„Quercusgedanken“

Zum Management von Eichenwäldern

Dr. Carsten B. Böhm

Stand 05. Mai 2018

1 Naturkundliche Betrachtung der Grundlagen einer „artgerechten Eichenhaltung“ in Waldökosystemen

1.1 Schlüsselarten: Bedeutung der Eichen für den Arten- und Lebensraumschutz

Die heimischen Eichenarten bieten unter allen Baumarten den meisten Insektenarten Lebensraum. Bekannt sind 179 Großschmetterlingsarten, über 500 holzbesiedelnde Käfer sowie ca. 500 andere phytophage, mycetophage oder räuberische Arten (Bußler, H. 2014 in LWF Wissen 75, Beiträge zur Traubeneiche). Als Faktoren für die Vielfalt können zum einen längere Phase der Koevolution durch ein entwicklungsgeschichtlich hohes Alter der Gattung Quercus (beispielsweise gegenüber Fagus) und eine frühere Rückkehr aus den Glacialrefugien postuliert werden. Zum anderen wäre es denkbar, dass der hohe Gerbstoffgehalt der Eichenteile eine entsprechende Anpassung der phytophagen Arten erforderlich machte, weshalb auffallend viele Arten monophag nur an Quercus leben. Die hohen möglichen Lebensalter der Eichenindividuen begünstigen sowohl Habitatkontinuität als auch die Entwicklung wichtiger Habitatsonderstrukturen, zumal die Gattung, anders als Buchen, zu den Totasthaltern zählt. Schließlich sind Eichenwaldgesellschaften besonders mischbaum, strauch- und krautartenreich, was stark positiv mit hohem Tierartenreichtum korreliert ist. Zu berücksichtigen ist aber auch, dass Eichen thermophile Räume bevorzugen, welche grundsätzlich meist artenreicher sind.

1.2 Habitatkontinuität: Räumlich-zeitliches Mosaik versus ideale LRT-Ausprägung?

Nahezu die gesamte Literatur unterstreicht die Bedeutung der Habitatkontinuität für die Biodiversität und insbesondere für den Anteil bedrohter Arten in Eichenwäldern. Anderseits zeigt sich sowohl in der konventionellen Waldwirtschaft mit Eiche als auch beim Schutzgebietsmanagment, dass der Versuch einzelne, als besonders vorteilhaft oder als besonders typisch empfundener Lebensraumausprägungen dauerhaft konstant zu erhalten, gewissermaßen

einzufrieren, zu zahlreichen Problemen führt und meist nicht gelingt. Zu den Problemen zählt die Entwicklung von Dominanzbeständen in der Bodenvegetation (u.a. Landreitgras, Brombeerarten, Adlerfarn), schwere Kalamitäten (u.a. Eichenkomplexerkrankung, Gradationen der Eichenfraßgesellschaft, Prachtkäferbefall), Etablierung einer flächigen Vorverjüngung von Schatt- und insbesondere von Intermediärbaumarten sowie ausbleibende Eichenverjüngung.

Die Analyse der scheinbaren Einzelprobleme mündet offenbar in ein Grundproblem, dem Versuch der kompletten **Unterbrechung der Abfolge der natürlichen Wald- bzw. Landschaftsstadien bzw. – zyklen**, oftmals zugunsten eines als Ideal festgelegten Erhaltungszustandes. Dies führt zu letztlich in vielerlei Hinsicht nicht mehr kontrollierbaren ökologischen und ökonomischen Nebenwirkungen. Vieles deutet darauf hin, dass Beiträge zur Lösung dieses Grundproblems aus der Beachtung grundsätzlicher Mechanismen der eichenbetonten Ökosysteme herzuleiten sind.

Vegetationssoziologisch wird von vielen Autoren nicht ohne Grund die Bezeichnung „Hainbuchen-Eichen-Wald“ benutzt und das BfN definiert die entsprechenden LRTs als **„Carpinetum“**. Über den im Carpinetum erforderlichen Eichenanteil gehen die Vorgaben der Bundländer mit 10% bis 50% sehr erheblich auseinander, ohne dass fachliche Hintergründe die Unterschiede erklären könnten. Grundsätzlich kann sicherlich formuliert werden, dass eine gänzliche Abwesenheit der lebensraumtypischen Mischbaumarten Stiel- oder Traubeneiche zu einer Abwertung der Erhaltungszustände im Carpinetum führen muss, insbesondere da diese zu einer Unterbrechung der Habitatkontinuität für die zahlreichen eichenabhängigen Arten des LRT führt und diese oftmals nur eine geringe Migrationsfähigkeit für die Wiederbesiedlung aufweisen. Wie groß der Eichenanteil für eine ausreichende Habitatkontinuität der jeweiligen Zielarten im Gebiet sein muss, differiert erheblich und macht außerdem diesbezüglichen Forschungsbedarf deutlich.

Wie im Unterkapitel X.2.4 näher dargelegt, dürfte für Eichenlebensraumtypen mesophiler Standorte in Mitteleuropa in der Regel ein Habitatmanagement über vorsichtige **Modifikation der Phasenhäufigkeit, -größe und – dauer**, bei dem einerseits der (natürliche?) Anteil der sog. Schlusswald- bzw. Klimaxphasen reduziert, aber keineswegs ausgeschlossen wird und andererseits der Anteil von Pionierstadien erhöht wird, meist am zweckdienlichsten sein. Außerdem können kurzrasigen Vegetationsstrukturen und dornigen Gebüschsäumen für die natürliche Eichenverjüng von besonderer Bedeutung sein.

Letztlich dürfte in den meisten Schutzgebieten, die eichentypische Biodiversität langfristig am zuverlässigsten durch eine Erhaltung einer **funktionalen Habitatkontinuität** über einen Anteil untereinander vernetzter, unterschiedlich lichter Waldstadien und nicht durch eine konstante Auflichtung der gesamten Fläche, zu gewährleisten sein.

Plakativ und stark vereinfacht könnte man zusammenfassen: Licht wird dicht und dicht wird licht.

Eine gewisse Herausforderung kann die dauerhafte Integration typischer Begleitbaumarten (WLi, SLi, HBu, ZPa, HBi, MBi, SAh, FAh, FlUl, FeUl, WFö, GEs etc.), welche natürlicherweise in den meisten Gebieten sowohl in einer (forstlich sog. "dienenden") Zwischenschicht als auch anteilig im Kronendach (forstlich im "Herrschenden") maßgebliche beteiligt gewesen sein dürften, in beweidete Eichenwaldlebensräume darstellen.

1.3 These: Eichennaturverjüngung als ökologischer Schlüsselfaktor für die Biozonöse

Wenig Beachtung hat bislang oft die Rolle der natürlichen Eichenverjüngung gefunden. Daraus folgt, dass in den meisten forstwirtschaftlichen wie naturschutzfachlichen Arbeiten die unterschiedlichen Methoden der Kunstverjüngung schwerpunktmäßig behandelt werden, während die Eichennaturverjüngung gemeinhin als schwierig, unsicher und nicht in der Regel nicht ausreichend bis unmöglich dargestellt wird. Dem soll hier eine grundsätzlich gegenläufige These entgegengestellt werden.

Es ist zum einen zwar hinreichend bekannt, dass die Eiche als Baumart eine Schlüsselart im Ökosystem ist, da besonders viele Arten mehr oder minder an ihr Vorkommen gebunden sind. Zum andere sind die grundsätzlichen Vorzüge der Naturverjüngung sowohl für die Baumart selbst (genetische Breite, Vitalität, Mikroeinnischung, evolutive lokale Adaption etc.) als auch für die Waldstruktur allgemein akzeptiert.

Einerseits wurde wenig beachtet, dass auch die jeweilige **Eichenart selbst wichtiges Schutzgut** sein muss und eine Kunstverjüngung zwar als "Wiederansiedlung" im Sinne einer „assistierten Migration“ sinnvoll sein kann, aber dass alleinige Kunstverjüngung nach gut belegten Studie zu rascher genetischer Einengung führt. Außerdem findet bei künstlicher Verjüngung über Pflanzung eine "paradoxer Evolution" durch Selektion bzw. Nicht-Selektion in der besonders bedeutsamen Sämlingsphase auf Baumschulbeete mit vollbesonnten, gedüngten und fungizit-behandelten Ackerflächen statt. Dies führt langfristig zu fehlender Adaption an die gänzlich anderen Bedingungen einer Verjüngung im Wald sowie an neue Umweltfaktoren und kann damit langfristig den Erfolg der Eichen im Ökosystem gefährden.

Aus Naturschutzsicht wurde möglicherweise zu wenig beachtet, dass durch künstliche Eichenverjüngung zwar die Eichenarten als Baumart im Ökosystem erhalten werden können, aber wahrscheinlich viele **Begleitarten des Eichenwaldes in ihrem Lebenszyklus ebenfalls auf ganz ähnliche Habitateigenschaften wie natürlich verjüngende Eichensämlinge bzw. Jungeichen zwingend angewiesen** sind - nämlich wohl ein phasenweise vielgestaltiges Belichtungs- und Bodenvegetationsmosaik mit zahlreichen Grenzstrukturen und einzelnen offenen Bodenstellen.

Die Annahme, dass viele bedrohte Arten analoge Habitatansprüche, wie die Eichennaturverjüngung haben, ließe sich empirisch leicht durch die außergewöhnlich lange **Koevolution** der Eichen mit Ihrer Begleitfauna und -flora erklären. Die Gefährdungssituation vieler typischer Begleitarten, z.B. Waldschmetterlinge, Xylobionte in derzeitigen Eichenwaldstrukturen kann ebenfalls diese These stützen.

Dass bei der Naturverjüngung auch Pionierphasen (HBi, ZPa, SWe, VBe, WFö) wieder mehr Raum bekommen, dürfte nicht nur der Waldgesundheit, sondern auch dem Artenschutz sehr zugute kommen.

Die für die Eichenverjüngung genannten notwendigen Zustände eines **phasenweise vielgestaltigen Belichtungs- und Bodenvegetationsmosaikes mit zahlreichen Grenzstrukturen** haben, zumindest auf mesophilen Standorten, aber in der Natur- und wahrscheinlich auch in der historischen Kulturlandschaft nicht dauerhaft stabil existiert.

Für das Verständnis der Naturlandschaft außerordentlich bedeutsam sind die Resultate aus über 50 Jahre **Eichenurwaldforschung** von Stefan Korpel (Die Urwälder der Westkarpaten, 1994). Sie belegen, dass sich die Eichen sich in der Slowakei auf mesophilen und eutrophen Standorten seit Jahrhunderten in den Urwaldresten nur in Zeitspannen bis 70 Jahre verjüngen und sich später durch Ausdifferenzierung trotz des Altersunterschiedes dem Aspekt nach fast altersklassenartig ausformen. Diese vermeintlichen „Altersklassenbestände“ nehmen aber jeweils nur kleine Mosaikflächen ein. In der Phase des geschlossenen Unter- und Zwischenstandes aus Schattbaumarten gibt es im mesophilen Urwald oft über 150 Jahre keine Eichenverjüngung. Die Überlebensstrategie der Eiche ist dabei ihre höhere Lebensdauer, die bei zeitlichem Zusammentreffen von Vollmast und Bestandsteilen mit Zusammenbruchsphase der Schattbaumarten eine Eichen-Verjüngung in den Flächenanteilen mit der ermöglicht. Ähnlich können sich auch Fichten, Weißtannen und Waldkiefern in buchendominierten Beständen als Mischbaumarten halten, da ihre natürliche Lebensdauer im jeweiligen physiologischen Optimum die der Rotbuche deutlich übersteigen kann.

Danach dürften auch in unseren Breiten immer wieder in Teilbereichen Phasen existiert haben, in denen der **Unter- und Zwischenstand aus Schatt- und Intermediärbaumarten** die Bodenvegetation einschl. Vorausverjüngung der Schattbaumarten weitgehend unterdrückt hat. Diese Phase ist für das Ökosystem auf mesophilen Standorten ohne Einfluss großer Pflanzenfresser wahrscheinlich essentiell, u.a. um die Bildung großflächiger Dominanzbestände aus krautigen Arten oder Vorverjüngungen der anderen Baumarten in der Bodenvegetation zu unterbrechen. Alternativ kämen aus ökologischer Sicht der Weidegang größer Rauhfaserverwerter oder Bodenfeuer geringer Intensität in Betracht.

Über die Größe der einzelnen „patches“ (Flicken, Mosaikeinzelflächengröße) oder „gaps“ (Lücken) ist im **"patch dynamics"- oder "gap dynamics"-Konzept** für mitteleuropäische Urwälder mit höheren Eichenanteilen kaum etwas bekannt; es fehlen bis auf weiteres auch die Referenzflächen. Für kleinere Flächen und für begrenzte Zeiträume sind Prognosen über den „natürlichen“ Eichenanteil in bestimmten Gebieten aus dieser grundlegenden Prozessbeschreibung also sehr schwer abzuleiten, auch da die **Synchronisation der Zerfallsphasen von langlebigen Eichen- und kurzlebigeren Schattbaumanteilen** in den einzelnen Beständen und die Synchronisation mit den Vollmasten entscheidend für den Eichenanteil der Folgegeneration ist.

Dagegen ist der **Weidegang größerer Rauhfaserverwerter** als zuverlässige Möglichkeit der natürlichen Eichenverjüngung dem Prinzip nach u.a. von Vera (?) und zuletzt sehr umfassend in der Literaturstudie von Reif et al (2007) dargelegt worden. Hierbei wird zum einen das Modell der Etablierung einer halboffenen Weidelandschaft einschließlich in der **Zeit-Raum-Dynamik mobiler Wald-Offenlandübergänge** mit vitaler Eichenverjüngung im Dornbuschmantel oder über sog. „Kuhbüsche“ herangezogen. Zum anderen wird belegt, dass die Schaffung von kurzrasigen Vegetationsstrukturen bei schirmartiger Stellung der Alteichen mit folgender Weideruhe, nach Vollmasten und nach Etablierung der kleinen und zunächst durch wieder Austreiben erstaunlich beweidungsfesten jungen Eichensämlinge, ein außerordentlich effizienten Instrument sein kann, um hohe Eichenanteile, teils sogar zunächst geschlossene Eichenbestände, über Naturverjüngung zu begründen.

Auch der erfolgreiche Einsatz von Schweinen bei der Eichenverjüngung ist historisch belegt (Schneider S., 2012). Hierbei werden Streudecken oder sehr konkurrenzstarke Bodenvegetation, die eine ausreichende Verjüngung unmöglich machen, mechanisch durchbrochen. Folgt.

Gerade für den Bereich der gemäßigt temperaten Wälder der östlichen USA wird in der Literatur auch die Rolle von **Bodenfeuer geringer Intensität** bei der Verjüngung von Eichenarten des Subgenus Weißeichen sehr intensiv diskutiert (Abrams, M.D. 1992, Brose, P.H 2014, Collins, R.J., Carson, W.P. 2003&2004). Frans Vera hat nach eingehender Analyse der ost-amerikanischen Verhältnisse aber die Rolle der Bodenfeuer für verschiedene Landschaftsteile zumindest sehr stark relativiert und liefert anderseits zahlreiche Belege für den großen Einfluss der Wapiti- und Bisonherden auch im östlich-gemäßigten Teil des Kontinents. Er hat mit Bakker, E. und Olf, H. 2000 in dem Werk "Large herbivores: missing partners of western European light-demanding tree and shrub species? Grazing ecology and forest history." in New York dargelegt, dass 1770 im Gebiet der gemäßigten Wälder noch 10.000 Bison allein in Nord-Pennsylvania vorkamen.

Grundsätzlich kann das hierzulande kaum beachtete **Ausbleiben der Eichenverjüngung in Nordamerika und teilweise auch für Quercus mongolica in Korea** auf außerordentlich großen Flächen sowohl in gemäßigten nördlichen Wäldern als auch in komplexen mesophytischen Wälder wie auch in trocken-kontinentalen Eichen-Hickory-Gesellschaften (Fei, S et al 2011, Spetich, M. 2008) einschließlich der sog. „Pre-Settlement-Forests" oder „Old-Grown-Forests" Gevel, S.L. 2012, Rentch, J.C. 2003) seit ca. 120 Jahren wichtige Hinweise für die Erklärung der hiesigen „Eichenproblematik" liefern. Besonders aufschlussreich ist die Arbeit: „Successional replacemnet of old-groth white oak by mixed mesophytic hardwoods in sothwestern Pennsylvania" von Abrams, M. und Downs J. an der dortigen State University, School of Forest Resources aus 1990.

Neben dem Subgenus der Roteichen, sind in Nordamerika auch die Weißeichen artenreich vertreten. Manthey, M. und Box, E. haben 2005 an der Universität von Georgia in mehreren Arbeiten anhand der **Cross-kontinental-Projektion** potentieller Verbreitungskarten europäischer und amerikanischer Baumarten gezeigt, dass die ökologischen Nischen sehr analog besetzt werden:

	Europa:	–	*Östliches Nordamerika:*
- *nord-kontinental*:	Quercus robur	–	Q. macrocarpa
- *nemoral/ gemäßigt*:	Q. petraea	–	Q. alba
- *submediterran feuchter*:	Q. pubescence	–	Q. michauxii & lyrata
- *submediterran trockener*:	Q. frainetto	–	Q. mühlenbergii
- *süd-kontinental*:	Q. cerris	–	Q. stellata & prinus
- *kühl-gemäßigt*:	Fagus sylvatica	–	F. grandifolia
	Acer platanoides	–	A. saccharum.

Außerdem zeigten Manthey. M. et al im Journal of Biogeography 2011 anhand vergleichender Analysen der **ökologischen Nischenbreite**, dass weder die Spezialisierung der Arten des zweifach größeren Baumartenspektrums der Appalachen höher ist, noch dass das entsprechend kleinere Baumartenspektrum des nördlichen Balkans zu generalisten-artiger Nischenerweiterung führt, sondern dass auf beiden Kontinenten die Fähigkeit mature Individuen in unterschiedlichen Habitat-Typen zu etablieren mehr durch arttypische Toleranz der Umweltfaktoren und weniger durch biotischen Kompetitionsdruck von ökologisch ähnlichen Arten bestimmt wird. Sie widerlegten damit die sog. MacArthur´s-Hypothese. Eine andere Arbeit hat belegt, dass dies auch bei gesonderter Betrachtung saurer und kalkhaltiger Standorte gilt.

Bei also in Teilen durchaus gegebener Vergleichbarkeit der europäischen und ost-amerikanischen Verhältnisse muss festgestellt werden, dass auch in den USA weithin die vormals oft mit bis 60% Bestandsanteil beteiligte Weißeneichen-Artengruppe aus der Verjüngung unterschiedlicher Waldgesellschaften verschwindet, obwohl dort keine Jahrhunderte bis Jahrtausende währende Hute-, Mittel- und Niederwaldtradition oder eine Wertholznachzucht im Hochwald zuvor die Eichen „gefördert“ hatte. Es kann geschlussfolgert werden, dass die Eichen möglicherweise auch in Europa ohne die Siedlungs- und Landnutzungstätigkeit des Menschen höhere **Anteile an der natürlichen Vegetation** hätten, als dies heute angenommen wird. Diese These kann durch Pollenanalysen des Holozäns und verschiedener Interglaziale gestützt werden, in denen u.a. keine Massenausbreitung von Fagus stattgefunden hat.

Vielmehr lohnt es sich wahrscheinlich, den Blick weniger auf die Historie zu richten, die sich außerordentlich zwischen den Kontinenten unterscheidet, sondern auf **Faktoren, welche aktuell auf beide Areale der Eichenpopulationen einwirken** (Redmond, M. et al 2012) und daher mutmaßlich für das „Eichenproblem“ relevant sind. Zu nennen sind hier:

- Massenausbreitung von Acer (Rotahorn *Acer rubrum* in vielen Beständen der östlichen USA in den letzten Hundert Jahren von 1% auf 60% Verjüngungsanteil, zusätzlich Zuckerahorn *Acer saccharum*) sowie anderer Schatt- und Intermediärbaumarten (USA: Esche *Fraxinus americana*, Linde *Tilia americana*, Buche *Fagus grandifolia*, Ulme *Ulmus alba und americana* (begrenzend Ulmenwelke), Hainbuche *Carpinus caroliniana*)

- in Europa u.a. invasiv Spätblühende Traubenkirsche *Prunus serotina und* Roteiche *Quercus rubra* (Adamowski, W. 2002, Oosterbaan, A. 2005), in USA invasiv u.a. Spitzahorn *Acer platanoides* und Kreuzdorn *Rhamnus cart.*

- Umstellung auf „selectiv-cut“ & “singel-tree-cut“ bzw. „naturnahe Einzelstammnutzung“

- nahezu flächendeckende Absenkung der Grund- und Bodenwasserspiegel

- Abschneiden der Wälder von den aktiven Überflutungsauen

- massive aerogene Stickstoffeinträge aus Landwirtschaft und Verkehr

- in der Kombination anthropogen verursachte Beschleunigung der postglazialen Sukzession Richtung Komplex-Mesophytischer-Waldgesellschaften

- emissionsbedingte neuartige Waldschäden (beispielsweise großes Eichensterben im Münsterland vor ca. 120 und 80 Jahren durch Rauchgase aus dem Ruhrgebiet)
- invasiver Eichenmehltau
- Einschleppung neuer Stämme wurzelpathogener Pilz, insbesondere Phytophthora-Spezies, aus Forstbaumschulen über Kunstverjüngung
- in den USA eingeschleppter und massiv invasiver Eichenwickler, in Europa klimabedingte Ausbreitung z.B. des Eichenprozessionsspinners
- Ausrottung der großen Rauhfaseräser
- Ausrottung der großen Carnivoren.

1.4 Exkurs: Ohne gesunde Eichen keine guten Erhaltungszustände

Die forstlich sog. „Eichenwirtschaft“ unterliegt, insbesondere im schlagweisen Hochwald, aber eben auch im Mittel- und Hutewald zahlreichen, teils schon genannten Risikofaktoren. Eine besondere Rolle spielt außerdem der ab 1906 sich invasiv verbreitende **Echte Eichenmehltau (Microsphaera alphitoides)**. Die ersten Berichte dieser Erkrankung kamen aus Paris, Spanien, Luxemburg und den Niederlanden 1907. Bereits 1908 hatte sich die Erkrankung als Epidemie in viele Länder Europas ausgebreitet. Damit war die epidemische Ausbreitung wohl noch schneller, als bei der in mehreren Krankheitswellen verlaufenen Ulmenwelke und beim aktuellen Eschentriebsterben, welches über Import Mandschurischer Eschen eingeschleppt wurde. Bis 1909 wurden Russland und die Türkei erreicht, 1912 Brasilien und wenig später weltweit. Der plötzliche Krankheitsausbruch ließ schon früh Mykologen über den Ursprung rätseln. Die Gestalt der Mitosporen (Konidien) bildende Nebenfruchtform (Anamorphe, d. h. ungeschlechtliche Form) unterschied sich von Phyllactinia guttata, welcher bis dahin für eine milde Form des heimischen Eichenmehltaus verantwortlich war. Morphologische Ähnlichkeiten lagen auch zu Oidium quercinum, Calocladia penicillata and Microsphaera penicillata, welche ebenfalls milden Eichenmehltau verursachen, vor. Das plötzliche und massive Auftreten führten bald zu der Hypothese einer Einschleppung. Da die Erkrankung auch aus Nordamerika berichtet wurde, wird bis heute im deutschsprachigen Raum meist angenommen, der Echte Eichenmehltau sei aus Amerika über die Roteiche (Quercus rubra) eingeschleppt worden, was allerdings schon deshalb unwahrscheinlich ist, da die Krankheit bei den in Frankreich zuerst eingeführten Roteichen nicht präsent ist. Vier Jahre nach dem initialen Ausbruch wurde der neue Eichenmehltau anhand einer Teleomorphe (die Meiosporen bildende Hauptfruchtform, d. h. geschlechtliche Form von Pilzen mit einem pleomorphen Entwicklungszyklus) in Süd-Ost-Frankreich von Arnaud und Fox als amerikanische Spezies (Microsphaera quercina jetzt bei Microsphaera alni) beschrieben. Aber eine detaillierte morphologische Studie von Griffon und Maublanc in 1912 legte nahe, das die Art sich von allen zuvor beschrieben Pilzarten unterschied und sie schlugen den neuen Namen Microsphaera alphitoides vor, welcher sich auf die blumige Erscheinung der weißen Sporenbildung bezieht. Diese Zuordnung blieb bis in 1940er umstritten und der allgemein akzeptierte Ursprung blieb unklar. Bereits 1927 hatte allerdings Raymond angenommen, dass die Krankheit auf einen 1877 in Portugal identifizierten Pilz zurückzuverfolgen sein könnte, der aus portugiesischen Kolonien importiert worden war. 1980 zeigte Boesewinkel, dass die gleiche Spezies für den neuen

Eichenmehltau an Quercus robur und an einer Mangoart aus Neuseeland verantwortlich war, was die These unterstützte, dass der Pilz einen Wirtswechsel vorgenommen hatte (Mougou, A., et al 2008). Eine Studie an ribosomaler DNA von 33 europäischen Eichenmehltauproben zeigte, dass Microsphaera alphitoides identische Seequenzen wie Oidium mangiferae, einer Haupterkrankung der Mango in verschieden tropischen Regionen, und wie Oidium heveae, einer ökonomisch wichtigen Krankheit des Gummiebaumes, aufweist. Diese Resultate unterstützen die These eines Wirtswechsels der Pilzerkrankung als Ursache der invasiven Epidemie von Boesewinkel. Dieser tropische Ursprung des Pilzes erklärt auch, dass sich der Echte Eichenmehltau bei uns anders als sonstige Pilzerkrankungen verhält und besonders bei anhaltend milden Temperaturen ohne starke Niederschlagsereignisse zur Massenausbreitung gelangt. Auch bei der Prognose für den Klimawandel lässt der tropische Ursprung eher eine Krankheitszunahme erwarten. Dies wird auch durch Beobachtungen an eingeführten Stieleichen im süd-östlichen Nordamerika bestätigt.

Vielfach wurde vertreten, dass der Mehltau überwiegend Zweittrieben (sog. Johannis-Trieben) und Neupflanzungen schade, aber für Alteichen weniger bedeutsam sei. Dies wird forstlicherseits überwiegend bis heute so vertreten und nur im Zusammenhang mit wiederholten Kahlfraßereignissen durch die sog. „Eichenfraßgesellschaft“ relativiert. Dagegen spricht, dass ab 1907 der Eichenmehltau mit einer teils verheerenden Mortalität für die europäischen Eichen verbunden war (Gibbs, J. 1999).

Darüber hinaus spielen ökologisch zwei Faktoren eine herausragende Rolle für die heute mögliche Bedeutung der Eichenarten im hiesigen Ökosystem:

Zum einen führt der Mehltau stoffwechselbedingt und durch Verlust von Photosynthesefläche zwangsläufig zu schwerwiegenden Zuwachsverlusten, welche in Mischbeständen zu einem Verlust der dominanten Kronenposition führen können und damit aufgrund der Lichtökologie der Eichenarten zu einem baldigen Absterben. Untermauert wird dies durch die Ergebnisse von Hajji, M. et al, die 2009 in einer Studie zu den Effekten von M. alphitoides auf Quercus robur eine Reduktion der Stomaleistungsfähigkeit von 15–30%, keine Beeinflussung der Blattmasse-zu-Blattfläche-Ratio, reduzierte Nitrogengehalte der Blätter und vermehrte Dunkelheitsrespiration zeigten. Die Carbonfixierung war bei voll infizierten Blättern um 40–50% reduziert und die Blätter wurden früher geworfen.

Zum anderen wird sowohl die Mortalität, wie auch die Lichtbedürftigkeit der Sämlinge und weniger ausgeprägt der Jungpflanzen massiv erhöht. Hewitt, H.G. und Ayres, P.G. zeigten schon 1976, dass die Mehltauinfektion beim Sämling dazu führt, dass bereits 24 Stunden nach Sämlingsinfektion die Photosyntheserate und Respiration beginnt progressiv abzufallen und darüber hinaus kranke Blätter sogar die Photosynthesegewinne gesunder Blätter teilweise abschöpfen und so den gesamten Glukose-, Sucrose- und Fruktosestoffwechsel des Sämlings verändern. Die Autoren folgerten, dass das Versagen der Regeneration natürlicher Eichenwälder, besonders unter schattigen Verhältnissen, aufgrund der Infektionsfolgen leicht zu verstehen sei. Auch Rackham, O. (2003) und Takamatsu, S. et al 2007 haben aufgezeigt, dass die Infektion die Pflanze weniger schattentolerant mache und so den Tod des Sämlings bei geringem Schatten als vor Einschleppung des Mehltaus herbeiführe.

2012 wurde die sehr deutliche Einschränkung der ökologischen Nische, insbesondere der Stieleiche, durch die Epidemie des invasiven Eichenmehltaus, besonders unter den düngenden anthropogenen Stickstoffdepostionen aus der Atmosphäre, durch Pap, P. et al untermauert, welche im serbischen

Ravni-Strom-Gebiet die Kontrollierbarkeit der Krankheit durch Fungizideinsatz bei der Naturverjüngung untersuchten und betonten, dass der im Gebiet seit ca. 100 Jahren vorkommende Mehltau, insbesondere seit den frühen 1990er, einer der wesentlichsten Faktoren für das Überleben der Sämlinge im ersten Jahr und die gesamte Eichenwaldregeneration sei.

Wahrscheinlich belastet der Mehltau außerdem den Zuckerstoffwechsel der Stieleichen derart, dass ihre eigentlich sehr hohe (deutlich höher als die der bei weitem nicht so weit östlich verbreiteten Traubeneichen, Hain- oder Rotbuchen), zuckerabhängige Frosthärte leidet, was einige Ausbrüche der sog. „Eichenkomplex-Krankheit der letzten Jahre zusätzlich erklären könnte.

Eine Studie untersuchte 2010 die **Rolle der wurzelpathogenen Phytophthora-Spezies beim Eichensterben**, in diesem Fall beim sog. “white oak decline” (Quercus alba). Auch in Europa ist die Einschleppung neuer Arten und Stämme dieser teils hochgradig wurzelpathogenen Pilzegruppe über Kunstverjüngung aus Forstbaumschulen ein außerordentlich wichtiges, aber sehr oft wohl stark unterschätztes Problem. Bei uns sind die die Phytophthora-Wurzelpilze hauptsächlich durch das Erlensterben im Fokus, welches wahrscheinlich durch Besatzmaßnahme mit Regenbogenforellen *Oncorhynchus mykiss* als Vector für *Phytophthora citrophthora* verbreitet wird. Die Studie von Balci wies nach, dass infizierte Eichen 2.5x weniger Feinwurzeln als nicht befallen Exemplare aufwiesen. Die Besiedlungsdichte von P. cinnamomi an absterbenden Eichen war signifikant höher. Balci et al schlussfolgerten, dass der zunehmende Befall durch wurzelpathogenen Phytophthora-Spezies das Potential hat das Eichensterben auszulösen (Balci, Y. et al 2010).

Forstlich unbedeutend schien zunächst der Erreger *P. ramorum.* Diese Art war Anfang der 90er Jahren in deutschen und holländischen Baumschulen als spezifischer Krankheitserreger an Rhododendren und einer Viburnum-Art entdeckt worden. Seit bekannt wurde, dass diese Art im Westen der USA das **"Sudden Oak Death" (SOD, "Plötzliches Eichensterben")** mit einer jährlichen Mortalitätsrate von bis zu 10% verursacht, wurden in der EU strikte Quarantänebestimmungen eingeführt. Vor allem Buchen und Eichen werden als gefährdet angesehen. Diese Art bildet Sporen, die mit der Luft verbreitet werden können, jedoch ist nicht klar, wie effektiv sie auf den europäischen Wirtspflanzen dazu in der Lage ist. Jedenfalls konnte sie in der EU bisher nur sehr vereinzelt außerhalb von Baumschulen gefunden werden (Metzler, B. 2005).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Einschleppung des invasiven Eichenmehltaus und neuer wurzelpathogener Pilze für den Naturschutz und die Forstwirtschaft bei der Erhaltung der Eichen-LRT schwerwiegende Konsequenzen hat, welche im deutschsprachigen Raum bislang nur teilweise Aufmerksamkeit erfahren haben. Evolutionsbiologisch ist unzweifelhaft, dass eine Kunstverjüngung mit fungizid-behandelten Eichenjungpflanzen aus vollsonnigen Forstbaumschulbeeten kontraproduktiv für eine genetische Anpassung der nächsten Eichengenerationen an das neue Pathogen ist. Umso wichtiger ist es, Möglichkeiten zu identifizieren, welche die gesundheitlichen Risiken für diese lebensraumprägenden Baumarten minimieren können. Einige sollen dazu im Folgenden zusammengefasst aufgezeigt werden.

Nach den vorliegenden Erkenntnissen sollte ein Managment in der so Regel so erfolgen, dass nicht vollflächig die standörtlich natürliche Klimaxgesellschaft realisiert wird, sondern auch natürliche **Pionier- und Zwischenwaldphasen** angemessen berücksichtigt werden. Waldbauliche Methoden

sollen dabei auch eine relevante natürliche Verjüngung von Baumarten mit höherem Lichtbedarf, wie Flaum-, Trauben- und Stieleiche, Elsbeere, Hänge-/Moorbirke, Espe, Schwarzerle sowie Waldkiefer ermöglichen. Dies verbessert u.a. die Resilenz und Biodiversität des Waldökosystems. Den Klimaxwald immer auf dem direktesten Weg anzustreben ist im naturgeschichtlichen und ökosystemaren Kontext oft der weniger naturnahe Weg. Wie dargelegt, schließt dies besonders die Eiche, bei vielen Standorten auf denen heute sog. sekundäre FFH-Eichen-LRT schwerpunktmäßig vorkommen, aus.

Waldbauliche Maßnahmen und Beweidung können sich dagegen bei der Erhaltung und Wiederherstellung resilenter, eichenreicher Lebensraumtypen in vielfältiger Weise ergänzen und insbesondere die negativen anthropogenen Einflüsse von Eichenmehltaul und atmosphärischen Stickstoffdepostionen auf die Baumgesundheit und die ökologische Konkurrenzfähigkeit der Eichen voraussichtlich abmildern.

Gerade unter Gesichtspunkten der Klimawandelfolgenanpassung ist die Resilenz der Eichenwaldökosysteme durch die Klimaamplitude der Eichenarten auch gesamtgesellschaftlich von großer Bedeutung (Scharnweber T. et al. 2012) Für die langfristige Effizienz der Schutzgebietssysteme einschl. Natura 2000 ist der Klimawandel längst als eines der großen Risiken identifiziert. Damit Klimawandelfolgenanpassung Aussicht auf Erfolg hat, ist es weitestgehend Konsens, dass das Ausschöpfen der genetischen Breite über (ggf. nach mehreren Vollmasten gestaffelte) Naturverjüngung zwingend erforderlich. Erst jüngst wurde molekulargenetisch für Eichen nachgewiesen, dass zum einen unsere autochthonen Populationen u.a. aufgrund der Unterschiedlichen Glazialrefugien und postglazialen Rückwanderungswege eine außergewöhnlich große genetische Breite aufweisen und zum anderen Kunstverjüngung bereits in der ersten Generation zu problematischen genetischen Einengungen führt. Beweidungsverfahren, welche die natürliche Eichenverjüngung fördern können, kommt als Managmentwerkzeugen auch in diesem Zusammenhang besondere Bedeutung zu.

Zusätzlich ist von einer relativ besonders großen Klimaplastizität der Eichenwaldgesellschaften in ihrer Gesamtheit auszugehen, da viele thermophile und xerotolerante Gehölzarten aktuell an diese gebunden sind. Beweidung führt, wie Mittelwaldbewirtschaftung, bei sorgfältiger Steuerung auch zu einer Verbesserung der Konkurrenzsituation für diese Begleitbaumarten und der an sie gebundenen Artenspektren.

1.5 "Quercusgedanken": Eichen aus physiologischer und ökologischer Sicht

Es ist immer wieder überraschend, wie schmal eigentlich die Datenbasis ist, auf der sowohl Forst wie Naturschutz ihre Forderungen und Maßnahmen für die Eichenwälder aufbauen. Ein Sichtung und Auswertung der recht wenigen Literatur zum Thema mitteleuropäische Eichenökologie einschließlich Naturverjüngung von Trauben- und Stieleiche ist notwendig und wurde hier im Ansatz begonnen. „Quercusgedanken“ erscheinen auch angebracht, da derzeit die Position des Naturschutzes durch die mangelnde Tiefe der "Eichendiskussion" in Teilen als geschwächt zu sehen ist.

Zum besseren Verständniss der ökologische Rolle und möglicher Managementstrategien für Lebensraumtypen mit Stiel- und Traubeneiche auf mesophilen Stadorten in Mitteleuropa ist ein tiefergehendes Verständnis der phyiologischen und ökologischen Möglichkeiten und Grenzen dieser Baumarten erforderlich.

Zwar können Stiel- und Traubeneiche grundsätzlich jeweils

- 1. eine **"Katastrophenart"**

(z.B. nach Waldbrand, Sturm)

- 2. eine **„Offenland-Pionierart“**

(z.B. in alt vergrastem Offenland, wo leichtsamige Pioniere oft nicht mehr keimen können oder an Heckenrändern, zoochore Verbreitung bzw. sog.„Hähereichen“)

- 3. eine **"serielle Art"**

(Zwischenwaldbildung z.B. nahezu flächig unter Pionierbeständen aus Kiefer-, Birken-, Salweiden-, Vogelbeeren- und Espenschirm, „Hähereichen“)

- 4. eine **"azonale Klimaxart"**

(z.B. dominierend in Traubeneichen-Blockhaldewälder, bei Staunässe)

- 5. eine **"zonale Klimaxart"**

(z.B. TrEi in submediterranen Waldtypen, teils zusammen mit Flaum-, Zerr- und Ungarischer Eiche oder StEi am nordöstlichen Arealrand)

- 6. eine **"Gap-Spezies"**

(als Lückenart z.B. in iranischen Buchenurwälder mit Fagus silv. subspez.orient. und Qu. petrae subspez.)

- 7. ein **"Stress-Tolerater"**

(z.B. Mittel- oder Hutewald, evtl. wilde "Graser" bzw. Rauhfaser-Herbivoren?) sein.

Damit ist die Ökologie der Trauben- und Stieleichen grundsätzlich sehr plastisch. Unter den hiesigen Bedingungen weist die Naturwaldforschung ihnen im mesophilen Urwald in der Regel eine Rolle als eine "Gap-Spezies" zu, wohingegen kulturgeschichtliche Analysen im historischen Nutzwald (Pott, 1991) auf eine Rolle als ein "Stress-Tolerator" hinweisen.

Daraus resultiert, dass in der Naturschutzliteratur (JEDICKE, E. & HAKES, W., 2005) einerseits gefolgert wird zu prüfen, ob nicht doch über lange Zeiträume im Naturwald ohne Nutzung oder weiteres Management eine Naturverjüngung von ökologisch ausreichenden Eichenanteilen möglich ist. Dieser Ansatz hat durch das derzeit in vielen Bundesländern in Umsetzung befindliche Ziel der „**N**atürlichen **W**ald**e**ntwicklung“ auf **5**% (NWE5) der Fläche des Gesamtwaldes bzw. 10% des

öffentlichen Waldes als Ziel der Nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS des BMU 2007) derzeit besondere Aktualität.

Zum anderen werden, wie o.g., überwiegend Formen der künstlichen Eichenverjüngung propagiert. Wahrscheinlich günstiger zu bewerten sind Waldbauformen, welche eine natürliche Verjüngung grundsätzlich zum Ziel haben. Hier ist allerdings für Europa und Nordamerika hinreichend belegt (Quellen fehlen noch!!!), dass auf mesophilen Standorten eine klassisch „naturnahe" Einzelbaumnutzung (selectiv cut) die Eiche ökologisch in der Regel soweit benachteiligt, dass die Verjüngung weitgehend ausbleibt und die Lebensräume in eine absolute Schatt- und Intermediärbaumdominanz überführt werden. Das Wissen um die waldbauliche Steuerung natürlicher Eichenverjüngungen ist in Deutschland in den meisten Regionen soweit abhandengekommen, dass eine belastbare Einschätzung der Erfolgsmöglichkeiten beim Management von Eichen-LRT kaum noch möglich ist. Die Waldbilder, die für die Naturverjüngung wahrscheinlich erforderlich sein werden, könnten für die jetzige Zeit ungewohnt sein und zu Diskussionen führen. Zu prüfen wäre allerdings, inwieweit nicht andere bedrohte Zielarten des Eichenwaldes von solchen Waldzuständen profitieren können bzw. sogar darauf zwingend angewiesen sind.

Eine wichtige Arbeit von Clemens et al aus 2008, welche anhand von Beobachtungen aus Naturwaldreservaten die einschlägigen **Lichtzahlen von Ellenberger et al aus 2001 rekalibriert** hat, kann wertvolle Hinweise geben, warum die Sukzession zur Zeit vielerorts so massiv gegen die Eichenarten läuft. Wie in Tabelle X ersichtlich, handelt es sich demnach nicht nur bei Weißtanne, Rotbuche, Winterlinde und Hainbuche um „klassische" Schattbaumarten, vielmehr zählen bislang als Intermediärarten angesehene, sog. Edellaubbaumarten großteils ebenfalls zu den ökologischen Schattbaumarten. Spitzahorn (Acer platanoides) ist demnach sogar schattenverträglicher als Rotbuche (Fagus sylvestris) und Weißtanne (Abies alba); dies erscheint sehr plausibel, da die Invasionsbiologie beschreibt, dass in den östlichen USA der Spitzahorn im Vollschatten als Sämling höhere Trockengewichte erreicht als der autochthone Zuckerahorn (Acer sacharum) und diesen verdrängt, obwohl Zuckerahorn noch vor der Amerikanischen Buche (Fagus grandifolia) als schattenverträglichster Laubbaum des nordamerikanischen Kontinents gilt (Reinhart et al 2006). Bergahorn (Acer pseudoplatanus) wird als ebenso schattenverträglich wie Rotbuche beobachtet. Bergulme (Ulmus glabra) wird zwischen Rotbuche und Weißtanne eingestuft. Feldahorn (Acer campestre), Sommerlinde (Tilia platyphyllos) und Esche (Fraxinus excelsior) werden als zumindest in der Sämlings- und Jugendphase immer noch deutlich schattenertragender als die „klassischen" Schattbaumarten Hainbuche (Carpinus betulus) und Winterlinde (Tilia cordata) dokumentiert. Angaben zur Flatterulme (Ulmus laevis), welche am wenigsten von der Ulmenwelke betroffen ist und hauptsächlich Eichenwaldgesellschaften besiedelt, fehlen wohl wegen mangelndem Datenbestand in der Stichprobe.

Die deutlich höhere Schattenverträglichkeit in der Jugendphase von Traubeneiche (Quercus petraea) gegenüber Stieleiche (Quercus robur) wird im relativen Abstand von Clemens et al bestätigt, aber absolut insgesamt für beide Arten nach oben korrigiert. Hiernach wäre die Traubeneiche, abweichend von den üblichen forstlichen Einschätzungen, nicht mehr als echte Lichtbaumart, sondern mehr als typische lichtökologische Intermediärbaumart anzusehen und die Stieleiche zwischen Intermediär- und Lichtbaumarten eingenischt sein.

Diese relativ neuen Erkenntnisse zur Lichtökologie der Baumarten helfen sehr, die großteils schlechten Erhaltungszustände der Eichenlebensraumtypen und da wiederum insbesondere der stieleichen-geprägten LRT auf mesophilen Standorten mit breitem Baumartenspektrum, in Bezug auf das Kriterium „Zukunftsaussichten“ zu verstehen.

Tabelle 1:

Kennwerte der Baumarten in der Datenbank „Naturwaldreservate“

L: Lichtzahl nach ELLENBERG et al. (2001); BS: Baumschicht; Verj.: Verjüngung; : Mittelwert +/- Standardabweichung von *mL* der betreffenden Aufnahmen; Lrekalibriert:: aus den vorliegenden Daten errechnete, korrigierte Lichtzahl.

Unverändert aus Clemens Abs, Jörg Ewald, Helge Walentowski, Susanne Winter, Untersuchung der Schattentoleranz von Baumarten auf Grundlage der Datenbank bayerischer Naturwaldreservate, Tuexenia 28: 23–40. Göttingen 2008.

							Stetigkeit % der Aufnahmen			
Art	kurz	L	$\overline{mL}$ BS	$\overline{mL}$ Verj.	$L_{rekalibriert}$	L-$L_{rekalibriert}$	BS oder Verj.	BS	Verj.	BS und Verj.
Abies alba	*Abi alb*	3	4,3 +/- 0,6	4,3 +/- 0,6	3,5 +/- 1,6	0,5	9,5	6,0	6,4	2,9
Tilia platyphyllos	*Til plat*	4	4,4 +/- 0,6	4,3 +/- 0,5	3,6 +/- 1,6	-0,4	3,7	2,6	1,7	0,6
Fraxinus excelsior	*Fra exc*	4	4,5 +/- 0,7	4,4 +/- 0,7	3,7 +/- 1,9	-0,3	22,1	10,6	17,9	6,4
Acer platanoides	*Ace pla*	4	4,1 +/- 0,5	4,2 +/- 0,5	3,1 +/- 1,5	-0,9	12,2	4,0	10,8	2,6
Ulmus glabra	*Ulm gla*	4	4,2 +/- 0,6	4,3 +/- 0,6	3,4 +/- 1,7	-0,6	7,8	3,3	6,0	1,5
Acer pseudoplatanus	*Ace pse*	4	4,2 +/- 0,7	4,2 +/- 0,6	3,3 +/- 1,8	-0,7	30,5	13,7	25,7	8,9
Fagus sylvatica	*Fag syl*	3	4,2 +/- 0,6	4,2 +/- 0,6	3,3 +/- 1,7	0,3	60,9	46,2	42,4	27,8
Acer campestre	*Ace cam*	5	4,6 +/- 0,4	4,5 +/- 0,5	4,2 +/- 1,4	-0,8	6,9	3,7	5,4	2,1
Quercus petraea	*Que pet*	6	4,5 +/- 0,5	4,7 +/- 0,5	4,6 +/- 1,4	-1,4	10,7	8,5	6,8	4,7
Carpinus betulus	*Car bet*	4	4,5 +/- 0,5	4,6 +/- 0,5	4,3 +/- 1,5	0,3	12,9	9,7	7,3	4,2
Tilia cordata	*Til cor*	5	4,5 +/- 0,5	4,7 +/- 0,4	4,7 +/- 1,2	-0,3	6,8	5,2	3,5	1,9
Populus tremula	*Pop tre*	6	4,8 +/- 0,6	4,7 +/- 0,4	4,8 +/- 1,2	-1,2	1,8	0,7	1,3	0,3
Sorbus torminalis	*Sor tor*	4	4,7 +/- 0,4	4,8 +/- 0,4	4,9 +/- 1,2	0,9	2,9	2,1	1,4	0,6
Alnus glutinosa	*Aln glu*	5	4,8 +/- 0,7	5,2 +/- 0,7	6,2 +/- 2,1	1,2	2,3	2,0	0,8	0,6
Prunus padus	*Pru pad*	5	5 +/- 0,5	5,2 +/- 0,4	6,1 +/- 1,3	1,1	3,0	0,5	2,8	0,4
Alnus incana	*Aln inc*	6	5,5 +/- 0,5	5,7 +/- 0,6	7,7 +/- 1,7	1,7	1,6	0,8	1,2	0,4
Betula pendula	*Bet pen*	7	4,7 +/- 0,7	5,3 +/- 0,6	6,5 +/- 1,6	-0,5	2,7	2,0	0,8	0,1
Quercus robur	*Que rob*	7	4,7 +/- 0,6	5 +/- 0,7	5,5 +/- 2,2	-1,5	6,5	4,4	3,8	1,8
Sorbus aria	*Sor ari*	6	4,9 +/- 0,4	5,3 +/- 0,8	6,4 +/- 2,2	0,4	2,2	0,6	1,8	0,3
Larix decidua	*Lar dec*	8	4,7 +/- 0,8	5,7 +/- 0,8	7,6 +/- 2,2	-0,4	2,1	1,7	0,7	0,3
Picea abies	*Pic abi*	5	4,6 +/- 0,8	4,9 +/- 0,8	5,2 +/- 2,4	0,2	30,9	20,2	19,9	9,3
Sorbus aucuparia	*Sor auc*	6	4,8 +/- 0,9	4,7 +/- 0,6	4,7 +/- 1,8	-1,3	12,8	1,4	12,2	0,8
Prunus avium	*Pru avi*	4	4,3 +/- 0,8	4,6 +/- 0,5	4,3 +/- 1,6	0,3	1,8	0,6	1,3	0,2
Betula pubescens	*Bet pub*	7	5,8 +/- 0,8	6,1 +/- 0,7	8,7 +/- 2,1	1,7	1,4	0,7	0,9	0,2
Pinus sylvestris	*Pin syl*	7	5,7 +/- 1	6,2 +/- 0,8	8,9 +/- 2,4	1,9	5,6	4,3	2,7	1,5

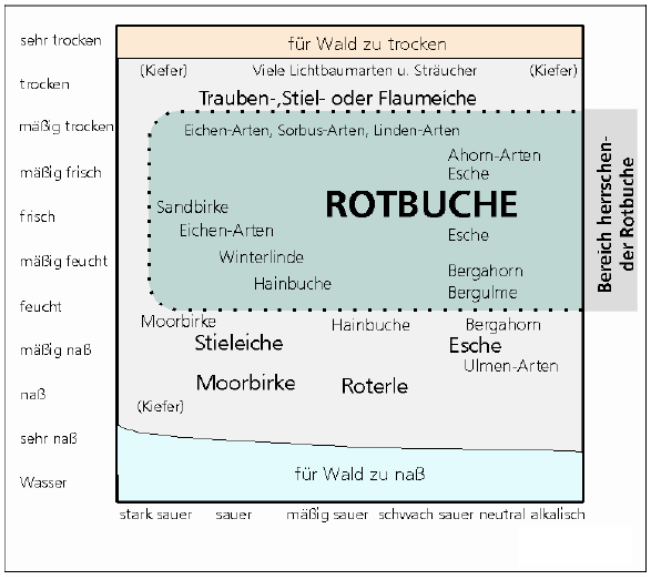
Neben der Lichtökologie bietet das bekannte **Ökogramm nach Ellenberger 1996** eine grobe Orientierung, unter welchen Standortbedingungen die jeweiligen Eichenarten mit welcher

Baumartenkonkurrenz konfrontiert sind. Für das Verständnis ist allerdings wichtig, dass das Ökogramm zum einen auf dem zwischenzeitlich kontrovers diskutierten und in Teilen überholten Modell der potentiell natürlichen Vegetation beruht und zum anderen, dass gerade bei Trauben- und Stieleiche das physiologische Optimum weitgehend mit dem der Rotbuche identisch ist, aber das ökologische Optimum dieser Eichenarten durch die Dominanz der Rotbuche bei mittleren Standortbedingungen an die Ränder in den besonders trockenen, nassen und eventuell auch stark sauren Bereich verschoben ist.

Im Gegensatz dazu ist bei der Rotbuche das physiologische und ökologisch Optimum nahezu deckungsgleich, weshalb sich Management bzw. Waldbau für Fagus-LRT und Quercus-LRT in vielerlei Hinsicht diametral unterscheiden.

Unter Streßfaktoren, wie beispielsweise Beweidung, Bodenfeuer und Mittelwaldbewirtschaftung oder in frühen sukzessionalen Waldphasen kann die Rotbuche ihre Dominanz nicht entfalten und die Eichenarten können von der besseren Vitalität innerhalb ihres pysiologischen Optimums profitieren. Dies führt u.a. auch zu der erhöhten „forstlichen Leistungsfähigkeit“ der Eichen auf klassischen Buchenwaldstandorten, insbesondere bei der Wertholzerzeugung, weshalb in den forstlichen Waldbaukonzepten mancher Bundesländer die Eichenarten gemäß der Vorgaben der Waldentwicklungstypen ausschließlich außerhalb ihres typischen ökologischen Optimums anbaut werden sollen und damit „am Tropf“ der forstlichen Pflege hängen.

Ökogramm der Wald bildenden Baumarten in der submontanen Stufe Mitteleuropas



(ELLENBERG 1996; verändert)

NW-FVA
Nordwestdeutsche
Forstliche Versuchsanstalt

Quelle: Rumpf, H., Verjüngung von Edellaubholz-Buchen-Mischbeständen, NW-FVA

Grundsätzlich ist ein **nach Vollmasten gesteuerter Waldbau über Lochhiebe bis 0,5 ha** oder über **kleinräumig-differenzierte (Gruppen-)Schirmhiebe, jeweils mit gezielter Steuerung des Unter-, Mittel- und Zwischenstandes**, eine Möglichkeit Eichenlebensraumtypen zumindest teilweise über natürliche Verjüngung zu erhalten. Aufgrund der natürlichen Ausfallrisiken bei der Eichenverjüngung sollte das Vorgehen nie großflächig und immer gestaffelt (Ausnutzen mehrerer Vollmasten) sein. Ziel sind auch hier Mischbestände. Das Konzept orientiert sich an Erkenntnissen der Urwaldforschung an mesophilen und eutrophen Urwäldern mit höheren Eichenanteilen. Bei Ausbleiben von Vollmasten, starkem Mäusefrass oder bestimmten Pilzerkrankungen von Eichel oder Sämlingsblatt werden aber immer wieder Fehlschläge entweder eine gravierende maschinelle Bodenbearbeitung und Freischneiderpflege von Saat- oder, noch ungünstiger, von Pflanzungskulturen erforderlich machen oder ein "Laufen-lassen" der Sukzession zu Schattbaumdominanz wird zu einem Bestockungswechsel führen. Dann wird es im günstigen Fall zumindest erforderlich einige Jahrzehnte später die Konsequenz und das Gedächtnis aufzubringen, den stabilen Schlusswaldzyklus ggf. wieder relativ "radikal" über Lochhiebe bis 0,5 ha zu stören, um wieder eichenreiche Zwischenwaldphasen im Sinne eines räumlich und zeitlich dynamischen Mosaiks möglichst über Naturverjüngung, ggf. mit ergänzender Saat zu initialisieren. Im ungünstigen und zurzeit verbreiteten Fall geht die Habitatkontinuität, besonders in kleineren Schutzgebiet, für die eichenabhängigen Arten verloren.

Eine wesentlich zuverlässigere Steuerung verspricht hier die diskutierte **Beweidung mit Pflanzenfressern vom Ernährungstyp der Rauhfutterverwerter, den sog. „Grasern“,** welche die räumlich und zeitlich gezielte Schaffung günstiger Ausgangssituationen für eine natürliche Altbestandsverjüngung bietet und im Falle einer Weideruhe nach Vollmast und Sämlingsetablierung auch auf eutrophen Standorten oft mit wenig bis keiner sonstigen Pflege und ohne Bodenbearbeitung auskommen kann. Zudem erlaubt dieses Vorgehen eine vergleichsweise große Kontinuität offener Waldstadien und erscheint darum gerade in kleineren Gebieten mit entsprechenden wertgebenden Arten zu favorisieren zu sein. Der Einfluss von Pflanzenfressern auf die Verjüngung von Baumarten und in besonderem Maße auf die der Eiche ist sehr komplex (AMMER, C. 1996, BRADSHAW, R.H.W. et al 2003) HOBBS, N.T. 1996, HOLTMEIER, F.-K. 2002, KIENAST, F. et al 1999, KRÜSI, B.O. et al 1995, KUITERS, A.T. et al 2003, MEYER, P. 2003, MITCHELL, F. et al 1990 MOUNTFORD, E. P. et al 2003, MÜLLER-KROEHLING et al 1999, PUTMAN, R.J. 1986 WEISBERG, P.J. et al 2003) und wurde schon aus unterschiedlichen Blickwinkeln ausführlich analysiert. Grundsätzlich ist dabei häufig der Unterschied zwischen der Herbivorie durch „Browser“ und „Graser“ nur unzureichend bei den Schlussfolgerungen beachtet worden.

Schließlich ist sowohl aus **kulturhistorischen Gründen** als auch wegen der wertgebenden Bestands-Charakteristika bei alten Hutewäldern mit sehr alten Eichen, welche durch niedrige Kronenansätze und altersbedingt fehlende Höhenreaktivität der Alteichen gekennzeichnet sind, nahezu immer die Wiederaufnahme der historischen Weidenutzung vordringlich indiziert, um günstige oder hervorragende Habitatstrukturen zu erhalten oder wieder herzustellen.

1.6 Integration versus Segregation: Prozessschutz in Eichen-LRT?

Für Eichen-LRT gilt in der Regel, dass Beweidung, "Natürliche Waldentwicklung" (NWE) und gezielte Steuerung der Eichenverjüngung im Rahmen eines naturnahen Waldbaus keine Alternativen zueinander darstellen, sondern Bausteine einer Gesamtstrategie, die über die Grenzen des einzelnen Schutzgebiets im Rahmen von Natura 2000 und des Vorkommens von Arten der FFH-Richtlinien-Anhänge hinaus gehen muss. Hierbei sind sinnvollerweise flächendifferenziert unterschiedliche Zielsetzungen zu realisieren. JEDICKE et al 1998 und 2005 stellt hierfür unterschiedliche Ansätze vor, an die sich hier angelehnt wird.

Segregativer Prozessschutz

Unter anderem der Schlüsselfunktion des Alt- und Totholzes entsprechend, ist anhand der Anforderungen aus dem Erhalt überlebensfähiger Populationen repräsentativ ausgewählter Zielarten – und hier insbesondere der Arten gemäß Anhang II und IV der FFH-Richtlinie – ein räumliches Verbundsystem aus ungenutzten Waldbeständen mit maßgeblicher Beteiligung der Eichen zu realisieren. Dazu müssen sowohl großflächige Kerngebiete als auch Trittsteinbiotope und Verbundachsen bis hin zu Einzelbäumen im Wirtschaftswald gehören. Auch wenn die Gefahr besteht, dass sich die Eiche dort teils nur wenig verjüngt und die Biotoptradition nach dem Zerfall des jeweiligen Bestandes abbrechen sollte – was nach dem aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstand nach weniger wahrscheinlich als bisher angenommen ist –, rechtfertigen die bestehenden Schutzerfordernisse diesen Totalschutz. Insbesondere auf natürlichen oder noch relativ naturnahen, historisch alten Standorten der Stiel- bzw. Traubeneiche sollte ein größerer Anteil der Bestände ungenutzt bleiben, weil hier die größte Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Naturverjüngung ohne anthropogene Steuerung besteht. Betont wird in der Literatur relativ übereinstimmend, dass für eine erfolgreiche Eichennaturverjüngung die Schalenwildregulation von Bedeutung sei.

Integrativer Prozessschutz über naturgemäßen Waldbau mit Naturverjüngung

Als natürlicher Prozess ist im Rahmen des naturgemäßen Waldbaus die Naturverjüngung so weit wie möglich auszunutzen; kleinräumige schirm-, femel- und lochhieb-artige Strukturen tragen hierzu bei. Die waldschadensbedingten, anhaltend starken Kronenverlichtungen in (Eichen)- Buchen-Altbeständen haben zu einer veränderten Beleuchtungssituation am Boden geführt. Beleuchtungsstärken von 10 bis 25% der Freilandhelligkeit sind keine Seltenheit. Auf vielen Standorten hat sich als Folge u.a. eine zumeist nitrophile Kraut- und Strauchschicht entwickelt (HAKES 2001). Diesen Bedingungen scheinen zwar auf den ersten Blick die lichtökologischen Bedingungen für die Eiche verbessern, begünstigen andererseits aber die für die Eichen verjüngungshemmende Konkurrenzvegetationen, weshalb der Steuerung der Unter- und Zwischenstandes aus Schattbaumarten möglicherweise eine noch größere Bedeutungs als zu früheren Zeiten zukommt. Wie A. Weinreich für die Forstwissenschaftliche Fakultät der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg in 2000 wissenschaftlich gut validiert dargelegt hat, ist die Sorge vor schlechter Qualitätsentwicklung der Eiche in kleineren Bestandslücken in der Regel unbegründet. In jedem Einzelfall ist jedoch aus naturschutzfachlichen und forstwirtschaftlichen Gesichtspunkten

abzuwägen, ob nicht dem segregativen Prozessschutz Vorrang eingeräumt werden muss, insbesondere innerhalb des Schutzgebietsnetzes Natura 2000, um den erforderlichen Verbund zu erzielen.

Integrativer Prozessschutz über Aufweichung der Wald-Offenland-Grenzen mittels Beweidung

Einen zweiten Ansatz des integrativen Prozessschutzes stellt eine wenigstens punktuelle Aufweichung der Wald-Offenland-Grenzen dar, indem zugelassen bzw. meist aktiv organisiert wird, dass Weidetiere zeitlich und räumlich dynamische Übergänge zu einer Halboffenlandschaft gestalten. Sowohl mit dem Leitbild der historischen Hudelandschaft als auch der modernen Weidelandschaft können sich Eichen besonders im Schutz von Dornen tragenden Sträuchern ansiedeln. Alternativ ist auch eine Weideruhe nach Erreichen eines kurzrasigen Unterwuchses und einer Vollmast eine effektive Methode zur flächigen natürlichen Eichenverjüngung (u.a. Reif & Gärtner 2007).

Forstliches Management

Im Wirtschaftswald sind die Erkenntnisse in die Verjüngungsverfahren zu integrieren und der Förderung der Eiche mit den verschiedenen geschilderten Optionen unter Beachtung von Naturschutzzielen (u.a. Erhalt der genetischen Vielfalt) besondere Beachtung zu schenken – einschließlich der Einflussnahme auf die Wildbestände. Dieses forstliche Management soll die Bestrebungen des integrativen Prozessschutzes ggf. ergänzen.

Forschungsbedarf

Zum langfristigen Management von Eichen-LRT ist die fortlaufende Evaluation der angewandten Konzepte erforderlich. Es sind daher breit und langfristig angelegte Forschungs-Verbundvorhaben, die Rahmenbedingungen der Eichenverjüngung insbesondere hinsichtlich des Lichtbedarfs in den verschiedenen Entwicklungsstadien, der standortökologischen Rahmenbedingungen und des Wildeinflusses differenziert untersuchen, erforderlich. Hier seien vor allem Methoden der experimentellen Ökologie gefragt und ein interdisziplinärer Verbund der verschiedenen Fachdisziplinen aus Forstwissenschaften, Geobotanik, Bodenkunde und Naturschutz erfolgversprechend. Einem langfristigen und nachhaltigen Monitoring in den Naturwäldern kommt hierbei eine besondere Bedeutung zu. Dringender Forschungsbedarf besteht u.a. im Hinblick auf die Entwicklung geeigneter waldbaulicher Verfahren zur Erhaltung der Stieleiche speziell in Auenwäldern, mesophilen Eichen-Hainbuchen-Wäldern und Eichen-Birkenwäldern auf Sand. Einer langfristigen Evaluation bedürfen weiterhin Vorhaben zur Herstellung der halboffenen Weidelandschaft. Neue Erkenntnisse aus der Forschung müssen ggf. bei der Fortschreibung von FFH-Managementplänen Eingang finden.

2 Eichenmischwaldgesellschaften

2.1 Eichenmischwald-Lebensraumtypen (LRT) der FFH-Richtlinie

9160 Feuchter Sternmieren-Eichen- und Hainbuchen-Mischwald:

Stellario-Carpinetum

Vorkommen

Standort sind mehr oder weniger feuchte, mäßig bis sehr gut nährstoffversorgte Standorte außerhalb der Auen großer Flüsse, teils mit fließendem Übergang zum Lebensraumtyp 91F0. Die Böden sind von Grundwasser und/oder von Staunässe über lehmigen oder tonigen Sedimenten beeinflusst (Gleye, Pseudogleye, Pelosole, auch Pseudogley-Braunerden und ähnliche Bodentypen).

Merkmale

Der Lebensraumtyp wird von der Pflanzengesellschaft des Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwaldes *(Stellario-Carpinetum,* feuchte Ausprägung*)* gebildet.

Management

Eichen-Hainbuchenwälder gelten zwar traditionell als natürliche Waldgesellschaften auf feuchten, nährstoffreichen Böden, sind teils aber Relikte historischer Hute-, Mittel- und Niederwälder (POTT, R. et al 1991), teils Hochwälder mit gezielter Förderung der Eiche. Aus heutiger Sicht ist anzunehmen, dass der überwiegende Teil der Bestände auf derzeit „natürlichen“ Buchen(misch)wald-Standorten stockt (NLWKN, 2009), so dass seitens der Forstverwaltungen oft von sogenannten „sekundären Eichenwäldern“ gesprochen wird. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass im Rahmen der weitgehend flächendeckenden Melioration, sowohl über starkes Eintiefen der größeren Vorfluter, wie Anlage eines oft dichten Netzes von Entwässerungs- und Wegeseitengräben nahezu keine Bestände des LRT mehr einen natürlichen Bodenwasserhaushalt aufweisen und somit wohl eher als „sekundär sekundäre Eichengesellschaften“ aufgefasst werden können, da sie erst durch starke Zivilisationseingriffe mit Verlust der natürlichen Standortorteigenschaften von primären zu sekundären Biotopen wurden. Auf den nassesten, basenreichen Standorten ist auch aktuell von natürlichen Hainbuchen-Eschen-Mischwäldern auszugehen.

Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) führt zwar in seinem Handbuch aus, dass "Pflege nicht erforderlich" sei, da die Stieleiche sich unter den heutigen Rahmenbedingungen (Grundwasserabsenkung, Stickstoffeintrag, invasive Arten wie Echter Eichenmehltau und Prunus serotina, Wildverbiss durch hohe Bestände intermediärer und selektiver („browser“) Herbivoren, Ausrottung rauhfaser-fressender Herbivoren („Graser“), Trennung von Wald und Weide, Auslaufen

der Mittelwaldnutzung, Übergang zur sog. „naturnahen Forstwirtschaft“ mit selektiven Hiebsformen in Form dominierender Einzelbaumnutzung in Hochwäldern u. a.) in diesem LRT kaum erfolgreich natürlich verjüngt, sondern der Konkurrenz anderer, sich unter mesophilen Bedingungen im Schatten und Halbschatten vorverjüngender Baumarten (z. B. Rotbuche, Hainbuche und sog. Edellaubholz) unterlegen ist, erscheint zur langfristigen Erhaltung von eichenreichen Ausprägungen oft eine gezieltes Management erforderlich, welches insbesondere auch eine Wiederstellung des natürlichen Bodenwasserhaushaltes zu umfassen hat.

Auch eine „naturnahe“ **Einzelbaumbewirtschaftung**, welche, durch zahlreiche, kleine, sich kurzfristig wiederholende Nutzungseingriffe über immer neue Saatbetten für leichtsamige Baumarten (erntebedingte Bodenverwundungen) und engmaschige, mäßige Kronendachauflichtung, einen dauerhaften Vorverjüngungsvorrat von Schatt- und Intermediär-Baumarten (siehe rekalibrierte Lichtzahlen nach Clemens et al 2008 in Kap. X.2.3) unterhält, schließt eine mengenwirksame Eichennaturverjüngung auf mesophilen Standorten nahezu aus.

Für eine Naturverjüngung der Stieleiche im **bewirtschafteten Hochwald** unter den mesophilen und eutrophen Standortbedingungen des LRT 9160 ist meist ein langfristig ausgerichtetes, sehr zielgerichtetes Management (siehe Kapitel X.2) mit Steuerung des Unter-, Mittel-, und Zwischenstandes sowie nach Vollmasten zeitlich gestaffelten kleinflächig-differenzierte Schirmhieben oder oval nach Besonnung ausgerichteten, räumlich vereinzelten Lochhieben bis 0,5 ha (nötigenfalls im Hordengatter) notwendig. Auch im **Mittelwaldbetrieb** bedarf die Stieleichenverjüngung oft einer gesonderten Förderung.

Bei Überführung in die **natürliche Waldentwicklung** *(NWE5-Ziel der Nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS): Natürliche Waldentwicklung auf 5% der Fläche des Gesamtwaldes bzw. 10% des öffentlichen Waldes, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) 2007)* ist beim Lebensraumtyp 9160 die Sicherung der Habitatkontinuität durch natürliche Verjüngung der Stieleiche auf Flächen mit schwerwiegenden Lebensraumbeeinträchtigungen oder bei Abhängigkeit von historischen Waldnutzungsformen weniger wahrscheinlich. Wichtigste Maßnahme dürfte hier in der Regel die Wiederherstellung des natürlichen Bodenwasserhaushaltes sein. Aber auch dann sind aufgrund der starken Konkurrenz in der Krautschicht sowie in der Gehölzverjüngung bei den überwiegend mesophilen bis eutrophen Standortbedingungen dieser Waldgesellschaft in der Naturverjüngung oft nur geringe Stieleichenanteile zu erwarten. In solchen Fällen ist abzuwägen, ob eine Sukzession in andere FFH-Lebensraumtypen, beispielsweise der Rotbuchen-Gesellschaften, gegebenenfalls akzeptiert werden soll. Dabei ist zu berücksichtigen, dass unter dem Gesichtspunkt der Repräsentanz der Waldstandorte im NWE-Netz die historisch alten Waldstandorte im Tiefland regelhaft aufgrund ihrer durch Übernutzung bedingten Seltenheit unterrepräsentiert sind, so dass eine Einbeziehung von derzeitigen Eichenwaldbeständen auch bei schlechter Verjüngungsprognose für die Eiche aus naturschutzfachlicher Gesamtsicht sinnvoll sein kann.

Über den Stellenwert einer **Beweidung** liegen für diesen Lebensraumtyp zwar bislang wenig aktuelle belastbare Erfahrungen vor, da es sich aber zu bedeutenden Teilen um Relikte historischer Hutewälder handelt, kann davon ausgegangen werden, dass es sich um eine in der Regel zumindest verträgliche Nutzung, unter Umständen sogar um eine langfristig notwendige Pflege- und Entwicklungsmaßnahme handelt. Dieses gilt aufgrund der lichtökologisch höheren Ansprüche der

Stieleiche und den oft mesophilen bis eutrophen Bedingungen in besonderem Maße (siehe Kapitel X.2). Grundsätzlich ist die Bedeutung von eichenreichen Hudelandschaften aus tierökologischer und naturschutzfachlicher Sicht hinreichend belegt (ASSMANN, T. & FALKE, B. 1997, FINCK, P. et al 2004, GERKEN et al 1999 und 2001, HÄRDTLE, W. et al 2002, KAMPF, H. 2000, VERA, F. W. M. 2000, VOSSEL, E. 1994)

9170 Labkraut-Eichen-Hainbuchen-Mischwald: Galio-Carpinetum

Vorkommen

Der Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald besiedelt unterschiedliche Standorte:

- Trockenwarme Kalkstandorte an Steilhängen und auf flachgründigen Kuppen mit Übergängen zum Eichen-Elsbeerenwald zahlreicher thermophiler Arten
- Mäßig basenreiche Silikatstandorte an Steilhängen und auf flachgründigen Kuppen
- Mäßig basenreiche, trockenwarme Sandstandorte
- Mäßig trockene Kalkstandorte mit geringer bis mäßiger Hangneigung, teilweise mit geringer Lößauflage, wo in der Krautschicht mesophile, kalkliebende Arten dominieren
- Mäßig trockene Silikat- und Lehmstandorte mit geringer bis mäßiger Hangneigung mit dominierenden mesophilen Arten der Krautschicht

Merkmale

Die Baum- und Strauchschicht ist typischerweise auf den vorherrschenden Kalkstandorten besonders artenreich. Ein großer Teil der Bestände stockt auf besser wasserversorgten Standorten und kann aufgrund fehlender Kennarten des Labkraut-Eichen-Hainbuchenwaldes nicht oder nur bedingt dem LRT 9170 angeschlossen werden. Die Trennung ist oft schwierig und die Übergänge sind fließend (NLWKN, 2010).

Management

In den nord-östlichen Bundesländern und in Teilen Süddeutschlands gilt der Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald als natürliche Waldgesellschaft in subkontinental geprägten, niederschlagsarmen Naturräumen. Im Nordwesten der Bundesrepublik werden die trockenen Eichen- und Hainbuchen-Mischwälder des LRT 9170 meist als nutzungsbedingte Biotope auf Standorten natürlicher Buchenwälder eingestuft und sind oft durch historische Nieder- oder Mittelwaldnutzung entstanden.

Da gegenüber LRT 9160 die Traubeneiche in LRT 9170 deutlich häufiger als die Stieleiche dominiert und zudem die Standortbedingungen seltener mesophil oder eutroph sind, ist bei optimalem Management (siehe Kapitel X.2) auch im als **bewirtschafteten Hochwald** (DOHRENBUSCH, A. 1996,

Schneider S., 2012) eine Naturverjüngung über nach Vollmasten zeitlich gestaffelte, kleinflächig-differenzierte Schirmhiebe oder über oval nach Besonnung ausgerichtete, räumlich vereinzelte Lochhiebe bis 0,5 ha (nötigenfalls im Hordengatter) meist leichter und zuverlässiger als im LRT 9160 möglich. Im **Mittelwaldbetrieb** bedarf die Traubeneichenverjüngung im Einzelfall einer gesonderten Förderung.

Auch bei Überführung in die **natürliche Waldentwicklung** *(NWE5-Ziel der Nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS): Natürliche Waldentwicklung auf 5% der Fläche des Gesamtwaldes bzw. 10% des öffentlichen Waldes, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) 2007)* ist bei diesem Lebensraumtyp durch natürliche Verjüngung eine Habitatkontinuität der Traubeneiche zumindest mit geringen Bestandanteilen über sehr lange Zeiträume auf vielen Standorten sehr wahrscheinlich und sollte daher als ein Bestandteil eines Gesamtkonzeptes zum Schutz von Eichenwäldern (JEDICKE, E. & HAKES, W., 2005) in unterschiedlichen **NWE-Größenklassen**:

- **Trittsteine**: 0,3 ha bis <20 ha
- **Naturwaldreservate mit Minimumstrukturareal**: 20 ha bis <100 ha
- **Wildniszellen als Bestandteil des bundesweit repräsentativen Naturwaldverbundes nach BfN**: 100 ha bis <1.000 ha
- **Wildnisgebiete***:* >1.000 ha)

vermehrt Anwendung finden. Wichtige Grundlagen liefert in diesem Zusammenhang das BfN-Skript Nr. 380: „Schutz von Buchenwäldern in einem System von Naturwäldern.“ (Henke, T.; von Oheimb, G.; Härdtle, W.; Kaiser, T.; Scherfose, V. 2014,) und die "Vilmer Eckpunkte zu Wildnisgebieten in Deutschland (BfN 2014).

Die Flächendefinition über Mindestanforderungen an NWE-Flächen gemäß F+E-Vorhaben NWE5 „Natürliche Waldentwicklung als Ziel der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt“ (Wildmann, S. et al 2014) umfasst:

- **Definition natürliche Waldentwicklung**
  - Wald oder waldfähige Flachen
  - dauerhaft nicht forstlich genutzt (ohne zeitliche Begrenzung)
  - keine Pflegmaßnahmen
- **Flächengröße**
  - $\geq$ 0,3 ha
- **Dauerhaftigkeit/Schutzstatus**
  - rechtliche bzw. vertragliche Sicherstellung oder dokumentierte Eigenbindung
- **Waldbestockung**

- unabhängig von der aktuellen Naturnähe

Dennoch kann auch der **Beweidung** zur Erhaltung und Entwicklung der Gebiete erhebliche Bedeutung zukommen, da anzunehmen ist, dass die thermophilen Charakterarten durch Aufgabe der historischen Waldnutzungen, einschließlich der Beweidung, mit ihren regelmäßigen Lichtungsphasen zurückgegangen sind, so dass sich viele Bestände erst bei einer entsprechend ausgerichteten Nutzung wieder zu typischen Ausprägungen des LRT 9170 entwickeln könnten (NLWKN 2010).

9190 Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandböden mit Stieleiche:

Betulo-Quercetum roboris und Fago-Quercetum

Vorkommen

Die natürlichen, postglazialen Standorte bodensaurer Eichen- und Buchenwälder der Sandgebiete wurden seit der Bronzezeit und verstärkt im Mittelalter weitegehend gerodet und in Heiden, Äcker und Siedlungsbereiche umgewandelt. Nur sehr kleinflächig sind bodensaure Eichenwälder auf den naturschutzfachlich besonders wertvollen alten Waldstandorten erhalten geblieben. Zu nennen sind Relikte alter Hute- und Niederwälder (GLASER, F.F. & HAUKE, U. 2004) sowie die für die norddeutsche Heidegebiete typischen „Stühbüsche“ oder „Krattwälder“. Die überwiegend durch Aufforstung ehemaliger Heideflächen begründeten Wälder auf basenarmen Standorte werden nahezu komplett von Nadelholz geprägt (v. a. Kiefer und Fichte, zunehmend Douglasie). Nur vergleichsweise kleinflächig wurden - vorwiegend auf besser nährstoffversorgten Böden - auch Eiche angebaut, so dass ein Teil der heutigen Vorkommen bodensaurer Eichenwälder auf zuvor waldfreien Standorten stockt.

Sie stocken auf basenarmen, sandigen Böden des Tieflands. Aufgrund der Standorte können folgende Ausprägungen unterschieden werden:

- Eichen-Mischwälder armer, trockener Sandböden: Birken-, Kiefern- und Buchen-Eichenwälder auf unverlehmten oder schwach anlehmigen, trockenen Sanden des Tieflands (z. B. Flugsand, grundwasserferne Talsande). Im östlichen Tiefland kleinflächig mit thermophilen Arten (bodensaure Ausprägungen des Biotoptyps „Eichen-Mischwald trockenwarmer Sandstandorte des östlichen Tieflandes“)

- Eichen-Mischwälder feuchter bis nasser Sandböden: Birken-, Kiefern- und Erlen-Eichenwälder auf sandigen, grundwasserbeeinflussten oder staunassen Böden, teilweise auch in entwässerten Mooren (Torf über Sand)

- Eichen-Mischwälder trockener bis frischer lehmiger Sandböden des Tieflandes: auf lehmigen Sanden oder zweischichtigen Böden (Sand über Lehm), v. a. in den Grundmoränengebieten der Geest

Merkmale

Die Gesellschaften des LRT 9190 werden aus dem Verband der Bodensauren Eichen-Mischwälder (*Quercion roboris*), insbesondere dem Birken-Eichenwald (*Betulo-Quercetum roboris*, inkl. *Deschampsio flexuosae-Quercetum roboris*) und dem bodensauren Traubeneichen-Mischwald (*Violo-Quercetum*, inkl. *Fago-Quercetum*) in buchenarmen Ausprägungen, gebildet.

Management

Nach derzeitiger Einschätzung handelt es sich bei diesem Lebensraumtyp zu großen Teilen um nutzungsbedingte Ersatzgesellschaften bodensaurer Buchenwälder oder serielle Waldgesellschaftsstadien, die sich in einer Sukzession ohne menschlichen Einfluss und ohne große Herbivoren vom Rauhfaserernährungstyp langfristig zu Buchenwäldern entwickeln (JAHN, G. 1984 und 1987):. Die potenziell natürliche Vegetation bilden sie dagegen wahrscheinlich auf sehr feuchten bzw. zeitweise staunassen möglicherweise auch auf sehr nährstoffarmen, trockenen Standorten, wo Altbuchen episodisch bei entsprechenden Klimazyklen, zuweilen auch flächig, absterben.

Eine „naturnahe“ **Einzelbaumbewirtschaftung**, schließt auch beim LRT 9190 eine mengenwirksame Stieleichennaturverjüngung auf mesophilen Standorten nahezu aus, kann aber in den nassesten, ärmsten oder trockensten Ausprägungen sowie bei schirmartiger Stellung von Lichtbaumarten (Hänge- und Moorbirke, Waldkiefer, Espe) erfolgversprechend sein.

Ansonsten kommt bei der Naturverjüngung der Stieleiche im **bewirtschafteten Hochwald** des LRT 9190 dem Management über Steuerung des Unter-, Mittelstandes (siehe Kapitel X.2) wegen standortbedingt (oligotroph) oft bis auf Rotbuche (Fagus sylvatica) weitgehend fehlender „dienender“ Schattbaumarten weniger Bedeutung zu, so dass nach Vollmasten zeitlich gestaffelte kleinflächig-differenzierte Schirmhiebe oder oval nach Besonnung ausgerichteten, räumlich vereinzelte Lochhiebe bis 0,5 ha (nötigenfalls im Hordengatter) an vorbestehender Konkurrenzvegetation scheitern können. Hier kann die Herstellung einer kurzrasigen Bodenvegetation durch Beweidung mit Pausierung oder Beendigung der Beweidung nach Sämlingsetablierung eine effektive Massnahme sein, um flächig höhere Stieleichenanteile in der Verjüngung zu sichern (Reif, A. et al 2007.) Die Wiederaufnahme eines etwaigen **Mittelwaldbetriebes** ist eine effektive Methode zur Erhaltung dieses LRT.

Die etwaige Überführung in die **natürliche Waldentwicklung** *(NWE5-Ziel)* erfordert beim Lebensraumtyp 9190 eine kritische Einzelprüfung, ob bei schlechter Prognose für eine natürliche Stieleichenverjüngung die Erhaltung des LRT, die Sicherung der Habitatkontinuität für entsprechende Zielarten oder eine Sukzession in andere FFH-Lebensraumtypen, beispielsweise auf dem Standort ebenfalls prioritäre Rotbuchen-Gesellschaften, prioritär ist. Auch in diesem Fall ist zu berücksichtigen, dass unter dem Gesichtspunkt der Repräsentanz der Waldstandorte im NWE-Netz die historisch alten Waldstandorte auf Sandstandorten aufgrund gravierender, jahrhundertelanger Übernutzung nochmals seltener sind, als im übrigen Tiefland und damit extrem unterrepräsentiert, so dass eine Einbeziehung auch bei schlechter Verjüngungsprognose für die Eiche aus naturschutzfachlicher Gesamtsicht im Einzelfall sinnvoll sein kann.

Der Stellenwert einer **Beweidung** für die langfristige Erhaltung dieses Lebensraumtyps ist, wie o.g., sehr hoch. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass wegen der oft armen Standorte nicht nur das Artenspektrum der Schattbaumarten, sondern auch das Spektrum der Dornsträucher bis auf Brombeerarten sehr eingeschränkt ist, weshalb eine in anderen LRT zu erwartende geschützte

Eichenverjüngung im Dorngebüschsaum in diesem Fall wenig Aussicht auf Erfolg hat und daher ggf. eine partielle passagere Weideruhe zur nach mehreren Vollmasten gestaffelten Verjüngungseinleitung einzuplanen ist, um möglichst die gesamte genetische Breite des Ausgangsbestandes im Nachfolgebestand zu erhalten.

In Niedersachsen, welches besonders bedeutende Anteile des LRT für den atlantischen Bereich aufweist, werden über 90 % der Bestände forstwirtschaftlich als Hochwälder genutzt. Weniger als 5 % sind als Naturwälder in den Landesforsten nutzungsfrei. Auf Teilflächen wurde die Beweidung wieder eingeführt, um historische Hutewaldrelikte zu erhalten (NLWKN 2010).

91F0 Hartholzauewälder mit Stieleiche, Flatterulme, Feldulme, Gemeiner und Feld-Esche: (Ulmenion minoris bzw. Alno-Ulmion)

Vorkommen

Diese Waldgesellschaften kommen in aktiven Flussauen, selten auch in Flussmarschen, auf über der Weichholzaue gelegenen, basen- und nährstoffreichen, meist tiefgründigen, schweren Lehmböden, aber auch auf sandigen Aueböden vor und werden bei Hochwässern überschwemmt. Charakteristisch ist ein mehrstufiger Bestandsaufbau mit einer Baumschicht meist aus Stieleiche und/oder Esche und z. T. Ulme sowie einer zuweilen üppig und artenreichen entwickelten Strauch- und Krautschicht. Dazu treten eingelagerten Flutrinnen, Tümpeln und Verlichtungen. Der Tide-Hartholzauewald auf Marschböden im Außendeichsbereich der Ästuare ist nahezu komplett vernichtet.

Merkmale

Es handelt sich um den Verband Alno-Ulmion, unterteilt im Überflutungsbereich der Flüsse in Querco-Ulmetum minoris sowie in eingedeichten, aber feuchten Bereichen der Flussaue und –marsch in Querco-Ulmetum minoris einschließlich der Übergänge zum Stellario-Carpinetum.

Management

Hartholzauewälder sind das natürliche, langlebige Endstadium der Sukzession in den großen Flussauen, die sich selbstständig verjüngen. Periodischen Überflutungen stören und initiieren auf unterschiedlichen Größenskalen im wieder Sukzessionsprozesse.

Diese ursprünglich natürlichen Lebensräume unterliegen seit Jahrhunderten der intensiven Nutzung. Vielfach wurden sie früher als Mittelwald genutzt oder in die Beweidung miteinbezogen (NLWKN 2009) und später meist gerodet.

Die besondere Schwierigkeit der künstlichen und natürlichen Stieleichenverjüngung in Bereichen mit sehr großer Hochwasserdynamik wurde aktuell für den Oberrhein dargestellt (UHL, A., REIF, A., GÄRTNER. S. 2008, Neophytou C., 2012 und 2013, Makkonen-Spiecker K. & Neophytou C., 2012). Einzelne Hartholzauewälder liegen in Hutelandschaften und werden extensiv beweidet (z. B.im Borkener Paradies an der Ems). Dort ist vorgesehen die Verjüngung der typischen Baumarten (v.a. der Stieleiche) durch Pflanzung von Heistern in Kleingattern oder mit Einzelschutz sicherzustellen, sofern nicht (z. B. innerhalb von Dorngebüschen) eine ausreichende Naturverjüngung erfolgt.

91G0 Subkontinentale bis pannonische Eichen-Hainbuchenwälder: u.a. Tilio-Carpinetum

Vorkommen

In Deutschland erreicht die osteuropäisch verbreitete Gesellschaft ihre Westgrenze in den subkontinental getönten Lagen des östlichen Mecklenburg-Vorpommerns, Brandenburgs und Sachsens. In Sachsen finden sich entsprechende kleinflächige Bestände an Talhängen und Kuppen in der östlichsten Oberlausitz nahe der polnischen Grenze (östlich Löbau, Görlitz, Neißetal).

Merkmale

Hierunter fallen die subkontinentalen Eichen-Hainbuchenwälder des Tilio-Carpinetum auf stärker tonig-lehmigen und wechseltrockenen Böden in meist wärmebegünstigten Lagen (mit Schwerpunkt außerhalb des Buchenwaldareals).
In der Baumschicht sind Hainbuche (Carpinus betulus), Stieleiche (Quercus robur) und Winterlinde (Tilia cordata) bestimmend. Die östlichsten Vorkommen sind gekennzeichnet durch das verstärkte Auftreten der Winterlinde, das weitgehende Fehlen der Buche und das zunehmende Auftreten von subkontinentalen Arten der Krautschicht sowie des Kleinstrauches Lembotropis nigricans (Schwärzender Geißklee).

Management

Die Wälder des Lebensraumtyps *91G0 gehören zu den prioritären Lebensräumen der FFH-Richtlinie. Die Beweidung spielt aktuell bei den in Deutschland kleinflächigen und lokalen Vorkommen keine bedeutende Rolle. Es wäre aber denkbar und historischen Nutzungsformen folgend, diesen Lebensraumtyp im Mosaikverbund mit angrenzenden floristisch herausragenden Offenlebensräumen dieser wärmebegünstigten Lagen in naturschutzfachlich intensiv gesteuerte Beeidungskonzepte zu integrieren. Auch Durchweidung durch gehütete Schafherden dürfte teilweise bis heute der Realität in solchen Landschaftsräumen entsprechen.

2.2 Artenschutzrelevante Eichenwälder die keinem FFH-LRT entsprechen

Verschiedene Waldgesellschaften mit führenden oder maßgeblich Eichenanteilen finden in der FFH-Richtlinie als Lebensraumtypen keine Entsprechung. Da diese Lebensräume naturschutzfachlich eine ähnliche Wertigkeit wie die FFH-Lebensraumtypen aufweisen können, haben sie teilweise über die mehr oder weniger eichen- oder alt- und totholzgebundenen Anhangarten Eingang in die FFH-Kulisse gefunden.

Vorkommen

Flächenmäßig bedeutsam in diesem Zusammenhang sind die Eichenwälder der bodensauren Standorte des Berg- und Hügellands:

- Bodensaure Eichen(misch)wälder auf trockenwarmen Silikatstandorten: Steilhängen und auf flachgründigen Kuppen. Da auf diesen Standorten die Vitalität der Buche geringer ist, sind natürliche Eichenanteile vorstellbar.

- Bodensaure Eichen(misch)wälder auf feuchten Standorten. Auf staunassen tandorten (z.B. Pseudogley, Molkenböden) hat die Eiche ebenfalls eine erhöhte Konkurrenzkraft, da Buchen stark windwurfgefährdet sind.

- Bodensaure Eichen(misch)wälder auf mittleren Standorten. In diesen würden in der Vorstellung der potentiell natürlichen Vegetation (pNV) nahezu eichenfreie Buchenwälder vorherrschen. Die Eichendominanz resultiert aktuell noch aus historischen Waldnutzungsformen oder wird gezielt zur Wertholzerzeugung gefördert.

Merkmale

Diese gehören oftmals zu den Pflanzengesellschaften der Hainsimsen-Traubeneichenwälder (*Luzulo-Quercetum petraeae*) sowie sonstiger Eichenwälder des Verbands *Quercion roboris* auf Lehm- und Silikatgesteinsböden.

Management

Eine außerordentliche Artenschutzrelevanz weisen sehr oft trockenwarme und feuchte Ausprägungen sowie Restbestände historischer Waldnutzungsformen (Nieder-, Mittel- und Hutewälder) auf. In den letzten 20 Jahren wurde daher in einigen Gebieten die Hutewaldnutzung aus Naturschutzgründen, teilweise auch in FFH-Gebieten wieder aufgenommen. Ein bundesweit herausragendes Gebiet ist ein Landeswaldbereich am Reiherbachtal im Solling (Naturschutzgroßprojekt, vgl. **http://www.naturpark-sollingvogler.de/index.php?option=com_content&view=article&id=14&Itemid=17**), welches jüngst über Einrichtung eines Ausgleichspools gemäß Eingriffsregelung des Baugesetzbuches auf über 200 ha erweitert wurde (EBERL, C. 2002, JACOBSEN, C. et al 2004, SONNENBURG, H. & GERKEN, B. 2003). Hier weiden seit 1999 Abbild-Auerochsen und Exmoorponys ganzjährig in einem norddeutschen, Mittelgebirgs-Hutewald. Meyer, P. und Grob, C. haben 2005 die Entwicklung der Gehölzverjüngung im Projektgebiet dieses ehemaligen E+E-Vorhabens „Hutelandschaftspflege und Artenschutz mit großen Weidetieren im Naturpark Solling-Vogler“ analysiert.

Weitere kleine Flächen liegen im nordöstlichen Solling (NSG „Eichenhudewälder bei Lauenberg“,**http://www.niedersachsen.de/master/C44728377_N5512611_L20_D0_I5231158** und http://www.lauenberg.siebelt-ubben.de/inhalt/htmlseiten/wald.html), im Bramwald (s. **http://www.naturpark-muenden.de/48-0-Hutewald.html**, SCHMIDT, M. et al 2001) und bei Walkenried (Mönchswald, s. http://www.treffpunktwald.de/contentview.php?cid=1666). (NLWKN, 2010).

Anschrift Verfasser:

Dr. Carsten B. Böhm

Im Bönnerfeld 29

30989 Gehrden

Telefon: 05109 56 43 40

Mail: CB.Böhm@gmx.de

Literaturverzeichnis

Abrams, M. und Downs J. (1990): „Successional replacemnet of old-groth white oak by mixed mesophytic hardwoods in sothwestern Pennsylvania. Pennsylvania State University, School of Forest Resources.

Abrams, M.D. 1992. Fire and the Development of Oak Forests. BioScience 42, 346-352

Adamowski, W. (2002): Invasion of red oak Quercus rubra in Bialowieza Forest (NE Poland). In: Biological Invasions: Challenges for Science, Proceedings of the conference in Halle Oct. 2002, Leipzig- Halle: UFZ

AMMER, C. (1996): Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. Forest Ecology and Management, 88 (1-2), 43-53.

ASSMANN, T. & FALKE, B. (1997): Bedeutung von Hudelandschaften aus tierökologischer und naturschutzfachlicher Sicht. Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz, 54, 129-144.

BfN, 2014: "Vilmer Eckpunkte zu Wildnisgebieten in Deutschland, http://biodiv.de/fileadmin/user_upload/PDF/Projekte/Vilmer_Eckpunkte_zu_Wildnisgebieten_in_Deutschland_20141030.pdf

Balci, Y., Long, R., Mansfield, Balser, D (2010): Involvement of Phytophthora species in white oak (Quercus alba) decline in southern Ohio. Forest Pathology (Impact Factor: 1.49). 09/2010; 40(5):430 - 442. DOI: 10.1111/j.1439-0329.2009.00617.x

Box, E. O. & Manthey, M. 2005: Oak and other deciduous forest types of Eastern North America and Europe. Bot. Chron. 18(1): 51-62.

BOX, E.,MANTHEY. M. (2011): CONSERV ATION OF DECIDUOUS TREE SPECIES IN EUROPE: PROJECTING POTENTIAL RANGES AND CHANGES. University ofGeorgia, Geography Department, 30602-2502 Athens, Georgia (USA),e-mail: boxeo@uga.edu ; manthey@uga.edu.

BRADSHAW, R.H.W.; HANNON, G.E. & LISTER, A.M. (2003): A long-term perspective on ungulatevegetation interactions. Forest Ecology and Management, 181, 267-280.

Brose, P.H., Dey, D.C., Waldrop, T.A. 2014. The Fire — Oak Literature of Eastern North America: Synthesis and Guidelines. Gen. Techn. Report NRS-135, Newton Square, PA.: USDA Forest Service, Northern Research Station, 98 S.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) 2007: Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt.

Clemens Abs, Jörg Ewald, Helge Walentowski, Susanne Winter , Untersuchung der Schattentoleranz von Baumarten auf Grundlage der Datenbank bayerischer Naturwaldreservate, Tuexenia 28: 23–40. Göttingen 2008.

Collins, R.J., Carson, W.P. 2003. The fire and oak hypothesis: Incorporating the influence of deer browsing and canopy gaps. In: Proceedings of the 13th Central Hardwood Forest Conference, Gen. Techn. Rep. NC-234, St. Paul, MN: USDA Forest Service, North Central Research Station, 44-63

Collins, R.J., Carson, W.P. 2004. The effects of environment and life stage on Quercus abundance in the eastern deciduous forest, USA: are sapling densities most responsive to environmental gradients? Forest Ecology and Management 201, 241-258

Fei, S., Yang, P. 2011. Forest Composition Change in the Eastern United States. Proceedings of the 17th Central Hardwood Forest conference, Gen. Techn. Report NRS-P 74, Newton Square, PA: USDA Forest Service, Northern Research Station 103-108

DOHRENBUSCH, A. (1996): Untersuchungen zur natürlichen Verjüngung von Traubeneichen-Hainbuchen-Mischbeständen. Forst und Holz, 51, 331-339.

EBERL, C. (2002): Charakterisierung der forstbodenkundlichen Standortseigenschaften im Gebiet des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens mit großen Weidetieren im Nds. Forstamt Winnefeld-Teil II. Unveröff. Studie, Nds. Forstliche Versuchsanstalt.

FINCK, P., HÄRDTLE, W., REDECKER, B. & RIECKEN, U. (Hrsg. 2004): Weidelandschaften und Wildnisgebiete - Vom Experiment zur Praxis. Schriftenreihe Naturschutz u. Landschaftspfl., 78, 540. Bonn-Bad Godesberg.

GERKEN, B. & GÖRNER, M. (Hrsg. 1999): Europäische Landschaftsentwicklung mit großen Weidetieren - Geschichte, Modelle und Perspektiven. Natur- und Kulturlandschaft, 3.

GERKEN, B. & GÖRNER, M. (Hrsg. 2001): Neue Modelle zu Maßnahmen der Landschaftsentwicklung mit großen Pflanzenfressern - Praktische Erfahrungen bei der Umsetzung. Natur- und Kulturlandschaft, 4.

Gevel, S.L. van de, Hart, J.L., Spond, M.D., White, P.B., Sutton M.N., Grissino-Mayer, H.D. 2012. American chestnut (*Castanea dentata*) to northern red oak (*Quercus rubra*): forest dynamics of an old-growth forest in the Blue Ridge Mountains, USA. Botany 90, 1263-1276.

Gipps, J., (1999): Dieback of Pedunculate Oak. 231 Corstorphine Road,Edinburgh, EH12 7AT, http://www.forestry.gov.uk

GLASER, F.F. & HAUKE, U. (2004): Historisch alte Waldstandorte und Hudewälder in Deutschland. Angewandte Landschaftsökologie, 61, Bonn-Bad Godesberg.

Hajji, M.; Dreyer, E.; Marçais, B. (2009). "Impact of Erysiphe alphitoides on transpiration and photosynthesis in Quercus robur leaves". European Journal of Plant Pathology 125: 63. doi:10.1007/s10658-009-9458-7

HÄRDTLE, W., MIERWALD, U., BEHRENDS, T., EISCHEID, I., GARNIEL, A., GRELL, H., HASE, D., SCHNEIDER-FENSKE, A. & VOIGT, N. (2002): Pasture landscapes in Germany – progress towards sustainable use of agriculltural land. In: Redecker, B., Fink, P, Härdtle, W., Riecken, U. und Schröder, E. (Hrsg.): Pasture landscapes and nature conservation. Springer Verlag, Seiten 147-160.

Henke, T.; von Oheimb, G.; Härdtle, W.; Kaiser, T.; Scherfose, V. (Bonn, 2014): Schutz von Buchenwäldern in einem System von Naturwäldern. BfN-Skripten Nr. 380, 137 Seiten als Ergebniss des F + E- Vorhabens FKZ 3508 82 1300 ISBN 978-3-89624-115-3

Hewitt, H.G., Ayers, P.G. (1976): Effect of Infection by Microspherera alphitoides (Powdery mildew) on Carbohydrate Levels and translocation in Seedlings of Quercus Robur. Department og Biological Sciences of Lancaster. New Phytol., 77, 379-390.

HOBBS, N.T. (1996): Modification of ecosystems by ungulates. Journal of Wildlife Management, 60 (4), 695-713.

HOLTMEIER, F.-K. (2002): Tiere in der Landschaft. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

JACOBSEN, C. & MEIWES, K. J. (2004): Untersuchungen zur Bodenverdichtung und zum Stickstoffhaushalt im Hutewald-Projekt im Solling. Unveröff. Studie der Nds. Forstlichen Versuchsanstalt im Auftrag der FH Lippe und Höxter.

JAHN, G. (1984): Eichenmischwälder in Nordwestdeutschland - naturnah oder anthropogen? Phytocoenologia, 12 (2/3), 363-372. Stuttgart-Braunschweig.

JAHN, G. (1987): Zur Frage der Eichenmischwaldgesellschaften im nordwestdeutschen Flachland. Forstarchiv, 58, 154-163, 194-200.

JEDICKE, E. & HAKES, W. (2005): Management von Eichenwäldern im Rahmen der FFH-Richtlinie. Naturschutz und Landschaftsplanung, 37 (2), 37-45.

KAMPF, H. (2000): The role of large grazing animals in nature conservation - a Dutch perspective. British Wildlife, 12, 37-46.

KIENAST, F.; FRITSCHI, J.; BISSEGGER, M.; ABDERHALDEN, W. (1999): Modeling successional 53 patterns of high-elevation forests under changing herbivore pressure - responses at the landscape level. Forest Ecology and Management, 120, 35 - 46.

Korpel, S. (1994): Die Urwälder der Westkarpaten, Spektrum Akademischer Verlag, 978-3-8274-0842-6 (ISBN)

KRÜSI, B.O., SCHÜTZ, M., WILDI, O. & GRÄMIGER, H. (1995): Huftiere, Vegetationsdynamik und botanische Vielfalt im Nationalpark. Cratschla, 3 (2), 14-25.

KUITERS, A.T. & SLIM, P.A. (2003): Tree colonisation of abandoned arable land after 27 years of horse-grazing: the role of bramble as a facilitator of oak wood regeneration. Forest Ecology and Management, 181, 239-251.

Makkonen-Spiecker K. & Neophytou C., 2012. "Die Zukunft der Eiche am Oberrhein". AFZ - Der Wald 15: Seiten 34-36.

Manthey, M., Fridley, D., Pee, R. (2011): Niche expansion after competitor extinction? A comparative assessment of habitat generalists and specialists in the tree floras of south-eastern North America and south-eastern Europe. Journal of Biogeography (J. Biogeogr.)

Metzler, B. (2005): Einschätzung von Phytophthora-Infektionen an Waldbäumen, FVA-Einblick 1/2005.

MEYER, P. (2003): Diskussions- und Wissensstand zum Themenkomplex Wild und Biodiversität.Unveröff. Studie, Nds. Forstliche Versuchsanstalt.

Meyer, P., Grob, C. (2005): Entwicklung der Gehölzverjüngung im Projektgebiet des E+E-Vorhabens „Hutelandschaftspflege und Artenschutz mit großen Weidetieren im Naturpark Solling-Vogler“ Studie der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt im Auftrag der Fachhochschule Lippe und Höxter, Göttingen.

MITCHELL, F. J. G. & KIRBY, K. J. (1990): The impact of large herbivores on the conservation of semi-natural woods in the British uplands. Forestry, 63 (4), 333 – 353.

Redmond, M., Wilbur, R., Wilbur, H. (2012): Recruitment and Dominance of Quercus rubra and Quercus alba in a previous Oak-Chestnut Forest from the 1980s to 2008. Source: The American Midland Naturalist, 168(2):427-442. 2012. Published By: University of Notre Dame, URL: http://www.bioone.org/doi/full/10.1674/0003-0031-168.2.427

Mougou, A.; Dutech, C.; Desprez-Loustau, M. -L. (2008). "New insights into the identity and origin of the causal agent of oak powdery mildew in Europe". Forest Pathology 38 (4): 275. doi:10.1111/j.1439-0329.2008.00544.x

MOUNTFORD, E. P. & PETERKEN, G. F. (2003): Long-term change and implications for the management of wood-pastures: experience over 40 years from Denny Wood, New Forest. Forestry, 76, 19-43.

MÜLLER-KROEHLING, S. & SCHMIDT, O (1999a): Mit großen Säugern gegen kleine Bäume? AFZ/Der Wald, 20, 1072-1073. Stuttgart.

MÜLLER-KROEHLING, S. & SCHMIDT, O. (1999b): Große Pflanzenfresser als Parkgestalter? AFZ/Der Wald, 11, 556-557.

Neophytou C., 2012. "Genetische Differenzierung innerhalb von und zwischen Beständen der Stiel- und der Traubeneiche im Oberrheingraben: Erste Ergebnisse eines Interreg-Projekts". Fortarchiv 83: Seiten 34-40.

Neophytou C., 2013. "Bayesian clustering analyses for genetic assignment and study of hybridization in oaks: Effects of asymmetric phylogenies and asymmetric sampling schemes". Tree Genetics and Genomes

Neophytou C., Michiels H.-G. 2013. "Upper Rhine Valley: A migration crossroads of middle European oaks". Forest Ecology and Management 304: Seiten 89-98

NLWKN (Hrsg.) (2009): Vollzugshinweise zum Schutz der FFH-Lebensraumtypen sowie weiterer Biotoptypen mit landesweiter Bedeutung in Niedersachsen. Teil 1: FFH-Lebensraumtypen und Biotoptypen mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Feuchter Eichen- und Hainbuchen-Mischwald. – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 16 S., unveröff.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz – Vollzugshinweise Lebensraum- und Biotoptypen, Teil 1– 91F0 Hartholzauewälder Entwurf, Juni 2009

NLWKN (Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz der FFH-Lebensraumtypen sowie weiterer Biotoptypen mit landesweiter Bedeutung in Niedersachsen. Teil 3: Biotoptypen mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Eichenwälder bodensaurer Standorte des Berg- und Hügellands. – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 11 S., unveröff.

NLWKN (Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz der FFH-Lebensraumtypen sowie weiterer Biotoptypen mit landesweiter Bedeutung in Niedersachsen. Teil 2: FFH-Lebensraumtypen und Biotoptypen mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald. – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 20 S., unveröff

NLWKN (Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz der FFH-Lebensraumtypen sowie weiterer Biotoptypen mit landesweiter Bedeutung in Niedersachsen. Teil 2: FFH-Lebensraumtypen und Biotoptypen mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit Stieleiche. – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 17 S., unveröff.

Oosterbaan, A., Olsthoorn, A.F.M. 2005. Control strategies for *Prunus serotina* and *Quercus rubra* as exotic tree species in The Netherlands. In: Nentwig, W. et al. (Hrsg.) 2005: Biological Invasions - From Ecology to Control. Neobiota 6, 177-181

POTT, R. & HÜPPE, R. (1991): Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. Abhandlungen 55 Westfälisches Museum Naturkunde, 53 (1/2), Münster.

PUTMAN, R.J. (1986): Grazing in temperate ecosystems. Large herbivores and the ecology of the New Forest. Croom Helm/Timber Press, 207. Beckenham/Portland.

Rackham, O. (2003): Ancient Woodland: Its History, Vegetation, and Uses and England, 2nd edn, Castlepoint Press

REIF, A., GÄRTNER, S. (2007): Die natürliche Verjüngung der laubabwerfenden Eichenarten Stieleiche (Quercus robur L.) und Traubeneiche (Quercus petraea Liebl.) - eine Literaturstudie mit besonderer Berücksichtigung der Waldweide. AFSV Forstliche Vegetationskunde, Waldökologie online 5 (2007) 79. Waldoekologie online Heft 5 79 - 116 9 Fig., 1 Tab. Freising, Dezember 2007

Reinhart, K. O., Maestre, F. T., Callaway, R. M. (2006): Facilitation and inhibition of seedlings of an invasive tree (Acer platanoides) by different tree species in a mountain ecosystem. Biological Invasions 8, 231–240.

Rentch, J.C., Fajvan, M.A., Hicks Jr., R.R. 2003. Oak establishment and canopy accession strategies in five old-growth stands in the central hardwood forest region. Forest Ecology and Management 184, 285-297

Scharnweber T1, Manthey M, Wilmking M (2013): Differential radial growth patterns between beech (Fagus sylvatica L.) and oak (Quercus robur L.) on periodically waterlogged soils. Tree Physiol. 2013 Apr;33(4):425-37. doi: 10.1093/treephys/tpt020. Epub 2013 Apr 5.

SCHMIDT, M. & HEILE, H. (2001): Beweidung von Hutewäldern im Reinhardswald - Pro und Kontra.Jahrbuch Naturschutz in Hessen, 6, 184-190.

Schneider S., 2012. "Entwicklung der elsässischen Stiel- und Traubeneichenwälder ab 1840". AFZ - Der Wald 12: Seiten 4-7.

SONNENBURG, H. & GERKEN, B. (2003): Das Hutewaldprojekt im Solling. Ein Baustein für eine neue Ära des Naturschutzes. Eigeneröff. Bundesamt für Naturschutz und Naturpark Solling-Vogler, 41.

SONNENBURG, H., GERKEN, B., WAGNER, H.-G. & EBERSBACH, H. (2003): Das Hutewaldprojekt im Naturpark Solling-Vogler. Ein Baustein für eine neue Ära in Naturschutz und Landschaftsentwicklung. LÖBF-Mitteilungen, 4, 40-47.

Spetich, Martin A.; He, Hong S. (2008): Oak decline in the Boston Mountains, Arkansas, USA: Spatial and temporal patterns under two fire regimes. Forest Ecology and Management 254: 454–462. http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/29389#sthash.A30MIkTE.dpuf

Takamatsu, S.; Braun, U.; Limkaisang, S.; Kom-Un, S.; Sato, Y.; Cunnington, J. (2007). "Phylogeny and taxonomy of the oak powdery mildew Erysiphe alphitoides sensu lato". Mycological research 111 (Pt 7): 809–826. doi:10.1016/j.mycres.2007.05.013

UHL, A., REIF, A., GÄRTNER, S. carolinea, 66 (2008): 15-34, 7 Abb.; Karlsruhe, 19.12.2008 15 Naturverjüngung der Stieleiche (Quercus robur L.) im Gebiet der „Trockenaue“ am südlichen Oberrhein (Südwestdeutschland)

VER A, F., BAKKER, E., OL, H. (2000): Large herbivores: missing partners of western European light-demanding tree and shrub species? Grazing ecology and forest history. CABI Publishing, Wallingford, New York.

VOSSEL, E. (1994): Zoozönologische Untersuchungen an ausgewählten Arthropodengruppen (Chilopoda, Diplopoda, Coleoptera: Carabidae) des ehemaligen Hudewaldes Bentheimer Wald (Bad Bentheim, Niedersachsen). Diplomarbeit, Universität Osnabrück.

Weinreich A. (2000): Qualitätsentwicklung junger Eichen in Bestandeslücken, Inaugural-Dissertation Forstwissenschaftlichen Fakultät der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Brsg.

WEISBERG, P.J. & BUGMANN, H. (2003): Forest dynamics and ungulate herbivory: from leaf to landscape. Forest Ecology and Management, 181, 1-12.

WILDMANN, S., Engel, F. , Meyer, P., Spellmann, H. , Schultze, J., Gärtner, S., Reif, A. (2014): Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland, AFZ- Der Wald 2/2014, www.nw-fva.de/nwe5/downloads/AFZ-2014-02_28-30.pdf

—