropäischer Buchenwälder unterschiedlicher Nutzungsintensität. *Forstarchiv* 70, 87-97.
- Türk, W. 1999. Wildbirne (*Pyrus pyraster*) und Wildapfel (*Malus sylvestris*) als Bestandteil einheimischer Gehölzgesellschaften. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.). Beiträge zur Wildbirne. Freising, 7-14
- Umweltbundesamt: Klimaschutz: Klimafolgen und Anpassung. <http://www.umweltbundesamt.de/klimaschutz/klimafolgen/index.htm> (abgerufen am 13.06.2012)
- Van Hees, A.; Kuiters, A.; Slim, P. 1996. Growth and development of silver birch, pedunculate oak and beech as affected by deer browsing. *Forest Ecology and Management* 88, 54 - 63
- Vor, T.; Lüpke, B.v. 2004. Das Wachstum von Roteiche, Traubeneiche und Rotbuche unter verschiedenen Lichtbedingungen in den ersten beiden Jahren nach der Pflanzung. *Forstarchiv* 75, 13-19
- Vospornik, S. 2006. Probability of Bark Stripping Damage by Red Deer (*Cervus elaphus*) in Austria. *Silva Fennica* 40, 589 - 601
- Wagner, S. 1994. Strahlungsschätzung in Wäldern durch hemisphärische Fotos – Methode und Anwendung. Göttingen
- Wagner, I. 1998. Wildapfel. In: Roloff, A.; Weisgerber, H.; Lang, U.; Stimm, B. (Hrsg.). Bäume Mitteleuropas : von Aspe bis Zirbel-Kiefer ; mit den Porträts aller Bäume des Jahres von 1989 bis 2010. Wiley-VCH Verlag, Weinheim, 45-60
- Wagner, I. 2009. Die Wildbirne. In: Roloff, A.; Weisgerber, H.; Lang, U.; Stimm, B. (Hrsg.). Bäume Mitteleuropas : von Aspe bis Zirbel-Kiefer ; mit den Porträts aller Bäume des Jahres von 1989 bis 2010. Wiley-VCH Verlag, Weinheim, 99-118
- Wagner, S.; Küßner, R.; Ammer, C.; Dohrenbusch, A. 2004. Hinweise zu Erfassung von Strahlung und Kronenraumstruktur in Waldbeständen im Rahmen waldbaulicher Untersuchungen. *Forstarchiv* 75, 110-121
- Wolf, H. 2002. Die Ulmenarten. In: Stiftung Wald in Not (Hrsg.). Seltene Bäume in unseren Wälder, S. 33-37
- WSL. 2001. Projekt: Förderung seltener Baumarten. Professur Waldbau ETHZ, Eidg. Forstdirektion BUWAL
- Zeiler, H. 2009. Rehe im Wald. Wien: Österreichischer Jagd- und Fischereiverlag

## 8. Anhang

### Kurzporträts der untersuchten 10 seltenen Baumarten

#### 8.1 Bergulme (*Ulmus glabra*, Ulmaceae)

Die Bergulme erreicht Höhen von bis zu 40 m und ein Alter bis zu 500 Jahren. Als Baumart mit eurasiatisch-subatlantischem Schwerpunkt ist sie in den meisten europäischen Ländern heimisch und von Irland bis an den Ural und von Mittelnorwegen bis nach Griechenland vertreten (Wolf 2002). Sie kommt in Buchenwäldern mittlerer bis nährstoffreicher Standorte und in Edellaubbaum-Schlucht-, Schatthang- und Hangschuttwäldern des Hügel- und Berglandes vor. *Ulmus glabra* zählt zu den Halbschattbaumarten und ist daher relativ schattentolerant, stellt jedoch große Ansprüche an die Nährstoff- und Basenversorgung sowie an den Wasserhaushalt (Mayer 1992). Während die Bergulme der Rotbuche auf zonalen Buchenstandorten aufgrund der geringeren Schattentoleranz unterlegen ist, übersteigt ihre Konkurrenzkraft die der Buche an Standorten mit höherer Feuchte und stärkeren Bodenbewegungen (Mackenthun 2001). Sie bildet ein Herz-Pfahlwurzelsystem aus und erschließt auch dichte Böden bis in Tiefen von 150 cm und gilt daher als sturmfest.

Ihre bodenpflegliche Streu steigert den ökologischen Wert dieser Baumart (Mayer 1992). Burschel u. Huss (1997) weisen darauf hin, dass die Ulme eine waldbaulich bedeutende Rolle, vergleichbar der der Esche, haben könnte, wenn sie nicht durch die Holländische Ulmenkrankheit in so hohem Maße bedroht wäre. Die Krankheit wird durch die Pilze *Ophiostoma ulmi* und *Ophiostoma novo-ulmi* (Ascomyceta) ausgelöst, die beim Reifungsfraß verschiedener Ulmensplintkäfer (*Scolytus* spec., Ordnung Coleoptera) an der Rinde der Ulmenarten (*Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Ulmus glabra*) übertragen werden. Bei Infektionen der Bäume im Frühjahr können diese noch im selben Jahr vollständig absterben (Mackenthun 2001). Wolf (2002) weist darauf hin, dass eine gutgeformte, große Krone die Widerstandsfähigkeit verbessert und daher vitalen Bäumen in der waldbaulichen Behandlung besondere Beachtung geschenkt werden sollte. Eine unverzügliche Entnahme erkrankter Bäume ist unbedingt wichtig, um eine Ausweitung auf umliegende Bestände zu vermeiden (Mackenthun 2001). Da die Bergulme ähnlich häufig wie Ahorne fruktifiziert (Röhrig et al. 2006) und sich bei ausreichenden Lichtverhältnissen gut verjüngt, hat sie das Potential, trotz der Gefährdung durch die Ulmenkrankheit, als Beimischung angebaut zu werden.

Verwendung findet das Holz aufgrund der Maserung vor allem in der Möbelherstellung, wobei es aufgrund des mittlerweile geringen Angebots keinen eigenen Markt für die Bergulme gibt (Wolf 2002).

#### 8.2 Eibe (*Taxus baccata*, Taxaceae)

Die Eibe als Nadelbaum mit Höhen von 15 maximal 20 m unterscheidet sich in vielen Punkten von den übrigen in dieser Arbeit behandelten Baumarten. Sie hat ein in Europa disjunktes Verbreitungsgebiet und reicht vom 62° nördlicher Breite bis zu den Gebirgen Nordafrikas im Westen bis an den Atlantik und im Osten von Litauen über die Karpaten und die Krim bis zum Iran (Scheeder 1996). Sie gilt als die Schattbaumart mit den geringsten Lichtansprüchen unter den mitteleuropäischen Baumarten und kommt sogar noch trotz ihrer geringen Größe im bodenfrischen Buchenwald als Unterstand vor, wobei der starke Schirmdruck hier ihre Verbreitung

einschränkt (Mayer 1992). Ähnlich wie die Buche benötigt sie ozeanisches oder subozeanisches Klima und verträgt keine strenge Winterkälte (weshalb sie auch in den kontinental geprägten Bereichen wie in Polen fehlt). Sie besitzt eine breite physiologische Amplitude, wobei die besten Wuchsbedingungen auf kalkhaltigen, lockeren frischen Böden erreicht werden (Arenhövel 2002; Schütt 1992). Natürliche Eibenvorkommen sind heute nur an schattseitigen, steilen Berghängen, da diese nach Schütt (1992) als vom Wild gemiedene Refugialstandorte dienen. Dieses dürfte einer der drei Hauptgründe für den starken Rückgang der Eibenvorkommen sein.

Für die Herstellung von Bögen, Armbrüsten und Spezialwerkzeugen ist die Eibe seit dem Mittelalter systematisch beinahe ausgerottet worden (Küster 1996; Schütt 1992). Die Umstellung von der einzelstammweisen Holznutzung zur Kahlschlagwirtschaft im 19. Jahrhundert führte zu einem flächigen Ausbleiben der Verjüngung der Eibe, da diese auf Schatten und Überschildung angewiesen ist. Außerdem wurde sie im landwirtschaftlichen Bereich aufgrund ihrer Giftigkeit und der damit einhergehenden Gefährdung für das Vieh weitgehend vernichtet. Permanenter Verbiss der Eibenverjüngung aufgrund unnatürlich hoher Wilddichten ist heute einer der wichtigsten Gründe für das Ausbleiben der Eibe in unseren Wäldern (Meinhardt 1996; Schütt 1992); eine gesicherte Naturverjüngung ist daher nur durch langjährige Zäunung (25 Jahre) möglich (Rösler 1996).

Scheeder (1996) macht in seiner Diskussion zum Erhalt der Eibe deutlich, dass sie trotz ihres langsamen Wachstums auf geeigneten Standorten bei höherem Lichtgenuss zur Holzproduktion geeignet sei. Bei Betrachtung der Kulmination des Höhenzuwachses im Alter von 90 Jahren und des Massenzuwachses nach 200 Jahren (Schütt 1992) wird jedoch deutlich, dass mit sehr langen Produktionszeiträumen gerechnet werden muss. Unabhängig von den wirtschaftlichen Erlösen gilt es, die Eibe durch geeignete Maßnahmen zu fördern. Während sie sich nach Pförsch (1996) in Wirtschaftswäldern innerhalb des Altersklassenwaldes nicht ohne besondere Pflegemaßnahmen etablieren kann, ergäben sich in plenter- und femelartig bewirtschafteten Wäldern gute Möglichkeiten zur Förderung.

### **8.3 Elsbeere (*Sorbus torminalis*, Rosaceae)**

Die Elsbeere wird bis 20 m hoch und kann einen BHD (Brusthöhendurchmesser) bis 1 m erreichen. Sie wächst überwiegend baumförmig und kann in Wäldern lange astfreie Stämme aufweisen (Aas 2011). Sie ist in Süd-, West- und Mitteleuropa bis zum nördlichen Kleinasien, dem Kaukasus und Nordwestafrika verbreitet, wobei sie als submediterrane Baumart besonders in Frankreich und Italien ein sehr großes Ausbreitungsgebiet besitzt. In Deutschland ist sie in der Mitte und im Süden, vor allem im nördlichen Bayern, relativ weit verbreitet. Hier kommt sie von der kollinen bis in die mittlere montane Stufe auf nährstoffreichen, eher trockenen Standorten in eichenreichen Laubwäldern, vor allem auf flachgründigen, steinigen und oft kalkreichen Lehmböden vor (Aas 2011; Hecker 1998; Schmeling 1994). In Eichenwäldern ist sie häufig mit Sommerlinde, Vogelkirsche, Esche, Feldahorn, Wildbirne und Mehlbeere sowie der Kiefer vergesellschaftet (vgl. Aas 2011). Während *Sorbus torminalis* als konkurrenzschwache Pionierbaumart in den Bewirtschaftungsformen Nieder- und Mittelwald passende Nischen findet, ist ihr Rückgang heute v.a. mit der zunehmenden Umgestaltung der Wälder in schattenreiche Hochwälder zu begründen. Da sie sich von Natur aus schwerer verjüngt, muss sie häufig gepflanzt werden und benötigt eine gezielte Förderung, wie

Verbissschutz und Konkurrenzentlastung bis ins hohe Alter durch Freistellung (Hecker 1998; Schmeling 1994; vgl. Ammer et al. 2011).

Die auf dem Markt erzielten Holzerlöse von über 14.000 € pro m<sup>3</sup> Rundholz, zeigen, dass sich die Förderung der Elsbeere auch wirtschaftlich rentieren kann. Diese Spitzenpreise sollten daher, neben der ökologischen Wertsteigerung der Bestände, den nötigen Anreiz schaffen die Elsbeere in unseren Wäldern wieder zu etablieren (Leder u. Kahle 1998; Schmeling 1994).

Ein weiterer wichtiger Aspekt für eine verstärkte Einbringung von *Sorbus torminalis* in unseren Wäldern ist ihre Anpassung an "Problemstandorte". Wo für die sonst konkurrenzstärkere Buche die Böden zu tonig und trocken werden, toleriert die Elsbeere diese Standorte und bedarf hier geringerer waldbaulicher Konkurrenzregelungen. (Kölling u. Müller-Kroehling 2011, Müller-Kroehling u. Kölling 2011)

Im Hinblick auf den Klimawandel bietet es sich daher an, die Elsbeere in den wärmeren Regionen vermehrt anzubauen und "zur Stabilisierung [in die] von Waldschutzproblemen geplagten Eichenwälder" einzubringen (Kölling u. Müller-Kroehling 2011, Müller-Kroehling u. Kölling 2011). Kölling und Müller-Kroehling (2011) weisen darauf hin, dass der Anbau bereits in den wärmeren Regionen des Alpenvorlands möglich sei und nicht nur auf Extremstandorte beschränkt sein müsse, da die Elsbeere auf mittleren Standorten bei konsequenter Förderung zu einer (mit)herrschaftlichen Baumart erster Ordnung heranwachsen könne.

#### **8.4 Feldahorn (*Acer campestre*; Aceraceae)**

Der Feldahorn wird 10 bis 15 m, selten 25 m hoch und wächst als Baum oder mehrstämmiger Strauch. Er erreicht ein Alter bis zu 150 Jahren (Hecker 1998), More und White (2005) nennen auch mögliche Alter von bis zu 600 Jahren. Der Feldahorn ist in ganz Europa bis hin zum Nordiran und Nordafrika verbreitet, fehlt aber in Irland, Schottland, Skandinavien und den Zentralalpen. Er besitzt ein höheres Wärmebedürfnis im Sommer (Hecker 1998), womit sein Fehlen in den nördlichen Gebieten Europas erklärt werden kann. Bevorzugte Standorte sind krautreiche Eichen-Hainbuchenwälder, Buchen- und Auenwälder, Waldränder und Feldraine sowie Hecken auf nährstoff- und basenreichen, oft kalkhaltigen bis mäßig sauren und feuchten bis wechsellackenen Lehmböden.

Während der Feldahorn früher wegen seines hohen Ausschlagvermögens in der Niederwald-Bewirtschaftung eine wichtige Rolle gespielt hat (und sicher auch in lichten warmen Mittelwäldern häufig war) und sein Holz von hoher Qualität ist, hat er heute in wirtschaftlicher Hinsicht an Bedeutung verloren, da die ergiebigeren Ahornarten bevorzugt werden (Hecker 1998; More u. White 2005).

#### **8.5 Spitzahorn (*Acer platanoides*; Aceraceae)**

Der Spitzahorn ist ein bis zu 30 m hoher Baum, der BHDs bis zu einem Meter und maxi-male Alter von 180 Jahren erreicht. Er ist hauptsächlich im mittleren und nördlichen Euro-pa verbreitet, wobei sich das Verbreitungsgebiet von den nordspanischen Gebirgen und den Pyrenäen durch Mittelfrankreich bis nach Süd- und Westnorwegen zieht und sich im Osten bis über den Ural hinaus erstreckt. Eingeführt wurde er außerdem in England, Holland, sowie in den USA, wo er mittlerweile teils invasiv auftritt und bekämpft werden muss (Baum des Jahres;

Schütt et al. 2007). *Acer platanoides* kommt in der kollinen und montanen Stufe vor und bevorzugt frische bis mäßig frische, tiefgründige, nährstoffreiche Geröll- und Verwitterungs- sowie Lehm- und Feinsandböden. Im Gegensatz zum Bergahorn kann er außerdem Auenwaldstandorte besiedeln.

Während der Bergahorn sehr häufig in unseren Wäldern vorkommt, ist der Spitzahorn hier eher selten, was nach Schütt et al. (2007) unter anderem auf das begrenzte Höhenwachstum, das geringere Alter und die Lichtbedürftigkeit zurückzuführen ist. Die Waldgesellschaften in denen er natürlich vorkommt und konkurrenzfähig ist, wie z.B. Eichen-Hainbuchenwälder, Eichen-Ulmen-Auenwald oder Schluchtwaldgesellschaften der Gebirge sind heute selten und daher auch ein Grund für das häufige Fehlen des Spitzahorns (Schmitt 2002). Er wird daher in Wäldern selten zur vorherrschenden, dominierenden Baumart.

Waldbaulich müsste der Spitzahorn besonders in Vergesellschaftung mit Schattenbaumarten wie der Buche daher mehr gefördert werden, um entsprechende Stammdimensionen und eine gesicherte Verjüngung zu erreichen. Das Verjüngungspotential ist bei ausreichender Belichtung hoch; bei geringer Belichtung dagegen kommt es, wie beim Bergahorn, in etwa einem Meter Höhe zur Stagnation des Höhenwachstums (Schütt et al. 2007).

*Acer platanoides* wirkt durch sein hohes Durchwurzelungsvermögen und seine leicht zersetzbare Streu bodenverbessernd, was ihn zu einer wertvollen Begleitbaumart in Wäldern macht (Barengo 2001 a). Das Holz ist, ähnlich wie das des Bergahorn, zäh, elastisch und sehr abriebfest und gehört zu den wertvollsten Edellaubhölzern (Forst Service International; Schmitt 2002).

### **8.6 Stieleiche (*Quercus robur*, Fagaceae)**

Die Stieleiche mit Höhen von 30 bis 40 m ist wirtschaftlich und ökologisch einer der wichtigsten Laubbäume Mitteleuropas. Ihr Verbreitungsgebiet, das größer ist als das der Traubeneiche, findet ihren Schwerpunkt im mitteleuropäisch gemäßigten kontinentalen Bereich und geht im Westen von Irland bis mittleren Portugal und im Osten bis an den Ural. Am Verbreitungsgebiet erkennbar ist auch die große Klimaamplitude der Stieleiche, da sie sowohl in ozeanisch geprägten, als auch in kontinentalen sommerwarmen Gebieten vorkommt (Aas 2002; Hecker 1998; Mayer 1992). Sie ist eine Baumart der tiefen und mittleren Lagen und besiedelt Böden mit unterschiedlicher Nährstoffversorgung. Das beste Wachstum erreicht sie auf mittleren Standorten auf denen sie jedoch unter natürlichen Bedingungen von der Buche aufgrund ihres hohen Lichtanspruchs verdrängt würde. Daher sind ihre natürlichen Vorkommen vor allem auf extremen Standorten mit feuchten bis staunassen Böden wie der Hartholzaue zusammen mit Ulmen, Eschen und Pappeln oder auf trockenen, kalkreichen sowie auch auf nährstoffarmen, sehr sauren Standorten (Aas 2002). Sie gilt zwar als mäßig schattentolerante Baumart, für eine erfolgreiche Naturverjüngung müssen die Bestände jedoch deutlich stärker aufgelichtet werden als die der Buche (Röhrig et al. 2006). Burschel u. Huss (1997) beschreiben sie außerdem im Alter als ausgesprochen lichtbedürftig.

Für die Erzeugung von Wertholz ist eine intensive, regelmäßige Bestandspflege von Nöten, um einen ausreichenden Kronenausbau zu garantieren. Da die Eiche zur Wasserreiserbildung neigt, ist außerdem eine dienende Baumart zur Schaftpflege notwendig (Aas 2002). Ein Grund für den stetigen Rückgang der Eiche ist der hohe

Aufwand, die Baumart in dichten Buchenwäldern zu erhalten bzw. neu einzubringen. Auch die Umtriebszeit von 200 bis 250 Jahren ist ein Grund, dass der Anreiz, die Eiche zu fördern, geringer geworden ist, da erste Holzerlöse erst spät erzielt werden. Vernachlässigt wird dabei häufig der Aspekt, dass die erzielbare Wertleistung bei entsprechender Pflege sehr hoch ist. Aufgrund seiner Dichte, Festigkeit und Beständigkeit ist die Eiche sehr gefragt und erzielt hohe Erlöse bei entsprechender Qualität (Aas 2002; Fakultät für Forstwissenschaften Universität Göttingen).

### 8.7 Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*, Rosaceae)

Die Vogelbeere ist ein baum- oder strauchförmig wachsendes Gehölz und erreicht eine Höhe von 10 bis 20 m und einen BHD bis 40 cm. Sie wird im Flachland 60 - 80 Jahre, im Gebirge bis zu 150 Jahre alt. *Sorbus aucuparia* ist fast im gesamten europäischen Raum, in Kleinasien bis hin zum Kaukasus und nach Westsibirien verbreitet und kommt sogar als eine der wenigen Baumarten auf Island vor. Sie ist bis zum 71. Breitengrad in Norwegen entlang der Baumgrenze vorzufinden und ist damit die am weitesten nach Norden vor-dringende Laubbaumart (Erlbeck 1997; Maier 1997; Schmidt 1998). In den Alpen kommt sie bis in Höhen von 2400 m vor, in Südnorwegen bis in Höhen von 1500 m.

Die Vogelbeere stellt sehr geringe Ansprüche an den Boden und ist vorwiegend pH-indifferent. Sie benötigt lediglich eine gewisse Humusaufgabe (Maier 1997). Das physiologische Optimum und damit die besten Wuchseigenschaften findet sie im Gebirge auf humusreichen, gut feuchtigkeitsversorgten, lockeren, durchlüfteten Böden (Erlbeck 1997). Die Streu hat einen hohen Kalk-, Phosphor- und Magnesiumgehalt. Diese chemische Zusammensetzung nennt Wittich (1953) (zitiert nach Maier 1997), als Grund für die gute rohumuszehrende Eigenschaft der Vogelbeere. Damit kann sie zum Beispiel in Fichtenbeständen zu einer Aufwertung der Bodeneigenschaften verwendet werden.

Waldbaulich ist *Sorbus aucuparia* ansonsten eine typische Vorwaldbaumart, die in Frost-lagen, auf Kahlschlägen, an Bergstürzen und auf Schutthalden eingesetzt werden kann bzw. durch natürliche Sukzession auftritt (Erlbeck 1997). Mit abnehmender Lichtintensität, durch Beschattung z.B. in Buchen-, Tannen- oder Fichtenwäldern wird sie als Licht- bis Halbschattenbaumart aufgrund der geringeren Konkurrenzkraft schließlich verdrängt (Maier 1997). Maier (1997) nennt außerdem die wichtige Eigenschaft, dass sie mit Vorliebe verbissen und geschält wird und damit das Wild von den Wirtschaftsbaumarten ablenkt.

Das Holz der Vogelbeere ist mittelhart, elastisch, feinfaserig und kann mit seiner Maserung auch als Furnierholz oder für Drechsler- und Schnitzarbeiten eingesetzt werden (Hecker 1998). Um eine solche Qualität insbesondere für die Furniernutzung zu erreichen, ist es notwendig, den Baum ausreichend zu pflegen und eine zu starke Wuchsraumkonkurrenz zu vermeiden (vgl. Meier 1997). Maier (1997) weist darauf hin, dass es anzustreben sei, im Optimumbereich die Vogelbeere "als Mischbaumart im Schlusswald zu erhalten", da ihr gerade in der Umwandlung von Nadelholzreinbeständen in Laubholzmischwälder eine "wichtige neue Funktion als stabilisierendes und bereicherndes Bestandselement" zukäme.

### 8.8 Wildapfel (*Malus sylvestris*, Rosaceae)

Der Wildapfel wächst strauch- bis baumförmig und erreicht lediglich Höhen von 10 bis 15 m. Im europäischen Raum ist der Wildapfel endemisch und stark gefährdet.

Sein Areal erstreckt sich im Norden von Großbritannien, Irland und Mittelnorwegen bis zum Mittelmeer im Süden und folgt im Osten dem Verlauf der Wolga. Dabei reicht seine vertikale Ausdehnung von der Ebene bis in die montane Stufe (Türk 1999; Wagner 1998). Aufgrund seiner Licht- und Wärmebedürftigkeit kommt *Malus sylvestris* vor allem in kollin-planaren Hecken, Gebüschern und Steinriegeln und zerstreut in wärmeliebenden Laubmischwäldern und Auwäldern vor. Dabei bevorzugt er tiefgründige, nährstoff- und basenreiche, humose, frische Lehm- und Steinböden, gilt jedoch generell als anspruchslos (Hecker 1998; Wagner 1998).

Natürlicherweise besiedelt der Wildapfel Standorte im Bereich der Nässegrenze des Waldes, da hier seine Konkurrenzfähigkeit gegenüber der Buche noch größer ist. Die durch den menschlichen Einfluss bedingten Standortverluste sind daher auch der Grund für den massiven Rückgang dieser Art (Steiner 2002). Als niedrigwüchsige Licht- bis Halblichtbaumart verträgt er zwar leichten Schatten, insgesamt und in besonderem Maße aber im Jungwuchs ist der Lichtbedarf jedoch groß und die wichtigste Voraussetzung für seine Existenz. Daher sollte er, wie auch die Wildbirne, bevorzugt in lichten Waldrandbereichen angepflanzt werden (Wagner 1998). Einzelschutz oder Zäunung sind hierbei notwendig, da nach Wagner (1998) Wildtiere dem Wildapfel "am meisten zu schaffen" machen.

Wirtschaftlich hat der Wildapfel keine Bedeutung, da das Holz wenig dauerhaft ist, in viel zu geringem Maße anfällt und auch die Früchte nicht genutzt werden. Die ökologische Bedeutung als Habitatbaum und Nahrungslieferant ist dagegen sehr hoch (Kirisits u. Steinbauer 2010).

### **8.9 Wildbirne (*Pyrus pyraster*, Rosaceae)**

Die Wildbirne wird bis zu 20 m hoch, mit Stammdurchmessern von 80 cm und einem maximalen Alter zwischen 150 und 200 Jahren. Sie besiedelt als westsubmediterrane (gemäßigt kontinentale) Art zwar ein großes Areal über fast ganz Europa (ohne Skandinavien und die Britischen Inseln), weite Teile Westasiens und den Kaukasus, kommt aber im gesamten Verbreitungsgebiet extrem selten vor und wird wie der Wildapfel als stark gefährdet eingestuft (Aas 1999; Mayer 1992; Wagner 2009). Als wärme- und lichtliebende Art ist ihr Hauptvorkommen in wärme- und basenliebenden Gebüschgesellschaften (Verband Berberidion) und wärmeliebenden Eichenwaldgesellschaften (Ordnung Quercetalia pubescenti-petreae) (Türk 1999) auf nährstoff- und basenreichen, meist kalkhaltigen Braunerden (Mayer 1992). Barengo (2001 b) weist jedoch auf die breite physiologische Amplitude der Wildbirne hin, weshalb sie außerdem in verschiedenen Waldgesellschaften, sogar auf mäßig sauren Standorten vorkommt. Wie bei vielen anderen Arten auch, ist der massive Rückgang der Wildbirne besonders auf die Umwandlung von historischen Waldnutzungsformen, wie dem Mittel- und Niederwald, in Hochwälder zurückzuführen (Türk 1999). In Buchenwaldgesellschaften, wie dem Waldmeister-Buchenwald, muss sie intensiv und langfristig gefördert werden, da sie hier ohne waldbauliche Pflege aufgrund ihrer geringen Größe und Konkurrenzfähigkeit nicht überlebensfähig ist (Barengo 2001; Türk 1999). Es bietet sich daher an, *Pyrus pyraster* vor allem in sonnseitigen Waldrandbereichen anzupflanzen, um gute Lichtverhältnisse und eine Wiederauffindbarkeit zu garantieren (vgl. Albrecht 1999).

In der Jungwuchs- und Dickungsphase sollten die Pflanzen leichtem Dichtstand und Seitendruck ausgesetzt sein, um die Leistungsfähigkeit zum Höhenwachstum zu fördern. Eine Überschilderung muss jedoch vermieden werden, da die Birne von

Jugend an sehr beschattungsempfindlich ist. Danach müssen Zukunftsbäume jedoch regelmäßig so weit freigestellt werden, dass die Kronen die Nachbarkronen nicht berühren und sich frei entfalten können (Albrecht 1999; Wagner 2009). Die Wildbirne wird gerne verbissen und muss daher zur sicheren Erhaltung durch geeignete Maßnahmen geschützt werden (Barengo 2001 b).

Bei ausreichender Pflege kann sie auf optimalen Standorten wertvolles Baumholz rötlich gelber Färbung liefern, welches sich aufgrund seiner gleichmäßigen und spannungsfreien Eigenschaften besonders für den Bau von Musikinstrumenten eignet und als Furnier geschätzt ist. Aufgrund des seltenen Vorkommens gibt es für das Holz jedoch keinen eigenen Markt (Albrecht 1999; Grosser 1999).

### **8.10 Vogelkirsche (*Prunus avium* L., Rosaceae)**

Den synonym verwendeten Namen Vogelkirsche verdankt die Wildkirsche der Beliebtheit ihrer Früchte bei Vögeln, was den 15 bis 20 m (max. 35 m) hohen Baum zu einem wertvollen Nährgehölz macht. Als subatlantisch-submediterrane Baumart erstreckt sich ihr Verbreitungsgebiet in Europa von Nord- und Ostspanien über Frankreich und Deutschland bis zu den britischen Inseln und Südkandinavien, und im Osten bis zum kaspischen Meer und mit Vorkommen im Kaukasus (Aas 2010; Hecker 1998; Schmid 2006). *Prunus avium* kommt zwar in den Alpen bis in Höhen von 1700 m vor, wird aber ansonsten als kolline bis submontane Baumart beschrieben, die in Höhen zwischen 200 und 600 m verbreitet ist (Schmid 2006).

Da sie vorrangig auf tiefgründigen frischen, nährstoff- und basenreichen, feuchten Lehm- und Mullböden vorkommt, ist sie als sekundäre Mischbaumart vorwiegend thermophilen Mischwäldern, Linden-Mischwäldern, Flaumeichenwäldern, Eichen-Eschen- und Eichen-Buchen-Wäldern beigemischt (Mayer 1992; Schmid 2006). Sie eignet sich nicht für saure, dichte, staunasse oder nährstoffarme Standorte; unter solch suboptimalen Bedingungen kann es zum Gummifluss kommen, einer physiologischen Erkrankung, die durch verschiedene Faktoren wie z.B. schlecht durchlüftete Böden, Wunden, extrem tiefe Temperaturen, etc. begünstigt wird (Albrecht 2010; LFL 2005; Raftopoulos 2010).

Die Vogelkirsche zeigt ein schnelles Jugendwachstum und ist auf günstigen Standorten innerhalb von 60 bis 80 Jahren hiebsreif. Um dieses waldbauliche Produktionsziel zu erreichen benötigt sie ausreichende Pflege. Die Vogelkirsche gilt als Licht- bis Halbschattenbaumart. Während die sie in der frühen Jugend noch schattenertragend ist, muss sie ab der Stangenholzphase durch regelmäßige Eingriffe in die "Lichtwuchsphase" überführt werden. In dieser Phase müssen die Bäume außerdem geastet werden, wenn das Produktionsziel astfreie Stämme mit Wertholzqualität sind (Albrecht 2010).

Trotz des hohen Pflegeeinsatzes kann es sich lohnen Kirschen in Beständen einzubringen und zu fördern, da neben den ökologischen Vorzügen (Nährgehölz, gut zersetzbar, bodenpflegliche Streu) der wirtschaftliche Nutzen hoch sein kann. Das Holz wird bevorzugt im Möbelbau als Furnier und Massivholz eingesetzt (Jeske u. Grosser 2010).