Tuexenia 33: 9–24. Göttingen 2013.
available online at www.tuexenia.de

Kiefer am Scheideweg: Heidewälder in der nördlichen Münchener Ebene

Pines at the tipping point: heath forest vegetation of the northern Munich gravel plain

Jörg Ewald & Andreas Schessl

[1]*Fakultät Wald und Forstwirtschaft, Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 3, D-85354 Freising, Germany*
[2]*Andreas Schessl, Kapfham 4 ½, D-94544 Hofkirchen, Germany*
[*]*Korrespondierender Autor, E-Mail: joerg.ewald@hswt.de*

Zusammenfassung

In Kiefernbeständen des Naturschutzgebietes Mallertshofer Holz wurden, stratifiziert nach Bestockungstypen, Vegetationsaufnahmen angefertigt, klassifiziert und mittels Ordination und Zeigerwertanalyse standörtlich und dynamisch interpretiert. Bei homogenen primären Standortbedingungen folgt die Vegetation einem starken Nährstoffgradienten, bedingt durch unterschiedliche extensive Vornutzungen, Selbstmelioration und Stickstoffeintrag. Für das Management der Wälder ergeben sich daraus drei Optionen: 1. Fortsetzung der selbstgesteuerten Entwicklung eutropher Kiefernforste; 2. aktiver Waldumbau durch Einbringen von Schattbaumarten der potenziellen natürlichen Vegetation; 3. gezielte Auflichtung und Ausmagerung durch starke Eingriffe in Gehölzbestand (Ganzbaumernte) und Bodenvegetation (Beweidung). Der Naturschutzwert des Gebietes kann durch ein Nebeneinander der Varianten 2 und 3 gesichert und optimiert werden.

Abstract

Pine forest vegetation in the "Mallertshofer Holz" nature reserve was sampled stratified by tree canopy types, classified and interpreted in terms of site ecology and dynamics based on ordination and Ellenberg indicator values. Against a background of homogeneous primary site conditions, the vegetation reflects a marked nutrient gradient caused by differing land-use history, self-melioration and nitrogen deposition. There are three options for forest management: 1. Continued spontaneous succession of eutrophic pine forests; 2. Active restoration of potential natural vegetation by planting shade-tolerant broadleaved trees; 3. Canopy opening and de-eutrophication by strong intervention into woody (whole-tree harvesting) and ground vegetation (grazing). The biodiversity value of the reserve could be preserved and optimised by practicing 2 and 3 side by side.

Keywords: Ellenberg indicator values, eutrophication, *Pinus sylvestris*, succession

Manuskript eingereicht am 28. September 2012, angenommen am 17. January 2013
Koordinierender Editor: Norbert Hölzel

1. Einleitung

Kiefernwälder trockener und nährstoffarmer Standorte genießen das besondere Interesse des Naturschutzes. So unterliegen die bodensauren Sandkiefernwälder (*Cladonio-Pinetum* Juraszek 1928 und *Leucobryo-Pinetum* W. Matuszkiewicz 1962), die Steppen-Kiefernwälder (*Peucedano-Pinetum* W. Matuszkiewicz 1962) und die alpischen Carbonat-Kiefernwälder (*Erico-Pinion* Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1939) dem besonderen Schutz des § 30 Bundesnaturschutzgesetz (ANONYMUS 2009), die beiden erstgenannten sind zudem Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse gemäß FFH-Richtlinie (ANONYMUS 2006). Dem formalen Schutzstatus stehen jedoch Unsicherheiten über die Abgrenzung dieser Waldgesellschaften von Kiefernforsten, ihre Natürlichkeit und die Notwendigkeit von Pflegemaßnahmen gegenüber. HEINKEN (2008) und HÖLZEL (1996a) geben hierfür ein überregionales syntaxonomisches Fundament, das als Ausgangspunkt für eine differenzierte regionale Beurteilung geeignet ist. Für den süddeutschen Raum liegen gut gesicherte regional anwendbare Erkenntnisse nur für die Kalkalpen (HÖLZEL 1996b) und den Jura (HEMP 1995) vor.

Unter den Kiefernwäldern des Alpenvorlandes wurden die flussbegleitenden Gesellschaften von SEIBERT (1966, 1992) untersucht. Die flussfernen Kiefernwälder der präalpinen Schotterplatten sind seit den klassischen Arbeiten von CARL TROLL (1926) und WILHELM TROLL (1926) dagegen kaum mit Vegetationsaufnahmen belegt worden. Gleichwohl spielen sie bis heute als Leitbild für den Naturschutz eine Rolle. So wurden bis in jüngste Zeit erhebliche Kiefernwaldflächen in der Münchener Schotterebene als Naturschutzgebiete ausgewiesen und als FFH-Gebiete gemeldet (ANONYMUS 1995). Über ihre naturschutzfachliche Wertigkeit, Dynamik und Gefährdung gibt es wenige Informationen. Die vorliegende Untersuchung soll einen kleinen Beitrag zum Schließen dieser Lücke leisten.

Auf der Basis von repräsentativen Vegetationsaufnahmen sollen folgende Fragen geklärt werden: (1) Welche standort- und sukzessionsbedingte Differenzierung ist in den Kiefernwäldern vorhanden? (2) Sind daraus Entwicklungstendenzen ableitbar? (3) Welche Wert bestimmenden Pflanzenarten kommen in den Wäldern vor? (4) Unter welchen spezifischen Habitatbedingungen (Nährstoffstatus, Bestockungen) kommen diese Arten dort vor? (5) Welche Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen sind sinnvoll, um den Naturschutzwert zu sichern?

2. Untersuchungsgebiet

Das Naturschutzgebiet „Mallertshofer Holz mit Heiden“ (Abb. 1) befindet sich auf 473 bis 480 m Seehöhe im bayerischen Alpenvorland an der Grenze zwischen den Landkreisen München und Freising. Es gehört zum forstlichen Wuchsgebiet 13 „Schwäbisch-Bayerische Schotterplatten- und Altmoränenlandschaft“, und darin zum Teilwuchsbezirk 13.2/2 „Nördliche Münchner Schotterebene“ (GULDER 2001).

2.1 Geologie und Böden

Die Niederterrassenschotter der Münchner Ebene, in der sich das NSG „Mallertshofer Holz mit Heiden“ befindet, sind fluvioglazialen Ursprungs, d. h. sie wurden während der Würmeiszeit durch Schmelzwasserabflüsse von der ca. 40 km südlich liegenden Gletscherstirn her geschüttet (C. TROLL 1926). Aus den Kalkalpen wurden carbonatreiche, mehr oder weniger steinige, sandige Kiese mit geringem (<10 %) Schluffgehalt herangeführt (ANONYMUS 1999). Nach C. TROLL hielt die Sedimentation im Norden der Ebene bis in das Postgla-

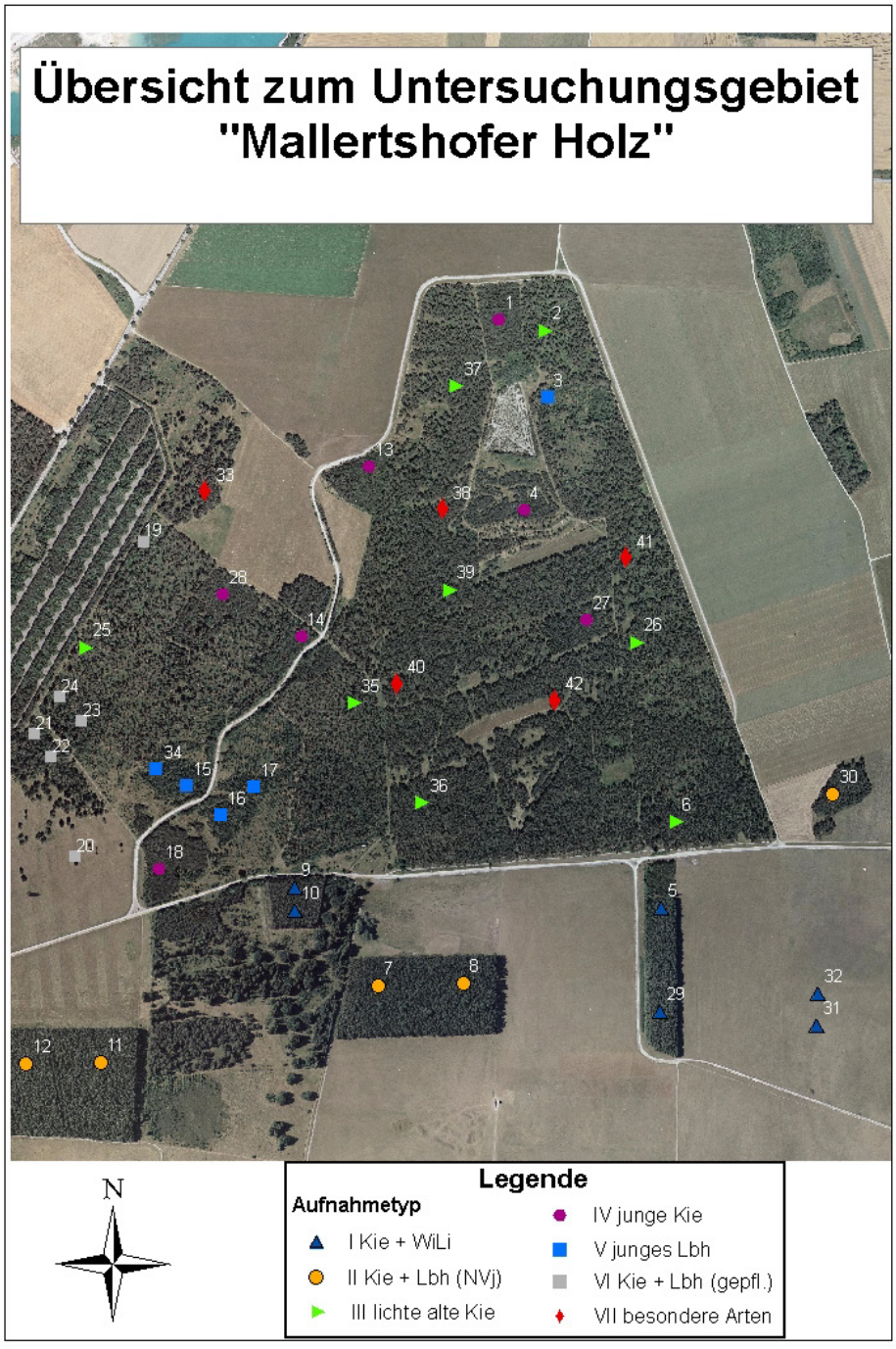


Abb. 1. Luftbild des Untersuchungsgebietes mit Lage und Stratifikation der Vegetationsaufnahmen; Geobasisdaten © Bayerische Vermessungsverwaltung 2012.

Fig. 1. Aerial photo oft the study area showing position and stratification of vegetation plots; geodata courtesy of © Bayerische Vermessungsverwaltung 2012.

zial an, so dass wenig gereifte, flachgründige Pararendzinen (Profilfolge Ah-Cv) mit hohen Ca- und Mg-Gehalten, relativ geringem Angebot an N, P und K und Dürregefährdung vorherrschen (FETZER et al. 1986, ANONYMUS 1999). Der Profilaufbau weist innerhalb des Gebietes bemerkenswert wenig Variabilität auf.

2.2 Klima

Das Klima des Untersuchungsgebiets ist gemäßigt-subozeanisch (Werte DWD-Messstation Oberschleißheim 1975–1990: Temperaturjahresmittel 8,3 °C, Jahresniederschlag 880 mm) und weist eine Kombination von subkontinentalen und präalpiden Merkmalen auf. So besitzt das Gebiet mit 19,1 °K eine relativ große Jahresamplitude der Monatsmittel und mit 107 eine hohe Zahl an Frosttagen. Spätfrost kann auf Freiflächen bis in den Juni hinein zu Schäden an Forstkulturen führen. Trotz relativ hoher Niederschläge, verschärft zeitweiliger Föhn (durchschnittlich an 40 Tagen pro Jahr) die durch flachgründige Böden vorgegebene Gefahr von Trockenstress.

2.3 Potentielle natürliche Vegetation (pnV)

Wie in anderen waldarmen Landschaften, gehen die Modellvorstellungen über die pnV der nördlichen Münchener Schotterebene relativ weit auseinander. So betrachtete SEIBERT (1968) sie als durch Spätfrost bedingtes, natürliches Buchenausschlussgebiet und übernahm in seine pnV-Karte die von Carl und Wilhelm TROLL (1926) entworfene Gliederung in eine zentrale Heidewaldzone (*Quercion pubescenti-petraeae* Br.-Bl. 1932 mit Stieleiche und *Erico-Pinion* mit Kiefer) und einen peripheren, grundwassernahen Lohwaldgürtel (*Carpinion betuli* Issler 1931 mit Stieleiche, Hainbuche und Winterlinde). Diese Bewertung wurde später, nicht zuletzt auf Grund von Beobachtungen in Naturwaldreservaten, revidiert. So wiesen WALENTOWSKI et al. (2001) Edellaub-(Eschen-Ahorn-)wälder (Lohwaldgürtel), Eichen-Hainbuchenwälder (Heidewaldzone) und Buchenwälder (Südrand des Gebietes) als regionale natürliche Waldgesellschaften aus. Diese Sichtweise wurde in die pnV-Karte von SUCK et al. (2010) als Kartiereinheit „Weißseggen-(Winterlinden-)Hainbuchenwald im Komplex mit Giersch Bergahorn-Eschenwald und edellaubholreichem Seggen-Buchenwald“ (Einheit G4) weitgehend übernommen. Derzeit gelten xero-thermophile Eichen- und Kiefernwälder also nicht mehr als pnV, sondern als Kulturlandschaftsrelikte.

2.4 Landnutzung und Schutzstatus

GRADMANN (1931) zählte die Münchener Schotterebene zu den typischen Altsiedellandschaften, in der der Mensch seit dem Paläolithikum kontinuierlich anwesend war. Neben dem Ackerbau, der archäologischen Funden zu Folge meist auf so genannten Wölbäckern betrieben wurde, war die Allmendweide mit Schafen, Rindern und Ziegen die vorherrschende Nutzungsform während des Mittelalters und der Neuzeit. Die Ortschaft Mallertshofen wurde um 1880 zu Gunsten eines Truppenübungsgeländes aufgegeben, das bis in die 1980er Jahre von der Bundeswehr betrieben wurde. Während die Schafbeweidung im Offenland fortgesetzt wurde, wurden die Wälder in dieser Zeit vom Bundesforstamt in Stockdorf bewirtschaftet. In der Umgebung wurden Heideflächen umgebrochen und unter Einsatz von Mineraldüngern in Ackerland umgewandelt. Das Gebiet liegt heute im nördlichen Saum des dicht besiedelten Ballungsraums München und ist von stark befahrenen Straßen umgeben. Nach der Aufgabe der militärischen Nutzung ging der Wald an den Freistaat über und bildet heute einen Teil des Forstbetriebs Freising. Die vom Bundesforst-amt eingeleiteten Maß-

nahmen zum Umbau in Laubwaldbestockungen werden fortgeführt. Das 609 ha große Naturschutzgebiet „Mallertshofer Holz mit Heiden“ wurde per Verordnung vom 20. Oktober 1995 gesichert und gehört zum gleichnamigen FFH-Gebiet „7735–302“. Es bildet den nordwestlichen Abschluss eines umfangreichen Biotopverbundsystems im Münchener Norden, das vom Heideflächenverein betreut wird. Zweck des NSG ist es „landschaftsgeschichtlich bedeutsamen und naturnahen Rest der Heidelandschaft ... zu schützen und zu entwickeln“ sowie „Pflanzenarten und -gemeinschaften, insbesondere die lichten Schneeheide-Kiefernwälder und Grasheiden ... zu erhalten und ... auszudehnen“ (ANONYMUS 1995). Die Verordnung nennt außerdem das Ziel, „geschlossene Waldteile ihrem Standort entsprechend einer naturbetonten und strukturreichen Waldentwicklung zuzuführen“. § 3 Abs. 2 definiert anschließend eigens die Zielsetzung der Ausweisung als FFH-Gebiet, wobei als Schutzgüter die Lebensraumtypen Trespen-Schwingel-Kalk-Trockenrasen (6210), extensive Mähwiesen (6510) und Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald (9170) genannt werden.

3. Methoden

Ziel der Untersuchung war es alle im NSG vorkommenden Bestockungstypen mit Vegetationsaufnahmen zu erfassen.

3.1 Stichprobendesign

Nach einer Vorerkundung des Gebiets und Auswertung der Revierbücher (ANONYMUS 1999, ANONYMUS 2005) wurden nach Baumartenmischung und Bestandesalter sechs Bestockungstypen als Straten ausgeschieden (Abb. 1–2, Tab. 1). Pro Stratum wurden, möglichst über das Gebiet verteilt, je nach Flächenbedeutung fünf bis acht, insgesamt 42 Vegetationsaufnahmen angefertigt. Die Straten verteilen sich infolge ihrer forstlichen Behandlung nicht ganz gleichmäßig über das Gebiet (Abb. 3). Vor allem die Straten I, II und IV waren nur in bestimmten Teilgebieten vertreten, so dass eine weitere Streuung der Aufnahmen nicht erreichbar war. Bereits beim Vorbegang zeigte sich, dass keines der Straten eine augenfällige Häufung von wertbestimmenden Arten des *Erico-Pinion* (*Asperula tinctoria*, *Carex humilis*, *Dorycnium germanicum*, *Erica carnea*, *Peucedanum oreoselinum*, *Polygala chamaebuxus*, *Potentilla alba*) zeigte. Daher wurden als 7. Stratum gezielt Waldkiefernbestände mit einer Häufung dieser Arten aufgenommen.

3.2 Vegetationsaufnahmen

Die Vegetationsaufnahmen wurden im Juli und August 2005 durchgeführt. Die Aufnahmeflächen wurden als Quadrate mit 10 m Seitenlänge abgesteckt. Für Moos- (M), Kraut- (K), Strauch- (S), und Baumschichten 1 (B1) und 2 (B2) wurden prozentuale Gesamt-deckungen geschätzt. Um die Beschattung der Bodenvegetation abzuschätzen, wurde die kumulative Baumschichtgesamtdeckung als

$$B_{1+2} = \left(\frac{B_1}{100} + \frac{B_2}{100} - \frac{B_1}{100} \cdot \frac{B_2}{100}\right) \cdot 100$$

sowie die kumulative Deckung der Baum- und Strauchschicht als

$$BS = \left(\frac{B_{1+2}}{100} + \frac{S}{100} - \frac{B_{1+2}}{100} \cdot \frac{S}{100}\right) \cdot 100$$

berechnet. Die Formeln korrigieren die Deckungssumme von zwei sich potenziell überlappenden Vertikalschichten jeweils um die bei zufälliger Anordnung erwartete Überlappung (Produkt) beider Schichten. Die Quadrate wurden spiralförmig abgesucht, alle Arten wurden bestimmt, Schichten zugeordnet

Tabelle 1. Definition und Inhalt der Aufnahmestraten; Bestandesalter wurden den Revierbüchern (ANONYMUS 1999, ANONYMUS 2005) entnommen.

Table 1. Definition and content of sampling strata; stand age extracted from forest inventory (ANONYMUS 1999, ANONYMUS 2005).

Stratum	Bezeichnung	Merkmale	Anzahl Aufnahmen	Symbol (vgl. Abb. 3)
I	Ki-L-UB	Waldkiefer mit Winterlinde (30–40 J., 12–16 m)	6	
II	Ki-L-NV	Waldkiefer mit Laubholzunterstand aus Natur-verjüngung (50–70 J.,14–19 m)	5	
III	Ki-alt	lichte alte Waldkiefernbestände (70–100 J, .17–22 m)	8	
IV	Ki-jung	junge dichte Kiefernbestände (20 J., 9–13 m)	7	
V	L-jung	Laubholz aus künstlicher Verjüngung (10–15 J., 6–10 m)	5	
VI	K-L-Pfl	Waldkiefer mit Laubholzunterstand aus künstlicher Verjüngung (ca. 95 J., 17–25 m)	6	
VII	Ki-Heide	Waldkiefer mit besonderer Bodenvegetation (ca. 75 J., 14–17 m)	5	

und mit einer Deckungsschätzung auf einer vereinfachten sechsstufigen Deckungsskala nach BRAUN-BLANQUET (1964, +: 0–1 %) versehen. Die Nomenklatur der Farn- und Blütenpflanzen richtet sich nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998), die der Moose nach KOPERSKI et al. (2000).

An jedem Punkt wurde mit einem Höhenmesser Blume-Leiss durch Messung mehrerer Bäume die durchschnittliche Baumhöhe (H) ermittelt. Die Grundfläche (G) am Aufnahmepunkt in m² pro ha wurde durch Winkelzählprobe mit dem Spiegelrelaskop Bitterlich bestimmt (KRAMER & AKCA 1995). Der Holzvorrat wurde nach der vereinfachten Formel

$$V = 0{,}5 \cdot H \cdot G$$

geschätzt.

Nächste Seite (next page):

Abb. 2. Typische Bestandesbilder der Straten I–VII (s. Tab. 1); 1. Reihe: *Sambucus*-Kiefernforst (links: Winterlinden-Unterbau, rechts: ungelenkte Sukzession); 2. Reihe: *Brachypodium*-Kiefernforst (links: alt, rechts: jung); 3. Reihe, links: Laubholz-Forst; rechts: *Brachypodium*-Kiefernforst mit Laubholz-Unterbau; 4. Reihe: *Molinia-Pinus*-Gesellschaft.

Fig. 2. Photos of typical stands of strata I–VII (see Table 1); 1st row: *Sambucus*-pine plantation (left: underplanted with lime, right: succession); 2nd row: *Brachypodium*-pine plantation (left: old, right: young); 3rd row, left: deciduous plantation; right: *Brachypodium*-pine plantation underplanted with broadleaves; 4th row: *Molinia-Pinus*-community.









3.3 Datenauswertung

Die Aufnahmen wurden in einer relationalen Datenbank (MS-Access) abgelegt, die zum Filtern und Sortieren der Daten verwendet wurde. Die Vegetationstabelle wurde von Hand mit dem Tabellenkalkulationsprogramm MS-Excel sortiert. Am Anfang wurden die zu einem Stratum gehörenden Aufnahmen (Spalten) gruppiert. Vor der Sortierung der Arten (Zeilen) wurden die Baumschichten nach oben gestellt, um einen Eindruck von der Bestandesstruktur zu erhalten. Dann wurden Trennarten gesucht, welche die Straten unterscheiden. Durch Bildung von Trennartengruppen und eine Anordnung der Straten nach Ähnlichkeit ihres Artenbestandes wurde eine diagonale Treppenstruktur erzielt. Innerhalb der Trennartengrup-pen wurde nach absteigender Stetigkeit sortiert. Indifferente und jene Arten, die zu selten sind um als Trennart zu fungieren wurden nach absteigender Stetigkeit ans Ende der Vegetationstabelle gestellt.

Neben den erhobenen Bestandeskenndaten und Gesamtdeckungen der Gehölzschichten wurden gewichtete mittlere Zeigerwerte nach Ellenberg für Licht (L), Feuchte (F), Nährstoffe (N) und Bodenreaktion (R) berechnet. Als Gewichte wurden die Deckungsgrade 1 bis 5 der Braun-Blanquet Skala, für das Symbol „+“ 0,5 verwendet, was einer logarithmischen Transformation der Deckungsprozente nahe kommt (WESTHOFF & VAN DER MAAREL 1973). Die Übereinstimmung zwischen dem lokalen Verhalten der Arten und ihren Zeigerwerten wurde durch Boxplots der Artenscores dargestellt.

Die Arten der Bodenvegetation wurden den funktionellen Gruppen Grasartige, Gehölze, Bäume und Moose zugeordnet, deren Artenzahl und Deckungssumme pro Aufnahme bestimmt wurde. Außerdem wurde die Waldbindung nach SCHMIDT et al. (2003, Region Berg- und Hügelland) bewertet, indem die Gefäßpflanzenarten der dort definierten Kategorien pro Aufnahme gezählt und ihre Deckungen summiert wurden.

Die Hauptgradienten der Artenzusammensetzung wurden durch entzerrte Korres-pondenzanalyse (DCA) der wurzeltransformierten Matrix der Bodenvegetation im Programm PC-Ord für Windows, Version 4.20 (MCCUNE & MEFFORD 1999) berechnet. Die DCA-Achsen wurden durch Berechnung von Korrelationen mit den Artdeckungen sowie mit den Bestandesvariablen, den Ellenberg-Zeigerwerten und der Anzahl an Waldarten in Beziehung gesetzt. Diese Beziehungen wurden durch Biplots, Streudiagramme und Overlays, die Zugehörigkeit zu den Straten (kategoriale Variable) durch Symbole dargestellt. Im Text werden Rangkorrelationen (Kendall τ) mitgeteilt.

4. Ergebnisse

Insgesamt wurden 142 Pflanzenarten beobachtet, darunter 20 Bäume (hochstet mit >50 % Waldkiefer, Stieleiche, Winterlinde, Vogelbeere, Bergahorn), 13 Sträucher (hochstet *Crataegus monogyna* agg., *Frangula alnus*, *Sambucus nigra*, *Rhamnus cathartica*), 29 Gras-artige (hochstet *Brachypodium rupestre*, *B. sylvaticum*) und 12 Moose (hochstet *Scleropodium purum*, *Hylocomium splendens*). Weitere hochstete Arten der Bodenvegetation waren *Rubus fruticosus* agg., *Rubus idaeus*, *Viola reichenbachiana* und *Galium album*.

4.1 Floristische Differenzierung der Bestockungstypen

Gemäß ihrer Definition unterschieden sich die Aufnahmestraten nach Zusammensetzung und Struktur ihrer Baumschicht (Tab. 2 in der Beilage). So umfassten die Straten Ki-L-NV, Ki-L-Pf, Ki-alt und Ki-Heide reine Waldkiefernbestände. Im Stratum Ki-jung war vereinzelt Bergahorn beigemischt. Ki-L-US umfasste, oft zweischichtige, Kiefern-Linden-Bestände, während L-jung von gepflanztem Bergahorn, in einem Fall von Stieleiche geprägt war.

Die Aufnahmestraten unterschieden sich hinsichtlich ihrer Bodenvegetation durch Trennarten. So war in Ki-L-NV eine Häufung von Laubsträuchern, insbesondere *Sambucus nigra*, zu verzeichnen. L-jung wies eine gewisse Häufung von mesophilen (Laubwald-)

Arten Ki-L-US und Ki-L-Pf waren durch das weitgehende Fehlen von Trennarten gekennzeichnet, unterschieden sich jedoch im stärkeren Auftreten von *Rhytidiadelphus triquetrus* und *Urtica dioica* in Ki-L-US und in der Dominanz von *Brachypodium rupestre* in Ki-L-Pf.

Die übrigen Aufnahmestraten waren dagegen durch Magerkeitszeiger wie *Frangula alnus* und *Potentilla erecta* differenziert. Das Stratum Ki-jung war durch die Wiesenpflanzen *Agrimonia eupatoria* und *Taraxacum* sect. *Ruderalia* schwach gekennzeichnet. Definitionsgemäß wies Ki-Heide eine große Trennartengruppe von Arten der Kalkmagerrasen (*Carex humilis*), Schneeheide-Kiefernwälder (*Polygala chamaebuxus*, *Erica carnea*, *Dorycnium germanicum*) und thermophilen Säume (*Galium boreale*, *Potentilla alba*, *Asperula tinctoria*) auf.

4.2 Ökologische Gradienten

Die Korrespondenzanalyse (DCA, Abb. 3) der wurzeltransformierten Bodenvegetationsmatrix lieferte zwei interpretierbare floristische Gradienten (Achse 1: Eigenwert 0,48, Gradientenlänge 3,3 Standardabweichungseinheiten; Achse 2: 0,25; 2,4). Die zu den Straten gehörenden Aufnahmen sind im Ordinationsraum deutlich, wenn auch nicht ohne Ausreißer, gruppiert. Die Aufnahmen bilden, ausgehend von den rechts stehenden Gruppen Ki-Heide und Ki-jung, ein gekipptes V. Oben bilden Ki-alt und Ki-L-NV, unten Ki-L-Pf, L-jung und Ki-L-US als deutliche Reihen die Arme des V.

Strukturvariablen, Zeigerwerte und Artengruppen zeigen deutliche Korrelationen mit den DCA-Achsen (Abb. 3). So nimmt die Gesamtdeckung der Krautschicht entlang Achse 1 zu (τ = 0,49), die der Gehölzschichten ab (τ = -0,50), und entlang Achse 2 ist eine Zunahme der Moosschichtdeckung (τ = 0,37) und eine Abnahme der Deckung der 2. Baumschicht (r = -0,36) erkennbar. Entlang Achse 1 nehmen Nährstoffzahl (τ = -0,71) und Feuchtezahl (τ = -0,40) ab, die Lichtzahl hingegen zu (τ=0,52). Entlang Achse 1 nimmt die Deckung der Grasartigen (τ = 0,64) und der Gefäßpflanzen insgesamt zu (τ = 0,41), Deckung (τ = -0,44) und Artenzahl der Gehölze (τ = -0,40) dagegen ab.

Wie die enge Korrelation zwischen Achse 1 und mittlerer Nährstoffzahl erwarten lässt, besteht zwischen den Nährstoffzahlen der Arten und ihrem Ordinationswert auf Achse 1 eine klare Beziehung (Abb. 4). Besonders deutlich unterscheidet sich das lokale Verhalten der Arten in den Zeigerwertstufen 1 bis 4 (Mangelzeiger), während das Verhalten der mit 5 bis 9 bewerteten Arten relativ stark streut.

5. Diskussion

Die vorliegende Untersuchung dokumentiert die aktuelle Vegetation der Waldflächen im Mallertshofer Holz. Diese Befunde werden im Folgenden hinsichtlich Standortbedingungen, Sukzession und Syntaxonomie interpretiert, um daraus Schlussfolgerungen für das Management zu ziehen.

5.1 Standortbedingungen

Im Gebiet liegen großflächig flachgründige und skelettreiche Schotterböden vor, so dass von Natur aus mäßig trockene und kalkreiche Standortbedingungen herrschen (FETZER et al. 1986). Angesichts der bekannten Homogenität der Böden müssen als Ursache der gefundenen ökologischen Gradienten Eingriffe in den Stoffhaushalt und anschließende Sukzessio-

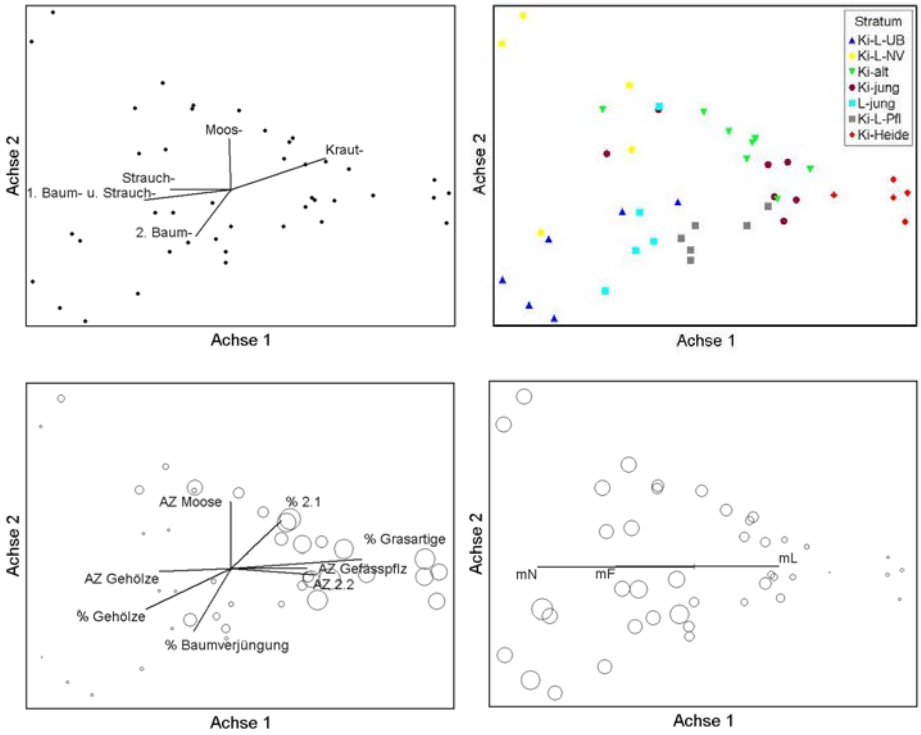


Abb. 3. Diagramme der DCA-Ordination; oben links: Joint Plot (Korrelationen) mit Schichtdeckungen; oben rechts: Aufnahmestraten; unten links: Joint-Plot mit Artengruppen (Symbolgröße: Deckung der Grasartigen); unten rechts: Joint-Plot mit Zeigerwerten (Symbolgröße: mittlere Nährstoffzahl).

Fig. 3. Ordination diagrams (DCA)**;** upper right: joint plot (correlations) with cover of vertical layers; upper right: strata of sampling; lower left: joint plot with species groups (symbol size: cover of graminoids); lower right: joint plot with Ellenberg values (symbol size: average nutrient value).

nen angenommen werden. So ist bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts eine lang anhaltende Verarmung an Humus und Makronährstoffen durch extensive landwirtschaftliche Nutzung (Ackerbau, Beweidung) anzunehmen (RÖDER et al. 2006). Dadurch entstanden Heide-Ökosysteme mit geringer Produktivität und hoher Vielfalt an oligotraphenten Arten. Unter Wald werden die Nährstoffvorräte zu Gunsten von Brache-, Saum- und Waldarten regeneriert (GLATZEL 1991). Atmosphärische Stickstoffeinträge aus Verkehr und Landwirtschaft beschleunigen diesen Prozess und können zur Stickstoffsättigung und Eutrophierung führen (MELLERT et al. 2005, BERNHARDT 2005). Die durch die Vegetation angezeigten Standortunterschiede spiegeln demnach den Erholungs- bzw. Eutrophierungszustand wider.

5.2 Sukzession

Für das Untersuchungsgebiet werden wiederholte Zyklen von Verheidung und Wiederbewaldung angenommen. Die Auswertungen von WIEDEMANN (2007) zeigen, dass die heutigen Wälder auf Heideflächen nach 1809 entstanden sind. Man kann die Vegetationsaufnahmen der Wälder als falsche Zeitreihe (Chronosequenz), die erste Achse der Ordination

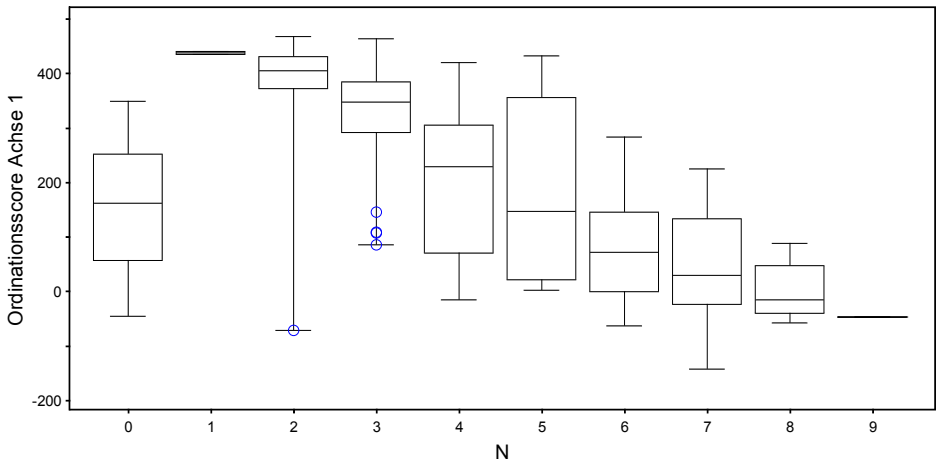


Abb. 4. Boxplot der Beziehung zwischen Nährstoffzahl nach ELLENBERG et al. (2001) und Ordinationsscore der Arten (Mindeststetigkeit 2 Aufnahmen) auf DCA-Achse 1.

Fig. 4. Boxplot showing the relationship between nutrient value (ELLENBERG et al. 2001) and ordination score of species (minimum frequency: two plots) on first DCA-axis.

als Sukzessionsgradienten auffassen. Die Entwicklung wird dabei nicht hauptsächlich von den forstlichen Maßnahmen des Waldumbaus bestimmt, sondern dieser liefert lediglich eine Variante einer spontan ablaufenden Entwicklung, deren Wirkung auf die Artenzusammensetzung auf der zweiten Ordinationsachse abgebildet wird.

Der ablaufende Prozess der Verwaldung geht mit einer messbaren Mesophilisierung (Abnahme von Trockenheits- zu Gunsten von Frischezeigern), Verdunklung (Zunahme der Gehölzdeckung, Abnahme von Offenlandarten) und Eutrophierung (Zunahme von Nährstoff- auf Kosten von Mangelzeigern) einher. Von den forstlich eingebrachten Schlusswaldbaumarten abgesehen kommt es jedoch, anders als z. B. in sich seit 50 Jahren bewaldenden Weiden des nordböhmischen Duppauer Gebirges (VOJTA & DRHOVSKÁ 2012), bislang nicht zu einer signifikanten Ausbreitung von eng an den Wald gebundenen Pflanzenarten. Profiteure der Verwaldung sind vielmehr Nährstoffzeiger wie *Sambucus nigra* und *Urtica dioica*, die in der Lage sind Nährstoffüberschüsse aufzunehmen und in üppiges Wachstum umzusetzen.

Angesichts der flachgründigen Böden und des in Folge historischer Nutzung geringen Ausgangsniveaus der Nährstoffversorgung überrascht das Ausmaß der Eutrophierung im Mallertshofer Holz. EWALD (2007) hat im vorliegenden Aufnahmematerial zweigipflige Häufigkeitsverteilungen von Nährstoffzahlen nachgewiesen und als Hinweis auf eine besonders rasch ablaufende Eutrophierung gedeutet. So koexistieren in den Beständen Magerkeitszeiger mit Nährstoffzeigern, während Arten mit mittleren Ansprüchen unterrepräsentiert sind. Dies könnte zum einen durch die inselartige Lage des Waldgebiets in einer landwirtschaftlich genutzten und dicht besiedelten Landschaft bedingt sein (SPANGENBERG & KÖLLING 2004). So wurde in der benachbarten Laubwaldinsel der Echinger Lohe auf Dauerflächen ebenfalls eine Zunahme von Nährstoffzeigern nachgewiesen (BERNHARDT-RÖMER-

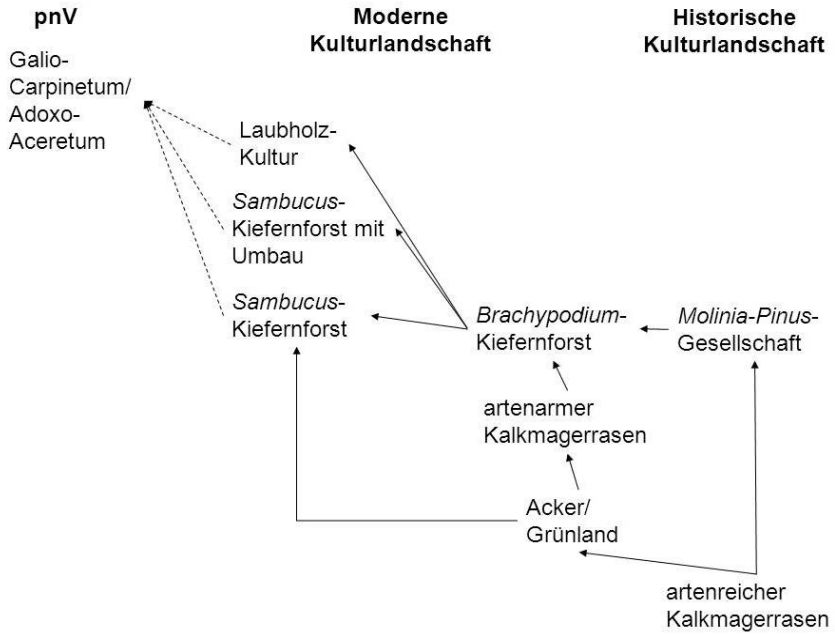


Abb. 5. Hypothetisches Sukzessionsschema für das NSG Mallertshofer Holz.

Fig. 5. Hypothetical succession scheme for Mallertshofer Holz nature reserve.

MANN et al. 2006). Als weiteren Grund nennt EWALD (2007) die relativ geringe Fähigkeit von Kiefernbeständen Stickstoffüberschüsse aufzunehmen. Nach EWALD (2009) sind bimodale Nährstoffzeigerspektren auch in Fichtenforsten Bayerns weit verbreitet.

5.3 Syntaxonomische Bewertung

Die syntaxonomische Bewertung der Vegetationseinheiten sollte neben der floristischen Gesamtähnlichkeit den zu Grunde liegenden standörtlichen und syndynamischen Triebkräften Rechnung tragen. Im Kontinuum der Entwicklungsreihe bietet sich die Grenze zwischen den Straten L-jung und Ki-L-Pf als syntaxonomische Stufe an. Links davon stehen eutrophierte Kiefern- und Laubholzforste, rechts nährstoffärmere Heidewälder. Aus letzteren lässt sich eine *Erico-Pinion*-Gesellschaft i.e.S. ausgliedern.

Die eutraphenten Kiefernforsten können dem aus dem nordostdeutschen Tiefland von HOFMANN (1997) beschriebenen Holunder-Kiefernforst (*Sambucus nigra-Pinus sylvestris*-Gesellschaft) zugeordnet werden. Sie dürften aus *Brachypodium*-Kiefernforsten oder direkt aus der Aufforstung von nährstoffreicherem Grünland entstanden sein (Abb. 5).

Die mageren Bestände gehören zum *Brachypodium pinnatum*-Kiefernforst (TÜRK 1993, HOFMANN 1994, HEMP 1995), der im Alpenvorland von der Kleinart *Brachypodium rupestre* beherrscht wird. Diese Gesellschaft wird von HEMP (1995) und SCHMIDT et al. (2011) dem Verband *Erico-Pinion* zugeordnet, obwohl die Einheit nur durch sporadische Vorkommen von Kennarten in diesem Verband verankert ist. Ihre schwache floristische Ausstattung HEMP (1995) durch relativ hohe Lehmgehalte der Böden und frühere Nutzung als Acker. Im Untersuchungsgebiet könnten die Bestände aus durch derartige Vornutzungen verarmtem Grünland oder der *Molinia-Pinus*-Gesellschaft entstanden sein (Abb. 5).

Die *Molinia arundinacea-Pinus sylvestris*-Gesellschaft hebt sich durch die *Erico-Pinion*-Kennarten und Elemente der Trockenrasen und thermophilen Säume deutlich ab. Die diagnostischen Arten begründen die Zuordnung dieser Bestände als nach § 30 BNatSchG geschützte „Wälder trockenwarmer Standorte“ (ANONYMUS 2009, 2010). HÖLZEL (1996a) und RENNWALD (2000) behandeln diese, wie die anderen außeralpischen Carbonat-Kierfernwäldern, als ranglose Gesellschaften. HEMP (1995) erklärt die besondere floristische Ausstattung, die seiner Meinung nach im floristisch besonders reich ausgestatteten Frankenjura den Assoziationsrang begründet, mit seit der Steinzeit andauernder anthropozoogener Nutzung bei gleichzeitiger Waldkontinuität. Gegen eine derartige Bewertung als historisch altem Weidewald spricht im Mallertshofer Holz das nachweisbar geringe Alter der Bewaldung (WIEDEMANN 2007) und das stete Vorkommen der diagnostischen Arten in der waldfreien Garchinger Heide (RÖDER et al. 2006). Wahrscheinlich sind diese Kiefernbestände durch Sukzession oder Aufforstung von artenreichen Kalkmagerrasen entstanden (Abb. 5).

5.4 Schlussfolgerungen für das Management

Die strukturell einheitlich erscheinenden Kiefernwäldern des Mallertshofer Holzes sind recht gegensätzlichen Ökosystemtypen zuzuordnen, deren naturschutzfachliche Bewertung weit auseinanderklafft. Naturschutzrechtlich bedeutsam sind dabei die artenreichen Lebensräume der historischen Kulturlandschaft (§ 30-Biotope, Offenland-LRT der FFH-Richtlinie) einerseits und die Laubwaldgesellschaften der pnV (Wald-LRT) andererseits. Diese Pole geben die Leitbilder der NSG-Verordnung (ANONYMUS 1995) und des Landschaftskonzepts (HASLACH & RIEDEL 2007) ab. Die dazwischen liegenden Kiefernforste prägen jedoch den aktuellen Zustand des Gebietes. Für sie sind folgende Entwicklungsszenarien denkbar:

1. Ungelenkte Sukzession: Bei zunehmender Eutrophierung und Verdunklung, sowie Verbrachung von Waldrändern und Innensäumen gehen wärmeliebende Arten weiter zurück. Auf absehbare Zeit bildet sich unter der alternden Kiefer eine geschlossene Unterschicht aus Laubsträuchern mit nitrophilem Unterwuchs, in dem sich bei abgesenkter Rehwildpopulation Stieleiche und Edellaubbäume allmählich ausbreiten können. Außer einer Erhaltung des Landschaftsbildes und einer Habitatfunktion, z. B. als sicherer Einstand für Wildtiere, sind diesem Zustand keine spezifischen Naturschutzfunktionen zuzuordnen.

2. Umbau zu standortsheimischen Waldgesellschaften der pnV: Der Umbau ist angesichts hoher Rehwilddichten und starker Vergrasung der Kiefernbestände aufwändig und hat erst kleine Teile des Gebietes erfasst. Die Entstehung von standorttypischen Laubwaldbeständen wird noch etliche Jahrzehnte in Anspruch nehmen. Die Wiederansiedlung typischer Waldarten geht durch fehlende Waldtradition und Verinselung sehr langsam von statten. Im Erfolgsfall führt der Umbau zu einer Segregation von offenen Heideflächen und geschlossenen, mesophilen Wäldern. Für die Konnektivität von Heidehabitaten dürfte diese Variante ähnlich ungünstig sein wie 1.

3. Naturschutzorientierte Behandlung der Kiefernbestände: Der Eutrophierung könnte durch Eingriffe in die Biomasse des Baumbestandes (durch Ernte von ganzen Bäumen und Entnahme des Unterstandes) und der Bodenvegetation (durch Beweidung, Mahd, oder Streuentnahme, ggfs. unter bewusster Inkaufnahme von Verstößen gegen waldgesetzliche Bestimmungen) entgegengewirkt werden. Solche Maßnahmen wären auch geeignet eine Naturverjüngung der Kiefer einzuleiten und für den Naturraum typische, ästhetisch ansprechende Bestandesbilder zu erzeugen.

Angesichts der vorhandenen Flächengrößen sind durchaus mehrere Optionen nebeneinander realisierbar. Die ungelenkte Sukzession („Prozesschutz“) erscheint dabei als wenig förderlich für die gebietstypische Biodiversität. Vielmehr ist ein gewisses Maß an Segregation unumgänglich, um die bei Ausweisung des Gebietes formulierten Ziele zu erreichen. Die vorliegende Untersuchung könnte den Ausgangspunkt für eine entsprechende Planung liefern.

Danksagung

Wir danken Frau Christine Joas vom Heideflächenverein im Münchener Norden für die Unterstützung der Diplomarbeit.

Beilagen und Anhänge

Beilage 1. Tabelle 2. Vegetationstabelle der Wälder im Mallertshofer Holz.

Supplement 1. Table 2. Vegetation relevées of forests in the Mallertshofer Holz.

Literatur

ANONYMUS (1995): Verordnung über das Naturschutzgebiet „Mallertshofer Holz mit Heiden“ in den Landkreisen Freising und München. – Regierung von Oberbayern. – URL: http://formulare.landkreis-muenchen.de/cdm/cfs/eject/gen?MANDANTID=1&FORMID=2819 [Zugriff am 19.02.2012].

ANONYMUS (1999): Erläuterungsband zur Standortserkundung, Betriebswerk der Liegenschaft Eching, Bundesforstamt Stockdorf. – Bundesanstalt für Immobilienaufgaben (unveröff.).

ANONYMUS (2005): Forsteinrichtung 2005, Wirtschaftsbuch der Forstdienststelle Oberschleißheim. Forstamt Freising (unveröff.).

ANONYMUS (2006): Richtlinie 2006/105/EG des Rates vom 20. November 2006 zur Anpassung der Richtlinien 73/239/EWG, 74/557/EWG und 2002/83/EG im Bereich Umwelt anlässlich des Beitritts Bulgariens und Rumäniens. – Amtsblatt der Europäischen Union.

ANONYMUS (2009): Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 5 des Gesetzes vom 6. Februar 2012 (BGBl. I S. 148) geändert worden ist. – Bundesministerium der Justiz. – URL: http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bnatschg_2009/gesamt.pdf [Zugriff am 19.02.2012].

ANONYMUS (2010): Bestimmungsschlüssel für Flächen nach § 30 BNatSchG / Art. 13d(1) BayNatSchG. – Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg. – URL: http://www.lfu.bayern.de/natur/biotopkartierung_flachland/kartieranleitungen/doc/bestimmungsschluessel_30_201003.pdf [Zugriff am 15.03.2012].

BERNHARDT, M. (2005): Reaktionen der Waldbodenvegetation auf erhöhte Stickstoffeinträge. – Diss. Bot. 397: 1–121.

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

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie, 3. Aufl. – Springer, Wien: 865 pp.

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

EWALD, J. (2007): Bimodal spectra of nutrient indicators reveal abrupt eutrophication of pine forests. – Preslia 79: 391–400.

EWALD, J. (2009): Bimodale Spektren von Nährstoffzeigerwerten in Bayerns Nadelwäldern. – Forstarchiv 80: 189–194.

FETZER, K.D., GROTTENTHALER, W., HOFMANN, B., JERZ, H., RÜCKERT, G., SCHMIDT, F. & WITTMANN, O. (1986): Standortkundliche Bodenkarte von Bayern 1:50 000 München-Augsburg und Umgebung. – Bayerisches Geologisches Landesamt, München.

GLATZEL, G. (1991): The impact of historic land use and modern forestry on nutrient relations of Central European forest ecosystems. – Nutr. Cycl. Agroecosyst. 27: 1–8.
GRADMANN, R. (1931): Süddeutschland. 2. Die einzelnen Landschaften. – Stuttgart: 553 pp.
GULDER, H.-J. (2001): Forstliche Wuchsgebietsgliederung Bayerns. – Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising.
HASLACH, H. & RIEDEL, B. (2007): Landschaftskonzept Münchener Norden. – Heideflächenverein für den Münchener Nordern, Eching. – URL: http://www.heideflaechenverein.de/projekte/gutachten/gesamtgutachten.pdf [Zugriff am 15.3.2012].
HEINKEN, T. (2008): *Vaccinio-Piceetea* (H7) – Beerstrauch-Nadelwälder. Teil 1: *Dicrano-Pinion* – Sand- und Silikat-Kiefernwälder. – Synopsis Pflanzenges. Dtschl. 10: 1–88.
HEMP, A. (1995): Die Dolomitkiefernwälder der Nördlichen Frankenalb – Entstehung, synsystematische Stellung und Bedeutung für den Naturschutz. – Bayreuther Forum Ökol. 22: 1–150.
HOFMANN, G. (1994): Die Vegetationsgliederung natürlicher Kiefernwälder, kiefernhaltiger Laubwälder, und forstwirtschaftlich bedingter Kiefernforsten Mitteleuropas. – In: ENDTMANN, K.J., MAI, D.H. & LANGE, E. (Eds.): Die Kiefer. Berichte aus Forschung und Entwicklung 24: 40–67. Eberswalde.
HOFMANN, G. (1997): Mitteleuropäische Wald- und Forst-Ökosystemtypen in Wort und Bild. AFZ/Der Wald Sonderheft/1997.
HÖLZEL, N. (1996a): *Erico-Pinetea* (H6). – Alpisch-dinarische Karbonat-Trocken-Kiefernwälder. – Synopsis Pflanzenges. Dtschl. 6: 1–49.
HÖLZEL, N. (1996b): Schneeheide-Kiefernwälder in den mittleren Nördlichen Kalkalpen. – Laufener Forschungsber. 3: 1–192.
KOPERSKI, M., SAUER, M., BRAUN, W. & GRADSTEIN, S.R. (2000): Referenzliste der Moose Deutschlands. – Schriftenr. Vegetationskd. 34: 1–519.
KRAMER, H. & AKCA, A. (2005): Leitfaden zur Waldmesslehre. – J.D. Sauerländer, Frankfurt am Main: 191 pp.
MCCUNE, B. & MEFFORD, M.J. (1999): Multivariate Analysis for Ecological Data, PC-ORD, Version 4.20. – MjM Software, Gleneden Beach.
MELLERT, K., GENSIOR, A. & KÖLLING, C. (2005): Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns – Ergebnisse der Nitratinventur. – Forstarchiv 76: 35–43.
RENNWALD, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Schriftenr. Vegetationskd. 35: 1–800.
RÖDER, D., JESCHKE, M. & KIEHL, K. (2006): Vegetation und Böden alter und junger Kalkmagerrasen im Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“ im Norden von München. – Forum Geobot. 2: 24–44.
SCHMIDT, M., CULMSEE, H., BOCH, S., HEINKEN, T., MÜLLER, J. & SCHMIEDEL, I. (2011): Anwendungsmöglichkeiten von Waldartenlisten für Gefäßpflanzen, Moose und Flechten. – In: M. SCHMIDT, W.-U. KRIEBITZSCH & J. EWALD (Eds.): Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. BfN-Skripten 299: 25–45.
SCHMIDT, M., EWALD, J., FISCHER, A., V. OHEIMB, G., KRIEBITZSCH, W.-U., SCHMIDT, W. & ELLENBERG, H. (2003): Liste der in Deutschland typischen Waldgefäßpflanzen. – Schriftenr. Bundesforschungsanst. Forst- u. Holzwirtsch. 212: 1–33.
SEIBERT, P. (1966): Kiefernwälder des *Erico-Pinion* im bayerischen Alpenvorland. – Angew. Pflanzensoz. 19: 243–248.
SEIBERT, P. (1968): Übersichtskarte der natürlichen Vegetationsgebiete von Bayern 1:500 000 mit Erläuterungen. – Schriftenr. Vegetationskd. 3: 1–84.
SEIBERT, P. (1992): Klasse. *Erico-Pinetea*. – In OBERDORFER, E. (Eds.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsche. 2. Aufl.: G. Fischer, Jena.
SPANGENBERG, A. & KÖLLING, C. (2004): Nitrogen deposition and nitrate leaching at forest edges exposed to high ammonia emissions in Southern Bavaria. – Water, Air, & Soil Pollution 152: 233–255.
SUCK, R., BUSHART, M., HOFMANN, G., SCHRÖDER, L. & BOHN, U. (2010): Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation Deutschlands Maßstab 1:500 000 Legende. – Bonn-Bad Godesberg.
TROLL, C. (1926): Die jungglazialen Schotterfluren im Umkreis der deutschen Alpen. – J. Engelhorns Nachf., Stuttgart: 100 pp.
TROLL, W. (1926): Die natürlichen Wälder im Gebiete des Isarvorlandgletschers. – J. Lindauer'sche Univ.-Buchhandlung, München: 129 pp.
TÜRK, W. (1993): Pflanzengesellschaften und Vegetationsmosaike im nördlichen Oberfranken. – Diss. Bot. 207: 1–290.

VOJTA, J. & DRHOVSKÁ, L. (2012): Are abandoned wooded pastures suitable refugia for forest species? – J. Veg. Sci. 23: 880–891.
WALENTOWSKI, H., GULDER, H.-J., KÖLLING, C., EWALD, J. & TÜRK, W. (2001): Die regionale natürliche Waldzusammensetzung Bayerns. – LWF-Bericht 32: 1–107.
WESTHOFF, V. & VAN DER MAAREL, E. (1973): The Braun-Blanquet approach. – In: WHITAKER, R.H. (Ed.): Ordination and classification of communities: 617–726. Junk, Den Haag.
WIEDEMANN, S. (2007): Die Entwicklung der Wald- und Heideflächen im Münchner Norden zwischen 1800 und 2000. – Diplomarb. Fachhochsch. München.
WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart: 765 pp.

1_A-0007 230x344 mm 22.08.13 10:29 Seite 1

Tabelle 2. Vegetationstabelle der Wälder im Mallertshofer Holz.
Table 2. Vegetation relevées of forests in the Mallertshofer Holz.

Vegetationstypen

1 *Sambucus nigra* -Kiefernforst
a. ungelenkte Sukzession
b. Umbau mit Winterlinde
3 *Brachypodium rupestre* -Kiefernforst
4 *Molinia arundinacea-Pinus sylvestris* -Gesellschaft

Vegetationstyp		1a					1b						2					3																				4				
Stratum		Ki-L-NV					Ki-L-US						L-jung					Ki-L-Pf						Ki-alt								Ki-jung							Ki-Heide				
		II					I						V					VI						III								IV							VII				
Aufnahme-ID		7	8	11	12	30	5	9	10	29	31	32	3	15	16	17	34	19	20	21	22	23	24	2	6	25	26	35	36	37	39	1	4	13	14	18	27	28	33	38	40	41	42
Pinus sylvestris	B1	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	.	.	.	.	.	2	3	3	3	2	3	2	3	3	2	3	3	4	3	4	4	3	3	3	4	4	3	3	3	3	4
Pinus sylvestris	S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	2	1
Pinus sylvestris	K	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Tilia cordata	B1	.	.	.	.	.	3	.	.	3	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Tilia cordata	B2	.	.	.	.	.	3	.	.	4	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Tilia cordata	S	.	.	.	.	.	.	3	3	3	3	3	.	.	.	.	.	.	1	2	2	2	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Tilia cordata	K	.	.	.	.	.	1	1	2	+	2	1	+	.	.	.	.	.	1	1	1	1	1	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Acer pseudoplatanus	B1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	3	3	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2	.	.	1	.	.	.	.	.
Acer pseudoplatanus	S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	2	2	3	.	3	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	2	.	.	.	.	.
Aesculus hippocastanum	B1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Betula pendula	B1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Betula pendula	S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Prunus avium	B1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Prunus avium	S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	2	.	.	.	2	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Prunus avium	K	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Quercus robur	B1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Quercus robur	S	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	1	.	.	2	3	3	4	1	.	.	1	.	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
Quercus robur	K	+	.	+	.	+	.	1	+	.	.	+	1	.	.	.	+	+	+	+	+	+	1	.	.	+	+	.	+	.	+	.	+	.	+	+	+	+	+	+	.	+	+
Salix caprea	B1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix caprea	S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sorbus aucuparia	B1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sorbus aucuparia	S	.	.	2	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1	.	2	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.
Sorbus aucuparia	K	.	.	1	.	.	.	1	.	.	+	.	.	+	1	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	+	+	+	.	.	+	1	+	+	.	.	1	+	+	.	.	+	+
Larix decidua	B1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
d II																																											
Sambucus nigra	B2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sambucus nigra	S	1	2	3	1	4	.	.	.	.	1	2	.	.	1	.	.	.	+	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sambucus nigra	K	1	.	1	.	2	1	.	.	.	1	.	1	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Prunus mahaleb	S	2	1	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Prunus mahaleb	K	1	1	.	1	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Euonymus europaea	S	.	1	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Euonymus europaea	K	+	.	1	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Ulmus glabra	S	3	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ulmus glabra	K	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
d I & II																																											
Rhytidiadelphus triquetrus	M	2	2	2	.	1	1	.	1	.	2	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eurhynchium striatum	M	.	.	.	.	4	3	.	2	3	+	2	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
d I, II & V																																											
Geum urbanum		.	1	+	+	1	.	.	.	.	1	+	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Urtica dioica		1	1	.	.	2	+	.	.	+	+	+	.	1	+	+	+	.	+	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
d V																																											
Galium rotundifolium		.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex sylvatica		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium montanum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Populus tremula	K	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cirsium oleraceum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
d III, IV, VI & VII																																											
Brachypodium rupestre		.	.	1	2	.	.	.	1	.	.	.	2	.	.	.	1	3	2	2	2	1	2	1	3	4	3	4	4	3	3	.	3	.	2	3	3	4	3	4	4	4	4
Filipendula vulgaris		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	+	.	+	.	+	.	.	.	1	1	.	1	1	1	+	+	+	1	1	1
Agrostis capillaris		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	+	.	+	+	.	+	+	+	.	.	+	.	.	+	+	+	1	+	+	+	+
d III																																											
Dryopteris carthusiana		1	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	+	1	+	+	1	1	+	1	1	1	2	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.
Calamagrostis epigejos		.	.	+	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	1	2	.	1	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Melica nutans		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	+	1	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Thuidium tamariscinum	M	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	1	2	3	.	+	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
Betula pendula	K	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
Agrostis gigantea		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
d III , IV & VII																																											
Frangula alnus	S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	2	2	1	.	.	1	.	.	.	.	1	.	+	.	1	1	.	.
Frangula alnus	K	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1	1	+	.	+	.	+	+	.	.	+	+	1	+	+	1	+	+
Potentilla erecta		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	+	.	+	.	+	+	+	+	+	+	1	.	1
Euphorbia cyparissias		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	+	.	+	.	1	.	.	+	.	+	+	+	.
Polytrichum formosum	M	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1
d IV																																											
Agrimonia eupatoria		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	.	+	.	.	.	.	.
Taraxacum Sect. Ruderalia		.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.
d IV & VII																																											
Anthericum ramosum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	+	.	+	.	.	+	1	1	1
Betonica officinalis		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+	.	+	+	+	.

Fortsetzung auf der Rückseite
Continued on back page

1_A-0007 230x344 mm 22.08.13 10:29 Seite 2

Vegetationstyp		1a					1b					2					3						3							3							4				
Stratum		Ki-L-NV					Ki-L-US					L-jung					Ki-L-Pf						Ki-alt							Ki-jung							Ki-Heide				
		II					I					V					VI						III							IV							VII				
Aufnahme-ID		7	8	#	#	#	5	9	#	#	#	#	3	#	#	#	#	#	#	#	#	#	2	6	#	#	#	#	#	#	1	4	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#
d VII																																									
Carex humilis		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	1	+	.	+	+
Galium boreale		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1	+	+
Polygala chamaebuxus		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	1	.	+
Allium carinatum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.
Carex hirta		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	+
Dorycnium germanicum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	+
Potentilla alba		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	1	+	+
Asperula tinctoria		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	1	+
Erica carnea		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	+	.	2
Knautia arvensis		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+
Peucedanum oreoselinum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	1	+
Galium verum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	+
Sonstige Arten																																									
Rubus fruticosus agg.	K	2	2	2	2	1	.	1	2	.	.	.	2	1	1	+	1	2	+	1	2	1	2	3	1	2	2	2	2	2	2	2	+	1	1	+	+	1	2	+	1	+	+
Rubus idaeus	K	1	.	1	1	3	.	2	1	.	+	+	1	1	+	+	+	.	+	+	1	.	+	2	1	1	1	1	1	3	2	4	1	1	1	+	3	.	1	1	+	1	1
Scleropodium purum	M	2	.	3	2	2	1	2	1	2	.	.	+	.	1	.	.	3	2	2	2	.	1	+	3	+	2	1	2	3	3	3	3	2	2	3	3	3	3	+	2	1	2
Hylocomium splendens	M	2	2	+	2	.	+	2	2	.	.	.	1	1	.	.	+	1	.	.	2	.	1	1	1	+	.	1	2	.	.	.	2	.	2	2	+	2	.	+	3	3	+	2
Brachypodium sylvaticum		2	1	1	.	1	+	2	.	+	.	.	2	1	1	1	3	.	.	.	.	.	.	2	1	.	1	.	1	1	1	2	1	1	.	.	1	.	.	.	.	.
Galium album		.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	1	.	+	.	.	+	1	.	.	.	+	.	+	1	+	+	.	+	.	.	.	.	+
Viola reichenbachiana		.	.	+	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	1	+	1	+	.	+	+	+	+	.	.	.	.	.	+	+	.	.	+	1	+	.	+	.	.	+	.	+	+
Fragaria vesca		.	1	1	.	1	.	2	2	.	+	.	.	+	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	2	+	2	+	+	+	+	.	+	.	.	+
Plagiomnium affine	M	.	.	.	1	.	.	.	+	.	.	.	1	.	.	.	+	1	1	.	.	.	.	2	.	.	1	.	+	+	1	1	+	2	.	.	.	.	.	+	+	+	.
Crataegus monogyna	K	.	.	1	1	.	+	.	.	.	.	+	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	+	+	+	+	+	.	+	.	+	.	+	.
Plagiomnium undulatum	M	2	2	1	2	.	.	.	+	.	.	.	+	2	2	.	.	.	1	+	.	.	.	2	.	.	+	.	.	+	.	1	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Acer pseudoplatanus	K	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	1	.	+	1	+	1	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	1	1	.	.	+	.	.	.	.	.
Festuca ovina agg.		.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	1	1	+	1	1	1
Carex flacca		.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	+	.	.	+	+	.	.	1	+	.	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	+	.	.	.	1	+	.	.	.
Cirsium vulgare		.	.	+	+	+	1	.	.	.	.	.	+	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Galeopsis tetrahit		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	+	1	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	+	.	.	+	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.
Hypericum perforatum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	+	+	+	+
Picea abies	S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.	.
Picea abies	K	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	+	.	1	.	.	+	+
Crataegus monogyna	S	.	.	2	2	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Dactylis glomerata		.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	1	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+
Rhamnus cathartica	S	.	.	2	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	1	.	.
Rhamnus cathartica	K	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	+	+	+	+	1	+	+	+
Rhytidiadelphus squarrosus	M	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cornus sanguinea	S	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cornus sanguinea	K	.	+	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	+	.	.	.	+	.	.	.
Fraxinus excelsior	K	.	.	1	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.
Ligustrum vulgare	S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ligustrum vulgare	K	.	.	1	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Poa nemoralis		2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Dryopteris dilatata		.	.	+	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dryopteris filix-mas		1	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Prunus spinosa	S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Prunus spinosa	K	.	.	1	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Torilis japonica		.	.	.	+	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Brachythecium rutabulum	M	2	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex montana		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	+	+	.	.	.	.
Fagus sylvatica	S	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Fagus sylvatica	K	.	.	.	.	.	.	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.
Geranium robertianum		.	.	.	.	.	+	.	.	.	1	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Fraxinus excelsior	S	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Campanula rotundifolia		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	+	+	.
Clematis vitalba	S	1	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Clematis vitalba	K	1	.	.	.	.	.	1	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Galium aparine		.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rubus caesius		.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Acer campestre	K	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Acer platanoides	S	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Acer platanoides	K	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Athyrium filix-femina		.	1	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Berberis vulgaris	S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Berberis vulgaris	K	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bromus erectus		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.
Clinopodium vulgare		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	+	.	.	.	.	.
Cotoneaster sp.	K	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Dipsacus strigosus		.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Festuca gigantea		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Molinia arundinacea		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	1	.	.
Prunus serotina	S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Prunus serotina	K	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rosa canina	S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rosa canina	K	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sanguisorba minor		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.
Valeriana officinalis		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.
Viburnum lantana	K	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Vicia sepium		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Briza media		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	+	.	.	.
Carex pallescens		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Securigera varia		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Polygonatum odoratum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Potentilla reptans		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Solanum dulcamara		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

nur einmal in A7: Moehringia trinervia 1; A12: Prunus padus S 1; A16: Impatiens parviflora 1, Veronica chamaedrys 1; A20: Calystegia sepium +; A22: Holcus lanatus +; A23: Luzula pilosa +; A26: Elymus caninus +, Carex digitata +, Oxalis acetosella +, Poa angustifolia +; A25: Vincetoxicum hirundinaria +; A36: Viburnum opulus K +; A37: Arrhenatherum elatius +; A4: Cucubalus baccifer +, Epipactis helleborine, Pimpinella major +, Plantago lanceolata +,Potentilla incana +, Prunella vulgaris +, Veronica officinalis; A13: Arctium lappa +, Carex muricata agg. +, Rosa rubiginosa K +; A14: Rhodobryum roseum; A33: Avenochloa pratensis +, Danthonia decumbens +, Dicranum scoparium +; A38: Crepis biennis +, Leontodon hispidus +, Ononis repens +; A41: Cotoneaster sp. S +, Helianthemum nummularium +, Koeleria pyramidata +.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 2013

Band/Volume: NS_33

Autor(en)/Author(s): Ewald Jörg, Schessl Andreas

Artikel/Article: Kiefer am Scheideweg: Heidewälder in der nördlichen Münchener Ebene 9-24