Tuexenia 38: 11–42. Göttingen 2018.
doi: 10.14471/2018.38.009, available online at www.zobodat.at

Die Wälder von Magdeburgerforth (Fläming, Sachsen-Anhalt) – eine Wiederholungsuntersuchung nach sechs Jahrzehnten

The forests of Magdeburgerforth (Fläming, NE Germany) – a resurvey study after six decades

Thea Dittmann[1, *], Thilo Heinken[2] & Marcus Schmidt[3]

[1]*Müncheberger Str. 24, 15344 Strausberg, Germany;*
[2]*General Botany, Institute for Biochemie and Biologie, University of Potsdam, Maulbeerallee 3, 14469 Potsdam, Germany;*
[3]*Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Sachgebiet Waldnaturschutz / Naturwaldforschung, Grätzelstraße 2, 37079 Göttingen, Germany*
[*]*Korrespondierende Autorin, E-Mail:tdittmann@gmx.net*

Zusammenfassung

In einem rund 2.200 ha großen Waldgebiet bei Magdeburgerforth (Fläming, Sachsen-Anhalt) wurden 1948 bis 1950 von Harro Passarge 120 Vegetationsaufnahmen sowie eine Vegetationskartierung erstellt. Das Gebiet zeichnet sich durch eine große Vielfalt an Waldtypen aus den Verbänden *Agrostio-Quercion petraeae*, *Alnion glutinosae*, *Alnion incanae*, *Carpinion betuli*, *Dicrano-Pinion* und *Quercion roboris* aus. Daher und weil viele der heute in Wäldern wirksamen Prozesse (z. B. Stickstoffeintrag, Klimawandel) vor 60 Jahren noch nicht spürbar waren, bietet sich das Gebiet für eine Wiederholungsuntersuchung besonders an. Da die Aufnahmeflächen von Passarge nicht punktgenau verortet waren, wurden im Jahr 2014 in einem über die Forstabteilungen und die Vegetationskarte definierten Suchraum immer die der Erstaufnahme ähnlichsten Waldbestände erfasst. Insgesamt konnten 97 (81 %) der Aufnahmen wiederholt werden. Vegetationsveränderungen werden mithilfe einer NMDS-Ordination, der Gegenüberstellung von α-Diversität, Zeigerwerten und Waldbindungskategorien für die beiden Aufnahmezeitpunkte sowie über die Identifikation von Gewinner- und Verlierer-Arten analysiert.

Auch wenn methodenbedingt bei der Wiederholungsuntersuchung nur die jeweils geringstmögliche Vegetationsveränderung abgebildet wird, konnten Ergebnisse erzielt werden, die mit denen quasi-permanenter Plots übereinstimmen. Die beobachteten allgemeinen Trends (Eutrophierung, Sukzession nach Nutzungswandel, Verlust lichtliebender und magerkeitszeigender Arten, Ausbreitung von stickstoffliebenden Arten und mesophilen Waldarten, Einwanderung von Neophyten, keine generelle Abnahme der Artenzahl) stimmen gut mit den in zahlreichen Studien aus mitteleuropäischen Wäldern festgestellten überein. Durch das von nassen bis trockenen sowie von bodensauer-nährstoffarmen bis zu relativ basenreichen Böden reichende Standortsspektrum innerhalb des Untersuchungsgebietes konnte aber – deutlicher als in den meisten bisherigen Fallstudien – gezeigt werden, dass sich die Resilienz der Wälder gegenüber Vegetationsveränderung je nach Ausgangsgesellschaft stark unterscheidet und jeweils unterschiedliche Treiber wirksam sind. *Stellario-Carpinetum* und *Luzulo-Quercetum* erwiesen sich als relativ stabil, und auch in den Feuchtwäldern des *Circaeo-Alnetum* gab es trotz eines Artenwechsels wenig Hinweise auf Umweltveränderungen. Dagegen wiesen die Wälder nährstoffarmer Standorte (*Sphagno-Alnetum*, *Betulo-Quercetum*, *Dicrano-Pinion*) viele Verliererarten und eine starke Eutrophierungstendenz auf. Die in besonderem Maße von historischen Waldnutzungsformen abhängigen thermophilen Wälder und die Flechten-Kiefernwälder gingen weitgehend verloren.

Manuskript eingereicht am 16. Februar 2018, angenommen am 14. Mai 2018
Koordinierender Editor: Jörg Ewald

Abstract

Between 1948 and 1950 the German phytosociologist Harro Passarge conducted 120 relevés in a 2,200 ha large forest area near Magdeburgerforth (Fläming, Saxony-Anhalt, NE Germany). The study area is characterized by a remarkable diversity of forest communities of the alliances *Agrostio-Quercion petraeae*, *Alnion glutinosae*, *Alnion incanae*, *Carpinion betuli*, *Dicrano-Pinion* and *Quercion roboris*. Because of this broad ecological spectrum, and because many processes which impact Central European forests today (nitrogen deposition, climate change) were not noticeable at the date of the first survey, it provides a good opportunity for a resurvey study after 60 years. As the position of Passarge's relevés were not marked in a map, in the 2014 resurvey we sampled the most similar forest stands within a search area defined by the forest compartment and the Passarge vegetation map. In this way, 97 (81%) of the relevés could be repeated. Vegetation change was analysed by NMDS ordination and the comparison of α diversity, Ellenberg indicator values and linkage to forest habitats of species from both censuses, as well as by the identification of winner and loser species.

Although, due to the methodology, only the smallest possible vegetation change was indicated, we nevertheless gained results which conform to those of resurveys based on quasi-permanent plots. The main trends (eutrophication, succession after management change, loss of plant species that are light-demanding and linked to oligotrophic sites, spread of nitrophilous and mesophilous forest species, immigration of neophytes, no general decline in species richness) are in agreement with the results of several other resurvey studies in Central and Western European forests. Because of the wide spectrum of habitats within the study area (from wet to dry, as well as from acidic and nutrient-poor to relatively base-rich) we could demonstrate more clearly than in previous studies that the resilience of forests to vegetation change differs strongly according to the initial forest type, and that different drivers of temporal changes are active. Mesophilous forests (*Stellario-Carpinetum* and *Luzulo-Quercetum*) turned out to be relatively stable, while *Circaeo-Alnetum* forests also showed few signs of environmental change despite some species turnover. In contrast, forests of nutrient-poor habitats (*Sphagno-Alnetum*, *Betulo-Quercetum*, *Dicrano-Pinion*) were characterized by many loser species and a strong tendency towards eutrophication. Thermophilous forests and lichen-pine forests, which are especially dependent on historical forest management techniques, largely disappeared.

Keywords: initial site conditions, nitrogen deposition, past land use, quasi-permanent plots, vegetation change, winner and loser species

1. Einleitung

Harro Passarge (1925–2005) gehörte in Nordostdeutschland zu den profiliertesten Vegetationskundlern der ersten Nachkriegsjahrzehnte. Gemeinsam mit Alexis Scamoni (1911–1993) und Gerhard Hofmann (*1931) entwickelte er in den 1960er Jahren die „Eberswalder Schule der Pflanzensoziologie", die sich u. a. durch eine Typisierung von Wäldern nach Kombinationsmustern von Soziologischen Artengruppen auszeichnete (PASSARGE & HOFMANN 1964, SCAMONI et al. 1965). Dabei waren Wälder zeitlebens das wichtigste Arbeitsgebiet Passarges, der 1951 an der Forstwirtschaftlichen Fakultät der Humboldt-Universität Berlin in Eberswalde seine Dissertation mit dem Titel „Standortskundliche Untersuchungen in der Oberförsterei Magdeburgerforth" abschloss (PASSARGE 1951). Die 1956 veröffentlichte Gebietsmonographie (PASSARGE 1956) enthält u. a. die Erstbeschreibung des Drahtschmielen-Buchenwaldes (*Deschampsio-Fagetum* Pass. 1956). Damit prägte Passarge eine bis heute im norddeutschen Tiefland in der Praxis gängige Bezeichnung bodensaurer Buchenwälder des *Luzulo-Fagion* Lohmeyer et Tx. in Tx. 1954.

Vor allem aber ist die Monographie heute eine sehr wertvolle Basis für vegetationsökologische Wiederholungsuntersuchungen. Solche Studien sind die belastbarste Grundlage, um Veränderungen messbar zu machen und ihre Treiber zu identifizieren (FISCHER 1997). Da

markierte Dauerbeobachtungsflächen sehr selten sind, werden zunehmend und mit sehr guten Ergebnissen auch historische Vegetationsaufnahmen als quasi- bzw. nicht-permanente Aufnahmeflächen wiederholt (KAPFER et al. 2017).

Gerade in Wäldern haben Wiederholungsuntersuchungen vor dem Hintergrund des unübersehbaren Vegetationswandels in den letzten Jahrzehnten stark an Bedeutung gewonnen. Folgende Prozesse mit Folgen für die Waldvegetation lassen sich gegenwärtig in Mitteleuropa beobachten:

Eintrag von Stickstoff – Die „Critical Loads" für den Eintrag von Stickstoffverbindungen liegen nach BOBBINK et al. (2010) in Wäldern bei 10–15 kg ha^{-1} a^{-1}, auf nährstoffarmen und sauren Böden wie in großen Teilen des norddeutschen Tieflands bei nur 8–10 kg ha^{-1} a^{-1}. In Nordostdeutschland werden diese Werte mit ca. 15 kg ha^{-1} a^{-1} seit langem deutlich überschritten (BUILTJES et al. 2011). Mit besonders starken Veränderungen (Zunahme nitrophiler Arten, Abnahme von Arten nährstoffarmer Standorte, darunter viele seltene und gefährdete Arten) reagieren diejenigen Waldökosysteme auf hohe Stickstoffeinträge, die natürlicherweise stickstofflimitiert sind (BOBBINK et al. 2003, VAN CALSTER et al. 2007, HEINRICHS et al. 2012, EWALD et al. 2013, FISCHER et al. 2014, REINECKE et al. 2014 u. a.).

Änderung in der Bewirtschaftung – Historische Nutzungsformen wie **Nieder- und Mittelwaldwirtschaft** sowie **Waldweide und Streunutzung** prägten ehemals fast alle mitteleuropäischen Wälder, haben aber im Verlauf der letzten 200 Jahre zunehmend an Bedeutung verloren (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Sie führten zu einer Auflichtung des Kronendachs und teilweise zu einer Aushagerung der Böden durch Nährstoffentzug. Nach Aufgabe dieser Nutzungsformen durchlaufen die Wälder nun eine Sukzession in Richtung schattiger und nährstoffreicher Bedingungen. Wichtigste Folgen sind ein zunehmender Kronenschluss mit Lichtlimitierung der Krautschicht, die Ausbreitung von Klimaxbaumarten, insbesondere der Rotbuche, und der Ausfall licht- und wärmebedürftiger Arten (VAN CALSTER et al. 2007, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, HÉDL et al. 2010, SCHMIDT 2010, KOPECKÝ et al. 2013, HEINRICHS et al. 2014). Das trifft insbesondere dann zu, wenn Wälder aus der forstlichen Nutzung entlassen werden (SCHMIDT & SCHMIDT 2007, MÖLDER et al. 2014).

Klimawandel – Die messbaren Klimaveränderungen äußern sich bisher insbesondere in einem Anstieg des Jahresmittels der Lufttemperatur sowie gestiegenen Niederschlagsmengen im Winter und in den Übergangsjahreszeiten (UBA 2015). In Wäldern wird die Zunahme von ozeanisch verbreiteten, immergrünen Arten durch mildere Winter (HEINRICHS et al. 2012), jedoch bisher keine Zunahme thermophiler Arten beobachtet. DE FRENNE et al. (2013) konnten in diesem Zusammenhang zeigen, dass in Wäldern mit zunehmend dichterem Kronendach ein kühleres Mikroklima mit erhöhter Luftfeuchtigkeit die allgemeine Klimaerwärmung kompensieren kann.

Gestiegener Schalenwildeinfluss – Die Population der in Deutschland verbreitetsten Schalenwildarten ist seit den 1930er Jahren kontinuierlich angestiegen (AMMER et al. 2010, www.jagdverband.de). Als Hauptgrund gelten ein verbessertes Nahrungsangebot durch Stickstoffeinträge und Kalkungsmaßnahmen im Wald sowie durch verstärkten Maisanbau. Auch höhere Überlebensraten infolge milderer Winter könnten hierzu beitragen (FULLER & GILL 2001, SCHMIDT 2002). Nach zahlreichen Studien hat Verbiss durch Schalenwild einen starken Einfluss auf die Krautschicht-Artenzusammensetzung und Gehölzverjüngung von Wäldern (NESSING & ZERBE 2002, FRERKER et al. 2014, BOULANGER et al. 2018). Überhöhte Schalenwilddichten können negative Auswirkungen auf die Vegetationsstruktur und

-zusammensetzung haben (CÔTÉ et al. 2004, AMMER et al. 2010). Eine starke Wühltätigkeit von Schwarzwild fördert Nitrophyten und führt zum Rückgang der typischen Krautschicht-Artenvielfalt, besonders in Feuchtwäldern (DÖLLE et al. 2016).

Ausbreitung invasiver Arten – Obwohl Neophyten generell in Wäldern eine geringere Rolle als im Offenland spielen (SCHMIDT et al. 2008, REJMÁNEK 2015), ist in mitteleuropäischen Wäldern eine zunehmende Bedeutung von gebietsfremden Arten erkennbar (ESSL et al. 2012). Die Ausbreitung von Neophyten kann vielfältige Veränderungen der Waldvegetation mit sich bringen. Dies reicht von Veränderungen der Stickstoffverfügbarkeit über eine Zunahme der Krautschicht-Biomasse bis hin zu Veränderungen der Artenzusammensetzung und –vielfalt oder einer Hemmung der Waldverjüngung (ZERBE 2007).

Auf die beschriebenen Prozesse und Einflussgrößen reagieren verschiedene Waldtypen dabei in Abhängigkeit der Standortfaktoren sowie der Baumschicht-Artenzusammensetzung in unterschiedlicher Weise (KIRBY et al. 2005). Oft zeigen regional und lokal wirkende Faktoren wie Nährstoffeinträge und Bewirtschaftungsart einen stärkeren Einfluss auf die Phytodiversität als globale Einflussgrößen wie der Klimawandel (DE FRENNE et al. 2013). Von entscheidender Bedeutung kann auch die Interaktion der verschiedenen Prozesse sein. Dies gilt beispielsweise für die Etablierung von Neophyten und Nitrophyten nach Störungen durch Menschen oder Schalenwild.

Die von PASSARGE (1951, 1956) erstellten Vegetationsaufnahmen sind aus mehreren Gründen eine einzigartige Grundlage für Wiederholungsuntersuchungen, mit deren Hilfe die beschriebenen Trends erkannt und analysiert werden können:

- Mit über 60 Jahren decken sie eine im norddeutschen Tiefland unübertroffene Zeitspanne ab und sind in einer Zeit entstanden, in der viele der oben beschriebenen Prozesse nicht oder kaum wirksam waren.
- Aus dem nordostdeutschen Tiefland liegen mit den Untersuchungen von REINECKE et al. (2011, 2014), NAAF & KOLK (2016), KOLK et al. (2017) und KÜHN & HEINKEN (2017) bisher nur wenige publizierte Studien vor, die auch nur einen Teil der vorkommenden Waldtypen abdecken.
- Sie umfassen ein einzigartig breites Standortsspektrum, das von mesophilen Wäldern über mesotrophe Bruchwälder, eutrophe Feuchtwälder, feuchte und trockene bodensaure Eichenmischwälder bis hin zu nährstoffarmen und trockenen Kiefernwäldern reicht. Mögliche Vegetationsveränderungen in diesen Waldtypen können unter sonst gleichen Rahmenbedingungen (Klima, Stoffeinträge etc.) analysiert werden.
- Schließlich liegt auch ein Teil der Aufnahmeflächen in einem seit Jahrzehnten bestehenden Totalreservat ohne forstliche Bewirtschaftung. Damit ist eine Gegenüberstellung der Veränderungen bewirtschafteter und stillgelegter Wälder möglich.

Vor diesem Hintergrund sollen insbesondere die folgenden Fragen untersucht werden: (1) Welche Trends der Vegetationsentwicklung sind in den Wäldern von Magdeburgerforth zu erkennen? (2) Sind die Entwicklungstrends in allen untersuchten Waldtypen gleich oder gibt es grundsätzliche Unterschiede? (3) Welche Treiber können als Gründe für Vegetationsveränderungen identifiziert werden?

2. Untersuchungsgebiet

Untersuchungsgebiet (UG) ist das Forstrevier Magdeburgerforth in der zum Zeitpunkt der Erstuntersuchung bestehenden Abgrenzung (Abb. 1). Das Gebiet umfasst rund 2.200 ha Waldfläche und liegt im Landkreis Jerichower Land (Sachsen-Anhalt) an der Grenze zu

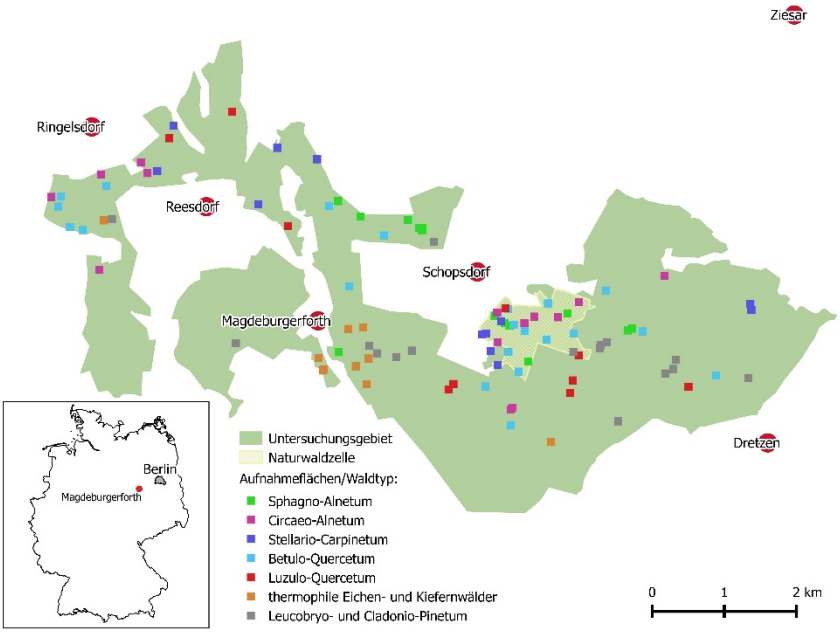

Abb. 1. Das Untersuchungsgebiet.

Fig. 1. The study area. The strict forest reserve is denoted in light green.

Brandenburg. Naturräumlich gehört das UG zum Fläming und hier zum Teilnaturraum Burg-Ziesarer Vorfläming, der sich entlang der Nordabdachung der Westlichen Fläminghochfläche erstreckt und meist sandige Böden aufweist (MEYNEN et al. 1961). Das UG steigt von knapp unter 50 m ü. NN im Nordwesten auf bis zu knapp über 100 m ü. NN im Südosten leicht an. Der mittlere jährliche Niederschlag liegt bei 550 mm. Die Jahresmitteltemperatur beträgt 8,8 °C, die Jahresschwankung der Lufttemperatur 18 °C (Klimadaten der Normalperiode 1961–1990, Deutscher Wetterdienst nach GAUER & ALDINGER 2005).

Die geologische Grundlage im UG bilden Grundmoränen des Warthestadiums der Saale-Zeit (LITT et al. 2007). Während im Süden eine Grundmoränendecke von 0,3–1,5 m Stärke die Oberfläche bildet, ist diese im Norden durch Schmelz- und Quellwasser gestört. Dabei entstanden sogenannte Talgeschiebesande. Auf der Grenze dieser beiden Bereiche befindet sich ein bis zu 1 km breiter Streifen alluvialen Gehängetorfs. Dort haben sich Quellmoore mit Torfmächtigkeiten von bis zu 4 m entwickelt (PASSARGE 1956, LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT 1997). Als potentielle natürliche Vegetation außerhalb der Bruchwald- und Auenstandorte werden im südlichen Teil des UG Buchenwälder mittlerer Standorte und für die restliche Fläche Eichen-Hainbuchenwälder angegeben (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT 2000).

Ab 1746 wurden Kolonisten aus Süddeutschland in dem seit dem Dreißigjährigen Krieg bevölkerungsarmen und waldreichen Gebiet angesiedelt (BÖTTCHER & REHWAGEN 2006). Wie die Schmettausche Karte von 1767–1787 (https://bb-viewer.geobasis-bb.de/) zeigt, existierte der überwiegende Teil der heutigen Waldflächen bereits vor über 200 Jahren. Schon im 17. und 18. Jh. kam die Wald-Kiefer bei Magdeburgerforth vor und wurde für die Teergewinnung und Pottaschesiederei verwendet. Nieder- und Mittelwaldwirtschaft waren

Mitte des 18. Jh. verbreitet. Die Waldweide hatte im Revier Magdeburgerforth im 18. Jh. sehr große Bedeutung. Streunutzung spielte hingegen nur eine untergeordnete Rolle und wurde nur in stroharmen Jahren in Ortsnähe ausgeübt; im Laufe des 19. Jh. wurde sie verboten (TEICHMANN et al. 1958).

Die Entwicklung der Holzartenzusammensetzung im Forstrevier Magdeburgerforth lässt sich seit etwa 1770 gut verfolgen (Tab. 1). Laub- und Nadelholzbestände (damals ausschließlich Wald-Kiefer) hatten jeweils einen Anteil von 50 %. Erle und Birke sowie Buche und Hainbuche dominierten bei den Laubgehölzen, während Eichen nahezu keine Rolle spielten. Im Laufe des 19. Jh. nahm der Nadelholzanteil, aber auch der Eichenanteil, beständig zu, während Erle und Birke, die zuvor niederwaldartig bewirtschaftet worden waren, sowie Buche und Hainbuche stark zurückgingen. Im Wesentlichen blieb dies in der ersten Hälfte des 20. Jh. unverändert, allerdings hatten sich zum Zeitpunkt der Untersuchung Passarges auf allen meso- und eutrophen Standorten Laubgehölze (v. a. Buche, Eiche, Hainbuche und Birke) stark ausgebreitet und bildeten einen mehr oder minder geschlossenen Unterstand. Durch den Aushieb von Kiefern waren vielfach Eichen-Buchen-Mischbestände entstanden (PASSARGE 1956).

Ab dem Ende der 1950er Jahre wurde großflächig die Ablösung von Kiefern-Reinbeständen durch Mischbestände mit erhöhtem Laubholzanteil (Ahorn, Linde, Buche, Rot-Eiche und Robinie) sowie Lärchen- und Douglasienbeimischung vorgesehen; nur auf nährstoffärmeren Sandstandorten sollten reine Kiefernbestände erhalten bleiben (TEICHMANN et al. 1958). Ab den 1970er Jahren wurde die Umwandlung zu Laub- und Mischwald vorangetrieben. Eingebracht wurden vor allem Trauben- und Stiel-Eiche, Buche und Erle. Entwässerungsmaßnahmen mit dem Ziel einer Umwandlung von Feuchtwäldern wurden nicht durchgeführt, allerdings fanden bis in die 1990er Jahre jährlich Grabenräumungsarbeiten statt. Durch verstärkte Bejagung von Reh- und Damwild sowie durch Zuwanderung des Wolfes (erster Nachweis 2008) hat in den 2000er Jahren der Gehölzverbiss spürbar abgenommen (Heinz-Werner Michelmann, Sandforth, pers. Mitt.).

Zum Zeitpunkt der Wiederholungsaufnahme lag der Anteil von Nadelholzbeständen im UG bei 65 % (Wald-Kiefer 59 %); Erle und Birke, Buche und Hainbuche sowie Stiel- und Trauben-Eiche hatten zusammen jeweils ca. 10 % erreicht (Tab. 1).

Heute ist der überwiegende Teil des Untersuchungsgebietes Landeswald, der vom Landesforstbetrieb Sachsen-Anhalt bewirtschaftet wird. Angrenzend oder eingestreut liegen kleinere Privat- oder Körperschaftswaldflächen. Ein zusammenhängender Teil im Südosten ist Teil des Truppenübungsplatzes Altengrabow und somit Bundesbesitz.

Tabelle 1. Entwicklung der Baumartenanteile im Forstrevier Magdeburgerforth seit 1770.

Table 1. Development of tree species proportions in the forest district Magdeburgerforth since 1770. Kiefer / Fichte: pine / spruce; Erle / Birke: alder / birch; Stiel- / Traubeneiche: sessile and pendunculate oak; Buche / Hainbuche: beech / hornbeam; übrige Baumarten: other tree species.

	1770	1802	1830	1860	1903	1936	2008
Kiefer und Fichte	50	54	70	84	86	87	62
Buche und Hainbuche	23	8	7	2	3	4	11
Erle und Birke	26	36	20	10	5	3	10
Stiel- und Traubeneiche	1	2	3	4	6	6	11
übrige Baumarten	0	0	0	0	0	0	6

Südöstlich von Schopsdorf wurde 1961 das 81,5 ha große Naturschutzgebiet (NSG) „Magdeburgerforth“ ausgewiesen. Ab 1975 wurde das NSG auf 101,2 ha erweitert und auf ganzer Fläche als Totalreservat ohne forstliche Nutzung eingestuft (RAT DES BEZIRKES MAGDEBURG 1977). Nach einer Erweiterung des NSG auf 127 ha sowie einer Ausweisung als FFH-Gebiet auf 319 ha (JENTZSCH & REICHHOFF 2013) wurden 104 ha davon 2014 als Naturwaldzelle verordnet. Im Bereich der heutigen Naturwaldzelle wurde das System der Entwässerungsgräben seit Mitte der 1970er Jahre zunächst kaum noch, später gar nicht mehr unterhalten. Seit Beginn der 2000er Jahre ist der Biber zugewandert und hat zu einer verstärkten Wiedervernässung beigetragen.

3. Methoden

3.1 Datengrundlage

Harro Passarge führte in den Jahren 1948–1950 insgesamt 120 Vegetationsaufnahmen sowie eine Vegetationskartierung durch (PASSARGE 1951, 1956). Die Lage der Flächen wurde dabei nicht punktgenau verortet, sondern nur durch ihre Zugehörigkeit zu Jagen (heute Abteilung) und Abteilung (heute Unterabteilung) im Tabellenkopf beschrieben. Die Lage im forstlichen Abteilungsnetz und die Information über die Zugehörigkeit zu den neun von Passarge unterschiedenen Vegetationstypen dienten als Grundlage für die Wiederholungsaufnahme. Hierfür wurden die Vegetationskarte Passarges und das historische Forstabteilungsnetz mit QGIS Version 2.8 (QGIS DEVELOPMENT TEAM 2015) digitalisiert. Im dem daraus entstandenen Suchraum wurden jeweils die der Erstaufnahme hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung und teilweise auch ihrer Vegetationsstruktur ähnlichsten Bereiche ausgewählt.

Meist wurde pro Erstaufnahme nur eine Wiederholungsaufnahme durchgeführt. Befanden sich mehrere Vegetationsaufnahmen von PASSARGE (1951) innerhalb einer Forstabteilung im gleichen Waldtyp, so wurde eine entsprechende Anzahl wiederholt, und die jeweils ähnlichsten Aufnahmen wurden einander zugeordnet. Flächen, auf denen seit der Erstuntersuchung ein Baumartenwechsel stattgefunden hat, wurden von der Wiederholung ausgeschlossen. Insgesamt konnten von April bis September 2014 insgesamt 97 (81 %) der Vegetationsaufnahmen wiederholt werden. Aufnahmeflächen mit Vorkommen von Frühjahrsgeophyten wurden zweimal aufgesucht.

Da die Flächengröße der Erstaufnahme nicht genau bekannt war, wurden in artenreichen Waldtypen Aufnahmeflächen von 400 m², sonst 600 m² gewählt. Für jede Aufnahme wurden die Arten der ersten und zweiten Baumschicht, der Strauchschicht (0,5–7 [10] m), der Krautschicht sowie der Moosschicht aufgenommen. Zusätzlich wurden die Gesamtdeckung der einzelnen Schichten in Prozent und mit Ausnahme der Kraut- und Moosschicht auch ihre Höhe geschätzt. Der Mittelpunkt jeder Aufnahme wurde mit GPS eingemessen (s. Anhang E1).

Während PASSARGE (1951) die kombinierte Abundanz-Deckungsgradskala von Braun-Blanquet benutzte, wurde im Rahmen der Wiederholungsuntersuchung der Deckungsgrad in Prozent geschätzt, damit für zukünftige Wiederholungen exaktere Werte vorhanden sind. Bei Deckungsgraden unter 1 % wurden, wie bei Braun-Blanquet, die Individuenzahlen (1: r, 2-5: +) erhoben.

3.2 Aufbereitung der Daten

Um Bearbeitereffekte bei der Bestimmung und Erfassung der Pflanzenarten zu minimieren und dem teilweise nur vegetativen Vorkommen einiger Taxa Rechnung zu trage, wurden einige Sippen zusammengefasst:

- *Agrostis gigantea* und *A. stolonifera*: *Agrostis stolonifera* agg.
- *Dactylis glomerata* und *D. polygama*: *Dactylis* sp.
- *Dryopteris carthusiana* und *D. dilatata*: *Dryopteris carthusiana* agg.
- *Galeopsis bifida*, *G. pubescens* und *G. tetrahit*, häufig nur vegetativ, daher hier zu *Galeopsis* sp. zusammengefasst

- *Luzula campestris* und *L. multiflora*: *Luzula campestris* agg.
- *Quercus robur* und *Q. petraea*: *Quercus robur* et *petraea* in der Strauch- und Krautschicht wie bereits bei PASSARGE (1951).
- *Rubus caesius* sehr wahrscheinlich bei PASSARGE (1951) nicht von *R. fruticosus* getrennt; daher zu *Rubus fruticosus* agg. et *caesius* zusammengefasst
- *Viola reichenbachiana* und *V. riviniana*: *Viola reichenbachiana* et *riviniana*.

Folgende Moossippen wurden nur als Gattung ausgewertet, da PASSARGE (1951) keine genaue Bestimmung durchführte: *Brachythecium*, *Eurhynchium*, *Lophocolea* und *Plagiothecium*. Die Nomenklatur der Arten folgt JANSEN & DENGLER (2008). Die Nomenklatur der Pflanzengesellschaften folgt, wenn nicht anders angegeben, MUCINA et al. (2016) sowie RENNWALD (2000).

3.3 Einteilung der Vegetationstypen

Um die Veränderungen der Vegetation in Abhängigkeit verschiedener Waldtypen zu analysieren, wurde eine Vegetationsgliederung auf Basis der Vegetationsaufnahmen von PASSARGE (1951) mit der Software JUICE 7.0 (TICHÝ 2002) vorgenommen. Dabei wurde zunächst mit Hilfe einer modifizierten Twinspan-Analyse auf Basis der Jaccard-Unähnlichkeit eine vorläufige Sortierung der historischen Vegetationsaufnahmen in sieben Gruppen erreicht. Mit dieser Einteilung wurde manuell weitergearbeitet, bis sich sinnvolle Gruppierungen ergaben. Zur Differenzierung der Typen wurden diagnostisch wichtige Arten auf Basis der Gesellschaftstreue (Fidelity) nach dem *Phi*-Koeffizienten auf dem 5 %-Signifikanzniveau ermittelt. Hierzu wurde ein Exakter Test nach Fisher auf Basis von Präsenz-Absenz-Daten im Vergleich mit allen anderen Gruppen gerechnet (CHYTRÝ et al. 2002). Als diagnostische Arten werden Arten mit *Phi*-Koeffizient über 0.25, signifikanter Gesellschaftstreue und mit einer minimalen Frequenz von 20 % bezeichnet. Entsprechend wurden *Phi*-Koeffizienten auch für die zu den sieben Waldtypen der Erstaufnahme gehörenden Vegetationsaufnahmen von 2014 ermittelt.

3.4 Statistik

Die Datenanalyse wurde mit R (R CORE TEAM 2015) durchgeführt. Es wurden die Signifikanzniveaus $p < 0{,}1$ (*); $p < 0{,}05$ *; $p < 0{,}01$ ** und $p < 0{,}001$ *** gewählt. In der textlichen Darstellung werden Unterschiede mit $p < 0{,}1$ als tendenzielle und solche mit $p < 0{,}05$ als Unterschiede beschrieben. Die Daten wurden mit dem Shapiro-Wilk-Test auf Normalverteilung getestet. Aufgrund gepaarter Stichproben im Vergleich alter und neuer Vegetationsaufnahmen und fehlender Normalverteilung kam vor allem der Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test zur Anwendung. Bei den Ellenberg-Zeigerwerten (s. u.) lag teilweise Normalverteilung vor, so dass in diesen Fällen ein gepaarter t-Test verwendet wurde.

Für Analysen, die die Deckung der Arten mit einbeziehen, wurden die prozentualen Deckungsgrade in Werte der Braun-Blanquet-Skala umgerechnet (s. a. Anhang E1) und daraufhin in eine Ordinalskala (mit r = 1, + = 2, 1 = 3, etc) in Anlehnung an VAN DER MAAREL (1979) umgewandelt. Diese führt besonders bezüglich der Ordination zu einer höheren Gewissheit darüber, dass die beobachteten Unterschiede nicht auf einem Bearbeiterfehler beruhen (LEPŠ & HADINCOVÁ 1992).

α-Diversität – Zur Bestimmung der α-Diversität wurden die Gesamtartenzahl pro Plot, die Artenzahlen der krautigen Pflanzen, der Gehölze bzw. der Gehölzschichten sowie die Sippenzahlen der Moose und Flechten analysiert. Außerdem wurden die Waldbindungskategorien der Arten nach SCHMIDT et al. (2011) der Auswertung zugrunde gelegt. Als obligate Waldarten gelten dabei Arten der Waldbindungskategorie 1.1 (geschlossener Wald) und 1.2 (Waldränder und -verlichtungen). Arten, die im Wald wie im Offenland vorkommen, gehören der Waldbindungskategorie 2.1 an. Als Offenlandarten werden Arten der Kategorien 2.2 (auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland) und O (nur Offenland) gewertet.

Da für den Vergleich von Standorten hinsichtlich ihrer α-Diversität nicht nur die Artenzahl, sondern auch die Verteilung der Abundanzen (Evenness) eine Rolle spielt, wurde zusätzlich der Simpson-Index in der Variante 1/D verwendet. Dieser Biodiversitätsindex reagiert anders als der Shannon-Index

nicht stark auf Artenzahländerungen, sondern auf Abundanzänderungen (MAGURRAN 2013). Das ist hier sinnvoll, da die genauen Flächengrößen von PASSARGE (1951) nicht bekannt sind und Unterschiede in der Flächengröße den Simpson-Index weniger stark beeinflussen.

Deckungsgrade – Da in der Erstaufnahme keine Deckungsgrade der einzelnen Vegetationsschichten angegeben waren (s. Anhang E1), wurden zur Analyse der Veränderung der Bestandesstruktur die Deckungsgrade der Gehölzschichten über die Summe der mittleren Deckungsgrade der einzelnen Arten ermittelt. Die Gesamtdeckung der Baumschicht aus Baumschicht 1 und 2 erfolgte nach der Formel in FISCHER (2015).

Zeigerwertanalyse – Um mögliche Ursachen für Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung zu ergründen, wurden nach Deckung gewichtete arithmetische Mittel der Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) für Licht (mL), Bodenreaktion (mR), Bodenfeuchte (mF) und Boden-Stickstoff (mN) berechnet. Für die Moose wurden die Zeigerwerte nach HILL et al. (2007) verwendet, da hier aufgrund der Skala eine bessere Vergleichbarkeit mit den Feuchtezeigerwerten der Gefäßpflanzen besteht und bei ELLENBERG et al. (2001) keine Stickstoffzahl für Moose angegeben ist. Es wurden nur die Zeigerwerte der Kraut- und Moosschicht einbezogen, da die Gehölzschichten stark durch die forstliche Nutzung geprägt sind. Mittlere Zeigerwerte wurden nicht berechnet, wenn in einer Aufnahme weniger als fünf Arten mit einem Wert vorhanden waren. Die mittleren Zeigerwerte von N und R sind signifikant positiv korreliert ($r = 0{,}7422$; $t = 12{,}627$; $df = 130$; $p < 0{,}001$).

Ordination – Für einen Überblick über Veränderungen von historischen zu rezenten Vegetationsaufnahmen wurde eine nichtmetrische multidimensionale Skalierung (NMDS; function: metaMDS, maximum iterations: 999, dimensions: 3, similarity index: Morisita-Horn) mit dem vegan package (OKSANEN et al. 2014) durchgeführt. Vorkommen von Gehölzen in mehreren Vegetationsschichten wurden dabei zusammengefasst. Der verwendete Morisita-Horn-Ähnlichkeitsindex bezieht die Abundanzen der Arten mit ein. Dabei wurden die mittleren Ellenberg-Zeigerwerte mit den drei Achsen korreliert und die Aufnahmezeiträume als Centroide dargestellt.

Gewinner- und Verliererarten – Für die Analyse der Gewinner- und Verlierer-Arten wurden nur Arten benutzt, die in mindestens fünf Erst- oder Wiederholungsaufnahmen vorkamen. Als Gewinner gelten Arten, deren Abundanz oder Frequenz signifikant zugenommen, als Verlierer-Art solche, deren Abundanz oder Frequenz signifikant abgenommen hat. Arten, die in den Wiederholungsaufnahmen mindestens fünfmal neu aufgefunden wurden, werden als Einwanderer und solche, die nicht mehr gefunden werden konnten, als Abwesende bezeichnet. Einwanderer sind also vielfach keine Neophyten, sondern entstammen dem regionalen Arten-Pool. Signifikante Veränderungen in der Frequenz wurden mit Hilfe des Exakten Tests nach Fisher ermittelt. Für signifikante Unterschiede im Deckungsgrad wurde der Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test verwendet.

4. Ergebnisse

4.1 Waldgesellschaften zum Zeitpunkt der Erstuntersuchung

Auf der Grundlage der Vegetationsaufnahmen von PASSARGE (1951) lassen sich im UG sieben Waldgesellschaften abgrenzen (s. Beilage S1, Vegetationsaufnahmen s. Anhang E1).

Sphagno-Alnetum (Torfmoos-Erlenbruchwald)

Zum *Sphagno-Alnetum* Allorge ex Lemée 1939 gehören 14 der wiederholten Vegetationsaufnahmen. Von PASSARGE (1951) waren 11 Bestände als Moorbirkenwald, zwei als Erlenwald und einer als Stieleichen-Birkenwald bezeichnet worden. Wichtigste Arten der Baumschicht waren *Alnus glutinosa*, *Betula pubescens* und *Pinus sylvestris*; in der Strauchschicht war auch *Frangula alnus* stark vertreten. Bezeichnende Arten der Kraut- und Moosschicht waren *Agrostis canina*, *Leucobryum glaucum*, *Lysimachia vulgaris*, *Molinia caerulea*, *Peucedanum palustre*, *Sphagnum capillifolium*, *S. palustre* und *Vaccinium myrtillus*.

Von den genannten Taxa gelten *Agrostis canina*, *B. pubescens*, *M. caerulea*, *S. palustre* und *V. myrtillus* im *Alnion glutinosae* Malcuit 1929 als Trennarten des *Sphagno-Alnetum* (MAST 1999).

Circaeo-Alnetum (Erlen-Sumpfwald)

Die 14 Bestände dieses Waldtyps wurden von PASSARGE (1951) als Erlenwald bezeichnet. Häufigste Art in der Baumschicht war *A. glutinosa*, gefolgt von *B. pubescens*. Auch im Unterwuchs gab es viele gemeinsame Arten mit dem *Sphagno-Alnetum* (*Carex acutiformis*, *Dryopteris carthusiana* agg., *Frangula alnus*, *Mnium hornum*, *Oxalis acetosella*, *Lysimachia vulgaris* u. a.). Bezeichnend waren u. a. *Athyrium filix-femina*, *Galium palustre*, *Impatiens noli-tangere* sowie *Plagiomnium*– und *Eurhynchium*-Arten. Mit *Calamagrostis canescens*, *Carex elongata* und *Thelypteris palustris* waren teilweise Kennarten des *Alnion glutinosae* vertreten, doch erfolgt die Zuordnung zu den Feuchtwäldern des *Alnion incanae* Pawłowski et al. 1928 über Trennarten wie *Anemone nemorosa*, *Lamium galeobdolon* und *Milium effusum* sowie die Verbandskennart *Impatiens noli-tangere*. Innerhalb des Verbandes ist das heute vielfach zum *Pruno-Fraxinetum* Oberd. 1953 gerechnete *Circaeo-Alnetum* durch Säure- und Nährstoffmangelzeiger gekennzeichnet (s. RENNWALD et al. 2000), hier vor allem *Betula pubescens*, *Circaea alpina* und *Viola palustris*.

Stellario-Carpinetum (Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald)

Zwölf Vegetationsaufnahmen von PASSARGE (1951) gehören zum *Stellario-Carpinetum* Oberd. 1957 (Stieleichen-Hainbuchenwald). In der Baumschicht waren *Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica* und *Quercus robur* die stetesten Arten. Gemeinsame Arten der Krautschicht mit dem *Circaeo-Alnetum* waren insbesondere *A. nemorosa*, *Deschampsia cespitosa* und *G. luteum*. Zu den bezeichnenden Taxa der Krautschicht gehörten *Galeopsis* sp., *Milium effusum*, *Moehringia trinervia*, *Scrophularia nodosa*, *Stellaria holostea* und *Viola reichenbachiana* et *riviniana*. Dabei gilt *S. holostea* als Kennart des *Carpinion betuli* Issler 1931; eigene Charakterarten weist das *Stellario-Carpinetum* nicht auf (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Bestände dieses Vegetationstyps fanden sich ausschließlich im nördlichen Teil des UG.

Betulo-Quercetum (Birken-Stieleichenwald)

Dieser Waldgesellschaft lassen sich 21 Aufnahmen zuordnen (PASSARGE 1951: 10 Aufn. Stieleichen-Birkenwald, 9 Aufn. Buchen-Stieleichenwald, 2 Aufn. Moorbirkenwald). Die Baumschicht wurde v. a. von *B. pubescens*, *F. sylvatica*, *Q. robur* und *P. sylvestris* gebildet. Dabei war die Dominanz der Kiefer auf anthropogene Förderung in der Vergangenheit zurückzuführen. Mit *B. pubescens*, *F. alnus*, *Leucobryum glaucum*, *Molinia caerulea*, *Polytrichum formosum*, *Sphagnum palustre* und *Vaccinium myrtillus* gab es viele gemeinsame Arten mit dem *Sphagno-Alnetum*. Standörtlich decken die Bestände eine breite Spanne von frischen bis feuchten Böden ab. Während auf frischen Standorten *F. sylvatica* und *Carex pilulifera* häufig auftraten, erreichten auf den zum *Sphagno-Alnetum* überleitenden Feuchtstandorten insbesondere *B. pubescens*, *M. caerulea* und *S. palustre* hohe Stetigkeiten. Im UG tritt das *Betulo-Quercetum* Tx. 1930 nom. inv. (*Quercion roboris* Malcuit 1929) am östlichen Rand seiner Verbreitung in Deutschland auf (HÄRDTLE et al. 1997).

Luzulo-Quercetum (Hainsimsen-Traubeneichenwald)

Insgesamt 10 Aufnahmen sind dem *Luzulo-Quercetum* zuzuordnen (PASSARGE 1951: 7 Aufn. Buchen-Traubeneichenwald, 3 Aufn. Stieleichen-Hainbuchenwald). In der Baumschicht waren *F. sylvatica*, *Quercus* spp. und *P. sylvestris* die wichtigsten Arten. In der Krautschicht waren u. a. *C. pilulifera*, *Festuca ovina*, *Hieracium laevigatum*, *Maianthemum bifolium* und *Melampyrum pratense* bezeichnend, die teilweise auch in den nachfolgend beschriebenen thermophilen Eichen- und Kiefernwäldern vorkamen. Die Bestände sind u. a. durch die Assoziationskennart *Hieracium lachenalii* dem *Luzulo-Quercetum* Hilitzer 1932 nom. inv. (*Agrostio-Quercion petraeae* Scamoni et Passarge) zuzuordnen (HÄRDTLE et al. 1997); ihnen fehlen aber viele wärmeliebende und trockenheitsertragende Arten der thermophilen Eichen- und Kiefernwälder. Das *Luzulo-Quercetum* war sowohl im Nordwesten als auch im Südosten des UG zu finden.

Thermophile Eichen- und Kiefernwälder

Zu diesem Waldtyp gehören 10 Vegetationsaufnahmen (PASSARGE 1951: 6 Aufn. Traubeneichen-Birkenwald, 4 Aufn. Traubeneichen-Hainbuchenwald). Obwohl in einem Teil der Bestände Laubbaumarten (*F. sylvatica*, *Q. robur* und *Q. petraea*) vorherrschten und im anderen Teil *P. sylvestris* zusammen mit *Betula pendula* überwog, wurden sie aufgrund der gemeinsamen thermophilen Arten der Krautschicht zu einer Vegetationseinheit zusammengefasst. Für die artenreiche Krautschicht waren neben Arten des *Luzulo-Quercetum* u. a. *Campanula rotundifolia*, *Euphorbia cyparissias*, *Galium verum*, *Hieracium pilosella*, *Hypericum perforatum*, *Linaria vulgaris* und *Pimpinella saxifraga* charakteristisch. Pflanzensoziologisch tendiert ein Teil der Bestände zum *Luzulo-Quercetum silenetosum* (sensu HÄRDTLE et al. 1997), der andere innerhalb des *Festuco-Pinion sylvestris* Passarge 1968 zum *Peucedano-Pinetum* Matuszkiewicz 1962. Die meisten Vegetationsaufnahmen liegen südöstlich von Magdeburgerforth; ihre Artenzusammensetzung wie auch ihre meist ortsnahe Lage deuten auf ehemalige Beweidung und/oder Streunutzung hin.

Leucobryo-Pinetum und *Cladonio-Pinetum* (Sand-Kiefernwälder)

Die 16 Vegetationsaufnahmen dieser beiden Kiefernwaldtypen des *Dicrano-Pinion* (Libbert 1933) W. Matuszkiewicz 1962 wurden bei PASSARGE (1951) als Kiefernwald (9 Aufn.) oder Buchen-Traubeneichenwald (7 Aufn.) bezeichnet. Die meist einschichtigen Wälder waren in der Baumschicht von *P. sylvestris* und in der Moosschicht von *Dicranum polysetum*, *D. scoparium*, *Hypnum cupressiforme* und *L. glaucum* gekennzeichnet. Ein Teil der Bestände gehört zum *Leucobryo-Pinetum* W. Matuszkiewicz 1962. Hier dominierten die Zwergsträucher *Calluna vulgaris* und *V. myrtillus*; *Festuca ovina*, *Melampyrum pratense* und *Pleurozium schreberi* spielten ebenfalls eine wichtige Rolle. Die übrigen Kiefernwälder wurden stärker von Kryptogamen wie *Dicranum spurium*, *Cladonia arbuscula* und *C. rangiferina* geprägt, während kaum Phanerogamen vorkamen. Solche Bestände gehören zum *Cladonio-Pinetum* Juraszek 1927 (HEINKEN 2008).

4.2 Ordination

Die NMDS mit 3 Dimensionen, von denen hier nur die erste dargestellt ist (Abb. 2), hat einen Stresswert von 0,1207 und ein R^2 von 0,985. Die Ellenberg-Zeigerwerte sind höchst signifikant in den Projektionsraum zu projizieren. Die Rangkorrelation mit den Morisita-

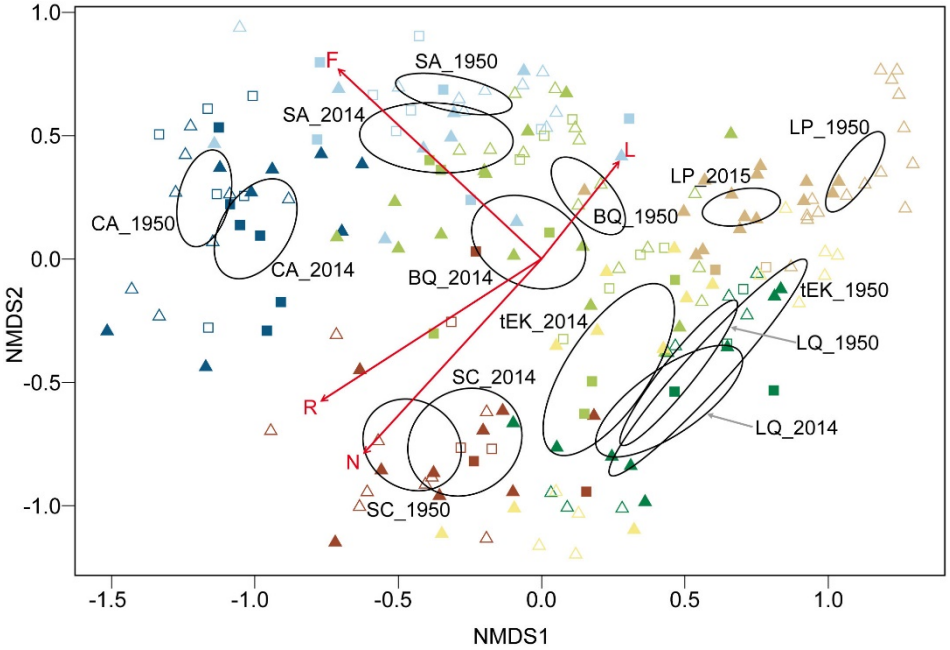

Abb. 2. NMDS-Ordination von Vegetationsaufnahmen der Erst- (1950, leer) und der Wiederholungsuntersuchung (2014, gefüllt) für die Vegetationstypen *Sphagno-Alnetum* (SA, hellblau), *Circaeo-Alnetum* (CA, dunkelblau), *Stellario-Carpinetum* (SC, dunkelbraun), *Betulo-Quercetum* (BQ, hellgrün), *Luzulo-Quercetum* (LQ, dunkelgrün), thermophile Eichen- und Kiefernwälder (tEK, gelb) sowie *Leucobryo-* und *Cladonio-Pinetum* (LP, hellbraun). Mit dargestellt sind die Zentroide der jeweiligen Aufnahmezeitpunkte sowei Ellenberg-Zeigerwerte, die signifikant mit den Achsen der Ordination korrelieren. Aufnahmen auf Wirtschaftswäldern sind als Dreieck, solche aus der Naturwaldzelle als Quadrat dargestellt.

Fig. 2. NMDS ordination of relevés of the first survey (1950, empty symbols) and the resurvey (2014, filled symbols) for the vegetation types *Sphagno-Alnetum* (SA, light blue), *Circaeo-Alnetum* (CA, dark blue), *Stellario-Carpinetum* (SC, dark brown), *Betulo-Quercetum* (BQ, light green), *Luzulo-Quercetum* (LQ, dark green), thermophilous oak and pine forests (tEK, yellow) and *Leucobryo-* and *Cladonio-Pinetum* (LP, light brown). Centroids of the censuses are depicted, as are Ellenberg indicator values (F: moisture, L: light, N: nitrogen, R: soil reaction) which significantly correlate with the axes of the ordination. Relevés from managed forests are depicted with a triangle, relevés from the strict forest reserve with a square.

Horn-Distanzen und den Distanzen im Projektionsraum ergab r_S = 0,9610. Die Darstellung der ersten und zweiten Ordinationsachse zeigt eine getrennte Gruppierung fast aller Waldtypen. Das *Luzulo-Quercetum* und die thermophilen Eichen- und Kiefernwälder sind jedoch erwartungsgemäß kaum voneinander abgegrenzt.

Sphagno-Alnetum und *Circaeo-Alnetum* besiedeln die nassesten Standorte mit hohen mittleren Feuchtezahlen. Die Ordination lässt auf geringe Basen- und Nährstoffgehalte, aber hohen Lichtgenuss im *Sphagno-Alnetum* gegenüber dem *Circaeo-Alnetum* schließen. Dabei scheinen besonders die Standorte des *Circaeo-Alnetum* in den Erstaufnahmen feuchter zu sein als bei den Wiederholungsaufnahmen. *Stellario-Carpinetum* und *Betulo-Quercetum* nehmen eine mittlere Stellung hinsichtlich der Bodenfeuchte ein. Aus der Ordination lässt

sich außerdem für das *Stellario-Carpinetum* im Gegensatz zum *Betulo-Quercetum* auf hohe mittlere R- und N-Werte und geringe L-Werte schließen. Dabei deuten sich im *Betulo-Quercetum* eine Abnahme des Lichtgenusses und eine Zunahme der Nährstoffversorgung von 1950 bis 2014 an, während beim *Stellario-Carpinetum* wenig Veränderung sichtbar ist. *Luzulo-Quercetum* und thermophile Eichen- und Kiefernwälder sind auf den trockensten Standorten zu verorten. Bei letzteren zeigt sich jedoch eine Verschiebung hin zu etwas feuchteren Bedingungen. Bezüglich der übrigen Standortfaktoren nehmen beide Waldtypen eine mittlere Stellung ein. *Leucobryo-* und *Cladonio-Pinetum* zeichnen sich durch die lichtesten, nährstoff- und basenärmsten Standorte aus. Die Vegetationsaufnahmen von 2014 lassen im Vergleich mit denen von 1950 deutliche Verschiebungen hin zu schattigeren, aber nährstoffreicheren Bedingungen erkennen.

Zwischen den Wirtschaftswäldern und den in der Naturwaldzelle gelegenen unbewirtschafteten Wäldern (vertreten sind dort *Betulo-Quercetum, Leucobryo-/Cladonio-Pinetum, Luzulo-Quercetum, Sphagno-Alnetum, Circaeo-Alnetum* sowie *Stellario-Carpinetum*) bestehen dabei keine prinzipiellen Unterschiede in Bezug auf die Richtung der beobachteten Veränderungen.

4.3 α-Diversität, Deckungsgrade, Zeigerwertanalyse und Waldbindung

Eine Zusammenfassung der Ergebnisse bietet Tabelle 2. Nachfolgend werden für die einzelnen Waldtypen ausschließlich die signifikanten und tendenziellen Veränderungen der mittleren Artenzahlen verschiedener Gruppen sowie der Zeigerwerte im Vergleich von Erst- und Wiederholungsaufnahmen beschrieben. Die vollständigen Ergebnisse sind in den Abbildungen 3–6 dargestellt.

Über alle Waldtypen hinweg lag die mittlere Gesamtartenzahl zu beiden Aufnahmezeitpunkten unverändert bei 24 Arten. Während die Anzahl der krautigen Arten mit 12 zu 11 tendenziell abnahm ($V = 1623{,}5$; $p = 0{,}0631$), wies die Anzahl der Gehölze bei 8 Arten eine tendenzielle Zunahme auf ($V = 2294$; $p = 0{,}0667$). Die Anzahl der Moos- und Flechtensippen nahm von 5 auf 6 zu ($V = 2533{,}5$; $p = 0{,}0041$). Die mittlere Anzahl der obligaten Waldarten nahm von 6 auf 7 tendenziell zu ($V = 1496{,}5$; $p = 0{,}0761$), während bei den insgesamt seltenen Offenlandarten eine tendenzielle Abnahme festzustellen ist ($V = 1129$; $p = 0{,}0596$). Die Zahl der Wald- und Offenlandarten blieb mit jeweils 15 Arten zu beiden Aufnahmezeitpunkten gleich ($t = 1{,}5557$; $df = 96$; $p = 0{,}123$). Neophyten wurden nur in den Wiederholungsaufnahmen vorgefunden (maximal vier Arten pro Fläche).

Im *Sphagno-Alnetum* und im *Stellario-Carpinetum* nahm die mittlere Anzahl der Gehölzarten tendenziell ab (Abb. 3); dies betraf vor allem die Baum- und Strauchschicht (Tab. 2). Die Anzahl der Kryptogamenarten stieg hingegen an, während im *Stellario-Carpinetum* die Diversität der Krautschicht zurückging. Beim *Circaeo-Alnetum* nahm die Artenzahl in der Strauchschicht ab, während beim Gehölzjungwuchs in der Krautschicht ein Anstieg zu verzeichnen war. Die Gesamtartenzahl und die Anzahl der krautigen Pflanzen haben im *Betulo-Quercetum* zugenommen, während die Anzahl der Strauchschicht-Arten zurückging. In den thermophilen Eichen- und Kiefernwäldern nahm die Zahl der krautigen Arten so stark ab, dass auch die Gesamtartenzahl trotz Zunahme der Gehölzartenzahl v. a. im Jungwuchs abnahm. Im *Leucobryo-* und *Cladonio-Pinetum* sind die Gesamtartenzahl, die Gehölzartenzahl (v. a. im Jungwuchs) und die der krautigen Pflanzen angestiegen.

Im *Sphagno-Alnetum* und im *Circaeo-Alnetum* hat die mittlere Anzahl der Arten abgenommen, die im Wald wie im Offenland vorkommen (Abb. 4). Eine Abnahme obligater Waldarten ist im *Stellario-Carpinetum* festzustellen; im *Betulo-Quercetum* hat ihre Zahl

Tabelle 2. Zusammenfassung der Ergebnisse der statistischen Analysen zur Veränderung von α-Diversität, Deckungsgraden und Ellenberg-Zeigerwerten innerhalb der einzelnen Vegetationstypen zwischen 1950 und 2014. Waldtypen: SA – *Sphagno-Alnetum*, CA – *Circaeo-Alnetum*, SC – *Stellario-Carpinetum*, BQ – *Betulo-Quercetum*, LQ – *Luzulo-Quercetum*, tEK – thermophile Eichen- und Kiefernwälder, LP – *Leucobryo-* und *Cladonio-Pinetum*. Waldbindungskategorien nach SCHMIDT et al. (2011). Gewichtete mittlere Zeigerwerte: mL – mittlere Lichtzahl, mF – mittlere Feuchtezahl, mR – mittlere Reaktionszahl, mN – mittlere Stickstoffzahl. Signifikante und tendenzielle Zunahme oder Abnahme nach einem Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test bzw. einem gepaarten t-Test sind mit einem Pfeil hervorgehoben.

Table 2. Summary of the results of statistical analyses of changes in α-diversity, percentage cover and Ellenberg indicator values, per vegetation type, between 1950 and 2014. Forest types: SA – *Sphagno-Alnetum*, CA – *Circaeo-Alnetum*, SC – *Stellario-Carpinetum*, BQ – *Betulo-Quercetum*, LQ – *Luzulo-Quercetum*, tEK – thermophilous oak- and pine forests, LP – *Leucobryo-* and *Cladonio-Pinetum*. The classification of forest species follows SCHMIDT et al. (2011): forest species; species occurring in forests, as well as in open land; species of open landscapes. Weighted mean indicator values: mL – mean light value, mF – mean moisture value, mR – mean soil reaction value, mN – mean nitrogen values. Significant and marginally significant increases or decreases, according to a Wilcoxon Signed-Rank Test or a paired t-test, are indicated with an arrow.

Vegetationstyp	SA	CA	SC	BQ	LQ	tEK	LP
	$n = 14$	$n = 14$	$n = 12$	$n = 21$	$n = 10$	$n = 10$	$n = 16$
α-Diversität							
Anzahl Arten gesamt	n.s.	n.s.	n.s.	$p<0{,}05\uparrow$	n.s.	$p<0{,}05\downarrow$	$p<0{,}001\uparrow$
Anzahl Gehölzarten	$p<0{,}1\downarrow$	n.s.	$p<0{,}1\downarrow$	n.s.	n.s.	$p<0{,}05\uparrow$	$p<0{,}01\uparrow$
Anzahl Arten Baumschicht	$p<0{,}001\downarrow$	n.s.	$p<0{,}05\downarrow$	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Anzahl Arten Strauchschicht	$p<0{,}01\downarrow$	$p<0{,}001\downarrow$	$p<0{,}05\downarrow$	$p<0{,}05\downarrow$	n.s.	n.s.	n.s.
Anzahl Arten Gehölzjungwuchs	n.s.	$p<0{,}05\uparrow$	n.s.	n.s.	n.s.	$p<0{,}01\uparrow$	$p<0{,}001\uparrow$
Anzahl krautiger Arten	n.s.	n.s.	$p<0{,}01\downarrow$	$p<0{,}05\uparrow$	n.s.	$p<0{,}05\downarrow$	$p<0{,}05\uparrow$
Anzahl Moos- u. Flechtenarten	$p<0{,}05\uparrow$	n.s.	$p<0{,}05\uparrow$	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Anzahl obligater Waldarten	n.s.	n.s.	$p<0{,}05\downarrow$	$p<0{,}05\uparrow$	$p<0{,}1\downarrow$	$p<0{,}1\uparrow$	$p<0{,}05\uparrow$
Anzahl Arten Wald u. Offenland	$p<0{,}01\downarrow$	$p<0{,}01\downarrow$	n.s.	$p<0{,}1\uparrow$	n.s.	$p<0{,}05\downarrow$	$p<0{,}01\uparrow$
Anzahl Offenlandarten	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	$p<0{,}01\downarrow$	n.s.
Simpson-Index	n.s.	n.s.	$p<0{,}001\downarrow$	$p<0{,}05\uparrow$	n.s.	$p<0{,}05\downarrow$	$p<0{,}01\uparrow$
Deckungsgrade							
Baumschicht gesamt	$p<0{,}01\downarrow$	n.s.	n.s.	$p<0{,}05\downarrow$	n.s.	n.s.	$p<0{,}01\downarrow$
Baumschicht 1	$p<0{,}001\downarrow$	n.s.	n.s.	$p<0{,}01\downarrow$	n.s.	n.s.	$p<0{,}001\downarrow$
Baumschicht 2	$p<0{,}05\uparrow$	$p<0{,}01\uparrow$	$p<0{,}1\downarrow$	$p<0{,}05\downarrow$	n.s.	n.s.	n.s.
Strauchschicht	$p<0{,}05\uparrow$	$p<0{,}05\uparrow$	$p<0{,}1\uparrow$	$p<0{,}1\uparrow$	$p<0{,}01\uparrow$	$p<0{,}05\uparrow$	$p<0{,}1\uparrow$
Gehölzjungwuchs	n.s.	n.s.	n.s.	$p<0{,}1\uparrow$	n.s.	$p<0{,}1\uparrow$	$p<0{,}01\uparrow$
Zeigerwertanalyse							
mL	$p<0{,}01\downarrow$	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	$p<0{,}05\uparrow$	$p<0{,}1\downarrow$
mF	n.s.	n.s.	n.s.	$p<0{,}001\uparrow$	n.s.	n.s.	$p<0{,}001\uparrow$
mR	n.s.	n.s.	n.s.	$p<0{,}1\downarrow$	n.s.	$p<0{,}1\uparrow$	$p<0{,}01\uparrow$
mN	$p<0{,}001\uparrow$	$p<0{,}1\uparrow$	n.s.	$p<0{,}01\uparrow$	n.s.	$p<0{,}05\uparrow$	$p<0{,}001\uparrow$

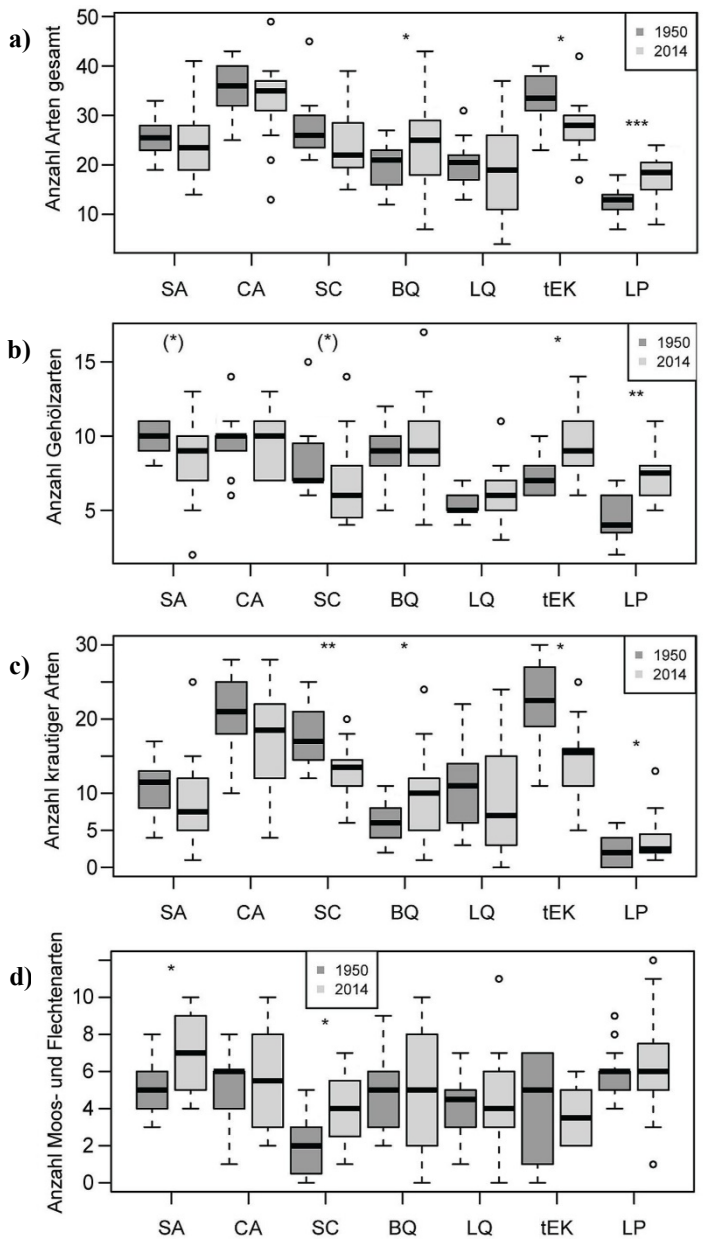

Abb. 3. Veränderung der α-Diversität von historischen zu rezenten Vegetationsaufnahmen für die einzelnen Vegetationstypen. **a)** Anzahl aller Gefäßpflanzen, **b)** Artenzahl der Gehölze, **c)** Anzahl krautiger Arten, **d)** Artenzahl der Kryptogamen. Signifikante Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren nach einem Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test sind mit einem * gekennzeichnet. Abkürzungen der Vegetationstypen siehe Abbildung 2.

Fig. 3. Changes in α-diversity between historical and recent relevés within the vegetation types. **a)** total number of vascular plants, **b)** number of tree and shrub species, **c)** number of herb species, **d)** number of bryophyte and lichen species. Significant differences between the censuses, according to a Wilcoxon Signed-Rank Test, are indicated with *. For abbreviations of forest types see Figure 2.

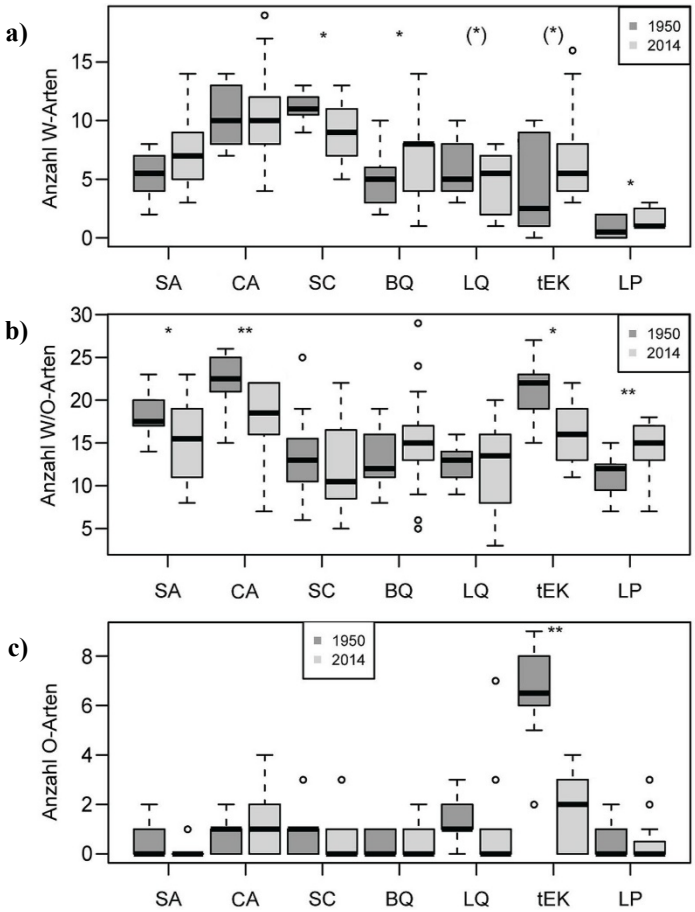

Abb. 4. Veränderung der Artenzahl für die Waldbindungskategorien nach SCHMIDT et al. (2011) von historischen zu rezenten Vegetationsaufnahmen für die einzelnen Vegetationstypen. **a)** obligate Waldarten, **b)** Arten, die im Wald wie im Offenland vorkommen, **c)** Offenlandarten. Signifikante Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren nach einem Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test sind mit einem * gekennzeichnet. Abkürzungen der Vegetationstypen siehe Abbildung 2.

Fig. 4. Changes in species number per forest species categorie (categories according to SCHMIDT et al. 2011) between historical and recent relevésfor the following vegetation types. **a)** forest species, **b)** species occurring in forests, as well as in open land, **c)** species of open landscapes. Significant differences between the censuses, according to a Wilcoxon Signed-Rank Test, are indicated with *. For abbreviations of forest types see Figure 2.

hingegen zugenommen. Im *Luzulo-Quercetum* ist bei den obligaten Waldarten eine tendenzielle Abnahme zu verzeichnen, in den thermophilen Eichen- und Kiefernwäldern dagegen eine tendenzielle Zunahme. Demgegenüber ist die Anzahl der im Wald wie im Offenland vorkommenden Arten sowie besonders der Offenlandarten in den thermophilen Eichen- und Kiefernwäldern seit 1950 deutlich zurückgegangen. Im insgesamt 2014 artenreicheren *Leucobryo-* und *Cladonio-Pinetum* haben die obligaten Waldarten und auch die Zahl der Arten zugenommen, die in Wald und Offenland vorkommen.

Während in den Birken-Eichenwäldern und in den Sand-Kiefernwäldern ein Anstieg der Simpson-Diversität zu erkennen ist, ist im Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald und in den thermophilen Kiefern- und Eichenwäldern eine Abnahme festzustellen (Abb. 5).

Die Deckungsgrade der Baumschicht insgesamt und der ersten Baumschicht haben im *Sphagno-Alnetum*, im *Betulo-Quercetum* sowie im *Leucobryo-* und *Cladonio-Pinetum* abgenommen (Tab. 2). Dies trifft im *Stellario-Carpinetum* und *Betulo-Quercetum* auch für die zweite Baumschicht zu, während dort im *Sphagno-Alnetum* und *Circaeo-Alnetum* eine Zunahme erkennbar ist. Die Strauchschicht-Deckung nahm - anders als ihre Artenzahl - in allen Waldtypen zumindest tendenziell zu. Beim Gehölzjungwuchs in der Krautschicht ist für das *Betulo-Quercetum*, die thermophilen Eichen- und Kiefernwälder sowie für das *Leucobryo-* und *Cladonio-Pinetum* ein Anstieg der Deckungsgrade abzusichern.
Im *Sphagno-Alnetum* sowie im *Leucobryo-* und *Cladonio-Pinetum* ist eine Abnahme bzw. tendenzielle Abnahme der mittleren Lichtzahlen erkennbar. Für die thermophilen Eichen- und Kiefernwälder konnte hingegen eine Zunahme der mittleren L-Zeigerwerte nachgewiesen werden. Im *Betulo-Quercetum* sowie im *Leucobryo-* und *Cladonio-Pinetum* ist eine Zunahme des mittleren F-Zeigerwertes festzustellen (Abb. 6). Die mittlere Reaktionszahl hat im *Betulo-Quercetum* tendenziell abgenommen, während im *Leucobryo-* und *Cladonio-Pinetum* sowie in den thermophilen Eichen- und Kiefernwäldern mindestens ein tendenzieller Anstieg zu beobachten ist. Ein zumindest tendenzieller Anstieg der Stickstoffzahl zwischen der Erst- und der Wiederholungsaufnahme zeigt sich mit Ausnahme von *Stellario-Carpinetum* und *Luzulo-Quercetum* bei allen Waldtypen. Am stärksten ist er im *Leucobryo-* und *Cladonio-Pinetum* sowie im *Sphagno-Alnetum*, weniger stark im *Betulo-Quercetum*, in den thermophilen Eichen- und Kiefernwäldern und im *Circaeo-Alnetum*.

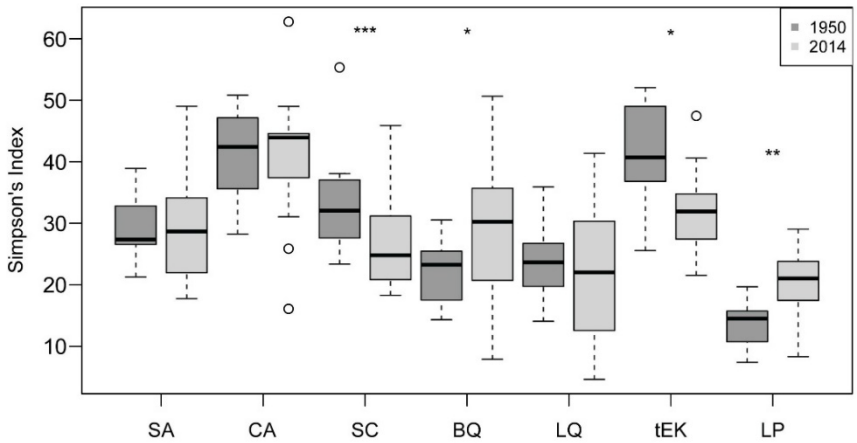

Abb. 5. Vergleich der Simpson-Indizes der Erst- und Wiederholungsaufnahmen für die Waldtypen. Signifikante Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren nach einem Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test sind mit einem * gekennzeichnet. Abkürzungen der Vegetationstypen siehe Abbildung 2.

Fig. 5. Comparison of Simpson indices between the first survey and the resurvey per forest type. Significant differences between the censuses, according to a Wilcoxon Signed-Rank Test, are indicated with *. For abbreviations of forest types see Figure 2.

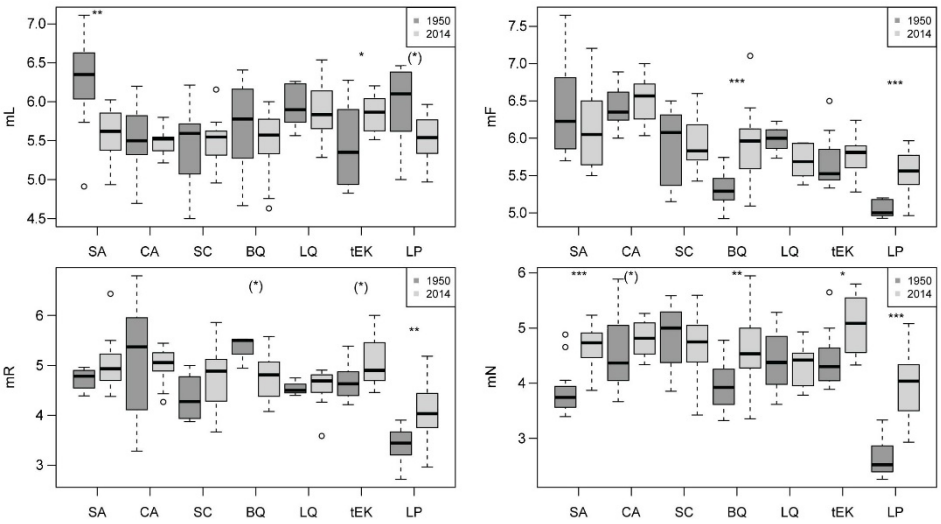

Abb. 6. Veränderung der gewichteten mittleren Zeigerwerte (mL – mittlere Lichtzahl, mF – mittlere Feuchtezahl, mR – mittlere Reaktionszahl, mN – mittlere Stickstoffzahl) von historischen zu rezenten Vegetationsaufnahmen für die einzelnen Vegetationstypen. Signifikante Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren nach einem Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test bzw. gepaarten t-Test sind mit einem * gekennzeichnet. Abkürzungen der Vegetationstypen siehe Abbildung 2.

Fig. 6. Changes in the weighted mean Ellenberg indicator values between historical and recent relevés per vegetation type (mL – mean indicator value for light, mF – mean indicator value for moisture, mR – mean indicator value for soil reaction, mN – mean indicator value for nitrogen). Significant differences between the censuses, according to a Wilcoxon Signed-Rank Test or paired t-test, are indicated with *. For abbreviations of forest types see Figure 2.

4.4 Gewinner- und Verliererarten

Gewinner- und Verlierer-, eingewanderte und 2014 abwesende Arten sind in Tabelle 3 zusammengestellt. Über alle Aufnahmen hinweg sind 25 Arten als Gewinner, 15 als Eingewanderte (meist Moosarten), 22 als Verlierer und sieben als Abwesende einzustufen. Dabei wiesen die Eingewanderten und die Gewinner-Arten insbesondere vielfach geringere mittlere Licht-Zeigerwerte als die Abwesenden und die Verlierer auf (Analysen nicht dargestellt).

Gewinner, Verlierer, Eingewanderte und Abwesende der einzelnen Vegetationstypen sind in Tabelle 4 zu sehen. Hier zeigt sich, dass zwischen den Waldtypen bezüglich der Anzahl der Arten teilweise deutliche Unterschiede bestehen. So zeichnen sich *Circaeo-Alnetum*, *Betulo-Quercetum* sowie *Leucobryo-* und *Cladonio-Pinetum* durch eine deutlich höhere Anzahl von Gewinnern und Eingewanderten aus als *Sphagno-Alnetum*, *Stellario-Carpinetum*, *Luzulo-Quercetum* und thermophile Eichen- und Kiefernwälder. Demgegenüber haben das *Circaeo-Alnetum* und die thermophilen Eichen- und Kiefernwälder die meisten Verlierer und nicht mehr vorhandenen Arten. Insgesamt weisen das *Stellario-Carpinetum* und das *Luzulo-Quercetum* die wenigsten Arten mit signifikanten Veränderungen ihrer Häufigkeit auf. Einige weit verbreitete Arten zeigen über mehrere Waldtypen gleiche Veränderungstendenzen (*Deschampsia flexuosa*, *Fagus sylvatica*, *Vaccinium myrtillus*, eingewanderte Moose wie *Brachythecium* sp.), die meisten sind aber auf einen oder zwei Typen beschränkt. Selten sind gegenläufige Tendenzen im Standortsgradienten erkennbar (*Rubus idaeus*, *Quercus robur* et *petraea*).

Tabelle 3. Gewinner- und Verlierer-Arten, eingewanderte und im Jahr 2014 abwesende Arten im Gesamtdatensatz der Vegetationsaufnahmen. D – Deckungsgradänderung (Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test), F – Frequenzänderung (exakter Test nach Fisher).

Table 3. Winner (Gewinner) and loser species (Verlierer), immigrants (Eingewanderte) and species which were absent (Abwesende) in 2014 in the whole dataset of relevés. D – change in cover (Wilcoxon signed rank test), F – change in frequency (Fisher's exact test).

Gewinner	Eingewanderte	Verlierer	Abwesende
Calamagrostis canescens[D]	*Agrostis stolonifera* agg.[D]	*Agrostis canina*[F]	*Ceratodon purpureus*[DF]
Calamagrostis epigejos[DF]	*Aulacomnium androgynum*[DF]	*Campanula rotundifolia*[D]	*Cirsium palustre*[D]
Carex elongata[D]	*Brachythecium* sp.[DF]	*Circaea alpina*[F]	*Cladonia rangiferina*[DF]
Carex pilulifera[D]	*Calliergonella cuspidata*[D]	*Cladonia arbuscula*[DF]	*Danthonia decumbens*[DF]
Carex remota[DF]	*Cardamine amara*[D]	*Dicranum polysetum*[F]	*Filipendula ulmaria*[D]
Deschampsia flexuosa[DF]	*Cladonia coniocraea*[DF]	*Euphorbia cyparissias*[DF]	*Galium verum*[D]
Dicranella heteromalla[DF]	*Dicranum flagellare*[DF]	*Festuca ovina*[DF]	*Pimpinella saxifraga*[DF]
Dryopteris carthusiana agg.[DF]	*Dicranum montanum*[D]	*Hieracium lachenalii*[F]	
Fagus sylvatica[DF]	*Impatiens parviflora*[D]	*Hypericum perforatum*[F]	
Galeopsis sp.[D]	*Herzogiella seligeri*[DF]	*Leucobryum glaucum*[DF]	
Hedera helix[DF]	*Pohlia nutans*[DF]	*Linaria vulgaris*[DF]	
Holcus lanatus[DF]	*Prunus serotina*[DF]	*Lythrum salicaria*[DF]	
Hypnum cupressiforme[DF]	*Quercus rubra*[DF]	*Melampyrum pratense*[F]	
Juncus effusus[D]	*Sphagnum fimbriatum*[D]	*Oxalis acetosella*[F]	
Milium effusum[DF]	*Tetraphis pellucida*[DF]	*Peucedanum palustre*[DF]	
Mnium hornum[DF]		*Pinus sylvestris*[DF]	
Molinia caerulea[DF]		*Plagiomnium affine*[DF]	
Plagiothecium sp.[D]		*Poa pratensis*[DF]	
Polytrichum formosum[D]		*Sphagnum capillifolium*[DF]	
Quercus robur et *petraea*[F]		*Sphagnum palustre*[DF]	
Rubus fruticosus agg. et *caesius*[D]		*Vaccinium myrtillus*[DF]	
Rubus idaeus[D]		*Veronica officinalis*[F]	
Scleropodium purum[D]		*Veronica officinalis*[F]	
Sorbus aucuparia[D]			
Urtica dioica[D]			

5. Diskussion

5.1 Welche Trends der Vegetationsentwicklung sind in den Wäldern von Magdeburgerforth zu erkennen?

Die vorliegende Untersuchung zeigt, dass im ehemaligen Forstrevier Magdeburgerforth die Grundstruktur der von PASSARGE (1951, 1956) erfassten Waldvegetation zwar noch vorhanden ist, jedoch im Verlauf von sechs Jahrzehnten in den bewirtschafteten Teilen wie in der Naturwaldzelle tiefgreifende Vegetationsveränderungen stattgefunden haben.

Tabelle 4. Gewinner- und Verlierer-Arten, eingewanderte und im Jahr 2014 abwesende Arten getrennt nach Waldtypen. D – Deckungsgradänderung (Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test), F – Frequenzänderung (exakter Test nach Fisher).

Table 4. Winner (Gewinner) and loser species (Verlierer), immigrants (Eingewanderte) and species which were absent (Abwesende) for the different forest types. D – change in cover (Wilcoxon signed ran test), F – change in frequency (Fisher's exact test).

Gewinner	Eingewanderte	Verlierer	Abwesende
Sphagno-Alnetum (SA)			
Mnium hornum[D]	*Aulacomnium androgynum*[DF]	*Agrostis canina*[F]	*Sphagnum capillifolium*[DF]
Polytrichum formosum[D]	*Deschampsia flexuosa*[DF]	*Lysimachia vulgaris*[F]	
	Brachythecium sp.[DF]	*Pinus sylvestris*[D]	
	Hypnum cupressiforme[DF]	*Peucedanum palustre*[DF]	
	Sphagnum fimbriatum[DF]	*Sphagnum palustre*[DF]	
		Vaccinium myrtillus[DF]	
Circaeo-Alnetum (CA)			
Calamagrostis canescens[D]	*Brachythecium* sp.[DF]	*Anemone nemorosa*[DF]	*Cirsium palustre*[D]
Carex remota[D]	*Hypnum cupressiforme*[D]	*Agrostis canina*[D]	
Carpinus betulus[DF]	*Plagiothecium* sp.[DF]	*Circaea alpina*[F]	
Circaea lutetiana[D]		*Euonymus europaeus*[F]	
Dryopteris carthusiana agg.[D]		*Eurhynchium* sp.[F]	
Fagus sylvatica[DF]		*Geranium robertianum*[F]	
Mnium hornum[D]		*Lythrum salicaria*[DF]	
Molinia caerulea[D]		*Lythrum salicaria*[DF]	
Rubus fruticosus agg. et *caesius*[D]		*Plagiomnium affine*[D]	
Sorbus aucuparia[DF]		*Quercus robur* et *petraea*[F]	
		Rubus idaeus[D]	
Stellario-Carpinetum (SC)			
Deschampsia flexuosa[DF]	*Brachythecium* sp.[DF]	*Anemone nemorosa*[D]	*Athyrium-filix-femina*[DF]
	Hypnum cupressiforme[DF]	*Mycelis muralis*[D]	*Scrophularia nodosa*[DF]
		Oxalis acetosella[D]	*Veronica offcinalis*[DF]
Betulo-Quercetum (BQ)			
Alnus glutinosa[D]	*Brachythecium* sp.[DF]	*Leucobryum glaucum*[DF]	*Ceratodon purpureus*[DF]
Calamagrostis epigejos[D]	*Herzogiella seligeri*[D]	*Luzula pilosa*[F]	
Deschampsia flexuosa[D]		*Pinus sylvestris*[D]	
Eurrhynchium sp.[DF]		*Sphagnum palustre*[DF]	
Fagus sylvatica[D]		*Vaccinium myrtillus*[DF]	
Hypnum cupressiforme[D]			
Lysimachia vulgaris[DF]			
Maianthemum bifolium[D]			
Milium effusum[D]			
Rubus fruticosus agg. et *caesius*[D]			
Stellaria holostea[DF]			

Gewinner	Eingewanderte	Verlierer	Abwesende
Luzulo-Quercetum (LQ)			
Deschampsia flexuosa[D]	*Brachythecium* sp.[DF]	*Festuca ovina*[DF]	*Ceratodon purpureus*[D]
Hypnum cupressiforme[D]		*Maianthemum bifolium*[DF]	
		Vaccinium myrtillus[D]	
thermophile Eichen- und Kiefernwälder (tEK)			
Deschampsia flexuosa[D]	*Rubus idaeus*[DF]	*Agrostis capillaris*[D]	*Campanula rotundifolia*[DF]
Fagus sylvatica[D]		*Dicranum polysetum*[D]	*Danthonia decumbens*[DF]
Galeopsis sp.[D]		*Euphorbia cyparissias*[DF]	*Galium verum*[DF]
Luzula pilosa[D]		*Festuca ovina*[DF]	*Pimpinella saxifraga*[DF]
		Hieracium pilosella[DF]	
		Hypericum perforatum[F]	
		Linaria vulgaris[D]	
		Poa pratensis[DF]	
		Veronica officinalis[DF]	
Leucobryo-* und *Cladonio-Pinetum (LP)			
Deschampsia flexuosa[DF]	*Calamagrostis epigejos*[DF]	*Calluna vulgaris*[DF]	*Cladonia rangiferina*[DF]
Fagus sylvatica[DF]	*Dryopteris carthusiana* agg.[DF]	*Cladonia arbuscula*[DF]	
Picea abies[D]	*Frangula alnus*[DF]	*Festuca ovina*[DF]	
Polytrichum formosum[DF]	*Molinia caerulea*[D]	*Pinus sylvestris*[D]	
Quercus robur et *petraea*[D]	*Quercus rubra*[D]		
Sorbus aucuparia[DF]			

Insgesamt stimmen diese Trends gut mit den aus bisherigen Wiederholungsuntersuchungen mitteleuropäischer Wälder bekannten überein. So ist in zahlreichen Studien eine Eutrophierung festgestellt worden (z. B. NAAF & WULF 2011, HEINRICHS et al. 2012, VERHEYEN et al. 2012, DIRNBÖCK et al. 2014, NAAF & KOLK 2016, CHUDOMELOVÁ et al. 2017), die vorwiegend auf atmosphärische Stickstoffeinträge zurückgeht und sich in der Zunahme von Stickstoffzeigern wie *Galeopsis*-, *Rubus*- und *Brachythecium*-Arten sowie *Calamagrostis epigejos* und *Urtica dioica* bzw. einem Anstieg der mittleren Stickstoff-Zeigerwerte äußert. Die Eutrophierung ist oft mit einer Zunahme mittlerer Reaktionszahlen verbunden (z. B. VAN CALSTER et al. 2007, REINECKE et al. 2014), was auf der in Wäldern vielfach engen Korrelation von mittlerer N- und R-Zahl (SEIDLING & FISCHER 2008, VERHEYEN et al. 2012) beruhen dürfte (Kalkungsmaßnahmen wurden im UG nicht durchgeführt). Auch bei den mittleren Lichtzahlen ist nach der Aufgabe historischer Waldnutzungsformen bzw. durch eine veränderte Bewirtschaftung (Verzicht auf Kahlschläge, Nutzungsextensivierung oder -verzicht) weithin eine Abnahme zu verzeichnen (z. B. VERHEYEN et al. 2012, KOPECKÝ et al. 2013, NAAF & KOLK 2016). Dementsprechend gehören in Wäldern oder im Offenland vorkommende Licht- und/oder Magerkeitszeiger wie *Calluna vulgaris*, *Festuca ovina*, *Leucobryum glaucum*, *Melampyrum pratense* und *Vaccinium myrtillus* häufig zu den Verlierern (z. B. HÉDL et al. 2010, SCHMIDT 2010, REINECKE et al. 2014), und Schatthölzer wie *Fagus sylvatica* (REINECKE et al. 2011, 2014, VERHEYEN et al. 2012, BECKER et al. 2017) zu den Gewinnern. Die Abnahme lichtliebender Arten offenbar ohne gleichzeitige

Zunahme des Kronenschlusses deutet darauf hin, dass die Populationen mancher dieser Arten bereits 1950 Relikte früherer Waldzustände gewesen sein könnten. Hinzu kommt die gestiegene Strauchschicht-Deckung, die ebenfalls Einfluss auf das Lichtangebot in der Krautschicht hat und zum Verlust lichtbedürftiger Arten beigetragen haben dürfte.

Neben Stickstoffzeigern sind in der Gruppe der Gewinner mesophile Waldarten wie *Dryopteris carthusiana* agg. und *Milium effusum* enthalten (vgl. VERHEYEN et al. 2012, REINECKE et al. 2011, 2014, KÜHN & HEINKEN 2017). Die Zunahme der immergrünen, ozeanisch verbreiteten *Hedera helix* ist dabei vermutlich auch durch mildere Winter gefördert worden (HEINRICHS et al. 2012, NAAF & WULF 2011).

Weiterhin sind Neophyten neu eingewandert, unter ihnen *Impatiens parviflora* und *Prunus serotina*, die beiden häufigsten Neophyten in europäischen Wäldern (vgl. WAGNER et al. 2017). Dieser Befund spiegelt einerseits die gegenüber verschiedenen Offenlebensräumen geringere Bedeutung von gebietsfremden Arten in Wäldern wider, zeigt aber auch, dass die Ausbreitung selbst bei den häufigsten gebietsfremden Arten nicht abgeschlossen ist (vgl. FLÜGEL 2017). Besonders nach Störungen wandern Neophyten auch in Wäldern verstärkt ein (SCHMIDT 2012). *Quercus rubra* fehlte um 1950 im Revier Magdeburgerforth noch ganz, gewann aber ab dem Ende der 1950er Jahre an forstlicher Bedeutung (TEICHMANN et al. 1958). Auch die früher ebenfalls forstlich kultivierte Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) gilt heute als invasive Art (NEHRING et al. 2013), die sich stark ausgebreitet hat und auf Sandböden auch waldbauliche Probleme bereiten kann (PETERSEN 2015).

Anders als es aufgrund eines allgemeinen Artenverlusts in Deutschland (BFN 2015) oder nach den Ergebnissen der Langzeitstudie von KIRBY et al. (2005) für britische Wälder zu erwarten gewesen wäre, hat in den Wäldern von Magdeburgerforth die Artenzahl in der Wiederholungsaufnahme nicht abgenommen. Ähnliches gilt für den Simpson-Index als stärker Abundanz-abhängiges Maß für die Diversität. Allerdings ist die Entwicklung nicht für alle Artengruppen und Waldtypen gleich verlaufen. So nahm die Zahl der krautigen Gefäßpflanzenarten tendenziell ab. Bei den Gehölzarten ist jedoch im UG die von KIRBY et al. (2005) festgestellte und für Deutschland von SCHULZE et al. (2014) postulierte Abnahme der Artenzahl infolge von Schalenwildverbiss nicht zu bestätigen; in den thermophilen Eichen- und Kiefernwäldern sowie im *Cladonio-* und *Leucobryo-Pinetum* war sogar eine Zunahme festzustellen (so auch z. B. bei HEINRICHS et al. 2014 und CHUDOMELOVÁ et al. 2017). Auch die Deckungsgrad-Zunahme der Strauchschicht, die durchweg in allen Waldtypen stattgefunden hat, spricht für einen gesunkenen Einfluss des Schalenwildverbisses im UG. Die dem gegenüberstehende Abnahme der Artenzahl in der Strauchschicht vieler Waldtypen dürfte mit dem Verschwinden von Straucharten zu erklären sein, die durch regelmäßige Eingriffe im Rahmen der früheren Nieder- und Mittelwaldwirtschaft (s. o.) gefördert worden waren.

Die Zunahme der Moos- und Flechtenartenzahl im Gesamtdatensatz sowie im *Sphagno-Alnetum* und *Stellario-Carpinetum* ist sehr wahrscheinlich in erster Linie auf eine unterschiedliche Bearbeitung zu beiden Aufnahmezeitpunkten zurückzuführen und spiegelt nicht tatsächliche Trends wider. So kommen die als Eingewanderte klassifizierten Moose *Aulacomnium androgynum*, *Herzogiella seligeri* und *Tetraphis pellucida* teilweise auf Totholz vor und wurden daher von PASSARGE (1951) auch bei Vorkommen auf Rohhumus wahrscheinlich nicht zur Bodenvegetation gerechnet. Auch sind Unsicherheiten in der Bestimmung habituell ähnlicher Kryptogamen (z. B. *Sphagnum*-Arten) anzunehmen. Auf bodensauren, nährstoffarmen Standorte wäre nach REINECKE et al. (2014) aufgrund von Stickstoffeinträgen ein Rückgang der Kryptogamen-Artenzahl zu erwarten gewesen. PASSARGE (1951)

hatte aber z. B. nur einige auffällige Flechtenarten aufgenommen. Möglicherweise gilt dies auch für weniger auffällige Moosarten, die bei verschiedenen Bearbeitern leicht übersehen werden (LEPŠ & HADINCOVÁ 1992).

In den Wäldern von Magdeburgerforth hat die mittlere Anzahl der obligaten Waldarten auf Kosten der Offenlandarten leicht zugenommen (vgl. SCHMIDT 2010, HEINRICHS et al. 2014). Der Grund hierfür dürfte, da die Gesamtdeckung der Baumschicht seit 1950 offenbar in keinem Waldtyp zugenommen hat, wiederum in den Sukzessionsprozessen nach Aufgabe historischer Waldnutzungsformen zu suchen sein. Wohl aus diesem Grund sind diese Trends in den thermophilen Eichen- und Kiefernwäldern am deutlichsten ausgeprägt.

Unter den Verlierern sind mit *Circaea alpina*, *Cladonia arbuscula* und *C. rangiferina* auch bundes- und landesweit gefährdete Arten zu finden. Weitere Arten aus dieser Gruppe (*Leucobryum glaucum*, *Peucedanum palustre* und *Sphagnum capillifolium*) befinden sich auf der Vorwarnliste (SCHOLZ 1992, LUDWIG et al. 1996, FRANK et al. 2004, MEINUNGER & SCHÜTZE 2004).

5.2 Gibt es grundsätzliche Unterschiede in den Entwicklungstrends der untersuchten Waldtypen?

Verglichen mit den meisten anderen Wiederholungsuntersuchungen in Wäldern deckt die vorliegende Studie ein einzigartig breites Spektrum von Waldstandorten und –typen ab. Auch wenn es ähnliche Trends, etwa die Zunahme der Stickstoffzahlen und von Stickstoffzeigern wie *Rubus*-Arten und Schatthölzern wie *Fagus sylvatica* in der Mehrzahl der untersuchten Waldgesellschaften gegeben hat, unterscheiden sich dennoch die Richtung der Veränderung und ihr Ausmaß bei den einzelnen Waldtypen deutlich. Die Resilienz bzw. Resistenz gegenüber Vegetationsveränderungen variiert also stark in Abhängigkeit von der Ausgangsgesellschaft bzw. den ursprünglichen Standortsbedingungen (vgl. NAAF & KOLK 2016).

Das *Sphagno-Alnetum* ist im UG durch eine recht hohe Zahl von Verliererarten gekennzeichnet, mit *Agrostis canina*, *Lysimachia vulgaris*, *Peucedanum palustre*, *Sphagnum*-Arten und *Vaccinium myrtillus* vorwiegend Kenn- und Trennarten der nährstoffarmen Bruchwälder. Erkennbar ist weiterhin, dass die Lichtzahl gesunken, die Stickstoffzahl hingegen angestiegen ist. DÖRFLER (2013) identifizierte bessere Nährstoffverfügbarkeit auf meso- und oligotrophen Standorten als eine Hauptursache für Vegetationsveränderungen in brandenburgischen Bruchwäldern. Es spricht viel dafür, dass auch im UG eine Eutrophierung der Torfmoos-Erlenbruchwälder stattgefunden hat. Außerdem führte vermutlich die zurückhaltende bis fehlende forstliche Nutzung der produktionsschwachen Wälder zur Einwanderung von Schatthölzern und zu einem Deckungsgrad-Anstieg in der unteren Baum- und Strauchschicht mit einer verstärkten Pumpwirkung der Gehölze (sinkende F-Zahl). So ist im UG wie insgesamt in Deutschland (RENNWALD 2000) von einer Gefährdung dieses Vegetationstyps auszugehen.

Das *Circaeo-Alnetum* weist sowohl viele Gewinner- als auch Verlierer-Arten auf. Zwar sind einige typische Feuchtwaldarten wie *Circaea alpina* und *Lythrum salicaria* zurückgegangen, dafür sind andere wie *Carex remota* und *Circaea lutetiana* häufiger geworden. Die NMDS wie auch die Zunahme von *Carpinus betulus* und *Fagus sylvatica* könnten auf eine leichte Entwässerung hindeuten. Nach den uns vorliegenden Informationen sind jedoch keine größeren Entwässerungsmaßnahmen im UG durchgeführt worden. Gegen eine Entwässerung spricht auch die leichte Zunahme der mittleren Feuchtezahlen, so dass vermutlich ein verbessertes Stickstoffangebot hierfür verantwortlich ist. Ähnlich wie beim *Sphagno-*

Alnetum könnte auch die Deckungsgrad-Zunahme in der unteren Baum- und Strauchschicht auf eine verstärkte Pumpwirkung von Gehölzen hinweisen. In den Untersuchungen von NAAF & WULF (2010), NAAF & KOLK (2016) und DÖRFLER (2013) erwiesen sich Feuchtwälder des *Alnion incanae* im norddeutschen Tiefland ebenfalls als vergleichsweise stabil.

Im *Stellario-Carpinetum* herrschten sowohl gemessen an den mittleren Zeigerwerten, als auch an den wenigen Gewinner- und Verliererarten weitgehend konstante Umweltbedingungen. Die Eichen-Hainbuchenwälder wiesen von allen untersuchten Waldtypen zum Zeitpunkt der Erstaufnahme die höchsten mittleren Stickstoffzahlen auf. Stickstoffeinträge aus der Luft dürften sich daher auf ihr Arteninventar kaum ausgewirkt haben. Dennoch haben Veränderungen der Artenzusammensetzung stattgefunden, die sich in einem trotz konstanter Artenzahl gesunkenen Simpson-Index ausdrücken. Unter den Verlierern sind mit Arten wie *Anemone nemorosa*, *Athyrium filix-femina* und *Oxalis acetosella* auch einige obligate Waldarten zu finden. Insgesamt sind die Veränderungen schwer zu interpretieren. Dies trifft auch für das *Luzulo-Quercetum* zu.

Die deutlichsten Vegetationsveränderungen fanden dagegen in den thermophilen Eichen- und Kiefernwäldern statt. Die Anzahl der krautigen Arten ist von 1950 bis 2014 deutlich abgesunken. Dementsprechend wiesen die thermophilen Wälder von allen Waldtypen die höchste Anzahl an Verlierern auf, ohne dass dies durch eine entsprechende Zahl von Gewinnern ausgeglichen wurde. Insbesondere die ehemals charakteristischen Arten waren 2014 weitgehend verschwunden, so dass der Waldtyp nicht mehr vorhanden war (s. Beilage S1). Gemessen an den mittleren Zeigerwerten wurden die Standorte stickstoffreicher und lichter. Letzterem steht jedoch entgegen, dass die Verlierer besonders zur Gruppe der in der Regel lichtbedürftigeren, im Wald wie im Offenland vorkommenden Arten und der Offenlandarten gehören, während die Anzahl obligater Waldarten nach SCHMIDT et al. (2011) tendenziell zunahm. Zu den Verlierern gehören mit *Campanula rotundifolia*, *Danthonia decumbens*, *Euphorbia cyparissias*, *Festuca ovina*, *Galium verum*, *Hieracium pilosella* und *Hypericum perforatum* besonders auch in Magerrasen und Heiden verbreitete Arten, die durch Beweidung gefördert werden. Insbesondere die schon vor der Erstuntersuchung erfolgte Aufgabe von Beweidung und Streunutzung der meist ortsnahen Flächen dürfte also zu den beschriebenen Veränderungen geführt haben. In thermophilen Eichenmischwäldern Tschechiens (HÉDL et al 2010, KOPECKÝ et al. 2013, CHUDOMELOVÁ et al. 2017), Polens (JAKUBOWSKA-GABARA 1996, RECZYŃSKA & ŚWIERKOSZ 2017), Brandenburgs (KÜHN & HEINKEN 2017), und Sachsen-Anhalts (MICHEL & MAHN 1998) wurden ebenso wie in Seggen-Hangbuchenwäldern des *Carici-Fagetum* Moor (1945) 1952 in Hessen, Niedersachsen und Thüringen (SCHMIDT 2000, dort auch Auswertung älterer Literatur, HEINRICHS et al. 2014, HEINRICHS & SCHMIDT 2017a, b) sehr ähnliche Entwicklungen gefunden, die von den Autoren auf Nutzungsänderungen (insbesondere die Aufgabe niederwaldartiger Nutzung) zurückgeführt wurden. Steigende Temperaturen sind dagegen offenbar weniger bedeutsam für das Überleben der thermophilen und lichtbedürftigen, heute oftmals gefährdeten Arten. Bundesweit sind die Assoziationen gefährdet, denen die ehemaligen thermophilen Kiefern- und Eichenwälder nahe standen, nämlich das *Luzulo-Quercetum* und das *Peucedano-Pinetum* (RENNWALD 2000).

In den (Kiefernreichen) Birken-Stieleichenwäldern und in den Sand-Kiefernwäldern gab es ähnliche Entwicklungstrends. Zur Zeit der Erstaufnahme wiesen beide Waldtypen die geringste Anzahl krautiger Arten auf. Sie zeichnen sich durch einen Anstieg der Artenzahlen und des Simpson-Index aus, die mit deutlichen Verschiebungen bei den mittleren Zeigerwerten einher gehen. In diesen ist eine Entwicklung hin zu nährstoffreicheren und (luft-)feuch-

teren Bedingungen zu erkennen. Im *Betulo-Quercetum* gehören mit *Leucobryum glaucum* und *Vaccinium myrtillus* Arten bodensaurer, nährstoffarmer Standorte zu den Verlierern, mesophile Waldarten wie *Maianthemum bifolium* und *Milium effusum* hingegen zu den Gewinnern. Die Veränderungen im *Leucobryo-* und *Cladonio-Pinetum* stimmen weitgehend mit den Ergebnissen von REINECKE et al. (2014) in Brandenburg überein. Wie dort gehören im UG neben den Magerkeitszeigern *Calluna vulgaris* und *Festuca ovina* besonders die Strauchflechten des *Cladonio-Pinetum* zu den Verlieren. Die – vermutlich durch sinkenden Schalenwildeinfluss geförderte – Ausbreitung von Laubgehölzen in der Strauch- und Krautschicht deutet die Sukzession hin zu potenziell-natürlichen Laubwäldern an. Echte Flechten-Kiefernwälder (*Cladonio-Pinetum*) waren 2014 hier nicht mehr zu finden. Stattdessen gehörten die Bestände meist zum *Leucobryo-Pinetum*. Bundesweit gehört das *Cladonio-Pinetum* nach RENNWALD (2000) zu den stark gefährdeten Pflanzengesellschaften und weist einen extremen Rückgang auf (FISCHER et al. 2014, 2015).

5.3 Welche Treiber können als Gründe für Vegetationsveränderungen identifiziert werden?

Insgesamt lassen sich anthropogene Stickstoffeinträge über die Atmosphäre bzw. das Grundwasser sowie Sukzessionsprozesse infolge veränderter Waldnutzung (einschließlich der Aufgabe von Waldweide und Streunutzung im 19. Jh.) als Haupttreiber der beobachteten Veränderungen identifizieren. Erstere führten vor allem zur Eutrophierung mit Rückgang von Magerkeits- und Zunahme von Stickstoffzeigern, letztere zum Rückgang von lichtbedürftigen Wald- und Offenlandarten. Die Treiber unterscheiden sich aber in Abhängigkeit von der Ausgangsgesellschaft bzw. den ursprünglichen Standortsbedingungen: Stickstoffeinträge bzw. Eutrophierung wurden vielfach als ein Haupttreiber von Vegetationsveränderungen identifiziert (u. a. BRUNET et al. 1997, HERMY et al. 1999, REINECKE et al. 2014). In den Wäldern von Magdeburgerforth lässt der Anstieg des mittleren N-Zeigerwerts in fünf von sieben Waldtypen auf Eutrophierung schließen. Nach BOBBINK et al. (2010) nimmt die Diversität in Wäldern bei steigender Eutrophierung ab. Gleiches gilt für die Kryptogamenartenzahl in sehr nährstoffarmen Sand-Kiefernwäldern (REINECKE et al. (2014). Im UG war jedoch nur in den thermophilen Eichen- und Kiefernwäldern ein Rückgang der Gesamtartenzahl zu verzeichnen. Insgesamt lässt sich feststellen, dass gerade auf bodensauren, nährstoffarmen Standorten (hier v. a. *Sphagno-Alnetum*, *Betulo-Quercetum*, *Leucobryo-* und *Cladonio-Pinetum*) anthropogene Stickstoffeinträge meist eine starke Wirkung zeigen (BOBBINK et al. 1998). Demgegenüber weisen Wälder nährstoff- und basenreicher Standorte, wie das *Stellario-Carpinetum*, unter dem Einfluss einer Eutrophierung kaum Veränderungen der Artenzusammensetzung auf. Auch DIEKMANN & DUPRÉ (1997) und EWALD et al. (2013) konnten zeigen, dass die Zunahme von Stickstoff-Zeigerwerten auf ursprünglich sauren, oligotrophen Standorten stärker ausgeprägt ist als auf basen- bzw. nährstoffreichen Standorten. Außerdem reagieren Waldtypen mit höherem Lichtangebot am Boden (hier: alle Waldtypen mit hohen Kiefern- und Birken-Anteilen) auf den Stickstoffeintrag stärker (COOMES & GRUBB 2000, s. a. VERHEYEN et al. 2012).

Klare Hinweise auf historische Waldnutzungsformen konnten in Übereinstimmung mit den historischen Befunden nur in einzelnen Waldtypen gefunden werden. So waren im *Sphagno-Alnetum*, im *Circaeo-Alnetum* und im *Stellario-Carpinetum* mehrstämmige Bäume zu finden, die auf ehemalige Nieder- oder Mittelwaldwirtschaft hindeuten. Deren Überführung in Hochwälder führt, wie bereits oben dargestellt, zu einem verminderten Lichtangebot in der Krautschicht (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Für die Abnahme von auch im Offen-

land verbreiteten Arten wie *Cirsium palustre* und *Peucedanum palustre* ist im *Sphagno-Alnetum* und im *Circaeo-Alnetum* die Aufgabe der Niederwaldnutzung oder – in der Naturwaldzelle – jeglicher Nutzung sicher mit verantwortlich. Im *Stellario-Carpinetum* weist der Rückgang der Anzahl krautiger Arten ebenfalls in diese Richtung (vgl. BRUNET et al. 1997). Da Nieder- und Mittelwaldwirtschaft im Bereich des Flämings bereits in den 1930er Jahren keine Bedeutung mehr hatten (HESMER 1937) und es bei PASSARGE (1951, 1956) keine Hinweise darauf gibt, sind die Auswirkungen dieser historischen Waldnutzungsformen offenbar noch über lange Zeiträume erkennbar. Fehlende Streunutzung und Beweidung sind für die thermophilen Eichen- und Kiefernwälder bereits als mögliche Einflussfaktoren diskutiert worden. Zwar sind keine flächenkonkreten Belege gefunden worden, doch waren beide Nutzungsformen im UG verbreitet (TEICHMANN et al. 1958) und sind auch im *Leucobryo-* und *Cladonio-Pinetum* als sehr wahrscheinliche Treiber von Vegetationsveränderungen anzunehmen.

Stickstoffeinträge und die Aufgabe historischer Nutzungsformen bzw. der forstwirtschaftlichen Nutzung greifen bei der Eutrophierung der bodensauren und thermophilen Wälder ineinander: Nach dem Wegfall jahrhundertelanger Streu- und Waldweidenutzung können insbesondere Böden nährstoff- und basenarmer Substrate wieder Nährstoffe akkumulieren (HEINKEN 2008, EWALD et al. 2013, REINECKE et al. 2011, 2014).

Effekte des Klimawandels sind auf der Skala des UG schwer zu untersuchen, u. a. da Reaktionen der Vegetation in Tieflandswäldern erst mit deutlicher Verzögerung zu erwarten sind (BERTRAND et al. 2011). Die Auswirkung des Klimawandels auf die Vegetationsentwicklung wurde daher nicht näher betrachtet.

Die Zunahme der Strauchschicht-Deckung in allen und die Zunahme der Gehölzjungwuchs-Deckung in mehreren Waldtypen sind starke Indizien für einen – entgegen dem allgemeinen Trend – verminderten Wildverbiss im UG. Die Artenzahl-Zunahme beim Gehölzjungwuchs im *Circaeo-Alnetum*, in den thermophilen Wäldern und in den Sand-Kiefernwäldern deutet ebenfalls in diese Richtung. Ein verminderter Schalenwildeinfluss, der sich auch mit dem beobachteten Rückgang der Schalenwildpopulationen in Einklang bringen lässt, dürfte daher zu den wichtigen Treibern für Vegetationsveränderungen in den Wäldern von Magdeburgerforth gehören. Auch die fehlende Förderung von Nitrophyten in Feuchtwäldern des UG durch Schwarzwild steht sehr wahrscheinlich im Zusammenhang mit einer aufgrund verstärkter Bejagungsintensität und der Gegenwart des Wolfes geringeren Schalenwilddichte.

Invasive Arten haben im UG wie in den meisten mitteleuropäischen Wäldern (BERG et al. 2017, WAGNER et al. 2017) bisher keinen starken Einfluss auf die Vegetationsentwicklung, denn insgesamt wurden nur wenige Neophyten und somit potenziell invasive Arten gefunden.

6. Schlussfolgerungen

Für diese Untersuchung waren keine in einer Karte verzeichneten, quasi-permanenten Plots vorhanden, sondern nur das Forstabteilungsnetz zusammen mit einer detaillierten Vegetationskarte bekannt. Deshalb und weil jeweils nur die ähnlichste Wiederholungsaufnahme verwendet wurde, kann im Rahmen der Studie nur die geringstmögliche Vegetationsveränderung abgebildet werden. Dennoch wurden bei der Analyse der verschiedenen Vegetations-

typen ähnliche Ergebnisse wie bei quasipermanten Plots erzielt. Dies bestätigt den Befund von KOPECKÝ & MACEK (2015), wonach sich Vergleiche zwischen punktgenauen und ungefähr lokalisierten Wiederholungsaufnahmen nicht signifikant unterscheiden.

Zwischen Wirtschaftswald und Totalreservat wurden keine nennenswerten Unterschiede in der Vegetationsveränderung gefunden (Analysen nur teilweise gezeigt). Dabei ist zu beachten, dass Bereiche stärkerer Eingriffe in den Wirtschaftswald wie Baumbestandswechsel mit der verwendeten Methode ausgeklammert wurden. Weiterhin ist zu bedenken, dass anders als in vielen Untersuchungen mit gegenteiligem Ergebnis (SCHMIDT & SCHMIDT 2007), die meisten der in der Naturwaldzelle Magdeburgerforth vertretenen Waldtypen, insbesondere die Feuchtwälder, auch in Wirtschaftswäldern nicht oder nur zurückhaltend genutzt werden. Für die Untersuchung der Entwicklung von Totalreservaten und ihren bewirtschafteten Vergleichsflächen sind daher fest vermarkte Dauerbeobachtungsflächen besser geeignet und üblich (SCHMIDT & SCHMIDT 2007). Die Plots dieser Studie sind daher dauerhaft markiert worden.

Durch das sehr breite Standortsspektrum innerhalb eines Untersuchungsgebietes konnte – anders als in den meisten bisherigen Fallstudien – gezeigt werden, wie in einem Gebiet unterschiedliche Treiber der Vegetationsveränderung wirksam sind und sich ihre Intensität je nach Ausgangsgesellschaft stark unterscheidet. Im Falle gefährdeter Lebensraumtypen, Pflanzengesellschaften oder -arten bedeutet dies eine unterschiedliche Vulnerabilität der Waldtypen. Gefährdet ist im UG demnach insbesondere das *Sphagno-Alnetum*, bereits verschwunden sind das *Cladonio-Pinetum* und die thermophilen Wälder. Für die Regeneration der durch kulturhistorische Nutzungsformen entstandenen Waldtypen wären Maßnahmen wie die Wiedereinführung von Waldweide bzw. Streuentnahme zu empfehlen, um die beobachteten Sukzessionserscheinungen umzukehren (SCHMIDT et al. 2008, SCHMIDT 2010).

Danksagung

Wir danken dem Landesforstbetrieb Sachsen-Anhalt, namentlich den Herren Matthias Formella und Wolfhardt Paul für die Bereitstellung historischer Forsteinrichtungsunterlagen sowie dem zuständigen Revierleiter, Herrn Norbert Olschewski, für die Unterstützung vor Ort. Herr Heinz-Werner Michelmann (Sandforth) gab uns als ehemaliger Revierleiter wertvolle Informationen zur Nutzungsgeschichte. Dr. Eckart Winkler (Leipzig) machte uns eines der beiden bekannten Exemplare der Dissertation von H. Passarge zugänglich. Etta Paar (Reinhardshagen) bearbeitete einige Graphiken. Helge Walentowski, Jörg Ewald und ein anonymer Gutachter gaben wertvolle Hinweise zur Verbesserung des Manuskripts.

Beilagen und Anhänge

Beilage S1. Gekürzte Stetigkeitstabelle der Waldgesellschaften im ehemaligen Forstrevier Magdeburgerforth.

Supplement S1. Shortened synoptic table of forest communities in the Magdeburgerforth forest district.

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 mit den Aufnahmen von 1948-1950 und 2014.

Supplement E1. Table of relevés recorded in 1948-1950 and 2014.

Literatur

AMMER, C. ,VOR., T., KNOKE, T. & WAGNER, S. (2010): Der Wald-Wild-Konflikt. – Gött. Forstwiss. 5: 1–175.

BECKER, T., SPANKA, J., SCHRÖDER, L. & LEUSCHNER, C. (2017): Forty years of vegetation change in former coppice-with-standards woodlands as a result of management change and N deposition. – Appl. Veg. Sci. 20: 304–313.

BERG, C., DRESCHER, A. & ESSL, F. (2017): Using relevé-based metrics to explain invasion patterns of alien trees in temperate forests. – Tuexenia 37: 127–142.

BERTRAND, R., LENOIR, J., PIEDALLU, C., RIOFRÍO-DILLON, G., DE RUFFRAY, P., VIDAL, C., PIERRAT, J.-C. & GÉGOUT, J.-C. (2011): Changes in plant community composition lag behind climate warming in lowland forests. – Nature 479: 517–520.

BFN (Bundesamt für Naturschutz) (Ed.) (2015): Artenschutzreport 2015. Tiere und Pflanzen in Deutschland. – Bonn: 63 pp.

BOBBINK, R., ASHMORE, M., BRAUN, S., FLÜCKIGER, W. & VAN DEN WYNGAERT, I.J. (2003): Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. – In ACHERMANN, B. & BOBBINK, R. (Eds.): Empirical critical loads for nitrogen: 43–170. Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape, Bern (Schweiz).

BOBBINK, R., HICKS, K., GALLOWAY, J. et al. (2010): Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. – Ecol. Appl. 20: 30–59.

BOBBINK, R, HORNUNG, M. & ROELOFS, J.G.M. (1998): The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. – J. Ecol. 86: 717–738.

BÖTTCHER, G. & REHWAGEN, E. (2006): Scrapstorf – Scapstorp – Schrobstorff. Aus der Schopsdorfer Chronik. – Schopsdorf: 62 pp.

BOULANGER, V., ARCHAUX, F., DUPOUEY, J.L., ARCHAUX, F. et al. (2018): Ungulates increase forest plant species richness to the benefit of non-forest specialists. – Glob. Change Biol. 24: e485-e495.

BRUNET, J., FALKENGREN-GRERUP, U. & TYLER, G. (1997): Pattern and dynamics of the ground vegetation in south Swedish *Carpinus betulus* forests: importance of soil chemistry and management. – Ecography 20: 513–520.

BUILTJES, P., HENDRIKS, E., KOENEN, M., SCHAAP, M., BANZHAF, S., KERSCHBAUMER, A., GAUGER, T., NAGEL, H., SCHEUSCHNER, T. & SCHLUTOW, A. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland. – Umweltbundesamt 38/2011 und Anhang 11, 42/2011, Dessau-Roßlau.

CHUDOMELOVÁ, M., HÉDL, R., ZOUHAR, V. & SZABÓ, P. (2017): Open oakwoods facing modern threats: Will they survive the next fifty years? – Biol. Conserv. 210: 163–173.

CHYTRÝ, M., TICHÝ , L., HOLT , J. & BOTTA-DUKÁT , Z. (2002): Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. – J. Veg. Sci. 13: 79–90.

COOMES, D. & GRUBB, P. (2000): Impacts of root competition in forests and woodlands: a theoretical framework and review of experiments. – Ecol. Monogr. 70: 171–207.

CÔTÉ, S.D., ROONEY, T.P., TREMBLAY, J.-P., DUSSAULT, C. &WALLER, D.M. (2004): Ecological Impacts of Deer Overabundance. – Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 35: 113–147.

DE FRENNE, P., RODRIGUEZ-SANCHEZ, F., COOMES, D. et al. (2013): Microclimate moderates plant responses to macroclimate warming. – Proc. Nat. Acad. Sci. 110: 18561–18565.

DIEKMANN, M. & DUPRÉ, C. (1997): Acidification and eutrophication of deciduous forests in northwestern Germany demonstrated by indicator species analysis. – J. Veg. Sci. 8: 855–864.

DIRNBÖCK, T., GRANDIN, U., BERNHARDT-RÖMERMANN, M. et al. (2014): Forest floor vegetation response to nitrogen deposition in Europe. – Glob. Change Biol. 20: 429–440.

DÖLLE, M., HEINRICHS, S., SCHULTE, U. & SCHMIDT, W. (2016): Vom Auenwald zum Sauenwald - Vegetationsentwicklung in der Naturwaldzelle „Kerpener Bruch“ (Nordrhein-Westfalen). – Nat. Landsch. 91: 161–169.

DÖRFLER, I. (2013): Vegetation change of wet and moist forests in NE German nature reserves. – Masterarbeit Univ. Potsdam: 73 pp.

ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 1095 pp.

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

ESSL, F., MILASOWSZKY, N. & DIRNBÖCK, T. (2012): Plant invasions in temperate forests: Resistance or ephemeral phenomenon? – Basic Appl. Ecol. 12: 1–9.

EWALD, J., HENNEKENS, S., CONRAD, S. et al. (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. (1997): Die Bedeutung der Dauerflächenforschung für die angewandte Geobotanik. – Forstwiss. Cbl. 116: 202–206.

FISCHER, A., MICHLER, B., FISCHER, H.S., BRUNNER, G., HÖSCH, S., SCHULTES, A. & TITZE, P. (2015): Flechtenreiche Kiefernwälder in Bayern: Entwicklung und Zukunft. – Tuexenia 35: 9–29.

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

FISCHER, P., BÜLTMANN, H., VON DRACHENFELS, O., HEINKEN, T. & WAESCH, G. (2014): Rückgang der Flechten-Kiefernwälder in Niedersachsen seit 1990. – Informationsd. Natursch. Niedersachs. 34: 54–65.

FLÜGEL, H.-J. (2017): Das Drüsige Springkraut (*Impatiens glandulifera*) – Bedrohung oder Bereicherung? – Nat. Landsch. 92 (6): 268–273.

FRANK, D., HERDAM, H., JAGE, H. et al.(2004): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* et *Spermatophyta*) des Landes Sachsen-Anhalt. – Ber. Landesamt. Umweltschutz Sachs.-Anhalt (Halle) 39: 91–110.

FRERKER, K., SABO, A. & WALLER, D. (2014) Long-term regional shifts in plant community composition are largely explained by local deer impact experiments. – PLOS ONE 12: e0185037.

FULLER, R.J. & GILL, R.M.A. (2001): Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland – Forestry 77: 193–199.

GAUER, J. & ALDINGER, E. (Eds.) (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands. – Mitt. Ver. Forstl. Standortsk. Forstpflanzenzüchtung 43: 1–324.

HÄRDTLE, W., HEINKEN, T., PALLAS, J. & WELSS, W. (1997): *Querco-Fagetea* (H5). Sommergrüne Laubwälder Teil 1: Quercion roboris. Bodensaure Eichenmischwälder. – Synop. Pflanzenges. Dtschl. 2: 1–51.

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.

HEINKEN, T. (2008): *Vaccinio-Piceetea* (H7). Beerstrauch-Nadelwälder Teil 1: *Dicrano-Pinion*. Sand- und Silikat-Kiefernwälder. – Synop. Pflanzenges. Dschl. 10: 1–88.

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

HEINRICHS, S. & SCHMIDT, W. (2017b): Flora und Vegetation der Lengder Burg im Göttinger Wald – Ein Hotspot der Phytodiversität und seine Veränderungen seit 1950. – Tuexenia 37: 95–125.

HEINRICHS, S., WINTERHOFF, W. & SCHMIDT, W. (2012): Vegetation dynamics of beech forests on limestone in central Germany over half a century – effects of climate change, forest management, eutrophication or game browsing? – Biodiv. Ecol. 4: 49–62.

HEINRICHS, S., WINTERHOFF, W. & SCHMIDT, W. (2014): 50 Jahre Konstanz und Dynamik im Seggen-Hangbuchenwald (*Carici-Fagetum*) – Ein Vergleich alter und neuer Vegetationsaufnahmen aus dem Göttinger Wald. – Tuexenia 34: 9–38.

HERMY, M., HONNAY, O., FIRBANK, L., GRASHOF-BOKDAM, C. & LAWESSON, J. (1999): An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. – Biol. Conserv. 9–22.

HESMER, H. (1937): Die heutige Bewaldung Deutschlands. – Paul Parey, Berlin: 52 pp.

HILL, M., PRESTON, C., BOSANQUET, S. & ROY, D. (2007): BRYOATT: attributes of British and Irish mosses, liverworts and hornworts. – Centre for Ecology and Hydrology, Huntingdon, Cambridgeshire: 80 pp.

JAKUBOWSKA-GABARA, J. (1996): Decline of *Potentillo albae-Quercetum* Libb. 1933 phytocoenoses in Poland. – Vegetatio 124: 45–59.

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

JENTZSCH, M. & REICHHOFF, L. (2013): Handbuch der FFH-Gebiete Sachsen-Anhalts. – Halle: 616 pp.

KAPFER, J., HÉDL, R., JURASINSKI, G., KOPECKÝ, M., SCHEI, F.H. & GRYTNES, J.-A. (2017): Resurveying historical vegetation data – opportunities and challenges. – Appl. Veg. Sci. 20: 164–171.

KIRBY, K., SMART, S., BLACK, H., BUNCE, R., CORNEY, P. & SMITHERS, R. (2005): Longterm ecological change in British woodland (1971–2001). – a Technical Report 653, English Nature Research Reports.

KOLK, J., NAAF, T. & WULF, M. (2017): Paying the colonization credit: converging plant species richness in ancient and post-agricultural forests in NE Germany over five decades. – Biodiv. Conserv. 26: 735–755.

KOPECKÝ, M., HÉDL, R. & SZABÓ, P. (2013) Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. – J. Appl. Ecol. 50: 79–87.

KOPECKÝ, M. & MACEK, M. (2015): Vegetation resurvey is robust to plot location uncertainty. – Divers. Distrib. 21: 322–330.

KÜHN, S.L. & HEINKEN, T. (2017): Vegetationsveränderungen im NSG Bredower Forst im Verlauf von 50 Jahren – Analyse anhand historischer Vegetationsaufnahmen. – Natursch. Landschaftpfl. Brandenbg. 26 (4): 24–36.

LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Ed.) (1997): Die Naturschutzgebiete Sachsen-Anhalts. – Fischer, Jena: 543 pp.

LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Ed.) (2000): Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation Sachsen-Anhalts. Erläuterungen zur Naturschutz-Fachkarte M 1 : 200.000. – Ber. Landesamtes Umweltschutz Sachsen-Anh. Sonderh.1/2000: 1–230.

LEPŠ, J. & HADINCOVÁ, V. (1992): How reliable are our vegetation analyses? – J. Veg. Sci. 3: 119–124.

LITT, T., BEHRE, K.-E., MEYER, K.-D., STEPHAN, H.-J.& WANSA, S. (2007): Stratigraphische Begriffe für das Quartär des norddeutschen Vereisungsgebietes. – E&G - Quaternary Sci. J. 56: 7–65.

LUDWIG, G., SCHNITTLER, M. & VOLLMER, I. (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands.– Schriftenr. Vegetationskd. 28: 1–744.

MAGURRAN, A. (2013): Measuring biological diversity. – John Wiley & Sons: 264 pp.

MAST, R. (1999): Vegetationsökologische Untersuchung der Feuchtwald-Gesellschaften im niedersächsischen Bergland. – Arch. Naturwiss. Diss. 8: 1–283.

MEINUNGER, L., & SCHÜTZE, P. (2004): Rote Liste der Moose des Landes Sachsen-Anhalt. – Ber. Landesamt Umweltsch. Sachs.-Anhalt (Halle) 39: 58–67.

MEYNEN, E., SCHMITHÜSEN, J., GELLERT, J., NEEF, E., MÜLLER-MINY, H. & SCHULTZE, J.H. (Eds.) (1961): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. 8: 1001–1218.

MICHEL, S., & MAHN, E.-G. (1998): Untersuchungen zur Entwicklung der Waldvegetation des Hakels (nordöstliches Harzvorland). – Hercynia N.F. 31: 65–102.

MÖLDER, A., STREIT, M. & SCHMIDT, W. (2014): When beech strikes back: How strict nature conservation reduces herb-layer diversity and productivity in Central European deciduous forests. – For. Ecol. Manag. 319: 51–61.

MUCINA, L., BÜLTMANN, H., DIERSSEN, K. et al. (2016): Vegetation of Europe: Hierarchical floristic classification of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. – Appl. Veg. Sci. 19 (Suppl. 1): 3–264.

NAAF, T. & KOLK, J. (2016): Initial site conditions and interactions between multiple drivers determine herb-layer changes over five decades in temperate forests. – For. Ecol. Manag. 366: 153–165.

NAAF, T. & WULF, M. (2010): Habitat specialists and generalists drive homogenization and differentiation of temperate forest plant communities at the regional scale. – Biol. Conserv. 143: 848–855.

NAAF, T. & WULF, M. (2011): Traits of winner and loser species indicate drivers of herb layer changes over two decades in forests of NW Germany. – J. Veg. Sci. 22: 516–527.

NEHRING, S., KOWARIK, I. & RABITSCH, W. (2013): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Pflanzen. – BfN-Skripten 352: 1–204.

NESSING, G. & ZERBE, S. (2002): Wild und Waldvegetation - Ergebnisse des Monitorings im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (Brandenburg) nach 6 Jahren. – Allg. Forst- Jagdztg. 173: 177–185.

OKSANEN, J., BLANCHET, F., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P., O'HARA, R., SIMPSON, G., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.H. & WAGNER, H. (2014): vegan: Community Ecology Package. R package version 2.2-0. – URL: http://CRAN.R-project.org/package=vegan

PASSARGE, H. (1951): Standortskundliche Untersuchungen in der Oberförsterei Magdeburgerforth. – Diss. Hoh. Forstl. Fak. Humboldt-Univ. Berlin-Eberswalde.

PASSARGE, H. (1956): Die Wälder von Magdeburgerforth (NW-Fläming) – Eine forstlich-vegetationskundliche Studie. – Wiss. Abh. 18: 1–112.

PASSARGE, H. & HOFMANN, G. (1964): Soziologische Artengruppen mitteleuropäischer Wälder. – Arch. Forstwes. 13: 913–937.

PETERSEN, R. (2015): Waldbaulicher Umgang mit der Spätblühenden Traubenkirsche. – AFZ-DerWald 4/2015: 18–21.

QGIS DEVELOPMENT TEAM (2015): QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. – URL: http://qgis.osgeo.org.

R CORE TEAM (2015): R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Wien, Österreich. – URL: http://www.R-project.org.

RAT DES BEZIRKES MAGDEBURG (1977): Behandlungsrichtlinie zur Entwicklung, Gestaltung und Pflege des Naturschutzgebiets Magdeburgerforth.

RECZYŃSKA, K. & ŚWIERKOSZ, K. (2017): Compositional changes in thermophilous oak forests in Poland over time: Do they correspond to European trends? – Appl. Veg. Sci. 20:293–303.

REINECKE, J., KLEMM, G. & HEINKEN, T. (2011): Veränderung der Vegetation nährstoffarmer Kiefernwälder im nördlichen Spreewald-Randgebiet zwischen 1965 und 2010. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenbg. 144: 63–97.

REINECKE, J., KLEMM, G. & HEINKEN, T. (2014): Vegetation change and homogenization of species composition in temperate nutrient deficient Scots pine forests after 45 yr'. – J. Veg. Sci. 25: 113–121.

REJMÁNEK, M. (2015). Biological invasions in forests and forest plantations. – In: PEH, K.S.-H., CORLETT, R.T. & BERGERON, Y. (Eds.): Routledge handbook of forest ecology: 452–469. Oxon, Routledge.

RENNWALD, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Schriftenr. Vegetationskd. 35: 1–800.

SCAMONI, A., PASSARGE, H. & HOFMANN, G. (1965): Grundlagen zu einer objektiven Systematik der Pflanzengesellschaften. – Feddes Repert. Beih. 142: 117–132.

SCHMIDT, M. (2000): Die Blaugras-Rasen des nördlichen deutschen Mittelgebirgsraumes und ihre Kontaktgesellschaften. – Diss. Bot. 328: 1–294.

SCHMIDT, M. (2010): Vom Hutewald zum „Urwald“ -Veränderungen von Flora und Vegetation im Naturschutzgebiet „Urwald Sababurg“ (Reinhardswald) über 100 Jahre. – Forstarchiv 81: 53–60.

SCHMIDT, M. & SCHMIDT, W. (2007): Vegetationsökologisches Monitoring in Naturwaldreservaten. – Forstarchiv 78: 205–214.

SCHMIDT, M., FISCHER, P., GÜNZL, B., HEINKEN, T., KELM, H.-J., MEYER, P., PRÜTER, J. & WAESCH, G. (2008): Flechten-Kiefernwälder. Artenvielfalt durch alte Nutzungsformen? – AFZ-DerWald 8: 424–425.

SCHMIDT, M., KRIEBITZSCH, W.-U. & EWALD, J. (Eds.) (2011): Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. – BfN-Skripten 299: 1–111.

SCHMIDT, W. (2002): Einfluss der Bodenschutzkalkungen auf die Waldvegetation. – Forstarchiv 73: 43–54.

SCHMIDT, W. (2012): Wie naturnah sind Naturwaldreservate? Neophyten und Therophyten als geobotanische Indikatoren. – Forstarchiv 83: 93–108.

SCHMIDT, W., HEINRICHS, S., WECKESSER, M., EBRECHT, L. & LAMBERTZ, B. (2008): Neophyten in Buchen- und Fichtenwäldern des Sollings. – Braunschw. Geobot. Arb. 9: 405–434.

SCHOLZ, P. (1992): Rote Liste der Flechten des Landes Sachsen-Anhalt. – Ber. Landesamtes Umweltsch. Sachs.-Anhalt 1: 38–43.

SCHULZE, E., BOURIAUD, O., WÄLDCHEN, J. et al. (2014): Ungulate browsing causes species loss in deciduous forests independent of community dynamics and silvicultural management in Central and Southeastern Europe. – Ann. For. Res. 57: 267–288.

SEIDLING, W. & FISCHER, R. (2008): Deviances from expected Ellenberg indicator values for nitrogen are related to N throughfall deposition in forests. – Ecol. Indic. 8: 639–646.

TEICHMANN, J., SCHRÖDER, H., HINZ, R. & SCHÖNFELD, H. (1958): Ergebnisse der Standortserkundung im Staatlichen Forstwirtschaftsbetrieb Burg. Erläuterungsband zur Standortskarte (Erster und Dritter Hauptteil). – Potsdam: 239 pp.

TICHÝ, L. (2002): JUICE, software for vegetation classification. – J. Veg. Sci 13: 451–453.

UBA (Umweltbundesamt (Ed.) (2015): Monitoringbericht 2015 - zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel – Bericht der Interministeriellen Arbeitsgruppe Anpassungsstrategie der Bundesregierung. Dessau-Roßlau: 256 pp.

VAN CALSTER, H., BAETEN, L., DE SCHRIJVER, A., DE KEERSMAEKER, L., ROGISTER, J.E., VERHEYEN, K. & HERMY, M. (2007): Management driven changes (1967–2005) in soil acidity and the understorey plant community following conversion of a coppice-with-standards forest. – For. Ecol. Manag. 241: 258–271.

VAN DER MAAREL, E. (1979): Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects community similarity. – Vegetatio 39: 97–114.

VERHEYEN, K., BAETEN, L., DE FRENNE, P. et al. (2012): Driving factors behind the eutrophication signal in understorey plant communities of deciduous temperate forests: Drivers of change in forest understorey vegetation. – J. Ecol. 100: 352–365.

WAGNER, V., CHYTRÝ, M., JIMÉNEZ-ALFARO, B. et al. (2017): Alien plant invasions in European woodlands. – Div. Distrib. 23: 969–981.

ZERBE, S. (2007): Neophyten in mitteleuropäischen Wäldern - Eine ökologische und naturschutzfachliche Zwischenbilanz. – Natursch. Landschaftspl. 39: 361–368.

Beilage S1. Gekürzte Stetigkeitstabelle der Waldgesellschaften im ehemaligen Forstrevier Magdeburgerforth auf Basis der für die Erstaufnahme (1948-1950) ermittelten Vegetationstypen. Die Gesellschaftstreue nach dem *Phi*-Koeffizienten ist als Hochzahl angegeben, sofern die *Phi*-Koeffizienten signifikant sind (p<0,05 nach einem Exakten Test nach Fisher). Die diagnostischen Arten der Gesellschaften (signifikanter *Phi*-Koeffizient >0,25, Stetigkeit >20%) sind mit grauer Farbe dargestellt und nach abnehmender Treue geordnet; die übrigen Arten sind in abnehmender Stetigkeit (in %) geordnet. Dargestellt sind nur Arten mit einer Häufigkeit von mindestens 20% in einem Vegetationstyp.

Supplement S1. Shortened synoptic table of forest communities in the Magdeburgerforth forest, based on the vegetation types identified for the first survey (1948-1950). The fidelity according to the *Phi* coefficient (multiplied by 100) is given in superscript, if it is significant (p<0.05 according to Fisher's exact test). Diagnostic species of the communities (*Phi* coefficient >0.25, constancy >20%) are marked by grey background and sorted according to their diagnostic value in each group; all other species are sorted according to their constancy (in %). Only species with a constancy of at least 20% in one vegetation type are listed.

SA *Sphagno-Alnetum* (*Alnion glutinosae*)
AU *Circaeo-Alnetum* (*Alnion incanae*)
SC *Stellario-Carpinetum* (*Carpinion betuli*)
BQ *Betulo-Quercetum* (*Quercion roboris*)
LQ *Luzulo-Quercetum* (*Agrostio-Quercion petraeae*)
tEK thermophile Eichen- und Kiefernwälder (*Luzulo-Quercetum silenetosum* [*Agrostio-Quercion petraeae*] / *Peucedano-Pinetum* [*Dicrano-Pinion*])
LP *Leucobryo*- und *Cladonio-Pinetum* (*Dicrano-Pinion*)

Vegetationstyp	SA		AU		SC		BQ		LQ		tEK		LP	
Anzahl Vegetationsaufnahmen	14(5)		14(6)		12(3)		21(7)		10(2)		10(0)		16(1)	
(davon Totalreservat)														
Aufnahmeperiode	**1950**	**2014**	**1950**	**2014**	**1950**	**2014**	**1950**	**2014**	**1950**	**2014**	**1950**	**2014**	**1950**	**2014**
1. Baumschicht														
Betula pubescens	100 ^{48}	86 $^{46.1}$	93 $^{42.1}$	57	25	8	76 $^{28.3}$	62 $^{25.3}$	.	.	.	10	.	6
Alnus glutinosa	79 $^{36.5}$	64 $^{28.5}$	100 $^{54.8}$	100 $^{59.8}$	33	25	38	33	.	.	.	.	.	.
Fraxinus excelsior	.	.	29 $^{50.5}$	14 $^{35.4}$	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Quercus robur	.	7	36	21	75 $^{25.6}$	67 $^{27.4}$	67 $^{18.7}$	48	60	50	70	50	.	.
Carpinus betulus	.	.	.	.	42 $^{47.3}$	50 $^{49.5}$	.	.	10	30 $^{23.8}$	10	.	.	.
Acer pseudoplatanus	.	7	7	14	25 $^{39.8}$	.	.	5	.	.	.	.	.	.
Fagus sylvatica	21	14	21	14	83 $^{30.4}$	75 $^{24.5}$	52	48	80 $^{27.7}$	80 $^{28.6}$	40	60	25	25
Pinus sylvestris	86	50	14	.	42	17	100 $^{25.7}$	76 $^{17.6}$	80	60	80	80	100 $^{25.7}$	100 $^{37.2}$
Quercus petraea	.	.	.	.	.	.	.	5	40 $^{25.7}$	10	70 $^{58.6}$	30 $^{39.4}$	6	.
Betula pendula	.	.	.	.	.	8	.	14	20	20	60 $^{49.3}$	40 $^{35.7}$	31 $^{17.1}$	.
2. Baumschicht	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Frangula alnus	21 ^{38}	.	.	.	.	.	5	.	.	.	.	.	.	.
Sorbus aucuparia	57 $^{35.7}$	14	36	21	8	.	38	24 $^{22.4}$	.	.	10	.	.	.
Betula pubescens	79 $^{53.4}$	64 $^{44.1}$	29	21	8	.	48 $^{23.5}$	52 ^{32}	.	.	.	.	.	6
Alnus glutinosa	79 $^{53.7}$	50 $^{39.3}$	64 $^{39.8}$	43 $^{31.2}$	.	.	19	14	.	.	.	.	.	.
Prunus padus	.	.	21 $^{43.5}$	7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Acer pseudoplatanus	14	21	21	43 $^{41.4}$	17	8	.	5	.	.	.	.	.	.
Carpinus betulus	7	.	14	36	100 $^{60.2}$	58 $^{34.9}$	19	14	50	40	30	10	.	.
Quercus robur	.	.	14	.	25	8	29 $^{22.7}$	24	10	10	.	50 $^{42.2}$	.	6
Fagus sylvatica	71	14	14	29	83	50	62	33	90 $^{25.2}$	50	60	30	38	19
Betula pendula	.	.	.	.	.	8	.	.	.	30	40 $^{60.3}$	40 $^{32.8}$	.	13
Pinus sylvestris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	20	.	20	.	13
Quercus petraea	.	.	.	.	.	8	.	5	20	20	20	.	6	.
Strauchschicht	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Betula pubescens	100 $^{57.7}$	43 $^{48.9}$	64 $^{26.8}$	.	17	.	52	19	.	.	.	.	.	.
Alnus glutinosa	71 $^{45.9}$	36	86 $^{59.6}$	71 $^{55.2}$	8	.	.	24	.	.	.	.	.	.
Acer pseudoplatanus	7	14	36 $^{30.3}$	36 $^{25.1}$	25	25	5	5	.	.	10	20	.	.
Prunus padus	.	7	43 $^{62.6}$	14	.	.	.	.	.	.	.	10	.	.
Fraxinus excelsior	.	.	43 $^{55.7}$	14 $^{35.4}$	8	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Crataegus laevigata	.	.	29 $^{31.3}$	.	17	8	.	.	.	.	10	.	.	.
Frangula alnus	100 $^{51.3}$	64 $^{38.6}$	71 $^{27.4}$	36	33	17	67 $^{23.4}$	29	.	.	.	10	.	13
Carpinus betulus	.	.	21	21	75 $^{49.1}$	50 $^{46.8}$	.	5	30	10	40	.	.	.
Sorbus aucuparia	7	29	29	14	67 $^{29.4}$	8	48	29	30	.	50	50 $^{27.4}$	.	25
Picea abies	14	.	.	.	25	.	29 $^{22.7}$	14 $^{27.5}$	.	.	10	.	.	6
Fagus sylvatica	43	21	14	36	42	75	57	57	90 $^{36.3}$	80 $^{23.3}$	30	60	44	31
Quercus robur et *petraea*	14	7	7	.	17	8	33	14	20	.	50 $^{50.3}$	20	.	13
Sambucus nigra	.	.	7	14	8	.	.	.	.	.	30 $^{38.9}$	20	.	.
Betula pendula	.	.	.	.	.	8	5	5	.	.	50 $^{64.1}$	30	.	31 $^{27.3}$
Pinus sylvestris	43	.	.	.	.	.	38	5	.	20	40	.	31	13
Kraut- und Moosschicht (M)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum capillifolium (M)	71 ^{70}	14 $^{35.4}$	7	.	.	.	14	5	.	.	.	.	.	.
Agrostis canina	71 $^{61.8}$	7	36	7	.	.	5	10	.	.	.	.	.	.
Peucedanum palustre	64 $^{61.4}$	7	29	7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Thuidium tamariscinum (M)	29 $^{27.4}$	7	21	14	.	.	14	10	.	10	.	.	.	.
Osmunda regalis	29 $^{50.5}$	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhododendron tomentosum	21 $^{43.5}$	.	.	7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum fimbriatum (M)	.	36 $^{56.8}$	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aulacomnium androgynum (M)	.	43 $^{29.5}$	.	.	.	25	.	10	.	20	.	10	.	6
Oxalis acetosella	86 $^{31.5}$	79 $^{40.1}$	100 $^{43.1}$	79 $^{40.1}$	58	17	67	48	20	.	.	.	.	6
Mnium hornum (M)	57 $^{25.5}$	93 $^{36.9}$	86 $^{51.3}$	93 $^{36.9}$	25	50	24	38	10	40	.	20	.	.
Rubus fruticosus agg. et *R. caesius*	79 $^{33.1}$	79 $^{27.8}$	57	86 $^{33.7}$	50	17	48	62	.	10	40	60	.	.
Lysimachia vulgaris	93 $^{55.6}$	43	71 $^{36.6}$	86 $^{58.1}$	33	.	14	43	.	.	.	.	.	.
Carex acutiformis	43 $^{31.2}$	21	64 $^{55.5}$	71 $^{64.1}$	.	8	.	5	.	.	.	.	.	.
Dryopteris carthusiana	100 $^{40.3}$	86	100 $^{40.3}$	93 ^{25}	58	58	76 $^{20.9}$	76	.	20	20	60	.	50
Calamagrostis canescens	36 $^{34.4}$	21	36 $^{34.4}$	57 $^{49.1}$	.	.	.	24	.	.	.	.	.	.
Thelypteris palustris	36 ^{27}	21	57 $^{52.8}$	29 ^{34}	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Circaea alpina	36 ^{27}	14	57 $^{52.8}$	7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Betula pubescens	100 $^{59.1}$	29 $^{28.3}$	36	.	.	.	71 $^{34.2}$	5	.	10	.	.	19	19
Leucobryum glaucum (M)	93 $^{25.8}$	64 ^{23}	21	29	8	17	95 $^{27.8}$	48	70	20	60	20	88 $^{21.3}$	63 $^{21.5}$
Vaccinium myrtillus	100 $^{37.5}$	43	.	14	.	8	100 $^{37.5}$	62 $^{21.5}$	70	30	60	30	50	69 $^{27.3}$
Molinia caerulea	86 ^{47}	86 $^{36.3}$	21	43	17	17	90 $^{51.1}$	90 $^{40.2}$	.	10	10	10	.	38
Frangula alnus	86 $^{32.4}$	86 $^{29.4}$	57	57	50	50	90 $^{36.3}$	76 $^{71.8}$	20	10	20	30	.	38
Sphagnum palustre (M)	100 ^{71}	36 $^{37.5}$	21	14	.	.	52 ^{26}	14	.	.	.	.	.	.
Pteridium aquilinum	14	43 $^{27.4}$	.	7	.	.	57 $^{40.1}$	62 $^{47.9}$	20	.	40	10	.	.
Plagiomnium affine (M)	14	7	93 $^{81.9}$	36 $^{38.4}$	8	.	5	10	.	10	.	.	.	.
Eurhynchium sp. (M)	21	29	93 $^{75.9}$	50 $^{28.7}$	17	17	5	33	.	20	.	.	.	.
Galium palustre	29	14	86 $^{73.2}$	64 ^{66}	8	.	.	5	.	.	.	.	.	.
Plagiomnium undulatum (M)	.	7	64 $^{72.2}$	21 $^{35.8}$	8	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Athyrium filix-femina	21	29	93 $^{67.9}$	71 $^{60.9}$	42	.	5	14	.	.	.	.	.	.
Scutellaria galericulata	.	.	57 ^{67}	36 $^{46.1}$	8	8	.	5	.	.	.	.	.	.
Lophocolea sp. (M)	29	36	79 $^{63.1}$	43 $^{28.4}$	8	.	14	19	.	.	.	20	.	.
Carex remota	.	21	36 $^{56.8}$	71 $^{57.5}$	.	17	.	14	.	.	.	.	.	.
Ranunculus repens	.	7	29 $^{50.5}$	29 $^{43.5}$	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Alnus glutinosa	21	14	50 $^{49.6}$	36 $^{33.9}$	8	8	.	14	.	.	.	.	.	.
Impatiens noli-tangere	21	14	50 $^{49.6}$	57 $^{63.3}$	8	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Festuca gigantea	.	.	36 $^{43.8}$	43 $^{49.3}$	17	8	.	.	.	.	.	10	.	.
Fraxinus excelsior	.	.	36 $^{43.8}$	43 $^{42.7}$	17	17	.	5	.	10	.	.	.	.
Urtica dioica	.	7	29 $^{42.6}$	29 $^{26.3}$	8	17	.	5	.	.	.	10	.	.
Juncus effusus	29	7	50 $^{37.4}$	71 ^{50}	25	17	.	24	.	10	10	20	.	.
Circaea lutetiana	.	7	21 $^{28.8}$	43 $^{56.6}$	17	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex elongata	14	29	21 $^{27.4}$	43 $^{38.1}$	.	.	5	14	.	.	.	.	.	.
Prunus padus	.	7	14 $^{35.4}$	29 $^{26.9}$	.	.	.	.	.	.	.	30 $^{28.9}$	.	.
Rubus idaeus	64 $^{24.5}$	64	100 ^{55}	64	42	17	43	52	.	20	.	80 ^{27}	.	31
Galium aparine	.	.	21 $^{34.8}$	.	8	25 $^{24.1}$	.	5	.	.	.	30 $^{31.4}$	.	.
Euonymus europaeus	.	.	57 ^{73}	7	.	17	.	.	.	.	.	20	.	.
Viola palustris	.	.	43 $^{62.6}$	7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lythrum salicaria	14	7	50 $^{57.7}$	.	.	.	.	5	.	.	.	.	.	.
Lycopus europaeus	.	7	36 $^{56.8}$	21 ^{24}	.	8	.	.	.	.	.	10	.	.
Equisetum fluviatile	14	7	43 $^{51.7}$	14	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Geranium robertianum	.	.	50 ^{51}	7	17	8	.	.	.	.	10	10	.	.
Holcus lanatus	.	.	29 $^{50.5}$	.	.	25	.	14	.	20	.	30	.	19
Solanum dulcamara	7	7	29 $^{43.5}$	7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cirsium palustre	7	.	29 $^{43.5}$	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Phegopteris connectilis	.	.	21 $^{43.5}$	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Filipendula ulmaria	.	.	29 $^{42.6}$	.	8	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex paniculata	7	.	21 $^{35.8}$	14	.	.	.	5	.	.	.	.	.	.
Calliergonella cuspidata (M)	.	7	.	29 $^{43.5}$	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cardamine amara	.	7	.	29 $^{43.5}$	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex pseudocyperus	7	.	14	14 $^{43.5}$	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Persicaria hydropiper	.	.	.	14 $^{35.4}$	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhizomnium punctatum (M)	.	.	.	14 $^{35.4}$	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Stellaria nemorum	.	.	7	21 $^{34.8}$	.	8	.	.	.	.	.	.	.	.
Brachythecium sp. (M)	.	36	.	86 $^{34.1}$	.	42	.	38	.	50	.	40	.	19
Stellaria media	.	.	.	21 $^{33.4}$	.	.	.	.	.	.	.	10	.	.
Plagiothecium sp. (M)	.	21	.	36 $^{32.4}$	8	.	10	10	10	10	.	.	.	.

Fortsetzung auf der Rückseite
Continued on back page

Vegetationstyp	SA		AU		SC		BQ		LQ		tEK		LP	
Anzahl Vegetationsaufnahmen (davon Totalreservat)	14(5)		14(6)		12(3)		21(7)		10(2)		10(0)		16(1)	
Aufnahmeperiode	1950	2014	1950	2014	1950	2014	1950	2014	1950	2014	1950	2014	1950	2014
Deschampsia cespitosa	14	7	79 $^{52.2}$	93 $^{64.6}$	75 $^{32.8}$	58 $^{31.9}$	.	14	.	.	.	.	.	.
Lamium galeobdolon	.	.	57 $^{53.8}$	29 $^{31.3}$	33 $^{24.8}$	17	.	.	.	.	.	10	.	.
Acer pseudoplatanus	21	29	57 $^{30.4}$	71 $^{32.5}$	67 $^{39.4}$	42	19	29 ^{29}	.	10	10	50	.	6
Anemone nemorosa	7	.	79 $^{42.3}$	21	100 $^{61.3}$	83 $^{55.3}$	10	19	20	30	.	20	.	.
Milium effusum	7	36	43	57	83 $^{58.2}$	83 $^{40.7}$	19	43	10	10	.	20	.	.
Polygonatum multiflorum	.	.	.	7	42 $^{53.5}$	25 $^{39.8}$	.	.	10	.	.	.	.	.
Stellaria holostea	.	21	50	21	92 $^{52.7}$	83 $^{46.7}$	10	38	30	20	40	30	.	.
Atrichum undulatum (M)	.	.	.	14	33 $^{39.6}$	33 $^{32.7}$	.	.	10	.	10	20	.	.
Fallopia dumetorum	.	.	.	.	42 $^{38.2}$	17 $^{27.4}$	.	.	.	.	.	10	.	.
Viola reichenbachiana et *riviniana*	.	.	.	.	50 $^{35.6}$	42 $^{34.6}$	.	.	30	20	40 $^{24.8}$	30	.	.
Galeopsis sp.	.	7	21	21	75 $^{54.3}$	58 $^{27.3}$	.	5	10	30	40	70 $^{37.8}$	.	6
Scrophularia nodosa	.	.	.	.	50 $^{67.9}$	.	.	.	.	.	.	10	.	.
Dryopteris filix-mas	.	.	.	.	25 $^{47.1}$	8	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus ficaria	.	.	.	.	25 $^{47.1}$	8	.	.	.	.	.	.	.	.
Carpinus betulus	.	21	29	64 $^{21.3}$	92 ^{38}	50	10	29	20	40	40	10	.	6
Stachys sylvatica	.	.	14	14 $^{35.4}$	25 $^{34.4}$	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dactylis sp.	.	.	.	7	25 $^{30.9}$	8	.	5	.	.	20	.	.	.
Hieracium murorum	.	.	.	.	33 ^{27}	25	.	.	20	40 $^{28.6}$	30 $^{22.8}$	40 $^{28.6}$	.	.
Mycelis muralis	.	.	.	.	58 ^{52}	17	.	10	10	10	30	40 $^{38.2}$	.	.
Poa nemoralis	.	.	.	.	67 $^{53.2}$	50 $^{43.5}$	5	5	10	.	40 $^{24.4}$	40 $^{31.6}$	.	.
Moehringia trinervia	7	21	7	7	58 $^{42.5}$	42	5	5	10	20	40 $^{23.1}$	60 $^{35.8}$	.	6
Maianthemum bifolium	21	50	21	14	58 $^{22.3}$	75 $^{35.7}$	48	67 $^{28.5}$	80 $^{41.2}$	20	.	10	.	.
Hieracium laevigatum	.	.	.	.	8	25 ^{25}	5	.	50 $^{58.4}$	10	.	10	.	13
Ceratodon purpureus (M)	.	.	.	.	8	.	38 $^{25.4}$	.	50 $^{38.8}$	.	.	.	13	.
Picea abies	21	14	7	21	.	.	43 $^{35.3}$	33	10	.	.	.	13	44 $^{30.7}$
Herzogiella seligeri (M)	.	7	.	7	.	.	.	24 $^{33.1}$	.	.	.	.	.	.
Fagus sylvatica	36	50	.	64	67	92	62	86	90 $^{33.3}$	90	40	80	50	94
Hieracium sabaudum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	30 $^{51.8}$	.	.	.	.
Luzula pilosa	43	36	.	21	67	75 $^{23.3}$	71 $^{17.4}$	33	90 $^{32.5}$	70	80 $^{24.4}$	90 $^{35.6}$	.	.
Veronica officinalis	.	.	.	.	42 $^{16.3}$	.	.	.	30	40 $^{40.8}$	100 $^{71.6}$	30 $^{27.2}$	.	.
Quercus robur et *petraea*	57	36	50	7	75	67	95 $^{18.1}$	71	70	90	100	100 ^{29}	88	94 $^{23.6}$
Scleropodium purum (M)	7	7	.	.	.	8	29 $^{23.3}$	19	20	20	20	50 $^{34.7}$	.	19
Agrostis capillaris	.	.	.	14	.	8	10	.	50 $^{28.5}$	30	90 $^{68.4}$	40 $^{32.3}$	.	.
Anthoxanthum odoratum	.	.	.	.	.	.	.	.	40 ^{30}	20	60 $^{53.3}$	60 $^{53.8}$	.	19
Melampyrum pratense	.	.	.	.	8	.	5	5	90 $^{56.7}$	40	60 $^{29.4}$	50 $^{41.3}$	31	6
Sorbus aucuparia	86	71	21	93	67	83	81	81	100 $^{28.2}$	60	100 $^{28.2}$	100 $^{15.8}$	19	94 $^{11.8}$
Carex pilulifera	.	.	.	7	42	58	38	38	100 ^{44}	70 $^{23.2}$	100 ^{44}	70 $^{23.2}$	44	50
Hieracium lachenalii	.	.	.	.	17	17	.	.	50 $^{32.3}$	10	60 $^{42.7}$	10	6	.
Poa pratensis	.	.	.	.	17	.	.	.	50 $^{36.5}$	10	50 $^{36.5}$	.	.	.
Festuca ovina	.	.	.	.	.	8	.	.	80 $^{39.9}$	10	100 $^{57.2}$	20	56 $^{19.4}$	6
Deschampsia flexuosa	.	36	.	.	8	58	19	43	50 $^{25.9}$	80	60 $^{35.6}$	80	25	94 $^{31.2}$
Hypericum perforatum	.	.	.	.	.	.	.	.	10	10	100 $^{94.5}$	20 $^{31.7}$	.	.
Euphorbia cyparissias	.	.	.	.	8	.	.	.	.	.	80 $^{82.8}$	10	.	.
Hieracium pilosella	.	.	.	.	.	.	.	.	.	10	70 $^{81.6}$	10	.	.
Campanula rotundifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	10	70 $^{81.6}$	.	.	.
Viola canina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	40 $^{80.3}$	.	.	.
Pimpinella saxifraga	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	60 ^{75}	.	.	.
Linaria vulgaris	.	.	.	.	8	.	.	.	.	.	60 $^{69.1}$	10	.	.
Galium verum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	50 $^{67.9}$	.	.	.
Danthonia decumbens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	60 ^{63}	.	19	.
Rumex acetosella	.	.	.	.	.	.	.	.	.	10	50 $^{58.8}$	10	13	6
Fragaria vesca	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	30 $^{51.8}$	.	.	.
Clinopodium vulgare	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	30 $^{51.8}$	.	.	.
Veronica chamaedrys	.	.	.	.	8	.	.	.	.	.	30 ^{44}	.	.	.
Calamagrostis epigejos	.	21	.	14	33 $^{22.7}$	17	5	33	10	50 $^{16.8}$	50 $^{42.4}$	60 $^{23.3}$	.	44 $^{12.7}$
Genista pilosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	20 ^{42}	.	.	.
Arrhenatherum elatius	.	.	.	.	.	8	.	5	.	.	20 ^{42}	20	.	.
Carex arenaria	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	20 ^{42}	.	.	.
Silene vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	20 ^{42}	.	.	.
Luzula campestris	7	.	.	.	.	.	.	5	10	.	40 ^{41}	10	13	.
Festuca heterophylla	.	.	.	.	.	.	.	.	20	.	30 $^{36.2}$	.	.	.
Carex leporina	.	.	.	.	.	.	.	10	10	.	20 $^{31.7}$	10	.	.
Chaerophyllum temulum	.	.	.	.	.	8	.	.	.	.	.	30 $^{46.3}$	.	.
Chelidonium majus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	20 $^{43.4}$	.	.
Impatiens parviflora	.	.	.	7	.	.	.	5	.	.	.	30 $^{41.3}$	.	.
Agrostis stolonifera	.	.	.	14	.	.	.	5	.	.	.	20 $^{26.3}$	.	6
Hypnum cupressiforme (M)	.	64	.	36	.	67	33	62	30	80	60 $^{29.8}$	70	69 $^{37.8}$	88 $^{18.1}$
Dicranum polysetum (M)	.	.	.	.	.	.	10	.	50	20	60 $^{29.4}$	20	75 ^{43}	75 $^{64.5}$
Pleurozium schreberi (M)	.	.	.	.	.	.	29	10	50	30	60 $^{28.2}$	30	63 $^{30.5}$	81 $^{59.3}$
Dicranum spurium (M)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	44 $^{63.2}$	25 $^{47.1}$
Dicranum scoparium (M)	.	14	.	.	.	8	14	24	40	10	50	10	88 ^{55}	75 $^{55.7}$
Calluna vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	10	40	10	75 $^{64.5}$	25 $^{30.9}$
Pinus sylvestris	71	29	.	7	25	17	67	33	20	30	60	60	94 $^{37.3}$	88 $^{42.1}$
Betula pendula	.	.	.	.	8	17	.	14	.	.	40	20	44 ^{37}	44 $^{36.1}$
Dicranum spurium (M)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	44 $^{63.2}$	25 $^{47.1}$
Cladonia arbuscula (M)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	10	.	81 $^{82.7}$	6
Cladonia rangiferina (M)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	44 $^{63.2}$	.
Quercus rubra	.	14	.	.	.	.	.	24	.	20	.	20	.	56 $^{38.4}$
Polytrichum formosum (M)	64	79	36	43	58	58	71 $^{15.6}$	67	60	60	70	50	6	63
Lonicera periclymenum	50	36	43	36	25	42	43	43 ^{19}	20	.	10	.	.	6
Dicranella heteromalla (M)	.	14	.	7	17	33	10	29	20	30	.	10	.	25
Holcus mollis	.	.	21	.	33	17	5	14	20	20	30	10	.	.
Hedera helix	.	7	.	14	8	17	10	14	.	20	.	20	.	.
Prunus serotina	.	7	.	21	.	17	.	5	.	10	.	10	.	6
Populus tremula	.	7	.	7	.	8	.	24 $^{23.6}$	.	10	10	.	.	.
Poa trivialis	.	7	7	14	.	.	.	.	.	.	.	20	.	.
Tetraphis pellucida (M)	.	21	.	.	.	8	.	19	.	.	.	.	.	.
Pohlia nutans (M)	.	7	.	.	.	.	.	5	.	20	.	.	.	13
Dicranum flagellare (M)	.	21	.	.	.	.	.	19 $^{23.2}$	.	.	.	.	.	.
Hieracium umbellatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	10	.	20	.	6
Sambucus nigra	.	.	.	7	.	8	.	.	.	.	.	20	.	.
Pseudotsuga menziesii	.	.	.	.	.	.	.	5	.	.	.	20	.	6

Beilage E1. Vegetationstabelle mit den Aufnahmen von 1948-1950 und 2014, geordnet nach der in dieser Arbeit für die Erstaufnahme ermittelten Vegetationstypen.

Supplement E1. Table of relevés recorded in 1948-1950 and 2014, sorted according to the vegetation types determined in this article on the basis of the first survey.

Bearbeiter: PAS Passarge (1948-1950), DIT Dittmann (2014)
Vegetationstyp Passarge: BS Buchen-Stieleichenwald, BT Buchen-Traubeneichenwald, E Erlenwald, K Kiefernwald, MB Moorbirkenwald, SB Stieleichen-Birkenwald, SH Stieleichen-Hainbuchenwald, TB Traubeneichen-Birkenwald, TH Traubeneichen-Hainbuchenwald
Vegetationstyp Dittmann: BQ *Betulo-Quercetum*, CA *Circaeo-Alnetum*, LP *Leucobryo-* und *Cladonio*-Pinetum, LQ *Luzulo-Quercetum*, SA *Sphagno-Alnetum*, SC *Stellario-Carpinetum*, tEK thermophiler Eichen- oder Kiefernwald
Vegetationsschichten: B1 1. Baumschicht, B2 2. Baumschicht, S Strauchschicht, K Krautschicht, M Moosschicht. St Stetigkeit

Art	Schicht	Stetigkeit
Pinus sylvestris	B1	127
Fagus sylvatica	B1	84
Betula pubescens	B1	82
Quercus robur	B1	74
Alnus glutinosa	B1	70
Betula pendula	B1	23
Quercus petraea	B1	17
Carpinus betulus	B1	16
Acer pseudoplatanus	B1	8
Fraxinus excelsior	B1	6
Sorbus aucuparia	B1	4
Populus tremula	B1	3
Picea abies	B1	2
Ulmus laevis	B1	2
Quercus rubra	B1	1
Fagus sylvatica	B2	86
Betula pubescens	B2	50
Carpinus betulus	B2	47
Alnus glutinosa	B2	40
Sorbus aucuparia	B2	33
Quercus robur	B2	25
Acer pseudoplatanus	B2	18
Betula pendula	B2	14
Quercus petraea	B2	9
Picea abies	B2	7
Pinus sylvestris	B2	6
Frangula alnus	B2	4
Prunus padus	B2	4
Quercus rubra	B2	3
Fraxinus excelsior	B2	1
Rhamnus cathartica	B2	1
Fagus sylvatica	S	92
Frangula alnus	S	67
Sorbus aucuparia	S	53
Betula pubescens	S	46
Alnus glutinosa	S	43
Carpinus betulus	S	30
Pinus sylvestris	S	28
Acer pseudoplatanus	S	24
Quercus robur	S	23
Betula pendula	S	16
Picea abies	S	16
Prunus padus	S	10
Fraxinus excelsior	S	9
Sambucus nigra	S	9
Crataegus laevigata	S	8
Populus tremula	S	6
Quercus sp.	S	5
Corylus avellana	S	4
Euonymus europaea	S	3
Ribes nigrum	S	3
Acer platanoides	S	1
Prunus spinosa	S	1
Quercus petraea	S	1
Salix aurita	S	1
Salix cinerea	S	1
Tilia cordata	S	1
Ulmus glabra	S	1
Sorbus aucuparia	K	144
Fagus sylvatica	K	124
Dryopteris carthusiana	K	113
Quercus robur	K	104
Frangula alnus	K	101
Vaccinium myrtillus	K	95
Pinus sylvestris	K	87
Luzula pilosa	K	86
Molinia caerulea	K	84
Oxalis acetosella	K	84
Rubus idaeus	K	83
Rubus fruticosus agg.	K	82
Carex pilulifera	K	78
Deschampsia flexuosa	K	72
Maianthemum bifolium	K	66
Lysimachia vulgaris	K	57
Milium effusum	K	57
Acer pseudoplatanus	K	56
Stellaria holostea	K	56
Carpinus betulus	K	53
Lonicera periclymenum	K	53
Anemone nemorosa	K	50
Betula pubescens	K	46
Deschampsia cespitosa	K	46
Calamagrostis epigejos	K	43
Pteridium aquilinum	K	41
Athyrium filix-femina	K	39
Juncus effusus	K	36
Picea abies	K	35
Moehringia trinervia	K	34
Melampyrum pratense	K	33
Festuca ovina	K	32
Carex acutiformis	K	30
Quercus sp.	K	30
Galium palustre	K	29
Agrostis capillaris	K	26
Betula pendula	K	26
Calamagrostis canescens	K	26
Poa nemoralis	K	25
Veronica officinalis	K	25
Carex remota	K	23
Alnus glutinosa	K	22
Calluna vulgaris	K	22
Galeopsis pubescens	K	22
Anthoxanthum odoratum	K	21
Holcus mollis	K	21
Impatiens noli-tangere	K	21
Viola reichenbachiana	K	21
Agrostis canina	K	20
Hieracium murorum	K	20
Mycelis muralis	K	20
Quercus rubra	K	20
Thelypteris palustris	K	20
Carex elongata	K	19
Lamium galeobdolon	K	19
Hieracium lachenalii	K	18
Holcus lanatus	K	18
Fraxinus excelsior	K	17
Circaea alpina	K	16
Scutellaria galericulata	K	16
Dryopteris dilatata	K	15
Festuca gigantea	K	15
Hedera helix	K	15
Peucedanum palustre	K	15
Hieracium laevigatum	K	14
Hypericum perforatum	K	14
Urtica dioica	K	14
Euonymus europaea	K	13
Geranium robertianum	K	13
Poa pratensis	K	13
Circaea lutetiana	K	12
Fallopia dumetorum	K	12
Equisetum fluviatile	K	11
Galium aparine	K	11
Lycopus europaeus	K	11
Lythrum salicaria	K	11
Quercus petraea	K	11
Euphorbia cyparissias	K	10
Galeopsis tetrahit	K	10
Polygonatum multiflorum	K	10
Populus tremula	K	10
Prunus padus	K	10
Prunus serotina	K	10
Rumex acetosella	K	10
Danthonia decumbens	K	9
Galeopsis sp.	K	9
Hieracium pilosella	K	9
Ranunculus repens	K	9
Acer platanoides	K	8
Campanula rotundifolia	K	8
Linaria vulgaris	K	8
Luzula campestris	K	8
Rubus caesius	K	8
Carex paniculata	K	7
Dactylis glomerata	K	7
Scrophularia nodosa	K	7
Solanum dulcamara	K	7
Stachys sylvatica	K	7
Viola palustris	K	7
Arrhenatherum elatius	K	6
Carex leporina	K	6
Glechoma hederacea	K	6
Pimpinella saxifraga	K	6
Poa trivialis	K	6
Agrostis stolonifera	K	5
Betula sp.	K	5
Cardamine amara	K	5
Carex pseudocyperus	K	5
Cirsium palustre	K	5
Festuca heterophylla	K	5
Filipendula ulmaria	K	5
Galium verum	K	5
Impatiens parviflora	K	5
Stellaria nemorum	K	5
Aegopodium podagraria	K	4
Brachypodium sylvaticum	K	4
Chaerophyllum temulum	K	4
Convallaria majalis	K	4
Dryopteris filix-mas	K	4
Ranunculus ficaria	K	4
Geum urbanum	K	4
Hieracium umbellatum	K	4
Iris pseudacorus	K	4
Osmunda regalis	K	4
Pseudotsuga menziesii	K	4
Rhododendron tomentosum	K	4
Sambucus nigra	K	4
Stellaria media	K	4
Veronica chamaedrys	K	4
Viola canina	K	4
Viola riviniana	K	4
Adoxa moschatellina	K	3
Caltha palustris	K	3
Carex hirta	K	3
Carex pallescens	K	3
Clinopodium vulgare	K	3
Crataegus laevigata	K	3
Fragaria vesca	K	3
Hieracium sabaudum	K	3
Larix sp.	K	3
Mentha aquatica	K	3
Monotropa hypopitys	K	3
Myosotis scorpioides	K	3
Persicaria dubia	K	3
Phegopteris connectilis	K	3
Prunus cerasifera	K	3
Ranunculus auricomus	K	3
Calamagrostis arundinacea	K	2
Calla palustris	K	2
Carex arenaria	K	2
Carex nigra	K	2
Cerastium holosteoides	K	2
Chelidonium majus	K	2
Cirsium oleraceum	K	2
Cirsium vulgare	K	2
Crataegus monogyna	K	2
Eupatorium cannabinum	K	2
Genista pilosa	K	2
Glyceria fluitans	K	2
Hypochaeris radicata	K	2
Luzula multiflora	K	2
Persicaria hydropiper	K	2
Scirpus sylvaticus	K	2
Silene vulgaris	K	2
Sonchus palustris	K	2
Taraxacum Sect. *Ruderalia*	K	2
Taxus baccata	K	2
Valeriana dioica	K	2
Acer sp.	K	1
Acer campestre	K	1
Achillea millefolium	K	1
Aesculus hippocastanum	K	1
Agrostis gigantea	K	1
Ajuga reptans	K	1
Anthericum ramosum	K	1
Blechnum spicant	K	1
Carex echinata	K	1
Carex sylvatica	K	1
Chrysosplenium alternifolium	K	1
Crepis paludosa	K	1
Dactylis polygama	K	1
Digitalis purpurea	K	1
Epilobium ciliatum	K	1
Erica tetralix	K	1
Filipendula vulgaris	K	1
Galium uliginosum	K	1
Glyceria maxima	K	1
Gnaphalium sylvaticum	K	1
Hepatica nobilis	K	1
Hylotelephium maximum	K	1
Juncus tenuis	K	1
Lathraea squamaria	K	1
Lathyrus pratensis	K	1
Leontodon autumnalis	K	1
Lotus pedunculatus	K	1
Melica nutans	K	1
Orthilia secunda	K	1
Paris quadrifolia	K	1
Parthenocissus inserta	K	1
Phalaris arundinacea	K	1
Phragmites australis	K	1
Polygonatum odoratum	K	1
Polypodium vulgare	K	1
Ranunculus flammula	K	1
Ribes nigrum	K	1
Robinia pseudoacacia	K	1
Rubus sp.	K	1
Rubus saxatilis	K	1
Sanicula europaea	K	1
Tanacetum vulgare	K	1
Tilia sp.	K	1
Trifolium alpestre	K	1
Ulmus glabra	K	1
Veronica scutellata	K	1
Vicia cassubica	K	1
Polytrichum formosum	M	109
Leucobryum glaucum	M	103
Hypnum cupressiforme	M	91
Mnium hornum	M	75
Dicranum scoparium	M	48
Pleurozium schreberi	M	48
Dicranum polysetum	M	41
Brachythecium rutabulum	M	39
Sphagnum palustre	M	38
Dicranella heteromalla	M	27
Scleropodium purum	M	27
Lophocolea bidentata	M	26
Plagiomnium affine	M	26
Eurhynchium sp.	M	19
Ceratodon purpureus	M	16
Thuidium tamariscinum	M	16
Aulacomnium androgynum	M	15
Cladonia arbuscula	M	15
Sphagnum capillifolium	M	15
Atrichum undulatum	M	14
Plagiomnium undulatum	M	14
Dicranum spurium	M	11
Plagiothecium denticulatum	M	11
Eurhynchium praelongum	M	10
Lophocolea heterophylla	M	10
Eurhynchium speciosum	M	9
Tetraphis pellucida	M	8
Cladonia rangiferina	M	7
Dicranum flagellare	M	7
Eurhynchium striatum	M	7
Herzogiella seligeri	M	7
Cladonia coniocraea	M	6
Pohlia nutans	M	6
Calliergonella cuspidata	M	5
Dicranum montanum	M	5
Sphagnum fimbriatum	M	5
Brachythecium salebrosum	M	4
Campylopus introflexus	M	4
Polytrichum commune	M	4
Bazzania trilobata	M	3
Cladonia pyxidata	M	3
Sphagnum squarrosum	M	3
Chiloscyphus pallescens	M	2
Pallavicinia lyellii	M	2
Plagiothecium curvifolium	M	2
Plagiothecium succulentum	M	2
Ptilidium ciliare	M	2
Rhizomnium punctatum	M	2
Aneura pinguis	M	1
Brachythecium rivulare	M	1
Brachythecium velutinum	M	1
Campylopus flexuosus	M	1
Cladonia fimbriata	M	1
Cladonia furcata	M	1
Cladonia gracilis	M	1
Cladonia subulata	M	1
Eurhynchium hians	M	1
Lepidozia reptans	M	1
Lophocolea minor	M	1
Plagiothecium nemorale	M	1
Sphagnum angustifolium	M	1