

**Verjüngung der Stieleiche (*Quercus robur* L.)
in oberrheinischen Auenwäldern**

Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie
der Georg-August-Universität Göttingen

vorgelegt von

Christian Kühne
geboren in Halle/Saale

Göttingen 2004

D 7

1. Berichterstatter: Prof. Dr. Burghard v. Lüpke

2. Berichterstatter: Prof. Dr. Friedrich Beese

Tag der mündlichen Prüfung: 11.10.2004

Vorwort

Die vorliegende Arbeit entstand am Institut für Waldbau der gemäßigten Zonen und Waldökologie der Universität Göttingen als konsequente Fortführung der langjährigen Forschungsschwerfelder „Verjüngung von Eichenbeständen“ und „Waldbau in den Rheinauen“. Das Forschungsvorhaben wurde u. a. vom Leiter des Instituts Professor Dr. Burghard v. Lüpke initiiert und mir als Dissertationsthema zur Verfügung gestellt. Für die offizielle Betreuung möchte ich ihm meinen Dank aussprechen.

Mein ganz besonderer Dank gilt Dr. Norbert Bartsch. Ohne seine zahlreichen Anregungen, die Durchsicht des Manuskriptes und das mir entgegengebrachte Vertrauen wäre die Arbeit in ihrer jetzigen Form nicht möglich gewesen.

Desweiteren gilt mein herzlicher Dank Professor Dr. Ernst Röhrig, der durch sein großes Engagement einen wertvollen Beitrag zum Gelingen der Arbeit leistete.

Bedanken möchte ich mich auch bei Herrn Dr. Andreas Meuser vom Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz für die Bereitstellung wichtiger Datenreihen und die kritische Durchsicht des Kapitels über die hydrologischen Rahmenbedingungen am Rhein.

Bei den zum Teil unter widrigen Außenbedingungen durchgeführten umfangreichen Datenerhebungen auf den Versuchsflächen halfen mir die Mitarbeiter des Instituts für Waldbau und zahlreiche Hiwis. Stellvertretend seien an dieser Stelle Karl-Heinz Obal, Michael Unger, Ulrike Westphal, Andreas Brückner und Roland Sterner genannt. Für die unermüdliche Unterstützung bin ich ihnen und allen nicht namentlich genannten Helfern sehr dankbar.

Das Forschungsvorhaben wurde durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) (Projektnummer BA 1263/2-2) gefördert. Materielle und finanzielle Unterstützung gab es auch von der Landesforstverwaltung Rheinland-Pfalz, mit der das Forschungsvorhaben gemeinsam geplant und durchgeführt wurde.

0 INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG.....	1
1.1	Allgemeine Situation der Rheinauenwälder	1
1.2	Die Stellung der Stieleiche in den rheinischen Auenwäldern in Vergangenheit und Gegenwart ..	2
1.3	Untersuchungsziele	11
2	UNTERSUCHUNGSANSATZ UND AUFNAHMEMETHODEN	15
2.1	Untersuchungsansatz.....	15
2.2	Aufnahmemethoden	16
2.2.1	Abiotische Verhältnisse	16
2.2.1.1	Strahlung	16
2.2.1.2	Geländehöhen	17
2.2.1.3	Boden	17
2.2.1.4	Hydrologie.....	18
2.2.2	Biometrische Aufnahmen	21
2.2.2.1	Fruktifikation.....	21
2.2.2.2	Entwicklung der Stieleichen und Mischbaumarten	21
2.2.2.3	Entwicklung der Begleitvegetation	22
2.3	Statistische Auswertung	22
3	STANDORTE UND ÖKOLOGISCHE VERHÄLTNISSE	24
3.1	Klimatische Rahmenbedingungen.....	24
3.2	Strahlung	25
3.3	Geologie	27
3.4	Relief	27
3.5	Boden	28
3.5.1	Allgemeines	28
3.5.2	Bodentypen und Bodenarten	33
3.5.3	Nährstoffversorgung	35
3.6	Ökologische Zeigerwerte.....	38
3.7	Hydrologische Rahmenbedingungen	40
3.7.1	Allgemeine Situation	40
3.7.2	Jahresverlauf und Untersuchungszeitraum.....	43
3.7.2.1	Versuchsfläche Potaschbuckel	44
3.7.2.2	Versuchsfläche Oberer Salmengrund	48
4	VERSUCHSFLÄCHEN	51
4.1	Geographische Lage	51
4.2	Pflanzengesellschaften	51
4.3	Bestände.....	53
4.4	Waldbauliche Maßnahmen.....	57
4.4.1	Auflichtung	57
4.4.2	Verjüngungsverfahren.....	59
4.4.2.1	Pflanzungen.....	59
4.4.2.2	Saaten	61
4.4.2.3	Naturverjüngungsflächen	62
4.5	Unplanmäßige Ereignisse.....	63

5	ERGEBNISSE	64
5.1	Naturverjüngung	64
5.1.1	Fruktifikation	64
5.1.2	Keimfähigkeit	66
5.1.3	Einzelkorngewichte	67
5.1.4	Samenverluste	68
5.1.5	Pflanzendichte	69
5.1.6	Höhenentwicklung	71
5.2	Saat	71
5.2.1	Keimungsverlauf und Pflanzendichte	71
5.2.2	Höhenentwicklung	73
5.3	Pflanzung	74
5.3.1	Pflanzenzahlen und Ausfälle	74
5.3.2	Wuchsformen	77
5.3.3	Höhenentwicklung	79
5.3.4	Wurzelausbildung	82
5.3.5	Pilzbefall	84
5.4	Begleitvegetation	84
5.4.1	Gesamtdeckungsgrad	84
5.4.2	Krautige Bodenvegetation	87
5.4.3	Mischbaumarten und Sträucher	89
5.5	Analyse der Nestmortalität	93
5.5.1	Überflutungsae	94
5.5.2	Altaue	100
6	DISKUSSION	104
6.1	Naturverjüngung und Saaten	104
6.1.1	Fruktifikation und Keimfähigkeit	104
6.1.2	Samenverluste	105
6.1.3	Auflaufen und Vergehen der Sämlinge	106
6.1.4	Versuchsfläche Lohbusch	114
6.2	Pflanzungen	115
6.2.1	Pflanzmaterial	116
6.2.2	Pflanzenanwuchs	119
6.2.3	Pflanzenqualifizierung	133
6.2.4	Versuchsfläche Lohbusch	134
6.3	Schlussbetrachtung	138
6.4	Waldbauliche Folgerungen und Ausblick	141
7	ZUSAMMENFASSUNG	145
8	LITERATUR	149

1 Einleitung

1.1 Allgemeine Situation der Rheinauenwälder

Auen sind Lebensräume, die in ihren ökologischen Bedingungen vorwiegend durch Kontakt mit dem Wasserstand eines Fließgewässers geprägt sind. Sie umfassen nicht nur die überschwemmte Aue (Überflutungsau) mit regelmäßigen Überflutungen, sondern auch die Grundwasseraue. Im Grundwasserkörper der Grundwasseraue werden Wasserstandsschwankungen der Fließgewässer zeitverzögert und gedämpft nachvollzogen (GULDER 1996). Schwankende Flusswasserstände können in Extremsituationen zu Überflutungen und Grundwasserstau aber auch zu starken Grundwasserabsenkungen auf den angrenzenden Flächen führen.

Die Rheinaue (Synonyme sind Rheinniederung und geologische Rheinaue) umfasst den Teil des Rheintals, den der Rhein in der letzten Nacheiszeit eingetieft hat. Sie stellt das ursprüngliche Überschwemmungsgebiet des Rheins dar. Die Rheinaue wird durch eine mehr oder weniger deutliche Erosionsstufe, das sog. Hochgestade, begrenzt. Für den Bereich des Oberrheins zwischen Karlsruhe und Mainz, in der das Untersuchungsgebiet dieser Arbeit liegt, beträgt die Höhe des Hochgestades 3 bis 20 m und die Talbreite 1,5 bis 12,5 km. Dieser Flussabschnitt wird als Määnderzone bezeichnet, da der Rhein in weiten, sich ständig verändernden Bögen die Rheinaue durchzogen hat. Durch vielfache wasserbauliche Eingriffe zum Hochwasserschutz, zum Ausbau des Rheins als Handelsweg und zur Energiegewinnung (Näheres s. Kap. 3.7.1) wurde die Fläche der regelmäßig überfluteten Aue zurückgedrängt. Heute wird das Oberrheintal nur noch zu einem Fünftel überflutet (SOLMSDORF et al. 1975). In anderen Auenregionen Europas kam es zu ähnlichen Veränderungen (WENGER et al. 1990, KLIMO u. HAGER 2001).

Die natürliche Vegetationsformation der Rheinaue ist der Wald. Je nach den hydrologischen Verhältnissen entstanden verschiedene Gebüsch- und Waldformen. In den unter der Bezeichnung Auenwälder zusammengefassten Gesellschaften mit dominierenden Holzgewächsen, sind die Glieder an zeitweilige Überflutungen und durch Hochwasser verursachte hohe Grundwasserstände angepasst. Der Oberrheingraben gehört zu den klimatisch am meisten begünstigten warmtrockenen Landschaften Mitteleuropas und weist deshalb von Natur aus eine große Vielfalt an Baumarten, Sträuchern und Arten der Bodenvegetation auf. Seit dem Mittelalter wurden die Wälder der Rheinaue intensiv genutzt und in ihrer Artenzusammensetzung und Struktur verändert (RÖHRIG u. BARTSCH 1988, BARTSCH u. RÖHRIG 1992). Vor der 1817 von Tulla begonnenen Rheinkorrektion (BÄRTHEL 1965, MUSALL 1969, MUSALL et al. 1991) beherrschten durch Weichhölzer geprägte

Gebüsche und Niederwälder die Landschaft der Rheinaue (VOLK 2003). Die heutigen Auenwälder verdanken ihre Existenz den Folgewirkungen der Rheinkorrekturen. Aus den Inselgebüschchen des alten Rheinbettes und den Niederwald-Uferwäldern wurden zuerst Niederwälder, dann Mittelwälder und im 20. Jahrhundert Hochwälder aus Stieleichen (*Quercus robur*), Eschen (*Fraxinus excelsior*), Ulmen (*Ulmus laevis*, *U. carpinifolia*) und Pappeln (*Populus spec.*). In den Bereichen, die durch die Errichtung von Hochwasserdämmen vollständig von den Überflutungen ausgeschlossen wurden, kam es zu vermehrtem Anbau von Baumarten mit geringer Überflutungstoleranz, v. a. Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Esche, Buche (*Fagus sylvatica*), Kirsche (*Prunus avium*), Linde (*Tilia spec.*) und Spitzahorn (*Acer platanoides*) (VOLK 2001, Näheres s. Kap. 1.2).

Aktuell bringt der Hochwasserschutz für Teilbereiche der Auenwälder am Rhein weitere Veränderungen. Bei extremen Hochwassern sollen u. a. mit Auenwäldern bestockte Flächen, die seit der Rheinkorrektur nicht mehr periodisch überflutet werden, als Retentionsräume genutzt werden, um Hochwasserspitzen befristet zu speichern (ANONYMUS 1993). Zurzeit ist etwa ein Drittel dieser Rückhaltmaßnahmen einsatzbereit (ENGEL 2000). Mit dem Hochwasserschutz wird das Ziel der Renaturierung von Auenwäldern verbunden. Eine Flutung der Flächen für den Hochwasserschutz ist nur etwa alle 10 Jahre erforderlich. Da unregelmäßige Überflutungen in großen Zeitabständen weitreichende Folgen für die hieran nicht angepassten Waldökosysteme haben würden (SIEPE 2002), werden sog. „Ökologische Flutungen“ durchgeführt. Die Flutungen werden an das Abflussgeschehen im Rhein gekoppelt und kommen dadurch weitgehend den hydrologischen Verhältnissen in einer natürlichen Aue nahe (PFARR 2002). Für die Waldbestände in den Rückhalteräumen, die nach der Rheinkorrektur aus überwiegend wenig überflutungstoleranten Baumarten begründet wurden, ergeben sich durch die wasserbaulichen Maßnahmen erhebliche Risiken (DISTER 1983, BIEGELMAIER 2002, SPÄTH 2002).

1.2 Die Stellung der Stieleiche in den rheinischen Auenwäldern in Vergangenheit und Gegenwart

Das natürliche Areal der Stieleiche (*Quercus robur* L.) umfasst weite Teile Europas. Sie besiedelt von Natur aus die planaren und kollinen Stufen ihres Areals mit höherer Sommerwärme auf reichlich bis mäßig gut nährstoffversorgten Lehm- und Lössböden. Im Gegensatz zu den meisten anderen Waldbaumarten vermag die Stieleiche mit ihren Wurzeln in dichte Horizonte einzudringen. Außerdem verträgt sie zeitweilige Überflutung in der Vegetationszeit und stauende Nässe (DISTER 1983, SPÄTH 2002). Alle diese ökologischen Eigenschaften finden sich in wesentlichen Teilen innerhalb der Auenwälder. Aus diesem Grund hat die Stieleiche in den Auengebieten ihr Optimum (RÖHRIG u. BARTSCH 1992).

Auenwälder sind wegen ihrer ökologischen Besonderheiten und ihrer Artenvielfalt seit langem Gegenstand einer vielseitigen und umfangreichen Literatur. ELLENBERG (1996) gibt eine ausführliche Darstellung der verschiedenen Auenwaldtypen. Er unterscheidet für den Mittellauf der Flüsse in der „Naturlandschaft“ eine *Weichholzaue* und eine *Hartholzaue*. In der Weichholzaue herrschen Korbweidengebüsche mit Silberweide (*Salix alba*) und Schwarzpappel (*Populus nigra*) als Baumarten. An den Altwässern und in Schluten („Randvermoorung“) finden sich Erlen (*Alnus spec.*), z. T. mit Eschen. Die Hartholzaue umfasst die höher gelegenen, nur selten überschwemmten Teile der Flussniederungen. Diese Gebiete tragen Wälder aus langlebigen Baumarten wie Stieleiche, Feldulme, Esche und vereinzelt auch Buche. ELLENBERG (1996) schreibt hierzu: „In den oberen Teilen der Hartholzaue spielen Ulmenarten und die Stieleiche eine Rolle, während die sonst kampfkraftige Buche nur unter ganz besonderen Umständen einmal innerhalb des Überschwemmungsbereichs von Flüssen vorkommt.“ Schließlich: „Aufs Ganze gesehen herrscht die Stieleiche in den Hartholzauen, die an Eichen-Hainbuchenwälder erinnern.“

Solche oder ganz ähnliche Auffassungen zur Gliederung und Gestaltung der Flussauenwälder Mitteleuropas beherrschen den größten Teil der Literatur. Bisweilen werden für die Hartholzaue eine *tieferer Stufe* mit dominierender Stieleiche und Ulme und eine *höhere* mit Stieleiche und Hainbuche (*Carpinus betulus*) unterschieden. Mitunter wird das Vorkommen von Eichen im Übergangsbereich von Weichholz- zu Hartholzaue erwähnt. Die starke Verminderung der Auenwaldfläche und die Veränderungen in deren Artenzusammensetzung werden den Korrekturen des Flusslaufes ab 1817 sowie der Einführung von nicht typischen Baumarten und Bewirtschaftungsformen seit dieser Zeit angelastet.

Die umfangreichen wald- und landschaftshistorischen Untersuchungen in der Rheinebene von VOLK (1999a, 2001, 2003, zusammen mit KETTERING 1998) haben ein genaueres und teilweise von den vorher genannten Darstellungen abweichendes Bild vom Vegetationswandel der Auenwälder und der Stellung der Stieleiche darin ergeben.

Tatsächlich reichen tief greifende Veränderungen der Auenwaldlandschaft viel weiter zurück als bis zur großen Rheinkorrektur. Nach VOLK (1999a, 2001) gab es bereits vor über 300 Jahren Eindeichungen des Rheinstromes zur Verminderung von Schäden durch Hochwasser und zur Gewinnung von landwirtschaftlich nutzbaren Flächen.

VOLK (1999a) differenziert aus diesem Grund die Auengebiete unter den anthropogen beeinflussten hydrogeologischen Aspekten in:

- Die *Überflutungsau*: Ausschnitte der Rheinaue, die häufig vom Strom überschwemmt werden. Vor der großen Rheinkorrektur erstreckte sich die Überflutungsau hauptsächlich auf den breiten Rhein, seine Inseln und den Rheinuferbereich. Heute ist die Überflutungsau auf wenige rheinnahe Bereiche in wenigen Rheinabschnitten begrenzt. Diese erreichen nur noch eine Tiefe von ca. 100 bis 500 m beiderseits des Rheins und

- Die *Altaue*: Teile der Rheinaue, die vornehmlich seit der 1817 begonnenen Rheinkorrektion vom Rhein nicht mehr überschwemmt wurden oder heute nicht mehr periodisch überschwemmt werden. Zur Altaue zählen auch die Bereiche, die landseitig im Schutz von Dämmen liegen und periodisch durch an die Bodenoberfläche austretendes Grundwasser geprägt sind. Dieses "Druckwasser" stammt nicht ausschließlich vom Rhein, sondern z. T. auch aus den Flüssen und Bächen, die aus den Randbereichen in die Aue fließen. Der Anteil der Altaue hat sich im Laufe der vergangenen Jahrhunderte ausgedehnt, wobei allerdings weite Teile des früheren Waldes an die Landwirtschaft und für Siedlungen u. a. verloren gingen.

Die bereits um 1700 begonnenen Deichbauten hatten überwiegend den Schutz von Siedlungen und landwirtschaftlichen Flächen zum Ziel. Dort, wo auch Waldgebiete vom Hochwasser abgeschnitten wurden, änderten sich Baumartenzusammensetzung und Waldstruktur. Intensivierte Holz- und Streunutzungen sowie die bedeutende Waldweide führten zu stark aufgelichteten und sehr jungen Vorwald- und Waldstrukturen. Altes Oberholz und dichte Mittelwaldstrukturen gingen vielfach verloren und waren bereits Ende des 18. Jahrhundert äußerst selten. Pflanzungen und Saaten gewannen als Folge der Devastierungen enorm an Bedeutung (BÄRTHEL 1965, VOLK 1999a, 1999b). Auf den weitgehend vom Hochwasser befreiten Waldflächen begann durch die künstliche Baumarteneinbringung die jahrzehntelange Förderung von Eiche und Ulme sowie der Weide und Buche innerhalb der Rheinaue. Als Folge der anthropogenen Veränderungen beschreibt VOLK (1999a) für die Zeit von 1750 bis 1790 folgende wichtige Waldtypen:

- *Weichhölzer* mit unterschiedlich stark beigemischter Stieleiche und Ulme, konzentriert auf Mäanderzonen, Rheininseln und ähnliche Standorte, bandartig ausgedehnt und von hauptsächlich niederwaldartiger Struktur
- locker stehende *Eichen-Ulmenwälder* mit mehr oder weniger stark beteiligter Hainbuche und wenig Unterwuchs, noch in ziemlicher Rheinnähe, meist landseits durch Dämme geschützt mit geringer Beteiligung von Weichhölzern
- *Eichen-Hainbuchen-Rotbuchenwälder* mit weitständigen Eichen und Buchen im Oberstand und im Niederwaldbetrieb bewirtschafteter Hainbuche im Unterstand, auf nicht mehr überschwemmten großen Flächen der Altaue.

Mit der Ausdehnung durch Dämme geschützter Waldflächen wurde die schon seit dem Hochmittelalter aufgrund von Schonung und Pflege eine Sonderstellung einnehmende Stieleiche immer stärker zur Hauptwirtschaftsbaumart am Oberrhein. Die sich auf den standörtlich stark veränderten Teilen der Altaue künstlich ausdehnenden Eichen- und Eichen-Ulmenwälder brachten der Stieleiche erhebliche Konkurrenzvorteile (VOLK 1999b). Diese neueren Erkenntnisse können durch eigene Archivstudien zum Untersuchungsgebiet weitgehend bestätigt werden.

Eichenwälder werden z. B. vielfach im „Vergleich von 1669 zwischen Kurpfalz und Baden“ genannt, der sich auf eine Darstellung der Verhältnisse um 1550 bezieht (Landesarchiv

Speyer A2 262/2). Wenn dort von „Hochwald“ oder „hoher Wald“ die Rede ist, so darf das jedoch nicht im heutigen Sinn gesehen werden. Nach VOLK und KETTERING (1998) überwogen im heutigen Naturschutzgebiet Hördter Rheinaue 1757 die Weichholzwälder und -gebüsche sowie Eichen-Ulmen-Weichholzbestände mit vereinzelt Obstbäumen. In der speziellen Bestandesbeschreibung für das damalige Revier Hagenbach im Rahmen der Forsteinrichtung 1872-1895 sind für die Abteilungen Goldgrund und Nixwörth mehrfach (stückweise aufgezählt) 80- bis 180-jährige gipfeldürre und abgängige Eichen und einige 110-jährige Ulmen erwähnt. Zusätzlich wird über ein- bis neunjährige Stockausschläge von Eiche, Ulme, Esche und Roterle (*Alnus glutinosa*), gemischt mit Weiden, Schwarz- und Silberpappel (*Populus alba*) berichtet. Es handelt sich dabei offenbar um günstige Standorte der Altaue, während mittlere Böden jüngere Erlen, Weiden und Sträucher trugen. Schlechte Böden aus Sand und Kies waren mit krüppelhaften Kiefern (*Pinus sylvestris*) und Dornsträuchern bestanden. Die Angaben für die alten Eichen und Ulmen deuten bei zutreffendem Alter der Bäume darauf hin, dass diese Baumarten schon um oder vor 1600 dort vorhanden waren.

Die „Wirtschaftsregeln für die Rheinwaldungen von 1866“ (von der Landesgrenze bei Lauterburg bis zur hessischen Grenze bei Worms, die damaligen Forstämter Langenberg, Speyer und Dürkheim umfassend), die teilweise in den Forstlichen Mitteilungen aus Bayern, Heft 1, abgedruckt sind, bestimmen: „Dadurch, daß die Rheinwaldungen gesetzlich dazu bestimmt sind, das erforderliche Faschinenmaterial zu den Rheinuferbauten zu liefern, und außerdem dazu beizutragen, den Holzbedarf der Festungen Germersheim und Landau für Faschinen, und Flechtwerk, sowie den Bedarf an Bau-, Nutz- und Werkholz, insbesondere an Schiff-Bauholz, dann an besseren Brennholzsortimenten und an Material für Korb-, Holzschuh- und Siebmacher zu befriedigen, rät sich die Beibehaltung des bisherigen Buschholz- resp. Mittelwald- bzw. Kopfholzbetriebes, nicht allein von selbst, sondern es ist diese Betriebsart teils durch die Bedarfs-, teils durch die Terrain- und Bodenverhältnisse bedingt. Dabei soll so viel als tunlich, die auf den Faschinenbedarf zu nehmenden Rücksichtungen gestatten und die Bodenverhältnisse es zulassen, dahin getrachtet werden, die Bestockung mit edleren Hölzern zu vermehren, diese Holzarten in der Bewirtschaftung zu begünstigen und einen möglichst starken Oberstand zu halten ...“. „In Ansehung der Oberhölzer wäre zu bemerken, daß die Eichen, Eschen und Rüstern im Alter von 100 bis 150 Jahren und die Weichhölzer im Alter von 60 bis 80 Jahren die zu den verschiedenen Nutzzwecken erforderliche Stärke erlangen und bis dorthin auch ziemlich ihr größtes Wachstum vollenden.“

Im Hinblick auf das Ziel, mehr starkes und wertvolles Nutzholz zu erzeugen, wird festgestellt: „Durch die von den Oberhölzern herabfallenden Samen erfolgt nämlich öfters natürliche Besamung von Eichen, Rothrüstern, Eschen, Hainbuchen und Erlen. Die meisten jungen Pflanzen davon gehen aber in der Folge des Druckes der Strauch- und Weichhölzer in der Regel nach einigen Jahren wieder ein ... Die Erfahrung lehrt, daß eine gewisse Beschattung

von Oberholz notwendig ist, um die besseren Holzarten in dem Unterholzbestande zu erhalten, so daß sie 1/4 bis 2/3 der Fläche, worauf sie stehen, überschirmen.“

Für die Ergänzung unvollständiger Bestockungen werden folgende Hinweise gegeben: „Ist der Boden gut, nicht zu feucht und nicht zu trocken, und sind die Lücken nicht zu klein, so können je nach den Umständen entweder Eichel- auch Hainbuchensaaten oder Pflanzungen von Eiche, Esche, Rothrüster, Ahorn und Hainbuchen Platz greifen.“ Zur Eichensaat wird die Anlage von 0,7- bis 1,2-m-breiten Streifen empfohlen. Wegen der Gefahr, dass Saaten oder Pflanzungen wegen des üppigen Aufwuchses von Sträuchern oder anderen Konkurrenten misslingen, sollen auf standörtlich geeigneten Flächen gleich nach dem Abtrieb pro Hektar 100 bis 300 stärkere, heisterartige, in Saatschulen erzogene Weißerlen und etwa 30 Stück stärkerer Eichen sorgfältig in große Löcher gepflanzt werden.

Die Verwendung verschulter Pflanzen in weiten Verbänden wird auch im Betriebswerk für den Gemeindewald Hagenbach, gültig von 1861 bis 1878 (Landesarchiv Speyer Q 80-5550/15), beschrieben. Neben den vorher genannten Baumarten wird außerdem die Pflanzung von Rotbuchen und Ahornen festgesetzt.

Mit der vermehrten Verwendung von Kohle für den Hausbrand und der Bevorzugung von Steinbauten statt Faschinen zur Uferbefestigung verlor die Niederwaldwirtschaft in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts ihre wichtigsten Eckpfeiler. Die Auswirkungen auf die Bewirtschaftung der Auwälder deuteten sich bereits in den Wirtschaftsregeln von 1866 (Forstliche Mitteilungen des Bayerischen Ministerialbureau IV, 1866) an. Deutlicher vom Umschwung in der Behandlung der Rheinwaldungen war die Revision der Forsteinrichtung für die Auewaldforstämter von 1883 (Landesarchiv Speyer H 5-7286, unter 28/2) geprägt. Allgemein wurde festgestellt: „Die Rheinwaldungen haben größtenteils noch eine sehr unvollkommene Bestockung von Strauchhölzern und Dornen, deren Verdrängung mit besseren Holzarten angestrebt werden muss.“ Als Ziel wurden auf den höher gelegenen Auenbereichen mit besseren Böden voll bestockte *Mittelwälder* mit Eiche, Ulme, Esche, Ahorn, Pappel und Roterle angestrebt. Die dazu nötigen kräftigen Pflanzen sollten aus Saat- und Pflanzschulen zu gewinnen sein. Von Naturverjüngung und Saat ist nicht mehr die Rede.

Diese Aussagen entsprechen den Ergebnissen der waldhistorischen Untersuchungen von VOLK (1999a) im Rheinaueausschnitt Leimersheim/Linkenheim nördlich von Karlsruhe. Die Periode der vorwiegenden Mittelwaldwirtschaft in den Rheinauenwäldern umfasste den Zeitraum von 1884 bis 1924. Bei einem angestrebten Oberholzvorrat von 80 bis 100 Festmetern werden die Oberholzanteile der Eiche ähnlich denen von Ulme und Esche mit 18 % bis 25 % angegeben. Die flächige Ausdehnung der sog. edleren Hölzer wie Eichen, Eschen, Ulmen und Ahornen durch Förderung und Pflanzung stieß jedoch bei der Stieleiche zunehmend auf Probleme. VOLK (1999a) verweist in diesem Zusammenhang auf eine Bemerkung im Forsteinrichtungswerk des Gemeindewaldes Eggenstein im Forstbezirk

Karlsruhe, wo Schwierigkeiten mit der Eichen-Nachzucht genannt werden. Demnach war die natürliche Verjüngung der Eiche nicht möglich, stockten Heisterpflanzen im Wuchs und wurden kleine Pflanzen vom Wild vernichtet. Dennoch sollte der Eichenanbau nicht vermindert werden.

Zu Beginn der 1924 folgenden Periode des *Hochwaldes* dominierte in den weniger häufig überschwemmten Rheinauenwäldern der Eschen-Ulmen-Eichen-Waldtyp mit 37 % Flächenanteil. Aufgrund der waldbaulichen Schwierigkeiten mit der Stieleiche hatte die Esche das Übergewicht gegenüber den anderen Arten gewonnen. Sie wurde wegen ihrer Holzqualität und ihrer leicht zu erzielenden Verjüngung bevorzugt. Der Anbau fremdländischer Pappel-Arten, der Robinie (*Robinia pseudoacacia*) sowie der Walnuss (*Juglans regia*) und der Rosskastanie (*Aesculus hippocastanum*) hatte das Artenspektrum im Auwald erhöht. Bereits 1924 stockten Pappeln auf erheblichen Flächen früherer gebüschartiger Weichholzbestände.

Kritik an der Mittelwaldwirtschaft (schlechte Verjüngungserfolge, geringe Holzträge, schwierige Bejagung) bewirkte in den 20er Jahren des vergangenen Jahrhunderts letztlich die Hinwendung zum Hochwald. Im „Betriebswerk für die staatlichen Rheinauenwälder der Pfalz nach dem Stande von 1935“ (Gekürzte Fassung in den Mitteilungen aus der Landesforstverwaltung Bayern, Bd. 24, 1939) wird festgestellt: „Die Rheinauenwaldungen stehen zurzeit in einer Umstellung der Betriebsart: in der Überführung bzw. Umwandlung in Hochwald. Die derzeitige Bestockung (der Staatswaldfläche von 2074 ha) trägt entsprechend der historischen Entwicklung noch ganz verschiedenen Charakter, vom reinen Niederwald über mittelwaldartigen Hochwald zum ausgesprochenen Hochwald; nur reiner Mittelwald ist kaum vertreten.“ Für den zukünftigen Waldaufbau wurden je nach den lokalen Wasser- und Nährstoffverhältnissen folgende Anteile an Waldtypen angestrebt:

- *Pappel* 26 %: in den tiefen Lagen strom- und landseits der Dämme
- *Esche* 22 %: nährstoffreiche, feuchte, nicht stauwassergefährdete Standorte, in Mischung mit Ahorn, Ulme, Linde, Rotbuche
- *Ahorn* 27,5 %: leichtere, weniger feuchte Standorte, mit Linde, Kirsche, Rotbuche, Birke
- *Birke* 12 %: stromseits und landseits der Dämme auf flachgründigen armen Böden, mit Robinie, Linde, Rotbuche (Ersatz für Kiefer)
- *Eiche* 6,5 %: hauptsächlich stromseits, aber auch landseits und im Übergang von Weichholz- zu Hartholzaue, auch auf schweren Böden, rein oder gemischt mit Ulme, Esche, Schwarznuss
- *Buche* 4 %: stromseits nur über 7 m Pegelhöhe, landseits in jeder Höhenlage der Hartholzstufe, jedoch Stau- und Druckwasserflächen ausgenommen, flachere oder auch lehmige Böden, Mischbaumarten nicht näher angegeben eher wohl keine

- *Roterle* 2 %: vernässte Tieflagen, z. T. mit Esche, Hainbuche, Birke.

Der geringe Anteil des Eichentypes ist ebenso auffällig wie das Fehlen der Eiche als Mischbaumart in den anderen Waldtypen. Dazu heißt es: „Ausgesprochene Eichenstandorte sind im Auwald nicht allzu häufig, sie sollten aber sorgfältig ausgesucht werden, damit dieser urwüchsige, von jeher einheimische und derzeit auf großen Flächen noch die Hauptbestockung bildende Auwaldbaum nicht etwa ganz aus dem Auwald verschwindet. Die Eichen-Nachzucht bedeutet aber immerhin für den Waldbesitzer einen Verzicht auf größtmögliche Rentabilität, denn einmal erfordern Boden-, Kultur- und Bestandespflege gerade bei der Eiche besonders große Aufwendungen, andererseits sind Eichenstandorte in der Regel auch für die Esche vorzüglich geeignet und die Esche ist zweifellos ertragreicher. Außerdem ermuntert die derzeitige Eichenbestockung in keiner Weise zur weiteren Nachzucht: meist ringschällig, daher sehr hoher Anfall an glücklicherweise gut bezahltem Brennholz, als Nutzholz hart, oft ästig und rau (schwer absetzbar). Ob an der geringen Holzgüte nur die frühere Mittelwaldwirtschaft, mangelnde Bestandespflege oder Veränderungen im Grundwasserstand Schuld tragen, lässt sich schwer sagen. Die besten Böden gerade der Stieleiche vorzubehalten, bleibt immerhin ein Wagnis. Dennoch sollte der Eiche wenigstens ein Teil ihres früheren Bestockungsanteils erhalten bzw. wieder zugewiesen werden.“

Als Ziel der *Eichenwirtschaft* wird 1935 die Starkholzzucht im Lichtwuchsbetrieb auf möglichst größeren zusammenhängenden Flächen benannt. Die erstmalige Begründung soll durch Pflanzung von Heistern aus einheimischem Saatgut erfolgen, während die Saat wegen zu hoher Pflegekosten verworfen wird. Zur Mischung mit Hainbuche wird deren natürliche Vorausverjüngung empfohlen, danach soll Eichen-Naturverjüngung angestrebt werden. Lückige Verjüngungen sollen durch Heisterpflanzung komplettiert werden. Es wird erwartet, dass Eschen sich durch Samenflug reichlich einfinden. Dazu wird an anderer Stelle davor gewarnt, jedwede Naturverjüngung zu übernehmen: „Besonders die Esche ist in dieser Hinsicht sehr gefährlich. Sie blendet in der Jugend gar leicht. Wenn Eschenansamung wahllos und kritiklos übernommen wurde, wie z. B. in Kandel-Süd, zeigen vielerorts reine Eschenverjüngungen schon jetzt, daß sie auf vollkommen ungeeignetem Standort stehen.“ (FABBRICIUS 1879, ESSLINGER 1911, VILL 1911, neuere Literatur bei RÖHRIG u. BARTSCH 1988, SPÄTH 2002).

Die Wertschätzung der wichtigsten Baumarten des Auenwaldes veränderte sich im 20. Jahrhundert erneut. Heute nehmen die Esche und der Bergahorn große Flächenanteile am Rheinauenwald ein. Nach VOLK (1999a) war der Bergahorn 1924 lediglich mit 1 % Flächenanteil im Untersuchungsgebiet Leimersheim/Linkenheim vertreten. 1999 nahmen Ahorn-Mischwälder 16 % der Waldfläche ein. Vor allem Eichen-Ulmen-Eschen-Mischwälder und Pappelflächen wurden durch den Bergahorn verdrängt.

Über die Beteiligung der *Esche* am Naturwald der Rheinaue gibt es unterschiedliche Auffassungen (STREITZ 1967, DISTER 1980, ELLENBERG 1996). Neuere Forschungen über die Landschaftsstruktur der Flussauen zeigen, dass die Esche in den unkorrigierten Auen größerer Flüsse in der kaum oder gar nicht überfluteten Altaue natürlich vorgekommen ist (VOLK 2002). Als gesichert kann auch angesehen werden, dass die Esche in den vergangenen 150 Jahren weit über ihr natürliches Vorkommen hinaus gefördert wurde, besonders zu Beginn dieses Jahrhunderts (MUSALL 1969, MUSALL et al. 1991). Im Rahmen dieser "Eschenmode" wurde sie auch auf ungeeigneten Standorten angebaut (z. B. in Senken), was zur Folge hatte, dass sie schon im Stangenholzalter ihr Wachstum einstellte und zopftrocken wurde. Diese fast ausschließlich reinen Eschenbestände zeigten in fast allen Altersstufen ein unerfreuliches Bild (RÜGER 1952). Vor allem erwies sich die Esche gegen Überflutung und länger anstehendes Druckwasser als sehr empfindlich. Bereits 1879 stellte FABRICIUS fest, dass die Esche schon längeres Winterhochwasser nicht verträgt und bei Sommerhochwasser abstirbt. Die Untersuchungen von SPÄTH (1988, 2002) zeigen eine abnehmende Überflutungstoleranz von Eschen-Althölzern bei sinkender Fließgeschwindigkeit und damit geringerem Sauerstoffgehalt des Wassers bei Sommerhochwasser. Nach DISTER (1983) hat die Esche nur eine Hochwassertoleranz von 35 bis 40 Tagen, davon 23 bis 27 Tage in der Vegetationszeit. Daraus schließt er, dass die Esche nur in der oberen Stufe der Hartholzaue natürlich vorkommt. SPÄTH (2002) kommt bei seinen Untersuchungen am Oberrhein nach dem Hochwasser von 1999 zu ähnlichen Ergebnissen. Von einem verheerenden Absterben alter Eschen nach dem Hochwasser von 1911 berichten ESSLINGER (1911), VILL (1911) und TUBEUF (1912). Die außergewöhnlich langen Hochwasser während der Vegetationszeit in den Jahren 1986, 1987 und 1999 führten bei stagnierenden Überflutungsbedingungen ebenfalls zu Stammschäden und zum Absterben von Eschen (RÖHRIG u. BARTSCH 1988, SPÄTH 2002). Die Esche fruktifiziert regelmäßig und kräftig und verjüngt sich auch auf ungeeigneten Standorten.

Eine noch stärkere Ausbreitung zeigt der *Bergahorn*, der fast überall in der Verjüngung dominiert. Er wird nicht zu den standortheimischen Baumarten der Hartholzaue am Rhein gezählt (STREITZ 1967, ELLENBERG 1996). Hierauf weist seine relativ geringe Überflutungstoleranz hin (DISTER 1983, SPÄTH 1988, 2002), die u. a. zu Stammschäden und Absterbeerscheinungen nach den Hochwassern in den Jahren 1986, 1987 und 1999 führte.

Die *Ulmen*, v. a. die Feldulme (*Ulmus minor*), sind in der Hartholzaue infolge der epidemischen Ulmenerkrankung in den letzten 20 Jahren nahezu vollständig ausgefallen (DÖBBELER u. BARTSCH 1996). Trotz ausreichender Naturverjüngung erscheint nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand die Erhaltung eines nennenswerten Anteils von Feldulmen in den Auenwäldern so gut wie aussichtslos (RÖHRIG 1996).

Wenn auch die Einschätzung der standörtlichen Verhältnisse und die (nicht immer widerspruchsfreien) Zielsetzungen inzwischen manche Veränderungen erfahren haben

(RÖHRIG u. BARTSCH 1988, BARTSCH u. RÖHRIG 1992), so hat sich die Tendenz zur Verdrängung der *Stieleiche* zugunsten von Esche und Ahorn (besonders Bergahorn) in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts fortgesetzt (Abb. 1). Beide Arten nahmen jede für sich vor 25 Jahren bereits größere Flächenanteile ein. Der Flächenanteil der Stieleiche an den staatlichen Rheinauenwäldern in Rheinland-Pfalz betrug 1978 nur noch knapp 10 % (RÖHRIG u. BARTSCH 1988). Die Altersklassenverteilung für den Auenwald der rheinland-pfälzischen Forstämter Bellheim, Kandel und Hagenbach zeigt, dass der überwiegende Anteil der Eichenbestände mehr als 100 Jahre alt ist, und dass in den letzten Jahrzehnten der Eichenanbau stark rückläufig war. Bei den Forsteinrichtungen von 1978/79 war für die Forstämter Hagenbach und Bellheim eine weitere Ausweitung der Flächen für den Bergahorn von 11 % auf 40 % vorgesehen, für die Esche wurde in Bellheim ein Flächenanteil von 25 %, in Kandel von 18 % und in Hagenbach von 30 % vorgesehen. Ein großer Teil dieser Veränderungen geht zu Lasten der Stieleiche. In den aktuellen Forsteinrichtungswerken (1.10.1999-30.9.2009) sind für die Stieleiche wieder größere Flächenanteile vorgesehen.

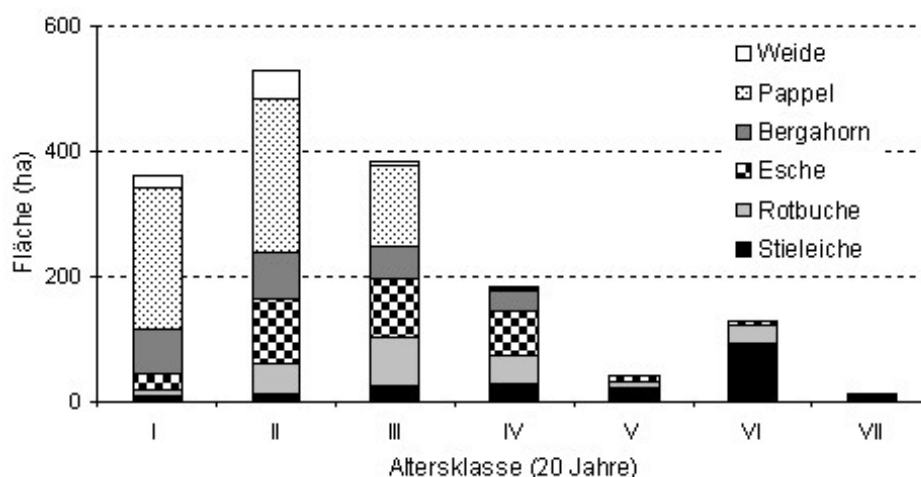


Abbildung 1. Altersklassenverteilung der Hauptbaumarten in den Rheinauenwäldern der rheinland-pfälzischen Forstämter Bellheim, Kandel und Hagenbach (Daten: Forsteinrichtungswerke von 1978/9)

Gründe für den verstärkten Anbau der Baumarten Bergahorn und Esche zu Lasten der Stieleiche waren:

- Betriebswirtschaftliche Vorteile durch kürzere Produktionszeiträume bei geringeren Kultur- und Pflegekosten sowie hohen Volumen- und Wertleistungen
- Unproblematische Einbringung und geringer Pflegeaufwand bei der Umwandlung von Nieder- und Mittelwald in Hochwald
- Verbesserte Wuchsbedingungen für weniger überflutungstolerante Baumarten durch die Begradigung und Eindeichung des Rheins
- Schlechte Qualitäten der im Mittelwald erwachsenen Eichen (Preise für Eiche oft geringer als für Bergahorn und Esche)

- Erhöhte Nachfrage nach hellen Edellaubhölzern (Eschenmode)
- Reichliche Naturverjüngung bei Ahorn und Esche (Kostensparnis)

Standorte der Weichholzaue und die Übergangszone zur Hartholzaue wurden außerdem mit Pappelzuchtungen bestockt, da die Standorte als nicht eichentauglich galten.

Aus den walddhistorischen Befunden lassen sich trotz einiger Unsicherheiten eine Anzahl von Schlüssen ziehen:

- Die Hartholzbäume Stieleiche, (Feld-)Ulme und Esche sind seit vielen Jahrhunderten in den Rheinauen nachweisbar. Offenbar gab es keine strikte zonale Trennung zwischen Weichholz- und Hartholzaue. Vielmehr war die Hartholzaue je nach Boden- und Wasserverhältnissen in der Überschwemmungsaue verteilt. Im Lauf der Zeit, besonders nach den Rheinkorrekturen, nahm die Altaue auf Kosten der Überschwemmungsaue deutlich zu.
- Aus alten und neueren Waldbeschreibungen geht hervor, dass die Stieleiche lange Zeit in den Altauen am stärksten vertreten war. Ulmen werden hingegen eher beiläufig und nicht häufiger als die Esche erwähnt. Das mag damit zusammenhängen, dass beide Arten vor allem im Hinblick auf die Mast als weniger wichtig angesehen wurden. Allerdings sind alle diese Hartholzbaumarten bis weit in das 19. Jahrhundert hinein durch die Bewirtschaftung (Niederwald, Faschinengewinnung) stark zurückgedrängt worden.
- Künstliche Verjüngungen, besonders Heisterpflanzungen, haben schon früh und in stärkerem Ausmaß seit Beginn des 19. Jahrhunderts, eine bedeutende Rolle gespielt. Ähnliches gilt auch für die Verjüngung aus dem Stock.
- Mit Beginn der Mittelwaldwirtschaft setzen in noch größerem Umfang künstliche Begründungen ein. Dabei werden in den Altauen auf besseren Standorten neben den genannten Arten auch Ahorn und Buche verwendet. Es gibt Hinweise auf Schwierigkeiten mit der Nachzucht von Eiche.
- Seit dem Ende des 19. Jahrhunderts nimmt die Wertschätzung der Eiche immer mehr ab: Die Holzqualität und der Ertrag gelten als geringer gegenüber den Edellaubbäumen, die Schwierigkeiten bei der Nachzucht und Pflege gelten als besonders hoch. Im Zuge des Übergangs zur Hochwaldwirtschaft nehmen die jüngeren Altersklassen der Stieleiche im Waldaufbau rapide ab. Dennoch wird bis heute immer wieder betont, dass die Stieleiche künftig als typische Baumart des Auenwaldes einen Platz behalten, z. T. wieder erlangen soll.

1.3 Untersuchungsziele

Die heutige Situation der Rheinauenwälder wirft sowohl aus Naturschutzaspekten als auch aus waldbaulicher Sicht zahlreiche Probleme und Fragen auf. So belegen die bisherigen Untersuchungen des Instituts für Waldbau der Universität Göttingen (RÖHRIG u. BARTSCH

1988, BARTSCH u. RÖHRIG 1992), dass sich Artenvielfalt, stufiger Aufbau, Stabilität und hohe Wuchsleistungen auf den Auenstandorten nur erreichen lassen, wenn die Oberschicht der Bestände überwiegend aus Lichtbaumarten zusammengesetzt ist. Die frühere Mittelwaldwirtschaft hat den Artenreichtum gefördert und in der Struktur zweischichtige Bestände entstehen lassen. Bei der Umwandlung dieser von Stieleiche und Ulmen dominierten Bestände in Hochwald ist durch die starke Ausbreitung des Bergahorns, der Esche und der Pappeln auf Kahlflächen nach Abtrieb der Althölzer der ursprüngliche Charakter der Auenwälder auf weiten Flächen verloren gegangen. Dies wird verstärkt durch den weitgehenden Ausfall der Ulmen infolge der Ulmenerkrankung.

Um dieser Entwicklung entgegenzuwirken, hat die Landesforstverwaltung von Rheinland-Pfalz im Rahmen der von den Forstverwaltungen der Bundesländer entwickelten Bewirtschaftungsgrundsätzen einer ökologisch fundierten, naturnahen Waldbewirtschaftung für die Rheinauenwälder folgende Zielsetzungen festgelegt:

- Verstärkung des Eichenanteils,
- Zurücknahme des Bergahorns und
- Abkehr von Freiflächenkulturen.

Maßgeblichen Einfluss auf die Festlegung der neuen Zielsetzungen hatten Vorstellungen und Ideen des Naturschutzes. Selten gewordene und daher stark gefährdete Auenbiotoptypen und -systeme wurden in den 80er und 90er Jahren des vergangenen Jahrhunderts zu naturschutzfachlichen Leitbildern für die zukünftige Landschafts- und Naturentwicklung entlang des Oberrheines erklärt (ANNONYMUS 1988, 1994, BOHN et al. 2003, DISTER 1985, 1988). In den Hartholzauenwäldern sollte fortan durch die Förderung der Stieleiche und der Abkehr vom Edellaubholzanbau die frühere, als sukzessional eingestufte Bestockung wieder hergestellt werden (KÄLBLE 1988, SCHNITZLER 1995, VOLK 1998).

Zur Vermehrung des Stieleichenanteils bieten sich Bestände an, in denen Lücken durch Abgänge von Esche und Bergahorn vor der Hiebsreife entstanden sind. Auch auf den zur Zeit mit Pappeln bestockten Flächen ehemaliger Stieleichen-Hainbuchenwälder innerhalb der Altaue bzw. früherer Ulmen-Stieleichenwälder innerhalb der Überflutungsau, ist nach den Forsteinrichtungswerken von 1999 die Stieleiche vorgesehen.

Über die waldbaulichen Verfahren zur Einbringung und Verjüngung der Stieleiche im Auenwald bestehen in der forstlichen Praxis große Unsicherheiten. Die bisher üblichen Methoden der Eichenverjüngung auf Freiflächen (durch Heisterpflanzung oder Saat) oder durch Großschirmschlag ("Französisches Verfahren") bringen gravierende Schwierigkeiten mit sich und führen trotz eines hohen Pflegeaufwandes nur selten zu befriedigenden Ergebnissen.

Im Gegensatz zu den sich reichlich verjüngenden, ursprünglich aber nicht oder nur begrenzt vorkommenden Baumarten Bergahorn und Esche verjüngt sich die Stieleiche in Auenwäldern von Natur aus praktisch nicht (RÖHLE 1982, DISTER 1985, HORNING 1988, RÖHRIG u. BARTSCH 1988, BARTSCH u. RÖHRIG 1992). Bisweilen finden sich zwar Eichensämlinge in Althölzern, diese sind jedoch bereits im Alter von zwei Jahren wieder ausgefallen. Als Gründe für die ausbleibende Naturverjüngung werden die Konkurrenz der Ahorn/Eschen-Verjüngung und der Kraut- und Strauchschicht (v. a. um den Faktor Licht), Wildverbiss, Fraß der Eicheln vor der Keimung (Wildschweine, Vögel, Mäuse), ein ungünstiges Keimbett und Hochwasserschäden diskutiert.

Abgesehen von einigen Forschungsansätzen in den USA mit den dort heimischen Eichenarten (STRENG et al. 1989, CLATTERBUCK u. MEADOWS 1993, JONES et al. 1994), sind zur Verjüngung der Stieleiche in mitteleuropäischen Auenwäldern bisher nur wenige Untersuchungen durchgeführt worden (SIEBEL u. BOUWMA 1998, MATIĆ et al. 1999, KÜBNER u. WAGNER 2002, KÜBNER 2003). Die Ergebnisse der Untersuchungen zur Verjüngung der Eichen außerhalb des Auenwaldes (Literaturübersicht bei HAUSKELLER-BULLERJAHN 1997) lassen sich aus mehreren Gründen nicht auf die Standorte der Überflutungsau und der Altaue übertragen:

- Auenwaldstandorte weisen größtenteils sehr gut nährstoff- und wasserversorgte Böden auf. JOHNSON (1993) weist in diesem Zusammenhang auf eine allgemeine Beziehung zwischen Standortsgüte und Verjüngungserfolg bei Eichen hin: “the better the site the more difficult it is to regenerate oaks”.
- Auf den Auenstandorten ist bei entsprechender Auflichtung der Konkurrenzdruck durch die Begleitvegetation (Kraut- und Grasvegetation, Straucharten, Baumverjüngung) höher.
- Überflutung, Sedimentation, Erosion, Druckwasser und Mächtigkeit der Schlickauflage führen zu zahlreichen kleinflächigen Standortsunterschieden.
- Baumartenzusammensetzung, Anzahl und Anteil der Mischbaumarten unterscheiden sich wesentlich von den Beständen außerhalb der Auen.

Ziel des vorliegenden Forschungsprojektes ist es, in Zusammenarbeit mit der forstlichen Praxis waldbauliche Verfahren zu entwickeln, mit denen sich der Stieleichenanteil unter den gegenwärtigen Standorts- und Bestockungsverhältnissen der Rheinauenwälder erhöhen lässt. Hierzu wurden in den rheinland-pfälzischen Forstämtern Speyer, Bellheim und Hagenbach im Herbst/Winter 1998/99 Versuchsflächen mit Naturverjüngung, Pflanzung und Saat der Stieleiche bei unterschiedlicher Schirmstellung des Altbestandes angelegt.

Im Einzelnen wurden folgende Arbeitshypothesen überprüft, denen überwiegend Beobachtungen und Erfahrungen der forstlichen Praxis zu Grunde liegen:

Fruktifikation der Stieleiche

- Die speziellen Standortbedingungen der Überflutungsau (Überflutung und Nährstoffausstattung der Böden) beeinflussen die Samenentwicklung bei der Stieleiche.
- In der Überflutungsau sind Masten der Stieleiche seltener und weniger ergiebig als auf Standorten ohne Hochwassereinfluss.

Keimung der Samen

- Die am Boden liegenden Samen werden überwiegend von Tieren gefressen oder verschleppt.
- Lang anhaltende Überflutung verhindert die Keimung und/oder verdriftet die Samen.

Entwicklung der Verjüngung

- Sommerhochwasser und Sommertrockenheit sind die Hauptursachen für die Mortalität von Eichenpflanzen im Auenwald.
- Lichtmangel auf Grund zu geringer Auflichtung des Altbestandes erhöht die Ausfallquote und beeinträchtigt das Wachstum der Verjüngung.
- Die Auflichtung des Altbestandes verstärkt den Konkurrenzdruck durch die Bodenvegetation und Strauchschicht.
- Pilzbefall (v. a. *Phytophthora spec.*) ist eine Ursache für Pflanzenausfälle.
- Bei der Saat lässt sich gegenüber der Naturverjüngung durch die Wahl des Saatzeitpunktes der Verjüngungserfolg erhöhen.
- Bei der Pflanzung lassen sich durch die Wahl des Pflanzensortimentes, des Pflanzverbandes und -verfahrens Anwuchserfolg und Umfang der Pflegemaßnahmen beeinflussen.

2 Untersuchungsansatz und Aufnahmefethoden

2.1 Untersuchungsansatz

Die Auswahl der Untersuchungsbestände und der Verjüngungsverfahren (Tab. 1) erfolgte in enger Abstimmung mit der forstlichen Praxis. Bei der Auswahl der Versuchsflächen im Mai 1998 wurden verschiedene Bestandestypen mit Stieleiche und unterschiedliche hydrologische Verhältnisse berücksichtigt: stromseits (Überflutungsauwe) und landseits (Altaue) des Hochwasserdeiches, Höhenlage über Mittelwasser sowie Entfernung zum Rheinufer und Hochwasserdeich.

Neben der Erfassung der natürlichen Verjüngung der Stieleiche und der auflaufenden Mischbaumarten wurden Saaten und Pflanzungen durchgeführt. In fünf geschlossenen Altbeständen mit Stieleichen oder Pappeln im Oberstand wurde zur Einleitung der Naturverjüngung das Kronendach im Winter 1998/99 unregelmäßig aufgelichtet (s. Kap. 4.4.1). In vier Beständen wurden die Fruktifikation der Stieleiche und die Entwicklung der Eichennaturverjüngung untersucht (Hauptversuchsflächen). Im April 1999 wurden auf diesen Hauptversuchsflächen Saatplätze und Nesterpflanzungen angelegt. Zusätzliche Pflanzungen wurden im Frühjahr 2000 und im Frühjahr 2001 durchgeführt, zusätzliche Saaten im Herbst 2000 und im Frühjahr 2001. In dem verbleibenden Altholz, einem Pappelbestand, wurden im Frühjahr 1999 und 2001 Eichennester gepflanzt. Die fünf Versuchsflächen wurden zum Schutz vor Wildverbiss vor der Pflanzung und Saat gezäunt.

Jeweils im Herbst wurden in den Jahren 2000 bis 2002 die Mast und die Entwicklung der Naturverjüngung eines weiteren Stieleichen-Bestandes erfasst. Der Bestand im Überflutungsbereich zeichnet sich nach Angaben des zuständigen Revierleiters durch eine regelmäßig starke Fruktifikation aus.

Tabelle 1. Übersicht der Versuchsflächen (Stand 2003)

Name	Abteilung	Forstamt	Lage	Verjüngungsverfahren
Hauptversuchsflächen				
Potaschbuckel	II 2b ⁴	Bellheim	Überflutungsau	Naturverjüngung, Nesterpflanzung, Saat
Oberer Salmengrund 1	II 6b ³	Speyer	Überflutungsau	Naturverjüngung, Nesterpflanzung, Saat
Oberer Salmengrund 2	II 6c ⁴	Speyer	Überflutungsau	Naturverjüngung, Nesterpflanzung, Saat
Lohbusch	XXXI 6b ¹	Hagenbach	Altaue	Naturverjüngung, Nesterpflanzung, Saat
Nebenversuchsflächen				
Oberer Karlskopf	III 2 ⁴	Bellheim	Überflutungsau	Naturverjüngung
Ratswört	II 3b ¹	Speyer	Überflutungsau	Nesterpflanzung

2.2 Aufnahmemethoden

2.2.1 Abiotische Verhältnisse

2.2.1.1 Strahlung

Zur Erfassung der Strahlungsverhältnisse wurde die Methode der hemisphärischen Fotografie verwendet. Die Erstellung und Auswertung hemisphärischer Fotos ist bei WAGNER (1994) ausführlich beschrieben und soll nur spezifisch wiedergegeben werden.

Im Sommer 2001 wurde für jeden Saat- und Pflanzplatz sowie für die Probeflächen zur Erfassung der Naturverjüngung und Bodenvegetation ein hemisphärisches Foto erstellt. Die Fotoausrüstung umfasste eine CANON Kamera AE1 und ein CANON-Fisheye-Objektiv (7,5 mm). Bei einer Objektivhöhe von 1,5 m wurde aus den Fotos das Strahlungsangebot unterhalb der Baumkronen über das digitale Bildverarbeitungssystem BIOSCAN Optimas Version 4.1 geschätzt. Der berechnete PAR-Site-Factor (PARSF) ist die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) einer Probefläche in Relation zu einem PAR-Freiflächenwert. Im Unterschied zur relativen Beleuchtungsstärke wird bei der Berechnung von PARSF-Werten ein Witterungs- bzw. Bewölkungsmodell integriert. Dadurch können indirekte und direkte Sonneneinstrahlung berücksichtigt werden. Mit Hilfe des Witterungsmodells werden die Standardsituationen der Strahlungsverhältnisse (wolkenfrei und homogen bewölkt) mit der Sonnenscheindauer bzw. der inversen Wolkendauer der Vegetationszeit gewichtet (WAGNER 1996). Aus Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD, 1970-2000) konnten mittlere Bewölkungsanteile der Vegetationszeit (Kap. 3.1) berechnet werden. Für die Versuchsflächen im Raum Karlsruhe (Potaschbuckel, Lohbusch) ergab sich ein Bewölkungsanteil von 62,3 %.

Für die Versuchsfelder im Raum Speyer (Oberer Salmengrund 1 und 2) lag der Bewölkungsanteil bei 60,8 %. Die Berechnung der mittleren PAR ergibt sich aus Formel 1.

Formel 1. Berechnung der absoluten PAR-Werte in Watt pro Quadratmeter (aus WAGNER 1996), PAR_{gess} : gesamte photosynthetisch aktive Strahlung bei wolkenfreiem Himmel; PAR_{gesw} : gesamte photosynthetisch aktive Strahlung bei homogen bewölktem Himmel

$$PAR \text{ (W/m}^2\text{)} = PAR_{\text{gess}} * (1 - \text{Bewölkungsanteil}) + PAR_{\text{gesw}} * \text{Bewölkungsanteil}$$

Die Relation aus einem PAR-Bestandeswert und einem PAR-Freiflächenwert (PARSF) wird von WAGNER (1999) mit dem relativen Lichtgenuss nach LARCHER (2001) gleichgesetzt.

Die wiederholte Absenkung der durch das Kronendach einfallenden Strahlung im Bereich der Kraut- und Strauchschicht wurde durch Messung der PAR bei diffusen Lichtverhältnissen mit Silicium-Licht-Sensoren und LI-1000 Data Loggern (Fa. LI-COR Inc., Lincoln Nebraska) bestimmt. Im August 2000 wurde auf den Saatplätzen der Hauptversuchsfelder innerhalb der Überflutungsauwe (Kap. 4.4.2.2) mehrmals der Strahlungseinfall ober- und unterhalb der Begleitvegetation gemessen. Als Referenzwerte wurde für jeden Saatplatz ebenfalls mehrfach der PAR-Strahlungswert unter Freilandbedingungen außerhalb des Waldes in unmittelbarer Nähe zum Waldmessort erhoben.

2.2.1.2 Geländehöhen

Die Ausdehnung der Versuchsfelder wurden mit der Totalstation GTS 6b (Fa. TOPCON) eingemessen. Für die Hauptversuchsfelder (Potaschbuckel, Oberer Salmengrund 1 und 2, Lohbusch) wurde mit demselben Gerät zusätzlich ein tachymetrisches Nivellement für jeden Saat- und Pflanzplatz durchgeführt (LEHR u. PRASUHN 1990). Zur Berechnung der Höhenangaben in Meter über Normalnull (m ü. NN) wurden Referenzpunkte auf dem Hochwasserdeich bzw. auf angrenzenden Wegen (Lohbusch) eingemessen. Aus den Polarkoordinaten und Höhenwerten wurden mit dem Programm ArcView (Fa. ESRI, LIEBIG 1999) dreidimensionale Geländemodelle berechnet und in Kartenform dargestellt.

2.2.1.3 Boden

Im Herbst 2000 wurden die Hauptversuchsfelder bodenkundlich kartiert. In einem 20 x 20-m-Raster wurden Bohrungen bis 1,50-m-Bodentiefe mit einem Pürckhauer-Bohrer vorgenommen. Nach den in der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODEN 1994) angegebenen Verfahren wurden Bodenhorizonte nach Bodenart, Tonanteil und Humusgehalt ausgeschieden. Zusätzlich wurden auf jeder Hauptversuchsfeld zwei Bodeneinschläge ausgehoben. Anhand der Bodenprofile konnte der Bodentyp exakt bestimmt werden. Auf der Basis der Kartierungsergebnisse wurden je Versuchsfeld neun repräsentative Bodensäulen (Durchmesser von 8 cm) volumengerecht entnommen und in die Tiefenstufen 0-5, 5-10, 10-

30 und 30-60 cm unterteilt. Jeweils 3 Proben wurden zu einer Mischprobe vereinigt, an der pH-Werte, potentielle (bei $\text{pH} > 7$) bzw. effektive (bei $\text{pH} < 7$) Kationenaustauschkapazität sowie die C- und N-Gehalte bestimmt wurden (Verfahren der chemischen Analytik s. KÖNIG und FORTMANN 1996).

2.2.1.4 Hydrologie

Für die Bestimmung der Tage, an den die stromseits des Rheinhauptdeiches gelegenen Untersuchungsflächen überflutet waren, dienten vom Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz zur Verfügung gestellte Daten. Die Datenreihen der Jahre 1971 bis 2003 umfassten Abflüsse und Wasserstände der Pegel Maxau und Speyer. Aus den ebenfalls vom Landesamt für Wasserwirtschaft bereit gestellten Abfluss-Wasserstand-Beziehungen für die den Versuchsflächen entsprechenden Rheinkilometer wurden Wasserstandshöhen in m ü. NN berechnet. Die Abflüsse des Pegels Maxau wurden für die Wasserstände der Versuchsfläche Potaschbuckel verwendet, die Abflüsse des Pegels Speyer für die Versuchsflächen Oberer Salmengrund 1 und 2. Anhand von Beobachtungen und Aufzeichnungen von Hochwasserereignissen im Untersuchungszeitraum wurden die berechneten Wasserstände der Rheinkilometer 377 (Potaschbuckel) und 396 (Oberer Salmengrund) validiert.

Nach der Hochwassermeldeordnung des Landes Baden-Württemberg (HMO) ist bei einem Wasserstand von 6,50 m am Pegel Maxau der so genannte Meldewasserstand erreicht. Beim Überschreiten des Meldewasserstandes werden die für Hochwasser zuständigen Behörden und Dienststellen informiert (ANONYMUS 2001, HOMAGK 2002). Die daraus resultierenden Hochwasserereignisse am Pegel Maxau sind in ihrer Dauer und Anzahl für den Zeitraum 1971 bis 2000 und für die Untersuchungsjahre 1999 bis 2003 in Tabelle 2 wiedergegeben.

Im langjährigen Mittel liegt die Hälfte der Hochwasserereignisse innerhalb der forstlichen Vegetationszeit (April-Oktober). Wie in einzelnen Untersuchungsjahren, kann deren Anteil erheblich höher sein. Im Gegensatz zu 1999 erstreckten sich die Hochwasserereignisse in den Monaten April bis Oktober der Jahre 2000-2003 nur über wenige Tage. Die wenigen Hochwasser des Jahres 1999 sind auch im Vergleich mit den langjährigen Daten als äußerst langanhaltend einzustufen.

Tabelle 2. Dauer und Anzahl der Hochwasserereignisse am Pegel Maxau für den Zeitraum 1971 bis 2000 und für die Untersuchungsjahre 1999 bis 2003 (Daten vom Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz)

	1971-2000	1999	2000	2001	2002	2003
Anzahl Hochwasserereignisse pro Jahr						
Januar-Dezember	3	5	3	9	11	1
April-Oktober	2	2	3	7	7	0
Anzahl Tage mit Hochwasser						
Januar-Dezember	570	77	9	60	59	1
April-Oktober	398	55	7	37	21	0
Anzahl Tage pro Hochwasserereignis						
Januar-Dezember	6	15	3	7	5	6
April-Oktober	8	28	2	5	3	0

Die Integration der erhobenen Geländehöhen in den Hochwasserberechnungen ermöglichte eine individuelle Bestimmung der Überflutungstage für jeden Saat- und Pflanzplatz. Gleichzeitig konnten Grenzwerte (Wasserstände und zugehörige Abflüsse der Referenzpegel) für das Eintreten von Hochwasser auf den Untersuchungsflächen ermittelt werden.

Bei der Berechnung der Tage mit Grundwasserstau im Wurzelraum der gepflanzten Eichen wurden einerseits die Tagesmittelabflüsse beider Referenzpegel sowie Daten von Grundwasserspiegelmessungen verwendet. Die Auswahl geeigneter Grundwassermessstellen für die Untersuchungsflächen richtete sich nach den Kriterien Höhenlage ü. NN und Entfernung zum Rhein. Für die Versuchsfläche Potaschbuckel wurde Grundwassermessstelle 1291, für die Versuchsflächen Oberer Salmengrund die Messstelle 1322 des Landesamtes für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz verwendet. Kenndaten beider Messstellen sind in Tabelle 3 wiedergegeben.

Tabelle 3. Kenndaten der Grundwassermessstellen 1291 und 1322 (Daten vom Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz)

Messstellennummer	EDV-Nummer	Höhenlage (m ü. NN)	Abstand zum Rhein (m)	Datensätze (Zeitraum)
1291	2375239000	100,1	500	Dez 1978-Okt 1993
1322	2378197700	96,45	300	Dez 1978-Apr 1982

Regressionsanalysen zwischen den Werten des Grundwasserspiegels und den Tagesmittelabflüssen der Referenzpegel dienten zur Herleitung von Grundwasserstand-Abfluss-Beziehungen (Tab. 4).

Tabelle 4. Regressionsgleichungen zur Berechnung des Grundwasserstandes (GW) aus den Tagesmittelabflüssen der Pegel Maxau (Q_M) für die Versuchsfläche Potaschbuckel und Speyer (Q_S) für die Versuchsflächen Oberer Salmengrund 1 und 2

Versuchsfläche	Regressionsgleichung	Bestimmtheitsmaß R^2
Potaschbuckel	$GW(Q_M) = 89,379 \times Q_M^{0,0134}$	0,9067
Oberer Salmengrund	$GW(Q_S) = 78,330 \times Q_S^{0,0239}$	0,8205

Die beste Anpassung an den gemessenen Grundwasserspiegelverlauf ermöglichte das gleitende Mittel von 7 Tagen der berechneten Grundwasserstände. Durch die Glättung der berechneten Grundwasserganglinie verminderte sich die Summe der Abweichungen erheblich, ohne vom Verlauf der realen Grundwasserkurve stark abzuweichen. Für die Versuchsfläche Potaschbuckel beträgt der Korrelationskoeffizient für den Zusammenhang zwischen gemessenen und berechneten Grundwasserständen $r = 0,952$, für die Versuchsfläche Oberer Salmengrund $r = 0,922$.

Um den Aufstieg des unterirdischen Wassers innerhalb des Bodenkörpers zu berücksichtigen, wurde als nächster Schritt die Entstehung des aktiv geschlossenen Kapillarraumes in das Grundwasserstaumodell übernommen. Im geschlossenen Kapillarraum oberhalb des Grundwasserspiegels herrscht wie im Grundwasserleiter Wassersättigung und damit für das Pflanzenwachstum ungünstige anaerobe Zustände (Boden als Zwei-Phasen-System). Das Wasser im geschlossenen Kapillarraum ist im Gegensatz zum Wasser im Leiter gebunden und als Folge dessen in seiner horizontalen Ausdehnung wesentlich von der Bodenart abhängig (BLUME et al. 2002). Durch den hohen Schluffanteil in den von lehmigen Sanden geprägten oberen Schichten der Bodenprofile beider Versuchsflächen wird von einer Mächtigkeit des geschlossenen Kapillarraumes von 40 cm über dem sich einstellenden Grundwasserspiegel ausgegangen (KUNTZE et al. 1994). Dem geschlossenen Kapillarraum folgt mit abnehmender Bodentiefe der offene Kapillarraum. In diesem Bereich verringert sich der anfänglich sehr hohe Wassergehalt im Bodenkörper mit zunehmender Entfernung vom Grundwasserspiegel (Boden als Drei-Phasen-System). Für die Herleitung der Tage mit Wassersättigung im Wurzelraum der gepflanzten Eichen wurde aus diesem Grund die Obergrenze des geschlossenen Kapillarraumes (m ü. NN) als Bemessungsgrenze verwendet. Von einer Beeinträchtigung des Wachstums der Eichen auf den Pflanzplätzen wurde ausgegangen, sobald der wassergesättigte Kapillarraum den von den Eichen durchwurzelten Bodenraum erreicht hatte. Im Durchschnitt erreichten die Eichen im Jahr nach der Pflanzung eine Wurzeltiefe von 30 cm (s. Kap. 4.4.2.1). Für die am tiefsten gelegenen Pflanzplätze der Versuchsflächen Potaschbuckel (99,3 m ü. NN) und Oberer Salmengrund (94,9 m ü. NN) ergaben sich Grundwasserstände von 98,6 bzw. 94,2 m ü. NN als Grenzwerte. Unterhalb dieser Grenzwerte waren Pflanzplätze an Tagen ohne Überflutung nicht durch Wasserüberschuss in ihrem Wachstum beeinflusst.

2.2.2 Biometrische Aufnahmen

2.2.2.1 Fruktifikation

Der Samenfall wurde jährlich auf den Versuchsflächen Potaschbuckel, Oberer Salmengrund 1 und 2, Lohbusch sowie Oberer Karlskopf erfasst. Hierzu wurden unter den Kronen der Alteichen 30 Samenfänge je Versuchsfläche mit einer Auffangfläche von 0,25 m² in 1-m-Höhe aufgestellt. Für die Samenfänge wurde ein trichterförmig zulaufendes, den Boden nicht berührendes Auffangnetz an einem quadratischen Verbund von Holzpfählen befestigt. Die Auffanganlagen wurden Anfang September aufgestellt und bis Ende Dezember in vierwöchigem Abstand geleert. Die Keimfähigkeit des Saatgutes wurde nach Aussaat in feuchtem Sand bei ca. 20 °C ermittelt.

Nach der Mast 2000 wurden auf den Flächen in der Überflutungsauwe Ende Dezember 2000 und Mitte März 2001 die Samenverluste durch Tiere erhoben. In unmittelbarer Nähe zu jeweils sechs Samenfängen wurden Referenzflächen von 1 m² angelegt. Die Anzahl der an diesen Terminen vorgefundenen Eicheln wurden mit der Anzahl der Eicheln in den Samenfängen in Beziehung gesetzt. Die Aufnahmen wurden im April 2002 auch auf der Versuchsfläche Lohbusch an den im Herbst 2001 am stärksten frequentierten acht Samenfängen pro Versuchsfläche wiederholt.

2.2.2.2 Entwicklung der Stieleichen und Mischbaumarten

Im Anschluss an die Pflanzungen in den Jahren 1999, 2000 und 2001 wurde an allen Eichen die Gesamthöhe von der Bodenoberfläche bis zur Gipfelknospe mit einem Zollstock auf cm genau gemessen. Der Wurzelhalsdurchmesser wurde mit einer Schieblehre 1 cm über dem Boden auf 0,1 mm genau gemessen. Da alle Pflanzen etikettiert waren, konnten die Zuwächse in den folgenden Vegetationsperioden ermittelt werden.

Auf den Saat- und Pflanzplätzen sowie den Probeflächen zur Aufnahme der Naturverjüngung (Anzahl und Flächengröße der Probeflächen s. Kap. 4.4.2.3) wurden jährlich am Ende der Vegetationsperiode für die Stieleichen und die Mischbaumarten die Pflanzenzahlen sowie Höhenzuwachs (in cm), Sprossbasisdurchmesser (mm), Wuchsform (5-skaliger Schlüssel) und Schäden (Schiefstand nach Hochwasser, Wild- und Mäuseschäden) erhoben. Auf den Saatplätzen und Naturverjüngungsflächen wurden die Anzahl der Keimlinge und der Austrieb sowie auf den Pflanzplätzen der Austrieb der Stieleichen nach der Pflanzung und zusätzlich nach dem Hochwasserereignis im Frühjahr 1999 bonitiert.

Die Stieleichen reagierten auf Hochwasserereignisse teilweise mit dem Absterben des Terminaltriebs und dem Austrieb in unterschiedlicher Höhe. Hierdurch bildeten sich Wuchsformtypen, die bei den Aufnahmen im Herbst 2001 und 2002 angesprochen wurden:

- Typ 1: Sprossachse vom Wurzelanlauf bis zur Terminalknospe vital

- Typ 2: Sprossachse oberhalb 2/3 der Pflanzenlänge abgestorben, Neuaustrieb im obersten Drittel
- Typ 3: Sprossachse oberhalb 1/3 der Pflanzenlänge abgestorben, Neuaustrieb zwischen 1/3 und 2/3 der Pflanzenlänge
- Typ 4: Sprossachse unterhalb 1/3 der Pflanzenlänge abgestorben, Neuaustrieb zwischen Bodennähe (5 cm) und 1/3 der Pflanzenlänge
- Typ 5: bodennaher Neuaustrieb (bis 5 cm Höhe) nach vollständigem Absterben der Sprossachse.

Die Pflanzungen der Hauptversuchsflächen wurden durch Dr. G. Hartmann von der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt im Spätsommer 1999 und 2003 auf den Befehl mit *Phytophthora spec.* untersucht. Zur Identifizierung der Pilzarten wurden lebende und abgestorbene Eichen mit Bodensubstrat entnommen. Im Labor der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt wurden frische Stieleichenblätter mit den Proben beimpft und die auswachsenden Pilzarten bestimmt.

2.2.2.3 *Entwicklung der Begleitvegetation*

Vor Durchführung der waldbaulichen Maßnahmen (s. Kap. 3.3) wurden im August 1998 auf jeder Hauptversuchsfläche mehrere vegetationskundliche Erhebungen zur Bestimmung der Pflanzengesellschaft durchgeführt. Die Aufnahmeeinheiten hatten eine Größe von 100 m² (vgl. FISCHER 2002).

In den Jahren 1999 bis 2001 wurden im August für die Saat- und Pflanzplätze sowie für die Naturverjüngungsflächen Gesamtdeckungsgrad der Bodenvegetation sowie Deckungsgrad und Oberhöhe der krautigen Pflanzen und Gräser mit einem Deckungsgrad von mehr als 10 % erfasst. Die Mischbaumarten und Sträucher wurden jeweils im Oktober mit Art, Anzahl und Höhe aufgenommen. Aus den Vegetationsaufnahmen der Jahre 1999 bis 2001 wurden mit dem Programm SORT 4.0 ökologische Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) berechnet.

2.3 **Statistische Auswertung**

Zur Beurteilung von Unterschieden beim Vergleich mehrerer Mittelwerte aus verschiedenen Gruppen oder Klassen wurden Verfahren der schließenden Statistik verwendet, beim Vergleich normalverteilter Stichproben der t-Test (2 Stichproben) oder die einfaktorier Varianzanalyse und der Duncan-Test für den multiplen Mittelwertvergleich (mehr als 2 Stichproben). Die notwendigen Voraussetzungen wurden mit Hilfe des nach Lilliefors modifizierten Kolmogorov-Smirnov-Tests (Normalverteilung) und mit dem Levene-Test (Gleichheit der Varianzen) geprüft. Nicht normalverteilte Stichproben wurden mit dem U-Test oder dem Median-Test (2 Stichproben) bzw. mit dem erweiterten Median-Test und dem

damit verbundenen parameterfreien Test zum multiplen Mittelwertvergleich (mehr als 2 Stichproben) analysiert. Die verwendeten Verfahren sind in den jeweiligen Übersichten inklusive der ermittelten Signifikanzniveaus (p) angeben.

Neben den Zwei-Stichproben-Tests und den Varianzanalysen wurden multiple Regressionsmodelle erstellt. Zu den zur Beurteilung der Güte und Anpassung der Modelle angegebenen Parametern zählen der multiple Regressionskoeffizient (R^2) sowie die Signifikanzniveaus (p) des Modells und der in das Regressionsmodell integrierten Regressoren. Weiterhin sind die berechneten Faktoren (Konstante und Koeffizienten) der Regressionsgleichungen wiedergegeben.

Für die Berechnungen wurde das Programm Statistica 6.1 (Version 6.1.39.0 Fa. StatSoft, 2002) verwendet. Die verwendeten Prüfverfahren sind beschrieben in LOZÁN u. KAUSCH (1998), SACHS (2002) und BACKHAUS et al. (2003).

3 Standorte und ökologische Verhältnisse

3.1 Klimatische Rahmenbedingungen

Die Versuchsflächen liegen im Wuchsbezirk „Rheinauen“ des Wuchsgebietes „Nördliches Oberrheinisches Tiefland“. Der Wuchsbezirk zwischen Karlsruhe und Mannheim zählt - wie die gesamte oberrheinische Tiefebene - zu den wärmsten Gebieten Deutschlands. Die Jahresmitteltemperatur liegt bei rund 10 °C, die Mitteltemperatur in der Vegetationszeit bei rund 17 °C. Tagesmittel von über 5 °C werden bereits im März erreicht und dauern bis in den November. Wie phänologische Aufzeichnungen (SCHNELLE 1965, 1970) belegen, verlängern die milden Temperaturen im Frühjahr und Herbst die Vegetationszeit im Oberrheingebiet. Für Berechnungen wurde aus diesem Grund der Zeitraum April bis Oktober als forstliche Vegetationszeit herangezogen.

Die Jahresniederschläge nehmen in den Rheinauen von Süden nach Norden stetig ab. Sie erreichen im Raum Karlsruhe (Lohbusch) 700-800 mm, im Gebiet Speyer (Oberer Salmengrund) nur noch 550-650 mm. Rund die Hälfte der Niederschläge fällt zwischen Mai und September. Die starke Spätfrostgefahr wird durch häufige Nebelbildung gemildert (HAILER 1965, ANONYMUS 1985).

Die Witterung in den Untersuchungsjahren 1999 bis 2002 wich deutlich vom langjährigen Mittel ab (Tab. 5). Die Jahresmitteltemperatur war in jedem Jahr um mindestens 1 °C erhöht. Bei den Niederschlägen gab es in den ersten beiden Jahren der Untersuchungen nur geringe Abweichungen zum 30-jährigen Mittel, während sie in den Jahren 2001 und 2002 um 13 % bzw. 27 % höher lagen. Das letzte Untersuchungsjahr war hingegen von geringeren Niederschlägen geprägt.

Tabelle 5. Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlag der Klimastation Karlsruhe für den Zeitraum 1961-1990 und für die Untersuchungsjahre 1999 bis 2003 (Daten vom Deutschen Wetterdienst)

Zeitraum	Temperatur (°C)	Differenz zu 1961-1990	Niederschlag (mm)	Differenz zu 1961-1990
1961-1990	10,3		770	
1999	11,6	+1,3	842	+72
2000	12,2	+1,9	756	-14
2001	11,3	+1,0	873	+103
2002	11,7	+1,4	982	+212
2003	11,8	+1,5	566	-104

In den Vegetationsperioden des Untersuchungszeitraums gab es wie schon bei den Jahresmittelwerten in jedem Jahr erhöhte Temperaturen im Vergleich zum langjährigen Mittel (Tab. 6). Das Jahr 2003 war in den Monaten April bis Oktober von besonders hohen Temperaturen und sehr geringen Niederschlägen geprägt (-24 %). In der Vegetationsperiode 2002 kam es hingegen zu stark erhöhten Niederschlägen (+28 %).

Tabelle 6. Temperaturmittelwert und Niederschlagsmengen der Klimastation Karlsruhe für die Vegetationsperioden im Zeitraum 1961-1990 und die Untersuchungsjahre 1999 bis 2003 (Daten vom Deutschen Wetterdienst)

Zeitraum	Temperatur (°C)	Differenz zu 1961-1990	Niederschlag (mm)	Differenz zu 1961-1990
1961-1990	15,1		474	
1999	16,7	+1,6	423	-51
2000	16,6	+1,5	471	-3
2001	16,2	+1,1	428	-46
2002	15,9	+0,8	607	+133
2003	17,3	+2,2	362	-112

3.2 Strahlung

Für jede Probefläche (Saat- u. Pflanzplatz, Naturverjüngung) wurde der relative Lichtgenuss bestimmt. Hierzu diente der PAR-Site-Factor (PARSF), der die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) einer Probefläche in Relation zu einem PAR-Freiflächenwert angibt.

Die Versuchsfläche Potaschbuckel ist am stärksten überschirmt (Tab.7). Der Mittelwert des PARSF entspricht in etwa dem Mindestlichtbedarf von Eichenjungpflanzen, der nach HAUSKELLER-BULLERJAHN (1997) und LÜPKE (1998) bei 15-20 % der Freilandstrahlung liegt.

Tabelle 7. Kennzahlen zur PAR-Strahlung auf den Hauptversuchsflächen

Versuchsfläche	N ^{a)}	PARSF (%) ^{b)}	V (%) ^{c)}
Potaschbuckel	198	18,7	62,0
Oberer Salmengrund 1	90	47,1	27,7
Oberer Salmengrund 2	170	29,7	40,2
Lohbusch	143	55,5	40,8

^{a)} Anzahl Messungen

^{b)} PAR-Site Factor

^{c)} Variationskoeffizient

Während für die Fläche Potaschbuckel die Strahlungsklassen im Bereich unterhalb von 30 % PAR am stärksten besetzt sind, weisen die anderen Flächen in diesem Bereich nur wenige

Messwerte auf (Abb. 2). Die PARSF-Werte für die Flächen Oberer Salmengrund 1 und 2 sind annähernd normalverteilt, wobei die Verteilung für den Oberen Salmengrund 1 um vier Klassen in den Bereich größeren Strahlungsangebots verschoben ist. Die Strahlungsverhältnisse der Versuchsfläche Lohbusch entsprechen nach dem Sturm vom Dezember 1999 denen eines Streifenkahlschlags. Die Probeflächen sind aufgrund der unterschiedlichen Exposition und Entfernung zum Trauf des umgebenden Bestandes über einen weiten Strahlungsbereich verteilt. Die unteren Strahlungsklassen sind unterrepräsentiert.

Die aufkommende Begleitvegetation verminderte bereits im Sommer 2000 die durch das Kronendach auf den Boden einfallende Strahlung erheblich. Für die Hauptversuchsflächen stromseits des Hochwasserdeiches sind die prozentualen Absenkungen der PAR unterhalb der Konkurrenzflora in Tabelle 8 wiedergegeben. In den besser lichtversorgten Bereichen der Versuchsflächen wurde die photosynthetisch aktive Strahlung stärker vermindert als in den strahlungsärmeren. Darauf deuten sowohl die Flächen- als auch die Klassenmittelwerte hin.

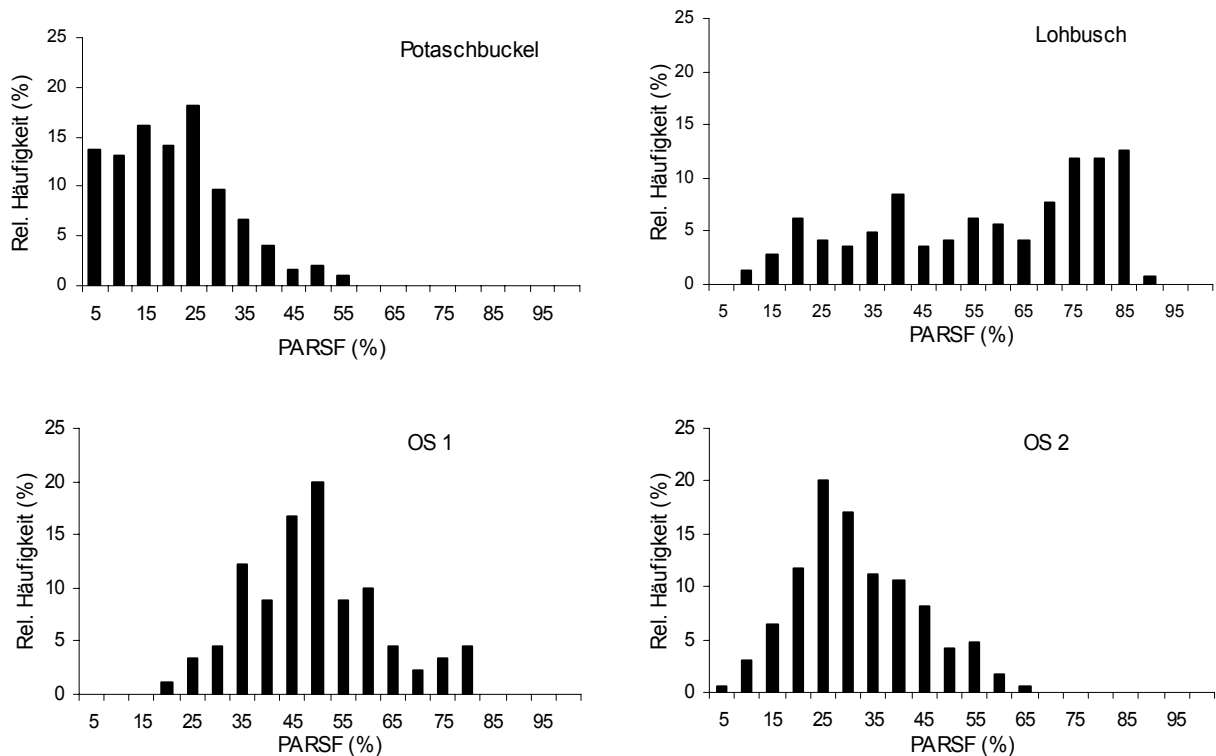


Abbildung 2. Häufigkeitsverteilung der PARSF-Messwerte (klassifiziert in 5 %-Stufen) für die Versuchsflächen Potaschbuckel, Lohbusch, Oberer Salmengrund 1 (OS 1) und 2 (OS 2)

Tabelle 8. Prozentuale Absenkung der PAR durch die Begleitvegetation auf den Saatplätzen der Hauptversuchsflächen der Überflutungsauwe im Sommer 2000

Versuchsfläche	PARSF (%) ^{a)}			Gesamt
	0-15	15-30	30-	
Potaschbuckel	23	56	52	40
Oberer Salmengrund 1	- ^{b)}	26	55	54
Oberer Salmengrund 2	27	39	49	44

^{a)} PAR-Site-Factor

^{b)} Klasse nicht belegt

3.3 Geologie

Die geologische Entstehung von Rheingraben und Rheinaue ist hier nur soweit dargestellt, wie sie für die Darstellung der Standorte notwendig ist (Näheres s. Kramer 1987, Musall et al. 1991). In den Eiszeiten hat der Rhein den während des Tertiärs eingebrochenen, sich zur Mitte treppenförmig absenkenden Rheingraben mit bis zu 400 m mächtigen Schottern überlagert. Das tertiäre Schollenmosaik wurde durch die eiszeitlich alpinen Sedimente eingeebnet. In der Nacheiszeit zog sich der Strom in die Mitte des Oberrheingraben zurück. Durch Erosion und Aufschüttung der abgelagerten Quarzsande und Kalkschotter entstand die von wechselnden Mäandern gekennzeichnete Niederterrasse mit ihrem Erosionsrand, dem Hochgestade. Flussverlagerungen und Uferabbrüche, die vor rund 20.000 Jahren begannen, fanden mit der Rheinkorrektur im 19. Jahrhundert ihren Abschluss. Die Überflutungsfläche der pfälzischen Rheinaue betrug früher 600 km². Heute sind es noch rund 100 km².

3.4 Relief

Die Geländebeschaffenheit in den Rheinauen lässt sich als Ebene mit bewegtem Feinrelief beschreiben. Als Folge der noch bis ins 19. Jahrhundert regen Tätigkeit des Rheins tritt das Relief in Form meist lang gestreckter, rinnenförmiger Erosionsformen und schwach ausgebildeter Rücken hervor. Die absoluten Höhenunterschiede des Feinreliefs überschreiten selten 2 bis 3 m (KINZELBACH 1976). Trotz dieser geringen vertikalen Gliederung ist das Relief im Zusammenhang mit dem Grundwassergang von erheblicher Bedeutung. Auch die Überflutungshöhen und -zeiten werden durch das Relief maßgeblich bestimmt.

Die Höhenunterschiede im Relief sind auf der Versuchsfläche Potaschbuckel am größten (Tabelle 9, Abb. 3-7). Zwischen dem tiefsten und dem höchsten Saat- bzw. Pflanzplatz liegen 1,7 m. Im Oberen Salmengrund 1 beträgt der maximale Höhenunterschied 0,7 m, im Oberen Salmengrund 2 1,0 m. Die Flächen im Überflutungsbereich fallen in Richtung auf den Hochwasserdeich nach Südwesten (Potaschbuckel) bzw. Nordwesten (Oberer Salmengrund) ab. Die tiefsten Geländeteile finden sich unmittelbar unterhalb des Deiches, wo das

Hochwasser die größte Strömung aufweist. Auf der Versuchsfläche Lohbusch in der Altaue sind die Höhenunterschiede mit maximal 0,6 m am geringsten.

Tabelle 9. Kennzahlen zum Höhenrelief auf den Hauptversuchsflächen

Versuchsfläche	Deichkrone (m ü. NN)	Messpunkte	Differenz Deichkrone - Messpunkt		N ^{a)}
		Mittelwert (m ü. NN)	Maximum (m)	Minimum (m)	
Potaschbuckel	103,3	100,2	4,0	2,3	147
OS 1 ^{b)}	99,5	95,6	4,2	3,5	80
OS 2	99,4	95,3	4,5	3,5	135
Lohbusch		107,3			160

^{a)} Anzahl Messpunkte (Saat- und Pflanzplätze, Naturverjüngungsflächen)

^{b)} Oberer Salmengrund 1 und 2 (OS 1 und 2)

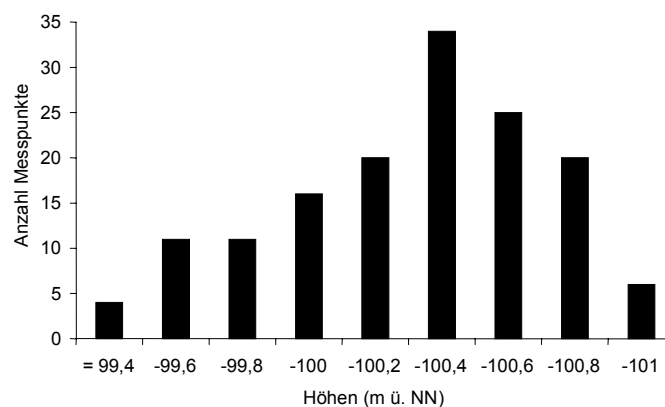


Abbildung 3. Absolute Häufigkeitsverteilung der Höhenwerte für die Versuchsfläche Potaschbuckel

3.5 Boden

3.5.1 Allgemeines

Die Waldböden des Untersuchungsgebietes sind durch die alluvialen Ablagerungen des Rheins geprägt. Das Ausgangsmaterial besteht aus Kiesen, Schottern und Sanden, die von Ton- und Schluffbändern durchzogen sind. Die typische Auenabfolge der holozänen Sedimente unterschiedlicher Körnung ist: Schlick (schwere, braune Lehmböden mit geringer Feinsandbeimischung) über Schleich (sandige, braune Lehmböden) über Sand über Kies. Die Sedimente sind durch vielfache Umlagerung oftmals stark vermengt. Durch den hohen Anteil an Kalkschotter aus der Alpenregion ist im Ausgangsmaterial des Oberrheingebietes freies Kalzium-Karbonat enthalten (KRAMER 1987).

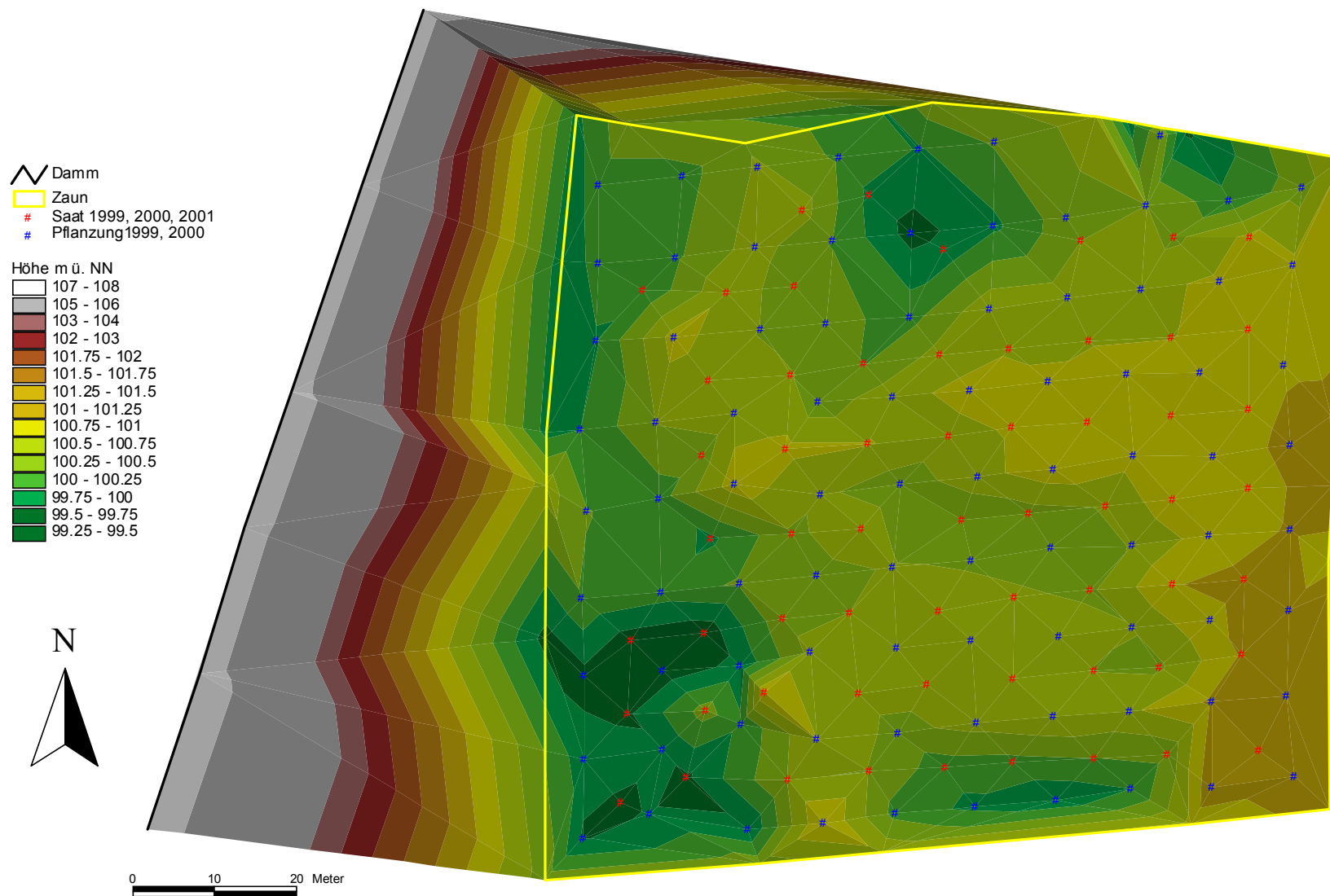


Abbildung 4. Höhenrelief und Lage der Pflanz- und Saatplätze auf der Versuchsfläche Potaschbuckel

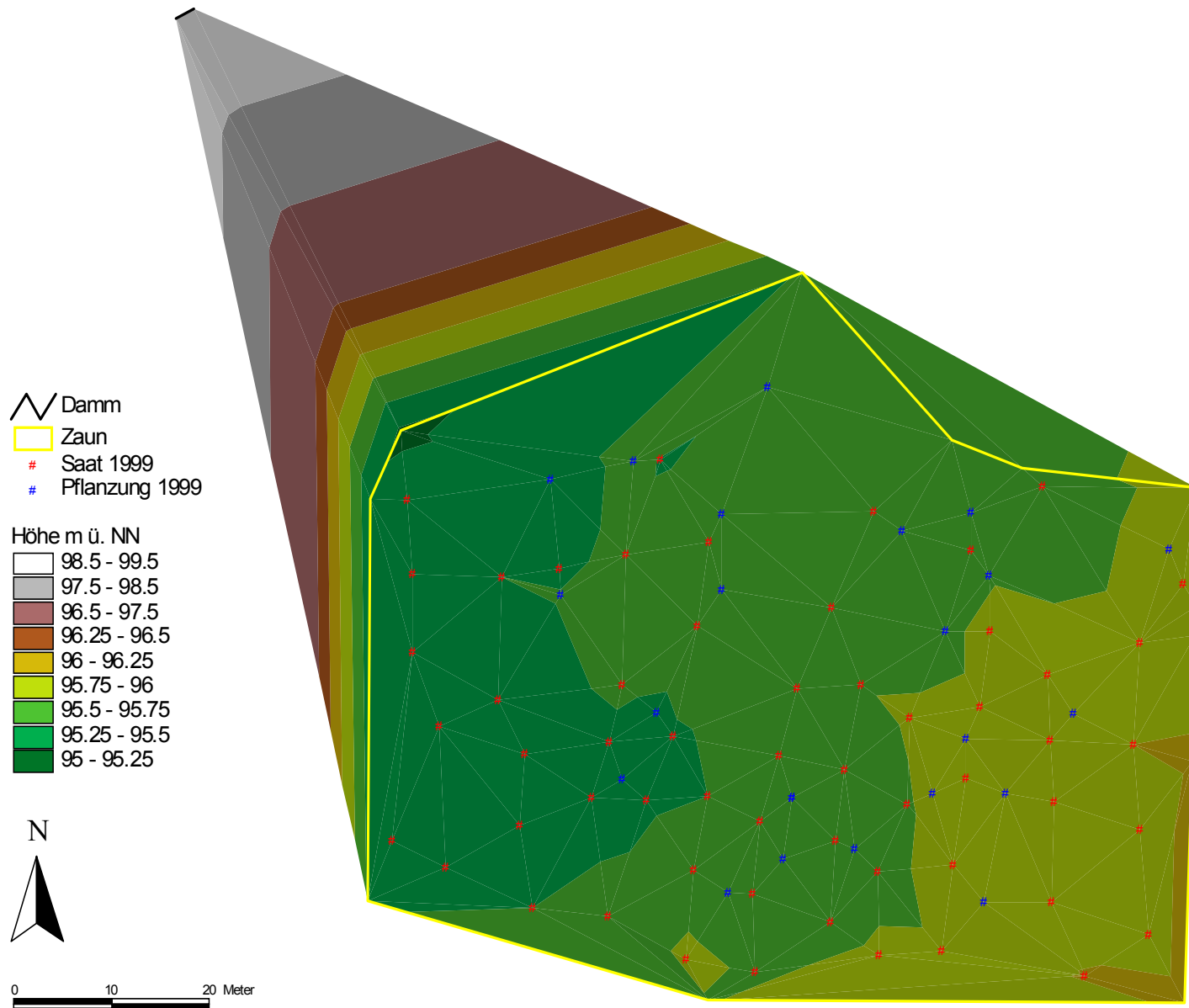


Abbildung 5. Höhenrelief und Lage der Pflanz- und Saatplätze auf der Versuchsfläche Oberer Salmengrund 1

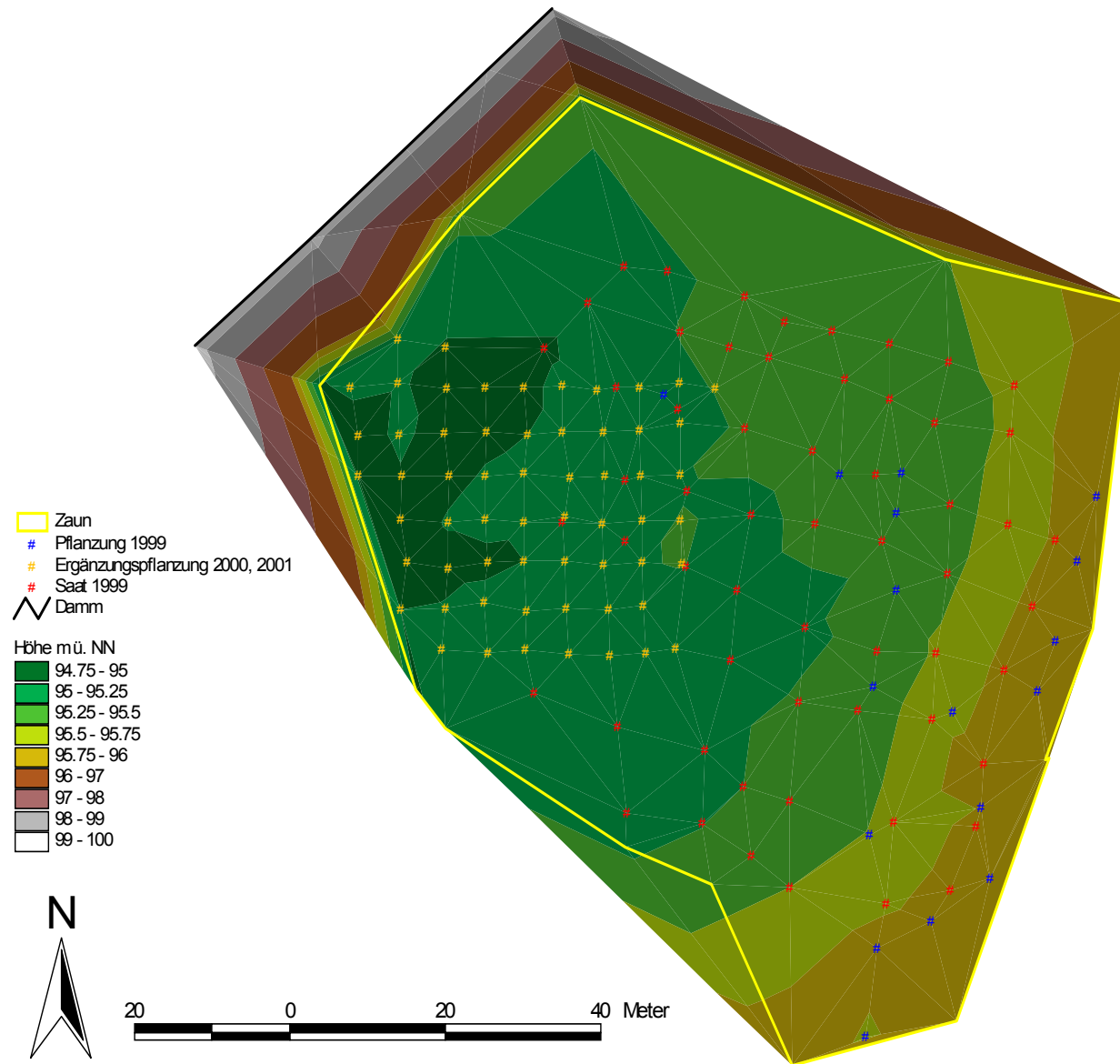


Abbildung 6. Höhenrelief und Lage der Pflanz- und Saatplätze auf der Versuchsfläche Oberer Salmengrund 2

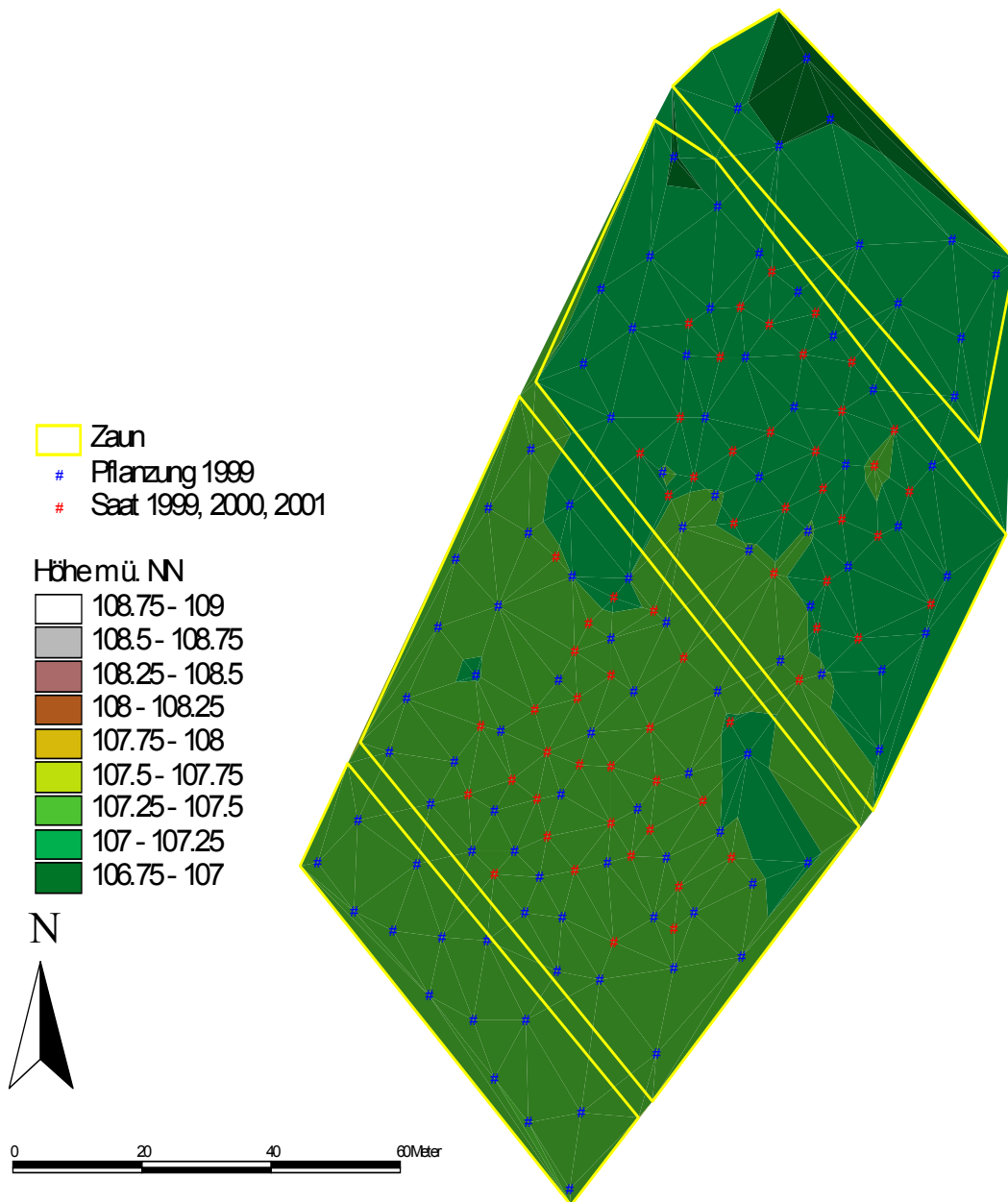


Abbildung 7. Höhenrelief und Lage der Pflanz- und Saatplätze auf der Versuchsfläche Lohbusch

Bei Hochwasser wird je nach Strömungsverhalten und Geschiebeführung des Flusses gröberes oder feineres Material einschließlich feinsten Schwebstoffe abgelagert. Die Überschlickung bzw. Auflandung während eines Hochwassers ist sehr unterschiedlich. Sie wird durch die Fließgeschwindigkeit des Wassers bestimmt und reicht von einem häufigen dünnen, grauweißen Überzug von 0,5 bis 2 cm Stärke bis zu einer Mächtigkeit von 20 cm. Im Schlick sind nicht nur anorganische Bestandteile enthalten, es werden auch feine Humusteile verfrachtet und abgelagert. Auch das Wasser führt organische Stoffe in gelöster Form mit sich. Der Schlick bewirkt eine stetige Aufkalkung des Bodens. Die Mächtigkeit des sich aus den Ablagerungen gebildeten Hochflutlehms über kiesig-sandigem Untergrund variiert kleinflächig zwischen 0,3 und 2,5 m und ist für die Standortsgüte besonders wichtig (REHFUESS 1990).

Durch stetige Sedimentation und Erosion wird der Prozess der Bodenbildung in der Überflutungsauwe immer wieder unterbrochen. Organische Substanz wird mit neuen Sedimenten überdeckt, andernorts findet flächenhafte oder rinnenförmige Erosion statt (Näheres s. ANONYMUS 1939, GÖHRINGER 1988).

Überall dort, wo durch den Bau der Hochwasserdämme die weitere Überflutung und damit die Auen-Dynamik ausgeschaltet wurden, entwickeln sich die Böden je nach Einfluss des Grundwassers in Richtung Braunerde bis Gley. Die Übergangsformen von den typischen Aueböden zur Braunerde lassen sich im Bodenprofil nur schwer ansprechen, da die Merkmale der Braunerde in den grauen bis braunen Bodensedimenten des Auebodens selten erkennbar sind. Die Entwicklung der Aueböden bei ausbleibender Überflutung und Sedimentation führt zu steigendem Humusanteil und Tongehalt, einer besseren Durchlüftung sowie zu einer fortschreitenden Entkalkung. Die Ertragsfähigkeit dieser Böden hängt entscheidend von der Wasserführung und der Mächtigkeit der Schlickauflage ab. Tiefgründige Schlickböden wechseln häufig kleinflächig mit flachgründigen Sanden oder Kiesen. Für das Baumwachstum sind weniger die Grundwasserverhältnisse als vielmehr die Mächtigkeit der Schlickauflage ausschlaggebend, da ihre Wasserkapazität aufgrund der geringen Korngröße sehr hoch ist (BARTSCH u. RÖHRIG 1992, BLUME et al. 2002).

3.5.2 Bodentypen und Bodenarten

Die Standortkartierung ergab für die Versuchsfläche **Potaschbuckel** Unterschiede im Bodenprofil in Abhängigkeit vom Nivellement (s. Kap. 3.4). Das Bodenprofil der Senke lässt Grundwassereinfluss bereits im obersten, überwiegend 20-cm-mächtigen Horizont erkennen (aMGoAh). Der folgende aMGoBv-Horizont ist stellenweise 80 cm mächtig. Ab einer Bodentiefe von 50 cm verstärken sich die Kennzeichen des Oxidationshorizontes Go (mehr als 10 % Rostflecken). Merkmale des Reduktionshorizontes Gr (weniger als 5 % Rostflecken) finden sich ab 90 cm Bodentiefe. Bodentyp der Senke ist der *Gley-Brauner Auenboden* mit folgender Substratfolge:

bis 20 (25) cm:	aM(Go)Ah
bis 40 (50) cm:	IIaMGoBv
bis 80 (90) cm:	III(aMBv)Go
bis 100 (110) cm:	IVGo
ab 110 (120) cm:	VGo(r).

Die Bodenart im obersten Horizont ist sandig lehmiger Schluff (Uls) bzw. schluffiger Lehm (Lu). In den folgenden Horizonten findet sich schluffig lehmiger Sand (Slu) auf lehmigen feinsandigen Mittelsand (mSfs). Diesen Substratschichten folgen (lehmiger) Mittelsand (mS), mittelsandiger Grobsand (gGms) und Grobsand (gS) in den tiefsten Horizonten. Die Fläche Potaschbuckel weist unter allen Untersuchungsflächen den höchsten Sandanteil im Bodenprofil auf.

In den höher gelegenen Flächenteilen steht der Go-Horizont erst ab einer Bodentiefe von unter 80 cm an. Der Boden wird aufgrund der ausgeprägten Substratschichtung den *Braunen Auenböden mit Vergleyung im Unterboden* zugeordnet:

bis 20cm:	aMAh
bis 40 (50) cm:	aMBv
bis 70 (80) cm:	IIaMBv
bis 100 (110) cm:	III(aMBv)Go
bis 120 (130) cm:	IV(Bv)Go
ab 130 cm:	VGo.

Beim Ausgangssubstrat handelt es sich nach den Standortskarten der Landesforstverwaltung Rheinland-Pfalz um kalkreichen, schluffigen Hochflutlehm über Sand. Der Standort ist als feucht eingestuft.

Auf den Versuchsflächen **Oberer Salmengrund 1 und 2** ist bei der Mehrzahl der Profilbohrungen ein deutlicher Grundwassereinfluss erst ab Tiefen von 80 cm festzustellen. Als Bodentyp wurde ein zur Verbraunung neigender *Brauner Auenboden mit Vergleyung im Unterboden* mit folgender Horizontabfolge ausgeschieden:

bis 20 (30) cm:	aMAh
bis 60 (70) cm:	aM(Go)Bv
bis 90 (100) cm:	IIaMBv
bis 110 (130) cm:	IIIaMGoBv
ab 110 (130) cm:	IVGo.

In den oberen Horizonten überwiegen zunächst schluffig lehmige Sande (Slu) bis sandig lehmige Schluffe (Uls) (Ah und (Go)Bv). Dieser Substratschicht folgt anschließend ein teilweise schluffig lehmiger (feinsandiger) Mittelsand (mSlu) und darunter ein lehmiger grobsandiger Mittelsand (mSgs). Oftmals wird der in Tiefen von 130 cm und darunter liegende (mittelsandige) Grobsand (gS) vom Mittelsand durch ein weiteres schmales Schluffband (Uls) getrennt. Die Standortskarten weisen für die Versuchsflächen einen sehr frischen, kalkreichen und schluffigen Hochflutlehm aus.

Die Versuchsfläche **Lohbusch** in der Altaue unterscheidet sich von den Standorten in der Überflutungsau durch die stärkere Ausprägung eines leicht verbraunten und verlehnten Unterbodenhorizontes Bv und eine ab 50-70-cm Bodentiefe anstehenden Kiesschicht. Bei der Mehrzahl der Profilbohrungen wurde schon ab 20-cm-Bodentiefe Grundwassereinfluss (Go) festgestellt. Die sich durch rostige Metallhydroxidflecken auszeichnende Go-Schicht wird nur sehr selten ab Tiefen von 70-90 cm vom Gr-Horizont abgelöst. Aufgrund des Grundwassereinflusses wurde als Bodentyp *Auengley-Auenbraunerde* bestimmt, die nur in wenigen Bereichen der Untersuchungsfläche in *im Unterboden vergleyte* bzw. *typische Auenbraunerde* übergeht. Der Subtyp *Auengley-Auenbraunerde* ist definiert durch eine Mächtigkeit der A- und (M)B-Horizonte zwischen 40 und 80 cm und einem erkennbaren Grundwassereinfluss oberhalb von 80 cm Tiefe.

Es ergab sich folgende typische Horizontabfolge für die Versuchsfläche Lohbusch:

bis 10 (20) cm:	aMAh
bis 50 (60) cm:	aMGoBv
bis 70 (90) cm:	aMBvGo
ab 90 cm:	aMG(o)r).

Im obersten Horizont überwiegt der schluffige Lehm (Lu). Dieser wird ab Tiefen von 20 bis 50 cm von sandig tonigem Lehm (Lts) abgelöst. Der sich mit zunehmender Tiefe erhöhende Sandanteil im Bodengefüge setzt sich ab 90 cm unter Geländeniveau in der Bodenart schluffig-lehmiger Sand (Slu) fort. Slu tritt nicht in jedem Profil auf. Die geringere Vergleyung aufweisenden Profile (typische Auenbraunerden) liegen in den höher und südwestlich gelegenen Flächenteilen. Hier ist die Bodenart Slu seltener vertreten. Durch die Kiesschicht sind Skelettanteile von 50-60 % im unteren Teil des Profils typisch. In Verbindung mit dem Grundwassereinfluss führt der vergleichsweise hoch anstehende Kies zu einer geringen Tiefendurchwurzelung des Bodenkörpers. Dies zeigte sich nach dem Sturm im Dezember 1999. Bei dem flächigen Wurf der Stieleichen und Hainbuchen ergab sich, dass die flachen Wurzelteller eine scharfe Abgrenzung zur Kiesschicht aufwiesen. Nach den Standortskarten der Landesforstverwaltung Rheinland-Pfalz handelt es sich beim Lohbusch um kalkfreien (entkalkten), schluffig-tonigen Hochflutlehm als Ausgangssubstrat. Der Wasserhaushalt ist als frisch eingestuft.

3.5.3 Nährstoffversorgung

Die Böden der Überflutungsau (Versuchsflächen Potaschbuckel, Oberer Salmengrund 1 u. 2) liegen im Kalzium-Karbonat-Pufferbereich (Tab. 10). Die Kationenaustauschkapazität ist ausgesprochen hoch. Dementsprechend sind die Böden mit den basischen Kationen Kalzium (Ca), Magnesium (Mg) und Kalium (K) sehr gut versorgt. Die engen Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnisse (C/N Tab. 11) deuten auf eine hohe biologische Aktivität und damit auf einen geschlossenen Nährstoffkreislauf hinsichtlich Streuanfall und -zersetzung hin. Dies bestätigt die Humusform, die in der Überflutungsau ihre günstigste Ausprägung, den L-Mull, erreicht.

Der Oberboden ist stark mit organischer Substanz angereichert. Die Kohlenstoffgehalte liegen um den Faktor 3-4 über den Werten von typischen Waldböden ohne Hochwassereinfluss. Die hohen Phosphorgehalte (P) sind ebenfalls Kennzeichen junger Auenböden, da Böden im Laufe der Pedogenese Phosphor verlieren (BLUME et al. 2002).

Der Boden der Altaue (Lohbusch) zeigt Merkmale langfristiger ungestörter Bodenentwicklung ohne Überflutung. Die Entkalkung ist bereits so weit fortgeschritten, dass sich der Boden im Silikat-Pufferbereich befindet. Die Kationenaustauschkapazität liegt im unteren Bereich dessen, was BLUME et al. (2002) für terrestrische lehmig-schluffige Böden angeben. Die Ca-Gehalte sind im Oberboden um etwa den Faktor 8 niedriger als in der Überflutungsau. In den tieferen Bodenschichten führt der Grundwassereinfluss zu einer Aufkalkung. Die N- und C-Gehalte sind um etwa die Hälfte niedriger als in der Überflutungsau. Die Humusform F-Mull bis mullartiger Moder weist auf eine ungünstigere Streuzersetzung in der Altaue hin. Trotz der Unterschiede zu den Standorten der Überflutungsau besteht auch für den Standort in der Altaue aufgrund der Nährstoffversorgung keine Beschränkung bei der Baumartenwahl.

Tabelle 10. Kationenaustauschkapazität der Böden der Hauptversuchsflächen

Bodentiefe (cm)	pH		Kationenaustauschkapazität (mmol _c kg ⁻¹) ^a				
	(H ₂ O)	(KCl)	Summe	Ca	K	Mg	Na
Potaschbuckel							
0-5	7,7	7,3	402,3	298,2	4,74	23,90	1,32
5-10	7,8	7,3	309,7	247,7	3,99	21,07	1,45
10-30	7,9	7,3	215,8	146,2	2,74	11,83	1,28
30-60	8,1	7,3	100,3	40,8	1,18	5,59	0,00
Oberer Salmengrund 1							
0-5	7,7	7,3	364,2	291,9	4,84	20,77	0,00
5-10	7,8	7,3	269,4	234,5	2,49	13,89	0,00
10-30	7,9	7,3	146,7	104,2	1,37	6,36	0,00
30-60	8,1	7,5	93,48	46,2	1,02	4,09	0,00
Oberer Salmengrund 2							
0-5	7,8	7,3	308,1	274,0	3,08	18,29	0,00
5-10	7,9	7,3	217,8	184,3	2,36	14,04	0,00
10-30	7,9	7,4	167,6	109,7	2,27	8,56	1,25
30-60	8,0	7,3	87,3	41,0	0,97	3,99	0,00
Lohbusch							
0-5	4,4	3,5	124,4	38,4	2,54	9,96	2,54
5-10	4,5	3,4	107,3	25,3	1,48	6,38	1,48
10-30	4,9	3,6	127,0	54,2	1,35	10,75	1,35
30-60	5,6	4,3	124,6	78,6	1,22	13,31	1,22

^a Kationenaustauschkapazität (KAK), für die Standorte mit pH > 7 (Potaschbuckel, Oberer Salmengrund 1 und 2) wurde die potenzielle KAK bestimmt, für den Standort Lohbusch die effektive KAK (Analyseverfahren s. KÖNIG und FORTMANN 1996), angegeben ist der Median aus 3 Mischproben von jeweils 3 Einzelproben

Tabelle 11. Gehalte an Phosphor (P), Stickstoff (N), Kohlenstoff (C) und C/N-Verhältnis der Böden der Hauptversuchsflächen

Bodentiefe (cm)	P _{ges} ^{a)} (%)	P _{pfl} ^{b)} (%)	N (%)	C _{org} ^{c)} (%)	C/N
Potaschbuckel					
0-5	0,79	0,38	0,44	8,59	19,5
5-10	0,72	0,28	0,39	7,92	20,4
10-30	0,47	0,14	0,16	5,35	33,4
30-60	0,28	0,03	0,04	2,97	73,3
Oberer Salmengrund 1					
0-5	0,60	0,39	0,39	7,29	18,7
5-10	0,55	0,35	0,29	5,34	19,2
10-30	0,40	0,17	0,13	3,40	27,2
30-60	0,29	0,08	0,04	2,25	44,5
Oberer Salmengrund 2					
0-5	0,63	0,27	0,35	6,45	18,4
5-10	0,52	0,33	0,24	5,88	20,2
10-30	0,43	0,24	0,15	3,93	35,9
30-60	0,34	0,06	0,04	2,71	67,8
Lohbusch					
0-5	0,51	0,30	0,24	4,11	16,7
5-10	0,50	0,28	0,14	2,37	16,7
10-30	0,34	0,21	0,08	1,20	15,0
30-60	0,24	0,14	0,04	0,51	12,8

^{a)} Gesamtphosphor

^{b)} pflanzenverfügbares Phosphor (Bestimmung nach der Doppellaktat- und Ascorbinsäuremethode)

^{c)} organisch gebundener Kohlenstoff (Analyseverfahren s. KÖNIG und FORTMANN 1996), angegeben ist der Median aus 3 Mischproben von jeweils 3 Einzelproben

3.6 Ökologische Zeigerwerte

Mit dem Programm SORT 4.0 wurden für die Hauptuntersuchungsflächen mittlere ökologische Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) berechnet. Die den Existenzbereich, d. h. das ökologische Verhalten, einzelner Gefäßpflanzen beschreibenden Zeigerwerte dienen als Standortweiser bei der forstlichen Standortsansprache (FISCHER 2002). Für die Berechnung der mittleren Zeigerwerte dienten ungewichtete arithmetische Mittel.

Die mittleren Temperatur- und Kontinentalitätszahlen (mT und mK) der Untersuchungsflächen streuen erwartungsgemäß sehr wenig. Die mittlere Temperaturzahl

schwankt zwischen 5,3 und 5,6. Die vorkommenden Pflanzen haben ihr Schwergewicht bei den Mäßigwärmezeigern. Bei der mittleren Kontinentalitätszahl dominieren Pflanzen mit Schwergewicht im subozeanisch geprägten Mitteleuropa. Der berechnete Bereich liegt bei 3,4 bis 3,7.

Größere Abweichungen zwischen den Mittelwerten ergaben sich bei den Licht-, Feuchte-, Reaktions- und Stickstoffzahlen (Tab. 12).

Tabelle 12. Qualitative mittlere Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) der Hauptversuchsflächen (Mittelwerte aus 3 Vegetationsaufnahmen 1999 bis 2001)

Versuchsfläche	Mittlere Lichtzahl	Mittlere Feuchtezahl	Mittlere Reaktionszahl	Mittlere Stickstoffzahl
Potashbuckel	5,5	6,0	6,5	6,3
Oberer Salmengrund 1	6,0	6,7	7,0	6,6
Oberer Salmengrund 2	5,5	6,1	6,8	6,3
Lohbusch	4,7	5,5	6,0	6,2

Die mittleren Lichtzahlen (mL) der Arten der Begleitvegetation spiegeln die Strahlungsverhältnisse auf den Versuchsflächen (Kap. 3.2) nur unzureichend wieder. Die Untersuchungsfläche Lohbusch besitzt die geringste Lichtzahl, verfügt durch den ausgedehnten Sturmschaden aus dem Winter 1999 jedoch über den höchsten Strahlungsgenuss. Die niedrige Lichtzahl beruht auf dem Artenspektrum des ehemals zweischichtigen und stark beschattenden Eichen-Hainbuchen-Bestandes. Durch den raschen Aufwuchs einer dichten Naturverjüngung blieb dieser weitgehend erhalten. Aus diesem Grund sind Schattenpflanzen im Lohbusch deutlich stärker vertreten als auf den anderen Untersuchungsflächen, auf denen Halblicht- und Lichtpflanzen einen höheren Anteil haben (Abb. 8). Halbschattenpflanzen dominieren alle Hauptflächen. Nur im Oberen Salmengrund ist deren Anteil geringer. Die Fläche verfügt deshalb über die höchste mittlere Lichtzahl.

Bei der Ansprache der Bodenfeuchte konnte auf allen Untersuchungsflächen kein Trockniszeiger gefunden werden. Alle Flächen sind von Weiserpflanzen für mittelfeuchte Böden geprägt. Die Fläche Lohbusch in der Altaue besitzt die geringste mittlere Feuchtezahl aufgrund des höchsten Anteils an diesen Frischezeigern. Im Gegensatz zu den Flächen in der Überflutungsaua besitzt der Lohbusch nur sehr wenige Feuchte- und Nässezeiger. Pflanzen die auf gut durchfeuchtete und mitunter durchnässte Böden hinweisen prägen die Bodenvegetation in der Überflutungsaua stärker.

Auch bei den mittleren Reaktionszahlen unterscheiden sich die Flächen Oberer Salmengrund 1 und 2 und Potashbuckel von der Fläche Lohbusch. Im Lohbusch sind Mäßigsäurezeiger und Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger zu gleichen Anteilen vertreten. In der Überflutungsaua dominieren die Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger. Die erhöhte

Versauerung der Altaue weist auf die fortgesetzte Pedogenese hin, die mit einer Entkalkung beginnt (BLUME et al. 2002). In der Überflutungsauwe wird hingegen ständig neues kalkreiches Material aus den Alpen abgelagert.

Die Unterschiede in der mittleren Stickstoffzahl zwischen den Untersuchungsflächen sind gering. Die Mehrzahl der Pflanzen zeigt mäßig stickstoffreiche und stickstoffreiche Verhältnisse an. Das Artenspektrum der Überflutungsauwe weist auf eine leicht bessere Mineralstickstoff-Versorgung gegenüber der Altaue hin.

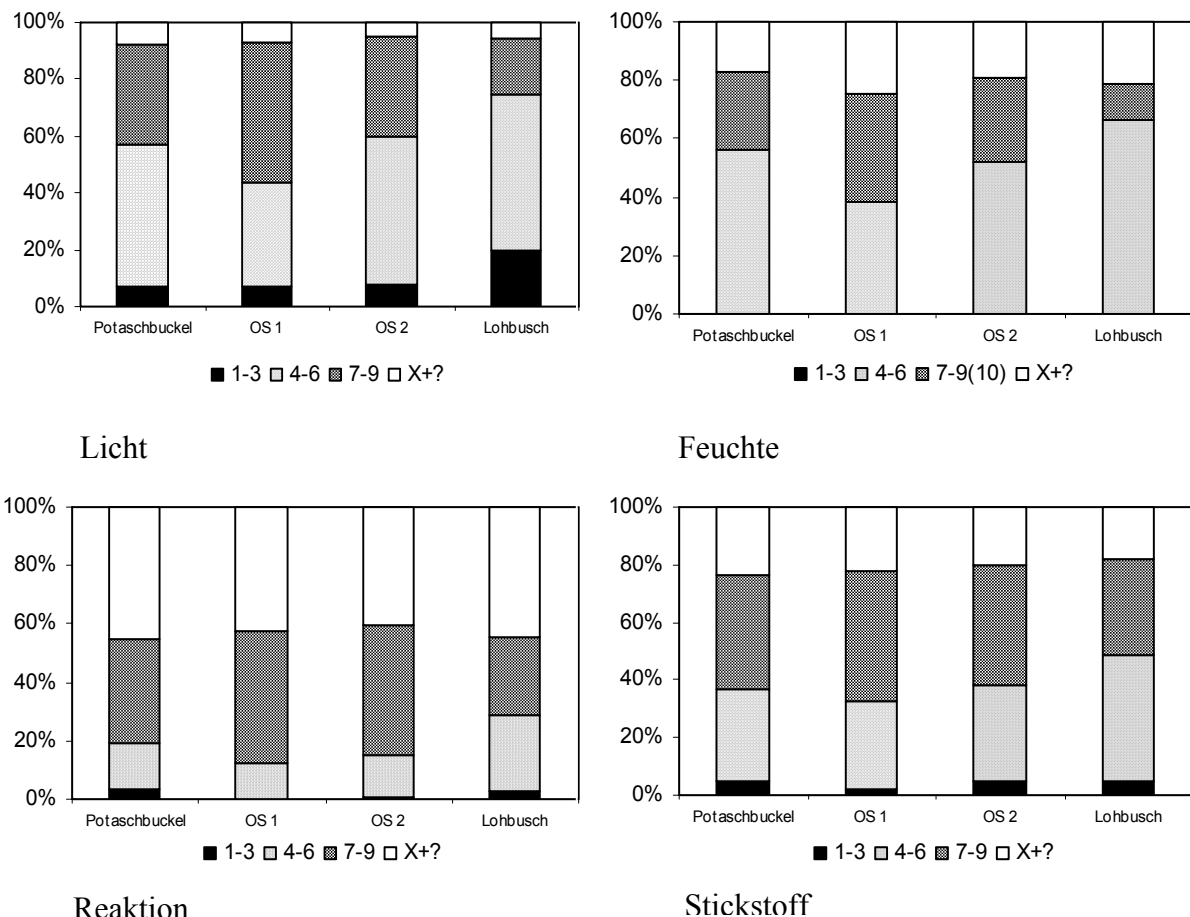


Abbildung 8. Zeigerwertspektren der Standortfaktoren Strahlungsangebot, Bodenfeuchtigkeit, Versauerung und Mineralstickstoff-Versorgung für die Hauptversuchsflächen Potaschbuckel, Oberer Salmengrund 1 (OS 1) und 2 (OS 2) und Lohbusch

3.7 Hydrologische Rahmenbedingungen

3.7.1 Allgemeine Situation

Mitteleuropäische Waldstandorte werden in ihren hydrologischen Eigenschaften überwiegend von den Niederschlägen der Vegetationszeit geprägt. Eine Ausnahme bilden die Auenwälder an größeren Flüssen, auf deren Standorten das Flussregime die Dynamik der Niederschläge

und folglich das Wasserangebot überlagert. Im größten Teil der Rheinaue bestimmt der Rheinstrom als Vorfluter die Wasserverhältnisse. Die schwankenden Wasserstände im Fluss führen zu Überflutungen und beeinflussen den jahreszeitlichen Grundwassergang. Ohne Hochwasserdeiche würde der Rhein auch heute noch weite Teile der Rheinaue mit seinen Hochwassern überfluten (KRAMER 1987).

Die hydrologischen Verhältnisse am Oberrhein wurden seit Anfang des 19. Jahrhunderts durch wasserbauliche Maßnahmen stark verändert. Der Rheinausbau erfolgte in drei Phasen. Zwischen 1817 und 1879 wurde nach Plänen von Tulla eine Korrektur des Flussbettes zum Hochwasserschutz und zur Gewinnung landwirtschaftlicher Nutzflächen vorgenommen (BÄRTHEL 1965, MUSALL 1969). Durchstiche großer Rheinschlingen wiesen dem Fluss ein gestrecktes und durch feste Uferwände eingeschlossenes Bett zu. Das Strombett erhielt abschnittsweise einheitliche Querschnitte, die etwa das Zweifache des mittleren Abflusses ohne Ausuferungen abführen können (ANONYMUS 1993). Von Basel bis unterhalb von Mannheim wurde die Stromlänge erheblich verringert. Im Abschnitt von der Einmündung der Lauter (Grenzfluss zwischen Pfalz und Elsaß) in den Rhein bis zur hessischen Landesgrenze wurde der Rhein von 135 auf 85 km und somit auf 73 % der Ausgangslänge verkürzt (KRAMER 1987). Mit dem Ende der Tulla'schen Rheinregulierung konnten größere Hochwasser noch immer ausufernd. Erst Ende des 19. Jahrhunderts wurde durch die Errichtung erhöhter Hochwasserdeiche der Überflutungsbereich des Stromes auf schmale Streifen rechts und links des Flussbettes reduziert (SCHMIDT 1955, KUNZ 1975).

In der zweiten Bauphase, der Rheinregulierung durch Honsell (1907 bis 1939), wurde der Rhein bis Basel durch den Einbau von Buhnen schiffbar gemacht (BUCK 1993).

Für die Großschifffahrt und zur Energiegewinnung aus Wasserkraft wurden in einer dritten Bauphase von 1928 bis 1977 acht Staustufen zwischen Basel und Straßburg errichtet und der Rheinseitenkanal gebaut. Die Anlage der Staustufen machte die Erhöhung bestehender bzw. die Errichtung neuer Deiche notwendig.

Die erste Ausbaustufe führte nicht zu einer Verschärfung der Hochwassersituation (MUSALL 1969, ROTHER 1982). Die Höhen der erbauten Dämme gewährten Schutz vor einem 200-jährlichen Hochwasser (PFARR 2002). Die Verkürzung des Talweges erhöhte jedoch zunehmend das Gefälle des Stromes und folglich die Fließgeschwindigkeit. Auf langen Strecken kam es dadurch zu Eintiefungen der Stromsohle (KUNZ 1975). Durch Ausdeichung der trocken gefallen Bereiche ging erneut eine große Fläche zuvor natürlicher Retentionsgebiete verloren. Infolgedessen kommen die Hochwasser bedeutend schneller zum Abfluss und werden vor allem durch die ungünstigere Überlagerung von Rhein und Seitenflüssen erhöht (ANONYMUS 1978).

Mit dem Ende der dritten Ausbauphase mündete diese Entwicklung in eine beträchtliche Verringerung der früher vorhandenen Hochwassersicherheit im gesamten rheinland-

pfälzischen Rheinabschnitt (ROTHER 1982, WORRESCHK 1999). Kam es vor 1955 unterhalb Iffezheim bei 200-jährlichen Hochwassern zu keiner Überflutung der durch die Hochwasserdeiche geschützten Talbereiche, so käme es im Ausbauzustand des Jahres 1977 ohne vertraglich vereinbarte Rückhaltung bei derartigen Hochwasserereignissen zum Versagen der Deiche und zu Überschwemmungen. Gleichzeitig erhöhten sich im Einzugsgebiet des Rheins in den vergangenen Jahrzehnten die jährlichen Niederschlagsmengen (KREUZWIESER et al. 2002) und die Anzahl starker Niederschlagsperioden in den Frühjahrs- und Sommermonaten (SIEBEL u. BLOM 1998). Die sich infolge dieser Entwicklung eingestellte Hochwassersituation ist durch ein erhöhtes Auftreten von stärkeren Hochwasserwellen gekennzeichnet. Durch das veränderte Wasserregime des Rheins tritt ein Teil dieser Hochwasser auch innerhalb der Vegetationszeit auf (HÜGIN u. HENRICHFREISE 1992). Als Folge des verschärften Abflussverhaltens des Rheins sind die stromseits der Deiche gelegenen Waldstandorte häufiger von höheren Überflutungen betroffen. Dies gilt auch für die Versuchsflächen Potaschbuckel im Forstamt Bellheim und Oberer Salmengrund 1 und 2 im Forstamt Speyer.

Die Wasserstände des die Rheinniederung durchziehenden Grundwasserstroms folgen, z. T. mit Verspätung und in abgeschwächter Form, den Schwankungen der Flusswasserstände. Unmittelbar von den Pegelständen im Rhein werden die Grundwasserstände in einem 1-2 km breiten, parallel zum Flussbett verlaufenden Band bestimmt. Weite Schwankungsbreiten und Mehrgipfeligkeit kennzeichnen die Grundwasserganglinien in diesem Gebiet. Durch das Zusammenspiel der verbundenen Wasserströme von Fluss und Grundwasserleiter kommt es je nach Wasserführung im Strom zu einem stärkeren oder schwächeren Eindringen des Grundwassers in den Rhein. Niedrigwasser im Fluss führt zum Absinken des unterirdischen Wasserspiegels während Hochwasser Grundwasseraufstauung verursacht. Wird das quer in den Rhein strömende Grundwasser über einen längeren Zeitraum nicht abgeführt, tritt Druckwasser in Geländevertiefungen auch landseits der Deiche auf (KRAMER 1987).

Die erste Rheinausbauphase vertiefte das Flussbett und senkte den Wasserstand des Rheins ab. Hierdurch kam es zur Grundwasserabsenkung, die sich durch den Ausbau der Seitenzuflüsse und der stetig erhöhten Wasserentnahme durch Wasserwerke bis in die heutige Zeit fortsetzt (ANONYMUS 1999a). Als Folge verloren viele Standorte am Fluss ihren Auencharakter (BÄRTHEL 1965). Die Tieferlegung der Stromsohle und die damit verbundene Absenkung des Grundwassers erreichte im Untersuchungsgebiet nicht das Ausmaß des südlichen Oberrheingebietes. Im Bereich der „Hördter Rheinaue“ (Versuchsfläche Potaschbuckel) beträgt die Absenkung des Rheinpegels 1 bis maximal 2 m (KINZELBACH 1976).

Die Absenkung des Grundwasserkörpers wird heute von starken Wasserstandsschwankungen überlagert. Die durch die Staustufen hervorgerufene Abflussverschärfung hat auch unmittelbare Auswirkungen auf das Grundwasser. Die gestiegene Anzahl der

Hochwasserereignisse lässt die rheinnahen Grundwasserganglinien häufiger anschwellen. Der Ausbau des Rheins verursachte bei den Wasserständen von Grundwasser und Fluss nördlich von Iffezheim schlussfolgernd langfristig sinkende mittlere Pegelhöhen (m ü. NN), zugleich aber auch eine Zunahme der Hochwasserereignisse bei denen der Strom sein Bett verlässt und angrenzende Flächen überflutet.

3.7.2 Jahresverlauf und Untersuchungszeitraum

Der jährliche Gang der Wasserbewegung des Rheins wird bis zur Einmündung des Neckars weitgehend von der Witterung im Bereich Alpen, Hochrhein und Schwarzwald bestimmt. Der für den Oberrhein charakteristische Pegel Maxau (nahe Karlsruhe) zeigt einen klaren jahreszeitlichen Verlauf (Abb. 9). Den niedrigeren Abflüssen im Herbst stehen anschwellende Abflüsse im Frühjahr und hohe Abflüsse in den Monaten Mai, Juni und Juli gegenüber. Die hohen Wasserstände im Sommer werden durch die Hauptschneesmelze im alpinen Einzugsbereich gespeist (Anonymus 1986, Kramer 1987). Ab Basel schwächen die Nebenflüsse aus den Vogesen und aus dem Schwarzwald, deren höchsten Abflüsse tendenziell im Winterhalbjahr liegen, den Hochgebirgscharakter des Rheins ab. Aus vom Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz in Mainz zu Verfügung gestellten Daten der Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbücher über Tagesmittelabflüsse ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) des Pegels Maxau wurden hydrologische Kenndaten für den 30-jährigen Zeitraum von 1971 bis 2000 und für die Untersuchungsjahre berechnet (Tab. 13).

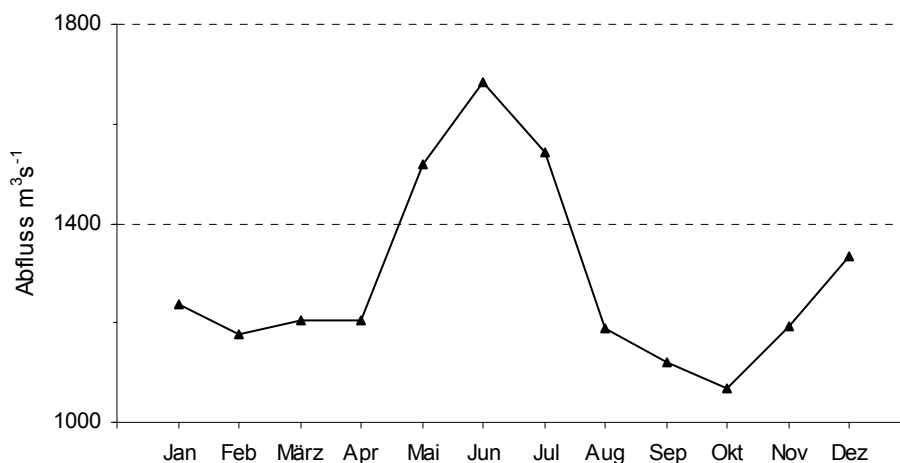


Abbildung 9. Jahresgang des Rheinabflusses am Pegel Maxau, mittlere Monatsabflüsse für den Zeitraum 1991 bis 2000 (Daten: Deutsche Gewässerkundliche Jahrbücher)

Tabelle 13. Abflüsse ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) am Pegel Maxau für den Zeitraum 1971 bis 2000 und für die Untersuchungsjahre 1999 bis 2003 (Daten: Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz)

Abfluss ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	1971-2000	1999	2000	2001	2002	2003
Maximum Tagesmittel	4430	4430	2566	3588	3670	2884
Mittelwert _{Max} ^{a)}	3223					
Mittelwert Tagesmittel	1269	1724	1401	1633	1641	1029
Mittelwert _{Min} ^{b)}	624					
Minimum Tagesmittel	425	802	844	816	786	479

^{a)} Mittelwert der jährlich höchsten Tagesmittelabflüsse (MHQ)

^{b)} Mittelwert der jährlich niedrigsten Tagesmittelabflüsse (MNQ)

Die mittleren Tagesabflüsse der Untersuchungsjahre 1999, 2000, 2001 und 2002 liegen über dem gemittelten Tagesabfluss der 30 Jahre umfassenden Vergleichsperiode. Von den fünf Jahren, in denen die Untersuchungen durchgeführt wurden, weisen drei Jahre (1999, 2001 und 2002) die höchsten Jahresdurchschnittswerte der Tagesmittel im Zeitraum 1971 bis 2002 auf. Im Mai 1999 wurde mit $4430 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ der höchste Tagesmittelabfluss im gesamten Vergleichszeitraum 1971-2000 erreicht. Nach Angaben der Bundesanstalt für Gewässerkunde (ENGEL 2000) handelt es sich sogar um das stärkste Hochwasser der Jahre 1901 bis 1999. Die Jährlichkeit (mittlere Wiederkehrzeit) des Hochwassers im Mai 1999 liegt bei ca. 50 Jahren (Pegel Maxau). Die in den Jahren 2001 und 2002 erreichten höchsten Scheitelabflüsse haben Jährlichkeiten von 5 Jahren. Im Gegensatz zu den höchsten Tagesmittelabflüssen gibt es bei den niedrigsten Tagesmittelabflüssen nur im außergewöhnlich trockenen Jahr 2003 einen auffallenden Ausreißer. Der niedrigste Tagesmittelabfluss des Jahres 2003 liegt gegenüber allen anderen Untersuchungsjahren unter dem mittleren Niedrigwasserabfluss des 30-jährigen Vergleichszeitraumes.

Aus den Abflüssen der Pegel Maxau und Speyer sowie Aufzeichnungen ausgewählter Grundwassermessstellen wurden Dauer und Höhe der Überflutungen sowie Zeiten mit Grundwasserstau für die in der Überflutungsaue liegenden Versuchsfelder Potaschbuckel und Oberer Salmengrund berechnet.

3.7.2.1 Versuchsfelder Potaschbuckel

Überflutungen der Untersuchungsfläche Potaschbuckel haben ihren Ursprung im südlich angrenzenden Rheinaltarm. Diese Senke ist mit dem Rhein bei Niedrigwasser nicht verbunden. Bei erhöhten Wasserständen des Stromes wird der Altarm über einen Zufluss gespeist, so dass der Wasserspiegel im Altwasser ebenfalls ansteigt. Überflutungen des Untersuchungsgebietes beginnen im Südwesten, wo sich der tiefste Punkt zwischen Altarm und Versuchsfelder befindet. Das Wasser strömt ab Wasserständen von etwa 99,6 m ü. NN über einen niedrigen Damm auf die dem Rheinhauptdeich am nächsten liegenden Saat- und Pflanzplätze. Ein Wasserstand von 99,6 m ü. NN wird am Rheinkilometer 377 bei einem

Abfluss des Pegels Maxau von $2250 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ erreicht. Die Ausdehnung der überfluteten Fläche bei weiter steigenden Wasserständen des Rheins ist von der Höhenlage abhängig. Um die näher am Rhein liegenden Senken (s. Abb. 4 Kap. 3.4) zu überströmen, muss das Hochwasser zunächst den in nördlicher Richtung über die Versuchsfläche verlaufenden Höhenrücken überwinden. Ab Wasserständen von $100,3 \text{ m ü. NN}$ füllen sich die rheinnahen Senken mit Wasser. Die auf das Relief im Untersuchungsgebiet zurückzuführende Unterschiede in den Überflutungszeiten zwischen den höher und tiefer gelegenen Saat- und Pflanzplätzen wurde bei der Berechnung der Überflutungstage berücksichtigt.

Auch bei fallenden Wasserständen müssen der Höhenrücken und der Damm zwischen dem Altwasser und der Untersuchungsfläche in das Hochwassermodell einbezogen werden. Die Höhenunterschiede verhindern den vollständigen Oberflächenabfluss des eingeströmten Wassers aus der Versuchsfläche. Die tiefsten Senken sind bei zurückgehenden Pegelständen daher länger überflutet. Verbleibendes Wasser kann nur durch Drainage mit dem Grundwasser zum Rhein abgeführt werden. Das Versickern des zurückbleibenden Wassers ist vom Grundwasserstand abhängig. Je höher der Grundwasserspiegel, desto langsamer dringt das Resthochwasser in den Bodenkörper ein und umso länger steht das Wasser auf der Fläche. Für die Bodensenken verlängerte sich der Überflutungszeitraum nach einem Hochwasserereignis in Abhängigkeit vom Grundwasserspiegel deshalb um 2 bis 4 Tage. In Tabelle 14 sind für die Senken die berechneten Überflutungszeiträume sowie die maximalen Scheitelpunkte (Höchststand der Überflutung in m ü. NN) und Überflutungshöhen für den Untersuchungszeitraum April 1999 bis September 2002 angegeben.

Tabelle 14. Zeitraum, Scheitelpunkt und Höhe der Überflutungen auf der Versuchsfläche Potaschbuckel in den Jahren 1999 bis 2003 (Überflutungen in der Vegetationsperiode grau unterlegt)

Zeitraum	Scheitelpunkt (m ü. NN)	Max. Überflutungshöhe (cm)
21.02.99-18.03.99	101,8	250
09.05.99-03.07.99	102,4	310
13.07.99-21.07.99	100,2	90
19.12.99-03.01.00	100,7	140
17.02.99-23.02.00	99,7	40
01.06.00-03.06.00	99,9	60
15.07.00-20.07.00	100,1	80
08.08.00-10.08.00	99,6	30
06.03.01-02.05.01	101,4	210
18.05.01-21.05.01	99,9	60
10.06.01-30.06.01	100,4	110
16.07.01-19.07.01	99,9	60
17.09.01-21.09.01	99,9	60
30.12.01-01.01.02	100,1	80
28.02.02-05.03.02	100,0	70
20.03.02-27.03.02	100,3	100
04.05.02-09.05.02	100,3	100
08.06.02-13.06.02	99,7	40
18.07.02-20.07.02	99,8	50
12.08.02-20.08.02	100,4	110
25.09.02-28.09.02	100,1	80
18.10.02-21.10.02	99,7	40
04.11.02-05.12.02	101,5	220
03.01.03-09.01.03	100,4	110

Aus den Überflutungszeiträumen wurden Überflutungszeiten (Dauer der Überflutung in Tagen) in Abhängigkeit von der Geländehöhe hergeleitet (Tab. 15). Durch die Barriere des über die Versuchsfläche verlaufenden Höhenrückens werden die rheinnahen Senken an weniger Tagen überflutet als die näher am Altarm liegenden rheinfernen Senken.

Tabelle 15. Anzahl der Überflutungstage für die rheinfernen Senken der Versuchsfläche Potaschbuckel in Abhängigkeit von der Geländehöhe und dem Mindestwasserstand (Überflutungshöhe) in den Jahren 1999 bis 2003 (Überflutungstage in der Vegetationsperiode grau unterlegt)

Jahr	1999			2000			2001			2002			2003			
	99,3	100	101	99,3	100	101	99,3	100	101	99,3	100	101	99,3	100	101	
Überflutungshöhe (cm)	10	101	50	15	22	2	0	85	29	4	79	28	3	7	2	0
		64	38	11	12	2	0	60	9	0	32	4	0	0	0	0
	50	66	35	10	3	0	0	47	11	0	44	14	1	4	0	0
		48	29	6	3	0	0	25	0	0	9	0	0	0	0	0
	100	43	19	3	0	0	0	16	5	0	21	4	0	2	0	0
		36	14	3	0	0	0	3	0	0	2	0	0	0	0	0
	200	12	3	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
		9	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Anhand der hydrologischen Parameter des Zeitraumes 1978 bis 2003 (Tab. 16) konnte auf der Basis der „Forstlichen Standortsgliederung in der badische Rheinaue“ eine Zuordnung der Versuchsfläche zu den von MICHIELS u. ALDINGER (2002) charakterisierten Auwaldstufen erfolgen. Die tiefsten Bereiche des Potaschbuckels reichen demnach bis in die Stufe der „Tiefen Hartholzaue“. Nur sehr wenige Saat- und Pflanzplätze sind der „Hohen Hartholzaue“ zuzuordnen.

Tabelle 16. Hydrologische Kenndaten zur Forstlichen Standortsgliederung für die Versuchsfläche Potaschbuckel im Zeitraum 1978 bis 2003 nach MICHIELS u. ALDINGER (2002)

Höhe ü NN (m)	Höhe ü MW ^{a)} (cm)	Ü-Höhe ^{b)} (cm)	Ü-Dauer ^{c)} (Tage)
101,0 (max)	320	50	1 (11)
99,3 (min)	150	220	18 (68)

^{a)} Höhe über Mittelwasser (MW) an Rhein-KM 377 (MW Pegel Maxau 480 cm)

^{b)} Maximale Überflutungshöhe (Wasserstand Pegel Maxau 810 cm)

^{c)} Durchschnittliche und (maximale) Überflutungsdauer pro Jahr (01.04. bis 30.09.)

Bei der Bestimmung der Anzahl an Tagen mit Grundwasserstau im Wurzelraum ist ebenfalls die Lage innerhalb der Versuchsfläche die entscheidende Größe. Durch das Zusammenspiel von Flusswasserstand und Grundwasserspiegel (Kap. 3.7.1) ergeben sich für die rheinnahen Senken längere Zeiträume mit Grundwasserstau als für die rheinfernen. Die höhere Anzahl an Tagen mit Wassersättigung im Oberboden hat ihre Ursache in der Grundwasseraufstauung bei erhöhten Flusswasserständen die nur zu partiellen Überflutungen der Versuchsfläche führen. Derartige Hochwassersituationen können Grundwasserspiegelanhebungen hervorrufen, die

auch die nicht unter Wasser stehenden Flächenbereiche beeinflussen. Im Unterschied zu den überfluteten Parzellen und deren geschlossenen Wasserkörpern besteht bei den grundwasserbeeinflussten Bereichen Wasserüberschuss nur unterhalb der Erdoberfläche. Tage mit Grundwasserstau im Wurzelraum können in ihren Auswirkungen auf unterirdische Pflanzenorgane deshalb in ihren Auswirkungen den Überflutungstagen gleichgestellt werden. Längere Grundwasserstauzeiten können sich zusätzlich ergeben, wenn sich der oberirdische Hochwasserstand unter die Obergrenze des geschlossenen Kapillarraumes bewegt. Diese hydrologische Besonderheit tritt ein, wenn sich oberflächliches Hochwasser schnell zurückzieht, der Grundwasserspiegel aufgrund einer langen Stauperiode aber nur langsam fällt. Die von der Geländehöhe abhängige Anzahl an Tagen mit Grundwasserstau im Wurzelraum der Versuchsfläche Potaschbuckel ist exemplarisch für die rheinernen Senken in Tabelle 17 wiedergegeben.

Tabelle 17. Tage mit Grundwasserstau im Wurzelraum in den rheinernen Senken der Versuchsfläche Potaschbuckel in Abhängigkeit von der Geländehöhe in den Jahren 1999 bis 2003 (Tage mit Grundwasserstau innerhalb der Vegetationsperiode grau unterlegt)

Geländehöhe (m ü. NN)	1999	2000	2001	2002	2003
99,3	63	77	87	98	8
	52	49	75	62	0
99,6	40	18	50	43	4
	29	7	49	25	0
100,0	3	0	1	0	0
	0	0	1	0	0

3.7.2.2 Versuchsfläche Oberer Salmengrund

Im Gegensatz zur Versuchsfläche Potaschbuckel befindet sich in unmittelbarer Umgebung der Versuchsfläche Oberer Salmengrund kein Oberflächenwasser. Zur Überflutung der Versuchsfläche Oberer Salmengrund muss der Rhein sein durch Uferbauten seitlich erhöhtes Bett verlassen und zusätzlich einen parallel zum Strom verlaufenden Höhenzug überwinden. Die Versuchsfläche wird bei einem Wasserstand von 96,3 m ü. NN bei Rheinkilometer 395 überflutet. Während die Untersuchungsfläche Potaschbuckel bereits bei Pegelabflüssen in Maxau von $2250 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ teilweise unter Wasser steht, weist der Obere Salmengrund durch seine exponierte Lage selbst bei Abflüssen in Speyer von nahezu $2900 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ kein Oberflächenwasser auf.

Der ein frühes Einströmen des Wassers verhindernde ufernahe Höhenzug blockiert zugleich das Abfließen des Hochwassers. Dadurch ergeben sich vor allem für die tief gelegenen Bereiche der Versuchsfläche längere Zeiträume der Überflutung. Das Wasser steht an den tiefsten Stellen bis zu 10 Tagen länger auf der Fläche. Die Überflutungszeiträume für die

tiefsten Senken und die Tage mit Überflutung in Abhängigkeit von der Geländehöhe enthalten die Tabellen 18 und 19.

Tabelle 18. Zeitraum, Scheitelpunkt und Höhe der Überflutungen auf den Versuchsflächen Oberer Salmengrund 1 und 2 in den Jahren 1999 bis 2003 (Überflutungen in der Vegetationsperiode grau unterlegt)

Zeitraum	Scheitelpunkt (m ü. NN)	Max. Überflutungshöhe (cm)
22.02.99-07.03.99	97,6	270
14.05.99-01.07.99	97,9	300
21.12.99-01.01.00	96,3	140
14.03.01-06.04.01	97,2	230
11.11.02-01.12.02	96,9	200

Tabelle 19. Anzahl der Überflutungstage auf den Versuchsflächen Oberer Salmengrund 1 und 2 in Abhängigkeit von der Geländehöhe und dem Mindestwasserstand (Überflutungshöhe) in den Jahren 1999 bis 2003 (Überflutungstage in der Vegetationsperiode grau unterlegt)

Jahr	1999			2000			2001			2002			2003			
	94,9	95,5	96,0	94,9	95,5	96,0	94,9	95,5	96,0	94,9	95,5	96,0	94,9	95,5	96,0	
Überflutungshöhe (cm)	10	75	54	42	1	0	0	24	19	14	21	15	10	0	0	0
		49	42	34	0	0	0	6	1	0	0	0	0	0	0	0
	50	58	43	23	0	0	0	20	16	10	17	12	8	0	0	0
		43	35	17	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	100	44	23	13	0	0	0	17	10	3	13	8	0	0	0	0
		36	18	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
200	15	4	0	0	0	0	4	0	0	1	0	0	0	0	0	
	11	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Auch die Versuchsflächen im Oberen Salmengrund wurden zur Beschreibung des forstlichen Standortes den von MICHIELS u. ALDINGER (2002) charakterisierten Auwaldstufen der badischen Rheinaue zugeordnet. Bis auf wenige Saat- und Pflanzplätze die im Übergangsbereich zur „Hohen Hartholzaue“ liegen, sind aufgrund der geringeren Reliefunterschiede nahezu alle Bereiche der Versuchsflächen der Stufe der „Mittleren Hartholzaue“ zugehörig (Tab. 20).

Tabelle. 20. Hydrologische Kenndaten zur Forstlichen Standortsgliederung für die Versuchsfelder Oberer Salmengrund 1 und 2 im Zeitraum 1978 bis 2003 nach MICHELS u. ALDINGER (2002)

Höhe ü NN (m)	Höhe ü MW ^{a)} (cm)	Ü-Höhe ^{b)} (cm)	Ü-Dauer ^{c)} (Tage)
95,9 (max)	270	130	5 (36)
94,9 (min)	170	230	9 (49)

^{a)} Höhe über Mittelwasser (MW) an Rhein-KM 392 (MW Pegel Maxau 480 cm)

^{b)} Maximale Überflutungshöhe (Wasserstand Pegel Maxau 810 cm)

^{c)} Durchschnittliche und (maximale) Überflutungsdauer pro Jahr (01.04. bis 30.09.)

Die berechneten Wasserstände (m ü. NN) der Hochwasserereignisse schließen die Obergrenze des geschlossenen Kapillarraumes in allen Überflutungsperioden mit ein. Dadurch ergaben sich für den Oberen Salmengrund während der Überflutungen keine zusätzlichen Zeiträume, an denen Teilflächen nur durch Wassersättigung im Oberboden beeinflusst wurden. Der Wurzelraum war nur dann durch hoch anstehendes Grundwasser wassergesättigt, wenn der Fluss den vor der Versuchsfelder liegenden Höhenrücken nicht überwinden konnte.

Im Vergleich zur Versuchsfelder Potaschbuckel wurden für den Oberen Salmengrund weit weniger Tage mit Grundwasserstau berechnet. Die Ursache liegt im erhöhten Abstand zwischen Geländeoberfläche und mittleren Grundwasserspiegel (Tab. 21).

Tabelle 21. Tage mit Grundwasserstau im Wurzelraum auf den Versuchsfelder Oberer Salmengrund 1 und 2 in Abhängigkeit von der Geländehöhe in den Jahren 1999 bis 2003 (Tage mit Grundwasserstau innerhalb der Vegetationsperiode grau unterlegt)

Geländehöhe (m ü. NN)	1999	2000	2001	2002	2003
94,9	10	2	24	8	4
	0	0	24	0	0
95,1	0	0	7	2	0
	0	0	7	0	0
95,3	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0

4 Versuchsflächen

4.1 Geographische Lage

Die Versuchsflächen liegen am nördlichen Oberrhein zwischen Karlsruhe und Speyer zwischen dem linken Stromufer und dem Hochgestade im Bundesland Rheinland-Pfalz (Abb. 10). Die Versuchsfläche Potaschbuckel am Rheinkilometer 377 ist Teil der Überflutungsauwe des Naturschutzgebietes Hördter Rheinaue im Forstamt Bellheim (49° 9' N, 8° 21'), ebenso der südlich bei Rheinkilometer 374 gelegene Bestand Oberer Karlskopf. Die Versuchsflächen Oberer Salmengrund 1 und 2 liegen im Forstamt Speyer am Rheinkilometer 395 (49° 17' N, 8° 28' O). Die Nebenversuchsfläche Ratswört befindet sich an Rheinkilometer 397. Als Vergleichsfläche zu den Flächen der Überflutungsauwe dient der Bestand Lohbusch in der Altaue im Forstamt Hagenbach (49° 0' N, 8° 13' O).

4.2 Pflanzengesellschaften

Für die Versuchsflächen der Überflutungsauwe Potaschbuckel sowie Oberer Salmengrund 1 und 2 ergab die pflanzensoziologische Auswertung der Vegetationsaufnahmen vom August 1998 vor der Auflichtung als Assoziation das *Quercus-Ulmetum minoris* (Eichen-Ulmen-Auwald) in der *Ulmus laevis*-Gebietsausbildung des Rhein-, Main- und niederbayerischen Donaupraumes mit der Subassoziation *Ulmus laevis typicum* (OBERDORFER 1992). Diese Variante zeigt kalkreiche, frische, sandig-lehmige Böden im mittleren Feuchtebereich an. Die Bestände enthalten zahlreiche Mischbaumarten und sind strauchreich.

Für die Versuchsfläche Lohbusch in der Altaue wurde die Assoziation *Stellario holostear-Carpinetum betuli* (Sternmieren-Eichen-Hainbuchen-Wald) in der typischen Subassoziation des Oberrheingebiets bestimmt (OBERDORFER 1992). Die Subassoziation besiedelt frische, sandig-lehmige bis lehmig-tonige Staunässeböden, die meist nur mäßig nährstoffreich und basenhaltig sind. Letzteres ist der Grund dafür, dass Esche, Feldahorn und Bergahorn selten sind. Bei kürzerer Nassphase in den Stauwasserböden hat die Rotbuche höhere Anteile. Eine ausgeprägte Strauchschicht fehlt.

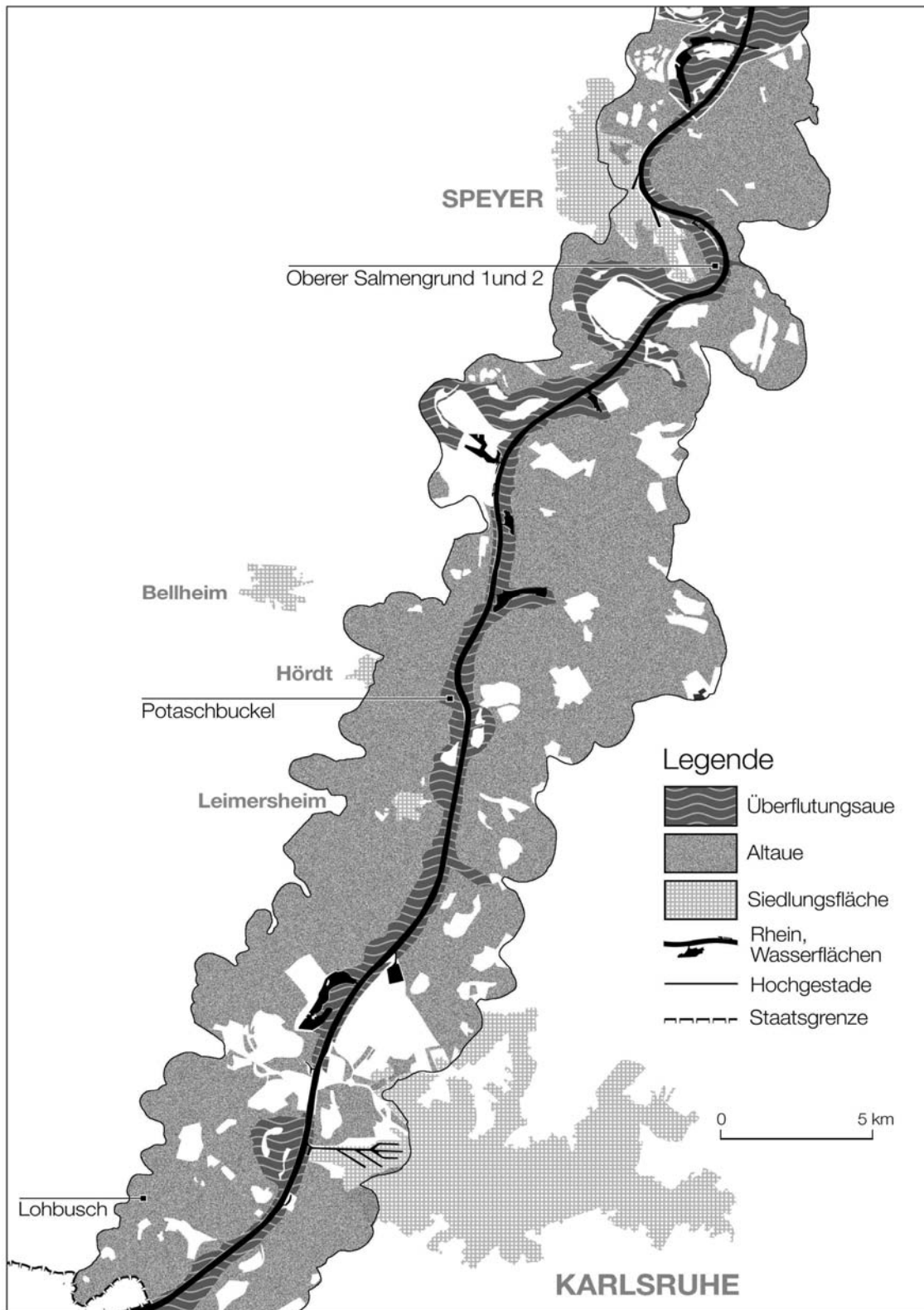


Abbildung 10. Lage der Hauptversuchsflächen in Überflutungs- und Altaue

4.3 Bestände

Die Bestände der Hauptversuchsflächen wurden vor Durchführung der waldbaulichen Auflichtung (s. Kap. 4.4.1) im Herbst 1998 auf jeweils einem Hektar aufgenommen. Hierbei wurden alle Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser (BHD) von ≥ 7 cm gekloppt, und Sträucher mit einem BHD ≥ 4 cm gezählt. Die Altersangaben wurden den Forsteinrichtungswerken entnommen.

Der Bestand **Potaschbuckel** ist ein typisches Beispiel für einen Altbestand in den Rheinauenwäldern mit hohem Stieleichenanteil (s. hierzu RÖHRIG u. BARTSCH 1992). Die Oberschicht wurde vor der Auflichtung von 155-jährigen (1999), 31 m hohen Stieleichen sowie einzelnen 35 m hohen Pappeln (Silberpappel (*Populus alba*) und Pappelhybriden) und 32 m hohen Eschen (*Fraxinus excelsior*) und Bergahornen (*Acer pseudoplatanus*) gebildet (Abb. 11, Tab. 22). Die Esche war mit geringen Stammzahlen mit Ausnahme des stärksten Durchmesserbereichs in allen Durchmesserklassen vertreten. Die Stieleiche besetzte nur die höheren Durchmesserklassen. Im Unterstand dominierten Straucharten. Die stark beschattende Hasel erreichte Durchmesser bis 20 cm und Höhen bis 20 m. Daneben fanden sich an Baumarten im Unter- und Zwischenstand in geringer Dichte Bergahorn, Hainbuche (*Carpinus betulus*), Robinie (*Robinia pseudoacacia*), Ulme (*Ulmus spec.*), Wildbirne (*Pyrus pyraeaster*), Feldahorn (*Acer campestre*) und Wurzelbrut der Silberpappel.

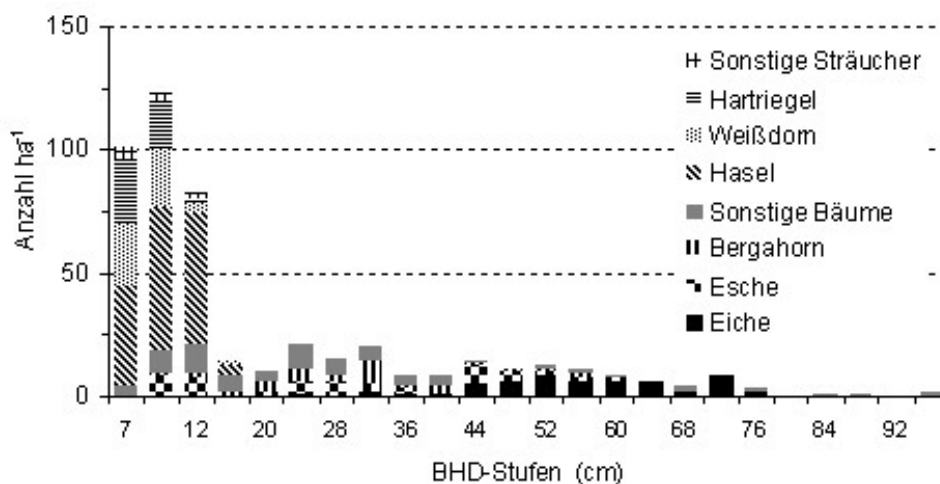


Abbildung 11. Durchmesserverteilung für den Bestand der Versuchsfläche Potaschbuckel im Herbst 1998 vor der Auflichtung

Tabelle 22. Stammzahl und Grundfläche für den Bestand der Versuchsfläche Potaschbuckel im Herbst 1998 vor der Auflichtung

Baumart	Stammzahl (N ha ⁻¹)	Grundfläche (G ha ⁻¹)	Mischungsanteil (% von G)
Stieleiche	54	13,73	50,8
Esche	48	3,89	14,4
Bergahorn	34	2,67	9,9
Hainbuche	16	0,01	0,0
Robinie	26	0,93	3,4
Ulmen	12	0,10	0,4
Pappeln	8	3,28	12,1
Sonstige	16	2,40	8,9
Summe	214	27,01	100
Sträucher	172		

Die Versuchsfläche **Oberer Salmengrund 1** war vor der Auflichtung in der herrschenden Baumschicht ein Stieleichen-Reinbestand (Abb. 12, Tab. 23). Die im Mittel 30 m hohe 94-jährige Stieleiche erreichte am Gesamtbestand einen Mischungsanteil von 85 %. Der Durchmesserbereich von 40 bis 80 cm wurde vollständig von ihr eingenommen. Die 25 m hohe Esche bildete mit Ulmen und stark wüchsigen Sträuchern einen stammzahlarmen Zwischenstand, Ahornarten, Pappeln und Robinie waren nicht vertreten. Im Unterstand dominierte nicht wie im Potaschbuckel die Hasel (*Corylus avellana*), sondern der Weißdorn (*Crataegus spec.*).

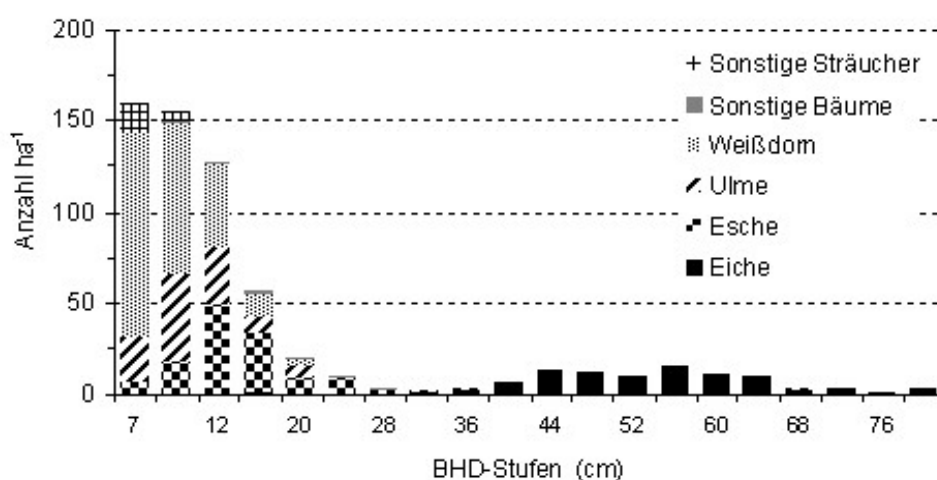


Abbildung 12. Durchmesserverteilung für den Bestand der Versuchsfläche Oberer Salmengrund 1 im Herbst 1998 vor der Auflichtung

Tabelle 23. Stammzahl und Grundfläche für den Bestand der Versuchsfläche Oberer Salmengrund 1 im Herbst 1998 vor der Auflichtung

Baumart	Stammzahl (N ha ⁻¹)	Grundfläche (G ha ⁻¹)	Mischungsanteil (% von G)
Stieleiche	91	20,81	85,2
Esche	121	2,50	10,2
Hainbuche	6	0,19	0,8
Ulmen	95	0,89	3,7
Sonstige	2	0,02	0,1
Summe	315	24,41	100
Sträucher	150		

Im Bestand **Oberer Salmengrund 2** überragten vor der Auflichtung einzelne starke Pappeln die sonst ausschließlich von der 119-jährigen und 33 m hohen Stieleiche eingenommene herrschende Baumschicht (Abb. 13, Tab. 24). Die Stieleiche hatte einen Mischungsanteil im Oberstand von rund 80 % und im Gesamtbestand von rund 70 %. Die Pappeln erreichten Höhen bis 38 m. Der Zwischen- und Unterstand wurde von Eschen und einer Vielzahl schwacher Ulmen gebildet. Vereinzelt waren Robinien und Hainbuchen in den Zwischenstand eingemischt. In der Strauchschicht dominierte der Weißdorn.

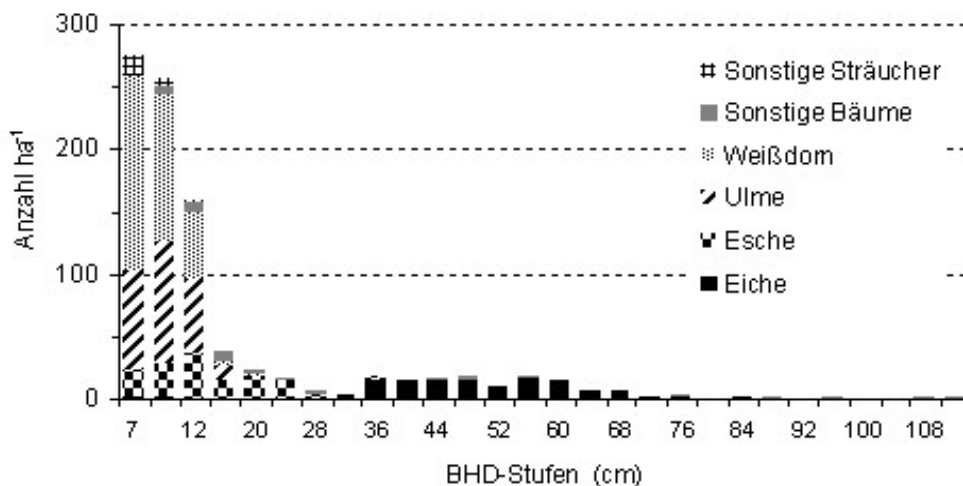


Abbildung 13. Durchmesserverteilung für den Bestand der Versuchsfläche Oberer Salmengrund 2 im Herbst 1998 vor der Auflichtung

Tabelle 24. Stammzahl und Grundfläche für den Bestand der Versuchsfläche Oberer Salmengrund 2 im Herbst 1998 vor der Auflichtung

Baumart	Stammzahl (N ha ⁻¹)	Grundfläche (G ha ⁻¹)	Mischungsanteil (% von G)
Stieleiche	116	23,66	69,4
Esche	115	2,42	7,1
Hainbuche	7	0,26	0,8
Robinie	12	0,26	0,8
Ulmen	172	1,42	4,1
Pappeln	13	5,73	16,8
Sonstige	12	0,30	1,0
Summe	248	34,05	100
Sträucher	183		

Der Bestand **Lohbusch** in der Altaue war vor der Auflichtung ein zweischichtiger Stieleichen-Hainbuchen-Mischbestand (Abb. 14, Tab. 25). Die herrschende Baumschicht bildete die 118-jährige Stieleiche und einzelne Rotbuchen (*Fagus sylvatica*). Die Bäume der Oberschicht erreichten Höhen bis 33 (Stieleiche) bzw. 35 m (Rotbuche). Auf ganzer Fläche fand sich ein Zwischenstand aus Hainbuche und vereinzelt eingemischten Rotbuchen. Ein Unterstand und Straucharten fehlten vollständig.

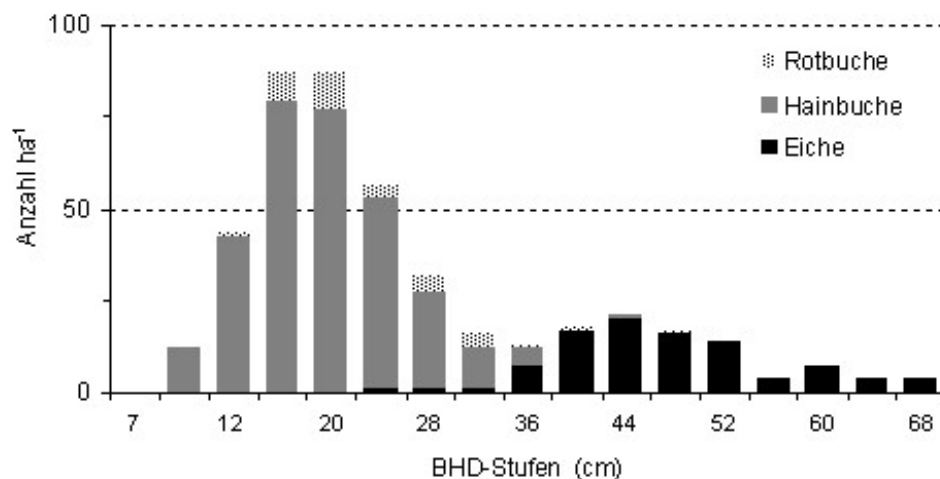


Abbildung 14. Durchmesserverteilung für den Bestand der Versuchsfläche Lohbusch im Herbst 1998 vor der Auflichtung

Tabelle 25. Stammzahl und Grundfläche für den Bestand der Versuchsfläche Lohbusch im Herbst 1998 vor der Auflichtung

Baumart	Stammzahl (N ha ⁻¹)	Grundfläche (G ha ⁻¹)	Mischungsanteil (% von G)
Stieleiche	96	17,21	60,8
Hainbuche	305	9,49	33,5
Rotbuche	34	1,61	5,7
Summe	435	28,31	100
Sträucher	0		

Bei der Nebenversuchsfläche **Ratswört** handelte es sich um einen 57-jährigen Bestand aus Pappelhybriden, der nördlich der Fläche Oberer Salmengrund 2 (Entfernung ca. 1000 m) stromseits am Hochwasserdeich liegt. Die bis 42-m-hohen Pappeln (N = 108 ha⁻¹) hatten 1999 eine Grundfläche von 29 m² ha⁻¹ und einen Mischungsanteil von 85,5 %. Eschen, Ulmen und eine Stieleiche bildeten auf der 0,35-ha-umfassenden Versuchsfläche einen lockeren, bis 12-m-hohen Zwischenstand. Die Strauchschicht (100 Individuen ha⁻¹) aus Weißdorn und Hartriegel (*Cornus sanguinea*) erreichte Höhen bis 6 m.

Die Nebenversuchsfläche Oberer Karlskopf ist ein einschichtiger 120-jähriger Stieleichenreinbestand. Eine Strauchschicht fehlt.

4.4 Waldbauliche Maßnahmen

4.4.1 Auflichtung

Im April 1999 wurden die Bestände der Hauptversuchsflächen aufgelichtet. Die waldbaulichen Eingriffe im Stammholz beschränkten sich auf einzelne Bäume des Oberstandes bzw. kleinste Baumgruppen. Durch die femelartige Auflichtung sollten auf den Versuchsflächen unterschiedliche Lichtverhältnisse geschaffen werden. Die Femellücken ermöglichten es, die Entwicklung der Stieleichenverjüngung und der auflaufenden Mischbaumarten in Abhängigkeit der einfallenden Strahlung zu untersuchen. Zur Beurteilung der Eingriffe wurden die Hauptversuchsflächen im Dezember 2002 nochmals aufgenommen.

Im **Potaschbuckel** wurden der überwiegend aus Hasel und Weißdorn bestehende Unterstand sowie vier Bäume des Oberstandes (Entnahme von 6 m³ Stammholz) entnommen. Die Gesamtstammzahl (BHD ≥ 7 cm) betrug nach dem Eingriff 167 St. ha⁻¹. Die Grundfläche war am Ende der Vegetationsperiode 2002 mit 27,6 m² ha⁻¹ leicht höher als 1998 vor der Hiebsmaßnahme. Gleichzeitig erhöhte sich der Vorrat des Oberstandes (Kraftsche Klassen 1 bis 3) von 363 auf 382 m³ ha⁻¹. Der Bestockungsgrad verharrte bei 1,0.

Im **Oberen Salmengrund 1** wurde stärker in den Oberstand eingegriffen als auf dem Potaschbuckel. Neben dem Unterstand und der Strauchschicht wurden 19 Stieleichen (= 21 %

der Stammzahl) und die Mehrzahl der Eschen entnommen. Insgesamt umfasste der Eingriff circa $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Die Stammzahl betrug nach dem Eingriff 87 St. ha^{-1} , die Grundfläche Ende 2002 $19,6 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (= 80 % der Grundfläche vor dem Eingriff). Durch den Eingriff sank der Bestockungsgrad von 0,9 auf 0,6. Der Vorrat des Oberstandes verringerte sich im Jahr 2002 um 25 auf $264 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Im **Oberen Salmengrund 2** wurde die Stammzahl um 35 %, die Grundfläche um 25 % und der Bestockungsgrad von 1,2 auf 1,0 abgesenkt. Neben dem Unterstand und der Strauchschicht sowie 2 Pappeln wurde jede vierte Stieleiche entnommen. Die Eingriffsstärke betrug circa $35 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Ende 2002 standen $149 \text{ Stämme ha}^{-1}$ bei einer Grundfläche von $27,1 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ auf der Versuchsfläche. Der Vorrat des Oberstandes sank infolge der Auflichtung um 15 % und betrug 2002 $405 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Bei dem Hiebseingriff im **Lohbusch** wurden ausschließlich Hainbuchen entnommen (rund $35 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Dies führte zu einem lockeren Schirm aus Stieleichen mit 2 Bestandeslücken in Kronenbreite (10 m). Der Schirm wurde durch das Sturmtief Lothar am 25. Dezember 1999 auf einer Fläche von ca. 60 x 120 m vollständig geworfen. Die Versuchsfläche entspricht nach dem Sturmereignis einem nach Nordost ausgerichteten Streifenkahlschlag mit einem schmalen Randstreifen aus Eichen, Hainbuchen und Rotbuchen. Bei dem Sturm wurden $70 \text{ Eichen ha}^{-1}$ (73 % der Stämme) geworfen. Die Stammzahl betrug 2002 135 St. ha^{-1} (davon 26 Eichen) und die Grundfläche $9,5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Für die 1998 vollbestockte Versuchsfläche ergibt sich für das Jahr 2002 rechnerisch ein Bestockungsgrad von 0,4. Der Vorrat verringerte sich im selben Zeitraum von 350 auf $129 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Die Versuchsflächen Potaschbuckel, Lohbusch und Oberer Salmengrund 2 wurden nach den Hiebseingriffen vollständig von Stammholz, Schlagabraum und Strauchwerk geräumt. Im Oberen Salmengrund 1 verblieb der Schlagabraum auf der Fläche.

Die Hauptversuchsflächen wurden nach den Hiebseingriffen gezäunt. Der Zaun umfasst im Potaschbuckel eine Fläche von 0,93 ha, im Oberen Salmengrund 1 von 0,73 ha und im Oberen Salmengrund 2 von 1,33 ha. Im Lohbusch wurde die Versuchsfläche von insgesamt 1,08 ha in 4 Gatter unterteilt.

Auf der Nebenversuchsfläche Ratswört wurde die Hälfte der Pappeln ($139 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) entnommen und gezäunt. Die Nebenversuchsfläche Oberer Karlskopf blieb ohne waldbauliche Behandlung im Untersuchungszeitraum.

4.4.2 Verjüngungsverfahren

4.4.2.1 Pflanzungen

Auf allen Hauptversuchsflächen und der Nebenversuchsfläche Ratswört wurden im April 1999 Stieleichen gepflanzt. Aufgrund der hohen Ausfälle im Jahr der Pflanzung und um den Anwuchs bei unterschiedlichen Hochwassersituationen zu untersuchen, wurden im Februar 2000 (Oberer Salmengrund 2) und im Februar 2001 (Potaschbuckel, Oberer Salmengrund 2) zusätzliche Pflanzungen durchgeführt.

Die Stieleichen wurden auf Teilflächen als Nesterpflanzung eingebracht. Die Nesterkultur geht auf SZYMANSKI (1986) zurück, der auf der Basis waldbaulicher Erfahrungen aus Russland im Flachland Polens verschiedene Varianten der Nestmethode weiterentwickelte. Bei der Nesterkultur werden vorzugsweise runde Pflanzungsflächen von 1-m-Durchmesser mit 1-jährigen Eichen nach standortsentsprechender Bodenvorbereitung im Verband von 0,25 x 0,25 m gepflanzt. Die annähernd runde Nestform entsteht durch das Weglassen der Eckpflanzen des 5 x 5 Pflanzquadrates, so dass auf jeden Pflanzplatz 21 Eichen kommen (GUSSONE u. RICHTER 1994).

Die Nesterpflanzungen auf den Versuchsflächen wurden von den zuständigen Forstämtern nach den ortsüblichen Verfahren durchgeführt. Hierbei wurde von der klassischen Nesterpflanzung in Bezug auf Nesterform und Pflanzenzahl pro Nest abgewichen (Tab. 26). Die Verfügbarkeit von Pflanzenmaterial der Herkunft Oberrheingraben bestimmte die verwendeten Pflanzensortimente. In den Jahren 1999 und 2000 wurden dreijährige unverschulte Eichen gepflanzt. Für die Ergänzungspflanzung 2001 standen nur vierjährige unverschulte Pflanzen zur Verfügung. Das Pflanzmaterial wurde aus, den beteiligten Forstämtern angegliederten, Pflanzkämpfen gewonnen. Die dreijährigen Stieleichen der Pflanzungen 1999 und 2000 wurden mit dem Aushebepflug, die vierjährigen Eichen der Pflanzungen des Jahres 2001 mit dem Bagger aus dem Pflanzbeet ausgehoben. Das ausgehobene Pflanzmaterial wurde von den Forstämtern zu den Versuchsflächen transportiert und dort sachgemäß eingeschlagen. Die Pflanzen der Ergänzungspflanzung 2001 der Versuchsfläche Oberer Salmengrund wurden nach dem Transport über Nacht auf dem Transporthänger belassen und mit einem feuchten Flies abgedeckt. Das Verpflanzen erfolgte dann am folgenden Tag. Die Stieleichen der Pflanzung 2000 wurden in Plastiksäcken vom Einschlagsort zum Pflanzplatz getragen. Auf der Fläche Potaschbuckel wurden im April 1999 10 Pflanzen im Kreisverband auf 4 m² gesetzt, bei der Pflanzung im Februar 2001 waren es 21 Pflanzen auf 4 m². Im Oberen Salmengrund 1 und auf den Nebenversuchsflächen Ratswört wurden 1999 21 Pflanzen im Rechteckverband (2 x 3 m) auf 6 m² und im Oberen Salmengrund 2 11 Pflanzen im Kreisverband auf 4 m² gepflanzt. Im Februar 2000 und 2001 waren es im Oberen Salmengrund 2 21 Pflanzen im Rechteckverband (2 x 3 m) und im Februar 2000 zusätzliche Nester mit jeweils 9 Pflanzen. Im Lohbusch wurden 11 Eichen im

Kreisverband auf 4 m² gepflanzt. Der Abstand zwischen den Nestern beträgt auf den Versuchsflächen Potaschbuckel und Lohbusch 10 m. Im Oberen Salmengrund konnte das vorgegebene Raster auf beiden Versuchsflächen nicht eingehalten werden. Die Pflanzplätze wurden auf reisigfreien Teilflächen angelegt. Die Lage der Pflanzplätze enthalten die Karten in den Abbildungen 4-7 (Kap. 3.4).

Das Saatgut der Stieleiche zur Pflanzenanzucht wurde in Beständen der Rheinauenwälder der Forstämter Hagenbach, Bellheim und Speyer gesammelt. Die Pflanzen wurden in den Pflanzkämpfen Büchelberg (Forstamt Hagenbach) und Schaidt (Forstamt Kandel) angezogen. Vor der Pflanzung wurden repräsentative Stieleichen ausgewählt und vermessen (Tab. 27). Obwohl die Pflanzen nicht verschult waren, übertrafen sie die Güteanforderungen der EU (ANONYMUS 2000a) an die äußere Beschaffenheit von Eichenpflanzgut. Das Spross/Wurzelverhältnis wurde jedoch durch einen Wurzelschnitt, bei dem die Wurzeln vor der Pflanzung auf 25-30 cm gekürzt wurden, ungünstiger. Die Stieleichen wurden nur sporadisch oberirdisch beschnitten. Die Pflanzung erfolgte mit dem Hohlspaten.

Tabelle 26. Pflanztermine, Pflanzensortimente und Pflanzenzahl

Versuchsfläche	Pflanztermin	Sortiment	Herkunft ^{a)}	Pflanzplätze	Pflanzen/ Pflanzplatz	Pflanzen/ Fläche
Hauptversuchsflächen						
Potaschbuckel	April 1999	3+0, 80/120	1	87	10	870
	Febr. 2001	4+0, 120/180	2	70/2/1/	21/20/16	1526
Oberer Salmengrund ^{b)}	April 1999	3+0, 50/80	1	21	21	441
	April 1999	3+0, 80/120	1	18	11	198
	Febr. 2000	3+0, 80/120	2	39/20/1	21/9/20	1019
	Febr. 2001	4+0, 120/180	2	15/2	21/20	355
Lohbusch	April 1999	3+0, 50/80	1	91/9	11/10	1091
Nebenversuchsflächen						
Ratswört	April 1999	3+0, 80/120	1	7	11	77
	Febr. 2001	4+0, 120/180	2	19	21	399

^{a)} 1: Herkunft Oberrheingraben aus dem Pflanzkamp Büchelberg (Forstamt Hagenbach)

2: Herkunft Oberrheingraben aus dem Pflanzkamp Schaidt (Forstamt Kandel)

^{b)} Die Pflanzungen des Jahres 1999 sind nicht nach Versuchsflächen (OS 1 und 2) sondern nach Sortimenten geordnet (vgl. Erläuterungen im Text und Kap. 5.3)

Tabelle 27. Biometrische Gütemerkmale der Pflanzensortimente (Mittelwert und Variationskoeffizient (in Klammern))

Versuchsfläche	Jahr ^{a)}	Sortiment	N ^{b)}	Höhe (cm)	SBD ^{c)} (mm)	S/W ^{d)}
Potaschbuckel, OS ^{e)}	1999	80/120	20	113,6 (19,5)	22,0 (22,6)	1,40 (23,5)
OS	1999	50/80	29	48,0 (18,2)	10,7 (26,8)	0,58 (29,7)
Lohbusch	1999	50/80	34	58,3 (22,6)	8,6 (26,8)	0,61 (25,2)
OS	2000	80/120	24	116,9 (14,5)	15,9 (32,7)	1,25 (26,8)
Potaschbuckel, OS	2001	120/180	40	142,1 (17,9)	16,3 (29,6)	1,54 (20,3)

^a Jahr der Pflanzung

^b Stichprobenumfang (Anzahl Pflanzen)

^c Sprossbasisdurchmesser

^d Spross/Wurzelverhältnis (Trockengewichte)

^e Versuchsflächen Oberer Salmengrund 1 (1999) und 2 (1999, 2000, 2001)

4.4.2.2 Saaten

Saaten wurden auf den Hauptversuchsflächen im April 1999 durchgeführt. Im Herbst 2000 und im Frühjahr 2001 wurden auf der Versuchsfläche Potaschbuckel zusätzliche Saaten angelegt.

Das von den Forstämtern Hagenbach, Bellheim und Speyer zur Verfügung gestellte Saatgut der Herkunft Oberrheingraben hatte 1999 eine Keimfähigkeit von 33 % (Aussaat von 538 Eicheln in feuchtem Sand bei ca. 20 °C). Bei der Herbstsaat 2000 betrug das Keimprozent knapp 95 % (N = 310) und bei der Frühjahrssaat 2001 85 % (N = 294).

Angaben zu den Saatterminen und zur Saatedichte enthält Tabelle 28. Auf jedem Saatplatz wurde ein Kilogramm Eicheln gleichmäßig auf 2 m² ausgelegt und mit Laubstreu bedeckt. Je nach Einzelkorngewicht schwankte die Anzahl der gesäten Eicheln zwischen 220 und 270. Die Abstände zwischen den Saatplätzen entsprechen den Abständen zwischen den Pflanzplätzen (s. Abb. 3-7 in Kap. 3.4).

Tabelle 28. Saattermine und Saattedichte

Versuchsfläche	Saattermin	Herkunft ^{a)}	Saatplätze	Eicheln pro Saatplatz	Eicheln pro Fläche
Potaschbuckel	April 1999	1	60	230 (1 kg)	13800 (60 kg)
	Okt. 2000	2	30	270 (1 kg)	8100 (30 kg)
	April 2001	2	30	270 (1 kg)	8100 (30 kg)
OS 1 ^{b)}	April 1999	1	60	230 (1kg)	13800 (60 kg)
OS 2	April 1999	1	60	230 (1 kg)	13800 (60 kg)
Lohbusch	April 1999	3	60	220 (1 kg)	13200 (60 kg)

^a 1: Herkunft Oberrheingraben aus den Pflanzkämpen Büchelberg (Forstamt Hagenbach) und Hördt (Forstamt Bellheim) im Verhältnis 2 zu 1

2: Herkunft Oberrheingraben aus dem Pflanzkamp Hördt (Forstamt Hagenbach)

3: Herkunft Oberrheingraben aus dem Pflanzkamp Büchelberg (Forstamt Hagenbach)

^b Oberer Salmengrund 1 und 2 (OS 1 und 2)

4.4.2.3 Naturverjüngungsflächen

Das Auflaufen der Naturverjüngung von Stieleiche und der Mischbaumarten wurde auf den Probeflächen erfasst, auf denen auch die Entwicklung der Begleitvegetation eingeschätzt wurde (Tab. 29). Die 1 bis 2 m² großen und unbehandelten Aufnahmeeinheiten wurden in regelmäßigen Abständen von 5 bis 10 m auf den Hauptversuchsflächen verteilt. 2002 wurde eine Unterstichprobe von 26 (Lohbusch), 39 (Oberer Salmengrund 2) und 50 (Potaschbuckel) Probequadraten von 2 m² aufgenommen.

Tabelle 29. Anzahl und Größe der Probeflächen zur Aufnahme der Naturverjüngung

Versuchsfläche	1999		2000		2001	
	Anzahl	m ²	Anzahl	m ²	Anzahl	m ²
Potaschbuckel	60	1	50	1	53	2
Oberer Salmengrund 1	60	1	50	1	40	2
Oberer Salmengrund 2	60	1	50	1	40	2
Lohbusch	80	1	49	1	34	2

Um die Entwicklung einzelner aus Naturverjüngung hervorgegangener Sämlinge über mehrere Vegetationsperioden verfolgen zu können, wurden auf der Nebenversuchsfläche Oberer Karlskopf im Frühjahr 2001 11 Kleingatter errichtet. 9 der eingezäunten Versuchspartellen hatten eine Grundfläche von 6 m². Die beiden anderen waren mit 45 m² deutlich größer. Die Versuchsanlage erstreckte sich in Nord-Süd-Richtung an der westlichen Grenze der Versuchsfläche. Einzelne Kleingatter lagen auf einem leicht erhöhten Rücken. Im Oktober der Jahre 2001 bis 2003 wurden alle innerhalb der Kleingatter vorgefundenen Eichen gezählt. Im Jahr 2003 wurden zusätzlich das Alter und die Höhe der Sämlinge erhoben.

4.5 Unplanmäßige Ereignisse

Das erste Versuchsjahr wurde von 2 außergewöhnlichen Witterungsereignissen geprägt. Unmittelbar nach der Anlage der Pflanzungen und Saaten auf den Versuchsflächen begann im Mai das „Jahrhunderthochwasser“, das zu einer vollständigen Überflutung der Pflanzungen für teilweise mehr als 8 Wochen führte (s. Kap. 3.7.2). Um den Anwuchs bei normalen Hochwasserverhältnissen untersuchen zu können, wurde auf die hohen Pflanzenausfälle mit zusätzlichen Pflanzungen und Saaten im Frühjahr und Herbst 2000 sowie im Frühjahr 2001 reagiert. Durch die auftretenden starken Strömungen wurde das im Oberen Salmengrund nicht entfernte Kronenmaterial verdriftet. Das Treibgut und die Strömung rissen einzelne Markierungspflöcke mit sich, so dass im Oberen Salmengrund 1 drei und im Oberen Salmengrund 2 zwei Saaten nicht wiedergefunden wurden.

Am 25. Dezember 1999 zog das Sturmtief Lothar über das Untersuchungsgebiet. Dabei wurde der Altholzschirm der Fläche Lohbusch bis auf wenige Randbäume vollständig geworfen. Die waldbaulich angestrebte Verjüngungsform Femelschlag wurde dadurch in einen Streifenkahlschlag umgewandelt. Die geworfenen Bäume verblieben bis auf das Stammholz, das ohne Beeinträchtigung der Probeflächen von der Versuchsfläche gezogen werden konnte, auf der Fläche. Als Folge des Sturms mussten sieben Saat- und acht Pflanzplätze aufgegeben werden.

Besondere Probleme bereiteten die Zäune in der Überflutungsau. Sie konnten nicht durchgehend wilddicht gehalten werden. Nach jedem Hochwasser fanden sich an den Stellen Übergänge für Rehwild, an denen Treibholz den Zaun niedergedrückt hatte. Verbisschäden wurden vornehmlich an Sträuchern und selten an den Stieleichen und Mischbaumarten festgestellt. Auf die Versuchsfläche Potaschbuckel sind mehrmals Wildschweine eingedrungen. Im Frühjahr 2002 wurden 16 Pflanzplätze von Wildschweinen umgebrochen und 28 Eichen ausgehoben.

5 Ergebnisse

5.1 Naturverjüngung

5.1.1 Fruktifikation

Im Jahr 1998 vor der Auflichtung kam es nur auf der Fläche Lohbusch in der Altaue zu einer nennenswerten Eichelmast mit durchschnittlich 40 Samen m^{-2} . In den Folgejahren fruktifizierte die Stieleiche in jedem Jahr, jedoch nicht auf jeder Versuchsfläche. Besonders geringe Intensitäten gab es in den Jahren 1999, 2002 und 2003, in denen nur schwache Sprengmasten auf einzelnen Versuchsflächen beobachtet wurden (Abb. 15). In den Jahren 2000 und 2001 ergaben sich hingegen Vollmasten von mehr als 50 Eicheln m^{-2} . Nach dem außergewöhnlichen Hochwasser des Jahres 1999 gab es im darauf folgenden Jahr Vollmasten auf allen Versuchsflächen der Überflutungsau. Die Samenfangergebnisse der Versuchsflächen stromseits des Hochwasserdeiches waren um mehr als das Fünffache höher als die Ergebnisse der Fläche Lohbusch in der Altaue. Im Jahr 2001 kam es im Lohbusch zu einer Vollmast und in der Überflutungsau zu schwächeren Masten. Die Samendichte für den Lohbusch wurde nach dem Sturm von 1999 unter den wenigen Randbäume der Versuchsfläche und des umgebenden Bestandes erhoben.

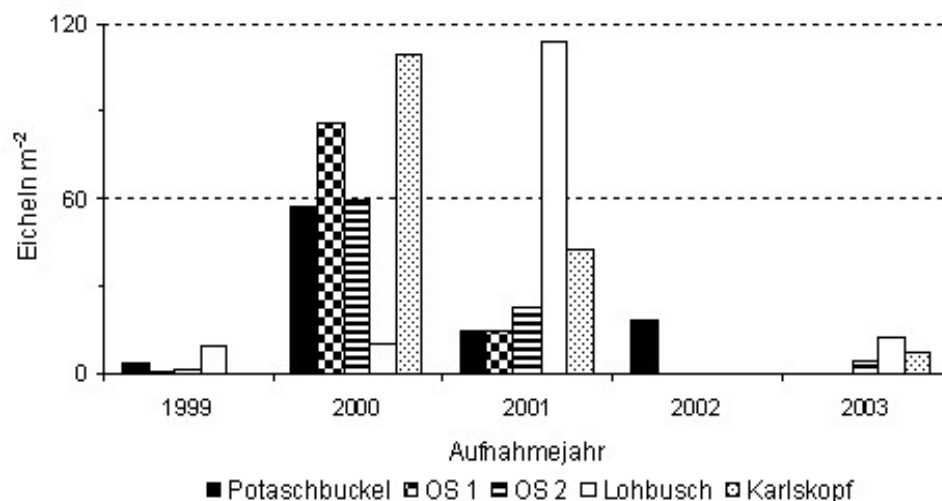


Abbildung 15. Fruktifikation (Anzahl Eicheln m^{-2}) der Stieleichen im Zeitraum 1999 bis 2003 auf den Versuchsflächen Potaschbuckel, Oberer Salmengrund 1 (OS 1, 1999 bis 2001) und 2 (OS 2), Lohbusch und Oberer Karlskopf (2000, 2001 und 2003)

In den Mastjahren 2000 und 2001 gab es auf allen Untersuchungsflächen erhebliche Unterschiede in der räumlichen Verteilung des Samenfalls. Das beweisen die hohen Variationskoeffizienten sowie die großen Spannen zwischen den Maxima- und Minimawerten

der ausgewerteten Samenfangergebnisse (Tab. 30). Während des gesamten Beobachtungszeitraumes traten zwischen den beprobten Samenbäumen innerhalb einer Versuchsfläche deutliche Differenzen auf. Diese Differenzen beschränkten sich nicht nur auf die Ergiebigkeit der Fruktifikation sondern betrafen auch die Häufigkeit des Samenbehangs. Zwischen 1999 und 2003 gab es auf allen hinsichtlich der Fruktifikation untersuchten Flächen Eichen, die entweder sehr selten oder aber nahezu jedes Jahr Samen bildeten. Die Eichen, die während der fünfjährigen Untersuchungsperiode auch bei schwachen Masten Eicheln trugen, fruktifizierten in den Jahren mit starken Masten sehr reichlich. Für die Hauptversuchsflächen innerhalb der Überflutungsaue konnte aus diesem Grund ein Zusammenhang zwischen Häufigkeit und Ergiebigkeit der Fruktifikation nachgewiesen werden. Auf das Drittel der am häufigsten frequentierten Samenfänge entfielen etwa die Hälfte (Potaschbuckel und OS 2) bzw. zwei Drittel (OS 1) der Gesamternte des Beobachtungszeitraumes. Für den Zusammenhang von Häufigkeit und Ergiebigkeit des Samenfalls in der Überflutungsaue spricht weiterhin, dass es sich bei den Bäumen die auch im Folgejahr der starken Mast 2000 nennenswerten Eichelbehang besaßen größtenteils um Eichen handelte, die mehr als zweimal zwischen 1999 und 2003 fruktifizierten. Trotz erheblicher Streuungen im Samenfall konnten ähnliche Zusammenhänge für die Versuchsfläche Lohbusch nicht nachgewiesen werden.

Tabelle 30. Mittlere Anzahl, Variationskoeffizient (V (%)) sowie Minimum und Maximum des Eichelfalls (Eicheln m⁻²) der Jahre 2000 und 2001 auf den Hauptversuchsflächen und der Nebenversuchsfläche Oberer Karlskopf

Versuchsfläche	Mittelwert	V (%)	Min	Max
2000				
Potaschbuckel	57	73	0	168
OS 1 ^{a)}	86	121	8	540
OS 2	59	61	0	168
Karlskopf	109	85	4	484
Lohbusch	10	182	0	64
2001				
Potaschbuckel	15	113	0	68
OS 1	15	161	0	120
OS 2	23	110	0	80
Karlskopf	43	83	8	144
Lohbusch	113	90	4	528

^{a)} Oberer Salmengrund 1 und 2 (OS 1 und 2)

In beiden Mastjahren war der Eichelfall Ende Oktober nahezu abgeschlossen. In den Monaten November und Dezember fielen über alle Versuchsflächen gemittelt nur noch 4 (2000) respektive 1 % (2001) der Gesamternte. Aufgrund des vierwöchigen Leerungsturnus der Samenfänge können zum exakten Zeitpunkt des Hauptfalls keine Aussagen gemacht werden. Aus den Ergebnissen kann jedoch geschlussfolgert werden, dass ein Großteil der Eicheln in beiden Jahren bereits im September zu Boden gefallen war. Dieser Effekt war im Jahr 2001 in der Überflutungsaue stärker ausgeprägt als in der Altaue (Tab. 31).

Tabelle 31. Relative Anteile des Samenfalls der Monate September, Oktober und November (einschließlich Dezember) an der Gesamternte der Jahre 2000 und 2001 auf den Hauptversuchsflächen und der Nebenversuchsfläche Oberer Karlskopf

Versuchsfläche	2000			2001		
	Sep	Okt	Nov	Sep	Okt	Nov
Potaschbuckel	50	48	2	72	26	2
OS 1 ^{a)}	54	42	4	72	28	0
OS 2	60	35	5	86	14	0
Karlskopf	36	60	4	75	25	0
Lohbusch	69	31	0	53	43	1

^{a)} Oberer Salmengrund 1 und 2 (OS 1 und 2)

5.1.2 Keimfähigkeit

Die Ansprache der Keimfähigkeit des Saatgutes erfolgte durch die Aussaat der geernteten Eicheln in feuchtem Sand. Dadurch konnte auch die Keimfähigkeit beschädigter Eicheln exakt bestimmt werden. Von den im Jahr 2000 aufgefangen Samen hatten 31 % einen äußerlichen Schaden (Tab. 32). Ungefähr ein Drittel dieser beschädigten Samen war dennoch keimfähig. Bei den geschädigten Eicheln dominierte über alle Versuchsflächen die Parasitisierung durch Insektenraupen mit durchschnittlich 69 %. Mäuse verursachten größere Schäden durch Fraß nur auf den Versuchsflächen Oberer Salmengrund 1 und 2.

Tabelle 32. Mittlere Keimfähigkeit äußerlich beschädigter und unversehrter Eicheln der Gesamternte des Jahres 2000 aller beprobten Versuchsflächen in relativen Anteilen (%)

	Keimfähig	Nicht keimfähig	Gesamt
Ohne Schaden	60	9	69
Wurmloch	7	14	21
Mäusefraß	3	7	10
Gesamt	70	30	100

Während im Jahr 2000 die mittlere Keimfähigkeit des Saatgutes aller Versuchsflächen bei 70 % lag, betrug sie im Folgejahr 77 %. Die Septemberernte besaß in beiden Mastjahren die geringste Keimfähigkeit von allen Ernteterminen. 47 % bzw. 30 % der Ende September 2000 und 2001 aufgefangenen Eicheln war nicht keimfähig. Wie aus Tabelle 33 zu entnehmen ist, kann aus den Ergebnissen beider Jahre kein Unterschied zwischen den Flächen der Überflutungs- und Altaue abgeleitet werden. Jedoch ergibt sich das Bild, dass ergiebige Masten prozentual über mehr keimfähiges Saatgut verfügen als schwächere Ernten.

Tabelle 33. Mittlere Keimfähigkeit des Samenfalls der Monate September, Oktober und November (einschließlich Dezember) in den Jahren 2000 und 2001 auf den Hauptversuchsflächen und der Nebenversuchsfläche Oberer Karlskopf

Versuchsfläche	2000				2001			
	Sep	Okt	Nov	Gesamt	Sep	Okt	Nov	Gesamt
Potaschbuckel	62	90	90	76	49	79	100	58
OS 1 ^{a)}	54	81	65	65	57	80	-	63
OS 2	46	80	65	59	54	88	-	59
Karlskopf	57	94	90	80	92	100	-	86
Lohbusch	14	53	-	26	70	92	100	79

^a Oberer Salmengrund 1 und 2 (OS 1 und 2)

5.1.3 Einzelkorngewichte

Die in Tabelle 34 nach Ernteterminen ausgewiesenen Einzelkorngewichte aller Versuchsflächen zeigen im Monat September beider Untersuchungsjahre die geringsten Durchschnittswerte. Die erhöhten mittleren Werte des Monats Oktober verharren im Folgemonat November meist auf dem gestiegenen Niveau. Sowohl 2000 als auch 2001 verfügte die Gesamternte der Nebenversuchsfläche Oberer Karlskopf mit 3,5 g bzw. 3,8 g über das höchste mittlere Einzelkorngewicht. Die jeweils geringsten Durchschnittswerte des Einzelkorngewichtes gab es im Jahr 2000 auf der Versuchsfläche Lohbusch (1,2 g) und im Jahr 2001 auf der Versuchsfläche Oberer Salmengrund 1 (2,1 g). Im jeweiligen Jahr war auf diesen Flächen der jeweils schwächste Samenfall unter den Versuchsflächen zu verzeichnen.

Tabelle 34. Mittlere Einzelkorngewichte des Samenfalls der Monate September, Oktober und November (einschließlich Dezember) in den Jahren 2000 und 2001 auf den Hauptversuchsflächen und der Nebenversuchsfläche Oberer Karlskopf

Fläche	2000				2001			
	Sep	Okt	Nov	Gesamt	Sep	Okt	Nov	Gesamt
Potaschbuckel	3,1	3,7	3,8	3,2	2,7	3,0	2,7	2,8
OS 1 ^{a)}	2,8	3,3	3,6	3,0	2,5	3,2	-	2,7
OS 2	2,5	3,8	3,6	3,0	1,9	3,4	-	2,1
Karlskopf	2,7	4,0	3,8	3,5	3,6	4,3	-	3,8
Lohbusch	1,0	1,8	-	1,2	2,8	3,2	3,1	3,0

^{a)} Oberer Salmengrund 1 und 2 (OS 1 und 2)

5.1.4 Samenverluste

Ein Großteil der im Herbst 2000 auf den Boden gefallenen Eicheln war im Dezember 2000 bereits durch Tiere gefressen oder verschleppt worden. An den Überresten der Samenschalen war erkennbar, dass vor allem Mäusefraß die Ursache für die Samenverluste war. Wildschweine waren nicht beteiligt. Die höchsten Verluste zum ersten Aufnahmezeitpunkt wurden mit 92 % auf der Versuchsfläche Potaschbuckel festgestellt (Tab. 35). Die mittleren Verluste im Oberen Salmengrund waren mit ca. 75 % für beide Untersuchungsflächen geringer. Die Streuung zwischen den Probeflächen war im Potaschbuckel am geringsten. Der höchste Verlust einer Probefläche fand sich mit 97 % im Potaschbuckel, der kleinste auf der Versuchsfläche Oberen Salmengrund 1 mit 43 %. Bis zum März 2001 erhöhten sich die Samenverluste auf der Versuchsfläche Oberen Salmengrund 2 nur gering, während sie auf der Nachbarfläche um rund 20 Prozentpunkte zunahmen.

Eine Wiederholung der Aufnahmen zum Samenverlust im April 2002 bestätigte die ein Jahr zuvor gemachten Beobachtungen. Deutliche Eichelverluste gab es nicht nur auf den Versuchsflächen stromseits des Deiches, sondern auch auf dem Lohbusch in der Altaue. Die Verluste bewegten sich in einem engen Band zwischen 79 % auf der Versuchsfläche Oberer Salmengrund 2 und 86 % im Potaschbuckel. Den geringsten Einzelverlust gab es auf der Versuchsfläche Oberen Salmengrund 2 (54 %), den größten Einzelverlust auf der Versuchsfläche Potaschbuckel (98 %). Aufgrund der schwächeren Mast gab es in der Überflutungsauwe nahezu keine gekeimten Eicheln. Nur unter den im Jahr 2001 stärker fruktifizierenden Eichen der Altaue konnten nennenswerte Keimlingszahlen gefunden werden. Schäden durch Mäuse an den verbliebenen Samen waren nur auf den Versuchsflächen im Oberen Salmengrund beobachtet wurden.

Tabelle 35. Zustand und Verlust des Samenfalls der Jahre 2000 und 2001 an ausgewählten Samenfänge der Hauptversuchsflächen

Zeitpunkt		Potaschbuckel	OS 1 ^{a)}	OS 2	Lohbusch
Nov 2000	Eicheln/m ⁻²	121	219	117	^{b)}
Dez 2000	Eicheln/m ⁻² gekeimt	7	38	19	
	davon beschädigt	1	13	6	
	nicht gekeimt	3	17	11	
	davon beschädigt	2	1	2	
	vermisst	111	165	87	
Apr 2001	Eicheln/m ⁻² gekeimt	^{c)}	5	8	
	davon beschädigt		5	5	
	nicht gekeimt		7	13	
	davon beschädigt		3	5	
	vermisst		207	96	
Nov 2001	Eicheln/m ⁻²	36	49	48	96
Apr 2002	Eicheln/m ⁻² gekeimt	1	0	1	13
	davon beschädigt	0	0	1	0
	nicht gekeimt	5	7	9	4
	davon beschädigt	1	6	6	0
	vermisst	30	42	38	79

^{a)} Oberer Salmengrund 1 und 2 (OS 1 und 2)

^{b)} nicht erhoben

^{c)} Aufnahme wegen Überflutung nicht möglich

5.1.5 Pflanzendichte

Auf den Flächen in der Überflutungsauwe wurden nur wenige Eichensämlinge aus Naturverjüngung gezählt. Die Sämlingsdichte stagnierte trotz der Masten in den Jahren 2000 und 2001 auf niedrigem Niveau (Abb. 16). Im Lohbusch in der Altaue entwickelte sich aus der Mast von 1998 eine Eichennaturverjüngung mit durchschnittlich 0,8 Sämlingen m⁻². Die Sämlingsdichte ging bis Ende 2001 auf 0,6 Sämlinge m⁻² zurück. Im Trauf des östlich an die Versuchsfläche angrenzenden Bestandes liefen im Jahr 2002 infolge der Mast im vorherigen Jahr zahlreiche neue Sämlinge auf. Im Zentrum der Versuchsfläche erhöhte sich die Sämlingsdichte aufgrund der fehlenden Alteichen nicht.

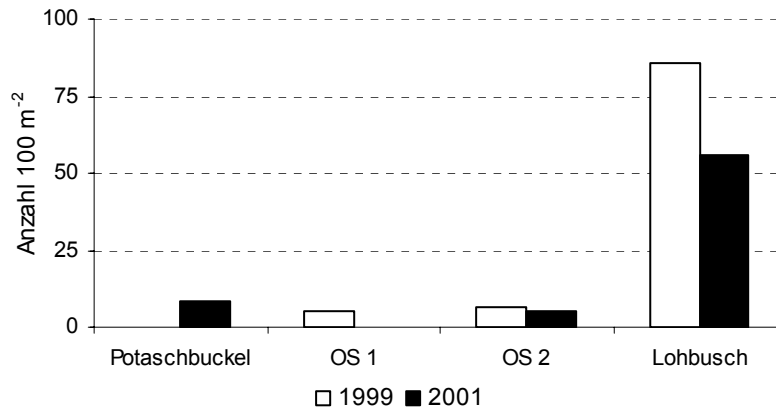


Abbildung 16. Mittlere Dichte der Eichennaturverjüngung in den Jahren 1999 und 2001 auf den Naturverjüngungsflächen der Versuchsflächen Potaschbuckel, Oberer Salmengrund 1 (OS 1) und 2 (OS 2) und Lohbusch

Die in den Kleingattern der Versuchsfläche Oberer Karlskopf untersuchte Entwicklung der Eichensämlinge ergab die in Tabelle 36 zusammengefassten Ergebnisse. Auf den eingezäunten Versuchspartzen war im Zeitraum 2001 bis 2003 eine deutliche Fluktuation bei den Sämlingszahlen zu beobachten. Trotz eines stetigen Auflaufens neuer Keimlinge nahm die Individuenzahl in keinem der Kleingatter kontinuierlich zu. Nahezu alle Pflanzen vergingen im Folgejahr ihres Erscheinens. Im Jahr 2003 waren nur zwei der aufgemessenen Eichen 2 Jahre alt. Bei den anderen Pflanzen handelte es sich um einjährige Sämlinge. Die Eichen waren durchschnittliche 18 (10-26) cm hoch. Aus den erhobenen Daten lässt sich der Trend ableiten, dass auf den vergleichsweise tief gelegenen Kleingattern (Nr. 396, 397, 399) das Auflaufen der Keimlinge erschwert ist.

Tabelle 36. Anzahl der Eichensämlinge in den Kleingattern der Versuchsfläche Oberer Karlskopf (vgl. Kap. 4.4.2.3) in den Jahren 2001 bis 2003

Kleingatter	2001	2002	2003
389 ^{a)}	5	25	4
390	4	5	-
391	-	-	1
392	3	-	b)
393 ^{a)}	26	11	8
394	3	13	1
395	1	4	4
396	-	2	-
397	-	-	-
398	4	4	1
399	-	5	1

^a Großgatter

^b keine Aufnahme wegen defektem Gatter

5.1.6 Höhenentwicklung

Die Pflanzenhöhen für die Eichennaturverjüngung im Herbst 2001 sind wegen der geringen Pflanzendichte in der Überflutungsaue und der unterschiedlichen Sämlingsalter nur eingeschränkt vergleichbar (Abb. 17). Die wenigen Eichen der Versuchsfelder Potaschbuckel und Oberer Salmengrund 2 erreichten Durchschnittshöhen um 20 cm und Maximalhöhen von 40 cm. Auf der Fläche Lohbusch waren die aus Naturverjüngung und Saat entstandenen Eichen etwa gleich hoch (vgl. Abb. 20 Kap. 5.2.2). Die Maximalhöhe lag in der Altaue bei 130 cm.

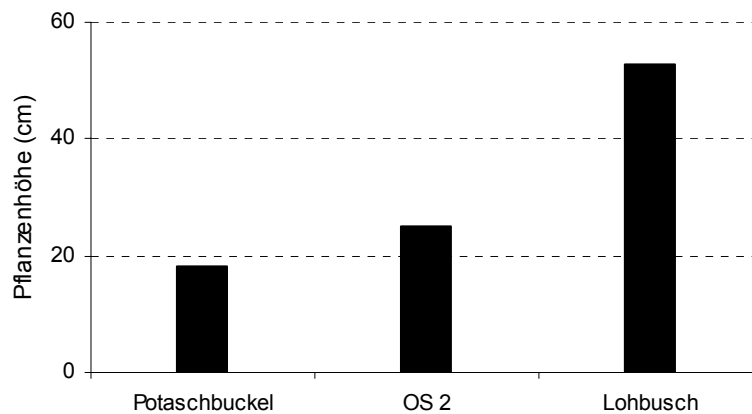


Abbildung 17. Mittlere Höhen der Eichensämlinge aus Naturverjüngung im Herbst 2001 für die Versuchsfelder Potaschbuckel, Oberer Salmengrund 2 (OS 2) und Lohbusch

5.2 Saat

5.2.1 Keimungsverlauf und Pflanzendichte

Die Keimung der Eicheln aus den im April 1999 angelegten Saaten verzögerte sich auf den Versuchsfeldern innerhalb der Überflutungsaue durch das Hochwasser im Mai/Juni 1999 um rund 2 Monate (Abb. 18). Das Hochwasser führte nicht zu einer Verdriftung der Eicheln. Nach Ablauf des Wassers waren die Eicheln von einer wenige Millimeter mächtigen Schlickschicht bedeckt. Während die Keimlingsdichte auf der Versuchsfeldfläche Lohbusch in der Altaue bereits bei der Aufnahme in der dritten Juliwoche rückläufig war, stieg sie auf der Fläche Potaschbuckel in der Überflutungsaue bis in den Oktober an. Auf den Versuchsfeldern Oberer Salmengrund 1 und 2 waren die Keimlingsdichten geringer. Die höchste Dichte wurde bereits im August erreicht.

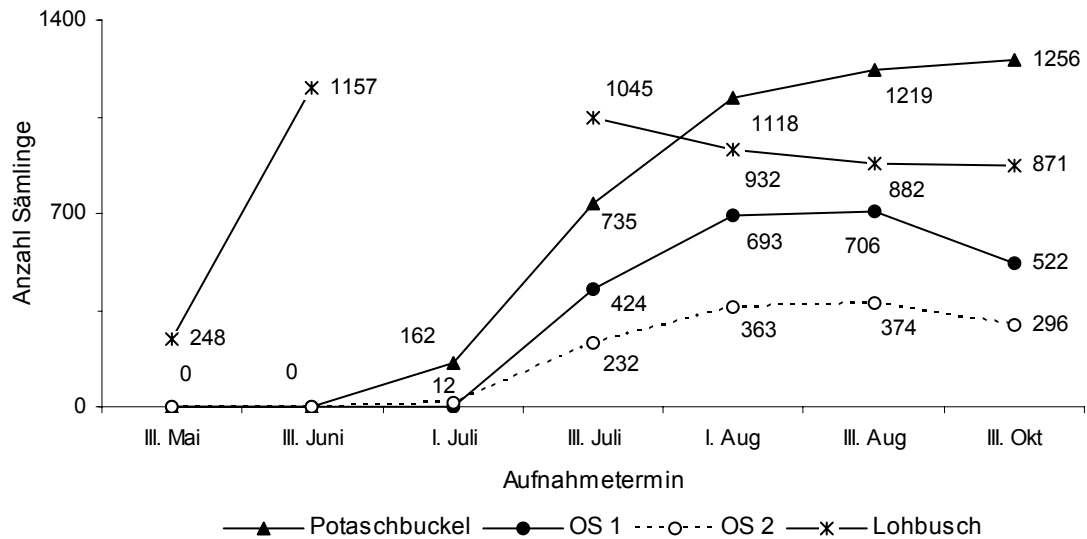


Abbildung 18. Keimungsverlauf der Saat 1999 für die Versuchsfelder Potaschbuckel, Oberer Salmengrund 1 (OS 1) und 2 (OS 2) und Lohbusch. Dargestellt ist die kumulierte Pflanzendichte aller Saatplätze (2 m²) pro Versuchsfeld in der angegebenen Monatswoche

Die Pflanzendichten aus der Saat 1999 lagen für die vier Versuchsfelder am Ende der ersten Vegetationsperiode zwischen 10,4 Pflanzen m⁻² und 2,5 Pflanzen m⁻² (Abb. 19). Die größte Differenz ergab sich zwischen den Versuchsfeldern Potaschbuckel und Oberer Salmengrund 1. Die Pflanzendichte der Versuchsfeld Lohbusch in der Altaue lag zwischen den Werten der Felder Potaschbuckel und Oberer Salmengrund 2. Ab dem Ende der zweiten Vegetationsperiode lag auch die Pflanzendichte für die Versuchsfeld Potaschbuckel unter der Versuchsfeld Lohbusch.

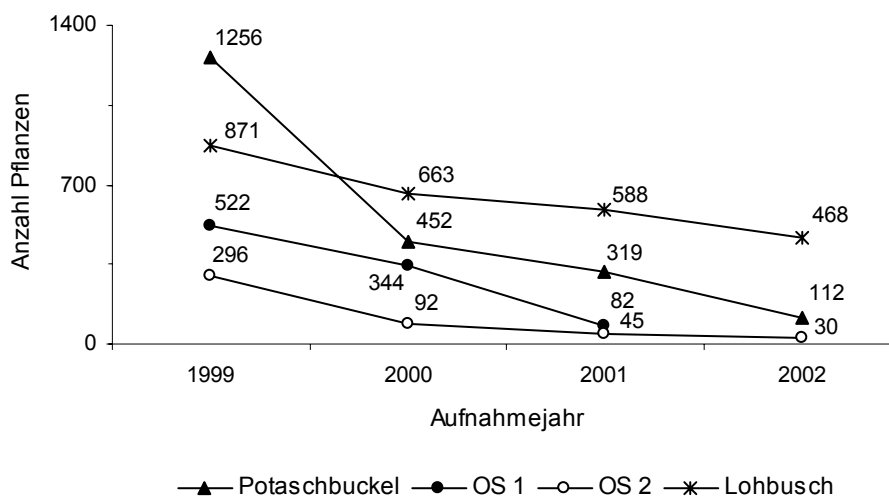


Abbildung 19. Pflanzenzahlen aus der Saat 1999 für den Zeitraum 1999 bis 2002 der Versuchsfelder Potaschbuckel, Oberer Salmengrund 1 (OS 1) und 2 (OS 2) und Lohbusch. Dargestellt ist die kumulierte Pflanzendichte pro Versuchsfeld

Der Anteil der gekeimten Eicheln lag Ende 1999 im Potaschbuckel bei 9,1 %, im Lohbusch bei 6,6 % und im Oberen Salmengrund bei nur 3,8 bzw. 2,1 % (Tab. 37). Die Mortalitätsraten in den folgenden drei Jahren waren in der Überflutungsauwe sehr hoch, wobei sich starke Unterschiede zwischen den Jahren und Flächen ergaben. Im Lohbusch waren die Ausfälle mit 11,3 bis 23,9 % in den 3 Jahren vergleichsweise niedrig und gleichmäßig. Am Ende der vierten Vegetationsperiode waren die Saaten von 1999 auf den Flächen der Überflutungsauwe fast vollständig ausgefallen. Im Potaschbuckel war die Pflanzendichte mit 0,9 Pflanzen m⁻² noch am höchsten. Im Lohbusch waren im Oktober 2002 hingegen 4,4 Pflanzen m⁻² vorhanden.

Tabelle 37. Keimprozent und Mortalitätsrate der Eichenpflanzen aus der Saat 1999 für den Zeitraum 1999 bis 2002

Versuchsfläche	Keimprozent 1999	Mortalität (%)			
		2000	2001	2002	1999-2002
Potaschbuckel	9,1	64,0	29,4	64,9	90,3
OS 1 ^{a)}	3,8	34,1	76,2		84,3
OS 2	2,1	68,9	51,1	33,3	89,9
Lohbusch	7,5	23,9	11,3	20,4	46,3

^a Oberer Salmengrund 1 und 2 (OS 1 und 2)

Die zusätzlich im Herbst 2000 und Frühjahr 2001 auf der Versuchsfläche Potaschbuckel angelegten Saaten zeigten ebenfalls sehr geringe Anwuchsprozente. Im Herbst 2001 lagen die Keimungsprozente beider Teilsaaten bei 1 % (1,2 Pflanzen m⁻²). Von den aufgelaufenen Sämlingen fielen bis zum Herbst 2002 drei Viertel aus. Aus den rund 16200 ausgebrachten Eicheln entwickelten sich bis zum Ende der zweiten Vegetationsperiode 38 Pflanzen. Zwischen den Saatterminen gab es keinen Unterschied im Anwuchserfolg.

5.2.2 Höhenentwicklung

Auf den Versuchsflächen der Überflutungsauwe zeigten die Eichen der Saaten 1999 minimalen Höhenzuwachs. Bereits nach der ersten Vegetationsperiode stagnierte das Höhenwachstum in den folgenden Jahren auf allen Versuchsflächen im einstelligen cm-Bereich. Besonders geringes Höhenwachstum zeigten die Sämlinge der Versuchsfläche Potaschbuckel. Die mittlere Höhe betrug im Herbst des Jahres 1999 12 cm. Nach drei weiteren Vegetationsperioden waren die Eichen durchschnittlich um nur 11 cm in die Höhe gewachsen (Abb. 20). Auch auf den Versuchsflächen im Oberen Salmengrund kümmerten die Eichen. Im Oberen Salmengrund 1 stieg die mittlere Höhe von 12 cm im Herbst 1999 auf 30 cm Ende 2001. 1999 betrug die gemittelte Ausgangshöhe im Oberen Salmengrund 2 15 cm. In den drei folgenden Vegetationsperioden betrug der jährliche Höhenzuwachs durchschnittlich 6 cm. Bei

den Sämlingen der zusätzlichen Saaten der Versuchsfläche Potaschbuckel stieg die Pflanzhöhe im Jahr 2002 im Mittel um nur 3 cm auf 18 cm an.

Auf der Versuchsfläche Lohbusch in der Altaue wuchsen die aus der Saat 1999 hervorgegangenen Eichen deutlich besser. Im Gegensatz zu den Flächen in der Überflutungsauze zeigten die jungen Pflanzen eine kontinuierliche Zunahme der Höhen. Die mittlere Höhe stieg von 16 cm im Jahr 1999 auf 109 cm im Jahr 2002. Die jährlichen Höhenzuwächse betrugen 52 % im Jahr 2000 und jeweils 40 % in den Jahren 2001 und 2002. Am Ende der vierten Vegetationsperiode waren rund 10 % aller Eichen über 200 cm hoch. Einzelne Pflanzen erreichten Höhenwerte über 250 cm (Abb. 20). Die Höhen/Wurzelhalsdurchmesser-Verhältnisse stiegen von rund 80 in stärker beschatteten Bereichen auf Werte von durchschnittlich 100 im Zentrum der Versuchsfläche.

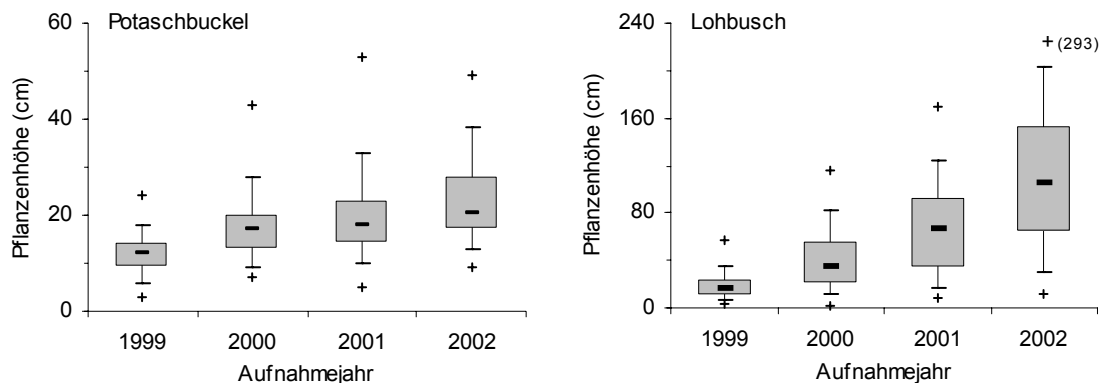


Abbildung 20. Höhen der Eichen aus der Saat 1999 im Herbst der Jahre 1999 bis 2002 für die Versuchsflächen Potaschbuckel und Lohbusch. Die Kreuzchen markieren die minimalen und die maximalen Werte, die untere und obere Begrenzung der Box das 25 %- und 75 %-Perzentil, die Spannweitenlinien das 10 %- und 90 %- Perzentil, der waagerechte Strich in der Box ist der Median

5.3 Pflanzung

5.3.1 Pflanzzahlen und Ausfälle

Vierzehn Tage nach der Pflanzung wurden je nach Sortiment und Versuchsfläche zwischen 80 und 99 % der Eichen als vital eingeschätzt, da sie mit dem Blattaustrieb begonnen hatten (Tab. 39). Das folgende Jahrhunderthochwasser des Jahres 1999 verhinderte die weitere Beobachtung des Austriebes und verursachte erhebliche Schäden auf den Versuchsflächen stromseits der Deiche. Viele Eichen trieben nach dem Rückgang des Hochwassers nicht wieder aus oder vergingen innerhalb weniger Wochen nach dem erneuten Austrieb (Tab. 38). Auf den Versuchsflächen in der Überflutungsauze waren deshalb bereits nach der ersten Vegetationsperiode große Teile der gepflanzten Eichen ausgefallen (Tab. 39). Auf der Versuchsfläche Potaschbuckel gab es die höchste Mortalitätsrate. Nur jede fünfte Pflanze trieb im folgenden Jahr erneut aus. Im Oberen Salmengrund fielen durchschnittlich 50 % der

beiden ausgebrachten Pflanzsortimente aus. Die hohe Mortalität setzte sich in den Jahren 2000 bis 2002 weiter fort. Jedoch blieben die Ausfallraten außer beim Sortiment 50/80 im Oberen Salmengrund nicht auf dem Niveau von 1999. Auf der Versuchsfläche Lohbusch in der Altaue wurden deutlich weniger Ausfälle registriert. Die hohe Mortalitätsrate von 31 % im Jahr der Pflanzung ist u. a. auf das Sturmereignis im Winter 1999 zurückzuführen. Die acht durch den Sturm und die anschließenden Räumungsarbeiten zerstörten Nester sind in die Ausfälle des Jahres 1999 eingerechnet. Ohne den Verlust der Nester hätte die Mortalitätsrate bei 24 % gelegen. In den darauf folgenden Jahren sank die Mortalität über 13 % im Jahr 2000 bis auf rund 9 % in den Jahren 2001 und 2002. Am Ende der vierten Vegetationsperiode war noch rund die Hälfte der Ausgangspflanzenzahl vorhanden (Abb. 21). Auf etwa 10 % aller Nester kam es zum Totalausfall und auf weiteren 20 % wurden zum letzten Aufnahmeterrin weniger als 5 lebende Pflanzen registriert. Trotz der hohen Ausfälle verfügten zahlreiche Nester im Jahr 2002 noch immer über nahezu alle gepflanzten Stieleichen. Bei einer Ausgangszahl von 11 Pflanzen wurden bei mehr als der Hälfte aller Nester 7 und mehr Eichen als vital eingeschätzt. Auf den Flächen in der Überflutungsauere waren am Ende der vierten Vegetationsperiode die Pflanzungen hingegen nahezu vollständig ausgefallen.

Tabelle 38. Anzahl der auf den Versuchsflächen der Überflutungsauere in den Monaten Juni, Juli und August 1999 nach dem Rekordhochwasser ausgetriebenen Stieleichen der Pflanzung 1999 und die in den Monaten Juli und August 1999 registrierte Anzahl an Ausfällen nach dem Wiederaustrieb

Versuchsfläche	Sortiment	Austrieb ^{a)}			Ausfall ^{b)}	
		Juni	Juli	August	Juni-Juli	Juli-August
Potaschbuckel	80/120	368	515	311	58	206
OS ^{c)}	50/80 ^{d)}	128	258	134	12	124
OS	80/120	116	109	81	22	28

^{a)} Anzahl ausgetriebener Stieleichen

^{b)} Anzahl ausgefallener Stieleichen nach Wiederaustrieb

^{c)} Oberer Salmengrund 1 und 2

^{d)} ohne Pflanzplätze 921 und 922

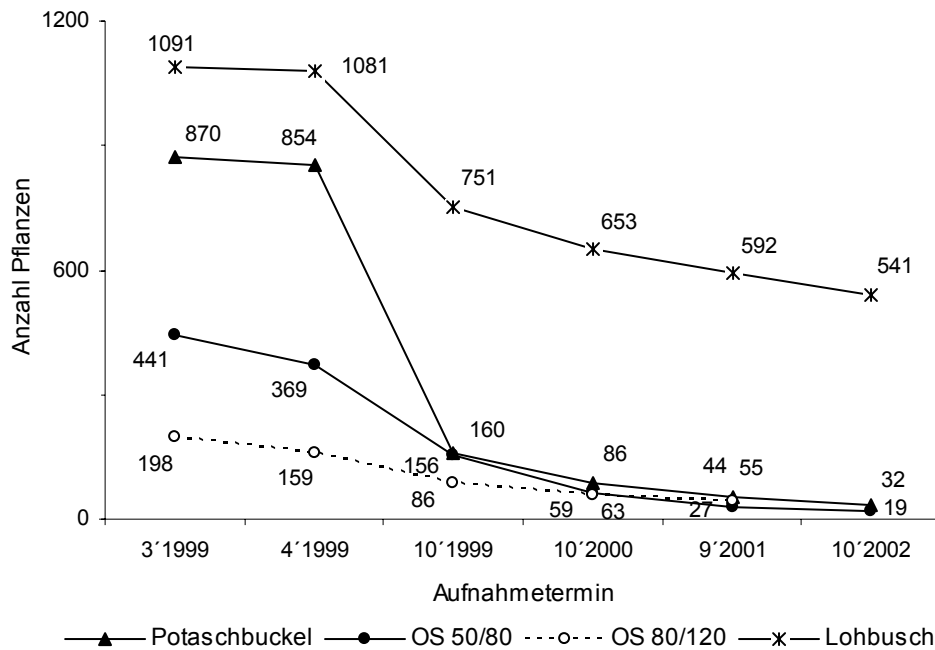


Abbildung 21. Pflanzenzahlen aus der Pflanzung 1999 für den Zeitraum 1999 bis 2002 für die Versuchsflächen Potaschbuckel, Oberer Salmengrund (OS) mit den Pflanzensortimenten 50/80 und 80/120 und Lohbusch. Dargestellt ist die kumulierte Pflanzendichte aller Nester pro Versuchsfläche

Tabelle 39. Anteil vitaler Eichenpflanzen (Austriebsprozent) und Mortalitätsrate (%) der Eichenpflanzen aus der Pflanzung 1999 für den Zeitraum 1999 bis 2002

Versuchsfläche	Sortiment	Austrieb (%) 1999	Mortalität (%)				
			1999	2000	2001	2002	1999-2002
Potaschbuckel	80/120	98,2	81,3	46,3	36,1	41,8	96,3
OS ^{a)}	50/80	83,7	57,7	59,6	57,1	29,6	94,6
	80/120	80,3	45,9	31,4	25,4		77,8
Lohbusch	50/80	99,0	30,5	13,2	9,4	9,5	50,4

^{a)} Oberer Salmengrund 1 und 2

Für die Pflanzungen von 2000 im Oberen Salmengrund und 2001 im Potaschbuckel und Oberen Salmengrund wurden im Frühjahr des Pflanzjahres keine Austriebsprozente ermittelt. Die Ergänzungspflanzung 2000 hatte geringere Ausfälle als die Pflanzungen von 1999 (Abb. 22). Auffällig sind die geringen Ausfälle der Pflanzung 2000 in der ersten und zweiten Vegetationsperiode. Die Mortalitätsraten für die Pflanzungen von 2001 lagen zwischen denen der Pflanzungen von 1999 und 2000. Wie im Jahr 1999 fielen bei den Ergänzungspflanzungen des Jahres 2001 auf der Versuchsfläche Potaschbuckel mehr Eichen in den Vegetationsperioden nach der Pflanzung aus als auf der Versuchsfläche Oberer Salmengrund. Die Mortalitätsraten beider zusätzlichen Pflanztermine sind zusammenfassend in Tabelle 40 wiedergegeben.

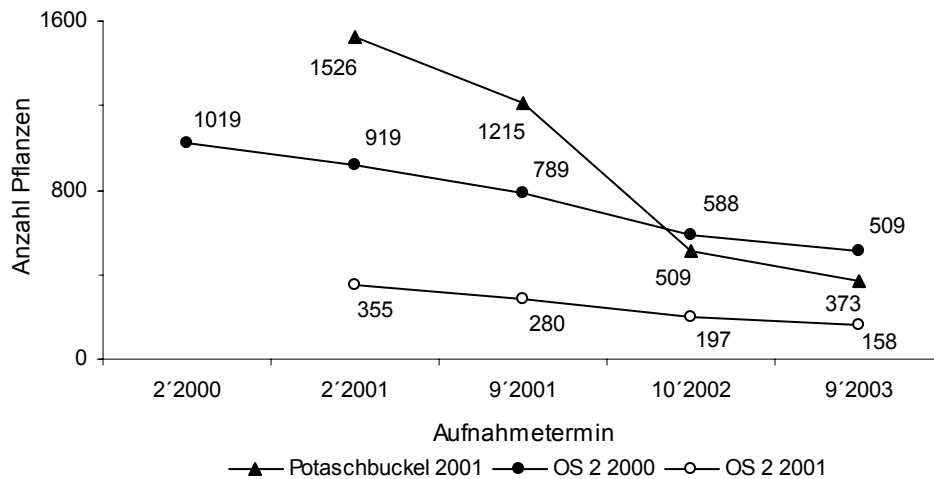


Abbildung 22. Pflanzenzahlen aus den Pflanzungen 2000 und 2001 der Versuchsflächen Potaschbuckel und Oberer Salmengrund 2 (OS 2) für den Zeitraum 2000 bis 2003. Dargestellt ist die Pflanzendichte aller Nester pro Versuchsfläche

Tabelle 40. Mortalitätsraten (%) der Eichenpflanzen aus den Pflanzungen 2000 und 2001 für den Zeitraum 2000 bis 2003

Versuchsfläche	Sortiment	Mortalität (%)				
		2000	2001	2002	2003	2000-2003
Potaschbuckel	120/180		20,4	58,5	26,0	75,6
OS ^{a)}	80/120	9,8	14,2	25,5	13,4	50,0
	120/180		20,9	29,6	19,8	44,5

^a Oberer Salmengrund 1 und 2

5.3.2 Wuchsformen

Von den 1999 gepflanzten Eichen zeigte die Mehrzahl Absterbeerscheinungen in unterschiedlichen Sprossbereichen mit nachfolgendem Austrieb unterhalb der Gipfelknospe. Die Schäden traten im gesamten Untersuchungszeitraum auf. Am Ende der vierten Vegetationsperiode war bei allen Pflanzen innerhalb der Überflutungsauwe zumindest einmal die Gipfelknospe abgestorben (Tab. 41). Von den Flächen stromseits der Deiche wies der Potaschbuckel die günstigsten Wuchsformen auf. Der Austrieb unterhalb des abgestorbenen Terminaltriebs erfolgte bei annähernd zwei Drittel der Pflanzen im oberen Sprossdrittel. Neuaustrieb an der Sprossbasis war selten und führte oftmals zum Absterben der Pflanze im Folgejahr. Im Lohbusch hatten rund ein Viertel der Eichen am Ende der vierten Vegetationsperiode einen durchgehenden Terminaltrieb. Jeweils rund ein Drittel der Pflanzen hatte im oberen Drittel oder im mittleren Drittel der Sprossachse einen neuen Leittrieb gebildet. Sowohl auf den Flächen der Überflutungsauwe als auch für den Lohbusch in der Altaue nimmt der Anteil ungünstiger Wuchsformen mit dem Pflanzenalter zu. Dies gilt auch

für die Pflanzungen der Jahre 2000 und 2001 (Tab. 42). Ein Zusammenhang zwischen Pflanzensortiment und Wuchsformtyp konnte nicht nachgewiesen werden.

Tabelle 41. Relative Anteile der Wuchsformtypen an den Pflanzungen 1999 für die Jahre 2001 und 2002

Pflanzung	Sortiment	N ^{a)}	Anteile der Wuchsformtypen ^{b)} (%)				
			1	2	3	4	5
Aufnahme 2001							
Potaschbuckel	80/120	55	12,7	81,8	3,6	0,0	1,8
OS 1 u. 2 ^{c)}	50/80	27	40,7	51,9	3,7	3,7	0,0
	80/120	44	18,2	59,1	6,8	9,1	6,8
Lohbusch	50/80	592	43,6	38,4	10,6	7,4	0,0
Aufnahme 2002							
Potaschbuckel	80/120	32	0,0	62,5	34,4	3,1	0,0
OS 2	50/80	19	0,0	31,6	36,8	31,6	0,0
Lohbusch	50/80	539	23,9	34,0	31,7	8,5	1,9

^{a)} Anzahl Pflanzen

^{b)} 1: Sprossachse vom Wurzelanlauf bis zur Terminalknospe vital

2: Sprossachse oberhalb $\frac{2}{3}$ der Pflanzenlänge abgestorben, Neuaustrieb im obersten Drittel

3: Sprossachse oberhalb $\frac{1}{3}$ der Pflanzenlänge abgestorben, Neuaustrieb zwischen erstem und zweitem Drittel der Pflanzenlänge

4: Sprossachse unterhalb $\frac{1}{3}$ der Pflanzenlänge abgestorben, Neuaustrieb zwischen Bodennähe (5 cm) und erstem Drittel der Pflanzenlänge

5: bodennaher Neuaustrieb (bis 5 cm Höhe) nach vollständigem Absterben der Sprossachse

^{c)} Oberer Salmengrund 1 und 2 (OS 1 und 2)

Tabelle 42. Relative Anteile der Wuchsformtypen der Pflanzungen 2000 und 2001 für die Jahre 2001, 2002 und 2003

Pflanzung	Sortiment	N ^{a)}	Anteile der Wuchsformtypen ^{b)} (%)				
			1	2	3	4	5
Aufnahme 2001							
Potaschbuckel	120/180	1215	38,2	48,2	4,3	2,5	6,8
OS 2000 ^{c)}	80/120	787	37,1	56,7	2,0	0,1	4,1
OS 2001	120/180	278	51,1	45,0	1,4	0,0	2,5
Aufnahme 2002							
Potaschbuckel	120/180	508	11,8	65,2	17,7	4,9	0,4
OS 2000	80/120	583	11,5	62,3	17,8	8,1	0,3
OS 2001	120/180	196	14,8	38,3	27,6	18,4	1,0
Aufnahme 2003							
Potaschbuckel	120/180	372	35,2	44,9	11,6	5,6	2,7
OS 2000	80/120	509	11,8	78,2	9,0	0,6	0,4
OS 2001	120/180	158	20,9	51,9	24,7	2,5	0

^{a)} Anzahl Pflanzen

^{b)} Wuchsformtypen s. Tabelle 41

^{c)} Oberer Salmengrund 2 (OS)

5.3.3 Höhenentwicklung

Der Ausfall des Terminaltriebs hatte Auswirkungen auf die Pflanzenhöhe. Bei Pflanzen, die im unteren Drittel der Sprossachse neu ausgetrieben waren, war die Sprosshöhe am Ende der vierten Vegetationsperiode um bis zu ein Viertel reduziert (Tab. 43). Für die Darstellung der Höhenentwicklung der Eichen wurden daher nur Pflanzen der Wuchsformtypen 1-3 berücksichtigt.

Tabelle 43. Mittlere Höhe der Stieleichen der Pflanzungen 1999, 2000 und 2001 in Abhängigkeit vom Wuchsformtyp im Herbst 2002 bzw. 2003 (Ergänzungspflanzungen 2000 und 2001)

Pflanzung ^{a)}	Sortiment	N ^{b)}	Höhe (cm)			
			1 ^{c)}	2	3	4 & 5
Potaschbuckel 1999	80/120	32	-	118,8	114,4	90,0
Potaschbuckel 2001	120/180	372	163,6	159,9	155,1	112,3
OS 1999 ^{d)}	50/80	19	-	40,1	51,9	44,8
OS 2000	80/120	509	156,8	136,0	145,5	98,6
OS 2001	120/180	158	172,5	162,8	139,6	103,5
Lohbusch 1999	50/80	556	128,3	125,1	129,4	106,6

^{a)} Versuchsfläche und Jahr der Pflanzung

^{b)} Anzahl Pflanzen

^{c)} Wuchsformtypen 1-5 s. Tabelle 41

^{d)} Versuchsflächen Oberer Salmengrund 1 (1999) und 2 (1999, 2000, 2001)

In der Überflutungsauwe war das Höhenwachstum der Eichen aus den Pflanzungen von 1999 unabhängig vom Pflanzensortiment und von der Versuchsfläche in den ersten vier Jahren gering oder blieb völlig aus (Abbildung 23 u. 24). So stieg die mittlere Pflanzenhöhe des Sortimentes 80/120 der Versuchsfläche Potaschbuckel während des vier Vegetationsperioden umfassenden Aufnahmezeitraumes von 99 cm auf 117 cm. Im selben Zeitraum nahm die gemittelte Pflanzenhöhe des 50/80-Sortimentes im Oberen Salmengrund von 32 cm auf 47 cm zu. Auch die nach dem Hochwasserjahr 1999 zusätzlich angelegten Nester zeigten kümmerlichen Höhenzuwachs. Die Eichen der Ergänzungspflanzung 2000 auf der Versuchsfläche Oberer Salmengrund 2 hatten im zweiten und dritten Jahr einen mittleren jährlichen Höhenzuwachs von rund 10 % (= 7-9 cm) der Endhöhe des Vorjahres (Abb. 25). Für die Pflanzungen 2001 des Sortimentes 120/180 (Abb. 26) betrug der mittlere Höhenzuwachs in der zweiten Vegetationsperiode nur rund 4 % (6 cm) auf der Versuchsfläche Potaschbuckel und im Oberen Salmengrund 2 % (2,5 cm).

Im Jahr der Pflanzung war weder bei den Eichenkulturen in der Überflutungsauwe noch an den Eichen in der Altaue ein Höhenwachstum feststellbar. Die weitere Höhenentwicklung der Eichen in der Altaue liegt hingegen in dem Rahmen, den HAUSKELLER-BULLERJAHN (1997) für Eichenpflanzungen auf verschiedenen Standorten im niedersächsischen Tief- und Bergland angibt. Die relativen jährlichen Höhenzuwächse für die Jahre 2000-2002 stiegen im Lohbusch durchschnittlich von 16 % (9,5 cm) über 29 % (24,3 cm) auf 34 % (42,5 cm) an (Abb. 23).

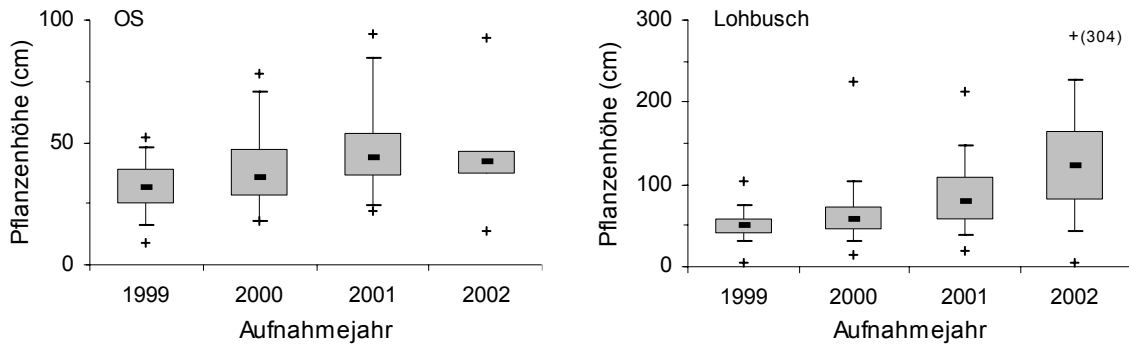


Abbildung 23. Höhen der gepflanzten Eichen (Wuchsformtyp 1-3) des Sortimentes 50-80 cm aus der Pflanzung 1999 im Herbst der Jahre 1999 bis 2002 der Versuchsfelder Oberer Salmengrund (OS) und Lohbusch

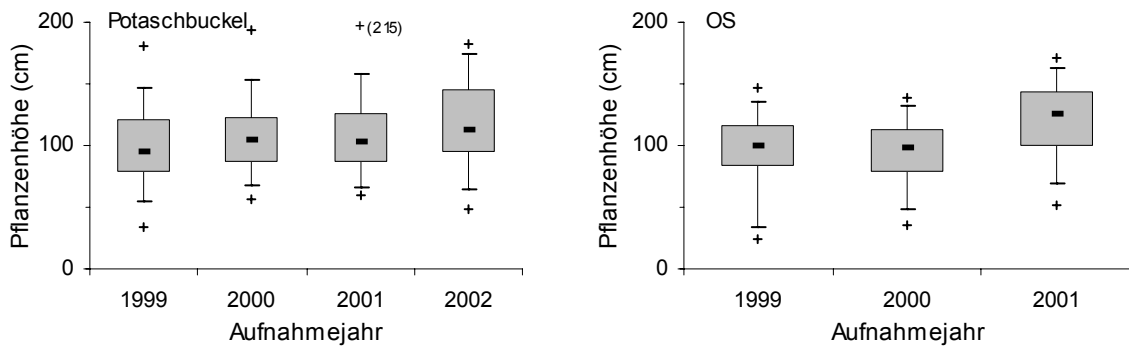


Abbildung 24. Höhen der gepflanzten Eichen (Wuchsformtyp 1-3) des Sortimentes 80-120 cm aus der Pflanzung 1999 im Herbst der Jahre 1999 bis 2002 für die Versuchsfelder Potaschbuckel und Oberer Salmengrund (OS)

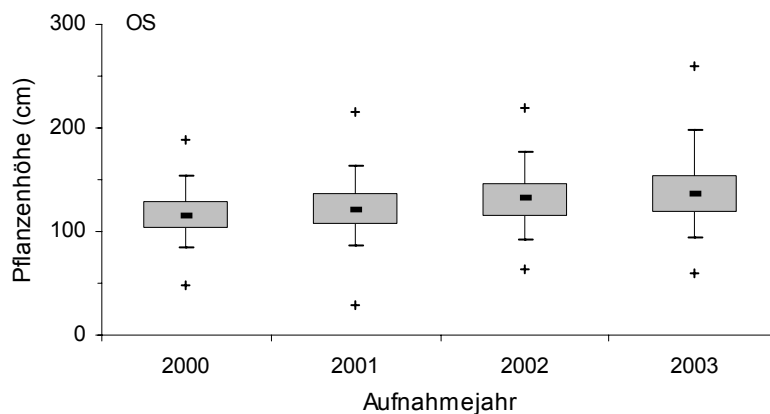


Abbildung 25. Höhen der gepflanzten Eichen (Wuchsformtyp 1-3) des Sortimentes 80-120 cm aus der Pflanzung 2000 im Herbst der Jahre 2000 bis 2003 der Versuchsfelder Oberer Salmengrund

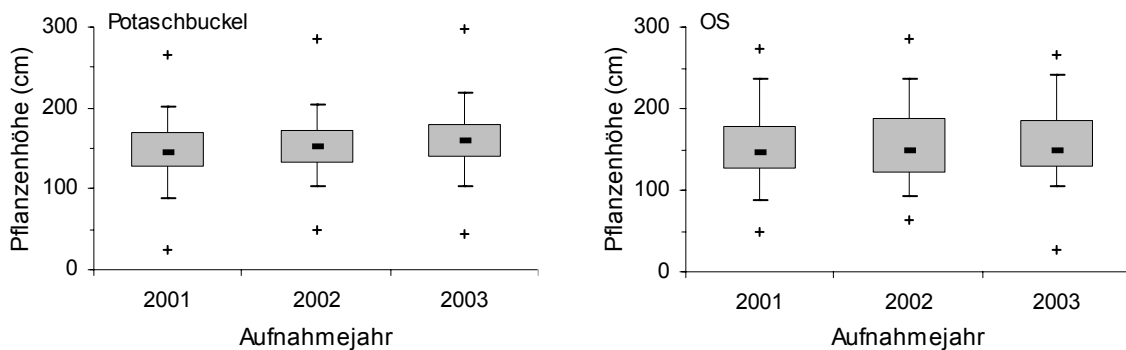


Abbildung 26. Höhen der gepflanzten Eichen (Wuchsformtyp 1-3) des Sortimentes 120-180 cm aus der Pflanzung 2001 im Herbst der Jahre 2001 bis 2003 für die Versuchsflächen Potaschbuckel und Oberer Salmengrund (OS)

5.3.4 Wurzelausbildung

Acht Monate nach der Pflanzung 2001 wurden auf den Versuchsflächen Potaschbuckel und Ratswört lebende und abgestorbene Pflanzen zufällig ausgewählt und ausgegraben. Zwischen den gemittelten Spross/Wurzelverhältnissen (S/W-Verhältnis) der lebenden und toten Eichen gab es keine Unterschiede (Tab. 44). Im Vergleich zum Ausgangszustand vor der Pflanzung (s. Tab. 27 in Kap. 4.4.2.1) war das durchschnittliche S/W-Verhältnis um ca. 1,2 Einheiten angestiegen. Ursachen für die erhöhten S/W-Verhältnisse sind der vor der Pflanzung durchgeführte Wurzelschnitt sowie das geringe Wurzelwachstum im ersten Jahr nach der Pflanzung. Das mittlere Wurzeltrockengewicht betrug vor der Pflanzung 43,3 g pro Pflanze. 8 Monate später hatten die lebenden Pflanzen ein mittleres Wurzeltrockengewicht von 40,5 g und die abgestorbenen Pflanzen von 35,7 g. Am Wurzeltrockengewicht hatten die Feinwurzeln (Durchmesser ≤ 2 mm) einen Anteil von nur 9 % bei den lebenden und 6 % bei den abgestorbenen Pflanzen.

Tabelle 44. Biometrische Merkmale von Eichen der Pflanzung 2001 der Versuchsflächen Potaschbuckel und Ratswört acht Monate nach der Ausbringung (Mittelwert und Variationskoeffizient (in Klammern))

Vitalität	N ^{a)}	Sprosslänge (cm)	SBD ^{b)} (mm)	Pflanze ^{c)} TG (g)	Wurzeln ^{d)} TG (g)	FW ^{e)} TG (g)	S/W ^{f)}
Lebend	40	196,4 (16,4)	20,9 (24,0)	149,9 (24,0)	40,5 (48,1)	3,7 (62,8)	2,7 (30,7)
Tot	38	176,6 (17,8)	22,2 (21,4)	143,1 (28,3)	35,7 (47,3)	2,0 (65,0)	3,0 (28,7)
		**	-	-	-	**	-

Die letzte Zeile gibt das Signifikanzniveau zwischen den Vitalitätsstufen wieder: - nicht signifikant;

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$

^{a)} Stichprobenumfang (Anzahl Pflanzen)

^{b)} Sprossbasisdurchmesser

^{c)} Gesamttrockengewicht aller Pflanzenteile in g

^{d)} Trockengewicht aller Pflanzenteile unterhalb des SBD in g

^{e)} Trockengewicht der Feinwurzeln (Wurzeln mit Durchmesser von 0-2 mm) in g

^{f)} Spross/Wurzelverhältnis (Trockengewichte)

Einen markanten Unterschied zwischen den lebenden und abgestorbenen Pflanzen gab es beim Gesamtrockengewicht aller Pflanzenteile. Bei den Parametern Sprosslänge und Feinwurzelgewicht waren die Unterschiede zwischen den Vitalitätsstufen signifikant.

Im Herbst 2003 wurden erneut Pflanzen der Pflanzung 2001 auf der Versuchsfläche Potaschbuckel ausgegraben. Die lebenden Pflanzen wurden in Bereichen der Versuchsfläche gewonnen, in denen Hoch- und Grundwasser erheblichen oder geringen Einfluss auf das Wachstum der jungen Eichen hatte. Die Eichen der Tieflage (99,5 bis 99,8 m ü NN) wurden in den am Altarm angrenzenden rheinfernen Senken (s. Abb. 4 u. Kap. 3.7.2.1) ausgegraben. Die Nester für die Eichen der Hochlagen (100,7 bis 101,0 m ü NN) befanden sich überwiegend im westlichen Teil der Versuchsfläche. Bei der Auswahl der Pflanzen wurden nur Nester berücksichtigt, die sich in ihrer Lichtversorgung ähnelten. Der abgedeckte PARSF-Bereich der Tieflageneichen lag zwischen 0,20 und 0,27 während die Nester der Hochlage PARSF-Werte zwischen 0,19 und 0,25 besaßen. Durch die hohen Ausfälle in den Nestern der rheinfernen Senken konnte nur eine verminderte Anzahl an Tieflageneichen untersucht werden. Obwohl das mittlere S/W-Verhältnis der Eichen leicht unter den im Winter 2001 erhobenen Werten lag, hatten sich Feinwurzelanteil (10 %) und das Wurzeltrockengewicht nicht wesentlich geändert (Tab. 45).

Tabelle 45. Biometrische Merkmale von Eichen der Pflanzung 2001 der Versuchsfläche Potaschbuckel im Herbst 2003 (Mittelwert und Variationskoeffizient (in Klammern))

Niveau	N ^{a)}	Sprosslänge (cm)	SBD ^{b)} (mm)	Pflanze ^{c)} TG (g)	Wurzeln ^{d)} TG (g)	FW ^{e)} TG (g)	S/W ^{f)}
Grundgesamtheiten							
Tieflage ^{g)}	14	178,9 (11,9)	20,3 (23,5)	131,4 (53,0)	41,9 (45,7)	4,3 (45,7)	2,2 (30,3)
Hochlage	29	179,0 (19,6)	18,2 (27,4)	113,3 (60,6)	31,9 (49,4)	3,2 (65,0)	2,5 (30,0)
		-	-	-	-	*	-
Minimale Wurzelgewichte							
Tieflage	10	170,9 (11,6)	18,5 (23,5)	107,3 (50,2)	32,0 (35,6)	3,8 (52,9)	2,3 (31,9)
Hochlage	10	154,4 (14,0)	13,1 (12,8)	51,4 (34,9)	16,5 (28,9)	1,9 (50,4)	2,1 (26,7)
		-	**	**	***	*	-

Die letzten Zeilen geben das Signifikanzniveau zwischen den Niveaustufen wieder: - nicht signifikant;

*p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,001

^{a-f)} s. Tabelle 44

^{g)} Tieflage: 99,5-99,8 m ü. NN, Hochlage: 100,7-101,0 m ü. NN

Beim Vergleich der in den unterschiedlichen Geländeniveaustufen ausgegrabenen Pflanzen ergaben sich Differenzen bei den Parametern Gesamtrockengewicht, Trockengewicht der Wurzeln und dem Feinwurzelrockengewicht. Die Mittelwerte der Tieflageneichen lagen dabei stets über denen der Eichen aus den Hochlagen der Versuchsfläche. Die Untersuchung

der jeweils 10 Pflanzen mit den geringsten Wurzelgewichten aus beiden Niveaustufen bestätigte die gewonnenen Beobachtungen. Die Mittelwerte des Sprossbasisdurchmessers, des Gesamtrockengewichtes aller Pflanzenteile sowie der Trockengewichte der Feinwurzeln und der gesamten Wurzel waren bei den Hochlageneichen signifikant kleiner als bei den Eichen der rheinfernen Senken.

5.3.5 Pilzbefall

Die in den Jahren 1999 und 2003 für die Hauptversuchsflächen durchgeführten Untersuchungen zum Befall der gepflanzten Eichen mit *Phytophthora spec.* blieben für die Versuchsflächen Potaschbuckel und Lohbusch zu beiden Aufnahmeterminen ohne Ergebnis. In den Proben des Jahres 2003 der Versuchsfläche Oberer Salmengrund konnte hingegen die Pilzart *Phytophthora pseudosyringae* (vgl. JUNG et al. 2003) isoliert werden. Im Jahr 1999 gelang zudem der Nachweis der Gattung *Phytophthora* an Berg- (*Acer pseudoplatanus*) und Spitzahorn (*Acer platanoides*).

5.4 Begleitvegetation

5.4.1 Gesamtdeckungsgrad

Der Gesamtdeckungsgrad der Begleitvegetation (krautige Arten, Gräser, Holzgewächse) auf den Probeflächen zur Erfassung der Naturverjüngung und Begleitflora (Naturverjüngungsflächen) war im Sommer des ersten Jahres nach der Auflichtung auf der Versuchsfläche Lohbusch in der Altaue mit durchschnittlich 41 % und im Maximum 100 % am höchsten (Tab. 46).

In der Überflutungsauwe war der Deckungsgrad im Jahr 1999 auf der Versuchsfläche Oberer Salmengrund 1 mit durchschnittlich 28 % und im Maximum 80 % um ein Mehrfaches höher als im Potaschbuckel und im Oberen Salmengrund 2. Unter dem Einfluss des bis in den Juli anhaltenden Rekordhochwassers lagen die durchschnittlichen Deckungsgrade auf diesen Flächen unter 10 %.

Tabelle 46. Mittlerer Gesamtdeckungsgrad der Begleitvegetation im Sommeraspekt (Augustaufnahmen) der Jahre 1999 und 2001 auf den Saat- und Pflanzplätzen (1999) sowie den Probeflächen zur Erfassung der Naturverjüngung und Begleitflora

	1999			2001		
	Saat	Pflanzung	NV ^{a)}	Saat	Pflanzung	NV
Potaschbuckel						
Mittelwert	5,5	3,2	2,8	94,9	100	91,7
V (%) ^{b)}	118,0	84,5	81,0	19,9	0	25,7
Oberer Salmengrund 1						
Mittelwert	23,5	34,5	28,4	100	100	100
V (%)	85,5	73,9	79,6	0	0	0
Oberer Salmengrund 2						
Mittelwert	6,9	3,9	7,9	100	100	97,5
V (%)	84,1	117,3	108,8	0	0	11,8
Lohbusch						
Mittelwert	39,6	31,9	41,3	97,9	94,3	91,6
V (%)	71,5	91,0	81,0	6,8	18,5	24,1

^{a)} Naturverjüngungsflächen (s. Kap. 4.4.2.3)

^{b)} Variationskoeffizient

Die hohen Variationskoeffizienten der ersten Vegetationsperiode aller Versuchsflächen spiegeln die heterogene Ausgangssituation ein Jahr nach der Auflichtung wieder. Bereits im zweiten Jahr nach dem Eingriff stiegen die mittleren Deckungsgrade in der Überflutungsauwe stark an (Abb. 27). Die Versuchsflächen der Überflutungsauwe unterschieden sich 2001 im Gesamtdeckungsgrad nicht mehr von der Altaue. Im dritten Jahr nach der Auflichtung lag der mittlere Deckungsgrad für die Probeflächen der Naturverjüngung zwischen 90 % (Potaschbuckel) und 100 % (Oberer Salmengrund). Nur auf den Versuchsflächen Lohbusch und Potaschbuckel gab es noch einzelne Probeflächen die durch starke Beschattung unterständiger (Überflutungsauwe) bzw. verbliebener (Altaue) Bäume nur spärlich besiedelt waren. Die sich bis zu den Aufnahmen im Jahr 2001 deutlich verringerten Variationskoeffizienten lassen eine gleichmäßig starke Besiedlung der Probeflächen aller Versuchsflächen erkennen. Trotz unterschiedlich starker Störungen während der Anlage der Saat- und Pflanzplätze unterschieden sich deren mittlere Gesamtdeckungsgrade nicht wesentlich von denen der Naturverjüngungsflächen.

Die Aufnahmen der Unterstichprobe des Jahres 2002 bestätigten die im Vorjahr erhobenen Ergebnisse.

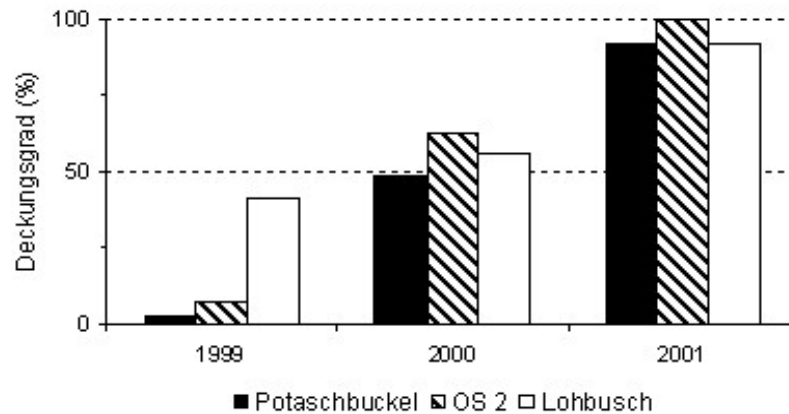


Abbildung 27. Mittlerer Gesamtdeckungsgrad der Begleitvegetation auf den Probeflächen zur Erfassung der Naturverjüngung und Begleitflora im Sommeraspekt (Augustaufnahmen) der Jahre 1999, 2000 und 2001 auf den Versuchsflächen Potaschbuckel, Oberer Salmengrund 2 (OS 2) und Lohbusch

Die in der Entwicklung der Begleitvegetation mit den Naturverjüngungsflächen vergleichbaren Saatplätze zeigen keine Abhängigkeit zwischen den Parametern Strahlung (PARSF) und Relief (Höhenlage ü NN) mit dem Deckungsgrad. Bei den in Tabelle 47 wiedergegeben Korrelationskoeffizienten sind in beiden Aufnahmejahren auf keiner der Hauptuntersuchungsflächen deutliche Zusammenhänge erkennbar. Einzig in der Altaue scheint die Dichte der Konkurrenzvegetation mit dem Lichtangebot leicht zu korrelieren. Unabhängig von Höhenlage und Strahlungseinfall konnte sich auf den Flächen stromseits des Hochwasserdeiches im Jahr 2001 die Begleitvegetation flächig ausbreiten.

Tabelle 47. Koeffizienten der Korrelation zwischen den Parametern Strahlung und Relief mit dem Gesamtdeckungsgrad der Begleitvegetation für die Saatplätze der Hauptversuchsflächen in den Jahren 1999 und 2001

Versuchsfläche	1999		2001	
	Strahlung	Relief	Strahlung	Relief
Potaschbuckel	0,1	0,1	0,1	0,2
OS 1 ^{a)}	0,1	-0,1	0	0
OS 2	-0,1	-0,2	0	0
Lohbusch	0,3	0,1	0,3	-0,1

^a Oberer Salmengrund 1 und 2 (OS 1 und 2)

5.4.2 Krautige Bodenvegetation

Für die Herleitung der Höhen der krautigen Begleitvegetation auf den Probeflächen zur Erfassung der Naturverjüngung wurden nur Arten mit hoher Stetigkeit, hohem Deckungsgrad und stark verdämmendem Einfluss berücksichtigt (Tab. 48).

Tabelle 48. Arten der krautigen Begleitvegetation (inkl. Gräser) zur Bestimmung der Höhe der Begleitvegetation auf den Hauptversuchsflächen

	Potaschbuckel	OS 1 ^{a)}	OS 2	Lohbusch
<i>Brachypodium sylvaticum</i>				X
<i>Carex remota</i>				X
<i>Carex sylvatica</i>	X		X	
<i>Deschampsia cespitosa</i>		X	X	
<i>Festuca gigantea</i>	X	X		X
<i>Galeopsis tetrahit</i>				X
<i>Impatiens glandulifera</i>			X	
<i>Impatiens parviflora</i>	X			
<i>Juncus effusus</i>				X
<i>Phalaris arundinacea</i>	X	X	X	
<i>Rubus caesius</i>		X	X	
<i>Rubus fruticosus</i>				X
<i>Rubus idaeus</i>				X
<i>Scutellaria galericulata</i>	X	X	X	
<i>Solidago canadensis</i>		X	X	
<i>Urtica dioica</i>	X	X		

^a Oberer Salmengrund 1 und 2 (OS 1 und 2)

Für die Darstellung der mittleren Höhen der Krautschicht auf den Naturverjüngungsflächen wurden die mittleren Oberhöhen (Mittelwert der 5 höchsten Pflanzen einer Art) der krautigen Arten berechnet. Die Oberhöhen wurden beim Vorkommen mehrerer Arten auf einer Naturverjüngungsfläche mit den zugehörigen Deckungsgraden gewichtet (Abb. 28).

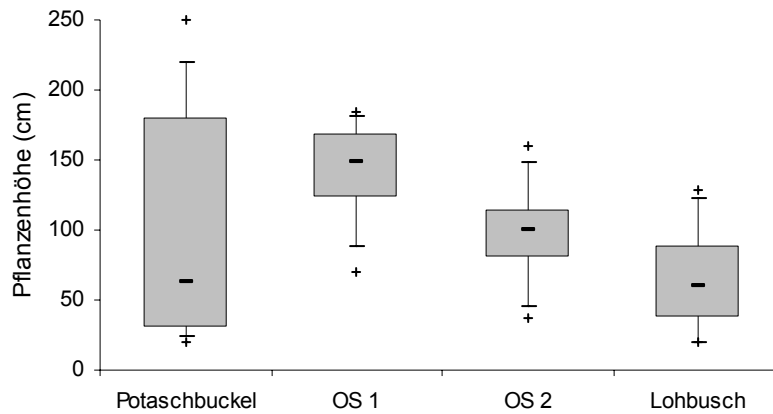


Abbildung 28. Mittlere Höhe der krautigen Begleitvegetation auf den Probeflächen zur Erfassung der Naturverjüngung und Begleitflora der Versuchsfächen Potaschbuckel, Oberer Salmengrund 1 (OS 1) und 2 (OS 2) sowie Lohbusch im Jahr 2001 (Augustaufnahmen)

Auf den Versuchsfächen Potaschbuckel und Lohbusch war die Begleitvegetation niedriger als auf den Versuchsfächen im Oberen Salmengrund. Die Mehrzahl der als Konkurrenten für die Stieleichen angesehenen Arten erreichte im Potaschbuckel und Lohbusch aufgrund ihrer spezifischen Wuchsformen und des geringeren Lichtangebotes nur geringe Oberhöhen. Die Versuchsfäche Potaschbuckel wies sehr heterogene Verhältnisse auf. Von allen Versuchsfächen fanden sich hier die Probeflächen mit den größten und den niedrigsten durchschnittlichen Höhen der krautigen Begleitvegetation. Auf der Versuchsfäche Lohbusch dominierten die Mischbaumarten. Durch deren Beschattung konnten Gräser nur auf einzelnen besser lichtversorgten Naturverjüngungsfächen ihr Wuchspotenzial voll entfalten. Einzig die häufiger vorkommenden *Rubus*-Arten (*R. fruticosus*, *R. idaeus*) sind im Höhenwachstum den Mischbaumarten gleichrangig. Auf den Naturverjüngungsfächen der Versuchsfächen Oberer Salmengrund 1 und 2, die im Vergleich zum Potaschbuckel stärker aufgelichtet sind (vgl. Abb. 2 Kap. 3.2), fanden sich viele hochaufschießende krautige Arten wie *Solidago canadensis*, *Phalaris arundinacea*, *Impatiens glandulifera* und *Urtica dioica*.

Die Saatplätze zeigen im Jahr 2001 auf den Versuchsfächen Oberer Salmengrund und Lohbusch unterschiedlich starke Korrelationen zwischen dem Strahlungsgenuss und der gemittelten Oberhöhe der krautigen Begleitflora (Tab. 49). Auf der Versuchsfäche Potaschbuckel korreliert die Höhe der Konkurrenzflora weder mit der Strahlung noch mit dem Relief. Einzig im Oberen Salmengrund scheint es einen leichten Zusammenhang zwischen der Höhenlage ü NN und der mittleren Vegetationshöhe zu geben.

Tabelle 49. Koeffizienten der Korrelation zwischen den Parametern Strahlung und Relief mit der mittleren Höhe der Begleitvegetation für die Saatplätze der Hauptversuchsflächen im Jahr 2001

Versuchsfläche	2001	
	Strahlung	Relief
Potaschbuckel	0,2	0
OS 1 ^{a)}	0,4	0,3
OS 2	0,3	0,4
Lohbusch	0,6	0,1

^a Oberer Salmengrund 1 und 2 (OS 1 und 2)

5.4.3 Mischbaumarten und Sträucher

Die mittlere Dichte der Gehölze (Eiche aus Naturverjüngung, Mischbaumarten, Straucharten), die sich neben den Saateichen im Herbst 1999 auf den Saatplätzen aus Samen oder Wurzelbrut entwickelten, lag in der Überflutungsauwe bei circa 2 und in der Altaue bei etwa 4 Pflanzen m⁻² (Tab. 50). Auf allen Versuchsflächen erhöhte sich in den Folgejahren die Gehölzdichte. Ende 2002 stockte auf den Flächen stromseits des Hochwasserdeiches eine höhere Anzahl an Mischbaumarten und Sträuchern als im Lohbusch.

Tabelle 50. Dichte der Mischbaumarten und Sträucher auf den Saatplätzen (1999) im Herbst 1999 und 2002

Versuchsfläche	Pflanzendichte (Anzahl m ⁻²)	
	1999	2002
Potaschbuckel	2,3	6,0
Oberer Salmengrund 2	2,2	7,8
Lohbusch	3,5	5,8

Auch auf den Pflanzplätzen konnten sich während des Untersuchungszeitraumes zahlreiche Gehölze etablieren. Wesentliche Unterschiede zwischen den Saat- und Pflanzplätzen konnten Ende 2002 nicht festgestellt werden. Jedoch lag die Gehölzdichte der Pflanzplätze mehrheitlich unterhalb der Dichte der Saatplätze.

Die Entwicklung der Pflanzendichte ist in der Überflutungsauwe durch eine starke Zunahme natürlich verjüngter Edellaubgehölze im Jahr 2000 gekennzeichnet (Tab. 51). Sowohl auf der Versuchsfläche Potaschbuckel als auch auf dem Oberen Salmengrund 2 war das flächige Auflaufen von jungen Eschen (*Fraxinus excelsior*) ein Jahr nach dem Rekordhochwasser 1999 zu beobachten. Bergahornverjüngung (*Acer pseudoplatanus*) blieb im Oberen Salmengrund aufgrund fehlender Sameneltern aus, während sie sich im Potaschbuckel noch stärker ansamte als Eschenverjüngung. Im Potaschbuckel konnte sich die hohe Pflanzendichte

nicht halten. Viele der Edellaubholzsämlinge waren im Jahr 2002 ausgefallen. Nur vereinzelt wurden Pflanzen größer als 20 cm. Der Großteil der noch vorhandenen Verjüngung kümmerte im Wuchs. Auf der Versuchsfläche Oberer Salmengrund 2 erreichten die Eschen im Untersuchungszeitraum mehrheitlich Höhen oberhalb von 20 cm. Die durchschnittliche Höhe dieser Eschen (≥ 20 cm Pflanzenhöhe) betrug im Jahr 2002 35 cm (Tab. 53). Wie auch im Potaschbuckel erreichten nur vereinzelt Exemplare Spitzenhöhen um 1 m.

Tabelle 51. Dichte der Eichen-Naturverjüngung, der Mischbaumarten und Sträucher auf den Saatplätzen (1999) der Versuchsflächen Potaschbuckel und Oberer Salmengrund 2 im Herbst 1999, 2000 und 2002

Baumart	Pflanzendichte (Anzahl 100 m ⁻²)					
	1999		2000		2002	
	< 20 cm	≥ 20 cm	< 20 cm	≥ 20 cm	< 20 cm	≥ 20 cm
Potaschbuckel						
Ei NV ^{a)}	0	0	9	0	5	0
BAh	2	0	498	15	111	13
Esche	4	7	281	14	179	23
Ulme	116	5	53	66	24	89
SiPappel	1	31	7	46	0	15
Sonstige	25	0	53	5	45	9
Sträucher	9	27	28	52	28	55
Oberer Salmengrund 2						
Ei NV	0	0	11	0	4	0
Esche	36	3	338	13	114	319
Ulme	34	53	14	68	10	90
Robinie	9	14	1	8	0	14
Sonstige	2	3	11	3	0	2
Sträucher	50	20	92	34	110	90

^a Ei NV - Eichen-Naturverjüngung, BAh - Bergahorn, SiPappel - Silberpappel

Die im Jahr 1999 in der Überflutungsau dominanten Ulme (*Ulmus spec.*) konnte im Untersuchungszeitraum ihre Stammzahl nicht erhöhen. Es konnte jedoch eine kontinuierliche Höhenentwicklung beobachtet werden. Im Jahr 2002 war die Ulme mit durchschnittlich 90 cm Pflanzenhöhe und Maximalhöhen bis 2,5 m im Oberen Salmengrund die sich unter den widrigen Standortbedingungen am besten entwickelnde flächig vorkommende Mischbaumart. Die durch Wurzelbrut entstandenen Pflanzen zeigten kräftiges Wachstum und ausladende Wuchsformen. Auf der Versuchsfläche Potaschbuckel war die Ulme die einzige Baumart welche sich noch im Hochwasserjahr 1999 generativ stark verjüngen konnte.

Eine kontinuierliche Steigerung bei Stammzahl und Höhe war in der Überflutungsau bei den Straucharten zu beobachten. Auf beiden Versuchsflächen zeigten die vielfach aus

Stockausschlag entstandenen Sträucher raschen Höhenzuwachs. Im Jahr 2002 dominierten Arten wie *Crataegus spec.* und *Cornus sanguinea* die Versuchsflächen stromseits des Hochwasserdeiches mit Höhen von über 2 m. Oftmals handelte es sich um Stockausschläge, die durch ihre zahlreichen Triebe den Boden stark beschatteten. Neben diesen Arten fanden sich auf der Versuchsfläche Potaschbuckel zusätzlich *Corylus avellana* und *Prunus spinosa*. Unter den sich natürlich einfindenden Gehölzen wurde nur die Strauchart *Euonymus europaea* von in die Versuchsflächen zeitweise eindringendem Rehwild stärker verbissen. Pflanzen des Pfaffenhüttchens blieben aus diesem Grund im Höhenwachstum hinter den anderen Straucharten zurück.

Unter den sonstigen Gehölzen waren im Potaschbuckel vornehmlich horstige Ausschläge der Silberpappel (*Populus alba*) und Hainbuchen (*Carpinus betulus*) zu finden. Im Oberen Salmengrund fanden sich vermehrt Robinien, die durchschnittliche Höhen um 2 m erreichten.

Zwischen den Untersuchungsflächen der Überflutungsaue und der Versuchsfläche Lohbusch in der Altaue gab es starke Unterschiede in der Dominanz der in der Verjüngung aufgelaufenen Gehölzarten. Die schon 1999 in der Verjüngung im Lohbusch vorherrschende Hainbuche konnte ihre dominierende Stellung bis 2002 ausdehnen, während Esche und Bergahorn nur vereinzelt vorkamen (Tab. 52). Die Stammzahl von Vogelkirsche und Salweide erhöhte sich hingegen. Die Hainbuche (≥ 20 cm Pflanzenhöhe) hatte im Herbst 2002 eine mittlere Höhe von 157 cm (Tab. 53). Weide (*Salix alba*, *S. caprea*), Kirsche (*Prunus avium*) und vereinzelte Bergahorne erreichten Höhen von 400 cm und teilweise darüber. Sträucher fanden sich auch 4 Jahre nach der Auflichtung nicht auf der Versuchsfläche in der Altaue ein. Die stromseits des Hochwasserdeiches häufig vorkommende Ulme war auf der Versuchsfläche Lohbusch nicht vertreten.

Tabelle 52. Dichte der Eichen-Naturverjüngung, der Mischbaumarten und Sträucher auf den Saatplätzen (1999) der Versuchsfläche Lohbusch im Herbst 1999, 2000 und 2002

Baumart	Pflanzendichte (Anzahl 100 m ⁻²)					
	1999		2000		2002	
	< 20 cm	≥ 20cm	< 20 cm	≥ 20 cm	< 20 cm	≥ 20 cm
Lohbusch						
Ei NV ^{a)}	0	0	4	2	33	31
HBu	202	123	126	311	30	418
BAh	4	6	0	5	1	16
Esche	5	3	1	8	1	16
Salweide	0	1	0	10	0	29
Sonstige	0	0	0	3	0	6

^a Ei NV - Stieleichen-Naturverjüngung, HBu - Hainbuche, BAh - Bergahorn

Tabelle 53. Mittlere Pflanzenhöhe der Eichen-Naturverjüngung und der Mischbaumarten mit mindestens 20 cm Pflanzenhöhe auf den Saatplätzen (1999) der Hauptversuchungsflächen im Herbst 2002

Versuchsfläche	Pflanzenhöhe (cm)								
	Ei ^{a)}	HBu	Ul	Es	BAh	Pa	Rob	Wei	VKi
Potaschbuckel		39	53	28	26	155	143	46	
OS 2 ^{b)}			93	35			184		
Lohbusch	76	157		143	238			336	290

^a Ei - Stieleiche, HBu - Hainbuche, Ul - Ulme, Es - Esche, BAh - Bergahorn, Pa - Kultur- und Silberpappel, Rob - Robinie, Wei - Sal- und Silberweide, VKi - Vogelkirsche

^b Oberer Salmengrund 2

5.5 Analyse der Nestmortalität

Zur Erklärung der Ursachen für die Pflanzenausfälle in den Eichennestern wurden Varianz- und Regressionsanalysen durchgeführt. Als Stichprobeneinheiten dienten die angelegten Nester oder die einzelnen Stieleichen. In den statistischen Analysen wurde der Einfluss ausgewählter und teilweise klassifizierter unabhängiger Faktoren auf die Mortalität der gepflanzten Stieleichen überprüft. Analysen zum Wachstum der gepflanzten Eichen waren nur auf der Versuchsfläche Lohbusch in der Altaue möglich. Durch die häufigen oberirdischen Absterbevorgänge kam es bei den Eichen der Überflutungsauwe zu keiner kontinuierlichen Höhenentwicklung. Statistische Auswertungen der Wachstumsprozesse auf den Versuchsflächen Potaschbuckel und Oberer Salmengrund wären deshalb von geringer Aussagekraft. Zu den verwendeten Prädiktorvariablen der Regressionsanalysen zählten nestbezogene abiotische und pflanzenbezogene biometrische Parameter:

Abiotisch

- Strahlungsgenuss (PARSF)
- Höhenlage über NN
- Maximale Überflutungshöhe
- Anzahl Tage mit Überflutungshöhen von mindestens 10, 50 und 100 cm
- Anzahl Tage mit Grundwasserstau
- Anzahl Tage mit Grundwasserstau und Überflutung (10 cm)

Biometrisch

- Pflanzenhöhe im Jahr der Pflanzung (Nestmittelwert)
- Sprossbasisdurchmesser im Jahr der Pflanzung (Nestmittelwert)
- Maximale und durchschnittliche Höhe der Mischbaumarten und Sträucher
- Durchschnittliche Höhe der Krautschicht (Versuchsfläche Lohbusch).

Die hydrologischen Parameter wurden nach Vegetationsperioden einzelner Jahre gegliedert oder für verschiedene Vegetationsperioden aufsummiert. Durch die Verfahren zur Erhebung und Berechnung der hydrologischen Variablen kam es in den Regressionsmodellen oftmals zur Multikollinearität zwischen einzelnen Regressoren. Ebenso wie unschlüssige Regressoren wurden diese aus den Modellen entfernt oder durch unabhängige Prädiktorvariablen ersetzt.

Für die Pflanzungen des Jahres 1999 in der Überflutungsauwe sind im Folgenden keine Ergebnisse statistischer Analyseverfahren wiedergegeben. Die hohen Mortalitätsraten in den ersten beiden Vegetationsperioden nach der Pflanzung machten eine statistische Auswertung unbrauchbar. Aufgrund der Dauer und Stärke des Rekordhochwassers im Frühjahr 1999

waren die Auswirkungen flächendeckend und nahezu gleichartig für alle Bereiche der betroffenen Versuchsflächen. Als Folge überlagerten sie sämtliche anderen standörtlichen Effekte und verursachten nur geringe Unterschiede bei den Ausfällen zwischen den einzelnen Nestern.

5.5.1 Überflutungsauwe

Versuchsfläche Potaschbuckel

Trotz fehlender Signifikanz fand sich auf der Versuchsfläche Potaschbuckel ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Anzahl lebender Eichen pro Nest aus der Pflanzung 2001 und dem Strahlungsgenuss (Tab. 54). Ab Strahlungswerten von 30 % PARSF sank die Nestmortalität deutlich von ca. 75 auf etwa 50 %. Die Unterschiede in den Klassen 0-15 und 15-30 % PARSF waren im Jahr 2003 gering. Der Einfluss der Strahlung war durch das Höhenrelief nicht überlagert. Die durchschnittlichen Höhenlagen der Nester in den Strahlungsklassen unterschieden sich nicht signifikant.

Tabelle 54. Mittlere Anzahl an Stieleichen pro Nest der Pflanzung 2001 (Versuchsfläche Potaschbuckel) in Abhängigkeit vom Strahlungsgenuss (PARSF, %) im Jahr 2003

	PARSF			p ^{b)}
	0-15 ^{a)}	15-30	30-	
N ^{c)}	35	29	9	
Ei-Anzahl ^{d)}	4,0	5,1	9,4	0,108
Mortalität ^{e)}	81,0	75,5	55,0	
Höhe ü. NN ^{f)}	100,3	100,1	100,2	0,195

^{a)} beinhaltet alle Pflanznester zwischen 0 und 15 % PARSF

^{b)} Erweiterter Median-Test (Ei-Anzahl), einfaktorische Varianzanalyse (Höhe ü. NN)

^{c)} Stichprobenumfang (Anzahl Nester)

^{d)} Mittlere Anzahl an lebenden Stieleichen pro Nest

^{e)} Mittlere Nestmortalität in %

^{f)} Mittlere Nesthöhenlage über Normalnull in m

Auch die Höhenlage über Normalnull (Höhe ü. NN in m) beeinflusste die Nestmortalität. Die in Tabelle 55 wiedergegebene mittlere Anzahl an lebenden Stieleichen pro Nest zeigt signifikante Unterschiede zwischen den Höheklassen 99,3-100 m und 100,4-101 m. Während in der Klasse 100-100,4 m die erhöhten Strahlungswerte den Effekt des Höhenreliefs überlagerten, gab es in den beiden anderen Klassen keine signifikanten Unterschiede im Strahlungsgenuss der Nester.

Tabelle 55. Mittlere Anzahl an Stieleichen pro Nest der Pflanzung 2001 (Versuchsfläche Potaschbuckel) in Abhängigkeit von der Höhenlage über Normalnull (Höhe ü. NN in m) im Jahr 2003

	Höhe ü. NN			p ^{b)}
	99,3-100 ^{a)}	100-100,4	100,4-101	
N ^{c)}	22	27	22	
Ei-Anzahl ^{d)}	2,3a	7,1b	5,4b	0,000
Mortalität ^{e)}	89,0	65,8	74,2	
PARSF ^{f)}	16,8a	23,8b	11,5a	0,028

Werte mit verschiedenen Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede auf der Basis des parameterfreien Multiplen Mittelwertvergleiches ($p < 0,05$)

^{a)} beinhaltet alle Pflanznester zwischen 99,3 und 100 m ü. NN

^{b)} Erweiterter Median-Test

^{c)} Stichprobenumfang (Anzahl Nester)

^{d)} Mittlere Anzahl an lebenden Stieleichen pro Nest

^{e)} Mittlere Nestmortalität in %

^{f)} Mittlerer Strahlungsgenuss in % des Freilandlichtes

Der Einfluss der Pflanzenhöhe im Jahr der Pflanzung (2001) auf die Eichenmortalität war gering. Nur in der Höhenklasse <120 cm waren erhöhte Ausfälle zu beobachten (Tab. 56).

Tabelle 56. Mittlere Pflanzenmortalität (%) der Stieleichen (Versuchsfläche Potaschbuckel) in Abhängigkeit von der Pflanzenhöhe (im Jahr der Pflanzung in cm) im Jahr 2003

	Pflanzenhöhe			
	<120 ^{a)}	120-150	150-180	>180
N ^{b)}	330	515	434	247
Mortalität ^{c)}	90,3	72,0	68,0	76,9
SBD ^{d)}	10,7	13,5	16,2	19,2

^{a)} beinhaltet alle Nesterstieleichen mit einer Ausgangshöhe unterhalb 120 cm

^{b)} Stichprobenumfang (Anzahl Pflanzen)

^{c)} Mittlere Mortalität in %

^{d)} Mittlerer Sprossbasisdurchmesser in mm

Mit steigendem Strahlungsgenuss stieg die Höhe der Sträucher und Mischbaumarten im Einflussbereich der Pflanznester signifikant (Tab. 57). Das Wachstum der Konkurrenzgehölze war in den besser lichtversorgten Bereichen der Versuchsfläche demzufolge beschleunigt.

Tabelle 57. Mittlere Maximalhöhen (cm) der Sträucher und Mischbaumarten auf den Pflanznestern der Pflanzung 2001 (Versuchsfläche Potaschbuckel) in Abhängigkeit vom Strahlungsgenuss (PARSF, %) im Jahr 2002

	PARSF			p ^{b)}
	0-15 ^{a)}	15-30	30-	
N ^{c)}	35	29	9	
Max. Höhe	114,2a	174,5a	230,9b	0,047

Werte mit verschiedenen Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede auf der Basis des parameterfreien Multiplen Mittelwertvergleiches ($p < 0,05$)
^{a-c} s. Tab. 54

Das für den Zeitraum 2001 bis 2003 in Tabelle 58 wiedergegebene Regressionsmodell konnte etwa ein Drittel der Streuungen bei den Ausfällen der Versuchsfläche Potaschbuckel erklären. Während zunehmender Strahlungsgenuss die Nestmortalität signifikant senkte, erhöhten sich auf abgesichertem Niveau die Ausfälle bei steigender Anzahl an Überflutungstagen.

Tabelle 58. Multiples Regressionsmodell für den Zeitraum 2001 bis 2003 für die abhängige Variable „Nestmortalität“ der Pflanzung 2001 (Versuchsfläche Potaschbuckel)

2001-2003		
R ² = 0,290	p = 0,000 ^{a)}	N = 73 ^{b)}
Parameter	Faktor	p ^{a)}
Konstante	83,11	
PARSF ^{c)}	- 0,74	0,000
ÜT 01/02 ^{d)}	0,56	0,000

^a Signifikanzniveau

^b Nesteranzahl (Stichprobenumfang)

^c Strahlungsgenuss in % des Freilandlichtes

^d Überflutungstage in den Vegetationsperioden 2001 und 2002 mit mindestens 10 cm Überflutungshöhe

Ein negativer Einfluss der Konkurrenzgehölze konnte mit Hilfe der Regressionsanalyse nicht nachgewiesen werden. Die Nestmortalität korrelierte in berechneten Modellen negativ mit der maximalen Höhe der begleitenden Sträucher und Mischbaumarten. Der Faktor Höhenlage ü. NN korrelierte mit den hydrologischen Parametern und wurde aufgrund seiner geringeren Signifikanz nicht in das Modell integriert.

Versuchsfläche Oberer Salmengrund 2

Die **Pflanzung des Jahres 2000** der Versuchsfläche Oberer Salmengrund 2 verfügte über Nester mit 9 und 21 Stieleichen. Als Folge war nur die abhängige Größe Nestmortalität in den statistischen Testverfahren zur Erklärung der Pflanzenausfälle verwendbar. Im Gegensatz zur

Pflanzung 2001 der Versuchsfläche Potaschbuckel gab es zwischen den einzelnen Nestern nur geringe Unterschiede in der Höhenlage ü. NN.

Auf der Versuchsfläche Oberer Salmengrund hatte die Strahlung einen signifikanten Einfluss auf die Pflanzenausfälle (Tab. 59). Während sich in den Strahlungsklassen 0-15 und 15-30 % PARSF keine statistisch abgesicherten Unterschiede finden ließen, sank die Mortalität in den Nestern mit einem Strahlungsgenuss von über 30 % des Freilandlichtes signifikant ab.

Tabelle 59. Mittlere Nestmortalität der Pflanzung 2000 (Versuchsfläche Oberer Salmengrund 2) in Abhängigkeit vom Strahlungsgenuss (PARSF, %) im Jahr 2003

	PARSF			p ^{b)}
	0-15 ^{a)}	15-30	30-	
N ^{c)}	13	40	6	
Mortalität ^{d)}	63,0a	48,7a	33,9b	0,008
Höhe ü. NN ^{e)}	95,1	95,1	95,0	0,209

Werte mit verschiedenen Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede auf der Basis des Duncan-Test ($p < 0,05$)

^a beinhaltet alle Pflanznester zwischen 0 und 15 % PARSF

^b einfaktorielle Varianzanalyse (Mortalität), Erweiterter Median-Test (Höhe ü. NN),

^c Stichprobenumfang (Anzahl Nester)

^d Mittlere Nestmortalität in %

^e Mittlere Nesthöhenlage über Normalnull in m

Im Gegensatz zur Versuchsfläche Potaschbuckel bestand zwischen der mittleren Nestmortalität und der Höhe ü. NN in m ein negativer Zusammenhang. Vermutlich aufgrund der geringen Höhenunterschiede in den Klassen waren die steigenden Mortalitätsraten bei zunehmender Höhenlage nicht signifikant (Tab. 60).

Tabelle 60. Mittlere Nestmortalität der Pflanzung 2000 (Versuchsfläche Oberer Salmengrund 2) in Abhängigkeit von der Höhenlage über Normalnull (Höhe ü. NN in m) im Jahr 2003

	Höhe ü. NN		p ^{b)}
	94,9-95,1 ^{a)}	95,1-95,3	
N ^{c)}	36	23	
Mortalität ^{d)}	47,0	55,4	0,085
PARSF ^{e)}	22,5	20,1	0,282

^a beinhaltet alle Pflanznester zwischen 94,9 und 95,1 m ü. NN

^b U-Test (Mortalität), t-Test (PARSF)

^c Stichprobenumfang (Anzahl Nester)

^d Mittlere Nestmortalität in %

^e Mittlerer Strahlungsgenuss in % des Freilandlichtes

Für die Pflanzung des Jahres 2000 fand sich ein markanter Zusammenhang zwischen der Ausgangspflanzenhöhe und der Stieleichenmortalität (Tab. 61). Mit abnehmender

Pflanzenhöhe im Jahr der Ausbringung stieg die durchschnittliche Ausfallrate kontinuierlich an. Eichen, die im Jahr 2000 kleiner als 80 cm groß waren, fielen nahezu vollständig aus, während Pflanzen mit mindestens 120 cm Pflanzenhöhe zu etwa zwei Dritteln bis in das Jahr 2003 überlebten.

Tabelle 61. Mittlere Pflanzenmortalität (%) der Stieleichen der Pflanzung 2000 (Versuchsfläche Oberer Salmengrund 2) in Abhängigkeit von der Pflanzenhöhe (im Jahr der Pflanzung in cm) im Jahr 2003

	Pflanzenhöhe			
	<80 ^{a)}	80-100	100-120	>120
N ^{b)}	43	257	430	285
Mortalität ^{c)}	88,4	71,6	46,3	29,8
SBD ^{d)}	10,7	11,8	13,2	15,3

^{a)} beinhaltet alle Nesterstieleichen mit einer Ausgangshöhe unterhalb 80 cm

^{b)} Stichprobenumfang (Anzahl Pflanzen)

^{c)} Mittlere Mortalität in %

^{d)} Mittlerer Sprossbasisdurchmesser in mm

Wie auf der Versuchsuchfläche Potaschbuckel war die Entwicklung der Konkurrenzgehölze auch im Oberen Salmengrund 2 eng mit dem Strahlungseinfall verbunden (Tab. 62). Die mit steigenden PARSF-Werten zunehmende Höhe der Sträucher und Mischbaumarten konnte jedoch nicht signifikant abgesichert werden.

Tabelle 62. Mittlere Maximalhöhen (cm) der Sträucher und Mischbaumarten auf den Pflanznestern 2000 (Versuchsfläche Oberer Salmengrund 2) in Abhängigkeit vom Strahlungsgenuss (PARSF, %) im Jahr 2002

	PARSF			p ^{b)}
	0-15 ^{a)}	15-30	30-	
N ^{c)}	13	40	6	
Max. Höhe	114,2	162,2	230,2	0,057

^{a)} beinhaltet alle Pflanznester zwischen 0 und 15 % PARSF

^{b)} einfaktorische Varianzanalyse

^{c)} Stichprobenumfang (Anzahl Nester)

Mit Hilfe der Parameter Strahlung, Ausgangspflanzenhöhe und Höhe der Konkurrenzvegetation konnten etwa 40 % der Streuungen bei den Ausfällen der Pflanzung 2000 erklärt werden (Tab. 63). Ein steigender Strahlungsgenuss verminderte ebenso wie eine zunehmende Höhe der Stieleichen (Nestmittelwert) zum Zeitpunkt der Pflanzung im Jahr 2000 signifikant die Nestmortalität. Zunehmende Höhen der Sträucher und Mischbaumarten (Maximalwert in unmittelbarer Nestumgebung) erhöhten hingegen die Ausfallrate. Der Parameter Höhenlage ü. NN konnte zusätzliche Streuungen erklären. Sein negativer Einfluss

auf die Nestmortalität bei steigenden Werten war jedoch nicht signifikant und hatte nur eine geringe Erhöhung des multiplen Regressionskoeffizienten zur Folge. Der Parameter Höhenlage ü. NN wurde deshalb nicht in das Modell integriert.

Tabelle 63. Multiples Regressionsmodell für den Zeitraum 2000 bis 2003 für die abhängige Variable „Nestmortalität“ der Pflanzung 2000 (Versuchsfläche Oberer Salmengrund)

2000-2003		
$R^2 = 0,409$	$p = 0,000^a)$	$N = 59^b)$
Parameter	Faktor	$p^a)$
Konstante	176,69	
PARSF ^{c)}	- 1,43	0,000
Pfl.Höhe 00 ^{d)}	- 0,94	0,000
H KV max ^{e)}	0,05	0,093

^a Signifikanzniveau

^b Stichprobenumfang (Anzahl Nester)

^c Strahlungsgenuss in % des Freilandlichtes

^d Pflanzhöhe der Stieleichen im Jahr 2000 (Nestmittelwert)

^e Maximalhöhe Konkurrenzvegetation (Gehölze)

Aufgrund der beschränkten Nesteranzahl und einem kleinen Wertebereiche beim Parameter Strahlung waren Varianzanalysen mittels klassifizierter Daten für die **Pflanzung des Jahres 2001** der Versuchsfläche Oberer Salmengrund 2 von geringer Aussagekraft. Für die Ergänzungspflanzung sind deshalb nur die Ergebnisse der Multiplen Regressionsanalysen für die Vegetationsperiode 2001 und den Zeitraum 2001 bis 2003 wiedergegeben (Tab. 64).

Streuungen bei den Ausfällen im ersten Jahr nach der Pflanzung konnten durch die Faktoren Sprossbasisdurchmesser, Überflutungstage und Höhe ü. NN zu etwa zwei Dritteln erklärt werden. Während ein zunehmender Sprossbasisdurchmesser (Nestmittelwert) die Mortalität signifikant senkte, erhöhten sich auf abgesichertem Niveau die Ausfälle bei ansteigender Anzahl an Überflutungstagen. Ebenfalls signifikant stieg die Mortalität bei zunehmender Höhenlage ü. NN.

Tabelle 64. Multiple Regressionsmodelle für die Vegetationsperiode 2001 und den Zeitraum 2001 bis 2003 für die abhängige Variable „Nestmortalität“ der Pflanzung 2001 (Versuchsfläche Oberer Salmengrund 2)

2001			2001 bis 2003		
$R^2 = 0,634$	$p = 0,004^a)$	$N = 17^b)$	$R^2 = 0,613$	$p = 0,005$	$N = 17$
Parameter	Faktor	$p^a)$	Parameter	Faktor	p
Konstante	-7571,79		Konstante	27,71	
SBD 01 ^{c)}	-0,45	0,007	ÜT 01	4,58	0,002
ÜT 01 ^{d)}	9,03	0,011	H KV max ^{f)}	0,12	0,027
Höhe ü. NN ^{e)}	78,72	0,042	SBD 01	-0,48	0,051

^a Signifikanzniveau

^b Stichprobenumfang (Anzahl Nester)

^c Sprossbasisdurchmesser der Stieleichen im Jahr 2001 (Nestmittelwert)

^d Überflutungstage 2001 mit mindestens 50 cm Überflutungshöhe

^e Höhenlage ü. NN

^f Maximalhöhe Konkurrenzvegetation (Gehölze)

Im Regressionsmodell für den Zeitraum 2001 bis 2003 verlor der Faktor Höhe ü. NN an Bedeutung. Für die Erklärung der Nestmortalität gewann stattdessen die Höhe der Konkurrenzvegetation (Maximalwert in unmittelbarer Nestumgebung) signifikant an Einfluss. Zusätzlich mit den in das Modell integrierten Faktoren Sprossbasisdurchmesser und Überflutungstage 2001 wurden ebenfalls über 60 % der auftretenden Streuungen abgedeckt.

5.5.2 Altaue

Zwischen dem Höhenwachstum der gepflanzten Stieleichen auf der Versuchsfläche Lohbusch und dem Lichtgenuss bestand ein höchstsignifikanter Zusammenhang (Tab.65). Die Zunahme der mittleren Höhen stagnierte in den oberen Strahlungsklassen nicht. Signifikante Unterschiede in der Höhenentwicklung gab es auch in Strahlungsbereichen oberhalb von 50 % PARSF. In den Strahlungsklassen gab es ebenfalls signifikante Unterschiede beim Sprossbasisdurchmesser und dem aus dem Quotienten von Höhe und Sprossbasisdurchmesser ermittelten Schlankheitsgrad. Beide Parameter stiegen mit zunehmendem Strahlungsgenuss kontinuierlich an.

Tabelle 65. Mittlere Höhen (cm), Sprossbasisdurchmesser (mm) und Schlankheitsgrade (H/SBD) der Stieleichen der Pflanzung 1999 (Versuchsfläche Lohbusch) in Abhängigkeit vom Strahlungsgenuss (PARSF, %) in den Jahren 1999 und 2002

	PARSF				p ^{b)}
	10-30 ^{a)}	30-50	50-70	70-90	
N ^{c)}	57	86	131	234	
Höhe 99	47,2	52,5	49,8	51,9	0,061
Höhe 02	65,6a	104,8b	130,5c	147,0d	0,000
SBD 02 ^{d)}	9,9a	13,5b	16,2c	16,9d	0,000
H/SBD 02 ^{e)}	66,3a	79,1b	81,1c	92,1d	0,000

Werte mit verschiedenen Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede auf der Basis des parameterfreien Multiplen Mittelwertvergleiches ($p < 0,05$) für das Jahr 2002

^a beinhaltet alle Pflanznester zwischen 10 und 30 % PARSF

^b Erweiterter Median-Test

^c Stichprobenumfang (Anzahl Pflanzen)

^d Sprossbasisdurchmesser

^e Schlankheitsgrad (Höhe/SBD)

Auch zwischen der Anzahl lebender Stieleichen pro Nest bzw. der Nestmortalität im Jahre 2002 und dem Strahlungsgenuss bestand ein höchstsignifikanter Zusammenhang (Tab. 66).

Tabelle 66. Mittlere Anzahl an Stieleichen pro Nest der Pflanzung 1999 (Versuchsfläche Lohbusch) in Abhängigkeit vom Strahlungsgenuss (PARSF, %) im Jahr 2002

	PARSF				p ^{b)}
	10-30 ^{a)}	30-50	50-70	70-90	
N ^{c)}	12	20	24	30	
Ei-Anzahl ^{d)}	4,4a	4,5ab	5,8b	7,8c	0,000
Mortalität ^{e)}	58,9	58,3	47,1	27,0	

Werte mit verschiedenen Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede auf der Basis des parameterfreien Multiplen Mittelwertvergleiches ($p < 0,05$)

^{a-c} s. Tab. 65

^d Mittlere Anzahl an lebenden Stieleichen pro Nest

^e Mittlere Nestmortalität in %

Die Unterschiede in der Nestmortalität konnten mit Hilfe der erhobenen Parameter zur Begleitvegetation nicht erklärt werden. Während die Anzahl an lebenden Stieleichen pro Nest nicht mit der Anzahl an Mischbaumarten korrelierte, stiegen mit zunehmender Stieleichenanzahl die mittlere Höhe der Konkurrenzgehölze (Tab. 67) und die Höhe der Krautschicht (Tab. 68) signifikant. Durch den stärkeren Lichtzutritt (steigende Stieleichenanzahl) nahm demzufolge auch die Konkurrenzkraft der Begleitvegetation zu.

Tabelle 67. Mittlere Anzahl (pro 4 m²) und Höhen (cm) der Mischbaumarten (> 20 cm) auf den Nestern der Pflanzung 1999 (Versuchsfläche Lohbusch) in Abhängigkeit von der Anzahl lebender Nesterstieleichen im Jahr 2002

	Pflanzenzahl 2002				p ^{b)}
	0-2 ^{a)}	3-5	6-8	9-11	
N ^{c)}	18	16	27	26	
Anzahl	16,9	14,5	16,4	16,6	0,271
Höhe	77,6a	118,1a	164,8b	179,6b	0,000

Werte mit verschiedenen Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede auf der Basis des parameterfreien Multiplen Mittelwertvergleiches ($p < 0,05$)

^{a)} beinhaltet alle Pflanznester mit 0 bis 2 lebenden Stieleichen im Jahr 2002

^{b)} Erweiterter Median-Test

^{c)} Stichprobenumfang (Anzahl Nester)

Tabelle 68. Mittlere Höhen (cm) der krautigen Begleitvegetation auf den Pflanznestern der Pflanzung 1999 (Versuchsfläche Lohbusch) in Abhängigkeit von der Anzahl lebender Nesterstieleichen im Jahr 2001

	Pflanzenzahl 2002				p ^{b)}
	0-2 ^{a)}	3-5	6-8	9-11	
N ^{c)}	22	16	27	26	
Höhe ^{d)}	56,0a	62,2a	79,1b	85,0b	0,002

Werte mit verschiedenen Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede auf der Basis des parameterfreien Multiplen Mittelwertvergleiches ($p < 0,05$)

^{a-c)} s. Tab. 67

^{d)} Mittelwert gewichteter Höhen ausgesuchter krautiger Arten und Gräser (vgl. Kap. 5.4.2)

Der Standortfaktor Relief (Höhenlage ü. NN) als Maßstab für den Abstand zwischen Grundwasserleiter und Wurzelraum stand in keinem Zusammenhang mit der Nestersterblichkeit. Auch die Ausgangshöhe der Stieleichen im Jahr 1999 hatte keine nachweisbaren Auswirkungen auf die Anzahl der lebenden Nesterstieleichen im Jahr 2002.

Ein Regressionsmodell zur Erklärung der Nestersterblichkeit konnte für die Versuchsfläche Lohbusch nicht erstellt werden. Der Strahlungsgenuss als wichtigster unabhängiger Regressor korrelierte nicht nur mit dem abhängigen Regressanden Eichenanzahl pro Nest. Auch das Wachstum der krautigen Begleitvegetation und der Mischbaumarten als wichtige Regressoren war signifikant vom Lichteinfall abhängig (Tab. 69). Die dadurch bedingte Multikollinearität der unabhängigen Variablen verhinderte die Aufstellung eines in sich logischen und aussagekräftigen Regressionsmodells.

Tabelle 69. Mittlere Höhen (cm) der krautigen Begleitvegetation (KS) und der Mischbaumarten (> 20 cm) auf den Pflanznestern der Pflanzung 1999 (Versuchsfläche Lohbusch) in Abhängigkeit vom Strahlungsgenuss (PARSF, %) im Jahr 2002

	PARSF				p ^{b)}
	10-30 ^{a)}	30-50	50-70	70-90	
N ^{c)}	13	17	23	30	
Höhe KS ^{d)}	51,2a	63,2ab	75,0b	89,1c	0,003
Höhe MBA ^{e)}	61,0a	96,3a	157,6b	196,2c	0,000

Werte mit verschiedenen Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede auf der Basis des parameterfreien Multiplen Mittelwertvergleiches ($p < 0,05$)

^{a-c} s. Tab. 65

^d Mittelwert gewichteter Höhen ausgesuchter krautiger Arten und Gräser (vgl. Kap. 5.4.2)

^e Höhenmittelwert der Konkurrenzgehölze in unmittelbarer Nestumgebung

Streuungen beim Höhenwachstum der gepflanzten Stieleichen konnten durch die Parameter Ausgangspflanzenhöhe und Höhe der Konkurrenzgehölze zu 40 % erklärt werden (Tab. 70). Mit zunehmenden Werten beider Regressoren stieg die Eichenhöhe im Jahr 2002 signifikant. Die Parameter Strahlungsgenuss und Höhe der Krautschicht konnte den multiplen Regressionskoeffizienten nur unwesentlich steigern und wurden daher nicht in das Modell übernommen.

Tabelle 70. Multiples Regressionsmodell für den Zeitraum 1999 bis 2002 für die abhängige Variable „Stieleichenhöhe“ der Pflanzung 1999 (Versuchsfläche Lohbusch)

1999-2002		
R ² = 0,408	p = 0,000 ^{a)}	N = 509 ^{b)}
Parameter	Faktor	p ^{a)}
Konstante	83,11	
Pfl. Höhe 99 ^{c)}	- 0,74	0,000
H KV ds ^{d)}	0,56	0,000

^a Signifikanzniveau

^b Stichprobenumfang (Anzahl Pflanzen)

^c Pflanzenhöhe der Stieleichen im Jahr 1999

^d Durchschnittshöhe Konkurrenzvegetation (Gehölze)

6 Diskussion

Im Kapitel 1.2 wurde die besondere Rolle der Stieleiche in den Rheinauenwäldern von der frühen Neuzeit bis heute dargestellt. Dabei konnte gezeigt werden, dass die Erhaltung dieser Baumart durch Naturverjüngung, Saat und Pflanzung nicht nur in der heutigen Zeit sondern auch schon früher immer wieder auf große waldbauliche Schwierigkeiten stieß. Dafür wurden bisher verschiedene Ursachen beschrieben. Die möglichen Wege zu ihrer Überwindung sind jedoch bisher kaum untersucht wurden. Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag dazu leisten, den waldbaulich und naturschützerisch dringend erwünschten Anteil dieser den Auenwald-Standorten sehr gut angepassten Baumart nicht weiter absinken zu lassen sondern eher zu erhöhen. Die durchgeführten Versuche konnten die Erfahrungen der forstlichen Praxis größtenteils bestätigen. Im folgenden Kapitel werden daher die Ursachen für das Ausbleiben der Naturverjüngung und die geringe Sämlingsdichten der Saaten sowie die hohen Ausfälle bei den Pflanzungen diskutiert. Anschließend werden Auflichtung, Pflanzmaterial und weitere Aspekte der Kulturbegründung und -pflege im Spiegel der erörterten Ergebnisse bewertet und Empfehlungen für die forstliche Praxis abgeleitet.

6.1 Naturverjüngung und Saaten

Aus Naturverjüngung und aus Saat hervorgegangene Sämlinge sind auf den Versuchsflächen der Überflutungsau in ihrer Entwicklung vergleichbar. Das Ausbleiben der Naturverjüngung als auch der Ausfall der Saaten wird daher, für beide Verjüngungsarten gemeinsam diskutiert. Bei den folgenden Vergleichen der Befunde wird nicht immer zwischen Stiel- und Traubeneiche (*Quercus petraea*) differenziert, da es keine exakten Untersuchungen zum Vergleich der beiden Arten in dem hier vorliegendem Kontext gibt.

6.1.1 Fruktifikation und Keimfähigkeit

Das Ausbleiben flächiger Sämlingsverjüngung, wie sie mitunter in Eichenbeständen nach Mastjahren beschrieben wurde (z. B. ERHARD 1978, BECK u. HOOPER 1986), lag nicht an fehlender **Fruktifikation** der Alteichen in der Überflutungsau. Die Untersuchung des Samenfalls mittels aufgestellter Samenfänge ergab für alle Versuchsflächen der Überflutungsau ein starkes Mastjahr 2000 mit mehr als 50 Eicheln m⁻². Das Auftreten einer starken Eichelmast im Folgejahr eines schweren Hochwassers wurde auch von GORZELAK (2000) für Eichenbestände an der Oder beschrieben. Auf der nicht mehr überfluteten Versuchsfläche Lohbusch in der Altaue wurde erst im Jahr 2001 eine starke Mast registriert. Es ist deshalb davon auszugehen, dass die Mast des Jahres 2000 tatsächlich eine Reaktion auf das Hochwasser gewesen ist.

Trotz des starken Eichelfalls im Herbst 2000 liefen im darauf folgenden Frühjahr kaum Eichenkeimlinge auf den Versuchsflächen in der Überflutungsau auf. Die Ursache für das Ausbleiben der Naturverjüngung lag nicht an einer geringen **Keimfähigkeit** des Saatgutes. Bei der Aussaat der aus den Samenfängen entnommenen Eicheln ergaben sich hohe Keimungsraten. SHAW (1968a) und HEISEKE (1984) fanden in Mastjahren ebenfalls hohe Keimfähigkeiten von Eicheln. Negative Auswirkungen von Hochwasserereignissen auf die Keimfähigkeit der am Boden liegenden Eicheln können aufgrund eines im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Versuches ausgeschlossen werden. Die Überflutung von auf der Versuchsfläche Oberer Karlskopf gesammelten Eicheln über mehrere Wochen unter kontrollierten Bedingungen (Klimakammer) erhöhte vielmehr die Keimfähigkeit gegenüber einer nicht überfluteten Kontrolle (KÜHNE u. BARTSCH 2004). Ebenfalls gegen eine Herabsetzung der Keimfähigkeit der Samen durch Hochwasser spricht, dass bei Kontrollen im Winter 2000 und Frühjahr 2001 weitaus weniger Eicheln bzw. Keimlinge um die Samenfänge gefunden wurden, als die Fangergebnisse im Herbst 2000 vermuten ließen (Kap. 5.1.1 u. 5.1.4). Nicht eine verminderte Keimfähigkeit sondern Verluste beim Saatgut müssen folglich für die Differenz zwischen der Eichelzahl im Herbst und der Keimlingszahl im Frühjahr verantwortlich sein.

6.1.2 Samenverluste

Ein **Verdriften** der Eicheln kann aufgrund der Beobachtungen an der Saat im Frühjahr 1999 ausgeschlossen werden. Nach dem Abklingen des Rekordhochwassers waren die ausgebrachten Saateicheln nicht mehr konzentriert an den Saatplätzen zu finden. Größere Verluste durch das Abdriften mit der Strömung waren jedoch auch an exponierten Stellen nicht nachweisbar. Vom Strom abgelagerte, feinste Sedimente überdeckten das Saatgut und dürften frühzeitig den Abtransport der Samen mit dem Flusswasser erschwert haben. Die während und nach dem Eichelfall in den Mastjahren aufgetretenen Überflutungen waren von kürzerer Dauer und geringerer Überflutungshöhe als das Rekordhochwasser 1999. Die Strömung hatte folglich keinen Einfluss auf das am Boden liegende Saatgut.

Für die Samenverluste kommen somit nur das Verschleppen und der **Fraß durch Tiere** in Frage. Die hierzu durchgeführten Erhebungen ohne Hochwassereinfluss ergaben, dass durchschnittlich mehr als 80 % der in den Herbstmonaten auf den Boden gefallenen Eicheln im Frühjahr nicht mehr aufzufinden waren. Auf einzelnen Kontrollparzellen wurden nahezu vollständige Verluste bereits im Dezember registriert. Auch in der Altaue kam es nach der Mast im Jahr 2001 zu sehr hohen Verlusten. Obwohl die Erhebungen außerhalb der umzäunten Versuchsfläche Lohbusch durchgeführt wurden (vgl. Kap. 4.4 u. 5.1), waren ebenso wie in der Überflutungsau keine Wildschweine beteiligt. Darauf deutete der unverwundete Boden hin. Hauptverantwortlich für die hohen Verluste waren demnach sich von Samen ernährende kleinere Säugetiere und Vögel. Zu ähnlichen Ergebnissen gelangten WARDLE (1959), HUSS et al. (1972), ENGLER et al. (1978), NEWBOLD u. GOLDSMITH (1981),

PIGOTT et al. (1991) und THORN u. TZILKOWSKI (1991) in Eichen-, Eschen- und Buchenwäldern. In Versuchen mit natürlichen bzw. künstlich ausgelegten Samen wurde beobachtet, dass Eichhörnchen, Hasen und Kaninchen aber auch Vögel wie Eichelhäher und Tauben die Samen fraßen und verschleppten. Das Ausschalten größerer Kleinsäuger und Vögel mittels aufgestellter engmaschiger Zaunkäfige konnte die hohen Verluste nur dann verhindern, wenn die Eicheln durch das Eingraben des Käfigs auch unterirdisch geschützt waren (SHAW 1968b). Für das Entfernen der Eicheln aus den Käfigen wurden Wald-, Wühl- und Spitzmäuse verantwortlich gemacht. Auch CRAWLEY u. LONG (1995) konnten den Einfluss der Nagetiere nachweisen. Besonders bemerkenswert war, mit welcher Geschwindigkeit die Eicheln von den Untersuchungsparzellen entfernt wurden. Selbst in stärkeren Mastjahren waren innerhalb von 24 Stunden die experimentell bis zu 1000 oberflächlich ausgelegten Eicheln von Tieren aufgenommen wurden (s. a. ASHBY 1959, SHAW 1968a). Ohne den Einfluss von Hasen und Kaninchen verlängerte sich der Zeitraum bis zur vollständigen Entfernung aller Eicheln auf 3 bis 7 Tage. Die räuberische Aktivität der Tiere verursachte in schwachen Mastjahren Verluste zwischen 90 und 100 %, in stärkeren Mastjahren zwischen 45 und 80 %. Bei SHAW (1968a) bewegten sich die Verluste in ähnlichen Größenordnungen.

Fraßspuren an Eicheln lassen den Schluss zu, dass auf den Versuchsflächen in der Alt- und Überflutungsauwe vornehmlich Mäuse die Eicheln gefressen und verschleppt haben. Aussagen über die Beteiligung von Vögeln am Verzehr und dem Entfernen der Eicheln können nicht gemacht werden.

6.1.3 Auflaufen und Vergehen der Sämlinge

Zäunung und Saattermin

Trotz der hohen Samenverluste verblieb vor allem im starken Mastjahr 2000 eine geringe Anzahl auch keimfähiger Eicheln am Boden (Kap. 5.1.4). Weiterhin kann davon ausgegangen werden, dass nicht alle von Tieren aufgenommenen Eicheln sofort gefressen wurden. Ein Teil dieser Eicheln dürfte in kleinen Speichern im Boden zwischengelagert und partiell nicht wieder gefunden worden sein (ASHBY 1959, SHAW 1968a, CORBET 1974, JENSEN u. NIELSEN 1986, WORRELL u. NIXON 1991). In der dem Mastjahr folgenden Verjüngungsaufnahme im Herbst 2001 wurden jedoch nur vereinzelte Sämlinge gefunden (Kap. 5.1.5). Die Untersuchungsergebnisse zur Verjüngung in den Kleingattern der Versuchsfläche Oberer Karlskopf bestätigen die auf den Hauptversuchsflächen gemachten Beobachtungen. Obwohl durch die **Errichtung von Zäunen** im Frühjahr 2001 zahlreiche in den Jahren 2001 und 2002 aufgelaufene Sämlinge gegen Wildschäden geschützt wurden, war 2003 nahezu keine mehrjährige Eiche innerhalb der Gatter auffindbar. Auch die Saaten in der Überflutungsauwe waren nach wenigen Vegetationsperioden nahezu vollständig ausgefallen (Kap. 5.2.1). Im Jahr 2002 waren auf den Versuchsflächen stromseits der Deiche nur sehr vereinzelt

Saateichen zu finden. Die wenigen, im Wuchs kümmernden Pflanzen erreichten Höhen zwischen 20 und 30 cm. Die zeitlich verschobenen **Saattermine** der Ergänzungssaat auf der Versuchsfläche Potaschbuckel verursachten keine Unterschiede im Anwuchserfolg. Das von zahlreichen Hochwassern geprägte Frühjahr 2001 (Kap. 3.7.2.1) verhinderte ein erfolgreiches Anwachsen sowohl der Herbst- als auch der Frühjahrssaat. Das Anwuchsprozent beider Teilsaaten lag nach der ersten Vegetationsperiode bei 1 %. Etwa drei Viertel dieser Eichen verging im darauf folgenden Jahr.

Bodenvegetation

Das Absterben der Sämlinge ist einerseits auf die starke Beschattung durch die **Bodenvegetation** und andererseits auf das vollständige Überfluten der kleinen Pflanzen zurückzuführen. Die negativen Auswirkungen stark wüchsiger Begleitvegetation auf Forstkulturen und Naturverjüngungen sind eine in der forstwissenschaftlichen Literatur vielfach behandelte Thematik. Starker Konkurrenzdruck kann zum Vergehen einzelner Pflanzen oder ganzer Kulturen bzw. Naturverjüngungen führen (WARDLE 1959, LEIBUNDGUT 1965, HUSS et al. 1972, FREIST 1974, REINECKE 1982, BECKER u. LÉVY 1983, GROSSE 1983, MOSANDL 1984, LÜPKE 1987, HORSLEY 1993, FENNER et al. 2000, OTT 2002) oder das Wachstum junger Forstgehölze stark einschränken (BURSCHEL u. SCHMALTZ 1965a, HUSS u. KÜTHE 1974, HUSS 1978, HUSS u. STEPHANI 1978, LÜPKE 1982, KOLB u. STEINER 1990, KOLB et al. 1990, GÜRTH u. VÖHRINGER 1993, AMMER 1996, HAUSKELLER-BULLERJAHN 1997). Besonders bei lichtbedürftigen bzw. Schatten vermeidenden Baumarten (GRIME 1981, 2001, LÜPKE 1995) kommt es häufig zu hohen Pflanzenausfällen, da der Grat zwischen befriedigendem Wachstum der Gehölzverjüngung (geringe Auflichtung) und zu starkem Beschattungsdruck durch die Begleitvegetation (starke Auflichtung) sehr schmal ist (MARQUIS 1978, BECK u. HOOPER 1986, CLATTERBUCK u. MEADOWS 1993, LORIMER 1993, AMMER 1996). Maßgeblichen Einfluss auf die Konkurrenzwirkung haben die durch Boden und Bestand bedingten Standorteinflüsse (HUSS 1978). Grundsätzlich ist es immer der sich am stärksten im Minimum befindliche Standortfaktor, der den Konkurrenzkampf bestimmt und das Pflanzenwachstum beeinträchtigt. Auf armen und trockenen Standorten sind das verminderte Wasserangebot und seltener das verringerte Nährstoffangebot der Grund für reduzierte Wachstumsleistungen der Holzpflanzen (BEHRNDT 1963, PEER 1976). Auf normalen und besseren Standorten ist hingegen das Licht der die Konkurrenzsituation bestimmende Faktor (AMMER 1996).

Sehr gut nährstoff- und wasserversorgte Böden neigen auch unter schwachen Strahlungsbedingungen zu einer sehr hohen Verunkrautung (MOSER 1965, HARMER 1995). Junge Gehölze sind auf diesen Standorten deshalb besonders gefährdet, wenn es im Zuge waldbaulicher Maßnahmen zur Auflichtung des Oberstandes kommt. Durch die für das Pflanzenwachstum nahezu optimalen Eigenschaften der Auenböden ist auch im Bereich der oberrheinischen Auenwälder mit erhöhtem Konkurrenzdruck durch die sehr wüchsige Kraut-

und Strauchschicht zu rechnen. Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Vegetationsaufnahmen konnten dies eindrucksvoll bestätigen. Auf den Versuchsflächen stromseits der Hochwasserdeiche konnte nur das außerordentlich lang anhaltende Rekordhochwasser im Frühjahr 1999 die Begleitvegetation unterdrücken. Trotz schwacher Lichtverhältnisse in weiten Bereichen der Versuchfläche Potaschbuckel und dem Einfluss kürzerer Überflutungen während der Vegetationsperioden entwickelte sich in den folgenden Jahren eine üppige Vegetationsdecke. Zu den dominierenden Arten zählten die in dichten Polstern erwachsenen *Carex sylvatica*, *Scutellaria galericulata* und *Urtica dioica*. Auch auf den Versuchsflächen Oberer Salmengrund 1 und 2 (OS 1 und 2) konnten sich einige stark verdämmende Grasarten wie *Deschampsia caespitosa* und *Phalaris aurundinacea* und der Noephyt *Solidago canadensis* rasch ausbreiten.

Trotz der sehr wüchsigen Begleitvegetation ist auf den hochproduktiven Standorten der rheinland-pfälzischen Auen Nährstoffmangel kein Grund für den Ausfall der Eichenverjüngung. Auch eine ungenügende Wasserversorgung der Pflanzen dürfte nur während lang anhaltender Trockenperioden auftreten. Aufgrund der erhöhten Grundwasserferne ist Wasserstress auf den Versuchsflächen im Oberen Salmengrund jedoch nicht auszuschließen. Für das kontinuierliche Vergehen junger Eichenkeimlinge ist hauptsächlich die Reduktion des Strahlungsangebotes verantwortlich. Eine erhebliche Verminderung der durch das Kronendach einfallenden Strahlung unterhalb krautiger Vegetationsdecken wurde vielfach beschrieben (BAUMGARTNER 1955, WARDLE 1959, HORSLEY 1993, HAUSKELLER-BULLERJAHN 1997) und bestätigte sich auch in dieser Arbeit. Mittels der Lichtsensor-Messungen auf den Saatplätzen konnte eine durchschnittliche Strahlungsreduktion durch die Bodenvegetation um rund 50 % auf allen Hauptversuchsflächen der Überflutungsaue nachgewiesen werden (Kap. 3.2). Es zeigte sich, dass die gemessene Reduktion in hellen Bestandespartien deutlich stärker war als in dunkleren Teilen der Versuchsflächen. Diese u. a. auch bei KOSS (1989) gemachte Beobachtung ist auf die Tatsache zurückzuführen, dass die Bodenvegetation auf die verbesserten Lichtbedingungen reagierte. Ob es sich bei dieser Reaktion um einen Artenwechsel oder um gesteigertes Wachstum des vorhandenen Artenspektrums (vgl. DELONG 1991) handelt, kann im Rahmen dieser Arbeit nicht abschließend geklärt werden. Jedoch deckt sich dieses Ergebnis mit der bei AMMER (1996) beschriebenen Beobachtung, dass sich bei zunehmendem Lichtangebot die Konkurrenz durch die Begleitvegetation verschärft.

Die ungleichmäßige Strahlungsreduktion sorgte für eine Nivellierung der Strahlungsverhältnisse am Bestandesboden. Die Unterschiede im Auflichtungsgrad des Oberstandes wurden durch die erneute Abschattung der Bodenvegetation für die Eichenverjüngung aufgehoben. Besonders markant waren die Auswirkungen im Strahlungsbereich zwischen 15 und 30 % PAR. Die zunehmende Absenkung bei steigenden

Strahlungswerten führte in diesem Bereich auf allen Versuchsflächen der Überflutungsauwe zu einem Strahlungsangebot unterhalb von 10 % des Freilandwertes. In der den Lichtmessungen im Sommer 2000 folgenden Vegetationsperiode stiegen die Deckungsgrade und Höhen der Begleitvegetation weiter an und verharrten in den nachfolgenden Jahren auf diesem hohen Niveau. Als Folge dieser Entwicklung dürfte sich die Reduktion der einfallenden Strahlung noch erhöht haben. Weite Teile der Versuchsflächen verfügten schlussfolgernd über sehr ungünstige Lichtbedingungen unterhalb der Bodenvegetation. Bei einer durchschnittlichen Größe von etwa 20 cm waren die Eichenkeimlinge diesen ungünstigen Lichtbedingungen stetig ausgesetzt.

Aus der von HAUSKELLER-BULLERJAHN (1997) zusammengestellten Literaturübersicht über Studien zum Wachstum junger Eichen unter verschiedenen Lichtbedingungen können Rückschlüsse über die Entwicklung der Keimlinge in der Überflutungsauwe gezogen werden. Danach ist davon auszugehen, dass die jungen Eichensämlinge spätestens nach dem Verbrauch der im Samen enthaltenen Speicherstoffe unter den vorgefundenen Strahlungsbedingungen kümmernten (vgl. CROW 1988). Die sich vornehmlich aus Stärke und Rohfett zusammensetzenden Speicherstoffe der Eichel dürften nach RÄDER-ROITZSCH (1958), ZIEGENHAGEN (1989) und GARCÍA-CEBRIÁN et al. (2003) unter den Bedingungen der Überflutungsauwe bereits in oder nach der ersten Vegetationsperiode aufgebraucht sein. Eine vom Lichtgenuss unabhängige Entwicklung von Eichensämlingen, wie sie im Jahr der Keimung beobachtet werden kann (OVINGTON u. MACRAE 1960, JONES et al. 1989, NILSSON et al. 1996), ist aus diesem Grund danach nicht länger möglich. In Untersuchungen, in denen mehrjährige Stiel- und Traubeneichen (*Quercus petraea*) Lichtbedingungen ausgesetzt waren, die mit denen auf den Versuchsflächen unterhalb der Begleitvegetation vergleichbar sind, stagnierte deshalb das Höhen- und Durchmesserwachstum (DINEUR 1951, SHAW 1974, LÜPKE 1982, IGBOANUGO 1990). Weiterhin waren Blattanzahl und Blattfläche (RÖHRIG 1967, ZIEGENHAGEN u. KAUSCH 1994) sowie Assimilationsrate (JARVIS 1964) gegenüber Eichen, die unter besseren Lichtbedingungen erwachsen, deutlich gesenkt. Aus den beschriebenen Reaktionen junger Stieleichen lässt sich der Schluss ziehen, dass Sämlinge im Schatten der Bodenvegetation nahe dem physiologischen Existenzminimum erwachsen. Die erheblich verminderte Assimilation ermöglicht ein Überdauern im Schatten, ohne den Pflanzen die Möglichkeit zu bieten, aus der für sie ungünstigen Konkurrenzzone zu erwachsen. Nach LÜPKE (1995) können junge Eichen jedoch auch bei einem Strahlungsangebot von 8-10 % des Freilandlichtes mehrere Jahre überleben. Insbesondere auf sehr gut wasser- und nährstoffversorgten Standorten ist die Schattenresistenz junger Bäume zudem deutlich gesteigert (BURSCHEL u. SCHMALTZ 1965, KOZLOWSKI u. PALLARDY 1997). Für das stetige Vergehen der Keimlinge innerhalb des ersten und zweiten Lebensjahres muss demnach mindestens ein weiterer Standortfaktor die Entwicklung der Sämlinge negativ beeinflusst haben.

Hochwasser

Es kann davon ausgegangen werden, dass weitere, für größere und vitale Pflanzen vergleichsweise unbedeutende Wachstumsstörungen, schnell zum Absterben der stark beschatteten Eichensämlinge geführt haben (vgl. RACKHAM 1980). Neben dem Blattverlust durch den Fraß von Tieren und dem möglichen Befall der Blätter mit Mehltau (JARVIS 1964, SHAW 1974, WORRELL u. NIXON 1991, WARGO 1996) kommen im Auenwald vor allem die in der Vegetationszeit stromseits der Deiche auftretenden **Überflutungen** in Frage (JONES et al. 1989, SIEBEL u. BLOM 1998). Um Erkenntnisse über die Auswirkungen von Überflutungen auf das pflanzliche Wachstum zu erhalten, wurden in einem im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Versuch einjährige Stieleichen unter kontrollierten Bedingungen (Klimakammer) vollständig überflutet (KÜHNE u. BARTSCH 2004). An den für mehrere Wochen in sauerstoffreichem Wasser untergetauchten Eichen konnten frühzeitig Blattverluste festgestellt werden. Nach dem Ende der Überflutungsperioden waren oftmals Teile der Sprossachse und die Terminalknospe bei den erneut austreibenden Eichen abgestorben. Unabhängig von der Dauer der Überflutung zeigten die Sämlinge in der folgenden Vegetationsperiode eine verminderte Blattentwicklung und erheblich verringertes Triebwachstum. Auch SIEBEL et al. (1998) konnten an für 12 Wochen vollständig überfluteten Eichensämlingen den Verlust der Blattbiomasse und signifikant reduzierte Triebtlängen gegenüber einer Kontrollvariante nachweisen. Beide Untersuchungen fanden unter höheren Strahlungsbedingungen statt als sie unterhalb der Bodenvegetation im Auenwald zu finden sind. Die in den Studien beobachteten Beeinträchtigungen des Wachstums dürften daher weniger schwerwiegend gewesen sein und zu einer geringeren Sterblichkeit unter den Versuchspflanzen geführt haben. Für die jungen Eichen in der Überflutungsauie bedeuten die stagnierende Sprossentwicklung und der Verlust der Blattoorgane das Verharren in der stark beschatteten Zone unterhalb der Bodenvegetation und eine weitere erhebliche Belastung des bereits stark gestressten Stoffwechsels. Der Verlust der Assimilationsorgane ist für die weitere Entwicklung der jungen Eichen hierbei von besonderer Bedeutung. Einerseits wird das bereits verminderte Höhenwachstum weiter beeinträchtigt. Andererseits erfordert die Bildung neuer Blätter von den bereits beträchtlich geschwächten Pflanzen zusätzlich die Mobilisierung kaum vorhandener Speicherstoffe (ANGELOV et al. 1996, CANHAM et al. 1999). Den Zusammenhang zwischen dem Gehalt an gespeicherten Reservestoffen im pflanzlichen Gewebe und starkem Blattverlust konnten beispielsweise WEBB (1980, 1981) an dreijährigen Douglasien (*Pseudotsuga menziesii*) sowie PARKER (1970) und WARGO et al. (1972) an jungen Zuckerahornen (*Acer saccharum*) nachweisen. In allen vier Untersuchungen waren Frequenz und Stärke der Blattverlustereignisse, die eine neue Blattentfaltung an den untersuchten Pflanzen zur Folge hatten, mit einem abnehmenden Stärkegehalt in Spross und Wurzel verbunden. PARKER u. PATTON (1975) beobachteten den selbigen Effekt an einjährigen Färbereichen (*Quercus velutina*). Die durch künstliche Entlaubung hervorgerufene

Absenkung an gespeicherten Reservestoffen verursachte in einer Studie von CANHAM et al. (1999) an zweijährigen Roteichen (*Quercus rubra*) verringertes Sprosswachstum und erhöhte Mortalität. Einen Nachweis über die Bedeutung gespeicherter Reservestoffe für das Wachstum junger Gehölze nach Stresssituationen erbrachten auch ANDERSSON u. FROST (1996). Das Entfernen der Kotyledonen an künstlich entblätterten Stieleichensämlingen hatte erhebliche Auswirkungen auf die Entwicklung der jungen Pflanzen. Gegenüber nur dem Blattverlust bzw. der Entfernung der Kotyledonen ausgesetzten Versuchsgruppen waren Wurzel- und Sprosstrockengewicht von Sämlingen 12 Wochen nach der kombinierten Behandlung signifikant vermindert. In Anlehnung an die Ergebnisse in den zitierten Versuchen und unter dem Eindruck sich wiederholender Überflutungen dürfte der Prozess des Neuaustriebes für die Keim- und Sämlinge der Stieleiche stromseits der Hochwasserdeiche frühzeitig nicht mehr möglich sein und zum Absterben führen. ARMSTRONG u. WESTBOY (1993) sowie SAVERIMUTTU u. WESTBOY (1996) sprechen großsamigen Pflanzen im Sämlingsstadium eine erhöhte Toleranz gegenüber Schädigungen, wie etwa der Entblätterung, zu. Die nutzbaren Reservestoffe im Samen sind jedoch nicht unbegrenzt und dürften im Überflutungsbereich des Auenwaldes aufgrund der ungünstigen Lichtbedingungen schnell erschöpft sein. Untersuchungen von Shaw (1974) belegen diese Annahme. Das komplette Entfernen der Blätter an jungen einjährigen Traubeneichen (*Quercus petraea*) in zwei aufeinander folgenden Vegetationsperioden führte unter Lichtbedingungen von 10 % des vollen Tageslichtes zu hohen Mortalitätsraten bei den behandelten Pflanzen. Im dritten Jahr des Versuches zeigten die erneut künstlich entblätterten Eichen noch höhere Ausfälle. SHAW (1974) vermutet deshalb, dass in einer nicht durchgeführten vierten Versuchsperiode keiner der Sämlinge überlebt hätte. Eichen, die unter deutlich besseren Lichtbedingungen aufwuchsen, konnten hingegen die jährlich wiederholte vollständige Entblätterung im angegebenen Untersuchungszeitraum größtenteils überleben. MCGRAW et al. (1990) kamen in einer ähnlichen Studie an künstlich entblätterten Sämlingen der Roteiche (*Quercus rubra*) zu annähernd gleichen Ergebnissen. Durch eine 70 %-ige Beschattung erhöhte sich die beobachtete Mortalität um mehr als den Faktor 2 im Vergleich zur Variante mit vollem Lichtgenuss auf nahezu 50 %.

Wasserstau im Wurzelraum

In Untersuchungen mit **Wassersättigung im Wurzelraum** zeigten auch Stieleichensämlinge trotz einer erhöhten Toleranz im Vergleich zu anderen Baumarten negative Veränderungen bei einigen physiologischen Wachstumsparametern. Zumindest für den Zeitraum der Wurzelanaerobiose (LYR 1993, DREYER 1994), manchmal jedoch auch darüber hinaus (DREYER et al. 1991, WAGNER u. DREYER 1997), waren bei den jungen Stieleichen die stomatare Leitfähigkeit und als Folge die CO₂-Assimilationsrate und die Photosynthese eingeschränkt. Hochwasserereignisse, die in der Überflutungsaue zu erhöhten Grundwasserspiegeln und austretendem Druckwasser auf den Versuchsflächen führen, sind in

ihren Auswirkungen auf die Entwicklung der Eichensämlinge deshalb ebenfalls von großer Bedeutung. LÉVY et al. (1986) und DREYER et al. (1991) konnten nachweisen, dass sich die ungünstigen Auswirkungen der Wassersättigung im Wurzelraum mit einem ausreichend großen Bodenhorizont ohne anaerobe Bedingungen erheblich vermindern lassen. Ursache für die beobachtete Erholung der Wachstumsparameter bei den unter diesen Bedingungen erwachsenden Stieleichen war eine schnelle Adventivwurzelbildung oberhalb des unterirdischen Wasserspiegels, wie sie auch von COLIN-BELGRAND et al. (1991) und SCHMULL u. THOMAS (2000) beobachtet wurde. Das Absterben der vom Wasserüberschuss geschädigten Wurzelmasse konnte durch die Bildung der besser angepassten Adventivwurzeln zumindest teilweise ausgeglichen werden. Dadurch waren langanhaltend negative Auswirkungen der Wurzelanaerobiose auf das Wachstum der Stieleichen vermeidbar. Die Bildung von Adventivwurzeln ist jedoch wie der Blattneuaustrieb nach einem Hochwasser von ausreichend Speicherstoffen in der Pflanze bzw. genügend Assimilationsmasse und günstigen Lichtbedingungen abhängig. In den Studien von LÉVY et al. (1986), DREYER et al. (1991) und SCHMULL u. THOMAS (2000) waren diese Voraussetzungen durch einen ausreichenden Strahlungsgenuss im Laufe der Untersuchungen gegeben. In der Überflutungsauwe scheidet die morphologische und physiologische Anpassung an die Wurzelanaerobiose nicht nur an den ungünstigen Lichtverhältnissen unterhalb der Bodenvegetation. Vielmehr spielt die ebenfalls nicht vorhandene Kontinuität der Überflutungsereignisse eine wesentliche Rolle. Anzahl, Dauer und Stärke der Hochwasserereignisse im Auenwald sind mit den experimentell-konstanten Bedingungen nicht vergleichbar. Das häufige An- und Abschwellen des Wasserspiegels und die daraus resultierenden negativen Auswirkungen auf den Stoffwechsel verhindern, dass sich die jungen Eichenpflanzen auf die anaeroben Bedingungen mit zunehmendem Alter einstellen können (GILL 1970, KOZLOWSKI et al. 1991). Als besonders schwerwiegend erweist sich hierbei die u. a. bei SIEBEL et al. (1998) bestätigte Erkenntnis, dass mit zunehmender Überflutung junge Gehölze deutlich stärker geschädigt werden. Aufgrund der geringen Größe der Eichen und der infolge des Rheinausbaus erhöhten Anzahl an Hochwasserereignissen (vgl. Kap. 3.7.1) kommt es auf den Versuchsflächen stromseits der Deiche wiederholt zum vollständigen Untertauchen der Sämlinge. Da die ebenfalls an Stärke zugenommenen Überflutungen aufgrund des jährlichen Abflussganges und erhöhter Niederschlagsmengen (KREUZWIESER et al. 2002) teilweise in der Vegetationsperiode auftreten, sind die Eichensämlinge durch das veränderte Flussregime besonders gefährdet. Eine u. a. bei SIEBEL u. BLOM (1998) beschriebene Anpassung und Etablierung der jungen Eichen in Jahren ohne schwere Hochwasserereignisse ist auf den Hauptversuchsflächen der Überflutungsauwe aus Mangel an solchen Perioden deshalb nicht möglich. SIEBEL u. BLOM (1998) gehen aufgrund dieser Tatsache davon aus, dass die an regelmäßige und moderate Überflutungen angepassten Arten des Hartholzauenwaldes von den irregulären und starken Hochwasserereignissen der neueren Zeit in ihrem Verjüngungsgang erheblich eingeschränkt sind. Speziell bei der Stieleiche

dürfte der Faktor Überflutung neben der Beschattung für das Ausbleiben der Naturverjüngung verantwortlich sein (BLOM 1999).

Fazit

Für die Stieleichensämlinge in der Überflutungsauwe ergibt sich aus den Ergebnissen somit das folgende Entwicklungsszenario. Durch die im Samen gespeicherten Reservestoffe können die Eichen im Keimungsjahr zunächst ohne Beeinträchtigung unterhalb der Bodenvegetation auflaufen. Bereits im zweiten Jahr dürften die Speicherstoffe aufgrund der starken Beschattung und eventueller Hochwasserereignisse im Vorjahr jedoch aufgebraucht sein. Eine vom Strahlungseinfall unabhängige Entwicklung ist daraufhin nicht mehr möglich. Erneute Überflutungen von Teilen des Sämlings oder der gesamten Pflanze die die Entlaubung und bzw. oder eine Verschärfung der bereits verminderten Sprossentwicklung zur Folge haben, schwächen den Sämling zusätzlich. Das stagnierende Höhenwachstum verhindert, dass die Eichen aus der für sie ungünstigen Zone unterhalb der Bodenvegetation entwachsen können. Gleichzeitig sind die jungen Pflanzen weiteren Überflutungen ausgesetzt. Die kombinierte Wirkung von Beschattung und Überflutung führt deshalb schnell zum Verlust der Regenerationsfähigkeit und letztlich zum Absterben der Sämlinge (vgl. SIEBEL et al. 1998).

Die in dieser Arbeit festgestellte hohe Empfindlichkeit ein- und zweijähriger Sämlinge gegenüber Überflutungen deckt sich mit dem bekannten Fachwissen zur Überflutungstoleranz von Gehölzen. So ist nach KOZLOWSKI et al. (1991) und SIEBEL u. BLOM (1998) das Alter einer Pflanze ein die Überflutungstoleranz wesentlich beeinflussender Faktor. Insbesondere die bei steigendem Alter zu Grunde gelegte zunehmende Höhe der Pflanze ist hierfür ausschlaggebend. Vollständig überstaute Gehölze überleben Überflutung für weitaus kürzere Perioden als nur partiell unter Wasser stehende Pflanzen (SIEBEL u. BLOM 1998, BLOM 1999). An Wasserstau im Wurzelraum angepasste Arten können Überflutungen, die nicht zum Untertauchen der Assimilationsorgane führen, lange Zeit widerstehen. Die Überflutung der assimilierenden Blattoorgane ist im jungen Alter jedoch kaum zu vermeiden. Deshalb sind auch die auf Auenstandorten vorkommenden Baumarten während des Sämlingsstadiums durch Hochwasserereignisse gefährdet (SIEBEL et al. 1998). Zu diesen Arten zählt auch die zum Hartholzauenwald des Rheins gehörende Stieleiche, für deren Altbestände eine hohe Toleranz gegenüber Überflutungen festgestellt wurde (SPÄTH 2002). Eine erhöhte Sensitivität im Sämlingsalter konnte auch an Keimlingen amerikanischer Eichenarten nachgewiesen werden. Nach MCKNIGHT et al. (1981) und SMITH (1993) sind Sämlinge von in Flussauen Nordamerikas beheimateter Eichenarten gegenüber Überflutungen in der Vegetationszeit grundsätzlich intolerant. Auch JONES et al. (1989) konnten an Sämlingen einiger anderer Baumarten nordamerikanischer Flussauen eine hohe Empfindlichkeit gegenüber einer kurzen Überflutung während der Vegetationsperiode feststellen.

Im Untersuchungszeitraum bestätigte sich auf den Versuchsflächen Potaschbuckel und Oberer Karlskopf in mehreren Jahren, dass lang anhaltende bzw. zahlreiche Überflutungen im Frühjahr und Sommer den Wuchs der Bodenvegetation und hierbei insbesondere das Ausbreiten hochaufschießender krautigen Arten unterdrücken können (vgl. SIEBEL u. BOUWMA 1998). Im Wirkungsgefüge zwischen dem Wachstum der Eichensämlinge und den diese beeinflussenden Faktoren ist diese Beobachtung bedeutend. Die für das Ausbleiben der Eichenverjüngung wichtigen Faktoren ergänzen sich in ihrer Wirkung. Kommt es in Jahren mit schwachen oder ausbleibenden Überschwemmungen zu einer verstärkten Ausbildung der Bodenvegetation, so werden die Keimlinge frühzeitig geschwächt und ausgedunkelt. In Jahren, in denen die Bodenvegetation durch anstehendes Wasser unterdrückt wird, werden auch die Sämlinge durch die periodisch anaeroben Bedingungen geschwächt. Die als Folge verminderte Vitalität der Sämlinge prädestiniert diese für ein Absterben spätestens in der folgenden Vegetationsperiode.

6.1.4 Versuchsfläche Lohbusch

Auf der Versuchsfläche Lohbusch in der nicht überfluteten **Altaue** führte die im Jahr 2001 beobachtete Mast gegenüber den Inventuren aus den Jahren 1999 und 2000 zu keiner Erhöhung der Verjüngungszahlen. Der über der Fläche im Jahre 1999 entstandene Schirm war bereits geworfen, so dass nur im Randbereich der Fläche Samen in großer Zahl auf den Boden fielen. Auch in der Altaue gab es im untersuchten Rand- und Außenbereich der Versuchsfläche hohe Samenverluste. Vermutlich aufgrund der Vielzahl an Eicheln im Mastjahr 2001 waren die relativen Verluste aber geringer als in der Überflutungsaue. Die Untersuchungsergebnisse zum Samenverlust in der Altaue bestätigten somit eine in der forstlichen Fachliteratur vielfach beschriebene Beobachtung. So konnte GURNELL (1993) in einer mehrjährigen Untersuchung feststellen, dass nur in ausgesprochenen Mastjahren Eicheln in genügender Anzahl bis in das Frühjahr am Boden erhalten blieben. Nur sehr starke Masten können zur Verjüngung von Eichenbeständen genutzt werden. In schwächeren Mastjahren sind die Auswirkungen von Verschleppung und Fraß gravierender und verhindern eine langfristig waldbaulich nutzbare Pflanzendichte (FENNER 1991).

Auch mit vorhandenem Schirm und ohne die Samenverluste wäre eine Zunahme der Naturverjüngungspflanzen innerhalb der Versuchspartellen der Altaue unwahrscheinlich gewesen. Die bereits vorhandene stammzahlreiche Naturverjüngung aus Hainbuche und das dichte Brombeergestrüpp hätten das weitere Aufwachsen der Sämlinge im zentralen Bereich der Versuchsfläche verhindert.

Das sich trotz des hohen Strahlungszutritts und der daraus resultierenden starken Ausbreitung von Bodenvegetation und Mischbaumarten Eichenverjüngung auf der Versuchsfläche etablieren konnte, dürfte hauptsächlich folgende Ursache gehabt haben. Im Gegensatz zu den Versuchsflächen der Überflutungsaue war zum Zeitpunkt der Auflichtung und des späteren

Schirmwurfes bereits Eichennaturverjüngung auf den Untersuchungsparzellen vorhanden (0,8 Pflanzen m⁻²). Diese vorhandenen Sämlinge konnten angelehnt an die Überlegungen von GRIME (1981, 2001) zur Wachstumsstrategie „Schatten vermeidender Arten“ unmittelbar auf die verbesserten Lichtbedingungen in den Vegetationsperioden nach dem Sturmereignis reagieren. Das ausgesprochen zügige Höhenwachstum der jungen Eichen verhinderte ein vollständiges Ausdunkeln durch die aufgrund der sehr guten Nährstoffbedingungen ebenfalls rasch aufwachsenden Begleitarten. Im Jahr 2001 waren noch 0,6 Sämlinge m⁻² mit einer durchschnittlichen Höhe von 53 cm auf der Versuchsfläche vorhanden. Ebenso wie bei der Eichenverjüngung wurde auch das Wachstum der zahlreich vorhandenen Hainbuchen durch die verbesserten Lichtbedingungen stimuliert. Der Entwicklungsvorsprung zum Zeitpunkt des verstärkten Strahlungsgenusses ermöglichte in dichten Gehölzpartien eine frühzeitige Verdämmung von Gräsern und krautigen Arten. Gleichzeitig kam es aufgrund der hohen Pflanzendichte zu einer zusätzlichen Steigerung des Höhenwachstums durch die interspezifische Lichtkonkurrenz. Trotz der sehr guten Entwicklung der Gehölzflora sind einzelne Eichen durch sich vertikal ausdehnende Ranken von *Rubus fruticosus* gefährdet. Hierbei wirkt sich vor allem der schlanke Wuchs der jungen Stieleichen negativ aus. Durch den raschen Aufwuchs unter Hainbuchen besitzen die naturverjüngten Eichen ungünstige HD-Werte. Ein Umbiegen bzw. Niederdrücken durch Seitentriebe der Brombeere ist deshalb vereinzelt beobachtet wurden.

Ebenfalls vergleichsweise gut entwickelten sich die Saaten der Versuchsfläche Lohbusch. Auf den vom Sturm nicht zerstörten Saatplätzen lag die durchschnittliche Pflanzenzahl in der vierten Vegetationsperiode nach der Keimung bei 8,8 Eichen pro Pflanzplatz bzw. 4,4 Eichen m⁻². Die Stieleichen waren im Jahr 2002 durchschnittlich 109 cm hoch. Auf einem Großteil der erhaltenen Saatplätze wird sich mindestens eine vorwüchsige Eiche langfristig etablieren können. Darauf deuten die Maximalhöhen der Saatplatzeichen hin. So war bei etwa der Hälfte aller 53 im Jahr 2002 vermessenen Saatnester die höchste Eiche mindestens 150 cm hoch. Vielfach wurde sogar die Höhe von 2 m deutlich überschritten. Für diese Eichen besteht nicht mehr die Gefahr, dass sie durch die krautige Bodenvegetation verdämmt werden.

6.2 Pflanzungen

Die Pflanzungen des Jahres 1999 auf den Versuchsflächen der Überflutungsaue waren nach vier Vegetationsperioden nahezu vollständig ausgefallen (Kap. 5.3.1). Von den ausgebrachten Stieleichen der Sortimente 50/80 (Versuchsflächen OS) und 80/120 (Potaschbuckel) lebten im Jahr 2002 noch rund 5 %. Bei der Ergänzungspflanzung 2001 auf der Versuchsfläche Potaschbuckel waren bereits nach drei Vegetationsperioden über drei Viertel der Eichen ausgefallen. Vergleichsweise geringe Mortalitätsraten waren bei den Ergänzungspflanzungen auf der Versuchsfläche OS 2 und der Pflanzung 1999 der Versuchsfläche Lohbusch in der

Altaue zu beobachten. Nach drei (Pflanzung 2001 OS) bzw. vier Vegetationsperioden (Pflanzung 1999 Lohbusch und 2000 OS) waren rund die Hälfte aller Stieleichen abgestorben. Gegenüber Pflanzungen auf anderen Standorten und ohne Hochwassereinfluss sind jedoch auch Mortalitätsraten von rund 50 % als sehr hoch einzustufen. So fand HAUSKELLER-BULLERJAHN (1997) an verpflanzten Stieleichen nach fünf Vegetationsperioden Mortalitätsraten von durchschnittlich 10 %. Die auf frischen und mäßig bis ziemlich gut nährstoffversorgten Böden unterhalb von Kiefern- bzw. Buchenaltholzschirm in Südniedersachsen gepflanzten Eichen waren zum Zeitpunkt der Ausbringung zwei (Kiefer) und drei Jahre (Buche) alt. Leicht erhöhte Ausfallraten ergaben sich bei vorhandener Wurzelkonkurrenz durch Altbäume unter erhöhtem Strahlungsgenuss in der Kiefer (bis 18 %) und unter dichter Beschirmung in der Buche (bis 27 %). LÜPKE (1982) ermittelte bei Pflanzungen von zweijährigen Traubeneichen (*Quercus petraea*) auf einem ähnlichen Standort je nach Strahlungsgenuss und Einfluss der Begleitvegetation Mortalitätsraten zwischen 3 und 23 %. Vier Vegetationsperioden nach der Pflanzung ergaben sich unter Buchenschirm (<15 % des Freilandlichtes) und der Konkurrenz durch aufkommende Bodenvegetation Ausfälle von 16 %. GOCKEL et al. (2001) fanden sieben bzw. acht Jahre nach der Aufforstung von Sturmwurf Flächen mit Trupppflanzungen in Nordhessen (vgl. GOCKEL 1994) aus zweijährigen Trauben- und Stieleichen des Sortimentes 50/80 durchschnittliche Ausfallraten von 6 bzw. 12 %. Die mehrheitlich auf mäßig frischen Lehmen gepflanzten Stieleichen wurden wie in dieser Untersuchung im engen Verband gesetzt. In durch die Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt 1986 in verschiedenen Wuchsgebieten Niedersachsens, Schleswig-Holsteins und Nordrhein-Westfalens aus ein- bis dreijährigen Stiel- und Traubeneichen angelegten Nesterpflanzungen fielen nach einer bzw. neun Vegetationsperioden über alle Versuchsflächen gemittelt durchschnittlich 5 (MANGOLD 1988) bzw. 22 % (GUERICKE 1996) der Pflanzen aus. Die Pflanzung von 2 bis 4 m großen Eichenheistern in weitem Verband auf Sturmwurf- und Käferflächen verursachte in Baden-Württemberg Ausfälle von durchschnittlich unter 10 %. Selbst Kulturen des von einem extrem heißen und trockenen Sommer geprägten Jahres 1991 wiesen nur Mortalitätsraten zwischen 9 und 17 % auf (EBERT u. POHL 1994).

Die hohen Mortalitätsraten in der Überflutungsauwe überlagerten sämtliche Wachstumsprozesse in den gepflanzten Nestern. Zudem zeigten nur wenige Stieleichen aufgrund der oberirdischen Absterbeerscheinungen eine kontinuierliche Höhenentwicklung, so dass eine umfassende Wachstumsanalyse nicht durchführbar war. In den folgenden Kapiteln wird daher die Diskussion über die Ursachen für die Ausfälle im Vordergrund stehen.

6.2.1 Pflanzmaterial

Während der Anwuchs- und Jungwuchsphase werden Wachstum und Überleben verpflanzter Bäume von der Behandlung und den Bedingungen vor und während der Pflanzung beeinflusst

(BURDETT 1990). Es ist deshalb notwendig, den physiologischen Zustand des verwendeten Pflanzenmaterials zum Zeitpunkt der Pflanzung einzuschätzen, um Aussagen über mögliche Vorschädigungen ableiten zu können.

Das **Versetzen** von in Baumschulen oder Pflanzgärten erzogenen Forstpflanzen stellt einen erheblichen Eingriff in die Entwicklung und in die Lebensfunktionen junger Bäume dar. Die als Verpflanzungsschock bezeichneten Wuchsdepressionen bei umgesetzten Pflanzen resultieren aus Schwierigkeiten beim Anwachsen am neuen Standort und Schädigungen, die durch das Ausheben und den Transport am Pflanzmaterial entstehen. Die am häufigsten verwendete Pflanzmethode ist die Ausbringung wurzelnackter Pflanzen, die auch in der vorliegenden Arbeit angewendet wurde. Besonders große wurzelnackte Pflanzen sind bei unsachgemäßer Handhabung schon vor dem Wiedereinpflanzen gegenüber Schädigungen anfällig. Beim **Ausheben** von Pflanzen aus dem Pflanzbeet geht ein großer Teil der Wurzeln verloren (LÜPKE 1976, ABOD u. WEBSTER 1989, BURDETT 1990). Für die Stieleichen dieser Untersuchung trifft dies besonders zu. Für alle Pflanzungen der Jahre 1999 bis 2001 wurden drei- bzw. vierjährige, unverschulte und im Pflanzkamp nicht unterschnittene Pflanzen verwendet. Im Vergleich zu unterstochenen Pflanzen verfügten unbehandelte zweijährige Traubeneichen in einem Versuch von RÖHRIG (1977) über oberflächennah weniger verzweigte und tiefer reichende Wurzeln. RÖHRIG geht deshalb davon aus, dass die nicht unterstochenen Traubeneichen beim forstüblichen Roden deutlich mehr Wurzelsubstanz verlieren. Die auf den Versuchsflächen dieser Arbeit verpflanzten Stieleichen verfügten aufgrund des fehlenden und sonst üblichen Wurzelschnittes im Versulbeet über ausgedehnte Wurzelsysteme, die ein sorgfältiges Ausheben erschwerten. Die vierjährigen Stieleichen der Pflanzung 2001 mussten mit dem Bagger ausgehoben werden und dürften hierbei erhebliche Teile ihrer Wurzelbiomasse verloren haben. Auch das Benutzen eines Aushebepfluges für das Pflanzmaterial der Pflanzungen 1999 und 2000 muss zu erheblichen Verlusten an der Wurzelmasse der ausgehobenen Eichen geführt haben (vgl. MCKAY 1996). So schätzen HOFFMANN (1966) und RÖHRIG (1977), dass beim Ausheben junger nicht unterschnittener Baumschulpflanzen bis zu 50 % der Feinwurzeln verloren gehen.

Das ausgehobene Pflanzmaterial wurde von den beteiligten Forstämtern zu den Versuchsflächen transportiert. Über die Transportmodalitäten und die möglichen negativen Auswirkungen, wie sie bei TABBUSH (1985) und STJENBERG (1997) infolge mechanisch groben Hantierens und starken Rüttelns an jungen Koniferen beschrieben wurden, können deshalb keine Aussagen gemacht werden. Möglicherweise sind junge Stieleichen jedoch als weniger empfindlich einzustufen. Darauf deuten zumindest die Untersuchungsergebnisse von MCKAY et al. (1999) hin.

Besonders großen Einfluss auf den physiologischen Zustand und den Anwuchserfolg hat die Behandlung im Zeitraum zwischen dem Ausheben aus dem Schulbeet und dem Einsetzen der Pflanzen auf der Fläche (GÜRTH 1970, MCKAY et al. 1994, BURSCHEL u. HUSS 1997). In

dieser Phase sind die unterirdischen Organe wurzelnackter Pflanzen der Austrocknung ungeschützt ausgesetzt. Bei immergrünen Koniferen kann es ohne entsprechende Schutzmaßnahmen ebenfalls zu erheblichen Wasserverlusten im assimilierenden Sprossbereich kommen. Der Wassergehalt des pflanzlichen Gewebes bzw. der so genannte Frischzustand einer Pflanze ist für den Anwuchserfolg jedoch von entscheidender Bedeutung (GUEHL et al. 1993). Zur Vermeidung irreversibler Wasserverluste sollten **Transport und Lagerung** des sehr empfindlichen Pflanzenmaterials daher zeitlich begrenzt sein und sehr sorgsam geschehen (SCHMIDT-VOGT u. GÜRTH 1969, NATHER 1987). GIRARD et al. (1997) konnten bei unbeblätterten und wurzelnackten Roteichen kaum negative Auswirkungen bei kurzzeitigem Trockenstress (1-5 Tage) feststellen und vermuten, dass Laubpflanzen in der Ruhephase gegenüber immergrünen Koniferen deshalb unempfindlicher sind. Nach dieser Untersuchung ist davon auszugehen, dass die gepflanzten Stieleichen nur unwesentlich durch die Austrocknung der Wurzeln während des Transportes und der Zwischenlagerung geschädigt wurden. Durch die Zusammenarbeit mit den beteiligten Forstämtern waren kurze Transportzeiten und ein sorgfältiges Einschlagen vor dem Verpflanzen gewährleistet (Kap. 4.4.2.1).

Damit mehrjährige, in Baumschulen und Pflanzkämpen nicht unterschrittene Pflanzen ohne Wurzeldeformationen und Stauchungen gepflanzt werden können, müssen deren Wurzeln nachträglich beschnitten werden. Beim **Wurzelschnitt** kurz vor der Pflanzung wird das Wurzelsystem auf eine leichter zu verpflanzende Größe und Form verkleinert. Während das Unterschneiden im Beet fachlich anerkannt ist (MCKAY 1996, RÖHRIG et al. 2004), gibt es zur Wirkung und zum Nutzen des nachträglichen Wurzelschnitts an der ausgehobenen Pflanze widersprüchliche Angaben, die oftmals nur auf Erfahrungen beruhen. Neben der Verminderung des Wurzelvolumens sollen an den frischen Schnittstellen schnell neue Wurzeln austreiben und so ein besseres Anwachsen der Pflanze ermöglicht werden (GÜRTH 1970). Während in nur wenigen Studien dieser förderliche Effekt nachgewiesen werden konnte, sind oftmals nur geringe Auswirkungen auf das Wurzelwachstum beobachtet wurden (vgl. NÖRR 2003). Vielfach führte jedoch ein zu starkes Beschneiden der Wurzel zu verringertem Wachstum und zu erhöhten Ausfällen. Aus der von ihnen aufgestellten Übersicht über wissenschaftliche Untersuchungen zum Wurzelschnitt im Zuge der Pflanzung resümieren BURSCHEL u. STIMM (1993), dass

- auf den Wurzelschnitt wenn möglich, immer verzichtet werden sollte,
- nicht vermeidbare Kürzungen sich auf einzelne, extrem lange Wurzeln beschränken und sehr vorsichtig vorgenommen werden sollten und
- idealerweise stets das Pflanzverfahren der Wurzelgröße angepasst werden sollte und nicht umgekehrt.

Zu ähnlichen Empfehlungen gelangten auch KESSEL (1994) und ANDERSEN et al. (2000).

Analysen nachträglich ausgehobener Pflanzen zeigten, dass die Wurzeln eines Großteils der für diese Arbeit verpflanzten Stieleichen verschnitten wurden. Vor allem die Pflanzenwurzeln der Sortimente 3+0 (80/120) sowie 4+0 (120/180) wurden stark verkürzt. Zusätzlich zu den Verlusten aufgrund des Aushebens kam es dadurch zu einer weiteren Abnahme der Wurzelmasse. Aufgrund der Vielzahl an Pflanzungen in mehreren Jahren und auf verschiedenen Versuchsflächen war es nicht möglich, an jeder der vornehmlich von den Forstämtern durchgeführten Pflanzungen mitzuwirken. Trotz des Hinweises auf ein sorgsames Einsetzen wurde das Pflanzmaterial oftmals durch alleinig arbeitende Waldarbeitertrupps dem Pflanzverfahren, der Hohlspatenpflanzung, durch das starke Beschneiden der unterirdischen Organe angepasst. Durch die fehlende Anwesenheit beim Einsetzen der Pflanzen, kann ein sorgfältiges Pflanzen deshalb nur für die Sortimente 50/80 des Jahres 1999 vorausgesetzt werden. Besonders stark verschnitten wurden die Stieleichen der Pflanzung 2001. Anhand der Untersuchung von im Oktober 2001 nach einer Vegetationsperiode ausgehobenen Pflanzen zeigte sich, dass sich das Spross-Wurzel-Verhältnis der ausgehobenen Pflanzen im Vergleich zu einer vor der Pflanzung erhobenen Kontrolle (vgl. Kap. 3.2) auf einen Wert von etwa 3 nahezu verdoppelt hatte (vgl. Kap. 5.3.4). Die verbleibende Wurzeltiefe nach dem Wurzelschnitt betrug durchschnittlich 30 cm. Da bei allen Pflanzungen die Hohlspatenmethode zum Einsatz kam, wird bei einem Großteil aller Stieleichen ein ungünstiges Verhältnis zwischen Wurzel- und Sprossgewicht nach dem Versetzen vorgelegen haben.

Entscheidend für die die weitere Entwicklung der Stieleichen nach dem Versetzen dürfte schlussfolgernd vor allem die durch das Ausheben und das Pflanzverfahren stark verminderte Wurzelbiomasse gewesen sein. Der Frischezustand der verpflanzten Stieleichen war ausreichend, um ein Anwachsen im pflanzenphysiologisch sehr günstigen Auenbodensubstrat zu ermöglichen. Die Bildung neuer Wurzeln sollte nicht am geringen Wassergehalt der verbliebenen Wurzeln gescheitert sein (s. u.). Welche Auswirkungen die mitunter erhebliche Reduktion des Wurzelsystems auf das Anwachsen der Eichen hatte, wird im folgenden Kapitel erörtert.

6.2.2 Pflanzenanwuchs

Wurzelwachstum

Das Wurzelsystem eines verpflanzten Baumes wird durch das Pflanzloch bzw. den Pflanzspalt räumlich stark eingeengt. Der daraus resultierende Zugang zu einem beschränkten Bodenvolumen erschwert die notwendige Wasseraufnahme erheblich (BURDETT et al. 1983). Dem Wurzelwerk fehlt zudem der ausreichende **Kontakt zum Boden**, wie er vor dem Ausheben bestand (BURDETT 1990). Als Folge sind die durch das Ausheben, den Transport und das Beschneiden der Wurzeln bereits gestressten Gehölze von einer fortschreitenden Austrocknung bedroht. Für den Anwuchserfolg ist daher entscheidend, dass verpflanzte

Gehölze schnell neue Wurzeln bilden (BURDETT et al. 1983, INSLEY u. BUCKLEY 1985, MCKAY 1996, RÖHRIG et al. 2004).

Das Vermögen neue Wurzeln zu bilden wird **Wurzelwachstumspotential** (Root Growth Potential, RGP) genannt. Das Potential zur Wurzelneubildung bei jungen Forstgehölzen ist in den letzten Jahrzehnten eingehend untersucht und mitunter hitzig in seiner Auslegung diskutiert wurden (s. Reviews THOMPSON u. TIMMIS 1978, RITCHIE u. DUNLAP 1980, BURDETT 1987, RITCHIE u. TANAKA 1990). Nach RITCHIE u. TANAKA (1990) besteht ein in der Literatur vielfach bestätigter Zusammenhang zwischen dem RGP und dem Wachstum am Pflanzort. Jedoch ist das RGP kein Weiser für das Überleben und Wachsen versetzter Baumschulpflanzen im Freien. Grund hierfür sind mögliche negative Einflüsse der Pflanzungsmodalitäten und der Witterungs- und Standortbedingungen während des Versetzens und der Anwuchsphase sowie Fehler beim Erheben des RGP unter kontrollierten Bedingungen. Deshalb muss das RGP vielmehr als ein Weiser für die generelle Pflanzenvitalität und -gesundheit angesehen werden (BURDETT 1987).

Das RGP wurde am in dieser Arbeit verwendeten Pflanzgut nicht untersucht. Es lassen sich deshalb keine Aussagen über die Fähigkeit des Eichenpflanzgutes zur Wurzelneubildung unmittelbar nach dem Ausheben aus dem Baumschulbeet machen. Jedoch können aus den Ergebnissen der RGP-Forschung Rückschlüsse über das Wurzelwachstum der gepflanzten Eichen nach dem Versetzen gezogen werden. Hierbei ist es von Bedeutung, unter welchen Bedingungen versetzte Pflanzen neue Wurzeln bilden können und welche Umstände negativ auf das RGP wirken.

Ausschlaggebend für die Bildung neuer Wurzeln ist der physiologische Zustand der Pflanze zum Zeitpunkt des Versetzens und hierbei insbesondere der Wassergehalt innerhalb der unterirdischen Pflanzenorgane (GUEHL et al. 1993). DEANS et al. (1990) konnten an dreijährigen Sitkafichten (*Picea sitchensis*) nachweisen, dass neue Wurzeln nach dem Versetzen nur durch Verlängerung bestehender vitaler Wurzeln des dritten und vierten Grades entstanden. ABOD u. WEBSTER (1991) bestätigten in Versuchen mit jungen Apfelbäumchen (*Malus pumila*), Winterlinden (*Tilia cordata*) und Sandbirken (*Betula pendula*) ebenfalls die Bedeutung der Feinwurzeln für die Regeneration von Wurzelsystemen nach Wurzelschnitten. Feinwurzeln höherer Ordnung sind aufgrund ihrer geringen Durchmesser aber am stärksten durch Wasserverluste gefährdet (INSLEY u. BUCKLEY 1985). Kommt es zur Austrocknung, so sind diese wichtigen Kompartimente des Wurzelsystems schnell nicht mehr in der Lage, neue Wurzelspitzen auszutreiben. Die auf die Versuchsflächen ausgebrachten Eichen dürften nach den Erläuterungen in Kapitel 6.2.1 in ihrem Wurzelwachstum nicht durch hohe Wasserverluste beeinträchtigt gewesen sein.

Strahlung und Photosynthese

Nach BURDETT (1990) ist ein hoher Wassergehalt innerhalb der Pflanze zudem wichtig, um pflanzenphysiologische Prozesse unmittelbar nach dem Versetzen zu aktivieren. Bei immergrünen Nadelgehölzen ermöglicht eine ausreichende Wassersättigung im Pflanzengewebe die sofortige Aufnahme der photosynthetischen Aktivität. Da Laubgehölze zumeist ohne ausgetriebenes Blattgrün verpflanzt werden, ermöglicht ein hoher Wassergehalt unter günstigen klimatischen und bodenphysiologischen Standortbedingungen den schnellen Austrieb der Blattorgane. Die mit der Blattentfaltung beginnende Photosynthese bei Laubgehölzen ist für das Wurzelwachstum und schlussfolgernd den Anwuchs von herausragender Bedeutung. In Untersuchungen konnte festgestellt werden, dass die Bildung neuer Feinwurzeln in starkem Zusammenhang mit der Photosyntheseaktivität einer versetzten Pflanze steht. So konnte VAN DEN DRIESSCHE (1987) an verpflanzten zweijährigen Douglasien (*Pseudotsuga menziesii*) eine proportionale **Abhängigkeit zwischen Lichtintensität und Wurzelwachstum** beobachten. Steigender Lichtgenuss und somit steigende Photosyntheseraten erhöhten sowohl die Anzahl als auch die Biomasse der neu gebildeten Feinwurzeln. Wie auch RICHARDSON (1953) an Sämlingen des Silberahorns (*Acer saccharinum*) und WEBB (1976) an Sämlingen des Zuckerahorns (*Acer saccharum*) konnten ELIASSON (1968) für Stecklinge der Zitterpappel (*Populus tremula*) und WASSINK u. RICHARDSON (1951) für einjährige Bergahorne (*Acer pseudoplatanus*) einen ähnlichen Nachweis erbringen. Die Wurzeln der untersuchten Pflanzen reagierten auf steigende Lichtintensitäten mit erhöhtem Wachstum. Auch NOLAND et al. (1996) fanden an Bankskiefersämlingen (*Pinus banksiana*) signifikante Korrelationen zwischen der CO₂-Assimilationsrate bzw. dem Lichtgenuss und der Anzahl und Länge neuer Wurzeln. Sie schlossen wie auch ELIASSON (1968), WEBB (1976) und VAN DEN DRIESSCHE (1987) aus ihren Ergebnissen, dass die jungen Pflanzen die erforderliche Energie für das Wurzelwachstum zumindest teilweise aus der unmittelbar nach dem Versetzen initiierten Photosynthese beziehen. RITCHIE u. DUNLAP (1980) folgerten daraus, dass für die Bildung neuer Wurzeln Assimilationsprodukte aus der Photosynthese nicht nur genutzt, sondern auch benötigt werden. Für den Anwucherfolg forstlicher Kulturen ergibt sich daraus die bei BURDETT (1990) und RITCHIE u. TANAKA (1990) beschriebene gegenseitige Abhängigkeit zwischen dem Wurzelwachstum und der Photosynthese bei frisch verpflanzten Gehölzen. Danach ist ein befriedigendes Wurzelwachstum nach dem Verpflanzen nur dann möglich, wenn durch die Photosynthese gebildete Assimilate in ausreichender Menge zur Verfügung stehen. Da die Photosyntheseleistung aber von der Wasserversorgung des assimilierenden Gewebes abhängt, muss das Wurzelsystem genügend Wasser aufnehmen können. Die Wasseraufnahme wird bei frisch versetzten Pflanzen jedoch hauptsächlich durch neu ausgetriebene Feinwurzeln gewährleistet, die den notwendigen Kontakt zur Bodenlösung herstellen können. Wasserstress durch geringes Wurzelwachstum vermindert deshalb die Photosyntheseleistung wodurch das

Wachstum neuer Wurzeln erheblich eingeschränkt wird was letztlich wiederum die photosynthetische Aktivität begrenzt.

Für die gepflanzten Stieleichen auf den Versuchsflächen in der Überflutungsaue bedeutet dieser sich selbst verstärkende Kreislauf eine erste Hürde für ein erfolgreiches Anwachsen nach der Ausbringung. In weiten Teilen der Versuchsfläche Potaschbuckel und in einzelnen dunkleren Bereichen der Versuchsflächen im Oberen Salmengrund reichte auch ohne die zusätzliche Beschattung durch krautige Begleitflora die zum Bestandesboden gelangende Einstrahlung (Kap. 3.2) nicht für eine positive Nettophotosyntheserate. Insbesondere das den Pflanzungen des Jahres 2001 zur Verfügung stehende Lichtangebot wurde durch die stark beschattende Strauchschicht zusätzlich vermindert. Aufgrund des fortgeschrittenen Alters (vgl. DINEUR 1951, ROUSSEL 1972) und der optimalen Aufwuchsbedingungen im Pflanzkamp (BURDETT 1983, 1990) waren die Stieleichen nur sehr ungenügend an die schwachen Lichtbedingungen angepasst. Als Folge dürfte das Wachstum der Pflanzen und somit auch die notwendige Regeneration des Wurzelsystems auf der Basis photosynthetischer Prozesse stark eingeschränkt gewesen sein.

Einfluss gespeicherter Reservestoffe

In einigen Studien zum Wurzelwachstum wurde der Transport von Assimilaten zu den unterirdischen Pflanzenorganen unter künstlichen Versuchsbedingungen vollständig unterbunden. So konnten trotz vollständiger Dunkelheit CARLSON (1976) an dreijährigen Schimmelfichten (*Picea glauca*) und BINDER et al. (1990) an jungen Riesenlebensbäumen (*Thuja plicata*) Wurzelwachstum nach dem Verpflanzen feststellen. Sie schlossen aus ihren Ergebnissen, dass in den untersuchten Arten **gespeicherte Kohlenhydrate** als Energiequelle für das anfängliche Wurzelwachstum dienten. Diese Vermutung wird durch die Ergebnisse von PHILIPSON (1988) bestätigt. Um den theoretisch möglichen Verbrauch von im Pflanzengewebe gespeicherten Kohlenhydraten beim Wurzelwachstum zu ergründen, wurden zweijährige Sitkafichten (*Picea sitchensis*) und Douglasien (*Pseudotsuga menziesii*) nach dem Auspflanzen in Einzeltöpfe geringelt. Der unterbrochene Kontakt zwischen Spross und Wurzel verhinderte nicht, dass die behandelten Sitkafichten zahlreiche neue Wurzelspitzen bildeten. Das Wurzelwachstum war in den jungen Fichten mit einer signifikanten Reduktion des Stärkegehaltes in den Wurzeln gegenüber der unbehandelten Kontrolle verbunden. Nach 14 Tagen stellte PHILIPSON (1988) jedoch eine beginnende Verlangsamung des Wurzelwachstums fest. Bei den geringelten Douglasien konnte hingegen kein Wurzelwachstum beobachtet werden. Das bei Douglasien ausbleibende Wurzelwachstum als Folge des unterbundenen Kontaktes zwischen Spross und Wurzel konnten auch ZAERR u. LAVENDER (1974) und VAN DEN DRIESSCHE (1991) nachweisen. In seiner aufwendigen Studie gelang VAN DEN DRIESSCHE (1991) außerdem der Nachweis, dass zumindest für die Douglasie einzig die durch die Photosynthese gebildeten Assimilate und kein zusätzliches in den Blättern entstehendes Enzym oder anderweitige Verbindung für die Bildung neuer

Wurzeln verantwortlich sind (RICHARDSON 1957). Kein Wurzelwachstum bei vollständigem Lichtentzug konnte VAN DEN DRIESSCHE (1978) auch an dreijährigen Amerikanischen Rotkiefern (*Pinus resinosa*) beobachten. NOLAND et al. (1996) fanden hingegen an Bankskiefern (*Pinus banksiana*), die unter verschiedenen Lichtbedingungen erwachsen eine signifikant erhöhte Abnahme des Stärkegehaltes in den Wurzeln der Pflanzen, die deutlich herabgesetzten Strahlungsverhältnissen ausgesetzt waren. Aufgrund der unterschiedlichen Ergebnisse bei verschiedenen Gehölzarten resümieren BINDER et al. (1990), dass die Bedeutung gespeicherter Kohlenhydrate für das Wurzelwachstum nach dem Verpflanzen baumartenspezifisch untersucht werden muss. Für Laubbäume und dementsprechend auch für Eichenarten gibt es jedoch nur sehr wenige Studien über die Rolle von Speicherstoffen als Energiequelle für die Wurzelneubildung. ELIASSON (1968) beobachtete an Stecklingen der Zitterpappel (*Populus tremula*) bereits nach wenigen Tagen mit abgedunkelten Blättern die vollständige Einstellung des Wurzelwachstums. Eine Ringelung der Sprossachse und das Entfernen der Blätter bzw. des gesamten Sprosses führten noch schneller zum Wachstumsstopp. Das Entfernen des gesamten Sprosses an einjährigen Roteichen (*Quercus rubra*) führte hingegen nur zu einem verminderten Wurzelwachstum (LARSON 1975). Auch ohne die assimilierende Blattmasse bildeten die jungen Pflanzen neue Wurzeln. Die Anzahl neuer Wurzeln war gegenüber einer unbehandelten Kontrolle reduziert. Gesamtlänge und Gewicht der neuen Wurzeln waren jedoch mit den erhobenen Werten der Kontrolle vergleichbar. Auch WASSINK u. RICHARDSON (1951) konnten an einjährigen Roteichen deren Unabhängigkeit des gegenwärtigen Wurzelwachstums gegenüber dem Lichtgenuss nachweisen. Durch den mehrmaligen Wechsel der Strahlungsintensität innerhalb weniger Tage veränderte sich das Längenwachstum der Wurzeln nur unwesentlich und erholte sich bald auf die Zuwachsraten vor der Behandlung. Die sehr kurzfristigen Auswirkungen beim Wechsel der Lichtintensitäten weisen auf physiologische Reaktionen innerhalb der Pflanze hin. Vermutlich durch die Umstellung der die Wurzeln versorgende Energiequelle sind die vorübergehenden Wuchsdepressionen zu erklären. Gegenüber einjährigen Bergahornen (*Acer pseudoplatanus*), die bei einer Reduktion der Lichtintensität starke Wachstumseinbußen zeigten, war bei den Roteichen nicht nur in den Wurzeln ein deutlich höherer Gehalt an Stärke zu finden. WASSINK u. RICHARDSON (1951) schlossen aus ihren Ergebnissen, dass der beobachtete Unterschied in den gespeicherten Kohlenhydratreserven zwischen den Bergahornen und den Roteichen für das unterschiedliche Wurzelwachstum unter schwachen Lichtbedingungen verantwortlich ist. Die größere Menge an Stärke diene den Eichen als Puffer, um das Wachstum auf hohem Niveau aufrechtzuerhalten. Studien zum Wurzelwachstum junger Stieleichen nach dem Verpflanzen unter schwachen Lichtbedingungen bzw. nach dem Entfernen oberirdischer Biomasse liegen nicht vor. Die Untersuchungen zur Roteiche (*Quercus rubra*) legen jedoch den Schluss nahe, dass bei den Pfahlwurzeln bildenden Eichen ein Wurzelwachstum nach Stresssituationen zumindest kurzfristig auch ohne photosynthetische Assimilate möglich ist.

Wurzelschnitt

VAN DEN DRIESSCHE (1987) und NOLAND et al. (1996) vermuten, dass unter standörtlich ungünstigen Bedingungen gespeicherte Kohlenhydrate als Basis für das Wurzelwachstum erheblich an Bedeutung gewinnen können. Zu diesen ungünstigen Bedingungen zählen Trockenheit und Beschattung in einem das Wachstum einschränkenden Ausmaß. Die schwachen Lichtbedingungen in der Überflutungsaue können für viele Pflanznester als derartig einschränkend eingestuft werden. Sollte bei den Stieleichen die Regeneration des Wurzelsystems unter lichtökologisch ungünstigen Bedingungen durch die Nutzung gespeicherter Kohlenhydrate initiiert werden können, so dürfte sich der starke Wurzelschnitt an den größeren Pflanzen als entscheidend erweisen. Durch das Beschneiden des gesamten Wurzelsystems und nicht nur einzelner langer Seitenwurzeln ging ein erheblicher Teil der vornehmlich in der Pfahlwurzel gespeicherten Kohlenhydratreserven (STRUVE u. JOLY 1992) verloren (INSLEY u. BUCKLEY 1985). Eine zur Pflanzengröße und Stärke des Wurzelschnittes äquivalente Regeneration des Wurzelsystems war damit auch durch den Abbau von Wurzelstärke nicht möglich. Studien zum Wurzelschnitt an jungen Eichen belegen diesen Ansatz. So fand LARSON (1975) an Sämlingen der Roteiche (*Quercus rubra*) eine kontinuierlich abnehmende Anzahl neuer Wurzeln mit zunehmender Schnittstärke 45 Tage nach der Behandlung. Vermutlich aufgrund der ausgeprägten Pfahlwurzel und der darin gespeicherten Kohlenhydratreserven hatte nur die stärkste Verminderung des Wurzelsystems erheblichen Einfluss auf das Wurzelwachstum. Die Entwicklung der oberirdischen Pflanzenorgane war jedoch deutlich stärker auch durch schwächere Wurzelschnitte beeinträchtigt. Auch JOHNSON et al. (1984) beobachteten an beschnittenen Roteichen nach einer elfwöchigen Versuchsphase signifikant verminderte Längen und Anzahlen neuer Wurzeln gegenüber unbehandelten Pflanzen. Das erhebliche Beschneiden der Wurzeln zweijähriger Stieleichen (*Quercus robur*) hatte nicht nur eine signifikante Reduzierung des Sprosswachstums gegenüber einer unbehandelten Kontrolle zur Folge (ANDERSEN et al. 2000). Durch das Entfernen eines Großteils der unterirdischen Biomasse war auch die Entwicklung des Wurzelsystems stark gehemmt. Besonders das Beschneiden der Grobwurzeln wirkte sich negativ auf die Wurzelregeneration aus.

Die Dezimierung der Wurzelmasse bedingt an wurzelbeschnittenen Gehölzen nicht nur die Reduzierung des Vorrates an gespeicherten Reservestoffen. Vor allem der **Verlust von regenerationsfähigen Fein- und Seitenwurzeln** verringert die Möglichkeiten des beschnittenen Wurzelsystems, mit einer ausreichenden Anzahl neuer Wurzeln Bedarf und Angebot an Wasser und Nährelementen auf ein ausgeglichenes Niveau zu stabilisieren (JOHNSON et al. 1984, INSLEY u. BUCKLEY 1985, ABOD u. WEBSTER 1991). Die kombinierte Wirkung des Kohlenhydratverlustes und der Verringerung der Feinwurzelmasse auf die Wurzelregeneration potenziert sich daher mit dem Ausmaß des Wurzelschnittes.

Erhöhte Mortalität bzw. erhebliche Wachstumsdepressionen nach sehr starken Wurzelschnitten sind vielfach dokumentiert und in Versuchen nachgewiesen wurden (WOESSNER 1972, BECKJORD u. CECH 1980, INSLEY u. BUCKLEY 1985, ABOD u. WEBSTER 1991, BURSCHEL u. STIMM 1993, ANDERSEN 2001). Der Verlust von Reservestoffen und für das Wachstum neuer Wurzelspitzen wichtiger Feinwurzelmasse als Folgen des Wurzelschnitts dürften deshalb vor allem die Stieleichen der Sortimente 3+0 (80/120) und 4+0 (120/180) frühzeitig erheblich geschwächt haben. Das sehr ungünstige Verhältnis von oberirdischer zu unterirdischer Biomasse konnte auch ohne weitere Stressfaktoren das Überleben der Pflanzen nur ungenügend sichern. Als besonders erschwerend erweist sich hierbei die u. a. bei REICH et al. (1980) und WEBB u. DUMBROFF (1978) beschriebene Beobachtung, dass zu Zeiten oberirdischer Wachstumsprozesse das Wurzelwachstum stark eingeschränkt ist. Während der Blattentfaltung und des Triebwachstums werden deshalb mobilisierte Reserven zu Ungunsten der Wurzelregeneration vornehmlich dem oberirdischen Wachstum zugeführt (JOHNSON et al. 1984, ABOD u. WEBSTER 1989). Besonders nach Stresssituationen kann es dadurch zu einer erheblichen Erschöpfung der vorhandenen Kohlenhydratspeicher kommen (WARGO 1979, WEBB 1981). Auch wenn es Hinweise auf eine von der Pflanze als Reaktion auf Stress gesteuerte Entwicklung der oberirdischen Organe gibt (ABOD u. WEBSTER 1989, STRUVE u. JOLY 1992), so kann die wichtige Regeneration des Wurzelsystems unter schwerwiegenden Umständen stark vernachlässigt werden. Insbesondere bei im Frühjahr verpflanzten und an der Wurzel beschnittenen Gehölzen kommt es zunächst nach mitunter erheblicher Verzögerung zum Blattaustrieb bevor das Wurzelwachstum einsetzt (JOHNSON et al. 1984).

Die Ausführungen verdeutlichen, dass die gepflanzten Stieleichen auf den Versuchsflächen der Überflutungsauwe einem erheblichen **Verpflanzungschock** unterlegen waren. Die Regeneration des Wurzelsystems war durch das kombinierte Wirken des Aushebens, des Wurzelschnittes und der schwachen Lichtbedingungen deutlich beeinträchtigt. Dieser Umstand prädestinierte viele Stieleichen für weitere Schädigungen durch Überflutung und Grundwassereinfluss.

Hochwasser

Auch wenn die gepflanzten Stieleichen in der Überflutungsauwe im Gegensatz zu den Sämlingen der Naturverjüngung und Saaten seltener, über kürzere Zeiträume und in Einzelfällen nicht vollständig bei Hochwasser überstaut wurden, verliert der **Standortfaktor Wasser** auch bei den Pflanzungen nicht seine entscheidende Bedeutung für den Anwuchserfolg. Ein erster Hinweis ergibt sich aus den Tabellen 39 und 40 (Kap. 5.3.1). Aus ihnen geht hervor, dass Stärke und Dauer der Hochwasserereignisse im Jahr der Pflanzung mit der Ausfallrate in der ersten und zweiten Vegetationsperiode nach dem Verpflanzen korrelieren. So waren nach dem Rekordhochwasser im Frühjahr 1999 die Mortalitätsraten bei allen Pflanzungen auf den Versuchsflächen der Überflutungsauwe sehr hoch. Im Jahr 2000

blieben Überflutungen auf der Versuchsfläche OS 2 vollständig aus. Als Folge waren die Ausfälle der Pflanzung 2000 vergleichsweise begrenzt. Die Ausfälle in den beiden ersten Vegetationsperioden nach der Ausbringung liegen für die Pflanzungen des Jahres 2001 zwischen denen der Pflanzungen 1999 und 2000. Dieses Ergebnis deckt sich mit dem im Jahre 2001 aufgetretenen Überschwemmungen, die im Vergleich zu den Hochwasserereignissen des Jahres 1999 schwächer ausfielen (Kap. 3.7.2).

Das Rekordhochwasser der Vegetationsperiode 1999 war in seiner Stärke und Dauer das schwerste des vergangenen Jahrhunderts. Als Folge waren auch auf den höher über dem Mittelwasser gelegenen Versuchsflächen im Oberen Salmengrund nahezu alle verpflanzten Stieleichen mindesten 2 Wochen ununterbrochen vollständig überflutet. Auf der Versuchsfläche Potaschbuckel waren viele Pflanznester deutlich länger mit Wasserständen von 100 cm und mehr kontinuierlich überstaut (Kap. 3.7.2.1). Die Pflanzungen der folgenden Jahre waren während des gesamten Untersuchungszeitraumes zu keinem Zeitpunkt solchen extremen Bedingungen ausgesetzt. Das Hochwasser in den Frühjahrsmonaten des Jahres 1999 dürfte sich deshalb als ein Stressfaktor erwiesen haben, der auch ohne vorherige Schwächung der verpflanzten Stieleichen zu erheblichen Ausfällen geführt hätte. Nicht anders ist zu erklären, dass bereits nach der ersten Vegetationsperiode 81 % aller auf der Versuchsfläche Potaschbuckel ausgebrachten Pflanzen abgestorben waren. Die Ausfälle im Oberen Salmengrund waren zum Zeitpunkt der Herbstaufnahmen 1999 geringer. Beim kleineren Sortiment 3+0 (50/80) waren mit einer Mortalitätsrate von 58 % wesentlich mehr Pflanzen ausgefallen als beim größeren Sortiment 3+0 (80/120), bei dem 46 % aller Eichen in der ersten Vegetationsperiode abstarben. Die Unterschiede zwischen den Versuchsflächen einerseits und den Sortimenten andererseits legen den Schluss nahe, dass die Höhe der auf den Flächen stromseits der Deiche auftretenden Hochwasser erheblichen Einfluss auf die Mortalität der Pflanzungen hatte. Auch SIEBEL et al. (1998) geben an, dass das Ausmaß der Überflutung, also die Fluttiefe bzw. die Höhe des Überflutungswassers entscheidend für das Überleben von Jungpflanzen ist.

Ein Großteil der im Jahr 1999 ausgefallenen Pflanzen trieb nach dem Rückgang des Rekordhochwassers nicht wieder aus. Oft vergingen einzelne Nestereichen auch unmittelbar nachdem sie mit dem erneuten Austrieb begonnen hatten (Kap. 5.3.1). Speziell diese Beobachtung bestätigt, dass die in Kapitel 6.1.3 ausführlich beschriebenen Mechanismen beim vollständigen Überfluten von Sämlingen auch zum Vergehen der größeren gepflanzten Stieleichen führten. Das lang anhaltende Hochwasser schwächte die Pflanzen so sehr, dass spätestens beim energiezehrenden Austrieb der Blattoorgane gespeicherte Kohlenhydrate für physiologisch lebenswichtige Prozesse nicht mehr zur Verfügung standen. Auch ANGELOV et al. (1996) konnten an jeweils einjährigen Korbeichen (*Quercus michauxii*) und Sichelblättrigen Eichen (*Quercus falcata*) ein Absterben nach lang anhaltender Überflutung des Bodens immer in Phasen erhöhten oberirdischen Wachstums beobachten.

Strahlung und Trockenstress

Die durch das Versetzen und das extreme Hochwasser stark geschädigten Wurzelsysteme der gepflanzten Stieleichen der Pflanzung 1999 konnten sich nach der Überflutungsphase nur sehr langsam regenerieren. Das schwache Lichtangebot und die erschöpften Kohlenhydratspeicher ermöglichten es den Pflanzen nicht, genügend Feinwurzelmasse aufzubauen. Als Folge war eine ausreichende Wasser- und Nährstoffversorgung der Blätter nicht gegeben. Die dadurch verminderte Photosynthese war letztlich nicht in der Lage, genügend Assimilate zum Aufbau neuen pflanzlichen Gewebes bereitzustellen. Zusätzlich erschwerend auf das Überleben der nach dem Hochwasser erneut ausgetriebenen Eichen könnte sich möglicherweise der vergleichsweise trockene August des Jahres 1999 ausgewirkt haben. Der im langjährigen Mittel (1961-1990) für die Station Karlsruhe bei 66 l pro m⁻² liegende Monatsniederschlag wurde im August des Jahres 1999 um etwa die Hälfte unterschritten. Das geringe Wasserangebot im Oberboden dürfte deshalb die ohnehin stark eingeschränkte Wasseraufnahmefähigkeit zusätzlich belastet haben.

Ein Hinweis auf eine stark verminderte Feinwurzelbiomasse als eine Ursache für die hohen Ausfallraten der Pflanzungen in der Überflutungsauwe ergibt sich aus Tabelle 44 (Kap. 5.3.4). Beim Vergleich lebender und abgestorbener Eichen konnten hochsignifikante Unterschiede in den Trockengewichten der Feinwurzelkompartimente nachgewiesen werden. Das Feinwurzelgewicht der lebenden Stieleichen war etwa zweimal so groß wie das der abgestorbenen Pflanzen. Die für die Untersuchung verwendeten Eichen wurden im Herbst 2001, acht Monate nach ihrer Ausbringung, auf den Versuchsfeldern Potaschbuckel und Ratswört ausgegraben. Die Unterschiede in den Mengen an Feinwurzeln sind deshalb nicht auf die Zersetzung bereits abgestorbener Wurzeln zurückzuführen. Auch ein Einfluss von *Phytophthora spec.* kann zumindest für die Versuchsfeldfläche Potaschbuckel ausgeschlossen werden (Kap. 5.3.5). Vergleichsdaten zu Feinwurzelgewichten mehrjährigen nicht überstauter und an der Wurzel nicht beschnittenen Pflanzen können nicht wiedergegeben werden, da derartig detaillierte Daten für die Stieleiche nicht vorliegen.

Stressreaktionen fluttoleranter Arten

Nach CRAWFORD (1989) treten selbst bei sehr fluttoleranten Arten, wie etwa der Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), physiologische Stressreaktionen auf, wenn es zu einem plötzlichen Wechsel in der Bodenbelüftung kommt. Die stressbedingten Reaktionen sind besonders bei Pflanzen zu beobachten, die sich bis zum Zeitpunkt des Sauerstoffmangels unter normalen Bedingungen entwickeln konnten. Die Störung des gewohnten Sauerstoffangebotes der Wurzeln löst zunächst bei allen sauerstoffbenötigenden Prozessen Fehlfunktionen aus. Auswirkungen auf den Hormonhaushalt und das Pflanzenwachstum sind deshalb zwangsläufig und unvermeidbar. Zu den vornehmlich durch Wasserstau oder Überschwemmung des Wurzelraumes hervorgerufenen Stressreaktionen gehören neben dem

Welken, der Chlorose und der Epinastie der Blätter (KOZLOWSKI et al. 1991) auch das Absterben der Feinwurzeln (POLOMSKI u. KUHN 1998, SCHULZE et al. 2002) und die Umstellung des Stoffwechsels, die vielfach zu unterdrücktem Wachstum führt (LYR 1992). Bei anaerobem Stoffwechsel wird die den Wurzelzellen zur Verfügung stehende Energie hauptsächlich durch die Glykolyse, der Aufspaltung von Zuckern zu Milchsäure und Ethanol, erzeugt. Dieser Gärungsstoffwechsel ist zellbiologisch unvorteilhaft, weil die Energiegewinnung auf ca. 5 % der Atmungsausbeute absinkt (SCHULZE et al. 2002). Die verminderte Energieausbeute bedingt deshalb einen höheren Stoffumsatz bei einem kontinuierlichen Nachschub an aus Kohlenhydratspeichern gewonnenen Zuckern (JACKSON u. RICARD 2003). Ein Mangel an für die anaerobe ATP-Synthese notwendigen Zuckern verursacht Schäden und führt letztlich zum Absterben der Pflanze. Der anaerobe Gärungsstoffwechsel ermöglicht ein Überleben somit nur für beschränkte Zeit. Die Menge an verfügbaren Kohlenhydraten innerhalb des Pflanzenkörpers bzw. die Größe vorhandener Speicher ist deshalb von besonderer Bedeutung (CRAWFORD 1989). Fluttolerante Arten können Phasen des Sauerstoffmangels im Boden durch physiologische und morphologische Anpassungen überstehen. So vermögen tolerante Arten unter Sauerstoffmangel deutlich sparsamer mit vorhandenen Reserven zu wirtschaften als weniger tolerante (CRAWFORD 1989). Nach JACKSON u. RICARD (2003) ist die Anpassung des zellulären Energiestatus der wichtigste Prozess bei der Akklimatisierung von Pflanzen an Hypoxie und Anoxie. Jedoch können auch reversible Ruhephasen in überfluteten Pflanzen Bedarf und Angebot an ATP im Gleichgewicht halten (SCHULZE et al. 2002). Ein verminderter ATP-Verbrauch vermag Pflanzen zu helfen, Perioden untergetauchter Wurzeln und Stöcke länger zu überleben. Wachstum und Entwicklung sind in dieser Zeit jedoch nicht möglich. Hierfür bedarf es Veränderungen, die trotz des Sauerstoffmangels im Wurzelraum die Wiederherstellung der vollen Funktionsfähigkeit der unterirdischen Pflanzenorgane ermöglichen. Als morphologische Reaktionen treten bei fluttoleranten Arten die Bildung von äußerlichen Adventivwurzeln und innerpflanzlichen Aerenchymen oftmals zusammen auf. Da zumindest beim erstmaligen Untertauchen des Wurzelsystems einer Pflanze alle nicht verholzten Spitzen und Feinkompartimente rasch absterben (KOZLOWSKI et al. 1991), ist die Ausbildung neuer, an die veränderten Bedingungen angepasster Wurzeln überlebenswichtig. Die so genannten Adventivwurzeln wachsen mehrheitlich in besser durchlüfteten Bodenhorizonten oberhalb des Wasserspiegels oder aber an der sauerstoffgesättigten Wasseroberfläche (GROSSE 1997). Adventivwurzeln können höhere Kohlenstoffdioxid-Konzentrationen vertragen und besitzen weitlumiges Zellgewebe für eine bessere Durchlüftung (POLOMSKI u. KUHN 1998). Die vergleichsweise wenigen Zellen vermindern zudem den Sauerstoff- und Energiebedarf der Wurzel. Durch ihre anatomischen Eigenschaften besitzen Adventivwurzeln die Fähigkeit, die sie umgebende Rhizosphäre mit Sauerstoff zu versorgen (KOZLOWSKI et al. 1991, LARCHER 2001). Der nach außen abgegebene Sauerstoff bildet so einen Mantel, der die sehr durchlässigen und ungeschützten Wurzeln vor reduzierten Schwermetallen und anderen

toxischen Radikalen schützt (KRAMER u. BOYER 1995, GROSSE 1997). Wurzelwachstum kann unter wassergesättigten Bedingungen nur durch den aktiven Transport von Sauerstoff zu den unterirdischen Organen erfolgen. Durch die Ausbildung von Lentizellen im unteren Sprossabschnitt besitzen fluttolerante Arten die Fähigkeit, den Eintritt von Luftsauerstoff in das Sprossgewebe zu gewährleisten. Der Gastransport zu den Wurzeln erfolgt anschließend durch das Aerenchym (LARCHER 2001). Dieses Durchlüftungsgewebe mit weitlumigem Interzellulärsystem entsteht durch die Erhöhung der Cellulaseaktivität, die zur Auflösung einzelner Zellen führt (BRUNOLD et al. 1996). Dadurch bilden sich den gesamten Pflanzenkörper durchziehende und die pflanzeninterne Luftzirkulation verbessernde Luftkanäle. Diese Entwicklung geschieht unabhängig davon, ob die Bildung des Aerenchyms durch Überflutung initiiert wird (Mesophyten), oder Bestandteil der normalen Entwicklung ist (Helophyten). Pumpmechanismen, wie die Thermoosmose oder die Druckstromventilation, können die interzelluläre Leitung und somit die Sauerstoffversorgung der Wurzeln zusätzlich erhöhen (KRAMER u. BOYER 1995, LARCHER 2001). Zu den weiteren Anpassungen fluttoleranter Arten zählen die Produktion und Anreicherung von Entgiftungsenzymen, die bei der Wiederbelüftung überfluteter Böden hochtoxische Sauerstoffradikale abfangen (LYR 1992, BRUNOLD et al. 1996, GROSSE 1997), sowie veränderte Eigenschaften der Vakuolenmembran, die eine Zunahme der Cytoplasmaazidität verhindern (KRAMER u. BOYER 1995, BRUNOLD et al. 1996, JACKSON u. RICARD 2003).

Die unter optimalen Bedingungen über mehrere Jahre in Pflanzkämpen erwachsenen Stieleichen waren nicht an die Bedingungen des Sauerstoffmangels infolge Wasserstaus im Wurzelraum angepasst. Dementsprechend stieg mit der Stärke der Einwirkung des ersten Hochwasserereignisses auch die Schwere der Auswirkungen auf die Pflanzen. Die Überflutung der Wurzelsysteme verursachte das Absterben, der nach dem Ausheben und dem Wurzelschnitt ohnehin stark reduzierten Feinwurzeln (COLIN-BELGRAND et al. 1991, DREYER 1994, WAGNER u. DREYER 1997). Spätestens nach diesem erneuten Verlust an unterirdischer Biomasse war bei einem Großteil der in den Jahren 2000 und 2001 ausgebrachten Pflanzen das Gleichgewicht zwischen der Nachfrage nach Wasser und Nährstoffen und der entsprechenden Nachlieferung nicht mehr gegeben und die Bildung neuer, den Bedingungen der Überflutungsau angepasst Wurzel, unbedingt erforderlich.

Überflutungstoleranz junger Stieleichen

In zahlreichen Studien konnte die durch morphologische Anpassung initiierte **Toleranz junger Stieleichen** gegenüber Sauerstoffmangel im Wurzelraum nachgewiesen werden. Einjährige Stieleichen, deren Wurzelsysteme für 12 Wochen zu durchschnittlich 50 % überflutet waren, bildeten Adventivwurzeln sowohl über als auch unter dem 10 cm unterhalb der Bodenoberfläche künstlich eingestellten Wasserspiegel (SCHMULL u. THOMAS 2000). Zahlreiche Lentizellen und Adventivwurzeln konnten auch COLIN-BELGRAND et al. (1991) an Stieleichensämlingen nach 4 Wochen mit Wasserstau im Wurzelraum bis 6 cm unterhalb der

Bodenoberfläche beobachten. DREYER (1994) konnte hingegen keinerlei morphologische Anpassungen finden, nachdem Wurzelsysteme von Sämlingen der Stieleiche 4 Wochen vollständig überflutet waren. Im Vergleich zu Sämlingen, deren Wurzeln nur partiell unter Wasser standen, waren Wasserversorgung und photosynthetische Aktivität erheblich stärker beeinträchtigt. 120 Tage Überflutung mit einem Wasserspiegel von 10 cm oberhalb der Bodenoberfläche hatte jedoch keine signifikanten Auswirkungen auf das Höhenwachstum einjähriger Stieleichen. Im Vergleich zu einer nicht überfluteten Kontrollgruppe nahm aber der Sprossbasisdurchmesser, vermutlich als Folge der Bildung von Aerenchyma, signifikant zu (FRYE u. GROSSE 1992).

Die Versuchsergebnisse zeigen, dass die Höhe des Wasserspiegels während eines Hochwasserereignisses entscheidenden Einfluss auf die weitere Entwicklung überfluteter Pflanzen hat. Danach müssen Stieleichen für die schnelle Anpassung an Sauerstoffmangel im Wurzelraum über ein zumindest in Teilen funktionierendes Wurzelsystem verfügen. Nur so ist die für das Wachstum neuen Pflanzengewebes vorrangige Photosynthese auf einem notwendigen Niveau aufrecht zu erhalten. Vollständiges Untertauchen der Wurzeln führt zum Absterben eines Großteils der unterirdischen Biomasse und bedingt die Mobilisierung von Speicherstoffen für die Bildung neuer Wurzeln. Der reduzierte Stoffwechsel verzögerte als Folge die Bildung an anaerobe Bedingungen angepasster Adventivwurzeln. Die morphologische Anpassung der Stieleichen erfolgte in den zitierten Studien unter fortwährend gleich bleibenden Versuchsbedingungen. Die Konstanz des Wasserspiegels und des hohen Strahlungseinfalls (Freilandlicht) ermöglichten es den jungen Stieleichen, auf die Stresssituation zu reagieren. Konstante Bedingungen sind im Freiland jedoch nicht gegeben. Wie bereits in Kapitel 6.1.3 beschrieben, kommt es vor allem in der Überflutungsau ausgebauter großer Ströme immer häufiger zu unregelmäßigen und schweren Hochwasserereignissen. Die durch Hochwasser in jungen Pflanzen ausgelösten Mechanismen zur Anpassung werden deshalb oftmals durch wiederholte Überflutungen gestört oder ganz verhindert. Als besonders erschwerend erweisen sich hierbei Überflutungen in den Sommermonaten (BLOM 1999). SIEBEL u. BLOM (1998) konnten nachweisen, dass junge Stieleichen Frühjahrshochwasser deutlich besser widerstehen als vergleichbare Überflutungen im Sommer. Als Grund für die verringerte Toleranz im Sommer wird die verringerte Menge an Kohlenhydraten in Spross und Wurzeln während der Sommermonate vermutet, denen außerdem ein höherer Bedarf an Energiebedarf aufgrund erhöhter Atmungsaktivität gegenübersteht.

Fazit

Stieleichen können Überflutungen, die den Pflanzenkörper nur teilweise unter Wasser setzen, lange überstehen. Die dadurch zumindest anfänglich gesenkte Wurzelaktivität führt in ihren Auswirkungen auf die Wasserversorgung und den Gaswechsel zu einer verminderten Photosyntheseleistung, die die Energieversorgung erheblich beeinträchtigt (DREYER et al. 1991, LYR 1993, DREYER 1994). Als Folge muss die Pflanze einen Großteil ihrer Energie aus dem Abbau von Kohlenhydratspeichern gewinnen. Wachstum ist dann nur noch in Fällen möglich, in denen das Hochwasser frühzeitig zurückgeht oder die Pflanze trotz der verminderten photosynthetischen Aktivität pflanzliches Gewebe aufzubauen vermag. Gepflanzte Stieleichen sind durch das Umsetzen bereits deutlich geschwächt und benötigen für ein erfolgreiches Anwachsen Bedingungen, die den Blattaustrieb und die Bildung neuer Wurzeln ungestört ermöglichen. Jegliche Beeinträchtigung innerhalb der Anwuchsphase die die Mobilisierung und den Ablauf lebenswichtiger physiologischer Prozesse hemmt, kann deshalb das Absterben beschleunigen. Das vollständige Überfluten des beschnittenen Wurzelsystems junger Stieleichen ist in ihrer Auswirkung auf den Anwuchs als folgenschwere Störung einzustufen. Durch die Wurzelanaerobiose ist nicht nur die äußerst wichtige Regeneration der Feinwurzeln gehemmt. Zusätzlich kommt es aufgrund des unvorteilhaften und energiezehrenden anaeroben Stoffwechsels zur Einstellung des Wachstums. Die schwachen Lichtbedingungen ermöglichten es den verpflanzten Stieleichen nicht, die notwendigen Kohlenhydratreserven zu schonen bzw. nach Hochwasserereignissen erneut aufzubauen. Das ungenügend ausgebildete und flutgeschädigte Wurzelwerk der Stieleichen konnte in den sich an Überflutungsphasen anschließenden Perioden ohne Wasserstau zudem nicht ausreichend Wasser und Nährstoffe zur Versorgung der Blätter aufnehmen. Die sich infolge des Ausbaues des Rheins erhöhte Anzahl an Hochwasserereignissen ist deshalb ähnlich wie bei den Sämlingen als Hauptursache für das Misslingen der Pflanzungen anzusehen. In ihrer Kombination mit den schwachen Lichtbedingungen in weiten Bereichen der Versuchsflächen und möglichen Trockenstressphasen führten die extremen standörtlichen Bedingungen der Überflutungsphase kumulativ zum Ausfall der ausgebrachten Pflanzen.

Statistische Auswertung

Die Ergebnisse der multiplen Regressionsanalysen zur Nester mortalität der Pflanzungen 2000 und 2001 konnten die Ausführungen zu den Ursachen der Mortalität teilweise bestätigen (Kap. 5.5.1). So hatten die in den Vegetationsperioden 2001 und 2002 (nur Potaschbuckel) aufgetretenen Hochwasser hochsignifikanten Einfluss auf die Nestmortalität der im Frühjahr 2001 auf den Versuchsflächen Potaschbuckel und OS 2 durchgeführten Pflanzungen. Mit der Anzahl berechneter Überflutungstage stieg die mittlere Mortalität innerhalb der Nester. Für die Pflanzung des Jahres 2000 war kein signifikanter Einfluss der Hochwasserereignisse im Untersuchungszeitraum nachweisbar. Da in der Vegetationsperiode 2000 die Versuchsfläche

OS 2 nicht überflutet wurde, ist der beobachtete Unterschied zur Pflanzung des Jahres 2001 ein Hinweis dafür, dass verpflanzte Stieleichen im Jahr der Ausbringung besonders empfindlich auf Hochwasser reagieren.

In den Modellen zeichnete sich jedoch nicht nur ein allgemeiner negativer Einfluss von Wasserüberschuss und Überstauung ab. Für die Pflanzung 2001 auf der Versuchsfläche OS 2 konnte für das Jahr der Pflanzung ein negativer Effekt der Höhenlage ü. NN nachgewiesen werden. Eine steigende Höhenlage verursachte signifikant zunehmende Ausfälle in den Eichennestern. Ausschlaggebend hierfür ist der bei mittleren Pegelständen für die Versuchsfläche OS 2 sehr tiefliegende Grundwasserspiegel. Der Einfluss der Höhenlage in der Vegetationsperiode 2001 ist ein Hinweis darauf, dass die größere Grundwasserferne der erhöht gelegenen Nester den Anwuchs der Eichen negativ beeinflusste. Ein Einfluss der Höhenlage war bei der Ergänzungspflanzung 2000 nicht gegeben. Die Nester unterschieden sich in ihrem Abstand zum Mittelwasser des Stoms bzw. zum Grundwasserspiegel nur sehr gering. Auf der Versuchsfläche Potaschbuckel korrelierte die Höhenlage dagegen negativ mit der Nestmortalität. Andere, von der Höhenlage nicht unabhängige Regressoren, wie die Anzahl an Überflutungstagen, hatten jedoch einen signifikanteren Einfluss.

Einen ebenfalls großen Einfluss auf die Ausfälle der Stieleichen hatte der Strahlungsgenuss. Entweder war es der direkte Strahlungszugang zum Nest oder aber die durch die Höhen der Mischbaumarten und Sträucher in unmittelbarer Nestumgebung in das Modell integrierte indirekte Strahlungsreduktion, die in allen Modellen signifikante Auswirkungen auf die Nestmortalität hatten. Es zeigte sich, dass die auf der Versuchsfläche OS 2 infolge der stärkeren Auflichtung wüchsigeren Konkurrenzgehölze mindestens einen ebenso starken Einfluss auf die Ausfälle ausübten wie der direkte Lichtzutritt. Neben der Beschattungskonkurrenz der Mischbaumarten und Sträucher kann auch eine Konkurrenz um Wasser auf der Versuchsfläche OS 2 nicht ausgeschlossen werden (s. o.). Auf der schwächer aufgelichteten Versuchsfläche Potaschbuckel konnte ein Einfluss der Konkurrenzgehölze nicht nachgewiesen werden.

Neben den Parametern Überflutung, Strahlung und Höhenlage hatten auch Unterschiede in den biometrischen Merkmalen des Pflanzmaterials Auswirkungen auf die Nestmortalität. Die auf der Versuchsfläche OS 2 gefundenen Zusammenhänge zwischen Pflanzhöhe bzw. Sprossbasisdurchmesser und der Nestmortalität belegen, dass sich die Unterschiede zwischen den Stieleichen eines Nestes auf der Ebene der Pflanzplätze nicht ausglich. In Nestern mit vielen kleinen bzw. schwachen Eichen traten signifikant mehr Ausfälle auf. Einerseits verursachten Hochwasser an kleineren Eichen stets eine stärkere Überstauung des Pflanzenkörpers als bei größeren Pflanzen. Als Folge wurden kleinere Gehölze nicht nur während Hochwasserereignisse, die zum vollständigen Untertauchen der Pflanzen führten, stärker durch anstehendes Wasser geschädigt (vgl. SIEBEL et al. 1998). Andererseits ist insbesondere der Sprossbasisdurchmesser ein Weiser für das Pflanzentrockengewicht und

somit ein Maßstab für die Menge vorhandener Kohlenhydratspeicher. Starke Eichen konnten infolge des Aufwachsens unter Freilichtbedingungen im Pflanzkamp mehr Reservestoffe aufbauen als im Wuchs niedrigere Pflanzen. Vermutlich konnten große Stieleichen daher die ungünstigen standörtlichen Bedingungen der Überflutungsau durch den Abbau gespeicherte Reserven länger überdauern.

In den Varianzanalysen zur Eichenanzahl bzw. Nestmortalität konnten die Auswirkungen der in den Regressionsmodellen verwendeten Parameter Strahlung, Konkurrenzvegetation und Höhenlage über NN ebenfalls nachgewiesen werden (Kap. 5.5.1). So kann beispielsweise aus den Tabellen 54 und 59 entnommen werden, dass Nester mit weniger als 30 % des Freilandlichtes über deutlich erhöhte Mortalitätsraten verfügten als besser lichtversorgte Eichengruppen. Nester mit PARSF-Werten von über 30 % waren auf den Hauptversuchsflächen der Überflutungsau jedoch stark unterrepräsentiert.

Ein weiterer Hinweis für den Einfluss der Parameter Pflanzengröße und Sprossbasisdurchmesser ergibt sich aus Tabelle 45 (Kap. 5.3.4). Beim Vergleich von lebenden Stieleichen der Pflanzung 2001 aus unterschiedlichen Höhenlagen der Versuchsfläche Potaschbuckel ergaben sich hochsignifikante Unterschiede im Sprossbasisdurchmesser und in der Wurzel- und Pflanzenbiomasse. Die Eichen aus den tiefer gelegenen Senken waren größer und wuchskräftiger als die Pflanzen der Höhenrücken. Die Ergebnisse legen den Schluss nahe, dass die schwächeren Eichen der Hochlagen aufgrund geringer Schädigungen durch Hochwasser und Grundwasserstau weniger stark in ihren physiologischen Prozessen eingeschränkt waren. Im Vergleich zu den Pflanzen der Senken konnten die höher gelegenen Eichen deshalb länger mit den angelegten Reserven haushalten. Vergleichbare schwache Pflanzen der Tieflage fielen durch den erhöhten standörtlichen Stress und dem dadurch bedingten schnellen Abbau der Speicherstoffe hingegen aus. Nur wuchskräftige Eichen konnten den Bedingungen der Überflutungsau bis zum Herbst 2003 widerstehen. Die Bildung neuer Feinwurzeln war auch noch in der dritten Vegetationsperiode nach der Pflanzung, in dem es auch auf der Versuchsfläche Potaschbuckel zu keinem Hochwasserereignis kam, möglich.

Eine Berücksichtigung biometrischer Merkmale der Wurzelkompartimente, insbesondere der Feinwurzeln, der gepflanzten Stieleichen in den Regressionsmodellen konnte nicht erfolgen. Der Wurzelschnitt ist deshalb einer der Parameter, der die nicht erkläraren Streuungen in den Modellen abdecken könnte.

6.2.3 Pflanzenqualifizierung

Nach BURDETT (1983) ist weniger das genetische Potential zur Anpassung als vielmehr die **Präadaption** von versetzten Pflanzen an standörtliche Bedingungen am Pflanzort entscheidend für den Anwucherfolg. Nicht die Fähigkeit sich schwierigen Bedingungen anzupassen, sondern die vorhandenen Schutzmechanismen gegen den unmittelbar

stressauslösenden Standortfaktor ermöglichen nach dem Versetzen das Überleben verpflanzter Bäume. Daraus lässt sich die Forderung ableiten, dass bekannten Standortextremen mit entsprechend vorbereiteten oder sogar angepassten Pflanzgut begegnet werden sollte um die auf den Standortfaktor zurückzuführenden Ausfälle zu minimieren.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit belegen, dass bei zur Verjüngung von Waldbeständen in der Überflutungsauwe des Rheins vorgesehenem Pflanzgut der Stieleiche eine künstlich initiierte Adaption an Überflutungsstress erstrebenswert wäre. Die Fähigkeit der Stieleiche zur Anpassung an Wurzelanaerobiose in frühen Entwicklungsstadien ist in zahlreichen Untersuchungen bestätigt wurden (s. o.). Die beobachteten Anpassungsmechanismen belegen die generelle Eignung der Stieleiche für eine Präadaption. Periodische Überflutungen vor der Ausbringung könnten demnach bei Stieleichen Adaptionsreaktionen auslösen und die Auswirkungen einer schweren Überflutung nach dem Versetzen vermindern (vgl. SIEBEL u. BLOM 1998). Der u. a. durch auftretende Hochwasser starke Verpflanzungsschock würde durch eine solche Anpassung abgemildert werden und den Anwuchserfolg des Pflanzgutes erhöhen. Die Umsetzung von Präadaptionsmaßnahmen in Baumschulen ist aus heutiger Sicht als sehr kritisch einzustufen. Neben der technischen Durchführung in größerem Maßstab sind auch Fragen zum grundsätzlichen Verfahren völlig ungeklärt. Speziell Dauer und Stärke notwendiger Adaptionsflutungen benötigen der wissenschaftlichen Durchdringung. Um Pflanzen nicht bereits während der Adaptionsphase langfristig zu schädigen aber zugleich eine ausreichende Anpassung zu gewährleisten, erscheint ein im Verlauf der künstlichen Anpassung steigender Überflutungsstress notwendig (vgl. MEGONIGAL u. DAY 1992, ANDERSON u. PEZESHKI 1999, ANDERSON u. PEZESHKI 2001). Bis zum jetzigen Zeitpunkt existieren keine Studien oder Erfahrungsberichte zur Verwendung von an Überflutung angepassten Pflanzen bei der Verjüngung periodisch überfluteter Waldbestände. Über Erfolg und Nutzen aufwendiger Maßnahmen zur künstlichen Adaption von Pflanzgut kann deshalb keine abschließende Wertung abgegeben werden. Die mit Hilfe eines effizienten Adaptionsverfahrens gewonnenen fluttoleranten Stieleichen wären jedoch eine vermutlich erfolgsversprechende Alternative gegenüber herkömmlichem Pflanzmaterial.

6.2.4 Versuchsfläche Lohbusch

Pflanzenanwuchs

Wie schon bei den Saaten war die Pflanzung der Stieleiche in der **Altauwe** mit weitaus weniger Schwierigkeiten verbunden als in der Überflutungsauwe. Auf der Versuchsfläche Lohbusch haben sich infolge des Sturmereignisses sehr günstige Lichtverhältnisse eingestellt. Die Aufnahme des Wurzelwachstums wurde durch den hohen Strahlungsgenuss begünstigt und ermöglichte eine beschleunigte Überwindung des Pflanzschocks. Eine ausreichende Wasserversorgung war aufgrund des Grundwasseranschlusses der Versuchspartzen und ausreichend Niederschlägen in den Folgemonaten nach der Pflanzung gegeben. Aufgrund der

geringeren Größe der Stieleichen mussten die Wurzeln nur unwesentlich für das Einpflanzen gekürzt werden. Das Spross-Wurzel-Verhältnis lag vor dem Verpflanzen bei 0,6 (Kap. 4.4.2.1). Die schnelle Regeneration der Feinwurzelmasse ermöglichte ein rasches Anwachsen und führte zu weniger Ausfällen als auf der mit gleichem Pflanzmaterial begründeten Versuchsfläche OS 2. In der vierten Vegetationsperiode nach der Ausbringung im Jahr 1999 verfügte ein Großteil der nicht durch den Sturm zerstörten bzw. beschädigten Nester noch immer über nahezu alle gepflanzten Stieleichen (Kap. 5.3.1). Durch den schnellen Anwuchserfolg zeigten die Stieleichen bereits im zweiten Jahr nach dem Verpflanzen ein ausgesprochen gutes Höhenwachstum. In den darauf folgenden Vegetationsperioden konnten die Pflanzen das Höhenwachstum kontinuierlich steigern (Kap. 5.3.3). Nach einem Ausgangswert von 58 cm stieg die durchschnittliche Höhe auf 125 cm Ende 2002. Vor allem in Nestern mit 6 oder mehr Pflanzen konnte wenigstens eine Stieleiche die mittlere Höhe der in der Altaue dominierenden Hainbuche erreichen (Kap. 5.4.3). Mindestens 160 cm hohe Eichen gab es in etwa der Hälfte aller Nester. Bei rund einem Drittel der Nester lag die Maximalhöhe sogar über 2 m.

Die gepflanzten Stieleichen wuchsen in Strahlungsbereichen oberhalb von 50 % PARSF deutlich besser an als in schwächer lichtversorgten Bereichen der Versuchsfläche (Kap. 5.5.2). Aufgrund der starken Konkurrenz der unter vollem Licht erwachsenen Begleitvegetation war in vergleichbaren Studien das Wachstum junger Eichen hingegen stark beeinträchtigt (HUSS u. KÜTHE 1974, LÜPKE 1987, KOLB et al. 1990, GÜRTH u. VÖHRINGER 1993). Um das Wachstum der Eichen und der Begleitvegetation waldbaulich zu steuern, wird daher auf nährstoffreichen Böden oder bei der natürlichen Begründung von Mischbeständen unter eventueller Anwendung von Voranbau bzw. Vorsaats die Erziehung unter lichtem Schirm oder in größeren Femellöchern empfohlen (HANNAH 1987, LÜPKE 1995, LÜPKE 1998, ANONYMUS 1999b, HAUSKELLER-BULLERJAHN et al. 2000). Durch den verbleibenden Oberstand soll die Entwicklung der Konkurrenzvegetation in den ersten Jahren gehemmt werden und gleichzeitig genügend Licht für das Wachstum der Eichen durch das Kronendach zum Bestandesboden gelangen. Fehlt der schützende Kronenschirm, kann es besonders bei kleinen Eichenpflanzen zu hohen Ausfällen durch die stark verdämmende Bodenvegetation kommen.

Strahlung und Konkurrenzvegetation

Auf der Versuchsfläche Lohbusch wurde infolge des Sturmereignisses im Winter 1999 der im Jahr zuvor angelegte Schirm nahezu vollständig geworfen. Überschirmungsbedingungen fanden sich aus diesem Grund nur noch in den Randbereichen der Versuchspartellen. In diesen äußeren Bereichen wurde der Strahlungseinfall durch einzelne auf der Fläche verbliebene Eichen und Hainbuchen bzw. die angrenzenden Bestandesränder gesenkt. Der verminderte Strahlungseinsatz hatte jedoch keine positiven Auswirkungen auf den Anwuchserfolg der Nestereichen. Die geringste Nestmortalität fand sich im am besten

lichtversorgten Zentrum der Versuchsfläche. Das höhere Wuchspotential der Konkurrenzvegetation hatte demnach nicht den erwarteten stark negativen Einfluss auf die Entwicklung der Nestereichen. Weder das Anwuchsprozent noch die Höhenentwicklung waren als Folge der zunehmenden Strahlung durch die Begleitvegetation beeinflusst. Die Gründe hierfür liegen in der spezifischen Zusammensetzung und Verteilung der Begleitvegetation auf der Versuchsfläche Lohbusch. So konnte in Kapitel 5.4.1 gezeigt werden, dass die Versuchsfläche Lohbusch im Jahr 2001 von einer flächendeckenden, sehr dichten Vegetationsdecke aus Begleitarten bewachsen war. Der mittlere Deckungsgrad der Begleitvegetation auf den Pflanzplätzen lag bei einem gleichzeitig geringen Variationskoeffizienten bei über 90 %. Die sehr guten bodenchemischen Verhältnisse ermöglichten auch in beschatteten Partien ein dichtes Aufwachsen begleitender Arten. Auf der Versuchsfläche war somit über den gesamten Strahlungsbereich hoher Konkurrenzdruck vorhanden. Bedeutender als das flächige Auflaufen konkurrierender Arten war jedoch die Zusammensetzung der Begleitvegetation. In der Altaue dominierte neben *Rubus fruticosus* und *Rubus idaeus* vor allem die im Vergleich zur Stieleiche schattentolerantere Hainbuche (*Carpinus betulus*). Die zahlreichen Hainbuchen konnten sich auch in den weniger lichtversorgten Teilen sehr gut entwickeln. Die flächige Entwicklung der Hainbuchenverjüngung stellte deshalb ein erhebliches Problem für das erfolgreiche Aufwachsen der Nestereichen dar. Neben dem Konkurrenzdruck der krautigen Bodenvegetation sorgten die in schwächeren Lichtklassen wuchsüberlegenen Hainbuchen für zusätzliche Beschattung. In den Randbereichen der Versuchsfläche erreichten die Hainbuchen bereits frühzeitig die Höhen der gepflanzten Stieleichen. Da ein ungehinderter Zugang direkten Lichtes zur Krone (LORIMER 1981) bzw. die Vermeidung des Überwachsens (LÜPKE 1991) entscheidend für das Überleben junger Eichen sind, kam es innerhalb der beschatteten Nester daraufhin schnell zum Ausdunkeln der Eichen. In den besser lichtversorgten Bereichen konnten die Eichen dem Konkurrenzdruck der Hainbuchen durch ein gesteigertes Höhenwachstum hingegen widerstehen. Vermutlich durch die stärkere Bestrahlung der obersten Kronenbereiche war eine Kompensation der seitlichen Beschattung möglich. Die Beobachtungen bestätigen die Analyse von LÜPKE u. HAUSKELLER-BULLERJAHN (1999), nach der die Verjüngung der Eiche bei kahlschlagfreiem Waldbau durch die Konkurrenz zahlreich auflaufender Laubschattbaumarten an ihre Grenzen stößt. Eine gelenkte Entwicklung der Konkurrenzsituation zwischen den Eichen und der begleitenden Gehölzflora ist durch die waldbauliche Steuerung der Lichtzufuhr nicht mehr möglich, ein Ausfall der unterlegenen Eiche ohne weitere Pflegeeingriffe nicht vermeidbar.

Die unvermindert starke interspezifische Lichtkonkurrenz durch die Hainbuche verursachte in den Strahlungsklassen mit mehr als 50 bzw. 70 % der photosynthetisch aktiven Freilandstrahlung die stetige Zunahme der Eichenhöhen. Die von LEDER (1996) als Treibwirkung bezeichnete Steigerung der Höhen wurde durch die ungebremste

Höhenentwicklung der Hainbuchen ausgelöst. Dabei bestätigte sich die Angabe von DOHRENBUSCH (1996), dass die Hainbuche nicht nur in beschatteten sondern auch in den sehr gut lichtversorgten Bereichen der Eiche im Höhenwachstum überlegen ist (Tab. 65 u. 69 Kap. 5.5.2). Ein gesteigertes Höhenwachstum junger Eichen unter dem Einfluss dichter Verjüngungen von Mischbaumarten konnten auch GÜRTH u. VÖHRINGER (1993) beobachten. In Untersuchungen zur Entwicklung von natürlichen Verjüngungen aus Traubeneiche (*Quercus petraea*) und Buche (*Fagus sylvatica*) unter Freilichtbedingungen wurde eine deutlich gesteigerte Höhenentwicklung natürlich verjüngter Eichen auf unbehandelten Versuchspartzen festgestellt. Gegenüber mehrfach gepflegten Vergleichsflächen war die mittlere Höhe der Eichen um den Faktor 2 bis 3 gesteigert. GÜRTH u. VÖHRINGER (1993) machen für diesen deutlichen Unterschied in der Höhenentwicklung die starke Konkurrenz der Buchen verantwortlich. Die in hoher Stammzahl beigemischten Buchen und anderen Baumarten förderten im fortgeschrittenen Verjüngungsstadium das Höhenwachstum zu Lasten des Dickenwachstums. In von vorwüchsigen Buchen befreiten Verjüngungen entwickelten sich die Höhen der Eichen deutlich langsamer.

Zu einer vergleichbaren Situation kam es in der Altaue. Auch hier steigerte die Konkurrenz der zahlreichen Hainbuchen das Höhenwachstum der gepflanzten Stieleichen. Die Höhen/Wurzelhalsdurchmesserhältnisse (H/WHD- o. H/SBD-Verhältnis) der in der Altaue gepflanzten Stieleichen lagen im Jahr 2002 jedoch deutlich unter den von LÜPKE (1991) und GÜRTH u. VÖHRINGER (1993) für vergleichbare Eichen angegebenen Werten (Tab. 65 Kap. 5.5.2). In den höchsten Strahlungsklassen wurden Schlankheitsgrade von durchschnittlich 80 bis 90 ermittelt. Die gepflanzten Stieleichen erschienen deshalb weniger spindelig und labil als die aus Naturverjüngung entstandenen Eichen. Ursache der kompakteren Wuchsform war das vergleichsweise weitständige Aufwachsen der Eichen im Pflanzkamp, das sich in abgeschwächter Form auch 2002 noch in den H/WHD-Verhältnissen niederschlug.

Anwuchs und Wachstum der Nestereichen in der Altaue sind demnach vornehmlich durch das dichte Auflaufen der Mischbaumarten bestimmt worden. Zwar konnte sich ebenfalls eine üppige Bodenvegetation ausbilden, deren Einfluss wurde jedoch durch die schnell aufwachsende Gehölzverjüngung frühzeitig zurückgedrängt. Die trotz der dichten Naturverjüngung weiter wuchskräftigen *Rubus*-Arten übten nur geringen Beschattungsdruck aus und gefährdeten die gepflanzten Eichen nur durch vereinzelt Umbiegen. Auch DOHRENBUSCH (1996) konnte in Untersuchungen zur Verjüngung von Traubeneichen-Hainbuchen-Mischbeständen beobachten, dass unter Freiflächenbedingungen der Wettbewerb zwischen den Forstpflanzen und der Bodenvegetation zugunsten der Gehölzverjüngung entschieden wurde. Ein ungünstiger Einfluss der krautigen Begleitflora auf das Höhenwachstum der Naturverjüngung konnte nicht nachgewiesen werden. Vielmehr fand sich ein signifikant positiver Zusammenhang zwischen dem Deckungsgrad der Bodenvegetation und der Höhenentwicklung der Gehölze. Die Ursache lag nach DOHRENBUSCH (1996) im

überragenden Einfluss des vollen Lichtes. Durch die hohe Einstrahlung waren alle anderen Faktoren wie etwa die Hemmwirkung der Bodenvegetation stark überlagert. Die varianz- und regressionsanalytischen Auswertungen zur Nestmortalität belegen, dass dies auch für die Versuchspartellen der Versuchsfläche Lohbusch zutrifft. In der Altaue korrelierten sowohl die Höhe der Krautschicht als auch die Höhe der Mischbaumarten positiv mit der Anzahl lebender Stieleichen pro Nest im Jahr 2002. Der nahezu ungehinderte Zugang des Lichtes zu den Nestern ermöglichte ein ausreichendes Wachstum der Eichen und der Begleitarten. Infolge des dadurch forcierten Höhenwachstums konnten die gepflanzten Nestereichen im Zentrum der Versuchsfläche dem Konkurrenzdruck der begleitenden Gehölzarten bis zum jetzigen Zeitpunkt widerstehen. Hierzu trug auch die Begründung der Eichen in Nestern bei. Mischbaumarten konnten nur schwer in die sich rasch schließenden Nester einwachsen. Die langfristig im Höhenwachstum überlegenen Gehölze drängten nach und nach den Einfluss der krautigen Bodenvegetation zurück.

6.3 Schlussbetrachtung

Für die vorliegende Arbeit wurden als **Versuchsflächen** zur Verjüngung anstehende Bestände mit hohem Stieleichenanteil ausgewählt. Dadurch sollte sichergestellt werden, dass die Standorte für den Anbau der Stieleiche geeignet sind. Die Berücksichtigung verschiedener hydrologischer Standortverhältnisse auf den Hauptversuchsflächen der Überflutungsaue wurde sowohl durch eine unterschiedliche Höhenlage über dem Mittelwasser als auch durch reliefbedingte Besonderheiten wie Höhenzüge entlang des Rheinufers oder Altarme in der näheren Umgebung der Versuchsflächen gewährleistet (Kap. 3.7.2.1 u. 3.7.2.2). Die Nebenversuchsflächen Oberer Karlskopf und Ratswört wurden zur Ergänzung der Datenerhebung auf den Hauptversuchsflächen hinsichtlich Fruktifikation und Pflanzenanwuchs ausgewertet.

Die **Datenerhebung** zu den Versuchsflächen erfolgte mittels standardisierter und bewährter Verfahren der Strahlungsmessung, Standortansprache und Vegetationsaufnahme (vgl. Kap. 3). Die Berechnungen zur Hydrologie in der Überflutungsaue basieren auf hochauflösenden Zeitreihen aus behördeninternen Quellen und den Wasserwirtschaftlichen Jahrbüchern, die vom Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz zur Verfügung gestellt wurden. Sie ermöglichten unter der Einbeziehung von eigenen Beobachtungen die modellierte Rekonstruktion der hydrologischen Bedingungen im Untersuchungszeitraum. Während der Auswertung bestätigte sich, dass auch auf den Versuchsflächen stromseits der Deiche neben oberirdischen und unterirdischen Wasserüberschuss Wassermangel in längeren Trockenzeiten einen starken Einfluss auf die Vegetation ausübt (vgl. MICHIELS 2000). Zeiträume mit anhaltendem Trockenstress waren mit einer nachträglichen Modellierung, d. h. auf der Basis des Flurabstandes (Entfernung Grundwasserspiegel-Erdoberfläche) jedoch nicht ausreichend

nachvollziehbar. Hierfür hätte es direkter Messungen der Bodenfeuchte (z. B. TDR-Messungen) bedurft. Daher können über Auswirkungen langer Perioden ohne Niederschläge und Grundwasseranschluss keine Aussagen getroffen werden.

Der Samenfall auf den Hauptversuchsflächen wurde durch **Samenfänge** erfasst, die im Kronenbereich vitaler Stieleichen aufgestellt wurden. Die Samenfänge waren während des Untersuchungszeitraumes fest installiert und ermöglichten somit eine räumliche (baumbezogene) Zuordnung des Fangergebnisses in jedem Jahr. Dies gestattete Vergleiche zwischen den Versuchsflächen und auch innerhalb der untersuchten Bestände (vgl. Kap. 5.1.1). Zur Berechnung der gemittelten Flächenwerte ist anzumerken, dass es sich nicht um repräsentative Ergebnisse handelt. Die Samenfänge waren nicht wie in den Buchenbeständen von BURSCHEL et al. (1964) systematisch auf den Versuchsflächen verteilt. Die Bezugsebene der Mittelwerte ist demnach nicht die Bestandesfläche sondern die Kronenschirmfläche. Ein weiteres Problem bestand darin, dass sich an einzelnen, aus den Samenfängen entnommenen Eicheln Fraßspuren von Mäusen fanden. Es kann deshalb nicht ausgeschlossen werden, dass Tiere bereits vor dem Einsammeln Eicheln aus den Samenfängen gefressen oder verschleppt haben. Möglicherweise entstanden die Fraßspuren aber auch bereits am Baum, d. h. noch vor dem Samenfall. Vergleichsdaten aus Beständen außerhalb des Auwaldes konnten für den Untersuchungszeitraum weder von der rheinland-pfälzischen noch von der hessischen Forstverwaltung zur Verfügung gestellt werden.

Die **Aufflichtung** der Bestände in der Überflutungsauwe erfolgte einzelstammweise. Auf den Versuchsflächen OS 1 und OS 2 war sie stärker als auf der Versuchsfläche Potaschbuckel. Die Entnahme einzelner Eichen führte auf der Versuchsfläche Potaschbuckel zu keiner wesentlichen Änderung der Lichtverhältnisse. Die geringe Eingriffsstärke wurde als Kompromiss zwischen dem Lichtbedarf der Eichen und dem erwarteten Konkurrenzdruck durch die Begleitflora gewählt. Der von der zweiten Baumschicht gebildete Zwischenstand verhinderte, dass die wenigen Kronendachöffnungen in der Oberschicht größere Auswirkungen auf das Lichtspektrum am Boden hatten. Von den stark beschattenden Bergahornen (*Acer pseudoplatanus*) wurde kein Exemplar entfernt. Das verbreitete geringe Lichtangebot beeinflusste das Wachstum der Eichen nachhaltig negativ. Eine weitere Aufflichtung wäre für die Ergänzungspflanzung des Jahres 2001 angebracht gewesen. Dabei hätten lichtere Bereiche auch im höher gelegenen westlichen Teilbereich der Versuchsfläche (vgl. Abb. 4 Kap. 3.4) geschaffen werden können. Jedoch wären hierdurch die Pflanzungen der verschiedenen Jahre nur eingeschränkt vergleichbar gewesen. Auf den Versuchsflächen im Oberen Salmengrund führten die Hiebsmaßnahmen zu stärkeren Aufflichtungsgraden. Durch den nur schwach ausgeprägten Zwischenstand und die hohe Stammzahlreduzierung führten die Eingriffe zu einem hohen Strahlungsangebot. Auf der Versuchsfläche OS 1 lagen die gemessenen PARSF-Werte relativ homogen in einem Bereich um 50 %. Die Aufflichtung der Versuchsfläche OS 2 erbrachte hinsichtlich der Zielvorstellung die besten Ergebnisse.

Trotz einer weiten Strahlungsamplitude, lag ein Großteil der Saat- und Pflanzplätze im als optimal erachteten Strahlungsbereich zwischen 20 und 30 % PAR.

Die **Strauchschicht** wurde auf allen Hauptversuchsflächen der Überflutungsauwe vollständig zurückgeschnitten. Auf der Versuchsfläche Potaschbuckel wurde der Strauchschnitt zusätzlich von der Fläche entfernt, während er im Oberen Salmengrund größtenteils auf der Fläche verblieb und das weitere Vorgehen stark durch die schlechte Begehrbarkeit der Versuchsflächen behinderte. Das Hochwasser im Frühjahr 1999 verdriftete den Baum- und Strauchschnitt auf einzelne Saat- und Pflanzplätze. Dadurch mussten einige Saaten und Nester erneut freigeräumt werden. Zusätzlich waren einzelne Nester nicht mehr auffindbar. Bei zukünftigen Kulturbegründungen in der Überflutungsauwe ist eine Räumung der Flächen auch zur Erhaltung des Zaunes daher dringend zu empfehlen. Bereits im dritten Jahr nach dem Zurückschneiden bedrängte die aus Stockausschlag und Wurzelbrut wiedererwachsene Strauchschicht vereinzelte Pflanznester. Als gegen über Überflutung tolerant sowie besonders wuchskräftig und stammzahlreich erwiesen sich *Cornus sanguinea*, *Corylus avellana* und *Prunus spinosa* und auf der Versuchsfläche OS 2 die Ulmen (*Ulmus laevis*, *U. carpinifolia*). Einmaliges Entfernen der Konkurrenzgehölze vor der Pflanzung ist deshalb auch bei größeren Stieleichensortimenten im Überflutungsbereich nicht ausreichend.

Die an das Verfahren von SZYMANSKI (1986) angelehnte **Nesterpflanzung** hatte das Ziel, Stieleichen mit vertretbarem Aufwand in die Versuchsflächen einzubringen, in dem nur Teilflächen bepflanzt wurden. Durch den engen Pflanzverband kann zudem die Konkurrenzvegetation innerhalb der Nester zurückgedrängt werden, wie es SZYMANSKI (1986) und STROBEL (2000) beschrieben haben. Gleiches gilt auch für die Saat, bei der durch das plätzeweise Ausbringen der Eicheln derselbe Effekt erzielt werden sollte. Frühe und hohe Ausfälle der Nestereichen in der Überflutungsauwe verhinderten die erfolgreiche Umsetzung des gewählten Pflanzkonzeptes. Hochwassereinfluss und die Überschirmung verhinderten das rasche Aufwachsen, das mit einem schnellen Dichtschluss des Nestes verbunden gewesen wäre. Zudem übten die bereits erwähnten raschwüchsigen Sträucher erheblich stärkeren Konkurrenzdruck aus als die von SZYMANSKI (1986) beschriebene krautige Begleitflora. Auswirkungen, die auf die von den Forstämtern gewünschten Abweichungen vom klassisch engen Nestverband beruhten, waren daher nicht nachvollziehbar. Jedoch ist anzunehmen, dass in die weiteren Verbände schneller Konkurrenzgehölze eingewachsen wären (STROBEL 2000). Für das klassische Nestverfahren werden leichter eng zu pflanzende ein- bzw. zweijährige Eichen verwendet. Nach den Angaben der zuständigen Praktiker war ein dichtes Setzen der in dieser Arbeit gepflanzten drei- und vierjährigen unverschulten Eichen trotz des Wurzelschnittes nicht möglich. Auch ohne Berücksichtigung des nur kurzen Untersuchungszeitraumes scheint deshalb die interspezifische Konkurrenz keine Ursache für das Absterben der gepflanzten Stieleichen darzustellen. Die Abweichung vom klassischen Pflanzkonzept verhinderte ein gegenseitiges Bedrängen und Beschatten in den ersten Jahren.

Maßgeblichen Einfluss auf die Wahl des zu pflanzenden **Pflanzensortimentes** hatten Erfahrungen der forstlichen Praxis, dass bei der Stieleiche Heister im Auenwald als Pflanzmaterial geeigneter sind als kleinere Sortimente. Große Pflanzen sind nach sorgsamer Pflanzung gegenüber Strömung und Eis weniger schadanfällig und weniger stark dem Konkurrenzdruck der Begleitflora ausgesetzt. Speziell die Verdämmung durch Gräser und krautige Arten kann durch die Wahl von Großpflanzen ausgeschaltet werden. Die verbreitete Vorstellung, Heister seien generell hochwassertoleranter, ist jedoch unzutreffend. Zwar wird durch eine längere Sprossachse ein vollständiges Überfluten der Pflanze weniger wahrscheinlich, tatsächlich scheint jedoch nicht die Größe der Eichen, sondern das Anwachsen vor dem ersten Hochwasserereignis entscheidend zu sein. Ohne Hochwassereinfluss aufgewachsene und somit vitalere und wuchskräftigere Pflanzen sind nach SPÄTH (1988) gegenüber Überflutungen unempfindlicher. Möglicherweise führten Beobachtungen dieser oder ähnlicher Art zu der Einschätzung, kleine Pflanzen würden Überflutungen grundsätzlich schlechter widerstehen. Generell ist die Verwendung großer Pflanzen aus den oben genannten Gründen im Auenwald jedoch zu befürworten.

6.4 Waldbauliche Folgerungen und Ausblick

Überflutungsau

Die Überflutungsau in ihrem jetzigen Zustand stellt ein labiles Ökosystem dar, wie man es so ausgeprägt selten findet. Nachdem die Feldulme (*Ulmus carpinifolia*) sicherlich für lange Zeit ausgefallen ist und unklar bleibt, inwieweit die Flatterulme (*Ulmus laevis*) diese ersetzen kann, bleiben als hochwassertolerante Baumarten nur die sich vegetativ vermehrenden Pappeln (*Populus spec.*) und Weiden (*Salix spec.*) und die sich ganz selten auf generativem Wege verjüngende Stieleiche. Daneben gibt es eine weitgehend hochwassertolerante Strauchschicht, die in der Überflutungsau wüchsiger ist als auf anderen Standorten. Die sich reichlich aus Samen verjüngende Esche (*Fraxinus excelsior*) fällt bei extremem Hochwasser immer wieder im großen Umfang aus oder zeigt Rindenschäden im unteren Stammbereich. Diese alte Erfahrung (ESSLINGER 1911, TUBEUF 1912) konnte in neueren Untersuchungen bestätigt werden (BIEGELMAIER 2002, SPÄTH 2002, VOLK 2002). Der noch weniger hochwassertolerante Bergahorn (s. Literatur zur Esche) dürfte sich in der Überflutungsau allenfalls auf höher gelegenen Kleinflächen einige Zeit halten, wenn auch nicht ohne beträchtliche Ausfälle und Schäden.

Auf den von der Wasserführung des Rheins stark beeinflussten Untersuchungsflächen der Überflutungsau bieten Naturverjüngung und Saat für die Erhaltung der Stieleiche keine Möglichkeiten. Ursachen hierfür sind hohe Samenverluste durch Tiere, Hochwasser in der Vegetationszeit und Konkurrenz durch die Begleitvegetation. Der Erfolg von Pflanzungen wird vor allem bestimmt durch die Hochwassersituation im Jahr der Pflanzung. Geringe

Höhenunterschiede im Flächenrelief beeinflussen die Ausfallrate. Exponierte Stellen wie etwa Mulden, Senken und Rinnen sollten deshalb nicht mit Eichen bepflanzt werden. Für die künstliche Verjüngung der Stieleiche kommt nur eine sorgfältige, das Pflanzmaterial schonende, maximal truppweise Heisterpflanzung in Betracht. Dabei sollten verschulte und im Pflanzkamp oder Baumschule unterstochene Stieleichen verwendet werden. Das wertvolle Pflanzmaterial muss mit den entsprechenden schonenden und angepassten Verfahren in die Bestände eingebracht werden. Bedingt das Verpflanzen großer Gehölze ohnehin schon ein hohes Maß an Aufmerksamkeit und Sorgfalt, muss auf den Standorten der Überflutungsauwe alles getan werden, um den Pflanzen ein schnelles und unproblematisches Anwachsen zu ermöglichen. Starke Wurzelschnitte vor dem Einpflanzen sind grundsätzlich zu unterlassen, um die unterirdischen Pflanzenorgane nicht frühzeitig zu sehr zu schwächen und ein ausgeglichenes Spross/Wurzel-Verhältnis zu gewährleisten. Jedoch muss nach lang anhaltendem Hochwasser in der Vegetationszeit auch hierbei mit beträchtlichen Ausfällen gerechnet werden. Gepflanzte Stieleichen benötigen ausreichend Licht um den Pflanzschock rasch zu überwinden und mit dem Höhenwachstum beginnen zu können. Trotz der von einem höheren Lichtangebot ebenfalls profitierenden wüchsigen Begleitvegetation erscheinen hierzu Lichtverhältnisse von mindestens 30 % des Freilandlichtes als notwendig (vgl. Tab. 54 u. 59 Kap. 5.5.1). In Buchenaltbeständen Südniedersachsen konnten in Femellöchern von 30 bis 50 m Durchmesser solche Strahlungsbedingungen gemessen werden (vgl. LÜPKE 1982, SCHMIDT et al. 1996, LÜPKE 2004). Je nach Bestandaufbau und den beteiligten Baumarten sind im Auenwald vergleichbare Lückengrößen zu wählen, um die Stieleiche kleinflächig einzubringen. Auf nahezu der gesamten Versuchsfläche OS 1 stellten sich durch die Absenkung des Bestockungsgrades auf 0,7 infolge der Schirmstellung des Oberstandes ebenfalls Strahlungswerte von über 30 % des Freilandlichtes ein. Unabhängig vom Hiebsverfahren und der Verjüngungsmethode muss die fortschreitende Auflichtung des Kronendaches den Zwischenstand unbedingt mit einbeziehen. In Femellöchern sollten daher alle unterständigen Schattbaumarten und Sträucher entfernt werden. Beim Schirmschlagverfahren kann dies je nach der Artenzusammensetzung des Zwischenstandes sukzessiv geschehen. Aus den Erfahrungen der vorliegenden Arbeit lässt sich schließen, dass ein höheres Strahlungsangebot einer zu starken Beschattung stets vorzuziehen ist. Bedrängende Konkurrenzgehölze müssen deshalb nicht nur vor der Pflanzung sondern auch bei der regelmäßigen Kulturpflege zurückgeschnitten werden. Zäunung der Verjüngungsflächen ist unbedingt erforderlich.

Auf den Untersuchungsflächen der Überflutungsauwe fand sich zeitweise eine reichliche Naturverjüngung von Ulme, Esche und Bergahorn. Doch traten nach starkem Hochwasser hohe Ausfälle der Edellaubholzsämlinge, z. T. auch noch im Jungwuchsstadium ein. Im Altbestand sind neben der Stieleiche vor allem Esche (*Fraxinus excelsior*) und in geringerem Maße auch Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Silberpappel (*Populus alba*) und Silberweide

(*Salix alba*) vertreten. Ältere Eschen und Bergahorne zeigten nach dem Hochwasser von 1999 ausnahmslos Rindenschäden im unteren Stammbereich, die bisher jedoch noch nicht zum Absterben der Bäume geführt haben.

Aus den Ergebnissen und Beobachtungen dieser Arbeit ergibt sich die Folgerung, die Standorte der Überflutungsauwe waldbaulich extensiv zu behandeln und die Stieleiche nur sehr begrenzt durch Pflanzung einzubringen. Die Erhöhung des Stieleichenanteils ist nur unter sehr hohem Aufwand möglich. Auch dann gilt, dass ohne Nachbesserungen und ständige Pflegemaßnahmen die Stieleiche in den Rheinauenwäldern nicht nachhaltig erhalten werden kann. Als künftige Bestockungsziele sollte eine wechselnde Mischung von Esche, Pappeln (*Populus alba*, *P. canescens*) und Silberweide mit einem geringen Anteil von Stieleiche und Wildobstbäumen (*Malus sylvestris*, *Pyrus pyraster*) angestrebt werden.

Altaue

Die Erhaltung der Stieleiche in der Altaue durch Naturverjüngung, Saat und Pflanzung ist wenig problematisch. Die gegenwärtigen Wasser- und Nährstoffverhältnisse sind hierfür sehr gut geeignet. Die Ergebnisse dieser Arbeit belegen, dass die von LÜPKE (1995, 1998) und HAUSKELLER-BULLERJAHN et al. (2000) entwickelten Ansätze zur kahlschlagfreien Verjüngung von Traubeneiche (*Quercus petraea*) unter dem Einbezug des Eichenvoranbaus bei ausreichend Pflege auch für die Stieleiche in der Altaue erfolgsversprechend sein können. Die Stieleiche wird allerdings nur als Mischbaumart eine Rolle spielen werden. Als lichtbedürftige Art kann sie nur unter lichtem Schirm oder in größeren Femellücken verjüngt werden (s. Ausführungen zur Überflutungsauwe). Ebenso wie in der Überflutungsauwe müssen die für Eichenpflanzungen geschaffenen Kronendachauflichtungen Schatten ertragende unterständige Bäume mit umfassen. Durch die Konkurrenz wuchskräftiger Begleitvegetation bedarf die Eiche ständiger Jungwuchspflege und zusätzlichen Schutz gegen Verbiss. Den Großteil der forstlich genutzten Flächen in der Altaue werden zukünftig die im Wachstum überlegenen Edellaubbäume (*Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus*) sowie Hain- und Rotbuche (*Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica*) bestocken.

Ausblick

Die Folgerungen und Empfehlungen für die Überflutungsauwe gelten für die derzeitige Hochwassersituation, die sich seit dem Abschluss des Rheinausbaus eingestellt hat. Nationale und länderübergreifende Projekte zur Hochwasservorsorge wie das Integrierte Rheinprogramm (ANONYMUS 1996, PFARR 1999, HOMAGK 2000, ANONYMUS 2004a) und die Interreg-Rhein-Maas-Aktivitäten (ANONYMUS 2004b, 2004c) zielen auf die Wiederherstellung

des Hochwasserschutzes und Erhaltung der Leistungsfähigkeit des stark wechselnden Naturhaushalts. Dabei sind vorgesehen (ANONYMUS 1994a):

- Schaffung steuerbarer Hochwasser-Rückhalteräume (Polder),
- Rückverlagerung der Hochwasserdämme in mehr landseitige Regionen und
- Anlage von Wehren am Rhein.

Erste Erfahrungen liegen inzwischen vom südlichen Oberrhein vor (ANONYMUS 1994a). In den pfälzischen Rheinauen ist die Anlage von Poldern noch größtenteils im Planungs- oder Baustadium (ANONYMUS 2000b). Eine regelmäßige „Ökologische Flutung“ der beabsichtigten Retentionsräume wird jedoch zweifellos zu einer Veränderung der Hochwassersituation führen. Die zukünftige Bewirtschaftung der forstwirtschaftlich genutzten Flächen entlang des Rheins wird erheblich von dieser Entwicklung abhängen. Die Untersuchungen dieser Arbeit haben gezeigt, dass eine Verkürzung der Hochwasserdauer in der Vegetationszeit und eine Verminderung der Überflutungshöhe die Verjüngungs- und Aufwuchsbedingungen für die typischen Laubbaumarten des Hartholzauenwaldes verbessern könnten. Die Leitbilder für die Wälder (ANONYMUS 1994b, MICHIELS u. ALDINGER 2002) der tiefer gelegenen Zonen der Hartholzauaue werden sich durch ein erfolgreiches Poldermanagement letztlich leichter erreichen und erhalten lassen. Bis dahin sollten sich die Anstrengungen zum Erhalt des Stieleichenanteils auf Flächen in der Altaue konzentrieren. Eine weitere Möglichkeit bietet das frühzeitige Aufforsten der neuen Retentionsflächen. Bei einem entsprechenden Poldermanagement mit allmählich steigendem Überflutungsstress nach Inbetriebnahme der wieder an das Flussregime angeschlossenen Flächen könnten so neue an Hochwasser angepasste Stieleichenbestände entstehen.

7 Zusammenfassung

Zielsetzung

Die heutige Situation der Rheinauenwälder ist sowohl aus Naturschutzaspekten als auch aus waldbaulicher Sicht als kritisch einzustufen. Starke Veränderungen der hydrologischen Verhältnisse und der forstlichen Bewirtschaftung haben zu einem grundlegenden Arten- und Strukturwechsel in den Waldbeständen geführt. Der ursprüngliche Charakter der Auenwälder ist weitgehend verloren gegangen. Hierzu hat vor allem der starke Rückgang von Stieleiche (*Quercus robur*) und Ulmen (*Ulmus spec.*) beigetragen, die bis etwa in die Mitte des vorigen Jahrhunderts flächenmäßig in den Hartholzauenwäldern dominierten. Die Anteile von Baumarten mit geringer Überflutungstoleranz, v. a. Esche (*Fraxinus excelsior*) und Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), nahmen stattdessen deutlich zu.

Artenvielfalt, stufiger Aufbau, Stabilität und hohe Wuchsleistungen lassen sich auf forstwirtschaftlich genutzten Auenstandorten nur erreichen, wenn die Oberschicht der Bestände überwiegend aus Lichtbaumarten zusammengesetzt ist. Die frühere forstliche Bewirtschaftung der Rheinauen hat in ihren Auswirkungen den Artenreichtum und die Mehrschichtigkeit der Bestände gefördert. Vor allem die aufgrund ihrer Samen und des wertvollen Stammholzes geschätzte Stieleiche profitierte von dieser Entwicklung. Die Erhaltung der an die periodisch überfluteten Auenstandorte sehr gut angepassten Hartholzbaumart durch Naturverjüngung, Saat und Pflanzung verursachte jedoch bereits in früherer Zeit immer wieder große waldbauliche Schwierigkeiten. Die Erhöhung des Stieleichenanteils soll in Zukunft durch die gezielte Förderung der Baumart auf geeigneten Standorten und der Abkehr vom Anbau der Edellaubhölzer erreicht werden. Die seit der Überführung der ehemaligen Mittelwälder in Hochwald üblichen waldbaulichen Verfahren der Eichenverjüngung auf Freifläche oder durch Großschirmschlag führten aber trotz eines hohen Pflegeaufwandes sehr selten zu befriedigenden Ergebnissen.

Ziel des 1998 begonnenen Forschungsvorhabens ist es, die ökologischen Voraussetzungen für die natürliche und künstliche Verjüngung der Stieleiche unter den besonderen standörtlichen Verhältnissen der Rheinaue zu erarbeiten und hieraus waldbauliche Verjüngungskonzepte abzuleiten.

Untersuchungsansatz

In den Forstämtern Speyer, Bellheim und Hagenbach (Stand 2003) wurden drei Hauptversuchsflächen und zwei Nebenversuchsflächen in der Überflungsaue und eine Vergleichsfläche in der nicht mehr vom Hochwasser betroffenen Altaue angelegt. Hierbei wurde die Fruktifikation der Stieleiche mittels 30 Samenfängen pro Hauptversuchsfläche von

1998 bis 2003 erfasst. Die Keimung der Samen und die Entwicklung der Naturverjüngung wurden auf 18 (2000) bzw. 32 (2001) Kleinflächen und in 11 Kleingattern (2001 bis 2003) beobachtet. Zusätzlich wurden in den unterschiedlich stark aufgelichteten, etwa 1 ha großen Beständen der Hauptversuchsflächen im Frühjahr 1999 Saaten und Pflanzungen angelegt und deren Entwicklung verfolgt. Für die 60 Einzelsaaten pro Versuchsfläche wurden je ein Kilogramm Eicheln aus Stieleichenbeständen der Rheinaue auf 2 m² ausgelegt. Bei den Pflanzungen wurden 226 Eichennester mit verschiedenen Pflanzanzahlen, Pflanzensortimenten und Nestergrundflächen begründet.

Der Zeit- und Arbeitsplan des Forschungsvorhabens wurde durch unvorhersehbare Ereignisse stark verändert. Die Pflanzungen und Saaten im Frühjahr 1999 wurden durch das folgende extreme Hochwasser weitgehend vernichtet. Durch den Sturm im Dezember 1999 wurde der Altholzschirm der Versuchsfläche in der Altaue vollständig geworfen. In den Jahren 2000 und 2001 wurden zusätzliche Pflanzungen (150 Nester) und Saaten (60 Einzelsaaten) in der Überflutungsaua angelegt. Durch die mehrfache Kulturbegründung ergab sich die Möglichkeit, den Anwuchs bei unterschiedlichen Hochwassersituationen und Witterungsverhältnissen zu erfassen.

Die Schwerpunkte der Arbeit lagen in der Modellierung der Hoch- und Grundwasser- verhältnisse auf den Versuchsflächen in der Überflutungsaua sowie der Erhebung biometrischer Wachstumsdaten der Stieleichenverjüngung und der Konkurrenzvegetation zur Beurteilung des Verjüngungserfolges.

Ergebnisse

Naturverjüngung

Das Ausbleiben mehrjähriger Naturverjüngung in der Überflutungsaua lag nicht an fehlender Fruktifikation der Stieleiche. Die Stieleiche fruktifizierte in der Überflutungsaua in etwa dem gleichen Ausmaß wie in der nicht mehr überfluteten Altaue. Im Jahr 2000 kam es zu einer Halbmast auf allen Hauptversuchsflächen mit mehr als 50 Eicheln m⁻², der ein Jahr später eine schwächere Sprengmast folgte. Der Großteil der auf den Boden gefallenen Eicheln wurde von Tieren gefressen oder verschleppt. Die vornehmlich durch Mäuse verursachten Verluste lagen je nach Versuchsfläche und Jahr zwischen 79 und 95 %. Hochwasser hatten keinen negativen Einfluss auf die Verluste und die Keimfähigkeit der Samen. Jedoch verzögerte sich das Austreiben der Samen mit dem lang anhaltenden Hochwasser 1999. Auf der Versuchsfläche landseits des Hochwasserdeiches kam es im Jahr 2001 zu einer starken Mast. Ebenso wie in der Überflutungsaua verursachten Kleinsäuger Samenverluste von rund 80 %. Die Keimfähigkeit der Samen lag in Überflutungs- und Altaue bei durchschnittlich 60 bis 80 %. Besonders ergiebige Masten verfügten anteilmäßig über mehr keimfähiges Saatgut als schwächere Ernten. In der Überflutungsaua fielen die wenigen aufgelaufenen Sämlinge im ersten oder zweiten Jahr trotz Wildschutz vollständig aus. In der Altaue fand sich am Ende

des dritten Untersuchungsjahres eine Dichte an naturverjüngten Eichen von 0,6 Pflanzen m⁻². Die Eichen waren maximal 130 cm hoch.

Saat

Die Pflanzendichte auf den Saatplätzen 1999 der Überflutungsauwe war vier Vegetationsperioden nach der Aussaat auf weniger als 1 Pflanze m⁻² zurückgegangen. Auch die Ergänzungssaaten im Herbst 2000 und Frühjahr 2001 blieben ohne Verjüngungserfolg. Der Saattermin hatte keine Auswirkung auf die Keimungsrate und den Anwuchs. Das Vergehen aufgelaufener Naturverjüngung und Saateichen in der Überflutungsauwe innerhalb der ersten Vegetationsperioden ist auf die starke Beschattung durch die dichte und hohe Bodenvegetation und den Einfluss von Überflutung und Grundwasserstau zurückzuführen.

Im Gegensatz zur Überflutungsauwe wurde in der Altaue an den Saateichen eine kontinuierliche Höhenentwicklung beobachtet. Die Stieleichen erreichten im vierten Jahr durchschnittliche Höhen von 109 cm. Einzelne Pflanzen waren über 2 m groß. Günstigen Strahlungsbedingungen und die Treibwirkung von Mischbaumarten führten zu einem raschen Höhenwachstum, das ein schnelles Ausdunkeln der Eichen verhinderte.

Pflanzung

Die Pflanzungen des Frühjahrs 1999 waren in der Überflutungsauwe nach der zweiten Vegetationsperiode nahezu vollständig ausgefallen. Bei den Ergänzungspflanzungen der Jahre 2000 und 2001 waren die Mortalitätsraten geringer, mit rund 50 und 75 % jedoch höher als bei Pflanzungen auf anderen Standorten. An den gepflanzten Stieleichen wurde vielfach oberirdisches Absterben beobachtet, das die Höhenentwicklung stark überlagerte. Der mittlere jährliche Höhenzuwachs bei den Ergänzungspflanzungen lag nur zwischen 3 und 9 cm. Durch die hohen Ausfälle wurden die angelegten Nesterstrukturen vielfach aufgelöst und zerstört. Über die Erfolgsaussichten und den Pflegeaufwand des Verfahrens der Nesterpflanzung in der Überflutungsauwe können daher keine Aussagen abgeleitet werden.

In der Altaue entwickelten sich die Eichennester deutlich besser. Vielfach blieb der Pflanzverband im vierten Jahr erhalten, obwohl rund die Hälfte aller Pflanzen ausgefallen war. Die Eichen erreichten vier Vegetationsperioden nach der Pflanzung mittlere Höhen von 125 cm. Die Maximalhöhe der Eichen in den Nestern lag oftmals über der Durchschnittshöhe (160 cm) der in der Verjüngung der Altaue dominierenden Hainbuche (*Carpinus betulus*).

Ursachen der Pflanzenausfälle

Aus den Abflüssen zweier Rheinpegel, Grundwasserspiegelmesswerten, Abfluss-Wasserstand-Beziehungen und Geländehöhen wurden Überflutungszeiträume und -höhen sowie die Tage mit Grundwasserstau für die Versuchsfelder stromseits der Deiche berechnet. Als entscheidend für den Erfolg der Eichenpflanzungen in der Überflutungsauwe erwies sich das Relief. Bereits geringe Unterschiede in der Geländehöhe haben entscheidenden

Einfluss auf die Überflutungsdauer und den Grundwasseranschluss in Trockenjahren. Die allgemein sehr hohe Mortalitätsrate der Pflanzungen ist vor allem auf Hochwasserereignisse im Pflanzjahr und Lichtmangel infolge geringer Auflichtung der Altbestände bzw. starker Beschattung durch die sehr wüchsige Konkurrenzvegetation zurückzuführen. In Varianz- und multiplen Regressionsanalysen konnte der Einfluss der Standortfaktoren Strahlung und Hochwasser sowie der Mischbaumarten und Sträucher auf die Nestmortalität nachgewiesen werden. Auch biometrische Merkmale des Pflanzmaterials, u. a. Pflanzenhöhe und Sprossbasisdurchmesser, hatten Auswirkungen auf die Mortalitätsraten. *Phytophthora spec.* wurde nur in einer Bodenprobe isoliert. Pilzbefall ist daher nicht vorrangig an den hohen Pflanzenausfällen beteiligt. Der starke Wurzelschnitt unmittelbar vor dem Verpflanzen schwächte die Eichenheister dagegen erheblich.

Waldbauliche Schlussfolgerungen

In der Altaue, die seit der Rheinkorrektur nicht mehr überflutet wird, ist die Verjüngung der Stieleiche durch Naturverjüngung, Saat und Pflanzung mit vertretbarem Aufwand möglich. In der Überflutungsauwe lässt sich die Stieleiche durch Naturverjüngung und Saat nicht verjüngen. Die Stieleiche kann nur durch sehr sorgfältige Pflanzung von Heistern eingebracht werden. Auch hierbei können je nach Hochwassersituation im Pflanzjahr hohe Pflanzenausfälle auftreten. Die Inventuren zeigen, dass sich unter den derzeitigen Standortverhältnissen auch andere Baumarten unzureichend verjüngen oder Schäden aufweisen. Daraus ergibt sich die Folgerung, die Standorte der Überflutungsauwe forstlich extensiv zu bewirtschaften und die Stieleiche nur sehr begrenzt als Mischbaumart einzubringen.

8 Literatur

- Abod S.A., Webster A.D. 1989. Root and shoot growth of newly-transplanted apple trees as affected by rootstock cultivar, defoliation and time after transplanting. *J. Hort. Sci.* 64, 655-666
- Abod S.A., Webster A.D. 1991. The influence of root pruning on subsequent root and shoot growth of *Malus*, *Tilia* and *Betula*. *J. Hort. Sci.* 66, 227-233
- AG Boden 1994. *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 4. Aufl., Hannover
- Ammer C. 1996. Konkurrenz um Licht – zur Entwicklung der Naturverjüngung im Bergmischwald. *Forstliche Forschungsberichte München* 158
- Andersen L. 2001. Survival and growth of *Fagus sylvatica* seedlings root-pruned prior to transplanting under competitive conditions. *Scand. J. For. Res.* 16, 318-323
- Andersen L., Rasmussen H.N., Brander P.E. 2000. Regrowth and dry matter allocation in *Quercus robur* (L.) seedlings root pruned prior to transplanting. *New For.* 19, 205-213
- Anderson P.H., Pezeshki S.R. 1999. The effects of intermittent flooding on seedlings of three forest species. *Photosynthetica* 37, 543-552
- Anderson P.H., Pezeshki S.R. 2001. Effects of flood pre-conditioning on responses of three bottomland tree species to soil waterlogging. *J. Plant. Physiol.* 158, 227-233
- Andersson C., Frost I. 1996. Growth of *Quercus robur* seedlings after experimental grazing and cotyledon removal. *Acta Bot. Neerl.* 45, 85-94
- Angelov M.N., Sung S.-J.S., Doong R.L., Harms W.R., Kormanik P.P., Black C.C. 1996. Long- and short-term flooding effects on survival and sink –source relationships of swamp-adapted tree species. *Tree Physiology* 16, 477-484
- ANONYMUS 1939. Auszug aus dem Betriebswerk für die staatlichen Rheinauwaldungen nach dem Stande 1935. *Mitt. Landesforstverw. Bayerns* 24
- ANONYMUS 1978. Schlußbericht der Hochwasser-Studienkommission für den Rhein. Bundesminister für Verkehr, Bonn
- ANONYMUS 1985. Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke in der Bundesrepublik Deutschland. Arbeitskreis Standortskartierung in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung. *Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup*
- ANONYMUS 1986. Standortskartierung Forstamt Kandel. *Landesforstverw. Rheinland-Pfalz* (unveröff.)
- ANONYMUS 1988. Materialien zum Integrierten Rheinprogramm. Band 2: Biotopsystem Nördliche Oberrheinniederung. *Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg, Bonn Karlsruhe*
- ANONYMUS 1993. Der Einfluss des Oberrheinausbaus und der am Oberrhein vorgesehenen Retentionsmaßnahmen auf die Hochwasser am Mittelrhein von Kaub bis Köln. *Materialien zum Hochwasserschutz am Rhein. Ministerium für Umwelt Rheinland-Pfalz, Mainz*

- ANONYMUS 1994a. Der Oberrhein im Wandel. Heft 6: Ökologische Flutungen – erste Erfolge in den Poldern Altenheim. Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg, Karlsruhe
- ANONYMUS 1994b. Der Oberrhein im Wandel. Heft 10: Auenrenaturierung – Leitbilder, Ziele und Maßnahmen. Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg, Karlsruhe
- ANONYMUS 1996. Rahmenkonzept des Landes Baden-Württemberg zur Umsetzung des Integrierten Rheinprogramms. Band 7. Oberrheinagentur Lahr
- ANONYMUS 1999a. Regionale Waldbauliche Übersicht und Richtlinie für den Hardtrücken und die Flußauen der nördlichen Rheinebene. Landesforstverwaltung Baden-Württemberg (unveröff.)
- ANONYMUS 1999b. Richtlinie landesweiter Waldentwicklungstypen. Landesforstverwaltung Baden-Württemberg. Ministerium Ländlicher Raum, Stuttgart
- ANONYMUS 2000a. EG-Richtlinie 1999/105/EG über den Verkehr mit forstlichen Vermehrungsgut. CONSLEG: 1999L0105 – 15/01/2000. Amt für amtliche Veröffentlichungen der EU, Luxemburg
- ANONYMUS 2000b. Hochwasserschutz in Rheinland-Pfalz: Bilanz und Ausblick 2000. Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz
- ANONYMUS 2001. Bekanntmachung über die Neufassung der Hochwassermeldeordnung - HMO-. Gemeines Amtsblatt des Landes Baden-Württemberg 49, Nr. 12, Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (UVM), Stuttgart
- ANONYMUS 2004a. Das Integrierte Rheinprogramm (IRP). Gewässerdirektion Nördlicher Oberrhein (GwD NOR) Projektgruppe Karlsruhe. http://www.4gwd.de/karlsruhe/projekte/direktion/gwd_wir_7.htm
- ANONYMUS 2004b. INTERREG Programmregion Vorbeugender Hochwasserschutz Rhein-Maas (IRMA). Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, Berlin. (<http://www.bbr.bund.de/index.html?/raumordnung/europa/irma.htm>)
- ANONYMUS 2004c. IRMA I & II. Beiträge im Rahmen der Interreg-Rhein-Maas-Aktivitäten (IRMA). Wasserwirtschaftsverwaltung Rheinland-Pfalz, Mainz. (<http://www.irma-lfw-rp.de/>)
- Armstrong D.P., Westboy M. 1993. Seedlings from large seeds tolerated defoliation better: A test using phylogenetically independent contrasts. *Ecology* 74, 1092-1100
- Ashby K.R. 1959. Prevention of regeneration of woodland by field mice and voles. *Q. J. For.* 53, 228-236
- Backhaus K., Erichson B., Plinke W., Weiber R. 2003. *Multivariate Analysemethoden*. Springer, Berlin
- Bärthel V. 1965. Der Stadtwald Breisach: 700 Jahre Waldgeschichte in der Aue des Oberrheins. *Schriftenr. Landesforstverw. Baden-Württemberg* 18
- Bartsch N., Röhrig E. 1992. Der Stadtwald von Wörth am Rhein – Waldgeschichte, gegenwärtiger Zustand, Vegetationseinheiten und Bestandesformen, Hinweise für die Waldbehandlung. *Mitt. Landesforstverw. Rheinland-Pfalz* 11
- Baumgartner A. 1955. Licht und Naturverringung am Nordrand eines Waldrandes. *Forstw. Cbl.* 74, 59-64
- Beck D.E., Hooper R.M. 1986. Development of a Southern Appalachian hardwood stand after clearcutting. *South. J. Appl. For.* 10, 168-172

- Becker M., Lévy G. 1983. Installation et dynamique d'une population de semis de chêne en milieu hydromorphe sous l'influence de divers facteurs. *Oecologia plantarum : revue internat. d'écologie fondamentale et appliquée* 4, 299-317
- Beckjord P.R., Cech F.C. 1980. Effects of various methods of root pruning on the establishment of transplanted red oak seedlings. *Tree Planters' Notes* 31(3), 10-11
- Behrndt G. 1963. Krankheiten der Erstkulturen. *AFZ* 18, 654-657
- Biegelmaier K.-H. 2002. Auswirkungen des Hochwassers im Rheinauenwald. *AFZ/Der Wald* 57, 801-803
- Binder W.D., Fiedler P., Scagel R., Krumlik G.J. 1990. Temperature and time related variation of root growth in some conifer tree species. *Can. J. For. Res.* 20, 1192-1199
- Blom C.W.P.M. 1999. Adaptations to flooding stress: From plant community to molecule. *Plant Biol.* 1, 261-273
- Blume H.-P., Brümmer G.W., Schwertmann U., et al. 2002. Scheffer/Schachtschabel - Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg Berlin
- Bohn U., Neuhäusl R., et al. 2003. Karte der natürlichen Vegetation Europas / Map of the Natural Vegetation of Europe. Bundesamt für Naturschutz. Bonn Münster
- Brunold C., Rügsegger A., Brändle R. (Hrsg.) 1996. Stress bei Pflanzen. Haupt, Bern
- Buck W. 1993. Oberrhein bis zum Neckar. In: Internationale Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes. Der Rhein unter der Einwirkung des Menschen – Ausbau, Schifffahrt, Wasserwirtschaft – Bericht Nr. I-11. KHR-Arbeitsgruppe „ Anthropogene Einflüsse auf das Abflußregime“. Lelystad, 70-97
- Burdett A. N. 1983. Quality control in the production of forest planting stock. *For. Chron.* 59, 132-138
- Burdett A.N. 1987. Understanding root growth capacity: theoretical consideration in assessing planting stock quality by means of root growth tests. *Can. J. For. Res.* 17, 768-775
- Burdett A.N. 1990. Physiological processes in plantation establishment and the development of specifications for forest planting stock. *Can. J. For. Res.* 20, 415-427
- Burdett A.N., Simpson D.G., Thompson C.F. 1983. Root development and plantation establishment success. *Plant and Soil* 71, 103-110
- Burschel P., Huss J. 1997. Grundriß des Waldbaus. Parey, Berlin
- Burschel P., Schmaltz J. 1965a. Untersuchungen über die Bedeutung von Unkraut- und Altholzkonkurrenz für junge Buchen. *Forstw. Cbl.* 84, 230-243
- Burschel P., Schmaltz J. 1965b. Die Bedeutung des Lichtes für die Entwicklung junger Buchen. *Allg. Forst- u. Jagdztg.* 136, 193-210
- Burschel P., Stimm B. 1993. Der Wurzelschnitt. *Forst u. Holz* 48, 520-524
- Burschel P., Huss J., Kalbhenn R. 1964. Die natürliche Verjüngung der Buche. Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und Mitteilungen der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 34, Frankfurt a. Main
- Canham C.D., Kobe R.K., Latty E.F., Chazdon R.L. 1999. Interspecific and intraspecific variation in tree seedling survival: effects of allocation to roots versus carbohydrate reserves. *Oecologia* 121, 1-11
- Carlson L.W. 1976. Root initiation of Lodgepole pine and white spruce seedlings under varying light conditions. *Can. For. Serv. Bi-monthly Res. Notes* 32, 21-22

- Clatterbuck W.K., Meadows J.S. 1993. Regenerating oaks in the bottomlands. In: Loftis D.L., McGee C.E. (eds.). Oak regeneration. USDA-Forest Service, Gen. Tech. Rep. SE-84, 184-195
- Colin-Belgrand M., Dreyer E., Biron P. 1991. Sensitivity of seedlings from different oak species to waterlogging: effects on root growth and mineral nutrition. *Ann. For. Sci.* 48, 193-204
- Corbet G.B. 1974. The importance of oak to mammals. In: Morris M.G., Perring F.H. (eds.). *The British oak*. E.W. Classey Ltd., Faringdon, 312-323
- Crawford M.M. 1989. *Studies in plant survival*. Blackwell, Oxford
- Crawley M.J., Long C.R. 1995. Alternate bearing, predator satiation and seedling recruitment in *Quercus robur* L.. *J. Ecol.* 83, 683-696
- Crow T.R. 1988. Reproductive mode and mechanisms for self-replacement of northern red oak (*Quercus rubra*) - a review. *For. Sci.* 43, 19-40
- Deans J.D., Lundberg C., Cannell M.G.R., Murray M.B., Sheppard L.J. 1990. Root system fibrosity of Sitka Spruce transplants: Relationship with root growth potential. *Forestry* 63, 1-7
- DeLong S.C. 1991. The light interception index: a potential tool assisting in vegetation management decisions. *Can. J. For. Res.* 21, 1037-1042
- Dineur P. 1951. Quelques données sur l'écologie de la régénération du chêne rouvre. *Bulletin de la Société Royale Forestière de Belgique* 58, 38-50
- Dister E. 1980. Geobotanische Untersuchungen in der hessischen Rheinaue als Grundlage für die Naturschutzarbeit. Dissertation Universität Göttingen
- Dister E. 1983. Zur Hochwassertoleranz von Auenwaldbäumen an lehmigen Standorten. *Verh. Ges. Ökologie* 10, 325-336
- Dister E. 1985. Zur Struktur und Dynamik alter Hartholzauenwälder (*Quercus-ulmetum* Issl. 24) am nördlichen Oberrhein. *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 123, 13-32
- Dister E. 1988. Ökologie der mitteleuropäischen Auenwälder. In: Wilhelm-Münker-Stiftung (Hrsg.). Heft 19. Die Auenwälder gestern und heute – und morgen?. Siegen, 6-30
- Döbbeler H., Bartsch N. 1996. Auswirkungen des Ulmensterbens im Naturwaldreservat Gimpelrhein auf Bestandesstruktur und Totholzfall. *Forstarchiv* 67, 199-207
- Dohrenbusch A. 1996. Untersuchungen zur natürlichen Verjüngung von Traubeneichen-Hainbuchen-Mischbeständen. *Forst u. Holz* 51, 331-339
- Dreyer E. 1994. Compared sensitivity of seedlings from 3 woody species (*Quercus robur* L, *Quercus rubra* L and *Fagus sylvatica* L) to water logging and associated root hypoxia: effects on water relations and photosynthesis. *Ann. For. Sci.* 51, 417-429
- Dreyer E., Colin-Belgrand M., Biron P. 1991. Photosynthesis and shoot water status of seedlings from different oak species submitted to waterlogging. *Ann. For. Sci.* 48, 205-214
- Ebert K.-H., Pohl R. 1994. Eichenheisterpflanzung als Kompromiß oder Alternative?. *AFZ* 49, 546-549
- Eliasson L. 1968. Dependence of root growth on photosynthesis in *Populus tremula*. *Physiol. Plant.* 21, 806-810
- Ellenberg H. 1996. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Ulmer, Stuttgart

- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W. 2001. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Goltze, Göttingen
- Engel H. 2000. Hochwasser und der Einsatz von Rückhalte Maßnahmen im Oberrhein im Februar und Mai 1999. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz (<http://www.bafg.de/html/projekte/hydro/ereig1999/hoch99.htm>)
- Engler J.M., Louran H. le, Tacon F. le 1978. Influence of birds and small rodents on beechnuts disappearing during winter. In: I.N.R.A. - Centre National de Recherches Forestières, Station de Sylviculture et de Production (Edt.). Exposes: Symposium sur la régénération et le traitement des forêts feuillues de qualité en zone tempérée. Union Internationale des Instituts de Recherches Forestières, I.U.F.R.O. Division 1 - Groupe sectoriel S 1.05-00 Création des peuplements, traitement et amélioration, Seichamps, 77
- Erhard A. 1978. Die Eichenmasten 1974 und 1976. AFZ 33, 216-220
- Esslinger 1911. Hochwasserschäden in den am Rhein gelegenen Staats- und Gemeindewaldungen der Pfalz während des Sommers 1910. Forstw. Cbl. 33, 394-400
- Fabricius 1879. Die rheinischen Auewäldungen. Allg. Forst- u. Jagdztg. 55, 84-88
- Fenner M. 1991. Irregular seed crops in forest trees. Q. J. For. 85, 166-172
- Fenner S., Hetsch W., Eichhorn J., Schulze, I.M. 2000. Konkurrenz der Großen Brennessel um Licht und Wasser gegenüber der Buchennaturverjüngung auf Basaltböden im hessischen Bergland. Forst u. Holz 55, 441-445
- Fischer A. 2002. Forstliche Vegetationskunde: Eine Einführung in die Geobotanik. Parey, Berlin
- Freist H. 1974. Erfahrungen mit der Buchennaturverjüngung im Forstamt Bramwald. AFZ 29, 775-776
- Frye J., Grosse W. 1992. Growth responses to flooding and recovery of deciduous trees. Z. Naturforsch. C 47, 638-689
- García-Cebrián F., Esteso-Martínez J., Gil-Pelegrín E. 2003. Influence of cotyledon removal on early seedling growth in *Quercus robur* L.. Ann. Sci. For. 60, 69-73
- Gill C.J. 1970. The flooding tolerance of woody species – A review. For. Abstr. 31, 671-688
- Girard S., Clement A., Boulet-Gercourt B., Guehl J.M. 1997: Effects of exposure to air on planting stress in red oak seedlings. Ann. Sci. For. 54, 395-401
- Gockel H.A. 1994. Soziale und qualitative Entwicklungen sowie Z-Baumfähigkeiten in Eichenjungbeständen / Die Entwicklung eines neuen Pflanzschemas "Die Trupppflanzung". Dissertation Universität Göttingen
- Gockel H.A., Rock J., Schulte A. 2001. Aufforsten mit Eichen-Trupppflanzungen. AFZ/Der Wald 56, 223-226
- Göhringer S. 1988. Waldbiotopkartierung Bühl – Biotopbewertung in Wäldern der Rheinaue. Mitt. Forst. Versuchs- u. Forschungsanst. Baden-Württemberg 140
- Gozelak, A. 2000. Auswirkungen von Überschwemmungen auf die Flora am Beispiel des Oderhochwassers 1997. Beiträge Forstwirtsch. u. Landschaftsökol. 34, 8-11
- Grime J.P. 1981. Plant strategies in shade. In: Smith H. (ed.). Plants and the daylight spectrum. Academic Press, London, 159-186
- Grime J.P. 2001. Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties. J. Wiley & Sons, Chichester

- Grosse H.U. 1983. Untersuchungen zur künstlichen Verjüngung des Bergmischwaldes. Forstliche Forschungsberichte München 55
- Grosse W. 1997. Gas transport in trees. In: Rennenberg H., Eschrich W., Ziegler H. (eds.). Trees – Contributions to modern tree physiology. Backhuys, Leiden
- Guehl J.M., Clement A., Kaushal P., Aussenac G. 1993. Planting stress, water status and non-structural carbohydrate concentrations in Corsican pine seedlings. Tree Physiology 12, 173-183
- Guericke, M. 1996. Versuche zur Begründung von Eichenbeständen durch Nesterpflanzung. Forst u. Holz 51, 577-582
- Gürth P. 1970. Forstpflanzen und Kulturerfolg – eine Literaturübersicht. Allg. Forst- u. Jagdztg. 141, 97-104
- Gürth P., Vöhringer F. 1993. Eichennaturverjüngung und Eichenpflanzung im Forstbezirk Müllheim. Forst u. Holz 48, 672-676
- Gulder H.-J. 1996. Auwälder in Südbayern - Standörtliche Grundlagen und Bestockungsverhältnisse im Staatswald. Ber. Bayer. Landesanstalt f. Wald und Forstwirtschaft 9
- Gurnell J. 1993. Tree seed production and food conditions for rodents in an oak wood in Southern England. Forestry 66, 291-315
- Gussone H.A., Richter A. 1994. Eichennester. 2. Bericht der Versuche mit Nesterpflanzungen in Norddeutschland. Forst u. Holz 49, 300-304
- Hailer N. 1965. Die pflanzensoziologische Standortskartierung im Forstamt Germersheim. Mitt. Pollichia 12, 245-280
- Hannah P.R. 1987. Regeneration methods of oaks. North. J. Appl. For. 4, 97-101
- Harmer R. 1995. Natural regeneration of broadleaved trees in Britian: III. Germination and establishment. Forestry 68, 1-9
- Hauskeller-Bullerjahn K. 1997. Wachstum junger Eichen unter Schirm. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Univ. Göttingen, Reihe A, Bd. 147
- Hauskeller-Bullerjahn K., Lüpke B. v., Hauskeller H.-M., Dong P.H. 2000. Versuch zur natürlichen Verjüngung der Traubeneiche im Pfälzerwald. AFZ/Der Wald 55, 514-517
- Heiseke D. Untersuchungen über Eichelmasten und Pflanzenausbeute in der Ghörde von 1979-1981. Forst- u. Holzwirt 39, 107-113
- Henrichfreise B., Gerken B., Winkelbrandt A. 1990. Hochwasserschutzmaßnahmen am Oberrhein im Raum Breisach - Zur Prüfung der Umweltverträglichkeit. Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn-Bad Godesberg
- Hoffmann G. 1966. Auswertung von Wurzelwachstumsuntersuchungen für die praktische Behandlung von Forstbaumschulpflanzen. Soz. Forstwissenschaft 16, 143-147
- Homagk P. 2000. Das Integrierte Rheinprogramm in Baden-Württemberg und die Vor- und Nachteile von gesteuerter und ungesteuerter Hochwasserrückhaltung. 3. Internationales Rhein-Symposium Köln

- Homagk P. 2002. Verlässliche Hochwasservorhersagen zur Vermeidung von Schäden durch rechtzeitige Vorsorgemaßnahmen. In: Tetzlaff G., Trautmann T., Radke K.S. (Hrsg.). Extreme Naturereignisse - Folgen, Vorsorge, Werkzeuge. Deutsches Komitee für Katastrophenvorsorge e. V. (DKKV). Zweites Forum Katastrophenvorsorge in Leipzig September 2001. Bonn, 16-28
- Hornung M. 1988. Strukturanalyse von Stieleichen-Mischbeständen in der Hördter Rheinaue. Diplomarbeit Universität Göttingen
- Horsley S.B. 1993. Mechanism of interference between hay-scented fern and black cherry. *Can. J. For. Res.* 23, 2059-2069
- Hügin G., Henrichfreise A. 1992. Vegetation und Wasserhaushalt des rheinnahen Waldes: Naturschutzbewertung der badischen Oberrheinaue. Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn
- Huss J. 1978. Die Wirkung von Unkrautbekämpfung auf die Entwicklung von Waldverjüngungen. *Allg. Forstztg.* 89, 120-125
- Huss J., Küthe K. 1974. Zur Pflege von Eichenkulturen. Ergebnisse eines Versuches im FA Lampertheim. *Forst- u. Holzwirt* 29, 69-76
- Huss J., Stephani A. 1978. Lassen sich ankommende Buchennaturverjüngungen durch frühzeitige Auflichtung, durch Düngung oder Unkrautbekämpfung rascher aus der Gefahrenzone bringen?. *Allg. Forst- u. Jagdztg.* 149, 133-145
- Huss J., Kratsch H.D., Röhrig E. 1972. Ein Erfahrungsbericht über Maßnahmen zur Förderung der Buchennaturverjüngung, bei der Mast 1970 in acht Forstämtern Südniedersachsens. *Forst- u. Holzwirt* 27, 365-370
- Igboanugo A.B.I. 1990. Effects of shading on shoot morphology, wood production and structure of *Quercus petraea* seedlings. *For. Ecol. Manag.* 38, 27-36
- Insley H., Buckley G.P. 1985. The influence of desiccation and root pruning on the survival and growth of broadleaved seedlings. *J. Hort. Sci.* 60, 377-387
- Jackson M.B., Ricard B. 2003. Physiology, biochemistry and molecular biology of plant root systems subjected to flooding of the soil. In: Kroon H. d., Visser E.J.W. (eds.) *Root ecology. Ecological Studies* 168. Springer, Berlin, 193-207
- Jarvis P.G. 1964. The adaptability to light intensity of seedlings of *Quercus petraea* (MATT.) LIEBL.. *J. Ecol.* 52, 545-571
- Jensen T.S., Nielsen O.F. 1986. Rodents as seed dispersers in a heath-oak wood succession. *Oecologia* 70, 214-221
- Johnson P. S. 1993. Perspectives on the ecology and silviculture of oak-dominated forests in the central and eastern states. USDA-Forest Service, Gen. Tech. Rep. NC-153
- Johnson P.S., Novinger S.L., Mares W.G. 1984. Root, shoot and leaf area growth potentials of Northern red oak planting stock. *For. Sci.* 30, 1017-1026
- Jones R.H., Sharitz R.R., McLeod K.W. 1989. Effects of flooding and root competition on growth of shaded bottomland hardwood seedlings. *Am. Midl. Nat.* 121, 165-175
- Jones R.H., Sharitz R.R., Dixon P.M., Segal D.S., Schneider R.L. 1994. Woody plant regeneration in four floodplain forests. *Ecol. Mono.* 64, 345-367
- Jung T, Nechwatal J., Cooke D.E., Hartmann G., Blaschke M., Oßwald W.F., Duncan J.M., Delatour C. 2003. *Phytophthora pseudosyringae* sp. Nov., a new species causing root and collar rot of deciduous tree species in Europe. *Mycol. Res.* 107, 772-789

- Kälble F. 1988. Bedeutung, Schutz und Pflege der Auenwälder im Oberrheingebiet. In: Wilhelm-Münker-Stiftung (Hrsg.) Heft 19: Die Auenwälder gestern und heute – und morgen?. Siegen, 31-51
- Kennedy H.E. 1993. Artificial regeneration of bottomland oaks. In: Loftis D.L., McGee C.E. (eds.). Oak regeneration. USDA-Forest Service, Gen. Tech. Rep. SE-84, 241-249
- Kessel N.H. 1994. Das Wachstum von Buchenwildlingen und Baumschulpflanzen nach Sprossschnitt, Wurzelschnitt, Konkurrenzregelung, Beschattung und bei weitem Pflanzverband. Dissertation Universität Freiburg
- Kinzelbach R. 1976. Das Naturschutzgebiet "Hördter Rheinaue" bei Germersheim – Einführung in Ökographie, Ökologie, Pflege und Ausbau. Mitt. Pollichia 64, 5-62
- Klimo E., Hager H. 2001. The floodplain forests in Europe. Brill, Leiden
- König N., Fortmann H. 1996. Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungs-Methoden des Umweltanalytik-Labors der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt und des Zentrallabors II des Forschungszentrums Waldökosysteme. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme Univ. Göttingen, Reihe B Bd. 46-49
- Kolb T.E., Steiner K.C. 1990. Growth and biomass partitioning of Northern Red Oak and Yellow poplar seedlings: Effects of shading and grass root competition. For. Sci. 36, 34-44
- Kolb T.E., Bowersox T.W., McCormick L.H. 1990. Influences of light intensity on weed-induced stresses of tree seedlings. Can. J. For. Res. 20, 503-507
- Koss H. 1989. Untersuchungen zur natürlichen Verjüngung der Buche (*Fagus sylvatica* L.) auf ausgewählten Standorten Nordrhein-Westfalens. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme Univ. Göttingen, Reihe A Bd. 50
- Kozłowski T.T., Pallardy S.G. 1997. Growth control in woody plants. Academic Press, San Diego
- Kozłowski T.T., Kramer P.J., Pallardy S.G. 1991. The physiological ecology of woody plants. Academic Press, San Diego
- Kramer P.J., Boyer J.S. 1995. Water relations of plants and soils. Academic Press, San Diego
- Kramer W. 1987. Erläuterungen zu den Standortskarten der Rheinauewäldungen zwischen Mannheim und Karlsruhe – Standortverhältnisse und waldbauliche Möglichkeiten. Schriftenr. Landesforstverwaltung Baden-Württemberg 65, 7-264
- Kreuzwieser J., Fürniss S., Rennenberg H. 2002. Impact of waterlogging on the N-metabolism of flood tolerant and non-tolerant species. Plant, Cell and Environment 25, 1039-1049
- Kühne C., Bartsch N. 2004. The influence of complete inundation on growth and morphology in seeds and seedlings of *Quercus robur* L.. (in Vorbereitung)
- Küßner R. 2003. Mortality patterns of *Quercus*, *Tilia* and *Fraxinus* germinants in a floodplain forest on the river Elbe, Germany. For. Ecol. Manag. 173, 37-48
- Küßner R., Wagner S. 2002. Struktur, Dynamik und Bewirtschaftung von Auenwäldern am Mittellauf der Elbe. In: Roloff A., Bonn S. (Hrsg.). Ergebnisse ökologischer Forschung zur nachhaltigen Bewirtschaftung von Auenwäldern an der Mittleren Elbe. Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt 17, 193-227
- Kuntze H., Roeschmann G., Schwerdtfeger G. 1994. Bodenkunde. Ulmer, Stuttgart

- Kunz E. 1975. Von der Tulla'schen Rheinkorrektion bis zum Oberrheinausbau. In: Erz W. (Hrsg.). Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege Bd. 24: Naturschutz und Gewässerbau, Bonn-Bad Godesberg
- Larcher W. 2001. Ökophysiologie der Pflanzen: Leben, Leistung und Streßbewältigung der Pflanzen in ihrer Umwelt. Ulmer, Stuttgart
- Larson M.M. 1975. Pruning Northern red oak nursery seedlings: Effects on root regeneration and early growth. Can. J. For. Res. 5, 381-386
- Leder B. 1996. Weichlaubhölzer in Eichen- und Buchen-Jungbeständen. Forst u. Holz 51, 340-344
- Lehr R., Prasuhn K.-B. 1990. Vermessungstechnik im Garten- und Landschaftsbau. Parey, Berlin u. Hamburg
- Leibundgut H. 1965. Ergebnisse eines Eichenanbauversuches auf dem Hönggerberg. Schweiz. Zeitschr. f. Forstwesen 116, 825-834.
- Levy G., Becker M., Garreau B. 1986. Comportement expérimental de semis de chêne pédonculé, chêne sessile et hêtre en présence d'une nappe d'eau dans le sol, Ann. For. Sci. 43, 131-146
- Liebig W. 1999. Desktop-Gis mit ArcView-Gis - Leitfaden für Anwender. Wichmann, Heidelberg
- Lorimer C.G. 1981. Survival and growth of understory trees in oak forests of the Hudson Highlands, New York. Can. J. For. Res. 11, 689-695
- Lorimer C.G. 1993. Causes of the oak regeneration problem. In: Loftis D.L., McGee C.E. (eds.). Oak regeneration. USDA-Forest Service, Gen. Tech. Rep. SE-84, 14-39
- Lozán L.J., Kausch H. 1998. Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler. Parey, Berlin
- Lüpke B. v. 1976. Wurzelregeneration von jungen Forstpflanzen nach dem Verpflanzen. Forstarchiv 47, 245-251
- Lüpke B. v. 1982. Versuche zur Einbringung von Lärche und Eiche in Buchenbestände. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen 74
- Lüpke B. v. 1987. Einflüsse von Altholzüberschirmung und Bodenvegetation auf das Wachstum junger Buchen und Traubeneichen. Forstarchiv 58, 18-24
- Lüpke B. v. 1991. Einfluß der Konkurrenz von Weichlaubhölzern auf das Wachstum junger Traubeneichen. Forst u. Holz 46, 166-171
- Lüpke B. v. 1995. Überschirmungstoleranz von Stiel- und Traubeneichen als Voraussetzung für Verjüngungsverfahren unter Schirm. Mitt. Forstl. Versuchsanst. Rheinland-Pfalz 34, 141-160
- Lüpke B. v. 1998. Silvicultural methods of oak regeneration with special respect to shade tolerant mixed species. For. Ecol. Manag. 106, 19-26
- Lüpke B. v. 2004. Risikominderung durch Mischwälder und naturnaher Waldbau: ein Spannungsfeld. Forstarchiv 75, 43-50
- Lüpke B. v., Hauskeller-Bullerjahn K. 1999. Kahlschlagfreier Waldbau: Wird die Eiche an den Rand gedrängt?. Forst u. Holz 54, 563-568
- Lyr H. 1992. Physiologie und Ökologie der Gehölze. Fischer, Jena
- Lyr H. 1993. Vergleichende Untersuchungen zu physiologischen Reaktionen auf Wurzelanaerobiose bei *Fagus sylvatica*, *Quercus robur* und *Tilia cordata*. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 27, 18-23

- Mangold S. 1988. Versuche mit Eichen-Nesterpflanzungen. *Forst u. Holz* 43, 460-461
- Marquis D.A. 1978. The effect of environmental factors on the natural regeneration of cherry-ash-maple forests on the Allegheny Plateau of the Eastern United States. In: I.N.R.A. - Centre National de Recherches Forestières, Station de Sylviculture et de Production (Edt.). Exposes: Symposium sur la régénération et le traitement des forêts feuillues de qualité en zone tempérée. Union Internationale des Instituts de Recherches Forestières, I.U.F.R.O. Division 1 - Groupe sectoriel S 1.05-00 Création des peuplements, traitement et amélioration, Seichamps, 90-99
- Matić S., Oršanić M, Baričević D. 1999. Natural Regeneration of pendunculate oak in floodplain forests of Croatia. *Ekológia (Bratislava)* 18, 111-119
- McGraw J.B., Gottschalk K.W., Varek M.C., Chester A.L. 1990. Interactive effects of resource availabilities and defoliation on photosynthesis, growth and mortality of red oak seedlings. *Tree Physiology* 7, 247-254
- McKay H.M. 1996. A review of the effect of stress between lifting and planting on nursery stock quality and performance. *New For.* 13, 369-399
- McKay H.M., Aldhous J.R., Mason W.L. 1994. Lifting, storage, handling and despatch. In: Aldhous J.R., Mason W.L. (eds.). *Forest Nursery Practice*. Forestry Commission Bulletin 111, London
- McKay H.N., Jinks R.L. McEvoy C. 1999. The effect of desiccation and rough-handling on the survival and early growth of ash, beech, birch and oak seedlings. *Ann. For. Sci.* 56, 391-402
- McKnight J.S., Hook D.D., Gordon Langdon O., Johnson R.L. 1981. Flood tolerance and related characteristics of trees of the bottomland forests of the Southern United States. In: Clark J.R., Benforado J. (eds.). *Wetlands of bottomland hardwood forests. Proceeding of a workshop on bottomland hardwood forests wetlands of the Southeastern United States*. Elsevier Science Publishing Co., New York, 29-69
- Megonigal J.P., Day F.P. 1992. Effects of flooding on root and shoot production of bald cypress in large experimental enclosures. *Ecology* 73, 1182-1193
- Michiels H.-G. 2000. Der natürliche Wald – ein Leitbild für den naturnahen Waldbau in der Oberrheinaue?. *Mitt. Ver. Forstl. Standortkunde u. Forstpflanzenzüchtung* 40, 23-33
- Michiels H.-G., Aldinger E. 2002. Forstliche Standortsgliederung in der badischen Rheinaue. *AFZ/Der Wald* 57, 811-815
- Mosandl R. 1984. Löcherhiebe im Bergmischwald. *Forstliche Forschungsberichte München* 61
- Moser O. 1965. Untersuchungen über die Abhängigkeit der natürlichen Verjüngung der Fichte vom Standort. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 82, 18-55
- Musall H. 1969. Die Entwicklung der Kulturlandschaft der Rheinniederung zwischen Karlsruhe und Speyer von Ende des 16. bis zum Ende des 19. Jahrhunderts. *Heidelberger Geographische Arbeiten* 22
- Musall H., Preuß G., Rother K.H. 1991. Der Rhein und seine Aue. In: Geiger M., Preuß G., Rothenberger K.-H. (Hrsg.) *Der Rhein und die Pfälzische Rheinebene*. Landau i. d. Pfalz, 46-73
- Nather J. 1987. Der Erfolg bei der Aufforstung ist von vielen Faktoren abhängig. *Österr. Forstz.* 98/3, 8-9

- Newbold A.J., Goldsmith F.B. 1981. The regeneration of oak and beech: A literature review. Discussion Papers in Conservation 33, University College London
- Nilsson U., Gemmel P., Löf M., Welander T. 1996. Germination and early growth of sown *Quercus robur* L. in relation to soil preparation, sowing depth and prevention against predation. New For. 12, 69-86
- Nörr R. 2003. Wurzeldeformationen - ein Risiko für die Bestandesstabilität? : Entstehung, Entwicklung und Auswirkungen von Wurzeldeformationen. Forstliche Forschungsberichte München 195
- Noland T.L., Mohammed G. H., Scott M. 1996. The dependence of root growth potential on light level, photosynthetic rate and root starch content in jack pine seedlings. New. For. 13, 105-119
- Oberdorfer E. 1992. Süddeutsche Pflanzengesellschaften – Teil IV: Wälder und Gebüsche. Text- und Tabellenband. Fischer, Jena
- Ott B. 2002. Analyse der erfolgsbestimmenden Faktoren buchendominierter Freiflächenkulturen nach Sturmwurf im hessischen Vogelsberg. Berichte des Forschungszentrum Waldökosysteme. Reihe A 182. Göttingen
- Ovington J.D., MacRae C. 1960. The growth of seedlings of *Quercus petraea*. J. Ecol. 48, 549-555
- Parker J. 1970. Effects of defoliation and drought on root food reserves in sugar maple seedlings. U.S. Dep. Agric. Forest Service Research Paper NE-169
- Parker J., Patton R.L. 1975. Effects of drought and defoliation on some metabolites in roots of black oak seedlings. Can. J. For. Res. 5, 457-463
- Peer H. 1976. Experimentelle Untersuchungen zur Konkurrenzkraft von Forstunkräutern auf Fichten. Forstw. Cbl. 95, 149-165
- Pfarr U. 1999. Hochwasserschutz und Ökologie als gleichrangige Ziele Das Integrierte Rheinprogramm des Landes Baden-Württemberg. In: Deutsches Nationalkomitee für das Internationale Hydrologische Programm (IHP) der UNESCO (Hrsg.). Hydrologische Dynamik im Rheingebiet. Koblenz, 83-92
- Pfarr U. 2002. Hochwasserschutz und Waldbau. AFZ/Der Wald 57, 797-800
- Philipson J.J. 1988. Root growth in Sitka spruce and Douglas-fir transplants: dependence on the shoot and stored carbohydrates. Tree Physiology 4, 101-108
- Pigott C.D., Newton A.C., Zammit S. 1991. Predation of acorns and oak seedlings by grey squirrel. Quart. J. For. 85, 173-178
- Polomski J., Kuhn N. 1998, Wurzelsysteme. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL/FNP) Birmensdorf (Hrsg.). Haupt, Bern
- Rackham O. 1980. Ancient woodland: it's history, vegetations and uses in England. Edward Arnold Ltd., London
- Räder-Roitzsch J.E. 1958. Untersuchungen über die Stoffwanderung im Keimungsverlauf von *Quercus pedunculata* Ehrh.. Forstw. Cbl. 77, 109-124
- Rehfuess K.E. 1990. Waldböden: Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. Parey, Hamburg
- Reich P.B., Teskey R.O., Johnson P.S., Hinkley T.M. 1980. Periodic root and shoot growth in oak. For. Sci. 26, 590-598
- Reinecke H. 1982. Buchennaturverjüngung und Bodenvegetation. Forst- u. Holzwirt 15, 391-396

- Richardson S.D. 1953. Studies of root growth in *Acer saccharinum* L. I.: The relation between root growth and photosynthesis. Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen Proceedings Series C 56, 185-193
- Richardson S.D. 1957. Studies of root growth in *Acer saccharinum* L IV.: Further effects of the shoot system on root growth. Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen Proceedings Series C 60, 624-629
- Ritchie G.A., Dunlap J.R. 1980. Root growth potential: It's development and expression in forest tree seedlings. N. Z. J. For. Sci. 10, 218-248
- Ritchie G.A., Tanaka Y. 1990. Root growth potential and the target seedling. In: Target seedling symposium: Proceedings, combined meeting of the Western Forest Nursery Associations. Gen. Tech. Rep. RM-200, 37-51
- Röhle H. 1982. Struktur und Wachstum von Stieleichen-Mischbeständen auf grundwasserbeeinflußten Standorten in den Auwaldgebieten Südbayerns. Forstliche Forschungsberichte München 51
- Röhrig E. 1967. Wachstum junger Laubholzpflanzen bei unterschiedlichen Lichtverhältnissen. Allg. Forst- und Jagdztg. 138, 224-239
- Röhrig E. 1977. Wurzelschnitt an Eichensämlingen. Forstarchiv 48, 25-28
- Röhrig E. 1996. Die Ulmen in Europa – Ökologie und epidemische Erkrankung. Forstarchiv 67, 179-198
- Röhrig E., Bartsch N. 1988. Waldbauliche Behandlung der Rheinauenwälder in Rheinland-Pfalz. Mitt. Landesforstverw. Rheinland-Pfalz 6
- Röhrig E., Bartsch N. 1992. Waldbau auf ökologischer Grundlage. Band 1. Parey, Hamburg
- Röhrig E., Lüpke B. v., Bartsch N. 2004. Waldbau auf ökologischer Grundlage. Band 2. Ulmer, Stuttgart (in Druck)
- Rother K.-H. 1982. Ausgleich der Hochwasserverschärfung infolge des Oberrheinausbaus. Wasser und Boden 12, 542-546
- Roussel L. 1972. Photologie forestière. Masson, Paris
- Rüger R. 1952. Über Auwaldwirtschaft. AFZ 7, 204-207
- Sachs L. 2002. Angewandte Statistik. Springer, Berlin
- Saverimuttu T., Westboy M. 1996. Seedling longevity under deep shade in relation to seed size. J. Ecol. 84, 681-689
- Schmidt H. 1955. Die Wirkung der Tulla'schen Rheinregulierung auf die Bewirtschaftung der pfälzischen Rheinauwaldung (unveröff.)
- Schmidt W., Weitemeier M., Holzapfel C. 1996. Vegetation dynamics in canopy gaps of a beech forest on lime-stone - The influence of the light gradient on species richness. Verh. Ges. Ökologie 25, 253-260
- Schmidt-Vogt H., Gürth P. 1969. Eigenschaften von Forstpflanzen und Kulturerfolg. Allg. Forst- und Jagdztg. 140, 132-142
- Schmull M., Thomas F.M. 2000. Morphological und physiological reactions of young deciduous trees (*Quercus robur* L., *Q. petraea* [Matt.] Liebl., *Fagus sylvatica* L.) to waterlogging, Plant Soil 225, 227-242
- Schnelle F. 1965. Beiträge zur Phänologie Europas: Erstfrühling bis Herbst. Berichte des Deutschen Wetterdienstes 101, Bd. 14, Offenbach a. Main

- Schnelle F. 1970. Beiträge zur Phänologie Europas: Gesamtvegetationszeit und 3 Vegetationsabschnitte. Berichte des Deutschen Wetterdienstes 118, Bd. 16, Offenbach a. Main
- Schnitzler A. 1995. Successional status of trees in gallery forest along the river Rhine. J. Veg. Sci. 6.4, 479-486
- Schulze E.-D., Beck E., Müller-Hohenstein K. 2002. Pflanzenökologie. Spektrum, Heidelberg
- Shaw M.W. 1968a. Factors affecting the natural regeneration of Sessile Oak (*Quercus petraea*) in North Wales. I. A preliminary study of acorn production, viability and losses. J. Ecol. 56, 565-583
- Shaw M.W. 1968b. Factors affecting the natural regeneration of Sessile Oak (*Quercus petraea*) in North Wales. II. Acorn losses and germination under field conditions. J. Ecol. 56, 647-660
- Shaw M.W. 1974. The reproductive characteristic of oak. In: Morris M.G., Perring F.H. (eds.). The British oak. E.W. Classey Ltd., Faringdon, 162-181
- Siebel H.N., Blom C.W.P.M. 1998. Effects of irregular flooding on the establishment of tree species. Acta Bot. Neerl. 47, 231-240
- Siebel H.N., Bouwma I.M. 1998. The occurrence of herbs and woody juveniles in a hardwood floodplain forest in relation to flooding and light. J. Veg. Sci. 9, 623-630
- Siebel H.N., Van Wijk M., Blom C.W.P.M. 1998. Can tree seedlings survive increased flood levels of rivers?. Acta Bot. Neerl. 47, 219-230
- Siepe A. 2002. Rechtliche Aspekte der Ökologischen Flutungen. AFZ/Der Wald 15, 804-806
- Smith D.W. 1993. Oak regeneration: The scope of the problem. In: Loftis D.L., McGee C.E. (eds.). Oak regeneration. USDA-Forest Service, Gen. Tech. Rep. SE-84, 40-52
- Solmsdorf H., Lohmeyer W., Mrass W. 1975. Ermittlung und Untersuchung der schutzwürdigen und naturnahen Bereiche entlang des Rheins. Schriftenr. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 11
- Späth V. 1988. Zur Hochwassertoleranz von Auenwaldbäumen. Natur u. Landschaft 63, 312-315
- Späth V. 2002. Hochwassertoleranz von Waldbäumen in der Rheinaue. AFZ/Der Wald 57, 807-810
- Stjenberg E.I. 1997. Mechanical shock during transportation, effects on seedlings performance. New For. 13, 401-420
- Streitz, H. 1967. Bestockungswandel in Laubwaldgesellschaften des Rhein-Main-Tieflandes und der hessischen Rheinebene. Dissertation Universität Göttingen
- Streng D.R., Glitzenstein J.S., Harcombe P.A. 1989. Woody seedling dynamics in an East Texas floodplain forest. Ecol. Mono. 59, 177-204
- Strobel G. 2000. Eichen-Biogruppen. AFZ/Der Wald 55, 396-398
- Struve, D.K., Joly R.J. 1992. Transplanted red oak seedlings mediate transplant shock by reducing leaf surface area and altering carbon allocation. Can. J. For. Res. 22, 1441-1448
- Szymanski S. 1986. Die Begründung von Eichenbeständen in "Nest-Kulturen". Forst u. Holz 41, 3-7

- Tabbush P.M. 1985. Rough handling reduces the root growth potential and survival of barerooted conifer transplants. Forestry Commission, Research Division. Research information note 101, Farnham, Surrey
- Thompson B.E., Timmis R. 1978. Root regeneration potential in Douglas-fir seedlings: Effect of photoperiod and air temperature on its evaluation and control. In: Riedacker A., Gagnaire-Michard J. (Edt). Comptes-rendus: Symposium Physiologie des racines et symbioses. I.U.F.R.O. S2-01-13, 86-109
- Thorn E.R., Tzilkowski W.M. 1991. Mammal caching of oak acorns in a red pine and a mixed-oak stand. In: McCormick L.H., Gottschalk K.W. (eds.). 8th central hardwood forest conference: Proceedings of a meeting. Gen. Tech. Rep. NE-148, 299-304
- Tubeuf C. v. 1912. Waldschaden durch Sommerhochwasser. Naturw. Z. f. Land- u. Forstw. 10, 296-298
- Van den Driessche R. 1978. Seasonal changes in root growth capacity and carbohydrates in Red pine and White spruce nursery seedlings. In: Riedacker A., Gagnaire-Michard J. (Edt). Comptes-rendus: Symposium Physiologie des racines et symbioses. I.U.F.R.O. S2-01-13, 6-19
- Van den Driessche R. 1987. Importance of current photosynthate to new root growth in planted conifer seedlings. Can. J. For. Res. 17, 776-782
- Van den Driessche R. 1991. New root growth of Douglas-fir seedlings at low carbon dioxide concentration. Tree Physiology 8, 289-295
- Vill 1911. Die Hochwasserschäden in den Staatswaldungen des Forstamtes Sonderheim im Jahr 1910. Naturw. Z. Forst- u. Landwirtschaft. 9, 193-198
- Volk H. 1998. Beiträge für eine neue Naturschutzbewertung der Auenwälder am Oberrhein. Forstw. Cbl. 117, 289-304
- Volk H. 1999a. Die Rheinauewälder bei Karlsruhe vor und nach der Rheinkorrektion - Ergebnisse landschaftsgeschichtlich-ökologischer Untersuchungen in der Nördlichen Oberrheinaue. Mitt. Ver. Forstl. Standortkunde u. Forstpflanzenzüchtung 40, 35-61
- Volk H. 1999b. Beiträge zur Naturnähebeurteilung von Baumarten und Wäldern der Rheinaue, der Niederterrasse im Rheintal und der Fichte im Schwarzwald. Ber. Freiburger Forstl. Forschung 16
- Volk H. 2001. Auewaldforschung am Rhein - Welche Wälder sind auetypisch? Natur u. Landschaft 76, 520-529
- Volk H. 2002. Zur Natürlichkeit der Esche (*Fraxinus excelsior* L.) in Flussauen Mitteleuropas. Forstw. Cbl. 121, 128-137
- Volk H. 2003. Kulturlandschaft Rheinaue. Auewald - Naturschutz - Hochwasserschutz. Forstl. Versuchs- u. Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Landespflege, Freiburg
- Volk H., Kettering H. 1998. Neue Erkenntnisse für das Naturschutzgebiet Hördter Rheinaue. AFZ/Der Wald 53, 828-831
- Wagner P.A., Dreyer E. 1997. Interactive effects of waterlogging and irradiance on the photosynthetic performance of seedlings from three oak species displaying different sensitivities (*Quercus robur*, *Q. petraea* and *Q. rubra*). Ann. Sci. For. 54, 409-427
- Wagner S. 1994. Strahlungsschätzung in Wäldern durch hemisphärische Fotos. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme Univ. Göttingen, Reihe A Bd. 123

- Wagner S. 1996. Übertragung strahlungsrelevanter Wetterinformation aus punktuellen PAR-Sensordaten in größere Versuchsflächenanlagen mit Hilfe hemisphärischer Fotos. Allg. Forst- u. Jagdztg. 167, 34-40
- Wagner S. 1999. Ökologische Untersuchungen zur Initialphase der Naturverjüngung in Eschen-Buchen-Mischbeständen. Schriften Forstl. Fakultät Univ. Göttingen u. Niedersächsischen Forstl. Versuchsanstalt 129
- Wardle P. 1959. The regeneration of *Fraxinus excelsior* in woods with a field layer of *Mercurialis perennis*. J. Ecol. 47, 483-497
- Wargo P.M. 1979. Starch storage and radial growth in woody roots of Sugar maple. Can. J. For. Res. 9, 49-56
- Wargo P.M. 1996. Consequences of environmental stress on oak: Predisposition to pathogens. Ann. Sci. For. 53, 359-368
- Wargo P.M., Parker J., Houston D.R. 1972. Starch content in roots of defoliated Sugar maple. For. Sci. 18, 203-204
- Wassink E.C., Richardson S.D. 1951. Observations on the connection between root growth and shoot illumination in first year seedlings of *Acer pseudoplatanus* L. und *Quercus borealis máxima* (Marsh) Ashe. Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen Proceedings Series C 54, 503-510
- Webb D.P. 1976. Root growth in *Acer saccharum* Marsh. seedlings: Effects of light intensity and photoperiod on root elongation rates. Bot. Gaz. 137, 211-217
- Webb D.P., Dumbroff E.B. 1978. Root growth in seedlings of *Acer saccharum*. In: Riedacker A., Gagnaire-Michard J. (Edt). Comptes-rendus: Symposium Physiologie des racines et symbioses. I.U.F.R.O. S2-01-13, 57-70
- Webb W.L. 1980. Starch content of conifers defoliated by Douglas-fir tussock moth. Can. J. For. Res. 10, 535-540
- Webb W.L. 1981. Relation of starch content to conifer mortality and growth loss after defoliation by the Douglas-fir tussock moth. For. Sci. 27, 224-232
- Wenger E, Zinke A., Gutzweiler K. 1990. Present situation of the European floodplain forests. For. Ecol. Manag. 33/34, 5-12
- Woessner R.A. 1972. Four hardwood species differ in tolerance to pruning. Tree Planters Notes 23(1), 28-29
- Worrell R., Nixon C.J. 1991. Factors affecting the natural regeneration of oak in upland Britian. Forestry Commission Occasional Paper 31, Edinburgh
- Worreschk B. 1999. Ausgleichsmaßnahmen für die Abflussverschärfung durch den Staustufenbau am Oberrhein und weitere anthropogene Einflüsse. In: Deutsches Nationalkomitee für das Internationale Hydrologische Programm (IHP) der UNESCO (Hrsg.). Hydrologische Dynamik im Rheingebiet. Koblenz, 93-100
- Zaerr J.B., Lavender D.P. 1974. The effects of certain cultural and environmental treatments upon the growth of roots of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) seedlings. In: Hoffmann (Hrsg.). 2nd Int. Symp. Ecology and physiology of root growth. Akademie-Verlag, Berlin, 27-32
- Ziegenhagen B. 1989. Die Reaktion ein- und zweijähriger Stiel- und Traubeneichen auf unterschiedliche Strahlungsverhältnisse. Dissertation Universität Bonn

Ziegenhagen B., Kausch W. 1994. Productivity of young shaded oaks (*Quercus robur* L.) as corresponding to shoot morphology and leaf anatomy. For. Ecol. Manag. 72, 97-108

Lebenslauf

Name: Christian Kühne

Geburtsdatum: 24.12.1977

Geburtsort: Halle/Saale

Familienstand: ledig

Schulbildung: 1984-1991 Polytechnische Oberschule 57 Erfurt
1991-1996 Kooperative Gesamtschule Erfurt

Zivildienst: 1996-1997 Augusta-Viktoria-Stift Erfurt

Studium: 1997-2002 Fakultät für Forstwissenschaften und
Waldökologie der Georg-August-Universität
Göttingen

Berufstätigkeit: seit 2002 Wissenschaftlicher Angestellter am
Institut für Waldbau Abt. I der Universität
Göttingen