Tuexenia 39: 101–119. Göttingen 2019.
doi: 10.14471/2019.39.014, available online at www.zobodat.at

Walddynamik im Naturwaldreservat Echinger Lohe – Erkenntnisse aus vier Jahrzehnten Dauerbeobachtung

Forest dynamics in the strict forest reserve Echinger Lohe – findings after four decades of permanent plot research

Thomas Kudernatsch[1, *], Markus Blaschke[1], Helge Walentowski[2], Markus Bernhardt-Römermann[3]

[1]Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1, 85354 Freising, Germany;
[2]HAWK Hochschule für Angewandte Wissenschaft und Kunst, Fakultät Ressourcenmanagement, Büsgenweg 1a, 37077 Göttingen, Germany;
[3]Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für Ökologie und Evolution, Dornburger Str. 159, 07743 Jena, Germany
**Korrespondierender Autor, E-Mail: thomas.kudernatsch@lwf.bayern.de*

Zusammenfassung

Im Naturwaldreservat Echinger Lohe, einem durch ehemalige Mittelwald- und Waldweidewirtschaft sekundär entstandenen Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald, wurden seit den 1970er Jahren verschiedene Vegetationserhebungen auf Dauerbeobachtungsflächen durchgeführt. Durch eine erneute Erfassung der Vegetation auf diesen Flächen im Jahr 2017 sollten Vegetationsveränderungen aufgezeigt und – die Standortweiserfunktion der Vegetation nutzend – interpretiert werden.

Tatsächlich konnten deutliche Veränderungen im Zeitverlauf nachgewiesen werden, wobei alle Vegetationsschichten (Kraut-, Strauch-, Baumschicht) gleichermaßen betroffen waren. Bezüglich der Baumschicht zeichnet sich eine Änderung der Baumartenzusammensetzung ab. Während Esche, Bergahorn und Hainbuche ihre Anteile am Vorrat ausbauen konnten, kann für die Stieleiche ein kontinuierlicher Rückgang aufgezeigt werden. Entgegen den Erwartungen hat das in der Echinger Lohe bereits flächig verbreitete Eschentriebsterben bislang noch zu keinem messbaren Rückgang des Holzvorrats der Eschen geführt. Vielmehr ist die Esche die Baumart, die – neben Hainbuche und Bergahorn – am stärksten zum beobachteten Anstieg des Volumens beigetragen hat. Dies wird sich allerdings vermutlich in den nächsten Jahren drastisch ändern, wenn große Teile der Eschen durch das Eschentriebsterben und die damit einhergehenden Folgeschädigungen absterben werden.

Markant sind auch die Änderungen innerhalb der Strauchschicht. So kann ein Rückgang der Artenvielfalt sowie für viele Baum- und Straucharten eine Abnahme der mittleren Deckung verzeichnet werden. Manche Arten (wie z. B. die für das Arten- und Strukturgefüge des *Galio-Carpinetum* besonders bedeutsame Stieleiche) wurden auf den Aufnahmeflächen innerhalb der Strauchschicht nicht mehr nachgewiesen.

Innerhalb der Krautschicht sind insbesondere eine Zunahme eher schattenverträglicher Arten sowie eine Abnahme lichtbedürftiger Arten auffällig. Unterschiede zwischen den Arten mit positiver und denen mit negativer Reaktion gibt es auch hinsichtlich der Nährstoffansprüche. So sind die „Gewinner“ zumeist Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt auf meso- bis eutrophen Standorten haben, während Arten oligotropher Standorte eher zu den „Verlierern“ zählen.

Manuskript eingereicht am 30. Januar 2019, angenommen am 21. Juni 2019
Koordinierender Editor: Goddert von Oheimb

Als wesentliche Wirkfaktoren konnten insbesondere die Einstellung der Bewirtschaftung des einst intensiv genutzten Lohwaldes, anthropogene Stickstoffeinträge sowie ein intensiver Wildeinfluss identifiziert werden. Diese Faktoren führen mittel- bis langfristig zu einem Verlust der charakteristischen Arten- und Strukturvielfalt des Labkraut-Eichen-Hainbuchenwaldes und somit zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes des Schutzgebiets Echinger Lohe.

Abstract

The Echinger Lohe strict forest reserve in the vicinity of Munich (Germany) is a secondary oak-hornbeam-forest (*Galio-Carpinetum*), which developed through coppice-with-standards and silvo-pasture management. Since the 1970s various vegetation surveys have been conducted at permanent monitoring plots. In 2017 the most recent vegetation survey was carried out with the specific aim to test for vegetation changes through time and to interpret potential changes based on vegetation indicators.

Indeed changes were noticeable in all vegetation layers (herb-, shrub- and tree-layer). Specifically, a change in tree species composition was found. While ash (*Fraxinus excelsior*), maple (*Acer pseudoplatanus*) and hornbeam (*Carpinus betulus*) increased in timber volume, oak (*Quercus robur*) timber volume decreased throughout time. Unlike expectations, the Ash dieback has not caused significant decreases in the ash timber volume, although the disease is already widely distributed in the Echinger Lohe strict forest reserve. Indeed, ash is the tree species, which showed the highest increases in timber volume besides hornbeam and maple. However, it can be assumed that this will change in the next years when large proportions of ash will likely die due to the disease and its subsequent damages.

Also, changes in the shrub layer were noticeable in terms of a decrease in species diversity. Along with these changes in shrub- and tree-species diversity, a decrease in the coverage was noted for these species groups. Some species, e.g. oak, which is especially important for the species- and structural composition of the *Galio-Carpinetum* forest, were not longer detected in the shrub layer at the sampling plots.

Within the herb layer especially an increase of shade-tolerant species as well as a decrease in light-dependent species was noticeable. Species with positive and species with negative responses can also be differentiated in terms of their nutrient demands. The 'winners' are mainly species which prefer mesotrophic to eutrophic habitat conditions, while species with preference for oligotrophic habitat conditions can be considered 'losers' through time.

The main contributing factors for the noted changes are the discontinuation of the management practices of the formerly intensively used forest, anthropogenic nitrogen intake as well as a high browsing pressure by ungulates. In the intermediate and long term, these factors will likely lead to a loss of the characteristic species- and structural diversity of the oak-hornbeam-forest and concurrently, to a decline of the conservation status in the protected Echinger Lohe forest reserve.

Keywords: Ellenberg indicator values, forest management, game browsing, nitrogen deposition, species composition, oak-hornbeam-forest

1. Einleitung und Fragestellung

Das Naturwaldreservat Echinger Lohe liegt im Nordosten Münchens nahe der Gemeinde Eching und ist Bestandteil des insg. 1.914 Hektar großen FFH-Gebiets „Heideflächen und Lohwälder nördlich von München". Das FFH-Gebiet wird insbesondere von Offenlandflächen (v. a. Kalkmagerrasen) geprägt, der Waldanteil liegt bei lediglich 29 %.

Ältere Studien (z. B. SEIBERT 1962) ordnen die Echinger Lohe den primären Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwäldern (*Galio-Carpinetum* Oberdorfer 1957) zu. Als Hauptursache für das postulierte natürliche Vorkommen dieses Waldtyps auf der Münchener Schotterebene wurde die besondere Spätfrostgefährdung vermutet, die aus der Lage in der weiten flachen Ebene und der geringen Wärmekapazität des Untergrundes resultiert. Neuere Untersuchungen (BERNHARDT-RÖMERMANN et al. 2006a) deuten aber darauf hin, dass

das *Galio-Carpinetum* in der Echinger Lohe in typischer Struktur und Artenzusammensetzung vorrangig auf Bewirtschaftungseinflüsse durch den Menschen während der letzten Jahrhunderte zurückzuführen ist (→ sekundärer Eichen-Hainbuchenwald). So wurde der Lohwald in vorindustrieller Zeit zur Gewinnung von Gerberlohe, Schlagen von Bau- bzw. Feuerholz sowie zur Waldweide/Mast genutzt, die Bewirtschaftung erfolgte als Mittelwald (KOLLMANNSBERGER 1989, RUDOLPH 1997, BEENKEN 2001). Insbesondere während der Weltkriege kam es zu einer Intensivierung der Streunutzungen und somit einem Nährstoffaustrag und einer Verarmung der Böden (KOLLMANNSBERGER 1989). Erst nach der Ausweisung als Naturwaldreservat im Jahre 1978 und der damit verbundenen Einstellung der Bewirtschaftung hat der direkte anthropogene Einfluss durch nährstoffentziehende Nutzungen aufgehört. Allerdings gibt es seit Beginn der 1960er Jahre einen konträren indirekten Einfluss: Eine Vervielfachung des Angebotes an reaktivem Stickstoff durch massive Einträge aus der umgebenden Landwirtschaft sowie aus Straßenverkehr und/oder Industrie. So hat sich die weltweite Freisetzung reaktiven Stickstoffs seit Mitte des 19. Jahrhunderts verzehnfacht, wobei der wesentliche Anstieg seit 1960 erfolgt (GALLOWAY et al. 2003). In den bayerischen Wäldern liegen die Stickstoffeinträge während der letzten 25 Jahre mehr oder minder unverändert bei durchschnittlich ca. 21 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr, und damit auf einem hohen Niveau (RASPE et al. 2018).

Primäre wie sekundäre Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwälder zeichnen sich vielfach durch einen großen Arten- und Strukturreichtum und damit eine hohe naturschutzfachliche Wertigkeit aus (WALENTOWSKI et al. 2013) – daher wurden viele dieser Wälder auch als FFH-Gebiete ausgewiesen. Verursacht durch die historische multifunktionale Nutzung der Lohwälder konnten sich zahlreiche Tier- und Pflanzenarten etablieren, die ansonsten nur an Waldrändern oder gar im Freiland anzutreffen sind. Licht-, Wärme- und Trockenheitszeiger kommen entsprechend in diesen, zumindest temporär stark aufgelichteten Beständen regelmäßig und mit größeren Populationen vor als im überwiegend geschlossenen Hochwald (FISCHER 2003). Auch Nährstoffmangelzeiger wurden begünstigt. In den Lohwäldern wurden die wegen ihrer zahlreichen Nutzungsmöglichkeiten besonders begehrten und in Bezug auf die Nährstoffversorgung anspruchslosen Eichen gezielt gefördert, in deren Gefolge zahlreiche Mischbaumarten, aber auch Kleinbäume und Sträucher gedeihen konnten (WALENTOWSKI et al. 2013). Durch die Habitatkontinuität von Alt-Eichen mit Mulmhöhlen enthielten die Lohwälder einst auch spezifische Gilden xylobionter Käfer mit Flaggschiffarten wie dem Eremit (*Osmoderma eremita* L.), die heute im Landschaftsraum der Nördlichen Münchner Ebene nur noch allerletzte Restvorkommen aufweisen. Auch die Pilzflora (insb. Holzpilz- und Hypogäen-Gemeinschaften; z. B. BEENKEN 2001) wurde durch die intensive anthropogene Nutzung und die Förderung der Eiche beeinflusst.

In den historischen, lichten Wirtschaftswäldern mit langer Habitatkontinuität konnte sich somit über die Zeit ein großer Arten- und Strukturreichtum herausbilden. So beschreibt SEIBERT (1962) für die Echinger Lohe das Vorkommen zahlreicher thermophiler Laubwald- oder Gebüschpflanzen wie beispielsweise *Tanacetum corymbosum*, *Carex montana*, *Vincetoxicum hirundinaria*, *Primula veris*, *Campanula persicifolia*, *Fragaria viridis*, *Convallaria majalis*, *Lilium martagon* oder *Chaerophyllum aureum*. PFADENHAUER & BUCHWALD (1987) weisen im Rahmen ihrer Vegetationserfassungen Mitte der 1980er Jahre allerdings bereits darauf hin, dass zahlreiche lichtliebende Arten und Saumpflanzen innerhalb der Echinger Lohe in ihrer Häufigkeit zurückgegangen sind und nennen als Beispiele *Convallaria majalis*, *Vincetoxicum hirundinaria*, *Primula veris*, *Tanacetum corymbosum*, *Galium sylvaticum* und *Campanula trachelium*. Als Ursachen vermuten sie Nährstoffeinträge aus der Umgebung

und die Aufgabe der forstlichen Nutzung, welche zu einem zunehmenden Kronenschluss und somit einer Verdrängung dieser Arten führen. Eine systematische Untersuchung dieser vegetationsdynamischen Vorgänge fand bis zu diesem Zeitpunkt allerdings nicht statt.

Aus diesem Grund wurde seit Ende der 1970er Jahre damit begonnen, echte Dauerbeobachtungsflächen in dem Naturwaldreservat einzurichten, welche für eine fortlaufende und standardisierte Dokumentation der Vegetationsentwicklung geeignet sind. So wurden beispielsweise im Jahr 2003 41 über die gesamte Echinger Lohe verteilte pflanzensoziologische Dauerbeobachtungsflächen angelegt und vegetationskundlich erfasst (BERNHARDT 2005). Im Rahmen des durch die Bayerische Forstverwaltung geförderten Projekts ST 330 „Mittel- und langfristige Vegetationsveränderungen im Naturwaldreservat Echinger Lohe" wurden diese 41 Flächen im Jahr 2017 erneut aufgesucht und erhoben. Durch einen Vergleich der aktuellen Aufnahmen mit den vorausgegangenen Erhebungen konnten somit die im Vergleichszeitraum abgelaufenen Vegetationsveränderungen aufgezeigt und – die Standortweiserfunktion der Vegetation nutzend – Hypothesen zu deren Ursachen aufgestellt werden. Auch die wiederholt (1978, 2004, 2012) durchgeführten waldkundlichen Erhebungen auf der Repräsentationsfläche des Naturwaldreservats sind bestens dazu geeignet, Vegetationsveränderungen (insb. im Hinblick auf die Baumartenzusammensetzung und Bestandesstruktur) aufzuzeigen. Durch eine erneute Datenerfassung in 2017 konnte v. a. auch geprüft werden, inwieweit sich das Eschentriebsterben bereits auf die Waldentwicklung (Arten, Strukturen und Habitatfunktionen) auswirkt. So sind seit etwa 2010 vermehrt Symptome des Eschentriebsterbens, wie z. B. voranschreitende Kronenverlichtung oder das Absterben einzelner Eschen, in der Echinger Lohe zu beobachten.

Durch die wiederholte Erfassung der Vegetation auf den wald- bzw. vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen sollten insbesondere folgende Fragestellungen beantwortet werden: (1) Lässt sich eine Veränderung der Waldbodenvegetation (inkl. Verjüngung der Baumarten) sowie der Strauch- und Baumschicht erkennen? (2) Lassen sich eventuelle Vegetationsveränderungen mit einer erhöhten Stickstoff- /Nährstoffversorgung und/oder der Einstellung der Bewirtschaftung in Verbindung bringen? (3) Gibt es ggf. weitere Einflussgrößen, die mit den eventuell beobachteten Vegetationsveränderungen in einem ursächlichen Zusammenhang stehen (insb. starkes Voranschreiten des Eschentriebsterbens während der letzten Jahre, Wildeinfluss)? (4) Führen die ablaufenden Prozesse zu einer Veränderung (und ggf. Beeinträchtigung) des Erhaltungszustandes des FFH-Lebensraumtyps 9170 Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald (*Galio-Carpinetum*) im Naturwaldreservat Echinger Lohe?

2. Untersuchungsgebiet

Die isolierte Waldinsel der Echinger Lohe hat eine Größe von 24 Hektar und ist von intensiv genutztem Ackerland umgeben. Am nördlichen Rande der Münchner Schotterebene wurden die kiesigen Schotterböden nach der letzten Eiszeit von abgelagertem Material der Gletscherflüsse überlagert. Dieser sogenannte Flussmergel besitzt einen höheren Feinerdeanteil als die Kiese und Schotter im Unterboden. Als Bodentyp hat sich entsprechend eine mäßig trockene, aber humus- und kalkreiche Pararendzina entwickelt (LWF 2015).

Das Reservat liegt in der submontanen Höhenstufe (Lufttemperatur im Jahresmittel 7–8 °C) unter den Einflüssen einer präalpiden Klimatönung (WALENTOWSKI et al. 2013). Das Klima ist relativ winterkalt (Januar -2,2 °C) und zeigt eine hohe Jahrestemperaturschwankung (19,6 K). Die Lage im Alpenvorland bewirkt ein deutliches Sommerniederschlagsmaximum. 498 mm des Jahresniederschlages (872 mm) fallen von Mai bis

September, v. a. als Gewitterregen. Die relativ hohe Sommerwärme (Juli 17,4 °C) und hohe Luftfeuchte erhöht das Gewitterpotenzial und die Gefahr von Hagelschlag (https://de.-climate-data.org/europa/deutschland/bayern/eching-896129/; Bezugszeitraum 1982–2012).

Die Echinger Lohe ist ein Relikt der einst auf der Münchener Schotterebene weit verbreiteten Lohwälder (vgl. hierzu Kap. 1). Die Seltenheit und sicher auch die ästhetische Schönheit dieser historischen Waldform führten dazu, dass die Waldinsel 1942 als Naturschutzgebiet, seit 1978 auch als Naturwaldreservat ausgewiesen wurde. Im Jahr 2001 erfolgte die Meldung als Bestandteil des FFH-Gebiets „7735–371 Heideflächen und Lohwälder nördlich von München".

3. Methodik

3.1 Vegetationserfassung auf pflanzensoziologischen Dauerbeobachtungsflächen

Die Anlage und Ersterhebung der über die gesamte Echinger Lohe verteilten 41 Monitoringflächen (s. Anhang E1) erfolgte im Mai und Juni 2003 (BERNHARDT 2005). Die Größe der Aufnahmeflächen beträgt 225 m² (15 m x 15 m) und liegt damit innerhalb des für Laubmischwälder empfohlenen Bereichs. Die seinerzeit mit Rundmagneten vermarkten Dauerbeobachtungsflächen wurden durch Mitarbeiter der LWF im Gelände relokalisiert und oberirdisch markiert. Die wiederholte vegetationskundliche Charakterisierung der Flächen erfolgte zwischen 10. und 31. Mai 2017 gemäß der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) mit der auch von BERNHARDT (2005) verwendeten Deckungsgradskala nach PFADENHAUER (1997) (+: < 1 %, 1a: 1–3 %, 1b: 3–5 %, 2a: 5–15 %, 2b: 15–25 %, 3: 25–50 %, 4: 50–75 %, 5: 75–100 %). Die vertikale Strukturierung jeder Fläche wurde durch die getrennte Erfassung von Baumschicht (> 5 m), Strauchschicht (1 bis 5 m) und Feldschicht (< 1 m) dargestellt. Die Nomenklatur der Pflanzenarten folgt der Referenzliste GermanSL Version 1.3 (JANSEN & DENGLER 2008).

Die Auswertung basiert auf dem Vergleich der zwei Aufnahmenkollektive. Im Rahmen der Auswertung wurden u. a. die folgenden Kenngrößen berechnet:

- Zeigerwerte: Für jede Aufnahme wurden die ungewichteten mittleren Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) berechnet.
- Stetigkeit: Relatives (prozentuales) Vorkommen einer Art innerhalb eines Aufnahmenkollektivs.
- Mittlere Deckung: Arithmetisches Mittel der mittleren Deckungsprozente einer Art innerhalb eines Aufnahmenkollektivs. Für die Aufsummierung der Einzeldeckungsgrade der Baumarten bzw. die Zusammenfassung der Schichten (B1, B2) wurde die Methode nach FISCHER (2015) verwendet.

Alle Aufnahmen wurden mittels einer DCA (Detrended Correspondence Analysis) ordiniert (vgl. HILL & GAUCH 1980). Die DCA wurde mittels des Computerprogramms PC-ORD 6.0 durchgeführt (MCCUNE & MEFFORD 2011). Um die ersten zwei Achsen interpretieren zu können, wurden die zur Verfügung stehenden Variablen (z. B. errechnete Schichtdeckungen) sowie die ungewichteten Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) als Biplot über das Ordinationsdiagramm gelegt.

Um zu analysieren, welche Arten im Vergleichszeitraum eine Reaktion (Änderung der Vorkommenshäufigkeit oder der Deckung) gezeigt haben, wurde eine Indicator Species Analysis (ISA) gerechnet (DUFRENE & LEGENDRE 1997), wobei die Aufnahmen der zwei Untersuchungszeitpunkte jeweils als Gruppe definiert wurden. Für jede Art kann so festgestellt werden, für welchen Untersuchungszeitpunkt sie „typisch" ist (oder ob sie zu beiden Zeitpunkten mehr oder minder gleich häufig vorkommt). Die Indikatorwerte wurden mit einem Monte Carlo-Test auf Signifikanz getestet. Die ISA wurde ebenfalls mittels PC-ORD 6.0 durchgeführt.

3.2 Waldkundliche Erhebungen

Von Februar bis April 2017 fand, wie auch bei den Vorgängerinventuren von 1978, 2004 und 2012, eine Vollaufnahme der Repräsentationsfläche statt. Dazu wurden auf der ein Hektar großen Dauerbeobachtungsfläche (100 m x 100 m), welche sich im Zentrum der Echinger Lohe befindet, von allen stehenden Bäumen jeweils die Baumart und der Brusthöhendurchmesser (BHD; Durchmesser in 1,3 m Höhe) erfasst. Die Kluppschwelle lag bei einem BHD von sieben Zentimetern. Um Durchmesser-Höhenkurven zu erstellen, wurden darüber hinaus für alle relevanten Baumarten an einer ausreichenden Anzahl von Einzelbäumen (je nach Häufigkeit der Baumart zwischen 10 und 30 Individuen) zusätzlich die Höhen ermittelt. Basierend auf diesen Messungen können exakte Aussagen zur zeitlichen Entwicklung der Stammzahl, des BHD, der Bestandesgrundfläche (Summe der Stammquerschnittsflächen aller Bäume eines Hektars in 1,3 m Höhe) und des Vorrats (Holzvolumen mit Rinde in m³ pro Hektar) des lebenden Bestandes getroffen werden. Die Auswertung der auf der Repräsentationsfläche erfassten waldkundlichen Daten wurde gemäß den etablierten Standards für die Naturwaldreservate in Bayern durchgeführt (MEYER et al. 2001).

4. Ergebnisse

4.1 Zeitliche Veränderung der pflanzensoziologischen Dauerbeobachtungsflächen

Der Vergleich der pflanzensoziologischen Aufnahmen von 2003 und 2017 zeigt, dass sich sowohl Vegetationszusammensetzung als auch -struktur im Vergleichszeitraum geändert haben. Die Vegetationsveränderungen betreffen dabei alle Schichten (Baumschicht, Strauchschicht und Feldschicht).

Bezüglich der Baumschicht ist eine Abnahme der mittleren Deckung von 96 % (2003) auf 85 % (2017) zu beobachten (Abb. 1). Diese kann insbesondere auf das Eschentriebsterben und die damit in Zusammenhang stehende starke Verlichtung der Baumkronen zurückgeführt werden. So ging die Deckung der Esche im Vergleichszeitraum von 52 auf heute 26 % zurück. Von dem deutlichen Belaubungsrückgang der Esche profitierten offensichtlich insbesondere Gehölzarten, die eher für den Unter- und Zwischenstand charakteristisch sind. So nahm die Deckung der Hasel von durchschnittlich 18 auf 26 % und die Deckung der Bergulme von 13 auf 27 % zu. Die mittlere Deckung der übrigen Baumarten blieb weitestgehend konstant. Aufgrund der Reaktion des Unter- und Zwischenstandes dürfte sich die Belichtungssituation für die Strauch- und Krautschicht, trotz der Kronenverlichtung der Eschen zwischen 2003 und 2017, insgesamt kaum verändert haben.

Markant sind auch die Änderungen innerhalb der Strauchschicht. So nahm die mittlere Deckung zwischen 2003 und 2017 von durchschnittlich 24 auf 19 % ab (Tab. 1). Für viele Baumarten (bzw. Arten, die potenziell in die Baumschicht einwachsen können) ist eine Abnahme der mittleren Deckung zu verzeichnen (z. B. Ahornarten, Traubenkirsche, Holzapfel, Garten-Birne). Die Stieleiche konnte auf den Aufnahmeflächen innerhalb der Strauchschicht überhaupt nicht mehr dokumentiert werden. Die einzigen Arten mit mehr oder minder deutlich zunehmender Deckung sind Haselnuss sowie Hainbuche.

Verlierer innerhalb der Strauchschicht sind insbesondere auch die Sträucher im engeren Sinne wie Gewöhnliches Pfaffenhütchen, Blutroter Hartriegel, Schwarzer Holunder oder Gewöhnlicher Liguster. Mit Ausnahme der schattentoleranten Roten Heckenkirsche konnte keine dieser Arten in 2017 mehr nachgewiesen werden. Insgesamt ging der Artenpool innerhalb der Strauchschicht von 20 Arten (2003) auf 14 Arten (2017) zurück.

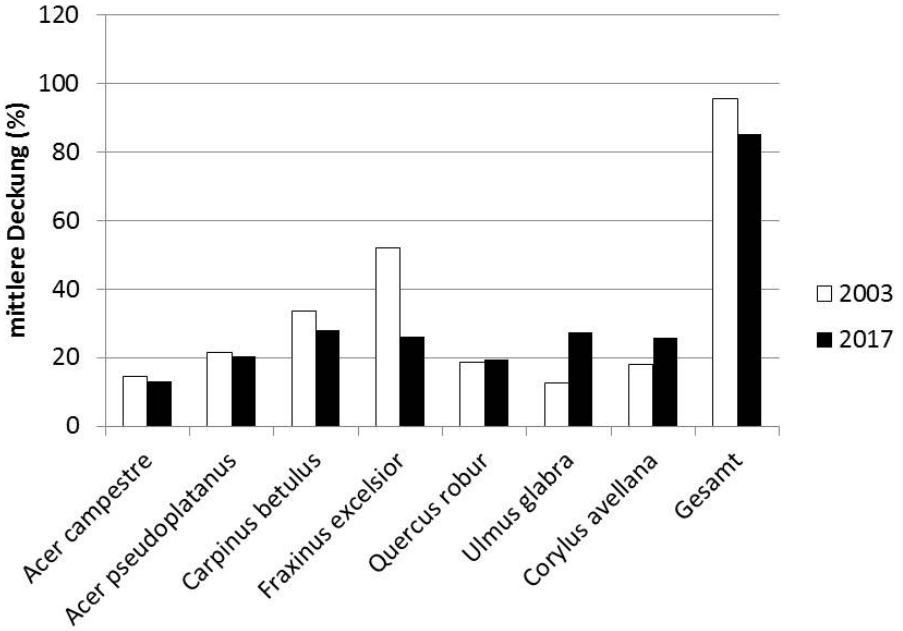

Abb. 1. Mittlere Deckung der Gehölzarten in der Baumschicht in den Aufnahmejahren 2003 und 2017. Für die Aufsummierung der Einzeldeckungsgrade der Baumarten bzw. die Zusammenfassung der Schichten (B1, B2) wurde die Methode nach FISCHER (2015) verwendet.

Fig. 1. Average cover of the species in the tree layer in 2003 and 2017. The species cover values from different vegetation layers (B1, B2) or from different tree species were combined according to FISCHER (2015).

Auch innerhalb der Krautschicht sind floristische Veränderungen gegenüber 2003 zu erkennen. Dass es im Vergleichszeitraum zu einem gewissen Wandel der Artenzusammensetzung gekommen ist, zeigt das Ordinationsdiagramm der zugrundeliegenden DCA (Abb. 2). Vergleicht man den Zentroid des durch die ersten zwei Achsen beschriebenen „Ordinationsraums" der historischen Aufnahmen (2003) mit dem Zentroid der aktuellen Aufnahmen (2017), erkennt man, dass sich dieser entlang der zweiten Achse von unten nach oben verschoben hat. Auch für die einzelnen Aufnahmen kann in der überwiegenden Zahl der Fälle eine Verlagerung im Ordinationsdiagramm von unten nach oben aufgezeigt werden (s. Verbindungslinien). Dies gilt für die Aufnahmeflächen auf den eher trockenen, flachgründigen Standorten (niedrigere *F-Werte*) mit höherer Moosbedeckung genauso wie für die Aufnahmeflächen auf den tiefgründigeren und besser mit Wasser versorgten Standorten mit überwiegend krautiger Vegetation. Die floristischen Veränderungen im Vergleichszeitraum sind also überwiegend gerichtet und scheinen zu einem gewissen Grad mit einer erhöhten Stickstoff-/Nährstoffverfügbarkeit in Zusammenhang zu stehen (vgl. Stickstoff (N)-Vektor).

Um zu analysieren, welche Arten im Vergleichszeitraum eine Reaktion (Änderung der Vorkommenshäufigkeit und/oder der Deckung) gezeigt haben, wurde eine ISA gerechnet. In Tabelle 2 sind die Arten dargestellt, für die ein signifikanter Indikatorwert ($p < 0{,}05$) für 2003 bzw. 2017 oder zumindest ein Trend ($p < 0{,}1$) ermittelt wurde. Zusätzlich wird für jede

Tabelle 1. Mittlere Deckung (%) der Gehölzarten in der Strauchschicht in den Aufnahmejahren 2003 und 2017. Oben: Arten mit Zunahme der mittleren Deckung (Arten oberhalb der gestrichelten Linie wurden 2003 nicht dokumentiert); unten: Arten mit Abnahme der mittleren Deckung (Arten oberhalb der gestrichelten Linie wurden 2017 nicht dokumentiert).

Table 1. Average cover (%) of the species in the shrub layer in 2003 and 2017. Above: species with increase in average cover (species above the dotted line were not recorded in 2003); below: species with decrease in average cover (species above the dotted line were not recorded in 2017).

	Art	2003	2017	*Diff.*
Zunahme der mittleren Deckung	*Prunus avium*		2,0	***2,0***
	Corylus avellana	7,4	11,8	***4,4***
	Carpinus betulus	7,2	9,6	***2,4***
	Tilia cordata	3,0	4,0	***1,0***
	Lonicera xylosteum	0,8	1,5	***0,7***
	Ulmus glabra	3,3	3,5	***0,2***
Abnahme der mittleren Deckung	*Euonymus europaea*	10,0		***-10,0***
	Cornus sanguinea	4,0		***-4,0***
	Sambucus nigra	2,0		***-2,0***
	Ligustrum vulgare	1,0		***-1,0***
	Daphne mezereum	0,1		***-0,1***
	Quercus robur	0,1		***-0,1***
	Viburnum lantana	0,1		***-0,1***
	Acer platanoides	15,0	7,0	***-8,0***
	Acer pseudoplatanus	14,0	7,4	***-6,6***
	Prunus padus	4,3	1,0	***-3,3***
	Malus sylvestris agg.	4,7	1,5	***-3,1***
	Pyrus communis agg.	5,1	2,0	***-3,1***
	Acer campestre	8,0	5,3	***-2,7***
	Fraxinus excelsior	1,9	0,7	***-1,2***
	Crataegus species	3,3	2,9	***-0,5***
Gesamt		**24,0**	**18,7**	***-5,3***

Art die Stetigkeit bzw. mittlere Deckung im jeweiligen Aufnahmejahr angegeben. Erwartungsgemäß haben die „Gewinner“ (Arten mit signifikantem Indikatorwert für 2017 bzw. Trend) in ihrer Stetigkeit zu- (Stetigkeitsdifferenz zwischen +5 und +34 %), die „Verlierer“ (Arten mit signifikantem Indikatorwert für 2003 bzw. Trend) dagegen abgenommen (Stetigkeitsdifferenz zwischen -12 und -54 %). Die Veränderungen der mittleren Deckung sind meist gleichgerichtet, insgesamt aber weniger deutlich ausgeprägt.

In einem weiteren Schritt wurde geprüft, ob sich „Gewinner“ und „Verlierer“ bezüglich ihrer Ellenberg-Zeigerwerte (und damit ihrer Standortansprüche) unterscheiden. Dabei zeigte sich, dass die „Gewinner“ im Durchschnitt niedrigere Licht- sowie höhere Stickstoffzahlen aufweisen als die „Verlierer“. Offenbar kam es also zu einem Rückgang von Arten eher lichter und magerer Standorte, während schattenverträglichere Arten und Arten mesotropher Standorte tendenziell zugenommen haben (Abb. 3). Für die übrigen Ellenberg-Zeigerwerte konnten keine deutlichen Unterschiede (Differenz der mittleren Zeigerwerte > 1) zwischen den „Gewinnern“ und „Verlierern“ aufgezeigt werden.

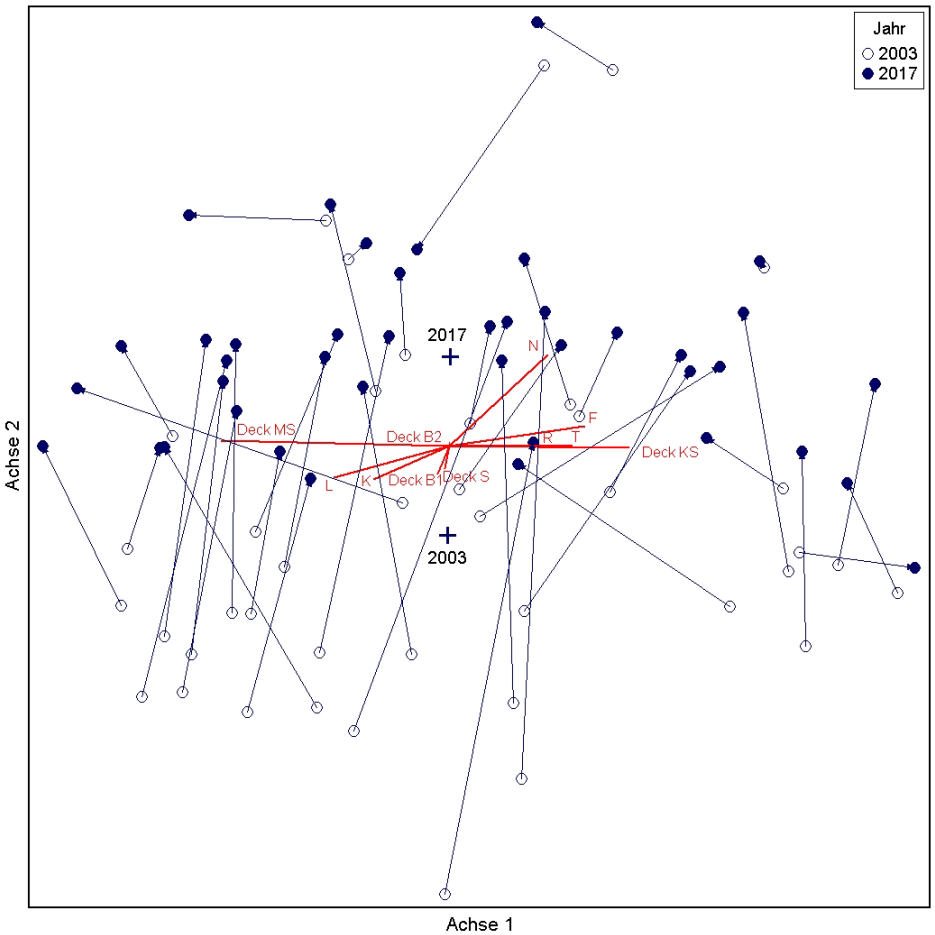

Abb. 2. DCA-Ordinationsdiagramm des Gesamtdatensatzes (82 Aufnahmen), bestehend aus jeweils 41 Aufnahmen aus dem Jahr 2003 bzw. 2017. Die korrespondierenden Aufnahmen aus 2003 und 2017 sind über einen Vektor miteinander verbunden. Für jedes Jahr ist ferner der Zentroid des durch die ersten zwei Achsen beschriebenen „Ordinationsraums" (+) dargestellt. Um die ersten zwei Achsen interpretieren zu können, wurden die zur Verfügung stehenden Variablen (z. B. Schichtdeckungen) sowie die ungewichteten Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) als Biplot über das Ordinationsdiagramm gelegt (L: Licht-, T: Temperatur-, K: Kontinentalitäts-, F: Feuchte-, R: Reaktions-, N: Stickstoffzahl, Deck B1/B2: Deckung Baumschicht1/2, Deck S: Deckung Strauch-, Deck MS: Deckung Moos-, Deck KS: Deckung Krautschicht). Der Anteil der Varianz (relative Euklidische Distanz), der durch die erste bzw. zweite Achse erklärt wird, beträgt 27,8 % bzw. 6,2 %.

Fig. 2. DCA-Ordination diagram of the 41 old (2003) and 41 new relevés (2017). Arrows indicate the shift of individual plots between the survey of 2003 and 2017. In addition the centroids of the ordination "spaces" of the 2003 and 2017 relevés (+) are shown. The relationships between selected variables (e.g. mean Ellenberg-indicator-values) and ordination scores are shown as radiating lines (L: light, T: temperature, K: continentality, F: moisture, R: soil reaction, N: nitrogen, Deck B1/B2: cover of the tree layer 1/2, Deck S: cover of the shrub layer, Deck MS: cover of the moss layer, Deck KS: cover of the herb layer). The proportion of the variance explained (relative euclidean distance) of the first and second axis is 27.8% and 6.2%, respectively.

Tabelle 2. Ergebnisse der indicator species analysis (ISA). Dargestellt sind die Arten, für die ein signifikanter Indikatorwert ($p < 0{,}05$) oder ein Trend ($p < 0{,}1$) für 2003 bzw. 2017 ermittelt wurde. Entsprechend finden sich die Arten mit einem Rückgang der Häufigkeit in der oberen, die Arten mit einer Zunahme der Häufigkeit in der unteren Hälfte der Tabelle. Zusätzlich wird für jede Art die Stetigkeit bzw. mittlere Deckung im jeweiligen Aufnahmejahr angegeben.

Table 2. Results of the indicator species analysis (ISA). Only species with significant indicator values ($p < 0.05$) for 2003 or 2017 or a trend ($p < 0.1$) are shown. Thus species with a decrease in the frequency of occurrence can be found in the upper, species with an increase the frequency of occurrence in the lower part of the table. In addition the constancy and average cover of each species in 2003 and 2017 is indicated.

Art	Gruppe (Jahr)	Indikator Wert	p-Wert	Stetigkeit (%)		mittlere Deckung (%)	
				2003	2017	2003	2017
Colchicum autumnale	2003	72,5	0,000	85	71	18,5	1,7
Polygonatum multiflorum	2003	57,9	0,000	78	44	0,6	0,2
Convallaria majalis	2003	55,2	0,000	56	2	2,1	0,1
Maianthemum bifolium	2003	46,6	0,000	49	5	1,1	0,1
Allium carinathum	2003	33,6	0,090	54	34	0,2	0,1
Aposeris foetida	2003	22,0	0,003	22	0	0,1	0,0
Campanula trachelium	2003	14,6	0,023	15	0	0,0	0,0
Cornus sanguinea	2003	12,5	0,095	15	2	0,1	0,1
Brachypodium sylvaticum	2017	73,9	0,000	95	100	1,8	8,5
Arum maculatum	2017	62,1	0,004	90	98	2,5	3,5
Acer pseudoplatanus	2017	61,0	0,001	90	100	4,0	6,7
Anemone nemorosa	2017	57,1	0,004	66	100	9,4	7,4
Carpinus betulus	2017	54,9	0,004	54	83	0,3	0,5
Ulmus glabra	2017	54,6	0,018	63	83	0,2	0,6
Carex sylvatica	2017	45,5	0,012	41	63	0,2	0,7
Viola odorata	2017	15,6	0,086	5	20	0,1	0,1

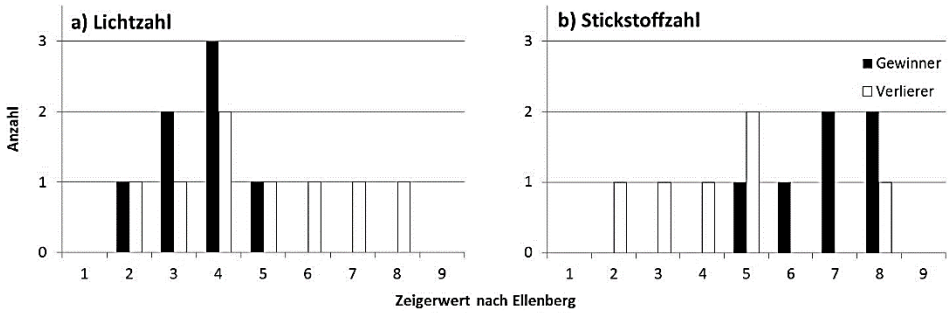

Abb. 3. Häufigkeitsverteilung **a)** der Licht- sowie **b)** der Stickstoffzahlen der „Gewinner" (Arten mit signifikantem Indikatorwert für 2017 [$p < 0{,}05$] bzw. Trend [$p < 0{,}1$]) bzw. „Verlierer" (Arten mit signifikantem Indikatorwert für 2003 bzw. Trend). Vergleiche hierzu auch Tabelle 2.

Fig. 3. Frequency distribution of **a)** the light and **b)** nitrogen Ellenberg indicator values of the "winners" (species with significant indicator values for 2017 [$p < 0.05$] or a trend [$p < 0.1$]; black) and "losers" (species with significant indicator values for 2003 or a trend; white). See table 2 for details.

4.2 Bestandesentwicklung auf der Repräsentationsfläche

Seit der Erstaufnahme im Jahr 1978 ist der Gesamtvorrat des lebenden Bestandes von 293 auf 423 Vorratsfestmeter pro Hektar mehr oder weniger kontinuierlich angestiegen (Abb. 4). Dieser Vorratsaufbau wurde im Naturwaldreservat Echinger Lohe bislang insbesondere von der Esche getragen. Auch Hainbuche und Bergahorn konnten ihr Volumen ausbauen. Neben dem Anstieg des Vorrats kann auch eine Zunahme der Stammzahl (von 562 auf 649 Individuen pro Hektar) sowie der Grundfläche (von 30,2 auf 34,9 m² pro Hektar) aufgezeigt werden.

Betrachtet man sich die Anteile der Baumarten am Gesamtvorrat (Abb. 4), lässt sich eine sukzessive Änderung der Baumartenzusammensetzung über die Zeit erkennen. Während Bergahorn, Esche und Hainbuche ihre Anteile ausbauen konnten, kann für die Stieleiche eine deutliche Abnahme von anfänglich 34,3 % auf aktuell 25,5 % aufgezeigt werden. Die Eiche ist dabei ausschließlich nur noch in den höheren Durchmesserklassen (BHD-Klasse ≥ 37 cm) vertreten.

4.3 Entwicklung der Gehölzverjüngung

Eine Vorhersage der künftigen Gehölzartenzusammensetzung kann aus der Entwicklung der Verjüngung abgeleitet werden. Vergleicht man die Stetigkeit der häufigsten Gehölzarten auf den pflanzensoziologischen Dauerbeobachtungsflächen innerhalb der Krautschicht mit der Stetigkeit innerhalb der Strauchschicht (Abb. 5), erkennt man, dass zahlreiche Arten innerhalb der Strauchschicht deutlich niedrigere Vorkommenshäufigkeiten aufweisen. Während das Verjüngungspotenzial in der Echinger Lohe also offensichtlich sehr groß ist (selbst die Eiche ist in knapp 60 % der Aufnahmeflächen innerhalb der Krautschicht zu finden), kommt es mit zunehmender Höhenentwicklung der Verjüngung zu einer deutlichen Entmischung. So konnte beispielsweise die Eiche innerhalb der Strauchschicht auf keiner einzigen Aufnahmefläche mehr nachgewiesen werden. Die Gehölzarten, die insgesamt am besten mit der derzeitigen Verjüngungssituation in der Echinger Lohe zurechtkommen und in nennenswerten Anteilen in die Strauchschicht einwachsen können, sind Bergahorn und Haselnuss.

5. Diskussion

Jeder Pflanzenbestand ist Ausdruck eines dynamischen Gleichgewichts zwischen verschiedenen Wirkungskomponenten endogener (autogener) und exogener (allogener) Faktoren (DIERSCHKE 1994). Ändern sich diese Faktoren im Lauf der Zeit, kommt es zu Änderungen in der Artenzusammensetzung. Im Folgenden werden die beobachteten Vegetationsveränderungen (von der Kraut- bis zur Baumschicht) vor dem Hintergrund mehrerer endogener sowie exogener Faktoren diskutiert, um mögliche Ursache-Wirkungsbeziehungen ableiten zu können. Dabei sind die Änderungen sicher nicht ausschließlich monokausal erklärbar, sondern stellen vielmehr das Ergebnis vielfältig miteinander verknüpfter Einzelfaktoren dar (vgl. z. B. DIERSCHKE 2013, PERRING et al. 2018).

5.1 Änderungen innerhalb der Baumschicht

Bezüglich der Baumschicht zeichnet sich eine Änderung der Baumartenzusammensetzung ab. Während Esche, Bergahorn und Hainbuche ihre Anteile am Vorrat ausbauen konnten, kann für die Stieleiche ein kontinuierlicher Rückgang aufgezeigt werden. Die verbliebenen Eichen finden sich dabei mehr oder minder ausschließlich in den höheren

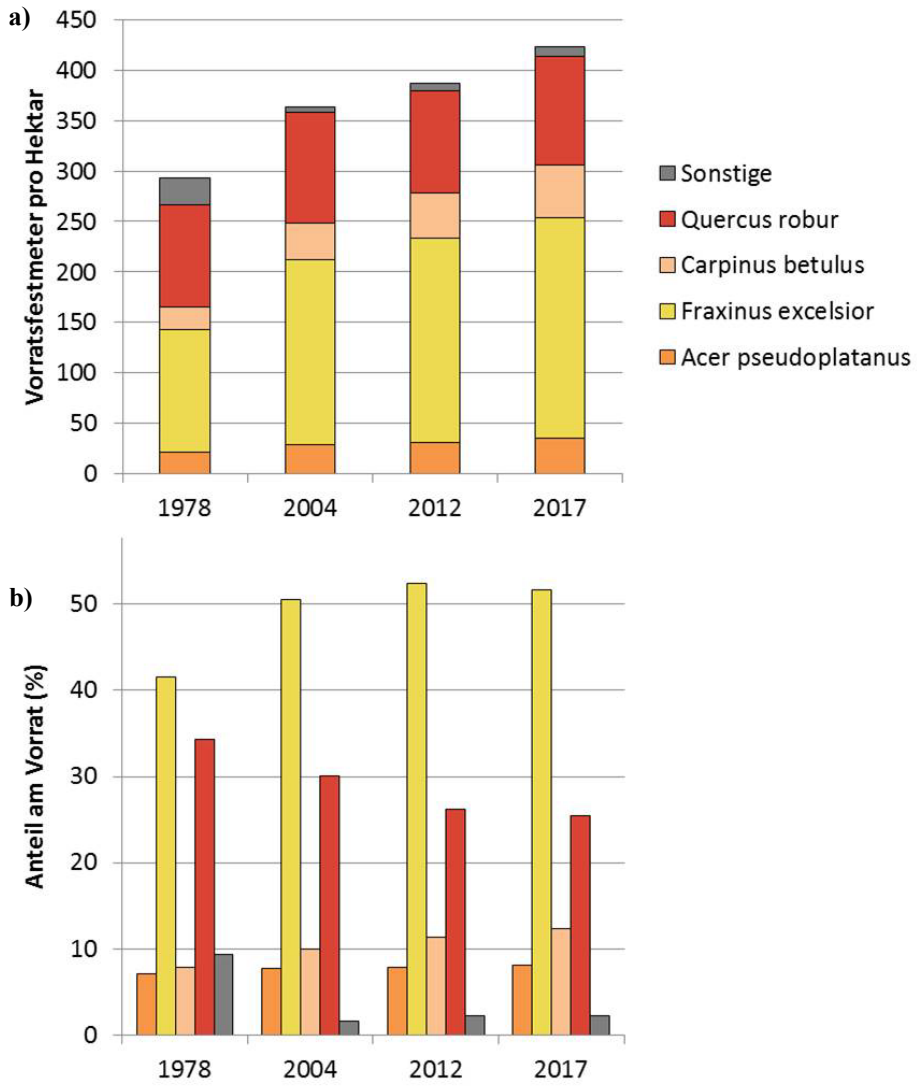

Abb. 4. Entwicklung **a)** des Vorrats auf der Repräsentationsfläche des Naturwaldreservats Echinger Lohe zwischen 1978 und 2017 sowie **b)** Anteile der Baumarten am jeweiligen Gesamtvorrat.

Fig. 4. Development of **a)** the tree volume in the core area of the strict forest reserve Echinger Lohe between 1978 and 2017 as well as **b)** the proportion of tree species within the total timber volume.

Durchmesserklassen. Dies bestätigt die bereits von BERNHARDT-RÖMERMANN et al. (2006a) getroffene Aussage, dass sich die Population der Stieleiche fast ausschließlich aus alten, vergleichsweise dicken Exemplaren zusammensetzt.

Diese schleichende Veränderung der Baumartenzusammensetzung kann auf mehrere Faktoren zurückgeführt werden. Da das *Galio-Carpinetum* im Münchner Raum seine Entstehung der früheren, im Lohwald üblichen (Mehrfach-)Nutzung verdankt (BERNHARDT-RÖMERMANN et al. 2006a), kann der sich nach Nutzungsaufgabe vollziehende Bestockungswandel einerseits als eine – durch Regeneration der Stoffkreisläufe verursachte – sekundäre

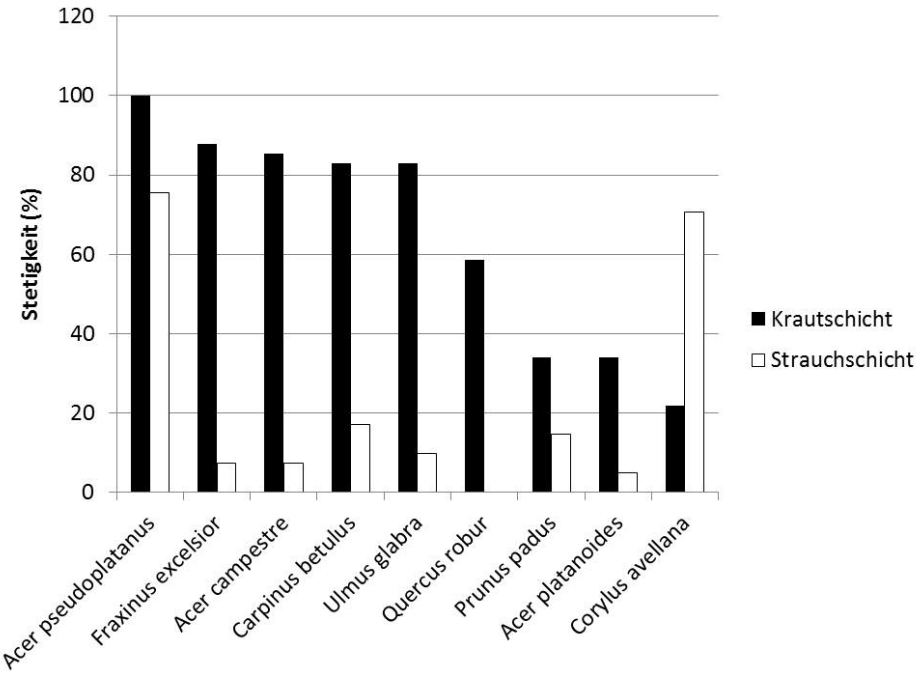

Abb. 5. Stetigkeit der wichtigsten Gehölzarten innerhalb der Krautschicht sowie innerhalb der Strauchschicht). Der Darstellung liegen die pflanzensoziologischen Aufnahmen aus dem Jahr 2017 zugrunde.

Fig. 5. Constancy of the most important tree/shrub species in the herb layer (black) and the shrub layer (white). The figure is based on the phytosociological relevés carried out in 2017.

Sukzession gedeutet werden, die zu einem Edellaubbaumwald führt. So beschreiben WALENTOWSKI et al. (2013) die Echinger Lohe als Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald, welcher aus floristischen Gesichtspunkten bereits merklich zum *Adoxo-Aceretum* (Etter 1947) Passarge 1959 (Auen) überleitet.

Diese endogene Sukzession wurde aber mit hoher Wahrscheinlichkeit durch exogene Stickstoffeinträge stark beschleunigt (s. u.). In der Jugend raschwüchsige Edellaubbäume wie Esche und Bergahorn profitieren davon besonders, da sie ein hohes Angebot an Nährelementen in ausgezeichnetes Wachstum umsetzen können (WALENTOWSKI et al. 2013), wodurch sie letztlich gegenüber anderen Baumarten an Dominanz gewinnen. Die Sukzession ging somit v. a. zu Lasten der Stieleiche, die – mithilfe ihrer artenreichen Ektomykorrhiza – einst vom Lohwald-typischen Nährstoffmangel profitierte und heute nur noch reliktisch präsent ist.

Auf eine insgesamt verbesserte Nährstoffausstattung der Böden in der Echinger Lohe deuten auch das stark beschleunigte und verbesserte Wachstum der Bäume (→ Anstieg von Grundfläche und Vorrat) sowie die bei manchen Baumarten beobachteten Verschiebungen der Durchmesser-Höhenkurven hin (Ergebnisse hier nicht präsentiert). So wiesen beispielsweise Eschen mit einem Brusthöhendurchmesser von 60 cm im Jahr 1978 eine durchschnittliche Höhe von nur ca. 20 m, im Jahr 2017 dagegen von fast 30 m auf. Dass es sich bei der Verbesserung des Nährstoffzustands und des Säure-Base-Haushalts vieler Waldböden um einen allgemeinen Trend handelt, zeigen die Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (WELLBROCK et al. 2016).

Entgegen den Erwartungen hat das exogene Eschentriebsterben bislang noch zu keinem messbaren Rückgang der Grundfläche bzw. des Vorrats der Eschen geführt. Vielmehr ist die Esche die Baumart, die im Untersuchungszeitraum – neben Hainbuche und Bergahorn – am stärksten zum beobachteten Anstieg der Grundfläche bzw. des Volumens beigetragen hat. Zum derzeitigen Zeitpunkt sind erst vereinzelte Individuen – bevorzugt innerhalb der mittleren Durchmesserklassen – abgestorben. Dies wird sich allerdings in den nächsten Jahren drastisch ändern, wenn zahlreiche Eschen durch das Eschentriebsterben und die damit einhergehenden Folgeschädigungen (insbesondere durch Eschenbastkäfer [*Hylesinus* sp. und *Leperisinus* sp.] und/oder Hallimasch [*Armillaria* sp.]) absterben werden. So sind inzwischen fast alle Alt-Eschen infiziert und weisen dadurch eine stark eingeschränkte Belaubung sowie einen hohen Anteil an Kronentotholz auf.

Aufgrund der Baumartensukzession und des beschleunigten und verbesserten Baumwachstums dürfte sich die Belichtungssituation im Beobachtungszeitraum (und davor) „verschlechtert" haben (vgl. auch BERNHARDT-RÖMERMANN et al. 2009). Da es sich bei den Gehölzarten mit positiver Reaktion überwiegend um schattentolerante Arten mit großen Blättern und/oder vergleichsweise dichten Kronen (z. B. Bergahorn, Hainbuche, Bergulme, Hasel) handelt, ist von einem insgesamt abnehmenden Lichtangebot am Waldboden während der letzten Jahrzehnte auszugehen (→ Entwicklung von einst hellen zu dunklen Laubwäldern). Durch die Auflichtung der Eschenkronen in der oberen Baumschicht dürfte sich das Lichtangebot am Waldboden während der letzten Jahre u. U. sogar noch weiter verringert haben, indem die dadurch geförderten Bäume des Unter- und Zwischenstandes ihre Kronen ausbauen bzw. neue Individuen in die unteren Baumschichten einwachsen konnten.

Dass es – v. a. bei abnehmender Bewirtschaftungsintensität – zu einem dichteren Kronenschluss der Bestände und einer Zunahme schattentoleranter Arten wie Bergahorn und Hainbuche kommt, zeigen zahlreiche Studien aus Mitteleuropa (z. B. VERHEYEN et al. 2012). Diese Effekte werden nicht selten noch durch Stickstoffeinträge aus der Umgebung verstärkt, die ebenfalls zu einer Zunahme des Kronenschlusses führen können (z. B. STEINAUER et al. 2014). Kulturhistorisch entstandene Wirtschaftswälder mit einst lichtem Kronendach (wie z. B. ehemalige Mittelwälder) sind von dieser Entwicklung offensichtlich besonders betroffen (BERNHARDT-RÖMERMANN et al. 2015).

5.2 Änderungen innerhalb der Strauchschicht

Auch der Rückgang der Deckung und die Artenverarmung der Strauchschicht können – zumindest zum Teil – auf ein vermindertes Lichtangebot in den unteren Bestandesschichten zurückgeführt werden. Durch die ehemalige Bewirtschaftung als Mittelwald waren Eichen-Hainbuchenwälder einst häufig vergleichsweise offen und durch lichtbedürftige Baumarten (insb. Eichen) im Oberstand geprägt. Dadurch konnten zahlreiche Mischbaumarten, aber auch Kleinbäume und Sträucher in diesen Wäldern gedeihen. Noch intakte Eichen-Hainbuchenwälder zählen somit zu den holzarten- und strukturreichsten Wäldern in Bayern (WALENTOWSKI et al. 2013). Kommt es allerdings zu einer sukzessiven Änderung der Baumartenzusammensetzung nach Nutzungsänderung (oder -aufgabe) und einer damit in Zusammenhang stehenden Ausbreitung beschattender Baumarten, kann dies zu einem Rückgang des Strukturreichtums über die Zeit führen. So berichten auch z. B. VERHEYEN et al. (2012) von einem Rückgang von Sträuchern oder niedrigwüchsigeren Bäumen infolge geringerer Waldbewirtschaftungsintensitäten.

Neben der Verdunklung der Bestände ist mit hoher Sicherheit aber auch ein starker Verbissdruck durch Rehwild und Hase als zusätzlicher exogener Faktor für die Änderungen innerhalb der Strauchschicht mitverantwortlich. So beschreibt bereits ALBRECHT (1989), dass die hohen Rehwildbestände aus der umliegenden landwirtschaftlichen Flur ihre bevorzugten Einstandsgebiete in der verinselten Echinger Lohe haben und dadurch die Bodenvegetation sowie die nächste Generation der Waldbäume (und Sträucher) stark beeinträchtigen. So wird in vielen Bereichen der Lohe die Gehölzverjüngung während des Winterhalbjahres regelrecht flächig „abgeäst" (persönl. Beobachtung). Durch diesen intensiven Wildeinfluss sowie das geringe Lichtangebot ist es offenbar vielen Individuen nicht mehr möglich, von der Krautschicht in die Strauchschicht einzuwachsen, wodurch es mit zunehmender Höhenentwicklung zu einer deutlichen Entmischung innerhalb der Verjüngung kommt. Die Gehölzarten, die insgesamt am besten mit der derzeitigen Verjüngungssituation in der Echinger Lohe zurechtkommen und in ausreichender Anzahl in die Strauchschicht einwachsen können, sind Ubiquisten wie der Bergahorn und die Hasel.

5.3 Änderungen innerhalb der Krautschicht

Die Wiederholungserhebung der pflanzensoziologischen Dauerbeobachtungsflächen zeigt, dass sich die floristische Zusammensetzung der Aufnahmeflächen innerhalb der Echinger Lohe über die Zeit geändert hat, wobei die Änderungen relativ gerichtet sind. Insofern scheint es vegetationsbeeinflussende Faktoren zu geben, die vergleichsweise flächig wirken und damit alle Aufnahmeflächen mehr oder minder gleichermaßen betreffen.

Auffällig ist insbesondere eine Zunahme eher schattenverträglicher Arten. So zeichnen sich die „Gewinner" durch im Schnitt niedrigere Lichtzahlen aus. Unterschiede zwischen den Arten mit positiver und denen mit negativer Reaktion gibt es auch hinsichtlich der Stickstoffzahlen. So sind die „Gewinner" überwiegend Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt eher auf meso- bis eutrophen Standorten haben (vgl. EWALD et al. 2013), während Arten oligotropher Standorte eher zu den „Verlierern" zählen. Diese Veränderungen deuten einerseits darauf hin, dass sich die Belichtungssituation innerhalb der Echinger Lohe verändert haben muss. Dies kann durch einen sukzessiven Wandel der Baumschicht und eine damit einhergehende Ausdunklung der Bestände erklärt werden (s. o.). Dass es – insbesondere in Waldbeständen mit abnehmender Bewirtschaftungsintensität – über die Zeit zu einem dichteren Kronenschluss und damit einer Zunahme schattenverträglicher Arten (bzw. einer Abnahme lichtbedürftiger Arten) in der Krautschicht kommt, konnten auch andere Studien innerhalb Europas zeigen (z. B. VERHEYEN et al. 2012, HEINRICHS & SCHMIDT 2017). Auch die Häufigkeitszunahme von Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt auf eher besser mit Nährstoffen/Stickstoff versorgten Standorten haben, ist ein Phänomen, das zwischenzeitlich in zahlreichen Studien nachgewiesen werden konnte (z. B. HÉDL et al. 2010, VERHEYEN et al. 2012, EWALD et al. 2013, JANTSCH et al. 2013, HEINRICHS & SCHMIDT 2017). Eine Ausbreitung von Arten mit höheren Stickstoffzahlen kann dabei mehrere Ursachen haben.

Einen wesentlichen Faktor stellen sicherlich anthropogene Stickstoffeinträge dar, die zu etwa 40 % aus der Verbrennung (Straßenverkehr, Industrie und Hausbrand) und zu etwa 60 % aus landwirtschaftlichen Quellen stammen (BMUB 2017). So sind die Stickstoffeinträge in die Waldökosysteme seit Jahrzehnten zu hoch, eine zunehmende Stickstoffsättigung der Wälder ist bereits vielerorts zu beobachten (DIETRICH et al. 2018). Da die Echinger Lohe als isolierte Waldinsel von intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen umschlossen ist und

auch die nahe gelegenen, in Hauptwindrichtung vorgelagerten Autobahnen einen bedeutsamen Stickstoff-Emittenten darstellen (vgl. z. B. BERNHARDT-RÖMERMANN et al. 2006b), ist ein Einfluss von Stickstoffeinträgen auf die Vegetation sehr wahrscheinlich.

Neben anthropogenen Stickstoffeinträgen kann die Zunahme von Arten mit höheren Stickstoffzahlen aber auch auf die Einstellung der einst intensiven, teilweise nährstoffentziehenden Bewirtschaftung zurückgeführt werden (vgl. Kap. 1). Die nach Ausbleiben dieser Nutzungen einsetzende Regeneration der Böden (z. B. Humusakkumulation) und die damit verbundene bessere Stickstoffverfügbarkeit stellt somit eine weitere wahrscheinliche Ursache für die floristischen Veränderungen innerhalb der Echinger Lohe dar. Die Verbesserung des Stickstoffangebots für die Pflanzen könnte zusätzlich noch durch den Bestockungswandel (s. o.) beschleunigt worden sein, da sich die Baumarten mit positiver Reaktion (wie z. B. Esche und Bergahorn) durch eine gut zersetzbare Streu auszeichnen (VERHEYEN et al. 2012). Dies ist ein gutes Beispiel dafür, dass ein Standortfaktor (wie hier die Stickstoffverfügbarkeit) im Verlauf der Zeit durch verschiedene Wirkfaktoren beeinflusst und verändert werden kann (JANTSCH et al. 2013).

Die Eichen-Hainbuchenwälder des Hügellandes erreichen auf den Schotterflächen des Alpenvorlandes ihre südliche Verbreitungsgrenze in Deutschland. Diese Vorkommen wurden (einst) durch präalpide Arten wie *Carex alba* und *Aposeris foetida* bereichert, die aus dem Alpenraum nach Norden vorgestoßen sind. Derartige Schnittstellensituationen sind von besonderer Bedeutung für die Biodiversität und gleichzeitig besonders vulnerabel, da Arten am Arealrand in isolierten Teilpopulationen vorkommen, die ökologisch eng eingenischt bei sich verändernden Rahmenbedingungen zuerst verschwinden. Die Art *Aposeris foetida*, die bei den aktuellen Erhebungen in keiner Aufnahmefläche mehr gefunden werden konnte, kann als gutes Beispiel hierfür dienen.

5.4 Auswirkungen auf den Erhaltungszustand des FFH-Lebensraumtyps 9170 im Naturwaldreservat Echinger Lohe

Der bereits von PFADENHAUER & BUCHWALD (1987) Mitte der 1980er Jahre beschriebene Rückgang lichtliebender Arten und Saumpflanzen sowie von Magerkeitszeigern setzt sich offensichtlich weiter fort, da für viele dieser Arten (z. B. *Campanula trachelium*, *Convallaria majalis*, *Allium carinatum*) bei den aktuellen Erhebungen ein weiterer Häufigkeitsrückgang aufgezeigt werden konnte. Einige der für die Typisierung des FFH-Lebensraumtyps 9170 Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald maßgeblichen Differentialarten wie *Galium sylvaticum*, *Tanacetum corymbosum* oder *Campanula persicifolia* konnten innerhalb der Aufnahmeflächen überhaupt nicht mehr nachgewiesen werden.

Auch die hinsichtlich der Baumartenzusammensetzung des Altbestandes bzw. der Verjüngung dokumentierten Veränderungen deuten auf einen gerichteten Vegetationswandel hin. So kann sich insbesondere die für die Lebewelt des *Galio-Carpinetum* maßgebliche Stieleiche in der Echinger Lohe nicht mehr erfolgreich verjüngen; stattdessen gewinnen lebensraumtypfremde Baumarten wie insbesondere der Bergahorn zunehmend an Bedeutung. Auch die für eine intakte Struktur und Funktion von Eichen-Hainbuchenwäldern wertgebende, arten- und blütenreiche Strauchschicht ist in Rückgang bzw. Umwandlung begriffen.

Im Resultat findet somit ein Prozess statt, der zum Abreißen der Biotoptradition und Habitatkontinuität des Eichen-Lohwaldes und einem Rückgang oder Verlust der damit assoziierten Arten führt. Als Ursache dafür können die bereits von PFADENHAUER & BUCHWALD (1987) vermuteten Wirkfaktoren Nährstoffeintrag und Nutzungsaufgabe (vgl. Kap. 1.)

weitestgehend bestätigt werden. Die Vegetationsveränderungen in der Echinger Lohe zeigen somit einmal mehr, dass die Faktoren Landnutzungswandel und Stickstoffeintrag derzeit die stärksten Wirkungskräfte für den vielerorts beobachteten Biodiversitätswandel in der temperaten Zone der Nordhalbkugel darstellen (SALA et al. 2000).

Dass die an Wärme, Licht, Trockenheit und Nährstofflimitierung angepasste Lebewelt historisch lichter Wälder unter heutigen Rahmenbedingungen deutliche Rückgangstendenzen aufweist, wird auch am Beispiel der Echinger Lohe offenkundig. Dabei handelt es sich – wie im vorliegenden Fall auch – vielfach um Kiefern- oder Eichenwälder, deren Nährstoffkreisläufe in der Vergangenheit durch Niederwald-, Waldweide- und Streunutzung teilweise massiv gestört worden sind (EWALD et al. 2013). Ein Erhalt der auf diese Weise (also kulturhistorisch) entstandenen, durch Mangel und Störung konditionierten Biodiversität ist nur möglich, wenn gezielte Managementmaßnahmen ergriffen werden (vgl. z. B. HEINRICHS & SCHMIDT 2017, ZOLLNER 2018). Die Bewahrung oder Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes des *Galio-Carpinetum* auf der Münchener Schotterebene ist daher nur in den genutzten Wäldern des FFH-Gebietes „Heideflächen und Lohwälder nördlich von München“ über die Natura 2000-Mangementplanung zu realisieren (Prinzip Schützen und Nutzen). Gleichzeitig ist aber auch die Bedeutung dieses Naturwaldreservats als Referenzfläche für die Entwicklung von Eichen-Hainbuchenwäldern unter heutigen Rahmenbedingungen von großer Bedeutung. Nur mithilfe einer solchen Referenzfläche ist im Vergleich mit bewirtschafteten Eichen-Hainbuchenwäldern der Einfluss der Nutzung auf die Vegetationszusammensetzung von dem der Stoffeinträge zu trennen.

Danksagung

Prof. Dr. Albert Reif und ein weiterer Gutachter gaben wertvolle Hinweise zur Verbesserung des Manuskriptes. Ihnen sei an dieser Stelle recht herzlich gedankt.

Beiträge der Autorinnen/Autoren zum Manuskript

Thomas Kudernatsch, Markus Blaschke and Markus Bernhardt-Römermann designed the project. All authors together conceived the presented contents. Thomas Kudernatsch and Markus Blaschke performed the analyses, Markus Bernhardt-Römermann and Helge Walentowski verified the methods and results. All authors discussed the results and contributed to the final manuscript.

Anhänge

Zusätzliche unterstützende Information ist in der Online-Version dieses Artikels zu finden.

Additional supporting information may be found in the online version of this article.

Anhang E1. Vegetationstabelle der Aufnahmen aus der Echinger Lohe aus den Jahren 2003 und 2017.

Supplement E1. Relevés of the Echinger Lohe carried out in 2003 and 2017.

Literatur

ALBRECHT, L. (1989): Die Echinger Lohe – ein Naturwaldreservat. – In: Gemeinde Eching, Landkreis Freising (Ed.): Garchinger Heide und Echinger Lohe: 99–100. München.

BEENKEN, L. (2001): *Helicolgoea lagerheimii* Pat. in Pat. & Lagerh. – Ein unscheinbarer Verwandter des Judasohrs mit interessanter Basidienbildung. – Z. Mykol. 67: 239–248.

BERNHARDT, M. (2005): Reaktionen der Waldbodenvegetation auf erhöhte Stickstoffeinträge: Analyse und Vorhersage von Vegetationsveränderungen anhand von funktionellen Merkmalen. – Dissertation TU München:132 pp.

BERNHARDT-RÖMERMANN, M., BAETEN, L., CRAVEN, D. … VERHEYEN, K. (2015): Drivers of temporal changes in temperate forest plant diversity vary across spatial scales. – Glob. Change Biol. 21: 3726–3737.

BERNHARDT-RÖMERMANN, M., KIRCHNER, M., KUDERNATSCH, T., JAKOBI, G. & FISCHER, A. (2006b): Changed vegetation composition in coniferous forests near to motorways in Southern Germany: The effects of traffic-born pollution. – Environ. Pollut. 143: 572–581.

BERNHARDT-RÖMERMANN M., ÖSTREICHER S., FISCHER A., KUDERNATSCH T. & PFADENHAUER J. (2006a): Das *Galio-Carpinetum* im Münchener Raum – Ergebnis früherer Bewirtschaftung? – Tuexenia 26: 27–36.

BERNHARDT-RÖMERMANN M., PFADENHAUER J., ÖSTREICHER S. & FISCHER A. (2009): Stickstoffbedingte Vegetationsveränderungen in einem Eichen-Hainbuchenwald – Ergebnisse aus 18 Jahren Dauerbeobachtung. – Forstarch. 80: 181–188.

BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (Ed.) (2017): Stickstoffeintrag in die Biosphäre; erster Stickstoff-Bericht der Bundesregierung. – URL: https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pools/Broschueren/stickstoffbericht_2017_bf.pdf [Zugriff am 29.04.2019].

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. – Springer, Wien: 865 pp.

DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. – Eugen Ulmer, Stuttgart: 683 pp.

DIERSCHKE, H. (2013): Konstanz und Dynamik in einem artenreichen Kalkbuchenwald. Veränderungen in einem Großtransekt 1981–2011. – Tuexenia 33: 49–92.

DIETRICH, H.-P., RASPE, S., ZIMMERMANN, L., WAUER, A., KÖHLER, D., SCHUBERT, A., STIEGLER, J., BLUM, U., KUDERNATSCH, T. & KLEMMT, H.-J. (2018): Umwelt- und Standortsbedingungen in raschem Wandel. – LWF aktuell 117: 6–10.

DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. – Ecol. Monogr. 67: 345–366.

ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V. & WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. – Scr. Geobot. 18: 1–262.

EWALD, J., HENNEKENS, S., CONRAD, S. … GODEFROID, S. (2013): Spatial and temporal patterns of Ellenberg nutrient values in forests of Germany and adjacent regions – a survey based on phytosociological databases. – Tuexenia 33: 93–109.

FISCHER, A. (2003): Forstliche Vegetationskunde – Eine Einführung in die Geobotanik. 3. Aufl. – Eugen Ulmer, Stuttgart: 421 pp.

FISCHER, H.S. (2015): On the combination of species cover values from different vegetation layers. – Appl. Veg. Sci. 18: 169–170.

GALLOWAY, J.N., ABER, J.D., ERISMAN, J.W., SEITZINGER, S.P., HOWARTH, R.W., COWLING, E.B. & COSBY, B.J. (2003): The Nitrogen Cascade. – BioScience 53: 341–356.

HÉDL, R., KOPECKÝ, M. & KOMÁREK, J. (2010): Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. – Divers. Distrib. 16: 267–276.

HEINRICHS, S. & SCHMIDT, W. (2017): Biotic homogenization of herb layer composition between two contrasting beech forest communities on limestone over 50 years. – Appl. Veg. Sci. 20: 271–281.

HILL, M.O. & GAUCH, H.G. (1980): Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. – Vegetatio 42: 47–58.

JANSEN, F. & DENGLER, J. (2008): GermanSL – Eine universelle taxonomische Referenzliste für Vegetationsdatenbanken in Deutschland. – Tuexenia 28: 239–253.

JANTSCH, M.C., FISCHER, A., FISCHER, H.S. & WINTER, S. (2013): Shift in plant species composition reveals environmental changes during the last decades: A long-term study in beech (*Fagus sylvatica*) forests in Bavaria, Germany. – Folia Geobot. 48: 467–491.

KOLLMANNSBERGER, F. (1989): Die Echinger Lohe. – In: Gemeinde Eching (Ed.): Garchinger Heide und Echinger Lohe: 87–90. München.

LWF – Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Ed.) (2015): Faltblatt „Naturwaldreservat Echinger Lohe". – URL: https://www.baysf.de/fileadmin/user_upload/03-wald_schuetzen/Naturwaldreservate/NWR_EchingerLohe_bf.pdf [Zugriff am 29.04.2019].

MCCUNE, B. & MEFFORD, M.J. (2011): PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Version 6. – MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.

MEYER, P., ACKERMANN, J., BALCAR, P. … WILLIG, J. (2001): Untersuchungen der Waldstruktur und ihrer Dynamik in Naturwaldreservaten. – IHW-Verlag, Eching: 143 pp.

PERRING, M.P., DIEKMANN, M., MIDOLO, G. … VERHEYEN, K. (2018): Understanding context dependency in the response of forest understorey plant communities to nitrogen deposition. – Environ. Pollut. 242: 1787–1799.

PFADENHAUER, J. (1997): Vegetationsökologie – ein Skriptum. 2. Aufl. – IHW-Verlag, Eching: 448 pp.

PFADENHAUER, J. & BUCHWALD, R. (1987): Analyse und Aufnahme einer geobotanischen Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet Echinger Lohe, Lkrs. Freising. – Ber. Akad. Naturschutz Landschpfl. (Laufen/ Salzach) 11: 9–26.

RASPE, S., DIETRICH, H-P., KÖHLER, D., SCHUBERT, A. & STIEGLER, J. (2018): Stickstoff im Überfluss – Waldböden in Bayern reichern Stickstoff weiter an. – LWF aktuell 117: 21–24.

RUDOLPH, E. (1997): Allach-Untermenzing. Die Geschichte eines Stadtteils. – Buchendorfer Verlag, München: 184 pp.

SALA, O.E., CHAPIN, F.S., ARMESTO, J.J. … WALL, D.H. (2000): Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. – Science 287: 1770–1774.

SEIBERT, P. (1962): Die Auenvegetation an der Isar nördlich von München und ihre Beeinflussung durch den Menschen. – Landschpfl. Vegetationskd. 3: 1–123.

STEINAUER, K., ZYTYNSKA, S., WEISSER, W.W. & EISENHAUER, N. (2014): Changes in plant community structure and soil biota along soil nitrate gradients in two deciduous forests. – Pedobiologia 57: 139–145.

VERHEYEN, K., BAETEN, L., DE FRENNE, P. … VERSTRAETEN, G. (2012): Driving factors behind the eutrophication signal in understorey plant communities of deciduous temperate forests. – J. Ecol. 100: 352–365.

WALENTOWSKI, H., EWALD, J., FISCHER, A., KÖLLING, C. & TÜRK, W. (2013): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns. – Verl. Geobotanica, Freising: 441 pp.

WELLBROCK, N., BOLTE, A. & FLESSA, H. (Eds.) (2016): Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland : Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. – Thünen Report 43, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig: 550 pp.

ZOLLNER, A. (2018): Gemeinsam für die Eichen-Lebensraumtypen. – Erfolgreiche Multiplikatoren-Tagung zum Erhaltungsmanagement von Eichenwald-Lebensraumtypen. – LWF aktuell 4: 22–24.

Anhang E1. Vegetationstabelle der Aufnahmen aus der Echinger Lohe aus den Jahren 2003 (links) bzw. 2017 (rechts).

Supplement E1. Relevés of the Echinger Lohe carried out in 2003 (left) and 2017 (right).

Aufnahme ID	B_1_03	B_10_03	B_11_03	B_12_03	B_14_03	B_15_03	B_16_03	B_17_03	B_18_03	B_19_03	B_2_03	B_22_03	B_23_03	B_24_03	B_25_03	B_3_03	B_4_03	B_5_03	B_6_03	B_7_03	B_8_03	B_9_03	P_1_03	P_11_03	P_13_03	P_14_03	P_15_03	P_16_03	P_17_03	P_19_03	P_2_03	P_4_03	P_5_03	S_373_03	S_374_03	S_375_03	S_376_03	S_377_03	S_379_03	S_380_03	S_381_03
Rechtswert	4474043	4473687	4473691	4473634	4473490	4473581	4473411	4473450	4473492	4473619	4474027	4473919	4473326	4473419	4473508	4474013	4474036	4473968	4473794	4473776	4473806	4473692	4473509	4473975	4473536	4473679	4473633	4473634	4473466	4473406	4473522	4473662	4473797	4473379	4473481	4474079	4473641	4473938	4473632	4473569	4473385
Hochwert	5351414	5351261	5351234	5351475	5351494	5351343	5351375	5351296	5351208	5351279	5351399	5351438	5351412	5351344	5351305	5351373	5351320	5351462	5351452	5351363	5351240	5351370	5351335	5351282	5351494	5351173	5351263	5351366	5351259	5351248	5351393	5351367	5351418	5351352	5351471	5351398	5351401	5351241	5351311	5351401	5351200
Höhenlage (m NN)	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467	467
Hangexposition	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Neigung	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Deckung B1	60	90	80	90	85	85	70	90	90	80	70	60	70	90	90	70	70	90	90	85	90	90	70	70	50	60	85	60	60	70	70	70	40	80	80	50	80	50	70	80	20
Deckung B2	60	40	60	20	0	60	60	65	15	70	50	30	0	30	0	15	30	10	40	25	20	45	50	30	40	50	30	50	25	0	20	50	60	60	20	10	30	20	80	20	90
Deckung S	20	60	30	15	20	20	10	15	30	70	15	70	5	5	5	20	15	10	15	10	10	30	5	10	30	5	25	30	10	40	5	30	70	50	10	5	20	3	10	50	5
Deckung KS	70	70	80	60	75	55	50	70	70	65	70	75	85	65	50	90	80	80	70	75	70	70	80	80	50	50	50	30	70	60	50	50	40	40	65	85	50	70	60	40	70
Deckung MS	20	40	20	70	70	75	25	90	85	65	15	1	1	80	30	10	10	5	5	30	5	30	30	80	80	50	70	30	80	80	60	60	40	0	80	70	60	20	80	90	1
Artenzahl	36	36	42	34	31	26	32	27	41	22	41	35	37	14	18	41	43	35	36	31	44	29	23	25	27	32	28	22	27	27	24	29	27	21	36	30	22	27	27	26	30
Baumschicht 1																																									
Fraxinus excelsior	4	5	4	5	3	4	3	4	4	4	4	3	2b	2a	2b	4	4	4	.	4	4	5	4	5	3	3	5	3	3	4	5	3	2b	2a	2b	3	4	3	3	4	2b
Acer pseudoplatanus	2b	.	2b	.	2b	.	4	3	2b	3	.	.	2b	5	1a	2b	3	1a	.	.	2b	1a	2a	.	.	.	.	.	2b	2b	.	1b	.	2b	2a	2b	.	1a	.	2a	.
Quercus robur	1a	2b	2b	.	.	3	.	.	3	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	5	.	2b	2b	2b	.	2b	2b	1b	1b	.	2a	.	2a	2b	2a	2a	.	1b	.	2b	2a	+
Carpinus betulus	.	.	.	3	3	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	4	.	.	3	2b	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	3	.	.	.
Ulmus glabra	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	1b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Acer campestre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aesculus hippocastanum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Tilia cordata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Baumschicht 2																																									
Carpinus betulus	3	2b	3	2a	.	3	3	.	.	.	3	.	.	.	.	.	2b	2a	2b	2b	2b	1b	2b	2b	2a	2a	.	.	.	.	2a	3	4	4	.	2a	2b	3	4	.	2a
Acer pseudoplatanus	2b	2a	1a	.	.	1b	2b	3	2a	2a	2a	.	.	.	.	2a	.	.	.	2a	2b	.	.	2a	+	1a	1a	1b	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b
Corylus avellana	.	.	.	2a	.	1a	2b	1a	.	4	2a	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	2b	2b	.	.	1b	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.
Fraxinus excelsior	.	.	1b	.	.	.	.	1b	.	.	.	1a	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	1a	1b	.	.	.	.	1b	.	2a	.	2b	.	.	2a	.
Ulmus glabra	.	.	.	.	.	1b	.	.	.	3	.	.	.	.	.	1b	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	1a	.	2b	2a	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Acer campestre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	2a	2a	+	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b
Quercus robur	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1b	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.
Crataegus species	.	2a	.	.	.	1a	.	.	.	1b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	1a	+	1a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Malus sylvestris agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Prunus padus	.	.	.	.	.	+	.	1b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pyrus communis agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.
Prunus avium	1b	.	.	.	.	.	.	.	1b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aesculus hippocastanum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Tilia cordata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Strauchschicht																																									
Acer pseudoplatanus	2a	3	2a	2a	.	2a	1a	2a	2b	4	2b	3	.	+	.	.	2a	+	2a	2a	1b	.	1a	2a	3	+	1a	2b	.	.	.	2a	4	2a	1a	.	1a	+	2b	1b	1a
Corylus avellana	1a	2b	1b	1b	2b	1a	1a	1b	1b	2a	+	2b	+	+	.	.	1a	2a	.	.	2b	2a	1b	.	.	.	1b	.	2a	2a	1b	1b	.	.	2a	.	2a	.	.	2a	.
Crataegus species	1a	2a	2a	+	.	.	.	.	.	.	.	1b	1a	.	.	.	.	+	1b	.	2a	.	1a	.	.	+	.	.	.	+	+	1b	.	1a	+	.	1b	.	+	2a	1a
Fraxinus excelsior	.	.	1a	.	1a	1a	+	1a	+	.	.	+	1b	+	.	+	1a	.	1a	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	2a	+	.	.	1a	.	1b	.	.	.	1b	.
Prunus padus	1b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1a	.	1a	.	.	1b	.	.	.	.	1a	.	.	1b	.	.	2b	.	.	.	+	1a	.	.	1a	2a	.	.
Carpinus betulus	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	1a	.	.	.	.	2b	.
Lonicera xylosteum	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	1a	.	.	.	.	.	.	1a	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	1a	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.
Ulmus glabra	.	.	+	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	.	1a	.	.	.	+	1a	.	.	+	.	.	.
Malus sylvestris agg.	.	2a	.	.	.	1a	.	.	1a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Acer campestre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	.	.
Acer platanoides	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pyrus communis agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Tilia cordata	.	.	.	.	.	.	.	.	1b	.	.	.	.	.	1a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Viburnum lantana	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Euonymus europaea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ligustrum vulgare	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Cornus sanguienea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Daphne mezereum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Prunus avium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Quercus robur	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sambucus nigra	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Krautschicht																																									
Brachypodium sylvaticum	+	+	1a	+	+	+	+	1a	1a	+	1a	.	1a	+	+	+	1a	+	.	+	+	+	+	1a	1a	+	+	+	2a	2b	1a	+	+	1b	+	2a	+	1a	1a	+	1a
Acer pseudoplatanus	1a	.	1a	1a	1b	+	+	1a	1a	.	2b	1a	+	+	+	+	1b	2a	2a	2b	1a	1b	1a	2a	1a	1b	2a	1a	+	+	+	2a	1b	1a	1b	1a	.	1b	.	1a	1a
Arum maculatum agg.	1b	r	+	r	.	.	+	+	r	r	2a	1a	1a	+	1a	2a	2a	2b	2a	2a	1a	r	+	1a	+	+	.	r	+	1a	r	r	+	+	r	+	.	1b	r	+	+
Lamium montanum	2a	+	1a	+	+	+	2b	+	+	+	2a	1b	1a	2a	2a	3	2b	2a	1a	1b	+	1a	1a	2a	1a	1a	1b	1a	1a	1b	+	.	2a	+	r	+	r	1b	.	1a	1a
Paris quadrifolia	+	+	1a	+	+	+	1b	+	+	1b	+	+	+	+	.	+	+	+	+	+	+	+	+	r	+	+	1a	+	+	+	+	+	+	+	1a	+	.	+	+	+	+
Crataegus species	+	+	+	+	+	+	+	+	.	+	+	.	.	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	.	+	+	+	+	.	+	+	+	+	.	+	+	+	+	+	+	+
Acer campestre	+	+	+	+	+	+	.	.	+	+	+	+	+	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	1b	+	+
Fraxinus excelsior	+	+	+	+	.	.	+	2a	+	+	+	+	1a	1b	1b	.	+	+	+	+	.	.	+	+	+	.	1b	+	1b	+	+	+	+	+	+	.	1a	+	.	1a	+
Anemone nemorosa	2b	2a	1b	2b	1b	1a	2b	2a	2a	2a	2b	1b	1b	2b	1a	2a	2a	2a	2b	2b	1a	2b	+	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.
Colchicum autumnale	2b	3	3	3	2b	3	.	.	2a	4	2b	1a	1b	+	.	2b	2a	2b	1b	2b	2b	1b	1b	2b	2a	2b	2b	2b	.	.	1a	3	2a	.	2b	2b	2a	2a	3	2a	2a
Euonymus europaea	+	+	+	+	+	+	+	+	+	.	+	+	+	.	.	+	+	.	.	.	1a	+	+	+	+	.	+	+	.	+	+	+	.	+	+	+	+	.	+	.	+
Ulmus glabra	.	+	+	+	+	.	.	+	+	.	+	.	+	.	+	.	+	+	+	+	+	+	+	.	+	+	.	+	1a	+	.	+	+	.	+	.	.	+	+	.	.
Geum urbanum	1b	.	+	+	.	.	.	+	+	.	1a	+	1a	.	1b	1a	1a	.	1a	.	+	.	+	1a	+	+	+	.	+	+	.	+	+	.	+	1a	.	+	.	.	+
Carpinus betulus	.	+	+	+	.	+	+	+	+	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	+	+	+	+	+	+	.	.	.	+	+	+	+	+	.	.	1a	.	.	1a	.	+
Quercus robur	.	+	.	.	+	+	+	+	+	.	.	.	+	+	.	+	+	.	+	+	.	+	+	+	+	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	.	+	.	+	+	.
Polygonatum multiflorum	+	+	+	+	.	.	+	+	1a	+	+	1a	1a	.	+	+	1a	1a	1a	+	+	+	.	r	.	+	.	.	r	+	.	+	+	+	+	1a	+	1a	+	.	1a
Viola hirta	.	+	1a	1a	1a	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	1a	+	+	1a	.	.	.	+	1b	.	.	r	2b	+	.	+	.	1a	+	2a	+	.	.	+
Carex montana	.	2b	2a	+	2b	1a	.	.	2a	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	1a	.	.	+	.	2a	1a	.	.	2a	1b	.	.	1b	.	1b	.	2a	1a	+
Carex sylvatica	.	.	+	+	.	+	+	.	+	.	+	.	.	.	.	+	+	+	+	+	1a	.	.	.	.	+	.	.	.	+	+	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.
Rubus caesius	.	+	.	+	+	+	+	.	1a	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+	+	+	+	+	+	r	+	.	+	+	+	.	.	.	.	+	+	+
Ajuga reptans	+	+	+	+	.	.	.	+	+	.	+	+	.	.	+	.	.	.	+	+	+	+	.	+	.	.	+	+	.	+	+	+	.	.	.	.	.	+	.	+	.
Melica nutans	.	+	+	.	+	+	+	+	+	.	r	.	+	.	.	.	+	+	+	.	.	+	+	.	1b	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	+
Mercurialis perennis	+	.	.	.	.	.	+	1a	.	+	+	+	.	.	2b	+	+	2a	3	2a	+	1a	4	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	2a	.	.	.	.	1a	.	.	.
Viola reichenbachiana agg.	.	.	+	+	.	.	1a	+	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+	+	.	.	.	+	.	+	+	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Allium carinatum	+	r	r	+	r	.	+	+	r	.	+	+	1a	.	.	+	+	+	+	+	r	.	.	.	.	1a	r	.	.	.	.	.	.	r	r	.	.	.	.	.	.
Prunus padus	+	.	.	+	+	.	+	+	+	.	.	+	.	.	.	+	+	.	+	+	+	+	.	+	.	.	.	.	.	1a	.	+	.	+	+	+	.	+	.	.	.
Fragaria vesca	.	+	+	+	+	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	1a	.	+	.	.	.	1a	+	.	.	+	.	+	.	+	+	+
Lilium martagon	+	.	+	+	.	.	+	.	+	.	+	+	+	.	.	+	+	+	+	+	+	.	.	.	.	1a	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	+	.	+
Elymus caninus	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	+	+	.	+	+	+	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	r	.	+	.	.	.
Ligustrum vulgare	.	1a	+	.	+	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	+	+	.
Acer platanoides	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	+	.	+	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	r	.	.	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Convallaria majalis	.	+	+	+	1a	.	.	.	1a	.	+	+	+	.	.	+	.	.	r	.	+	+	.	.	r	r	2a	.	.	.	+	r	r	.	2a	+	1a	.	.	r	2b
Stachys sylvatica	.	.	.	.	.	.	+	.	r	.	+	.	+	.	.	+	1a	.	+	.	r	.	.	1a	.	1a	.	.	+	r	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.
Corydalis cava	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	1a	.	.	.	2b	1b	1b	1a	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.
Viola mirabilis	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	1a	+	.	.	.	.	+	.	+	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+
Maianthemum bifolium	.	+	1a	.	+	.	.	.	+	.	r	+	+	.	.	.	+	.	.	+	2a	1b	.	.	.	+	+	.	1a	.	.	r	.	1a	r	.	+	.	r	.	+
Corylus avellana	.	.	.	.	.	+	+	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1a	+	.	.	.	.	.	+
Heracleum sphondylium	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	+	+	+	r	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	+	r	.	1a	.	.	.	.	.
Aegopodium podagraria	2a	.	1a	r	.	.	.	.	.	.	2b	+	1a	.	.	3	2a	2a	.	.	1b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	.	.	2a	.	1a	.	.	.
Primula veris	.	.	+	.	+	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	r	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	r	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Vincetoxicum hirundinaria	.	+	+	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	2a	1b	.	.	.	+	+	.	1a	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.
Gagea lutea	1a	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	+	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lonicera xylosteum	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.
rotundum	.	.	r	.	.	.	.	.	r	r	+	.	1a	.	.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Milium effusum	r	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	+	.	r	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	+	.	r	.	.	.
Viburnum lantana	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	r	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	+	.
Asarum europaeum	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1a	.	.	.	+	+	1a	+	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Carex digitata ornithopoda	.	.	.	+	+	+	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Poa nemoralis	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	+	.	r	.	.	r
Daphne mezereum	.	+	+	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Viola odorata	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aposeris foetida	.	+	+	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	+	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex alba	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	.	.	.	1b	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.
Chaerophyllum aureum	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1a	.	.	.	.	.	.
Cornus sanguinea	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.
Prunus spinosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Campanula trachelium	.	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus ficaria	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus lanuginosus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bromus benekenii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex muricata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Fragaria viridis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Galium aparine	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Berberis vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	r	.	.
Malus sylvestris agg.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Prunus avium	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rubus saxatilis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Tilia cordata	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Festuca gigantea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Galium mollugo	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Galium sylvaticum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lamium maculatum	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pyrus communis agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rubus idaeus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
Aesculus hippocastanum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Alliaria petiolata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cornus mas	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cornus species	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Geranium robertianum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Narcissus pseudonarcissus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhamnus cathartica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rosa species	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sanicula europaea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sorbus aucuparia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Moosschicht																																									
Eurhynchium striatum	2a	2a	2a	4	4	4	2a	5	5	4	2a	+	+	5	3	2a	2a	1b	1b	3	1a	3	3	5	5	4	5	3	4	5	4	4	3	.	5	5	3	2b	4	5	+
Rhytidiadelphus triquetrus	.	3	2b	+	1b	2b	1b	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1a	+	.	1a	.	1a	.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Jahr/Year: 2019

Band/Volume: NS_39

Autor(en)/Author(s): Kudernatsch Thomas, Blaschke Markus, Walentowski Helge, Bernhardt-Römermann Markus

Artikel/Article: Walddynamik im Naturwaldreservat Echinger Lohe – Erkenntnisse aus vier Jahrzehnten Dauerbeobachtung Forest dynamics in the strict forest reserve Echinger Lohe – findings after four decades of permanent plot research 101-119