Tuexenia 35: 9–29. Göttingen 2015.
doi: 10.14471/2015.35.012, available online at www.tuexenia.de

Flechtenreiche Kiefernwälder in Bayern: Entwicklung und Zukunft

Central European lichen pine forests in Bavaria: historical development and future

Anton Fischer[1, *], Barbara Michler[1], Hagen S. Fischer[1], Gerhard Brunner[2], Simon Hösch[1], Arnulf Schultes[3] & Peter Titze[4]

[1]Fachgebiet Geobotanik, Technische Universität München, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising, Germany, A.Fischer@wzw.tum.de; BMichler@wzw.tum.de; HFischer@wzw.tum.de; Simon.Hoesch@gmx.de;
[2]Talstraße 27, 91126 Schwabach, Germany, Ger.Brunner@t-online.de;
[3]Kirschgartenstraße 51, 90419 Nürnberg, Germany, Arnulf.Schultes@gmail.com;
[4]Institut für Botanik und Pharmazeutische Biologie der Universität Erlangen–Nürnberg, Staudtstraße 5, 91058 Erlangen, Germany
**Korrespondierender Autor*

Zusammenfassung

„Flechtenreiche Kiefernwälder“ (FKW) waren früher in Bayern besonders im Nürnberger Reichswald und im Oberpfälzer/Bayerischen Wald großflächig vorhanden. Mittlerweile sind sie selten. Der Waldtyp gilt als akut gefährdet, ebenso seine Flechten. Wir haben folgende Fragen zu klären versucht: Wie bzw. wie stark hat sich die floristische Zusammensetzung dieser Wälder in den zurückliegenden Jahrzehnten verändert? In welchem Maße ist die Fläche dieser Wälder zurückgegangen? Welche Aussichten zum Erhalt dieses Waldtyps bestehen, und was muss dazu ggf. getan werden?

2.363 historische Kiefernwald-Aufnahmen aus Bayern wurden recherchiert, in eine Datenbank eingegeben und multivariat statistisch analysiert mit dem Ziel, einen Referenzdatensatz für FKW in Bayern zu erzeugen. Dabei ergaben sich 216 Aufnahmen, die den floristischen Zustand der FKW von Mitte bis Ende des zwanzigsten Jahrhunderts repräsentieren. Darin finden sich 30 terricole Flechtenarten, überwiegend der Gattung *Cladonia*. Die Gesamtdeckung der terricolen Flechten in den einzelnen Aufnahmen variiert zwischen 0,1 % und 81 %. In 50 % der Aufnahmen überschreiten die Flechten 18 % Gesamtdeckung, in 25 % der Fälle sogar 38 % Gesamtdeckung. Die Bezeichnung „flechtenreiche Kiefernwälder“ war seinerzeit also qualitativ wie quantitativ gerechtfertigt.

Im Jahre 2014 wurden auf 85 historischen Aufnahmeflächen aus dem Zeitraum 1980 bis 1996 Neuerhebungen durchgeführt. Die gemeinsame multivariate Analyse von Erst- und Wiederholungsaufnahmen zeigt, dass in den vergangenen gut drei Jahrzehnten in den FKW in Bayern ein grundlegender floristischer Umbau stattgefunden hat. Während die Bodenvegetation dieser Bestände früher von zahlreichen Flechten sowie langsamwüchsigen, oft acrokarpen Moosen geprägt wurden, breitet sich heutzutage eine üppige Decke meist pleurokarper Moose aus, überstockt von einer dichten Zwergstrauchschicht und einer heranwachsenden Kiefern-Verjüngungsschicht. Diese Entwicklung findet sowohl in forstlich genutzten FKW als auch in Naturwaldreservaten (Totalreservat) statt. Als Ursachen sind vor allem der Wegfall des Nährstoffentzugs (Streurechen) sowie der Stickstoffeintrag durch die Luft anzunehmen. Der Vergleich einer Kartierung von FKW in Teilen des Nürnberger Reichswaldes von Anfang der 1980er Jahre mit einer Kartierung von 2012 weist einen Flächenverlust der FKW von 90 % aus.

Manuskript eingereicht am 02. Februar 2015, angenommen am 15. Mai 2015
Koordinierende Editorin: Brigitta Erschbamer

Die FKW befinden sich auf einem dramatischen Rückzug. Ohne gezieltes Management werden die verbliebenen Bestände weitgehend und rasch verschwinden. Dies gilt auch in Schutzgebieten, die dem Schutz und Erhalt der flechtenreichen Kiefernwälder gewidmet sind. Selbst das Wiedereinführen des Streurechens wird heute kaum mehr ausreichen; vielmehr muss den wenigen verbliebenen Flechten mittels „Aussaat“ von Thallus-Bruchstücken überhaupt die Möglichkeit gegeben werden, die neu angebotenen Flächen zu erreichen.

Abstract

During the past centuries Central European lichen pine forests were wide spread in Bavaria mainly on sandy acidic soils, especially around the city of Nürnberg and in the mountain ranges in the east of Bavaria. Because this forest type is considered to be endangered we asked the following questions: (1) Did the species composition of this forest type change during the past decades and if yes, how? (2) Did the area covered by this forest type decrease in the past decades? (3) What are the main drivers of a change and what are the appropriate measures to protect this forest type in the future?

We collected 2,363 historic phytosociological relevés of pine-dominated forest stands from Bavaria. Using multivariate statistics we filtered 216 relevés which represent the lichen pine forests as they had been described between mid and end of the 20th century. This set of relevés now may be used as a benchmark of the floristic quality of this forest type. 30 terricolous lichen species are represented in this set of relevés, most of them belonging to the genus *Cladonia.* Cover degree of lichens ranged from 0.1 to 81%; in 50% of the relevés lichen cover was larger than 18%, in 25% larger than 38%. Thus the scientific name “*Cladonio-Pinetum*”, used for this forest type, was really meaningful at that time.

We were able to exactly identify the localities of 85 historic relevés from the time period 1980 to 1996 and to re-collect relevés there. Cover degree of lichens decreased strongly, while cover degree of bryophytes increased strongly. All these stands can no longer be called “*Cladonio-Pinetum*”. This holds true for managed forests as well as for forests without any forest management since 1993 (“Naturwaldreservat”). In a certain area close to the city of Nürnberg the area covered with this forest type decreased by about 90%.

The study shows that lichen-rich pine forests in Bavaria are severely retreating. The main reasons are the abandonment of the former litter (and lichen) collection (dropped N-export) and strong N-import via the atmosphere. Without adapted protection management also the last patches of this forest type will disappear soon, regardless of whether used by forestry or not. Re-introduction of litter raking (nutrient export) is the one. While in the past many lichens were growing around the cleared places and were able to recolonize such places soon, these lichens nowadays usually are rare or even missing. Therefore, on the litter raking places the remaining few lichens nowadays have to be collected before extraction procedure, dried, ground up and “seeded” on the newly open sandy places.

Keywords: Central European lichen pine forests, *Cladonio-Pinetum*, conservation, endangerment

1. Hintergrund und Zielsetzung

Flechten sind eine Symbiose aus Pilzen und Algen. Der Pilz macht dabei den Großteil der Biomasse aus, hängt aber hinsichtlich des Kohlenhydratstoffwechsels völlig von der Alge ab (KADEREIT et al. 2014). In dieser Kombination sind Flechten zwar einerseits in der Lage, Extremstandorte zu besiedeln, wachsen aber andererseits sehr langsam und unterliegen rasch der Konkurrenz höherwüchsigerer und schnellerwüchsiger Arten, am Boden besonders von Gefäßpflanzen, aber auch einigen raschwüchsigen pleurokarpen Moosen. Wo Flechten auf dem Waldboden vorkommen sind die Lebensgrundlagen für Gefäßpflanzen und Moose also stark limitiert. Das gilt auch für die bodenlebenden Flechten in den „Flechtenreichen Kiefernwälder“ (im Folgenden FKW abgekürzt): die nährstoffarmen Böden lassen ein

Wachstum von gutwüchsigen Arten kaum zu, sodass konkurrenzarmer Raum für die Flechten bleibt; das schüttere Kronendach der Kiefer ermöglicht zudem einen fast uneingeschränkten Zugang zum Licht.

Der Flechtenreichtum der FKW bezieht sich sowohl auf die Anzahl vorkommender bodenbewohnender Flechtenarten als auch besonders auf deren Menge (Deckungsgrad). Nach der Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands werden die Kiefernwälder basenarmer Standorte, sofern sie flechtenreich sind, als *Cladonio-Pinetum* Jurazek 1927 nom. invers. propos. bezeichnet, dagegen als *Leucobryo-Pinetum* W. Matusukiewicz 1962 nom. cons. propos., sofern nur einzelne Flechten eingestreut sind (HEINKEN 2008a). Von OBERDORFER (1992), FISCHER (2003) und anderen Autoren vor allem in Süddeutschland wurden solche flechtenreichen Wälder als *Leucobryo-Pinetum cladonietosum* bezeichnet. Die im Rahmen der vorliegenden Studie verwendeten pflanzensoziologischen Aufnahmen wurden ungeachtet ihrer seinerzeitigen Benennung verwendet; in der Syntaxonomie schließen wir uns hier der deutschlandweiten Übersicht von HEINKEN (2008a) an.

FKW sind durch die geringe Wüchsigkeit der Baumschicht charakterisiert, und auch die Kraut- und Zwergstrauchschicht (*Calluna vulgaris*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Deschampsia flexuosa*) ist schütter. Moose kommen mit größerer Artenzahl vor; es handelt sich allerdings entweder um langsam wüchsige Arten (z. B. *Leucobryum* spp.) oder um Arten mit zwar größerem Wuchspotenzial, das am Standort dieses Waldtyps aber oft nicht realisiert werden kann (z. B. *Dicranum polysetum*, *D. scoparium*, *Hypnum cupressiforme* agg., *Pleurozium schreberi*). Bei den Flechten handelt es sich ganz überwiegend um Arten der Gattung *Cladonia* (vor allem um *C. rangiferina*, *C. gracilis*, *C. furcata* agg., *C. squamosa*, *C. pyxidata*, *C. ciliata*) sowie die Gattung *Cetraria* (meist *C. islandica*).

In Deutschland sind FKW vor allem im Brandenburgischen Heide- und Seengebiet und im Fränkischen Keuper-Liasland verbreitet. Daneben finden sich Vorkommen unter anderen in der Elbtalniederung und der Lüneburger Heide. In Bayern liegen die Schwerpunkte im Nürnberger Reichswald (Abb. 1, Punktwolke im Westen) und dem Oberpfälzer-Bayerischen Wald (Abb. 1, Punktwolke im Osten). Während FKW in den genannten Regionen bis in die zweite Hälfte des 20. Jahrhunderts durchaus großflächig und z. T. landschaftsbestimmend vorkamen (HEINKEN 2008a, b) und z. T. sogar als Teil der dortigen natürlichen Vegetation angesehen wurden (HOHENESTER 1960, 1978, HEINKEN 1995), werden sie mittlerweile immer seltener. So steht dieser Waldtyp auf der „*Roten Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands*“ (RENNWALD 2000), und zwar in der Kategorie „1“. Das bedeutet: Der Fortbestand ist akut gefährdet, und „*innerhalb der nächsten ein bis zwei Jahrzehnte ist ein vollständiger Verlust der Gesellschaft zu befürchten*“. Als Lebensraumtyp „*Mitteleuropäische Flechten-Kiefernwälder*“ (91TO) ist der Waldtyp in die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie eingegangen und steht nach §30 BNatSchG unter gesetzlichem Schutz. Wegen seiner geringen Wuchsleistung hat er einen geringen monetären Wert (BAYERISCHE STAATSFORSTEN 2014), was das Konfliktpotenzial Schutz versus Nutzung begrenzt.

Für jede Art von Management solcher Wälder, ob forstlich, naturschutzfachlich oder kombiniert, ist es entscheidend, die aktuelle Situation einschätzen und damit abschätzen zu können, welche Handlungsoptionen für die Zukunft überhaupt bestehen. Deshalb haben wir für die FKW Bayerns folgende Fragen zu klären versucht: (1) Wie bzw. wie stark hat sich die floristische Zusammensetzung dieser Wälder in den zurückliegenden Jahrzehnten verändert? (2) In welchem Maße ist die Fläche dieser Wälder zurückgegangen? (3) Welche Aussichten zum Erhalt dieses Waldtyps bestehen, und was muss dazu ggf. getan werden?

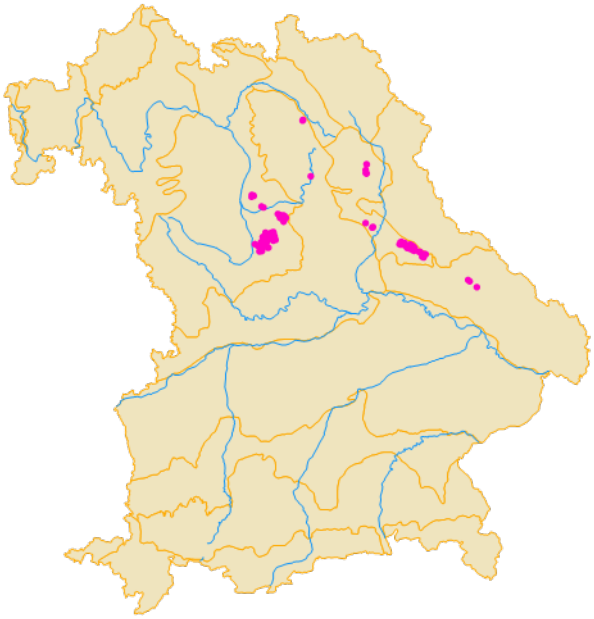


Abb. 1. Vorkommen der FKW in Bayern nach SCHEUERER et al. (2012), Stand 2011. Um die winzigen Flächen darstellbar zu machen sind sie in dieser Karte mit einem 5 km-Puffer dargestellt.

Fig. 1. Distribution area of Central European lichen pine forests in Bavaria following SCHEUERER et al. (2012), indicating the situation in 2011. Because the real areas are very small they are presented here with an additional 5km-buffer zone.

2. Methoden

2.1 Referenz-Datensatz „Flechtenreiche Kiefernwälder in Bayern“

Um mögliche Veränderungen in FKW nachzuweisen, wurden möglichst viele pflanzensoziologische Originalaufnahmen der zurückliegenden Jahrzehnte aus bayerischen Beständen zusammen getragen: publizierte pflanzensoziologische Aufnahmen, aber auch solche aus nicht publizierten Gutachten, Diplomarbeiten und Forschungsaufträgen. Teils hatte der jeweilige Autor bereits im Vorfeld eine Filterung vorgenommen, wenn er sich z. B. nur mit flechtenreichen Kiefernwäldern befasste, teils standen Waldgesellschaften einer bestimmten Region im Blickpunkt, so dass die Arbeit auch andere Waldtypen als FKW enthielt. Insgesamt gingen 2.363 pflanzensoziologische Aufnahmen aus folgenden Quellen ein: LUTZ (1950), BRAUN (1969a, b, 1972, 1973a, b, 1978), ZEIDLER & STRAUB (1967), RODI (1975), TITZE (1984), FISCHER (1985), AUGUSTIN (1991), SCHEUERER (1993), TÜRK (1993, 1994), BRUNNER & LINDACHER (1994), BUSHART et al. (1994), WALENTOWSKI et al. (1994), HADATSCH (1996), VON BRACKEL (1996), SCHULTES (1998), RÜTHER (2003), WALENTOWSKI & SCHEUERER (2004), BRUNNER (2006), FEULNER (2006). Die Aufnahmen entstanden im Zeitraum von 1950 bis 2006, die meisten davon in den 1980er und 1990er Jahren (nur noch 11 Aufnahmen wurden von FEULNER (2006) erhoben). Neuere Untersuchungen sind nur spärlich vorhanden. Die Nomenklatur wurde für alle Pflanzenarten auf den Standard JANSEN & DENGLER (2010) gebracht. Angaben der Artmächtigkeit wurden in Deckungsgrade übersetzt (r = 0,1%, + = 1%, 1 = 2 %, 2m = 3 %, 2a bis 5 jeweils die mittlere Deckung der Schätzklasse). Bezüglich der Bestandsstruktur wurde zwischen Baum-, Strauch-, Kraut- und Moos-/Flechtenschicht unterschieden; waren in den Originalaufnahmen mehrere Baum- oder Strauchschichten unterschieden worden, so wurden diese nach FISCHER (2015) zusammengefasst.

Die Datenanalyse zur Extraktion der flechtenreichen Bestände erfolgte mit dem Statistikpaket R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2010) mit den Zusatzpaketen vegan (OKSANEN et al. 2011), dave (WILDI 2013), RColorBrewer (NEUWIRTH 2014) und gclus (HURLEY 2012). Die Datensätze wurden zunächst nach Autor differenziert analysiert, um FKW zu extrahieren. Mit Hilfe einer Korrespondenzanalyse wurde auf Homogenität geprüft, Extremfälle und Aufnahmen, die nicht Flechten-Kiefernwälder darstellen, wurden ausgeschlossen. In einem hierarchischen Clusterverfahren nach WARD (1963) mit dem Ähnlichkeitsmaß nach Jaccard wurden die Aufnahmen nach floristischer Übereinstimmung zu Gruppen verschmolzen. Arten, die signifikant zwischen den Aufnahmegruppen differenzieren, wurden mit einer Varianzanalyse (JANCEY 1979, WILDI & ORLÓCI 1996) ermittelt. Die Anordnung der Arten- und Aufnahmegruppen in tabellarischer Form erfolgte mittels einer Konzentrationsanalyse (FEOLI & ORLÓCI 1979).

Die auf diese Weise ausgewählten 216 pflanzensoziologischen FKW-Aufnahmen Bayerns dokumentieren die historische floristische Zusammensetzung dieses Waldtyps in Bayern im Wesentlichen vor 1996. Dieser Referenzdatensatz wurde einer Hauptkomponentenanalyse unterzogen, um die floristische Struktur der historischen FKW darzustellen. Der Gesamtdatensatz (2.363 Aufnahmen) wurde in die Datenbank WeiVegBase (FISCHER H.S. et al. 2014) übernommen.

Für die einzelnen Aufnahmen wurde die Gesamtdeckung der Flechten und Moose nach FISCHER (2015) berechnet.

2.2 Wiederholung historischer pflanzensoziologischer Aufnahmen

Einige der historischen Untersuchungsflächen waren seinerzeit so präzise lokalisiert worden, dass eine Wiederholungsaufnahme auf quasi-identischer Fläche (RÖDER et al. 1996) möglich wurde:

- Ein solcher Datensatz stammt aus dem Lorenzer Reichswald (östlich von Nürnberg) aus den Jahren 1980 bis 1982, wobei die Aufnahmepunkte seinerzeit in einer Karte 1 : 5000 exakt markiert worden waren (TITZE 1984). 18 dieser Aufnahmen gingen in den historischen FKW-Datensatz ein (Auswahl s. o.). Im Jahre 2014 konnten 17 davon erneut aufgenommen werden; eine war zwischenzeitlich geerntet und anschließend aufgeforstet worden.
- Ein zweiter Datensatz stammt von BRUNNER (2006), der in den Jahren 1989 bis 1992 Vegetationsaufnahmen im gesamten Gebiet des Nürnberger Reichswaldes erstellte. 15 FKW-Aufnahmen wurden vom Autor selbst im Jahre 2014 wiederholt.
- Ein dritter Datensatz stammt aus dem Naturwaldreservat „Grenzweg“ (112 ha), gelegen im Naturschutzgebiet „Flechten-Kiefernwälder südlich Leinburg“ (östlich von Nürnberg). Es wurde 1993 zum Schutz der dortigen FKW-Bestände eingerichtet. 1994 wurde im Naturwaldreservat ein systematisches Raster von Aufnahmepunkten eingerichtet und in den Jahren 1994 bis 1996 vegetationskundlich erhoben (HADATSCH 1996, SCHULTES 1998; insgesamt 53 Flächen). Die Wiederholungserhebung auf identischen Flächen erfolgte 2014 (HÖSCH 2015).

Das Flächendesign von Datensatz 1 und 2 einerseits und Datensatz 3 andererseits ist so unterschiedlich, dass sie getrennt voneinander analysiert wurden.

Die historischen und die aktuellen Vegetationsaufnahmen wurden in Anlehnung an WILDI (1989) statistisch analysiert (Korrespondenzanalyse zur Überprüfung auf Ausreißer; Hauptkomponentenanalyse zur Darstellung der Veränderung; Clusteranalyse mit Jaccard’s Ähnlichkeitsindex und Ward’s Methode zu Gruppenbildung; Varianzanalyse zur Identifizierung der Differentialarten; Konzentrationsanalyse zum Festlegen der Gruppenreihenfolgen), um den früheren mit dem aktuellen Zustand der FKW zu vergleichen und grafisch darzustellen.

2.3 Wiederholung einer historischen Kartierung

Die Änderung der räumlichen Verteilung der FKW konnte in einem Beispielfall durch Vergleich unterschiedlich alter Kartierungen erreicht werden. TITZE (1984) hatte 1980 bis 1982 eine Vegetationskarte im Maßstab 1 : 5000 für das bei Leinburg im Lorenzer Reichswald gelegene Tal der Ursprung erstellt. Im Jahre 2011 wurde im Auftrag der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) eine Totalerhebung von FKW des LRT 91T0 in Bayern durchführt (SCHEUERER et al.

2012). Erfasst wurden Flächen mit einer Mindestgröße von 500 m^2 und einer Strauchflechtendeckung von mindestens 10 %. Die noch nicht publizierte Studie identifizierte 196 Vorkommen. Die im Totalzensus erfassten Vorkommen wurden von uns hinsichtlich der Größe und des Zustandes der Flächen analysiert. Die von TITZE (1984) kartierten FKW wurden mit der Kartierung des LRT 91T0 im Totalzensus (SCHEUERER et al. 2012) verglichen, um die Größe der Flächen früher und jetzt zu bilanzieren.

3. Ergebnisse

3.1 Referenzdatensatz

Will man den aktuellen Zustand der FKW bewerten, wird ein Referenzdatensatz benötigt, der den „damaligen" Zustand der FKW hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung, insbesondere hinsichtlich Artenzahl und Deckungsgrad der Flechten-Arten, dokumentiert.

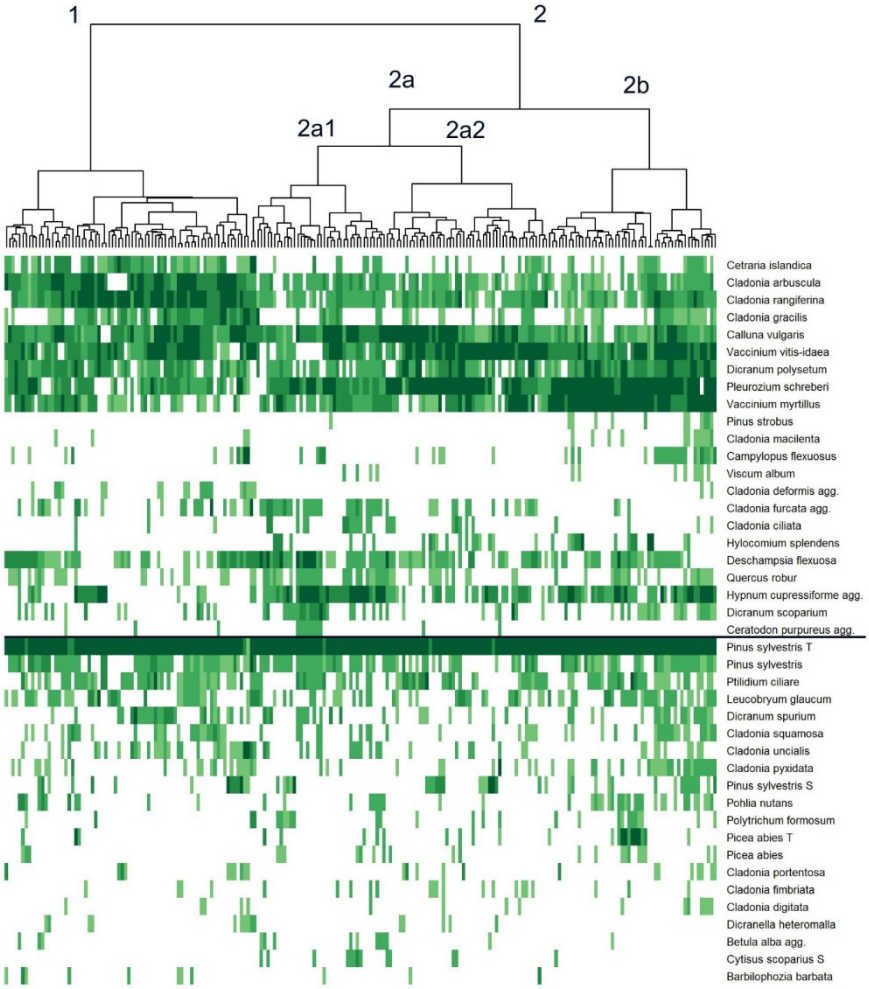
Unser Referenzdatensatz von 216 Vegetationsaufnahmen flechtenreicher Kiefernwälder aus Bayern (im Wesentlichen aus dem Zeitraum von 1950 bis 1996) enthält insgesamt 30 Flechtenarten. Die Gesamtdeckung der Flechten variiert zwischen 0,1 % und 81 %. In 50 % der Aufnahmen überschreiten die Flechten 18 % Gesamtdeckung, in 25 % der Aufnahmen sogar 38 % Gesamtdeckung. Das bedeutet: Die FKW waren in diesem Zeitraum durch *viele Flechtenarten sowie durch hohe Deckungsgrade der Flechten* gekennzeichnet. Die Bezeichnung „*Cladonio-Pinetum*" war für diese Bestände also durchaus passend.

3.2 Struktur der Flechten-Kiefernwälder im historischen Datensatz

Die Clusteranalyse macht die floristische Vielfalt innerhalb der flechtenreichen Kiefernwälder Bayerns im historischen Datensatz deutlich (Tab. 1). Auf höchster Ebene getrennt werden eine sehr flechtenreiche Gruppe von Aufnahmen (Einheit 1), in welcher die Flechten *Cetraria islandica*, *Cladonia arbuscula*, *Cladonia rangiferina* und *Cladonia gracilis* gehäuft (Stetigkeit, Deckung) auftreten, von einer Gruppe mit Zwergsträuchern und stärkerer Bedeutung der Moose *Dicranum polysetum*, *Pleurozium schreberi* und *Hypnum cupressiforme* agg. und der Gefäßpflanzen *Calluna vulgaris*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Vaccinium myrtillus* und *Deschampsia flexuosa* (Einheit 2). Innerhalb von Einheit 2 lässt sich eine Untereinheit mit Schwerpunkt von *Deschampsia flexuosa* und *Hypnum cupressiforme* (2a1) sowie eine Untereinheit, die vor allem von *Calluna vulgaris* und *Vaccinium vitis-idaea* geprägt ist (2a2), von einer Einheit mit Schwerpunkt von *Vaccinium myrtillus* (2b) unterscheiden. Alle Einheiten sind durch eine große Zahl von Flechten-Arten mit meist deutlichen Deckungsgraden gekennzeichnet. Das Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse (Abb. 2) verdeutlicht die Differenzierung des Aufnahmekollektives entlang der Gegenpole „Flechten" (grün) und „Moose + Heidelbeere" (*Pleurozium schreberi*, *Vaccinium myrtillus*; rot). Die Punktwolke ist geschlossen, die Differenzierung also graduell, und auch auf der Rotstängelmoos- und Heidelbeerseite gibt es Flechten. Die Isolinien zeigen, dass es auch im historischen Datensatz flechtenreiche und flechtenärmere Aufnahmen gab. Entlang der Zeitachse (Abb. 3) wird der Rückgang der Flechten deutlich: Während der Deckungsgrad der Flechten in den älteren Aufnahmen im Mittel bei 20 bis 30 % liegt, nimmt er seit dem Ende der 1990er Jahre deutlich ab.

Tabelle 1. Floristische Struktur der flechtenreichen Kiefernwälder Bayerns, zweite Hälfte des 20. Jahrhunderts. Dendrogramm der Vegetationsaufnahmen (n = 216): Gruppe 1 = sehr flechtenreiche Ausprägung; Gruppe 2 = beerstrauchreiche Ausprägung. Das letzte Zeichen des Namens gibt an, zu welcher Schicht die Art gehört: T = Baumschicht (tree), S = Strauchschicht (shrub). Die Linie trennt signifikante von nicht signifikanten Arten, $p < 0{,}1$ %. Arten mit einer Stetigkeit < 5 % werden in der Tabelle nicht angezeigt. Die Intensität des Grüntones korreliert mit der Deckung der Arten: hellgrün bedeutet niedrige, dunkelgrün hohe Deckung. Die Anordnung der differenzierenden Arten (über der waagrechten Linie) ist das Ergebnis einer Klassifikation nach Ward mit der Sehnendistanz als Ähnlichkeitsmaß und einer Konzentrationsanalyse in Anlehnung an WILDI (1989). Details im Text.

Table 1. Floristic composition of Scots pine forests rich in lichen species in Bavaria, status second half of the 20th century (n = 216). Dendrogramm of relevés. Group 1 = Pine forests very rich in lichen species, Group 2 = Pine forests rich in dwarf shrubs (*Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, *Calluna vulgaris*). The last character of the species' name indicates the layer: T = tree, S = shrub. The horizontal line separates species significantly differentiating between the groups, $p < 0.1$%. Species with a frequency < 5 % are not displayed. The intensity of the green colour corresponds to the cover of the species: light green indicates low cover, dark green high cover. The order of the differentiating species (above the horizontal line) ist the result of a classification according Ward's method with chord distance as similarity index and an analysis of concentration following WILDI (1989). For more details see text.



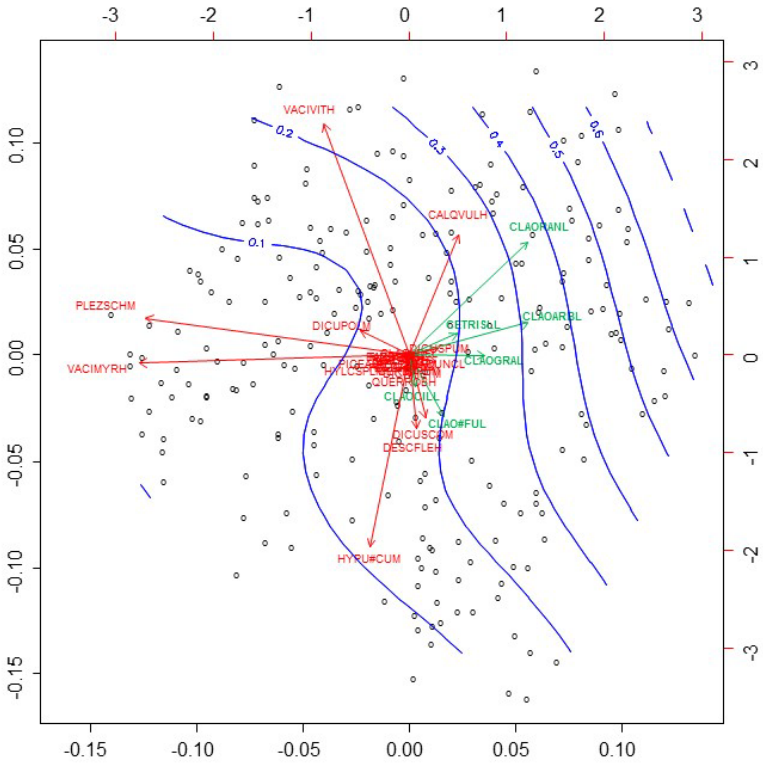


Abb. 2. Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse des Referenzdatensatzes der flechtenreiche Kiefernwälder Bayerns; „biplot" der Arten- und Aufnahmen. Offene Kreise stehen für Aufnahmen, Pfeile für Arten. Der Artname steht jeweils an der Spitze des Pfeiles. Flechten sind grün markiert, die anderen rot. Nur Arten, die signifikant mit den Achsen korreliert sind, sind dargestellt ($p = 1$ %). Die Isolinien zeigen die Gesamtdeckung der Bodenflechten (0,05 = 5 %; 0,1 = 10 % usw.). Die Abkürzung „CLAO" steht für Flechten der Gattung *Cladonia*, die Abkürzung „CETR" für Flechten der Gattung *Cetraria*. Der letzte Buchstaben der in der Artkennung bedeutet: H (herb) = Krautschicht, L (lichen) = Flechte, M (moss/bryophyt) = Moose.

Abkürzungen der Artnamen: CALQVULH: *Calluna vulgaris*; CETRISLL: *Cetraria islandica*; CLAO#FUL: *Cladonia furcata* agg.; CLAOARBL: *Cladonia arbuscula*; CLAOCILL: *Cladonia ciliata*; CLAOGRAL: *Cladonia gracilis*; CLAORANL: *Cladonia rangiferina*; CLAOUNCL: *Cladonia uncialis*; DESCFLEH: *Deschampsia flexuosa;* DICUPOLM: *Dicranum polysetum*; DICUSCOM: *Dicranum scoparium*; DICUSPUM: *Dicranum spurium*; HYLCSPLM: *Hylocomium splendens*; HYPU#CUM: *Hypnum cupressiforme* agg.; PICEABIH: *Picea abies*; PLEZSCHM: *Pleurozium schreberi*; QUERROBH: *Quercus robur*; VACIMYRH: *Vaccinium myrtillus*; VACIVITH: *Vaccinium vitis-idaea*.

Fig. 2. Ordination diagram of principal component analysis (PCA) of the reference data set of the Scots pine forests rich in lichen species in Bavaria; biplot of species and relevès. Open circles symbolize relevès, arrows species; species name at the end of the arrow. Lichens are marked in green, the others in red. Only species, that are significantly correlated with the axis are shown ($p < 0.1$%). Isolines mark the coverage of lichens (0.05 = 5%; 0.1 = 10% and so on). CLAO means lichens of the genus *Cladonia*, CETR of the genus *Cetraria.* The last character of the abbreviation for species names means: H = herb layer; L = lichen; M = bryophyte. The full set of abbreviations see above.

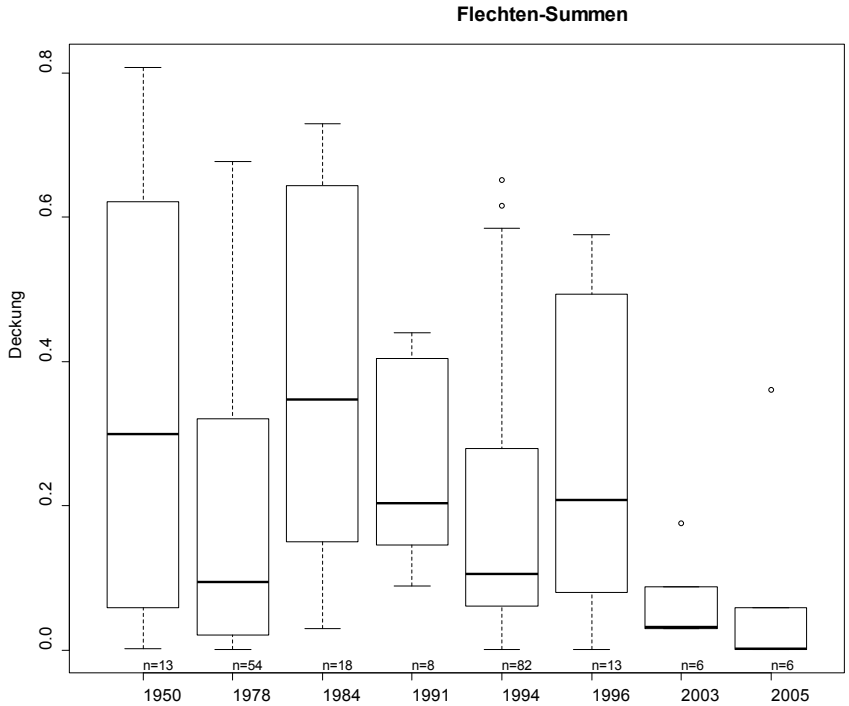


Abb. 3. Gesamtdeckung der Flechten in den Vegetationsaufnahmen des historischen Datensatzes, differenziert nach Jahren der jeweiligen Datenerhebung. Boxplot-Darstellung.

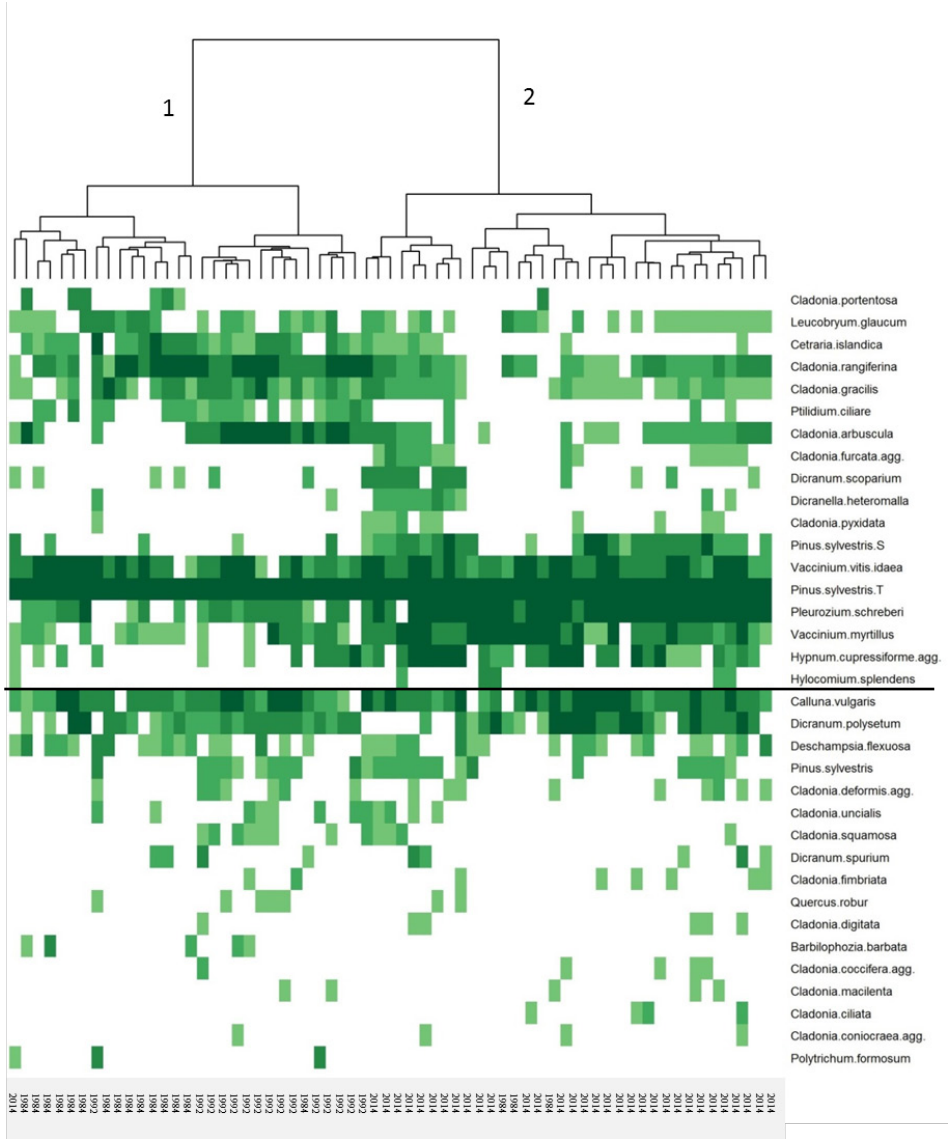
Fig. 3. Coverage of lichens in the reference set of relevès (n = 216), separated according to the date of record. Boxplot presentation.

3.3 Vegetationsdynamik im Vergleich des historischen mit dem rezenten Zustand

Die gemeinsame Clusteranalyse von 33 historischen Aufnahmen im Nürnberger Reichswald (entstanden 1980–1992: TITZE 1984 und BRUNNER 2006) und der Wiederholungaufnahmen auf quasi-identischen Flächen, basierend auf der floristischen Ähnlichkeit (Tab. 2), trennt die beiden Hauptgruppen fast exakt entlang des unterschiedlichen Erhebungszeitpunktes (Erhebungsjahr am Fuß der Tabelle): Die Hauptgruppe 1 enthält mit einer Ausnahme nur historische Aufnahmen, die Hauptgruppe 2 hingegen fast nur Wiederholungsaufnahmen. Das heißt: Sowohl die Erstaufnahmen untereinander als auch die Wiederholungsaufnahmen untereinander sind sich floristisch sehr ähnlich; die rezenten Aufnahmen unterscheiden sich jedoch floristisch stark von den historischen. Es hat also ein deutlicher floristischer Wandel in der Artenzusammensetzung stattgefunden. Im historischen Zustand waren die untersuchten Kiefernbestände durch reichliches Auftreten der Flechten *Cladonia rangiferina*, *C. gracilis*, *C. arbuscula*, *C. portentosa* und *Cetraria islandica*, verbunden mit den Moosen *Leucobryum glaucum* und *Ptilidium ciliare* gekennzeichnet, wogegen sich seitdem auf diesen Flächen eine üppige Moosdecke aus *Pleurozium schreberi*, *Hypnum cupressiforme* und z. T. *Dicranum scoparium* entwickelt hat, überstockt von einer dichten Zwergstrauchschicht (vor allem *Vaccinium myrtillus*) und einer heranwachsenden Kiefern-Verjüngungsschicht. Auch diese Kiefernverjüngung kann zunehmend durch Beschattung Einfluss auf die Flechten ausüben. Der Gesamt-Deckungsgrad der Flechten ging im Untersuchungszeitraum im Mittel

Tabelle 2. Vergleich historischer (1980–82, TITZE 1984; 1989–92; BRUNNER 2006) und rezenter (2014) Vegetationsaufnahmen auf quasi-identischen Erhebungsflächen im Nürnberger Reichswald. Das Jahr, in dem die Vegetationsaufnahme erhoben wurde, steht in der Fußzeile der Tabelle. Dendrogramm der Vegetationsaufnahmen: Gruppe 1 = fast nur historische Aufnahmenaufnahmen; Gruppe 2 = fast nur rezente Aufnahmen.

Table 2. Comparison of historical relevés (1980–82, TITZE 1984; 1989–92, BRUNNER 2006) und present (2014) relevés on nearly identical plots. The year the relevés were recorded appears at the end of the table. Dendrogramm of relevés: Group 1 = mostly historical relevés. Group 2 = mostly recent relevés.



(Median) von 39 % (Ersterhebung) auf 6 % (Wiederholungserhebung) zurück; parallel dazu nahm der Gesamtdeckungsgrad der Moose im Mittel (Median) von 20 % auf 65 % zu (Abb. 4). Die Artenzahlen der Flechten dagegen änderten sich kaum; die charakteristischen Flechten sind immer (noch) vorhanden – wenn auch mit stark reduzierten Mengen und an weniger Wuchsplätzen.

Das gilt in gleicher Weise für Bestände im 1993 ausgewiesenen Naturwaldreservat „Grenzweg“, Teil des Naturschutzgebietes „Flechten-Kiefernwälder südlich Leinburg“. Rund zwei Jahrzehnte nach der Ersterhebung unterscheidet sich die Vegetationsentwicklung im Naturwaldreservat, also ohne jeden direkten Eingriff des Menschen, nicht von der Entwicklung in den genutzten Wäldern (Tab. 3). Auch hier trennt die Clusteranalyse die historischen und die rezenten Aufnahmen fast vollständig voneinander mit Schwerpunkt der Flechten in den historischen und mit Dominanz der pleurokarpen Moose (besonders *Pleurozium schreberi*) und mit heranwachsender Kiefern-Verjüngung in den rezenten Aufnahmen.

3.4 Wiederholungskartierung

Nach dem Totalzensus zum Wald-Lebensraumtyp 91T0 “Mitteleuropäische Flechten-Kiefernwälder“ in Bayern (SCHEUERER et al. 2012) gab es nach den im Methodenkapitel definierten Auswahlkriterien zum Erhebungszeitpunkt 2011 in Bayern noch 159 ha dieses

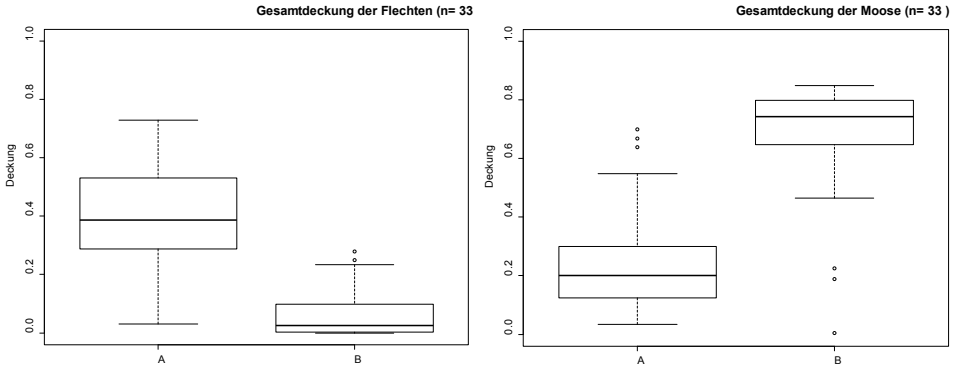
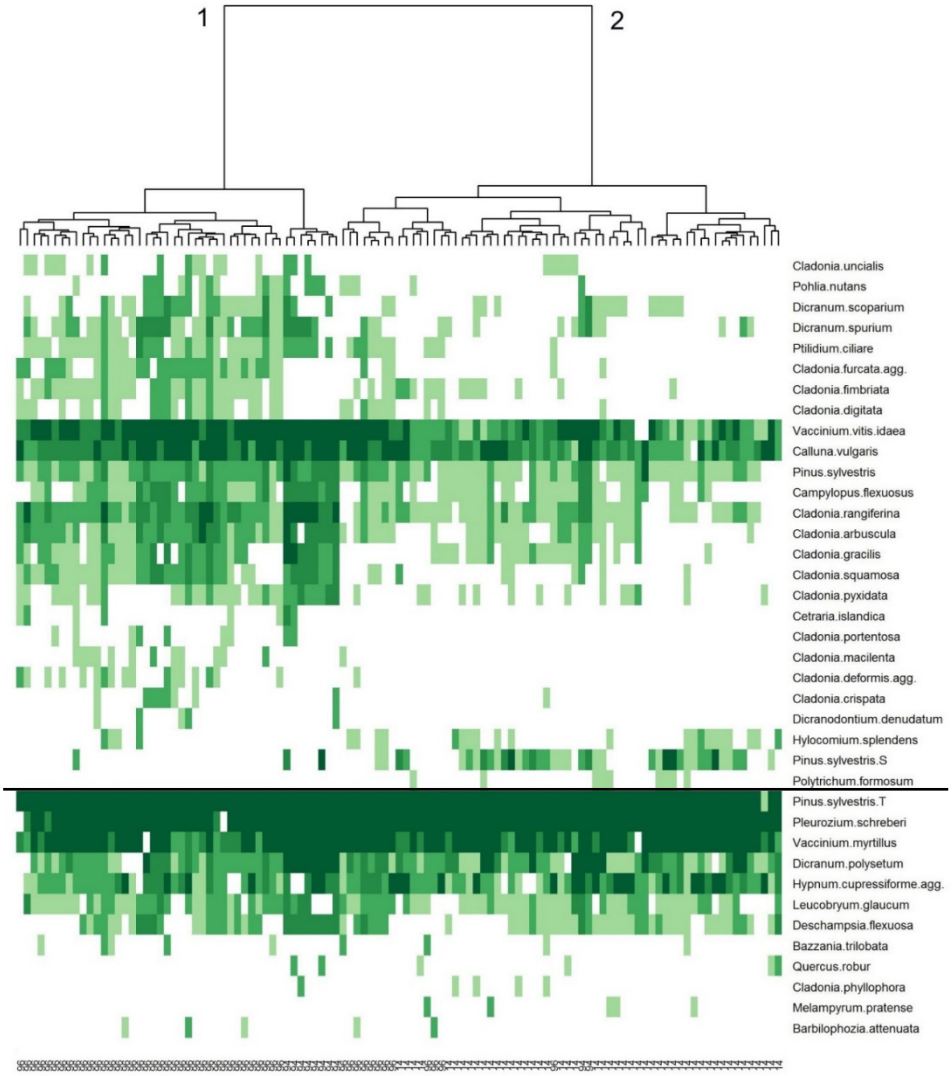


Abb. 4. Gesamtdeckung der Flechten (links) und Moose (rechts) (0,01 = 1 %; 0,1 = 10 %; 1 = 100 %)) in allen Vegetationsaufnahmen mit Wiederholungserhebungen, Vergleich: A= Erstaufnahmen (1989–1992) und Wiederholungsaufnahmen = B (2014). Flechten: Kennwerte Erstaufnahmen (A): Minimum: 0,03; Q25: 0,29; Median: 0,39; Mittelwert: 0,41; Q75: 0,53; Maximum: 0,73; Kennwerte Wiederholungsaufnahmen (B): Minimum: 0,0000; Q25: 0,002; Median: 0,0; Mittelwert: 0,06; Q75: 0,10; Maximum: 0,28. Moose: Kennwerte Erstaufnahmen (A): Minimum: 0,03; Q25: 0,12; Median: 0,20; Mittelwert: 0. 0,25; Q75: 0,30; Maximum: 0,70; Kennwerte Wiederholungsaufnahmen (B): Minimum: 0,005; Q25: 0,65; Median: 0,74; Mittelwert: 0,68; Q75: 0,80; Maximum: 0,85.

Fig. 4. Coverage of lichens (left) and bryophytes (right), respectively (0.01 = 1%; 0.1 = 10%; 1 = 100%) in all relevés with resurvey. Comparison of the historic situation from 1989–1992 (A) with 2014 (B) at the same places. Lichens: first record (A): minimum: 0.03; Q25: 0.29; median: 0.39; mean: 0.41; Q75: 0.53; maximum: 0.73; second record (B): minimum: 0.0000; Q25: 0.002; median: 0.0; mean: 0.06; Q75: 0.10; maximum: 0.28. Mosses: first record (A): minimum: 0.03; Q25: 0.12; median: 0.20; mean: 0. 0.25; Q75: 0.30; maximum: 0.70; second record (B): minimum: 0.005; Q25: 0.65; medi-an: 0.74; mean: 0.68; Q75: 0.80; maximum: 0.85.

Tabelle 3. Entwicklung der flechtenreichen Kiefernwälder im Naturwaldreservat Grenzweg zwischen 1994/1996 und 2014 (HADATSCH 1994; SCHULTES 1998, HÖSCH 2015). Die Aufnahmen entstanden in einem regelmäßig angeordneten 100 m Raster. Das Jahr, in dem die Vegetationsaufnahme angefertigt wurde, steht in der letzten Zeile der Tabelle. Dendrogramm der Vegetationsaufnahmen Gruppe 1 = nur historische Aufnahmen (1994–1996). Gruppe 2 = alle Wiederholungsaufnahmen (2014) und einige Altaufnahmen.

Table 3. Development of Scots pine forests rich in lichen species in the nature reserve Grenzweg, between 1994/1996 and 2014. The sampling design of the relevés is based on a regular grid (100 m). Dendrogramm of relevés: Group 1 = historical relevés only (1994–1996). Group 2 = all recent plus several historical relevés.



Lebensraumtyps. Zum Vergleich: Der Münchener Flughafen nimmt eine Fläche von 1.560 ha ein (FLUGHAFEN MÜNCHEN GmbH 2015). Die verbliebenen FKW in Bayern machen davon nur etwa 10 % aus.

Für den Wassereinzugsbereich der Ursprung im Lorenzer Reichswald bei Leinburg zeigt ein Vergleich einer Kartierung 1982 mit dem Totalzensus von 2011 (Abb. 5): Nur ein Bruchteil der damalig kartierten Flächen stellen heute noch FKW dar. Die reine Flächenbilanz weist einen Verlust von 90 % der FKW binnen gut zwei Jahrzehnten aus. Allerdings ist die Situation tatsächlich noch prekärer. Rezente Vorkommen (rot) innerhalb damals kartierter Flächen (gelb) stellen Relikte der damaligen ausgedehnteren Vorkommen dar. Die Erstkartierung setzte einen hohen, dem damaligen Charakter der FWK entsprechenden, aber nicht explizit genannten Mindest-Deckungsgrad der Flechten an; im Jahre 2011 wurden Kiefernwälder mit einem Mindest-Deckungsgrad der Flechten von 10 % bereits eingeschlossen. Die außerhalb der gelb markierten Flächen liegenden, 2011 als FKW-Vorkommen kartierten Bestände waren bei der Erstkartierung nicht als FKW gewertet worden, erst bei der Wiederholungskartierung bei deutlich herabgesetztem Flechten-Deckungsgrad. Wäre also bei der Erstkartierung bereits die Untergrenze von 10 % als Kriterium gewählt worden, so wären damals noch vielmehr FKW im Gebiet nachzuweisen gewesen, der Verlust innerhalb der zurückliegenden Jahren erschiene also noch stärker.

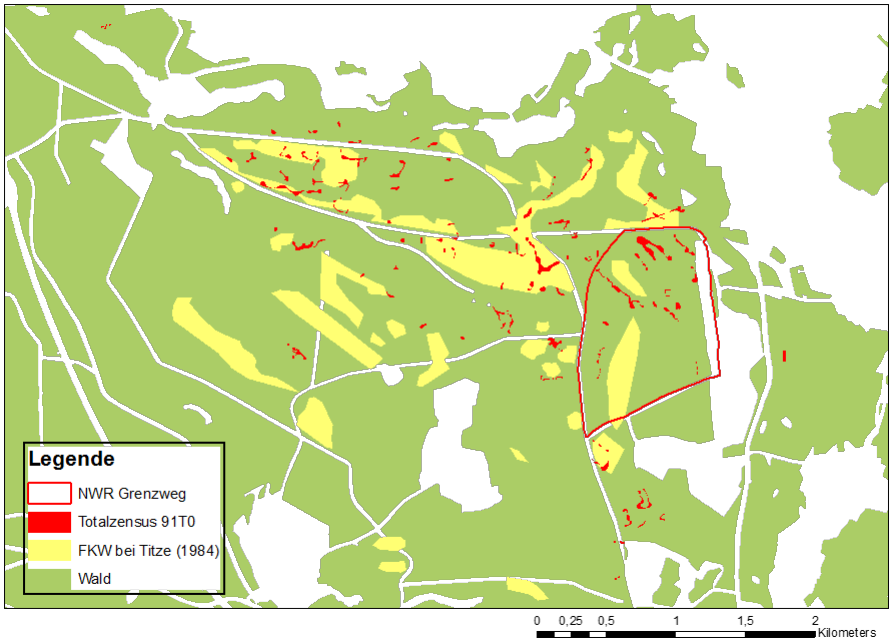


Abb. 5. Vergleich der Kartierung von Flechten-Kiefernwäldern im Bereich der Ursprung im Lorenzer Reichswald in den Jahren1982 (gelb) und 2011 (rot).

Fig. 5. Mapping the Central European lichen pine forests in the Ursprung valley area near Nürnberg in 1982 (yellow) and 2011 (red), respectively.

4. Diskussion

Die flechtenreichen Kiefernwälder in Bayern haben sich in den letzten drei Jahrzehnten *grundlegend* verändert. Die Gesamtdeckung der Flechten ist um den Faktor 5 oder mehr zurück gegangen, während der der pleurokarpen Moose um den Faktor 3 zunahm, besonders im letzten Jahrzehnt. Gerade die pleurokarpen Moose (vor allem *Pleurozium schreberi*) sind gleichzeitig die unmittelbaren und scharfen Konkurrenten der Flechten.

Viele der ehemaligen FKW repräsentieren diesen Waldtyp heute nicht mehr, da die Flechten oft ganz oder weitgehend verschwunden sind. Bestände des *Cladonio-Pinetum* existieren in Bayern deshalb heute kaum noch, und wenn dann sehr kleinflächig. Heute dagegen handelt es sich bestenfalls noch um ein *Leucobryo-Pinetum* mit einzelnen eingestreuten Flechten-Thalli, oder es handelt sich um Dominanzbestände von Rotstängelmoos und Heidelbeere unter Kiefer, aber ohne Flechten. In der Beispiel-Wiederholungskartierung der FKW im Nürnberger Reichswald lässt sich ein Flächenverlust in der Größenordnung von 90 % innerhalb der letzten drei Jahrzehnte belegen. Diese Entwicklung ist keineswegs auf Bayern begrenzt. In Niedersachsen hatte HEINKEN (1995) 41 Vegetationserhebungen des *Cladonio-Pinetum* durchgeführt; bei der Überprüfung der Bestände 2011 bis 2013 konnten lediglich vier davon noch als *Cladonio-Pinetum* bezeichnet werden, also ebenfalls ein Rückgang um 90 % (FISCHER P. at al. 2014). Im nördlichen Spreewald (Brandenburg) konnten REINECKE et al. (2011) im Jahre 2010 nur noch 5 von ursprünglich (1965) 28 *Cladonio-Pinetum*-Beständen als solche nachweisen; ein Verlust von 82 %.

Der Rückzug der Flechten ist in Bayern mit einer starken Zunahme pleurokarper Moose, besonders von *Pleurozium scheberi*, verbunden. Für den nördlichen Spreewald wird eine entsprechende Zunahme der Frequenz von *P. schreberi* dokumentiert und die Mengenzunahme benannt, aber nicht quantifiziert (REINECKE et al. 2011); der Trend ist also sehr ähnlich. Die dort zu sehende Zunahme von Laubgehölzen (*Quercus robur*, *Sorbus aucuparia*, *Prunus serotina* u. a.) sowie von *Rubus fruticosus* agg. und *Calamagrostis epigejos* auf den oligotrophen Standorten gibt es in Bayern aber (noch?) nicht, möglicherweise eine Folge unterschiedlichen Immissionsregimes.

Die entscheidende treibende Kraft hinter den Änderungen ist der sich ändernde Stickstoff-haushalt (s. a. BEER & EWALD 2005). Die Analyse zeigt nachdrücklich, dass solche Arten stark zurückgehen, die für Nährstoffmangelstandorte kennzeichnend sind, vor allem die Flechten. Die genannten *Cladonia*-Arten sowie *Cetraria islandica* haben eine N-Zahl von 1 (in zwei Fällen eine 2; ELLENBERG et al. 2001). Dagegen nehmen Arten mit höheren N-Zahlen zu: *Vaccinium myrtillus* und *Deschampsia cespitosa* (beide N-Zahl 3); für die Moose existieren für Mitteleuropa keine N-Zahlen. Der hierdurch klar signalisierte Verlust des Nährstoffmangels (= zunehmende Eutrophierung) spiegelt die Geschichte der flechtenreichen Kiefernwälder wider: Schon im 14. und 15. Jahrhundert war der Nürnberger Reichswald derart übernutzt, dass er durch die Ausweisung einer Bannmeile um die Stadt Nürnberg vor weiterer Devastierung geschützt werden musste (SPERBER 1968). 1368 führte Peter Stromer die Ansaat von Kiefern ein, um die Wälder wieder aufzubauen (HAMBERGER, 2011). Im 17. Jahrhundert stieg der Bedarf an alternativer Einstreu in die Ställe, da mit dem vermehrten Anbau von Kartoffeln, Hopfen und Tabak der Getreideanbau und damit die Strohmenge zurück ging; die Alternative war die Nadelstreu aus den Kiefernwäldern. Die Bestände wurden seitdem immer wieder auf einen hageren Ausgangszustand zurück geworfen. Den Höhepunkt erreichte das Streurechen wohl um das Jahr 1800. Nach der Überführung des Reichswaldes in einen Staatsforst wurden die Streurechte sukzessive zurückgedrängt. Dieser Prozess ist bis heute nicht vollständig abgeschlossen, doch die vererbten alten

Rechte werden in der Praxis seit dem Ende des Zweiten Weltkriegs nicht mehr ausgeübt (BRUNNER 2006). Die regelmäßige Aushagerung entfällt. Das gilt in Bayern (BEER & EWALD 2005) und grundsätzlich auch in anderen Sand-Kiefernlandschaften Mitteleuropas (FISCHER P. et al. 2014). Parallel dazu setzten N-Einträge auf dem Luftweg ein. Für die Waldklimastation Altdorf (im Zentrum der FKW im Nürnberger Becken gelegen) wurden critical loads für pflanzenverfügbaren Stickstoff von 5 kg N ha^{-1} a^{-1} berechnet (BAYER. LWF 2012, RASPE et al. 2013). Seit Beginn der Messungen 1991 wurde dieser Grenzwert ständig deutlich überschritten (10 bis 17 kg N ha^{-1} a^{-1}). Ein nennenswerter Austrag ins Grundwasser ist (bisher) jedoch nicht sichtbar. Unter diesen Bedingungen (N-Zufuhr statt N-Entzug) können FKW ihre bisherige Artenzusammensetzung selbst mittelfristig nicht behalten, d. h. dieser Waldtyp repräsentiert, zumindest heute, nicht die potenzielle natürliche Vegetation und wird damit ohne massive Eingriffe des Menschen weitgehend verschwinden. Der Waldtyp kann modellhaft als Überbleibsel der ersten Phase der Wiederbewaldung nach der Eiszeit angesehen werden, ermöglicht durch eine ständige anthropogene Aushagerung der Flächen, die eine Ansiedlung anspruchsvollerer (Baum-)Arten unterband (vergl. HEMP 1995).

Der Vergleich von Vegetationsaufnahmen von Anfang der 1980er bis 1990er Jahre mit der aktuellen Situation zeigt, dass sich die gesamte Artenzusammensetzung der Untersuchungsbestände drastisch verändert hat. Zwar sind die Flechten sukzessive weniger geworden, aber es sind keine neuen Arten hinzukommen. Die Bodenflora ist artenärmer geworden, es haben sich kniehohe Dominanzstrukturen mit *Vaccinium myrtillus* und bis zu einem halbem Meter mächtige Decken von *Pleurozium schreberi* gebildet. Eine Sukzession hin zu Birken-Eichenwäldern (*Quercion roboris*) oder Hainsimsen-Buchenwäldern (*Luzulo-Fagetum*) findet aber bisher nicht statt.

Im Falle der flechtenreichen Kiefernwälder versagt ein auf Prozessschutz ausgerichtetes Naturschutz-Instrumentarium zwangsläufig. Tatsächlich hat die Ausweisung derartiger Kiefernwälder als Naturwaldreservat (z. B. NWR Grenzweg) dort keinerlei positiven Einfluss auf die Vegetationsentwicklung gezeitigt. Die flechtenreichen Kiefernwälder sind innerhalb von drei Jahrzehnten auch aus diesem Totalschutzgebiet so gut wie ganz verschwunden. Bayernweit ist innerhalb der nächsten wenigen Jahre mit einem weitgehenden Verschwinden auch der letzten kleinen Bestände dieses Waldtyps zu rechnen, zumindest auf Sandböden – sofern nicht rasch geeignete Gegenmaßnahmen durchgeführt werden.

5. Managementoptionen

5.1 Streurechen als Pflegemaßnahme?

Da die Zufuhr von Nährstoffen über den Luftweg vor Ort nicht reguliert werden kann, bleibt als Handlungsoption die flächige Entnahme der nährstoff-(humus-)reichen Streu- und Moosauflage. Das wird in der heutigen Zeit großflächig nicht im hergebrachten Sinne mit Rechen und Muskelkraft realisiert werden können. Aus Sicht der Flechten ist das aber unbedeutend: wichtig ist nur, dass der Wuchsplatz frei von raschwüchsigen Konkurrenten ist. Eine Versuchsanlage zur Beurteilung der Wieder-Einführung des Streurechens wurde im Biosphärenreservat „Niedersächsische Elbtalaue“ angelegt (SCHMIDT et. al. 2008), ein entsprechender Dauerflächenversuch mit herkömmlichem Streurechen in Bayern (BEER & EWALD 2005); der mittlere N-Zeigerwert der streugerechten Flächen dort ist erwartungsgemäß niedriger als auf den nicht-streugerechten Flächen.

Allerdings unterscheidet sich die heutige Situation von der vor einigen Jahrzehnten bzw. vor ein bis zwei Jahrhunderten dadurch, dass damals Flechten allgegenwärtig waren. Viele Strauchflechten pflanzen sich grundsätzlich sowohl über Sporen als auch vegetativ über Sorale (winzige Partikel, die sowohl den Pilz als auch die Alge enthalten) oder einfach durch Zerfall des Flechten-Thallus in Thallus-Bruchstücke (z. B. durch Zertrampeln) fort. Bei den Flechten der FKW ist sowohl die generative als auch die vegetative Ausbreitung mittels Soredium selten; sie breiten sich im Wesentlichen über Thallus-Bruchstücke aus (DUNCAN 2015). Allerdings liegen die Ausbreitungsschritte i. d. R. im Zentimeter bis Dezimeterbereich, in Ausnahmefällen, z. B. mittels heftiger Windböen oder Transport mittels Großtieren im Meterbereich (HEINKEN 1999, DUNCAN 2015). Bei starkem Flechtenbesatz entstehen also schon beim Rechenvorgang zahlreiche Thallus-Bruchstücke vor Ort, und die Distanz zur nächsten Flechten-Quelle jenseits der gerechten Fläche ist vergleichsweise kurz, eine Wiederansiedlung auf der gerechten Fläche also sehr wahrscheinlich. Heute ist das Flechten-Material vor Ort sehr begrenzt; und die Diasporenquellen sind verinselt, die Distanzen zu den nächsten Vorkommen deutlich größer, eine Wiederbesiedlung wird also zunehmend unwahrscheinlicher. Das bedeutet: Will man FKW-Bestände auch in Zukunft erhalten, muss nicht nur für offene Flächen gesorgt werden, sondern auch für die Erreichbarkeit der Flächen für Flechten. Ein Einsammeln von Flechten vor dem Streurechen und ein „Aussäen" der Thallus-Teilchen danach ist daher zwingend erforderlich (s. a. Demonstrationsversuch Forstbetrieb Nürnberg; Versuche der NW-FVA, SCHMIDT et al. (2008) im niedersächsischen Elbtal). Eine Literaturauswertung zu „Flechten-Transplantationen" (Aussäen von Flechten-Thalli oder Umsetzen ganzer Flechten-Polster; DUNCAN 2015) weist für eine erfolgreiche Regeneration einen hohen Bedarf an Flechten-Biomasse nach, was in heute flechtenarmen Gebieten nur noch punktuell gegeben ist.

Was zum Wohl der Flechten ist – der Entzug von Nährstoffen – ist aber keineswegs gut für die Leistungsfähigkeit des Baumbestandes im Hinblick auf Holzproduktion: Hierfür ist das im Boden gespeicherte Nährstoffkapital wichtig. Deshalb zählt Streurechen nach dem Bayerischen Waldgesetz als devastierende Maßnahme.

Sollte im Zuge eines Schutz- und Hilfsprogramms für die FKW in Bayern ein irgendwie geartetes Entfernen der Humus- und Moosschicht realisiert werden können, bleibt noch die Frage, was mit dem abgezogenen Material gemacht werden soll. Seinen damaligen Wert – Stalleinstreu – hat dieses Material verloren. Erfahrungen des LPV Kelheim haben gezeigt (mdl. Mitt.), dass die Streu als Wirtschaftsdünger eingesetzt werden kann, wenn sie keine groben Holzteile enthält, und wenn geeignete Ackerflächen in der Nähe vorhanden sind (ein weiterer Transport wäre unrentabel). Auch eine Verwertung in neueren Biogasanlagen ist möglich (für ältere Anlagen ist die Biomassequalität nicht ausreichend), falls entsprechende Anlagen ortsnah vorhanden sind.

Insgesamt zeigt sich, dass (ggf. mit ganz wenigen kleinflächigen Ausnahmen) dem rasanten Verlust der FKW nur mit massiven mechanischen Eingriffen entgegen gewirkt werden kann. Darüber hinaus ist zu bedenken: Diese Eingriffe müssen regelmäßig (und langfristig) wiederholt werden, und sie müssen ggf. durch begleitende Maßnahmen ergänzt werden, z. B. durch manuelles Entfernen auflaufender Kiefern-Verjüngung. Auf großer Fläche wird das langfristig kaum durchführbar sein, sich also bestenfalls im Bereich von wenigen Dutzend Hektaren (bayernweit) bewegen.

5.2 Kann man den Verlust der FKW durch forstliche Maßnahmen wenigstens bremsen?

Die charakteristischen Flechten der FKW benötigen nicht nur offenen Boden, um konkurrenzfrei aufwachsen zu können, sondern auch genügend Licht für die Photosynthese; denn „wenig Alge“ muss „viel Pilz“ ernähren (s. Einführung). Ein Auflichten des Bestandes (Einzelstammnutzung) mit dem Ziel, mehr Licht an den Boden zu bringen, dürfte daher hilfreich sein (BEER & EWALD 2005). Allerdings sind die exponiertesten Stellen, an denen heute überhaupt noch Flechten vorkommen, ohnehin eher lückig bestockt. Schlagabraum sollte an solchen Stellen deponiert werden, wo keine Flechtenpolster vorhanden sind, und dort auch nur vorübergehend, sowohl um längeren Lichtausschluss als auch um punktuellen Nährstoffeintrag zu vermeiden.

Mit den Erntemaßnahmen ist zwangsläufig ein Befahren der Fläche verbunden. Das Befahren schafft offene Flächen; grundsätzlich eine Situation, die für Flechten günstig ist. Allerdings sind die Partien, auf denen der Boden auf diese Weise freigelegt wird, sehr klein, und sie grenzen unmittelbar an Flächen, auf denen z. B. Rotstängelmoos und Heidelbeere wachsen. Diese wandern auf die kleinen offenen Partien schneller zurück als die langsam wüchsigen Flechten. HEINKEN & ZIPPEL (2004) konnten zeigen, dass kleine ($1m^2$ große) experimentell von Moosen freigestellte Flächen nach drei Jahren wieder weitgehend mit Moosen zugewachsen waren. Aus eigenen Beobachtungen wissen wir aber auch, dass Sandflächen u. U. über Jahrzehnte offen bleiben können. Nutzungsbedingtes Befahren der Flächen ist also kein Schaden für Flechten bzw. für die FKW, aber es bringt in vielen Fällen wohl keinen Nutzen für sie.

5.3 Entweder die Entwicklung laufen lassen – oder sofort handeln

Ohne gezieltes Management werden die verbliebenen Bestände der FKW weitgehend und rasch verschwinden; es werden nur sehr wenige und sehr kleine Bestände übrig bleiben, und zwar voraussichtlich nicht auf Sandböden, sondern auf flachgründigen Quarzitböden. An solchen verbleibenden wenigen sehr kleinen Stellen repräsentieren die FKW tatsächlich die potenzielle natürliche Vegetation (pnV) und benötigen deshalb keine Unterstützung für ihre Weiterexistenz. Allerdings fehlt die Information zur aktuellen Ausprägung der FKW auf solchen Flächen.

Will man wenigstens einige Bestände auf Sandböden mit einem noch wenigstens ansatzweise vollständigen Arteninventar (besonders bezüglich der Flechten) erhalten, so besteht *dringender* Handlungsbedarf: Die o. g. massiven Eingriffe müssen *umgehend* getätigt werden; denn je weniger Flechtenexemplare (von immer weniger Flechtenarten) es an einer Stelle gibt, desto schwieriger wird es, Bestände wieder zu optimieren. Ungeachtet des in Bayern ganz überwiegend anthropogenen Charakters der FKW sind sie Schutzobjekt im Rahmen der Europäischen FFH-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen) und des Bundesnaturschutzgesetzes (§30 BNatSchG). Es erscheint dazu sinnvoll, die heute noch „besten“ (im Sinne eines noch möglichst umfangreichen Flechtenarten-Besatzes) Bestände auszuwählen und entsprechend in einen ausgehagerten Zustand samt „Beimpfung“ zu versetzen. Dies gilt auch und gerade in denjenigen Naturschutzgebieten, die dem Schutz und Erhalt der FKW gewidmet sind.

Das Wissen über einen erfolgreichen „Wieder-Aufbau“ der FKW (oder zumindest der Stopp eines weiteren qualitativen und quantitativen Verlustes) ist aktuell sehr begrenzt. Um den Erfolg solcher Maßnahmen bewerten zu können, ist es erforderlich, alle Maßnahmen mit einem Monitoring zu verbinden, das eine wissenschaftliche Auswertung der Wirkung von getätigten Maßnahmen ermöglicht. Nur so lässt sich eine klare Aussage über mögliche Erfolge oder Misserfolge der oben genannten Maßnahmen machen. Rechtzeitige Kenntnisse darüber, ob ein gewähltes Verfahren zielführend ist oder nicht, sind gerade dann von zentraler Bedeutung, wenn vom Zielobjekt kaum noch etwas vorhanden ist.

Danksagung

Wir möchten vielen Personen und einer Organisation unseren Dank für die geleistete Unterstützung aussprechen: Herrn PD Dr. Thilo Heinken, Universität Potsdam, für die Bereitstellung pflanzensoziologische Aufnahmen aus der Datenbank der Synopsis; Herrn Diplom-Biologe Herwig Hadatsch und Herr Dr. Wolfgang von Brackel für die Überlassung von Vegetationsaufnahmen aus ihren Unterlagen; Herrn Dr. Helge Walentowski und Frau Anna Kanold, LWF Freising, für Vegetationsaufnahmen und für die Daten des Totalzensus von FKW in Bayern; Herrn Diplom-Biologen Robert Hierlmeier vom LPV Kelheim für einen gemeinsamen Geländebegang und für intensive Diskussionen zur Wiederherstellung von FKW; Herrn Dr. Walter Wels für die Ermöglichung der Einsichtnahme in seine Sammlung unveröffentlichter Diplomarbeiten und für wertvolle Informationen zum früheren Zustand von FKW; Herrn Forstbetriebsleiter Blank, Forstbetrieb Nürnberg, für intensive Gespräche über die Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung und des Schutzes der FKW; dem Kuratorium der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) für die finanzielle Förderung des Forschungsprojektes (L54); drei Gutachtern für wertvolle Hinweise zur Optimierung des Manuskriptes.

Literatur

AUGUSTIN, H. (1991): Die Waldgesellschaften des Oberpfälzer Waldes. – Hoppea 51: 5–315.

BAYER. LWF (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT) (2012): Die Waldklimastation Altdorf. – URL: http://www.lwf.bayern.de/service/publikationen/lwf_faltblatt/016705/index.php [Zugriff am 15.11.2014].

BAYERISCHE STAATSFORSTEN (2014): Waldbauhandbuch Bayerische Staatsforsten. Grundsätze für die Bewirtschaftung von Kiefern- und Kiefernmischbeständen im Bayerischen Staatswald. – URL: http://www.baysf.de/fileadmin/user_upload/04-wald_verstehen/Publikationen/Buchengrundsaetze.pdf [Zugriff am 15.11.2014].

BEER, A. & EWALD, J. (2005): Vegetationskundliche Untersuchungen rezent streugenutzter Kiefernwälder auf Binnendünen des niederbayerischen Tertiärhügellandes. – Tuexenia 25: 93–109.

BRAUN, W. (1969a): Die Pflanzendecke. Erläuterungen zur Bodenkarte von Bayern 1 : 25 000. Bl. Nr. 5540 Neunburg vorm Wald, 64–84.

BRAUN, W. (1969b): Die Pflanzendecke. Erläuterungen zur Bodenkarte von Bayern 1 : 25 000. Bl. Nr. 7029 Oettingen i. Bay., 56–72.

BRAUN, W. (1972): Die Pflanzendecke. Erläuterungen zur Bodenkarte von Bayern 1 : 25 000. Bl. Nr. 5737 Schwarzenbach a. d. sächs. Saale, 51–71.

BRAUN, W. (1973a): Die Pflanzendecke. Erläuterungen zur Bodenkarte von Bayern 1 : 25 000. Bl. Nr. 6938 Regensburg, 66–81.

BRAUN, W. (1973b): Die Pflanzendecke. Erläuterungen zur Bodenkarte von Bayern 1 : 25 000. Bl. Nr. 6434 Hersbruck, 46–62.

BRAUN, W. (1978): Die Pflanzendecke. Erläuterungen zur Bodenkarte von Bayern 1 : 25 000 zum Bl. Nr. 7644 Triftern, 53–71.

BRUNNER, G. (2006): Die Aktuelle Vegetation des Nürnberger Reichswaldes. Untersuchungen zur Pflanzensoziologie und Phytodiversität als Grundlage für den Naturschutz. – Dissertation, Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg, Erlangen-Nürnberg: 214 pp.

BRUNNER, G. & LINDACHER, R. (1994): Flechtenreiche Kiefernwälder des Nürnberger Reichswaldes. – Hoppea 55: 255–272.

BUSHART, M., MEYER, N. & LEUPOLD, P. (1994): Die Sanddünengebiete bei Altdorf. – Hoppea 55: 272–318.

DUNCAN, S.J. (2015): Woodland caribou alpine range restoration: an application for lichen transplants. – Ecol. Restor. 33: 22–29.

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

FEOLI, E. & ORLÓCI, L. (1979): Analysis of concentration and detection of underlying factors in structured tables. – Vegetatio 40: 49–54.

FEULNER, M. (2006): Vegetationsaufnahmen in den Naturwaldreservaten Dürrenberg (138) und Sauhübel (140). – Unveröff. Gutachten i. A. der LWF.

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

FISCHER, H.S. (1985): Zur Soziologie und Ökologie der Wald- und Forstgesellschaften des nördlichen Sebalder Reichswaldes. – Diplomarbeit, Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg, Erlangen-Nürnberg: 115 pp.

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

FISCHER, H.S., MICHLER, B., SCHWALL, M., KUDERNATSCH, T., WALENTOWSKI, H. & EWALD, J. (2014): Was wächst denn da? Weihenstaephaner Vegetationsdatenbank stärkt künftig die interdisziplinäre Zusammenarbeit in der Freilandökologie. – LWF aktuell 103: 34–37.

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

FLUGHAFEN MÜNCHEN GMBH (2015): Daten und Fakten, allgemeine Flughafendaten. – URL: http://www.munich-airport.de/de/company/facts/allg/index.jsp [Zugriff am 15.11.2014].

HADATSCH, H. (1996): Vegetationsvergleich Nordostbayerischer Kiefern-Naturwaldreservate unter besonderer Berücksichtigung der epigäischen Flechten. – Unveröff. Gutachten im Auftrag der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft.

HAMBERGER, J. (2011): Der Tannensäer von Nürnberg. Peter Stromer, Handelsherr und Bergbauunternehmer aus Nürnberg, gilt als der Erfinder der Nadelholzsaat. – LWF aktuell 82: 50.

HEINKEN, T. (1995): Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland. Gliederung, Standortsbedingungen, Dynamik. – Diss. Bot. 239: 1–311.

HEINKEN, T. (1999): Dispersal patterns of terricolous lichens by thallus fragments. –Lichenologist 31: 603–612.

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

HEINKEN, T. (2008b): Die natürlichen Kiefernstandorte Deutschlands und ihre Gefährdung. – Beitr. Nordwestdtsch. Forstl. Versuchsanst. 2: 19–41.

HEINKEN, T. & ZIPPEL, E. (2004): Natural re-colonization of experimental gaps by terricolous bryophytes in central European pine forests. – Nova Hedwigia 79: 329–351.

HEMP, A. (1995): Die Dolomitkiefernwälder der nördlichen Frankenalb. Entstehung, systematische Stellung und Bedeutung für den Naturschutz. – Bayreuth. Forum Ökol. 22: 1–150.

HÖSCH, S. (2015): Die Veränderung der Vegetation im Naturwaldreservat Grenzweg von 1998–2014. – Bachelor-Arbeit, TU München, München: 48 pp.

HOHENESTER, A. (1960): Grasheiden und Föhrenwälder auf Diluvial- und Dolomitsanden im nördlichen Bayern. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 33: 30–85.

HOHENESTER, A. (1978): Die potentielle natürliche Vegetation im östlichen Mittelfranken (Region 7). Erläuterungen zur Vegetationskarte 1 : 200 000. – Selbstverlag der Fränkischen Geographischen Gesellschaft, Erlangen: 57 pp.

HURLEY, C. (2012): Package 'gclus'. – URL: http://CRAN.R-project.org/package=gclus [Zugriff am 15.11.2014].

JANCEY, R. (1979): Species ordering on a variance criterion. – Vegetatio 39: 59–63.

JANSEN, F. & DENGLER, J. (2010): Plant names in vegetation databases – a neglected source of bias. – J. Veg. Sci. 21: 1179–1186. URL: http://www.botanik.uni-greifswald.de/2305.html [Zugriff am 15.11.2014].

KADEREIT, J.W., KÖRNER, C., KOST, B. & SONNEWALD, U. (2014): Strasburger – Lehrbuch der Pflanzenwissenschaften. 37. Aufl. – Springer Spektrum, Berlin: 919 pp.

LUTZ, J.L. (1950): Über den Gesellschaftsanschluss oberpfälzischer Kiefernstandorte. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 28: 64–124.NEUWIRTH, E. (2014): Package 'RColorBrewer'. – URL: http://CRAN.R-project.org/package=RColor
Brewer [Zugriff am 15.11.2014].

OBERDORFER, E. (Ed.) (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsche. B. Tabellenband. – Fischer, Jena: 580 pp.

OKSANEN, J., BLANCHET, F.G., KINDT, R., LEGENDRE, P., O'HARA, R.B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.H. & WAGNER, H. (2011): vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17–11. – URL: http://CRAN.R-project.org/package=vegan [Zugriff am 15.11.2014].

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2010): R: A language and environment for statistical computing. – URL: http://www.R-project.org/ [Zugriff am 15.11.2014].

RASPE, S., DIETRICH, H-P & ZIMMERMANN, L. (2013): Stoffeinträge sind ein Standortsfaktor. Internationale Modellrechnungen und langjährige Messungen an Waldklimastationen belegen Überschreitung kritischer Belastungsschwellen. – LWF aktuell 94: 17–22.

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

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

RODI, D. (1975): Die Vegetation des nordwestlichen Tertiär-Hügellandes (Oberbayern). – Schriftenr. Vegetationskd. 8: 21–79.

RÖDER H., FISCHER A. & KLÖCK W. (1996): Waldentwicklung auf Quasi-Dauerflächen im *Luzulo-Fagetum* der Buntsandsteinrhön (Forstamt Mittelsinn) zwischen 1950 und 1990. – Forstw. Cbl. 115: 321–335.

RÜTHER, C. (2003): Die Waldgesellschaften des Vorderen Bayerischen Waldes, mit einem Beitrag zur jüngeren Waldgeschichte. – Hoppea 64: 473–876.

SCHEUERER, M. (1993): *Cladonia stellaris* am Bayerischen Pfahl. Ein Beitrag zur Kenntnis autochthoner Kiefernwälder. – Hoppea 54: 565–573

SCHEUERER, M., BRUNNER, G., HEMP, A. & HORN C. (2012): FFH Monitoring im Totalzensus der Wald Lebensraumtypen 91T0 „Mitteleuropäische Flechten-Kieferwälder“ und 91U0 „Kiefernwälder der sarmantischen Steppe“ in Bayern. – Unveröff. Bericht zur Erhebungsphase 2010 bis 2012 im Auftrag der Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF).

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.

SCHULTES, A. (1998): Vegetationsuntersuchungen in Kiefern-Naturwaldreservaten. Vergleich zweier Kiefern-Naturwaldreservate mit Vegetationskarten und Bodenuntersuchungen. – Diplomarbeit, Friedrich-Alexander-Universität, Erlangen-Nürnberg: 94 pp.

SPERBER, G. (1968): Die Reichswälder bei Nürnberg. Aus der Geschichte des ältesten Kunstforstes. – Mitt. Staatsforstverw. Bayerns 37: 1–178.

TITZE, P. (1984): Die Vegetation des Wassergewinnungsgebietes Ursprung-Krämersweiher im Nürnberger Reichswald. Eine pflanzensoziologische Dokumentation mit Vegetationskarte 1 : 5000. – Unveröff. Gutachten im Auftrag der Energie und Wasserversorgung AG EWAG (heute N-ERGIE).

TÜRK, W. (1993): Pflanzengesellschaften und Vegetationsmosaike im nördlichen Oberfranken. – Diss. Bot. 207: 290 pp.

TÜRK, W. (1994): Das "Höllental" im Frankenwald - Flora und Vegetation eines floristisch bemerkenswerten Mittelgebirgstales. – Tuexenia 14: 17–52.

VON BRACKEL, W. (1996): Konzeption, Einrichtung und Aufnahme von pflanzensoziologischen Dauerbeobachtungsflächen (40 Transekte zu je 25 Einzelflächen) für Zwecke des Naturschutzes in Nordbayern (nach dem von PFADENHAUER für die ANL entwickelten Konzept). – Bund Naturschutz in Bayern e.V., Bezirk Mittelfranken.

WALENTOWSKI, H., MÜLLER, B. & OBERMEIER, E. (1994): Some remarks to the *Leucobryo-Pinetum sylvestris* Matusk. 1962 on its southwestern limit in Bavaria. – Thaiszia 3: 81–98.

WALENTOWSKI, H. & SCHEUERER, M. (2004): Das landschaftstypische Waldgesellschaftsmosaik in der Schöllnacher Bucht (Lallinger Winkel). – Arch. Naturschutz Landschaftsforsch. 3: 39–78.

WARD, J.H. (1963): Hierarchical grouping to optimize an objective function. – J. Am. Stat. Ass. 58: 236–244.

WILDI, O. (1989): A new numerical solution to traditional phytosociological tabular classification. – Vegetatio 81: 95–106.

WILDI, O. (2013): Data analysis in vegetation ecology. 2nd ed. – John Wiley & Sons Inc, Chichester: 301 pp.

WILDI, O. & ORLÓCI, L. (1996): Numerical exploration of community patterns. A guide to the use of MULVA-5. 2nd ed. – SPB Academic Publishing, Amsterdam: 171 pp.

ZEIDLER, H. & STRAUB, R. (1967): Waldgesellschaften mit Kiefer in der heutigen potentiellen natürlichen Vegetation des mittleren Maingebietes. – Mitt. Flor.-Soziol. Arbeitsgem. 11/12: 88–126.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 2015

Band/Volume: NS_35

Autor(en)/Author(s): Fischer Anton, Michler Barbara, Fischer Hagen S., Brunner Gerhard, Hösch Simon, Schultes Arnulf, Titze Peter

Artikel/Article: Flechtenreiche Kiefernwälder in Bayern: Entwicklung und Zukunft 9-29