

## **Pflanzengesellschaft des Jahres 2025: Flechten-Kiefernwald (*Cladino-Pinetum sylvestris*)**

### **Plant Community of the Year 2025: Lichen pine forest (*Cladino-Pinetum sylvestris*)**

Karsten Horn<sup>1</sup> , Wolfgang von Brackel<sup>2</sup> , Jörg Ewald<sup>3</sup> , Thilo Heinken<sup>4</sup> ,  
Thomas Becker<sup>5</sup> , Erwin Bergmeier<sup>6</sup> , Steffen Boch<sup>7</sup> , Werner Härdtle<sup>8</sup> ,  
Norbert Hölzel<sup>9</sup> , Silke Lütt<sup>10</sup>, Dominique Remy<sup>11</sup> , Simone Schneider<sup>12, 13</sup> ,  
Sabine Tischew<sup>14</sup>  & Petra Fischer<sup>15</sup> \* 

<sup>1</sup>Büro für angewandte Geobotanik und Landschaftsökologie (BaGL), Frankenstraße 2, 91077 Dormitz, Germany; <sup>2</sup>Büro für vegetationskundlich-ökologische Gutachten & Lichenologie, Kirchenweg 2, 91341 Röttenbach, Germany; <sup>3</sup>Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Fakultät Wald und Forstwirtschaft, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 3, 85354 Freising, Germany; <sup>4</sup>Universität Potsdam, Institut für Biochemie und Biologie, Maulbeerallee 3, 14469 Potsdam, Germany; <sup>5</sup>Universität Trier, Raum- und Umweltwissenschaften – Geobotanik, Behringstraße 21, 54296 Trier, Germany; <sup>6</sup>Georg-August-Universität Göttingen, Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften, Abteilung für Vegetationsanalyse und Phytodiversität, Untere Karspüle 2, 37073 Göttingen, Germany; <sup>7</sup>Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Biodiversität und Naturschutzbiologie, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf, Schweiz; <sup>8</sup>Leuphana Universität Lüneburg, Institut für Ökologie, Universitätsallee 1, 21335 Lüneburg, Germany; <sup>9</sup>Universität Münster, Institut für Landschaftsökologie, Heisenbergstraße 2, 48149 Münster, Germany; <sup>10</sup>Landesamt für Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abteilung Naturschutz, Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek, Germany; <sup>11</sup>Universität Osnabrück, FB5, AG Ökologie, Barbarastraße 13, 49076 Osnabrück, Germany; <sup>12</sup>Nationalmuseum für Naturgeschichte, 25, rue Münster, 2160 Luxembourg, Luxembourg; <sup>13</sup>Naturschutzsyndikat SICONA, 12, rue de Capellen, 8393 Olm, Luxembourg; <sup>14</sup>Hochschule Anhalt, FB Landwirtschaft, Ökorphologie und Landschaftsentwicklung, Strenzfelder Allee 28, 06406 Bernburg, Germany; <sup>15</sup>Büro für Naturschutz, Ökologie und Landbau (NÖL), Herzberger Landstraße 27, 37085 Göttingen, Germany  
\*Korrespondierende Autorin, E-Mail: fischer@buero-noel.de

### **Zusammenfassung**

Zu den am stärksten gefährdeten und in Deutschland kurz vor dem Aussterben stehenden Pflanzengesellschaften zählt der Flechten-Kiefernwald (*Cladino-Pinetum sylvestris*, Syn. *Cladonio-Pinetum sylvestris*). Aus diesem Grund wurde er von der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft als „Pflanzengesellschaft des Jahres 2025“ ausgewählt. Flechten-Kiefernwälder sind wenig produktive, lichte und unterwuchsarme Nadelwald-Ökosysteme vorwiegend der planaren und kollinen Stufe. Prägende Standortfaktoren sind extrem nährstoffarme und saure, meist auch sehr trockene Böden mit gering entwickelter Humusaufgabe. Flechten-Kiefernwälder kommen auf Sandern, Moränen, Dünen und Talsanden und im Bergland punktuell auf Felsen aus Granit, Quarzit oder Sandstein vor. In Deutschland sind Bestände dieses Waldtyps aktuell nur noch kleinflächig und überwiegend in

subkontinental geprägten Regionen vorhanden. Die Hauptvorkommen liegen im nordostdeutschen Binnenland von der niedersächsischen Elbtalniederung an ostwärts (Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt, Brandenburg) sowie in Mittelfranken und der Oberpfalz (Bayern). Neben sehr offenen Beständen mit Arten der Silbergras-Rasen gibt es Flechten-Kiefernwälder fast ohne Gefäßpflanzen sowie solche mit *Vaccinium*-Arten, die zu den weiter verbreiteten Beerstrauch-Kiefernwäldern und -forsten überleiten. Flechten-Kiefernwälder repräsentieren in Mitteleuropa einen Biodiversitätshotspot für bodenbewohnende Strauchflechten, insbesondere Rentierflechten und andere Vertreter der Gattung *Cladonia*. Außerdem beherbergen sie eine Vielzahl von anderen Flechten, Moosen und Großpilzen und sind auch für den zoologischen Artenschutz von Bedeutung. Sie stellen einen FFH-Lebensraumtyp gemäß Anhang I der FFH-Richtlinie der EU (Code 91T0) dar. Flechten-Kiefernwälder stehen am Anfang einer natürlichen Waldentwicklung auf Rohböden über Sand oder Quarzgestein und wurden in der Neuzeit durch Streuentnahme und Plaggenhieb, teilweise auch Waldweide, auf entsprechenden Standorten stark gefördert. Ihre größte Ausdehnung hatten sie vermutlich im 19. und frühen 20. Jahrhundert. Nach Aufgabe dieser Nutzungsformen sind sie gegenwärtig vor allem durch Eutrophierung infolge von Stickstoffeinträgen stark gefährdet. Durch das erhöhte Nährstoffangebot breiten sich konkurrenzkräftige Laubmoose, teils auch Zwergsträucher und die Draht-Schmiele aus, die die typischen Flechten und niedrigwüchsigen Moose verdrängen. Allein seit den 1990er Jahren sind in Deutschland ca. 90% der Bestände verloren gegangen. Weitere Gefährdungsursachen sind Flächenverbrauch durch Sand- und Gesteinsabbau oder Bebauung, aktiver Waldumbau, fehlende Morphodynamik und in den letzten Jahren auch Hitze- und Dürreperioden. Die gegenwärtig noch vorhandenen, teilweise kurz vor der Extinktion stehenden Restbestände müssen nicht nur vor direkter Zerstörung geschützt, sondern – ähnlich wie bei vielen Offenlandhabitaten – durch aktive Schutzmaßnahmen erhalten werden. In degenerierten Beständen muss zunächst eine Entfernung der Streu- und Humusaufgabe und anschließend eine Beimpfung der Rohböden mit Flechten-Bruchstücken erfolgen. Erste Ergebnisse aus solchen Renaturierungsprojekten aus der niedersächsischen Elbtalaue und aus Mittelfranken werden hier präsentiert. Wir möchten lokale und regionale Akteure im Naturschutz ermuntern, entsprechend aktiv zu werden. In Sandgruben und Steinbrüchen können bei einem Verzicht auf Rekultivierungen Flechten-Kiefernwälder auch neu entstehen.

### Abstract

One of the most endangered plant communities in Germany, and one that is on the verge of extinction, is the lichen pine forest (*Cladino-Pinetum sylvestris*, syn. *Cladonio-Pinetum sylvestris*). For this reason, it has been selected by the Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft as the “Plant Community of the Year 2025”. Lichen pine forests are unproductive, sparse and understory-poor coniferous forest ecosystems, mainly in the planar and colline altitudinal zone. The soils are extremely nutrient-poor and acidic, usually very dry with a poorly developed humus layer. Lichen pine forests occur on outwash plains, moraines, dunes and valley sands, but also in mountainous areas with granite, quartzite or sandstone as parent rock. In Germany, this forest type is currently found only in small areas, mainly in sub-continental regions. Lichen pine forests occur mainly in the northeastern German inland lowlands from the Elbe valley in Lower Saxony eastward (Mecklenburg-Western Pomerania, Saxony-Anhalt, Brandenburg) as well as in Middle Franconia and Upper Palatinate (Bavaria). In addition to open woodlands with species of grey hair-grass swards (*Corynephorion*), there are lichen pine forests with almost no vascular plants and others with *Vaccinium* species, transitioning to the more widespread blueberry pine forests. Lichen pine forests represent a biodiversity hotspot in Central Europe for ground-dwelling fruticose lichens, especially reindeer lichens and other members of the genus *Cladonia*. They also host a variety of other lichens, bryophytes and macrofungi, and are important for faunal biodiversity. They represent an Annex I habitat type under the EU Habitats Directive (code 91T0). Lichen pine forests are at the beginning of natural forest development on immature soils on sand or quartz-rich rocks and have been strongly promoted by litter-raking and sod-cutting, and sometimes by grazing. They probably reached their greatest extent in the 19<sup>th</sup> and early 20<sup>th</sup> centuries. After the abandonment of the historical forest use, current stands are highly endangered, mainly by eutrophication due to natural succession and airborne nitrogen loads. Since the 1990s lichen pine forests

in Germany have lost about 90% of their former area. With an increased nutrient availability, competitive pleurocarpous mosses, sometimes dwarf shrubs and the wavy hair-grass, spread and displace the typical lichens and small-growing bryophytes. Other threats include land use (sand and stone mining, building areas), active forest conversion, a lack of morphodynamics and, in recent years, prolonged periods of heat and drought. Existing stands, some of which on the verge of extinction, must not only be protected from direct destruction, but also require active protection measures, similar to many open-land habitats. The restoration of lichen pine forests is only possible by removing the litter (together with the humus layer) and subsequently inoculating the raw soil with lichen fragments. First results from restoration projects in the Elbe valley of Lower Saxony and in Middle Franconia are presented. With these, we would like to encourage local and regional actors and conservationists to take appropriate action. In sand pits and quarries, refraining from recultivation measures can promote the formation of new lichen pine forests.

**Keywords:** conservation management, eutrophication, historical land use, pine forest, plant community, restoration, species conservation, syntaxonomy

## 1. Einleitung

Naturschutzrelevante Themen finden in Gesellschaft und Politik noch immer deutlich zu wenig Beachtung und müssen daher verstärkt ins Bewusstsein der Öffentlichkeit gerufen werden. Unter diesem Aspekt wählt die Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft seit dem Jahr 2019 jährlich eine Pflanzengesellschaft des Jahres aus und stellt diese in einem Übersichtsartikel, mit einem Flyer und in einer Pressemitteilung vor. Nachdem in den Vorjahren Glatthaferwiesen (Tischew et al. 2018), Borstgrasrasen (Schwabe et al. 2019), Hartholz-Auenwälder (Härdtle et al. 2020), Kalkäcker (Bergmeier et al. 2021), Strandlingsrasen (Remy et al. 2022) und Sumpfdotterblumen-Wiesen (Schneider et al. 2023) gekürt wurden, wurde für 2025 mit dem Flechten-Kiefernwald (*Cladino-Pinetum sylvestris* Juraszek 1928) zum zweiten Mal eine Waldgesellschaft ausgewählt.

Die an extrem nährstoffarme Standorte gebundenen Flechten-Kiefernwälder sind ein bedrohter Vegetationstyp, der zahlreiche gefährdete Arten, v. a. Flechten und Moose, aber auch Gefäßpflanzen, Pilze und Tiere beherbergt. Diese an Rohböden mit geringer Humusaufgabe angepassten Lebensgemeinschaften bildeten sich ursprünglich als Teil von Primärsukzessionen auf bewegten Dünen- und Flusssanden des mitteleuropäischen Binnenlandes und wurden durch präindustrielle Waldnutzungsformen wie Streu- und Plaggennutzung oder auch Waldweide gefördert (Ewald & Pyttel 2016). Auch Waldbrände könnten zur Entstehung von Flechten-Kiefernwäldern beigetragen haben. Mit Ausbleiben der Substratdynamik, Aufgabe der traditionellen Bewirtschaftung und gleichzeitiger massiver Eutrophierung durch atmosphärische Stickstoffeinträge aus Landwirtschaft, Verkehr und Industrie sind die Bestände der Flechten-Kiefernwälder in Deutschland innerhalb der letzten Jahrzehnte bis auf wenige Restvorkommen zurückgegangen. Ein Aussterben dieser Waldgesellschaft innerhalb der nächsten 10–20 Jahre in Deutschland ist daher nicht auszuschließen. Die Flechten-Kiefernwälder sind dementsprechend in der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands als stark gefährdet bis von vollständiger Vernichtung bedroht eingestuft (Finck et al. 2017) und gelten zudem als kaum regenerierbar (Finck et al. 2017, Ssymank et al. 2022). Im Zuge der EU-Osterweiterung wurden sie als Lebensraumtyp (Anhang I) der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie) der Europäischen Union aufgenommen (Code 91T0; Balzer et al. 2004a, b), woraus eine besondere Verantwortung der Mitgliedsstaaten für den Schutz dieser Waldgesellschaft und eine Verpflichtung für ein regelmäßiges Monitoring nebst Berichtspflicht an die EU-Kommission resultiert.

Ziel des vorliegenden Übersichtsartikels ist es, die Standortbedingungen und die ökologische Bedeutung von Flechten-Kiefernwäldern zu beschreiben und darauf aufbauend die wirksamen Gefährdungsfaktoren zu identifizieren. Flechten-Kiefernwälder sollen damit stärker in den naturschutzpolitischen Fokus rücken, und es sollen zudem Handlungsempfehlungen für eine Sicherung der letzten Bestände dieser in vieler Hinsicht besonderen Waldgesellschaft gegeben werden. Exemplarisch wird mit diesem Beitrag auch die gesamte Naturschutzproblematik auf extrem nährstoffarmen, oftmals durch historische Landnutzungsformen generierten Standorten in unserer von Eutrophierung und anderen Formen des globalen Wandels betroffenen Kulturlandschaft verdeutlicht.

## **2. Entstehung, standortökologische Faktoren, Verbreitung, Struktur und floristische Charakterisierung der Flechten-Kiefernwälder**

### **2.1 Entstehung**

In Mitteleuropa dürfte natürlichen Flechten-Kiefernwäldern bereits im Zuge einer postglazialen Wiederbewaldung eine größere Bedeutung zugekommen sein. So ist es wahrscheinlich, dass von Birken und der Wald-Kiefer aufgebaute lichte Pionierwälder vermutlich bereits im Alleröd, und später im Präboreal und frühen Boreal in Mitteleuropa auf pleistozänen Sanden einen erheblichen Flächenanteil eingenommen haben, wie palynologische Untersuchungen nahelegen (Küster 2013). Entscheidend für die frühe Entwicklung dieser Wälder waren weit nördlich gelegene Refugien, eine hohe Ausbreitungsgeschwindigkeit und die geringen Ansprüche der Hauptbaumart *Pinus sylvestris* an die Nährstoff- und Wasserversorgung.

Flechten-Kiefernwälder stocken fast ausschließlich auf armen Quarzsanden (Regosol, Podsol) oder auf rückstandsarm verwitternden Silikatfelsen mit gering entwickelten Humusauflagen (Ranker, Podsol-Ranker). Nacheiszeitlich sind sie vermutlich als Zwischenstadien von natürlichen Primärsukzessionen durch Bewaldung von offenen Sandtrockenrasen (*Corniculario aculeatae-Corynephorum canescentis* Steffen 1931) oder Heiden (*Genisto pilosae-Callunetum vulgaris* Oberd. 1938) auf trockenen und nährstoffarmen Binnendünen und Flussterrassen entstanden (Heinken 2008b). Seit dem Neolithikum dürften Waldweide und seit der Völkerwanderungszeit Zeidlerei die Flugsanddynamik und offene Heidewälder gefördert haben. Die Zeidlerei, überwiegend in Nadelholzgebieten wie beispielsweise dem Nürnberger Reichswald praktiziert, bezeichnet das Sammeln des Honigs wilder Bienen. Dazu wurden in mehreren Metern Höhe künstliche Höhlen in den Stämmen alter Bäume angelegt. Oft wurden die so behandelten Bäume auch entwipfelt, um Windbruch vorzubeugen. Die mit künstlichen Höhlen versehenen Bäume starben in der Regel ab, was zu Verlusten des Baumbestandes und lichten Beständen führte. In der Neuzeit wurden Flechten-Kiefernwälder zur Gewinnung von Nadelstreu (Streurechen) und Rohhumus (Plaggenhieb) genutzt (Hueck 1929–1931, Meisel-Jahn 1955, Krausch 1970, Faltynowicz 1986, Straussberger 1999, Brunner 2006, Schmidt et al. 2008; Abb. 1). Der Auflagehumus diente als Dünger für den Ackerbau, während die Nadelstreu, Moose und Flechten zunächst als Stalleinstreu Verwendung fanden und anschließend zum Düngen der Felder benutzt wurden. Durch die im Rhythmus von einigen Jahren wiederkehrende Entnahme verarmten die Waldböden erheblich an Nährstoffen und durch den reduzierten Anteil an organischer Substanz sank die Wasserhaltekapazität (vgl. hierzu auch Kremser 1990, Mantel 1990, Weinberger 2001, Kleinschmit 2013). Die daraus resultierende extreme Nährstoffarmut und



**Abb. 1.** Intensive Streunutzung eines Kiefern-Bestandes in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts im Gemeindewald von Colbitz am Rande der Letzlinger Heide bei Wolmirstedt in Sachsen-Anhalt (aus Hueck 1929–1931).

Trockenheit spiegelt sich in schlechtwüchsigen und lichten Kiefernbeständen wider (Hundeshagen 1830, Ebermayer 1876). Gerade die primär schon ärmsten Standorte wurden, zumindest regional, offensichtlich bevorzugt für das Streurechen genutzt. So beschreibt Sperber (1968: 70) die Streugewinnung im Nürnberger Reichswald folgendermaßen: „Die hierfür begehrtesten Örtlichkeiten waren neben den wenigen verbliebenen Eichenbeständen gerade die ärmsten, nur von Flechten bewachsenen Sandböden, auf denen keine geschlossene Heide- oder Beerkrautschicht den Holzrechen hemmte. So wurden diese an sich mineralisch armen und wasserdurchlässigen ... Dünenande und Rhätverwitterungen des lebenswichtigen Humuskapitals beraubt, ihre Leistungskraft sank innerhalb eines Jahrhunderts infolge Stickstoffmangels, sich verschlechternder Wasserhaltefähigkeit und oberflächiger Verhagerung bis zum Kiefernkrüppelwuchs herab“. Ansonsten erfolgte, gerade bei Kleinbauern, die Streunutzung oft im eigenen Waldstück unabhängig von der Trophie des Standortes. Die Erhaltung und Ausbreitung von Flechten-Kiefernwäldern in Mitteleuropa wurde somit durch anthropogene Nährstoffentzüge begünstigt. Vor der allgemeinen Verfügbarkeit von N-Düngern entstanden Flechten-Kiefernwälder stellenweise auch auf brachgefallenen Sandäckern (Berg 2004).

## 2.2 Verbreitung

Flechten-Kiefernwälder sind von Mitteleuropa ostwärts in der gesamten temperaten Zone des westlichen Eurasiens bis in die russische Steppenzone und besonders großflächig in der borealen Zone Nordeuropas, des europäischen Russlands und Sibiriens zentralmitteleuropäisch-sarmatisch und in der borealen Florenzone skandinavisch-russisch verbreitet (Berg 2004, Ermakov & Morosova 2011). In Mitteleuropa sind Vorkommen dieser Waldgesellschaft aus den Niederlanden (Hommel et al. 1999), Deutschland (Heinken 2008a, b),

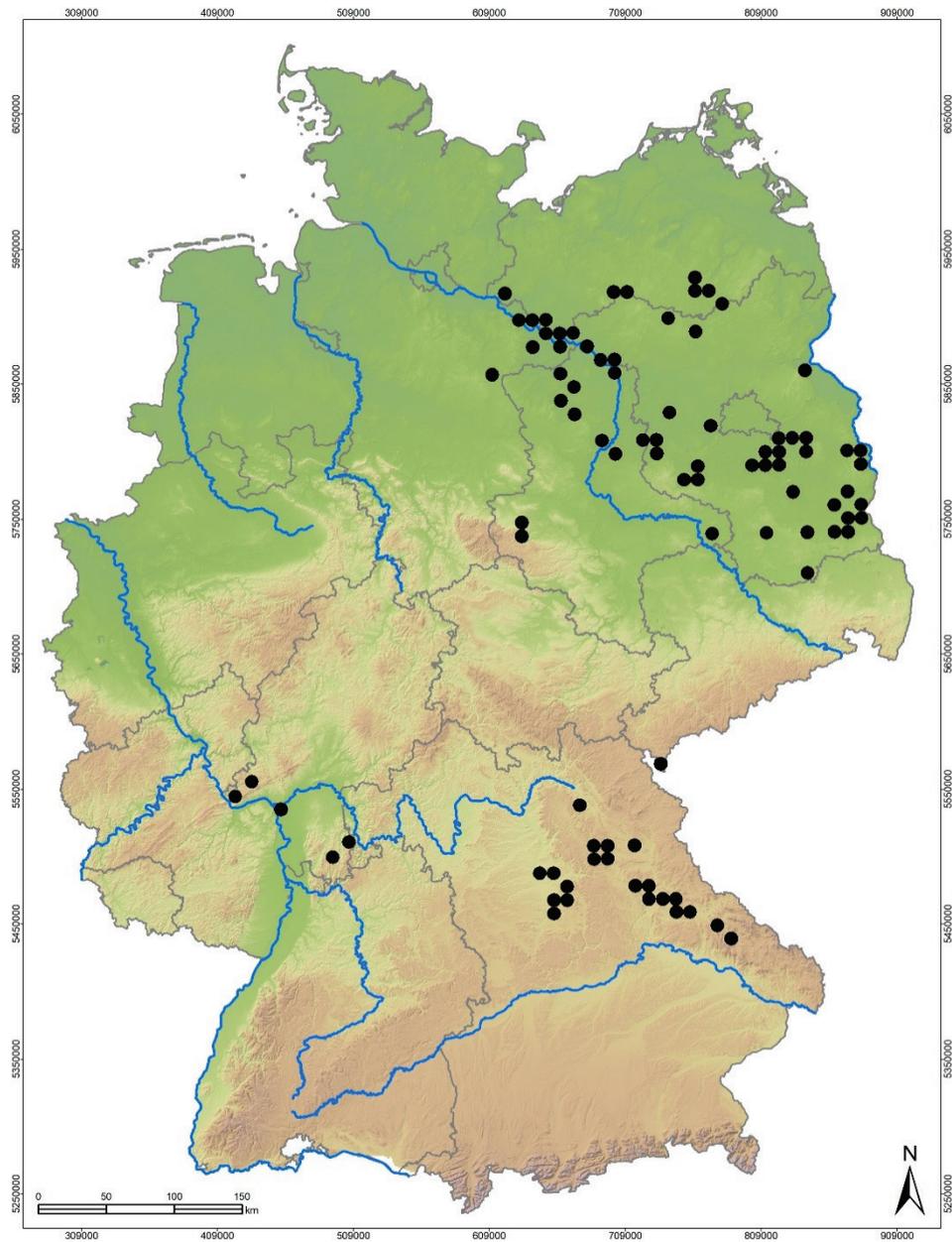
Polen (Medwecka-Kornaś 1966, Matuszkiewicz & Matuszkiewicz 1973), Tschechien (Husová & Andresová 1992, Chytrý et al. 2013) und der Slowakei (Ružička 1961) bekannt. Mögliche Vorkommen in Österreich sind bislang nicht sicher belegt (Wallnöfer 1993).

Im Baltikum (Litauen, Lettland, Estland; vgl. z.B. Bambe 2003) kommt das *Cladino-Pinetum* gebietsweise noch in größeren Beständen vor (Abb. 2). Weiterhin sind Vorkommen dieser Waldgesellschaft für die Ukraine (Solomaha 2008, Didukh et al. 2011) und den europäischen Teil Russlands (Bulohov & Solomešć 2003) dokumentiert. In Skandinavien sind flechtenreiche Kiefernwälder weit verbreitet, so beispielsweise in subkontinental-sommer-trockenen Regionen in Finnland und Ostschweden (Dierßen 1996, Ermakov & Morosova 2011).

In Deutschland sind Bestände des Flechten-Kiefernwaldes aktuell überwiegend in subkontinental geprägten Regionen anzutreffen. Meist nur kleinflächig ausgebildet sind sie im östlichen Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Hessen, Sachsen-Anhalt, Sachsen und Bayern bekannt (Berg 2004, Hofmann & Pommer 2005, 2013, Meysel et al. 2007, Fischer, P. et al. 2014, Fischer, A. et al. 2015, Drachenfels 2022; Abb. 3). Schwerpunkte ihres Vorkommens sind die Elbtalniederung, die Mecklenburgische Seenplatte, Mittelbrandenburg, die Altmark, die Lausitz, Mittel- und Oberfranken sowie der Oberpfälzer und Bayerische Wald (vgl. z.B. Lutz 1950, Augustin 1991, Brunner & Lindacher 1994, Heinken & Zippel 1999, Berg 2004, Heinken 2008a, Fischer, A. et al. 2015, Böhnert et al. 2021, Fischer, P. et al. 2024). Mittlerweile erloschene Vorkommen gab es auch in anderen Regionen, so beispielsweise in West-Niedersachsen und in der Lüneburger Heide (Fischer, P. et al. 2014).



**Abb. 2.** Ausgedehnte Bestände des *Cladino-Pinetum typicum* in Südost-Litauen im Bezirk Alytus (Foto: K. Horn, 12.08.2016).



**Abb. 3.** Aktuelle Verbreitung des Flechten-Kiefernwaldes in Deutschland (berücksichtigt sind Nachweise ab dem Jahr 2010). Geobasisdaten: Digitales Geländemodell (wms\_dgm200,0, © Bundesamt für Kartografie und Geodäsie; Bundeswasserstraßen und Flusswasserkörper, © Bundesanstalt für Gewässerkunde; Verwaltungsgrenzen, Zensus 2022, © Statistisches Bundesamt), Verbreitungsdaten Flechten-Kiefernwälder: © Bundesamt für Naturschutz. Koordinatensystem: ETRS89, UTM Zone 32N (EPSG:25832).

### 2.3 Standortökologische Faktoren

Flechten-Kiefernwälder besiedeln innerhalb des Verbandes *Dicrano-Pinion* hinsichtlich Wasser- und Nährstoffhaushalt die extremsten Standorte. Sie stocken auf trockenen, sehr humus- und nährstoffarmen Böden. Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt in Regionen mit silikatarmen Quarzsanden. Im Tiefland sind dies vor allem Dünen-, Flugsand-, Talsand-, Sander- und Endmöränensubstrate (Heinken 2008b, Walentowski et al. 2020). Daneben kommt das *Cladino-Pinetum* auf Deflationsflächen und auf von fluvialer Erosion beeinflussten Hängen vor (Heinken & Zippel 1999). Im Hügel- und Bergland stocken die Bestände auf sandig-grusig verwitternden Gesteinen (im Fränkischen Schichtstufenland quarzitisch gebundene Sandsteine, im ostbayerischen Grenzgebirge Granit oder Quarzit). Diese wurden gebietsweise, wie im Mittelfränkischen Becken, fluvial zu Terrassensanden oder äolisch zu Flugsanddecken und Binnendünen umgelagert (Bushart et al. 1994, Brunner 2006). Die von Flechten-Kiefernwäldern besiedelten Bodentypen sind in der Regel mehr oder weniger podsolierte Regosole oder Podsole mit nur schwach entwickelter Humusaufgabe.

Daneben gibt es in den Mittelgebirgen kleinflächige Vorkommen des Flechten-Kiefernwaldes auf flachgründigen Verwitterungsböden über silikatischen Festgesteinen (mehr oder weniger podsolierte Ranker). Solche Bestände sind aus dem Elstergebirge in Sachsen (Abb. 4) und dem Oberpfälzer Wald in Bayern auf Granit (Augustin 1991), in Nordostbayern auf Serpentin (Gauckler 1954, als „*Calluneto-Pinetum serpentinum*“ bezeichnet), im Bayerischen Wald auf Quarzit (Scheuerer 1993; Abb. 5), im Oberpfälzer Wald



**Abb. 4.** Flechten-Kiefernwald auf einer Granitfelskuppe bei Schönberg im Elstergebirge in Sachsen (Foto: H. Metzler, 14.11.2006).



**Abb. 5.** Flechten-Kiefernwald an einem reliktschen Kiefern-Standort im Kammereich des Pfahl-Quarzganges im Bayerischen Wald (Naturschutzgebiet Hof-Pfahl bei Viechtach, Oberpfalz, Bayern) (Foto: K. Horn, 05.09.2024).

(Augustin 1991) sowie im hessischen Taunus auf Schiefer und im hessischen Odenwald auf Sandstein (Böger et al. 2010) bekannt. Dort werden bevorzugt natürlich ausgehagerte Stellen an Südflanken von Felsrippen sowie süd- bis westexponierte Oberhänge besiedelt (Augustin 1991). An solchen Waldgrenzstandorten wird die Kiefer meist als natürlich vorkommende Baumart interpretiert (Schmidt et al. 2002, Heinken 2008a, Suck & Bushart 2012).

Bodenökologisch heben sich Flechten-Kiefernwälder nach Heinken (1995) durch schwer benetzbaren Trockenmoder, extrem geringe Humus- und Nährstoffvorräte, weite C/N-Verhältnisse (30–35), geringe Kationenaustauschkapazitäten und eine durch diese ungünstigen Faktoren weitgehend blockierte Stickstoff-Mineralisation gegen andere bodensaure Waldgesellschaften ab. Damit einher gehen geringe Wuchshöhen der Kiefern und ein hoher relativer Lichtgenuss der Bodenvegetation.

## 2.4 Struktur und floristische Charakterisierung

Die nachfolgend verwendete Nomenklatur für die Flechten folgt Printzen et al. (2022), für die Moose Caspari et al. (2018) und für die Gefäßpflanzen Metzing et al. (2018).

Die lichte und meist lückige Baumschicht der Flechten-Kiefernwälder wird von der Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris*) beherrscht, die oft geringwüchsig ist (mit Oberhöhen oft <20 m in 100jährigen Beständen und Zuwachsraten <4 m<sup>3</sup> pro Hektar und Jahr). Gebietsweise können Sand-Birke (*Betula pendula*) und Stiel-Eiche (*Quercus robur*) beigemischt sein. Eine Strauchschicht wird gelegentlich von Kiefernjungwuchs gebildet oder fehlt, wenn nicht bei Nährstoffanreicherung Fichte (*Picea abies*), Faulbaum (*Frangula alnus*), Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*) oder gar Späte Traubenkirsche (*Prunus serotina*) eindringen.



**Abb. 6.** Charakteristische Flechtenarten des *Cladino-Pinetum*. **a)** *Cetraria islandica*, **b)** *Cladonia arbuscula*, **c)** *C. ciliata*, **d)** *C. gracilis* subsp. *gracilis*, **e)** *C. coccifera*, **f)** *C. portentosa* (Fotos: W. von Brackel, a–e) Manteler Forst, Oberpfalz, 12.09.2011; f) Leinburger Forst, Mittelfranken, 12.03.2012).

Die Bodenvegetation ist in gut ausgebildeten Beständen durch Dominanz von Strauch-, Stift- und Becherflechten sowie Moosen geprägt. In einigen Beständen können Zwergsträucher aus der Familie Ericaceae (*Calluna vulgaris*, *Vaccinium vitis-idaea* und geringwüchsiges *V. myrtillus*) oder Gräser (*Deschampsia flexuosa*, teils *Festuca ovina* agg.) vorkommen.

Kennzeichnend für Flechten-Kiefernwälder ist der hohe Deckungsgrad bodenbewohnender (epigäischer) Strauchflechten sowie einiger Stift- und Becherflechten von 20 % bis oft mehr als 30 %. Viele Bestände weisen mittlerweile allerdings deutlich geringere Deckungswerte der Flechten auf (Fischer, P. et al. 2009). Als Untergrenze für die Zuordnung zum FFH-Lebensraumtyp „Mittleuropäische Flechten-Kiefernwälder“ empfehlen Ssymank



**Abb. 7.** Charakteristische Flechten- und Moosarten des *Cladino-Pinetum*. **a)** *Cladonia rangiferina*, **b)** *C. stygia*, **c)** *C. turgida*, **d)** *C. uncialis* subsp. *uncialis*, **e)** *Dicranum spurium*, **f)** *Ptilidium ciliare* (Fotos: W. von Brackel (a–e), T. Heinken (f), a) Leinburger Forst, Mittelfranken, 18.09.2017; b) Leinburger Forst, Mittelfranken, 12.03.2012; c) Wojaleite bei Wurlitz, 27.10.2005; d) Laufbacher Eck, Allgäu, 04.09.2012; e) Roding, Oberpfalz, 01.04.2009; f) Staakower Forst, Brandenburg, 08.10.2006).

et al. (2022) eine Flechtendeckung von 10–20 %. Insbesondere Vertreter der Gattung *Cladonia* spielen in der Flechtenschicht eine bedeutende Rolle. Von den weltweit etwa 350 bekannten Arten der Gattung (Wirth et al. 2013) kommen ca. 75 in Deutschland vor (Printzen et al. 2022). Davon können knapp 45 % als charakteristisch für die verschiedenen Typen des Flechten-Kiefernwaldes gelten, die zusammen mit einigen Moosarten diese Waldgesellschaft kennzeichnen (Abb. 6 und 7, Tab. 1).

**Tabelle 1.** Charakteristische Flechten, Moose und Gefäßpflanzen des Flechten-Kiefernwaldes (*Cladino-Pinetum*), ihr Vorkommensschwerpunkt in den drei Subassoziationen und ihr aktueller Gefährdungsstatus sowie ihre Bestandssituation in Deutschland. Die Nomenklatur der Flechten folgt Printzen et al. (2022) und die Einstufung ihrer Gefährdung Wirth et al. (2011). Die Nomenklatur und Gefährdungseinstufung der Moose folgt Caspari et al. (2018) und die der Gefäßpflanzen Metzger et al. (2018). Rote-Liste-Kategorie: 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, G = Gefährdung unbekanntes Ausmaßes, R = extrem selten, V = Vorwarnliste, \* ungefährdet. Aktuelle Bestandssituation: es = extrem selten, ss = sehr selten, s = selten, mh = mäßig häufig, h = häufig, sh = sehr häufig. Langfristiger Bestandstrend: << starker Rückgang, < mäßiger Rückgang, (=) Rückgang unbekanntes Ausmaßes, = gleich bleibend, > deutliche Zunahme, ? Daten ungenügend.

Art	<i>Cladino-Pinetum corynephoretosum</i>	<i>Cladino-Pinetum typicum</i>	<i>Cladino-Pinetum vaccinietosum myrtili</i>	FFH-Status	Gefährdungskategorie RL D	Aktuelle Bestandsituation	Langfristiger Bestandstrend
<b>Flechten</b>							
<i>Cetraria aculeata</i>	×				3	s	<
<i>Cetraria ericetorum</i>	×	×			1	ss	<<
<i>Cetraria islandica</i>			×		2	s	<<
<i>Cetraria muricata</i>	×				3	s	<
<i>Cladonia arbuscula</i>	×	×	×	V	3	mh	<<
<i>Cladonia cervicornis</i>	×				3	ss	=
<i>Cladonia chlorophaea</i>	×	×	×		*	h	=
<i>Cladonia ciliata</i>	×	×	×	V	2	s	<<
<i>Cladonia coccifera</i>	×				*	s	=
<i>Cladonia coniocraea</i>	×	×	×		*	sh	=
<i>Cladonia crispata</i> s. lat.		×			1	ss	<<
<i>Cladonia deformis</i>	×	×	×		3	s	<
<i>Cladonia fimbriata</i>	×	×	×		*	h	=
<i>Cladonia floerkeana</i>	×	×	×		3	mh	<<
<i>Cladonia foliacea</i>	×				3	s	<
<i>Cladonia furcata</i>	×	×	×		3	mh	<<
<i>Cladonia glauca</i>	×	×	×		*	mh	=
<i>Cladonia gracilis</i> subsp. <i>gracilis</i>	×	×	×		3	s	<
<i>Cladonia gracilis</i> subsp. <i>turbinata</i>	×	×	×		R	es	?
<i>Cladonia macilenta</i>	×	×	×		*	h	=
<i>Cladonia mitis</i>	×	×	×	V	3	mh	<<
<i>Cladonia monomorpha</i>	×	×	×		3	s	<
<i>Cladonia phyllophora</i>	×	×			3	s	<
<i>Cladonia pleurota</i>	×	×	×		3	s	<
<i>Cladonia portentosa</i>	×		×	V	3	s	<
<i>Cladonia pyxidata</i> s. str.	×	×	×		*	h	=
<i>Cladonia ramulosa</i>	×	×	×		V	mh	<
<i>Cladonia rangiferina</i>	×	×	×	V	2	s	<
<i>Cladonia rangiformis</i>	×				3	mh	<
<i>Cladonia scabriuscula</i>	×	×	×		3	s	<
<i>Cladonia squamosa</i> s. lat.	×	×	×		*	h	=
<i>Cladonia subulata</i>	×				*	h	=
<i>Cladonia stellaris</i>		×		V	1	es	<<
<i>Cladonia stygia</i>		×		V	2	ss	<
<i>Cladonia turgida</i>		×			1	es	<<

Art	<i>Cladino-Pinetum corynephoretosum</i>	<i>Cladino-Pinetum typicum</i>	<i>Cladino-Pinetum vaccinietosum myrtilli</i>	FFH-Status	Gefährdungskategorie RL D	Aktuelle Bestandssituation	Langfristiger Bestandstrend
<i>Cladonia uncialis</i> subsp. <i>uncialis</i>	x	x	x		3	mh	<<
<i>Cladonia verticillata</i>	x				3	s	<
<i>Cladonia zopfii</i>	x				3	s	<
<i>Placynthiella icmalea</i>	x	x	x		*	sh	=
<i>Trapeliopsis granulosa</i>	x	x	x		*	h	=
<b>Moose</b>							
<i>Campylopus flexuosus</i>	x	x			*	mh	>
<i>Campylopus introflexus</i>	x	x			*	mh	>
<i>Cephaloziella divaricata</i>	x				*	h	=
<i>Ceratodon purpureus</i>	x				*	sh	=
<i>Dicranum polysetum</i>	x	x	x		V	mh	<
<i>Dicranum scoparium</i>	x	x	x		*	sh	=
<i>Dicranum spurium</i>	x	x	x		2	s	<<
<i>Hypnum jutlandicum</i>		x	x		*	h	=
<i>Leucobryum glaucum</i>		x	x	V	*	mh	=
<i>Pleurozium schreberi</i>		x	x		*	h	=
<i>Pohlia nutans</i>		x	x		*	sh	>
<i>Polytrichum piliferum</i>	x				*	h	<
<i>Ptilidium ciliare</i>	x	x	x		3	mh	<<
<i>Racomitrium canescens</i>	x				V	mh	<
<i>Racomitrium elongatum</i>	x				*	mh	=
<b>Gefäßpflanzen</b>							
<i>Agrostis capillaris</i>	x				*	sh	=
<i>Agrostis vinealis</i>	x				V	mh	<
<i>Betula pendula</i>	x	x	x		*	sh	=
<i>Calluna vulgaris</i>	x	x	x		*	h	<<
<i>Carex arenaria</i>	x				*	mh	=
<i>Carex ericetorum</i>	x				3	s	<
<i>Carex pilulifera</i>			x		*	h	=
<i>Corynephorus canescens</i>	x				*	h	<
<i>Deschampsia flexuosa</i>		x			*	sh	=
<i>Diphasiastrum complanatum</i>		x	x	V	2	s	<<
<i>Diphasiastrum tristachyum</i>	x	x	x	V	2	s	<<
<i>Diphasiastrum</i> × <i>zeilleri</i>		x	x	V	2	s	<<
<i>Festuca filiformis</i>	x	x			*	h	<
<i>Festuca ovina</i> s. str.	x	x			V	mh	<
<i>Jasione montana</i>	x				*	h	<
<i>Hieracium pilosella</i>	x				*	sh	=
<i>Pinus sylvestris</i>	x	x	x		*	sh	=
<i>Quercus robur</i>	x	x	x		*	sh	=
<i>Rumex acetosella</i> s. lat.	x				*	sh	=
<i>Spergula morisonii</i>	x				V	mh	<
<i>Thymus serpyllum</i>	x				V	mh	<
<i>Vaccinium myrtillos</i>			x		*	sh	=
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>			x		*	h	<

Die Matrix der Flechtenbestände bilden einige wenige Arten, so u. a. *Cladonia arbuscula*, *C. mitis*, *C. portentosa*, *C. rangiferina* und *C. gracilis* subsp. *gracilis*. Regional oder lokal können aber auch andere Arten an Bedeutung gewinnen, die sonst nur untergeordnet vorkommen; dies sind z. B. *C. zopfii* in Norddeutschland, *C. uncialis* sowie *Cetraria aculeata* und *C. ericetorum* in sehr lichten oder *C. islandica* in luftfeuchteren Beständen. Immer wieder treten auch auf dem Mineralboden bzw. auf Streu überwiegend holzbewohnende Arten hinzu wie *Cladonia macilenta* oder *C. coniocraea* oder vereinzelt auch eigentlich epiphytische Arten wie *Hypogymnia physodes*. Unter den Moosen zeigt *Dicranum spurium* die stärkste Bindung an Flechten-Kiefernwälder, während *Leucobryum glaucum*, *Pohlia nutans* und *Ptilidium ciliare* auch in benachbarte Waldgesellschaften übergreifen. *Dicranum scoparium*, *D. polysetum*, *Hypnum jutlandicum* (bzw. *H. cupressiforme*) und *Pleurozium schreberi* kommen häufig vor, kennzeichnen aber bereits humusreichere Bestände. Die Draht-Schmieie (*Deschampsia flexuosa*) und der Schaf-Schwingel (*Festuca ovina* agg.) treten hin und wieder mit geringer Deckung auf, noch seltener Kleinseggen (z. B. *Carex pilulifera*) oder Flachbärlappe (*Diphasiastrum* spp.). Nur in den besonders lichten Beständen des *Cladino-Pinetum corynephoretosum* treten etliche Arten der Silbergras-Rasen hinzu.

### 3. Pflanzensoziologische Abgrenzung und Gliederung der Flechten-Kiefernwälder

Die Dominanz der Wald-Kiefer und das Hervortreten von bodenbewohnenden Flechten gegenüber Zwergsträuchern und Gräsern sind die definierenden Merkmale der Flechten-Kiefernwälder. Diesem Waldtyp fehlen nach Heinken (2008b) die Nässezeiger der Moor-Kiefernwälder (*Vaccinio uliginosi-Pinetea*) ebenso wie die Kalkzeiger der Carbonat-Kiefernwälder (*Erico-Pinetea*). Innerhalb des Verbandes der Sand- und Silikat-Kiefernwälder (*Dicrano-Pinion*) bilden sie den nährstoffärmsten und trockensten Flügel, dem die Basenzeiger der Steppen-Kiefernwälder (*Peucedano-Pinetum*) ebenso fehlen wie Dünenpflanzen der Krähenbeeren-Küstenkiefernwälder (*Empetro-Pinetum*). Von den beiden letztgenannten Waldgesellschaften gibt es allerdings flechtenreiche Entwicklungsstadien. Gegen die Weißmoos-Kiefernwälder (*Leucobryo-Pinetum*) und die Drahtschmielen-Kiefernforste (*Deschampsia flexuosa-Pinus sylvestris*-Gesellschaft) heben sich die Flechten-Kiefernwälder durch Mindestdeckungen der epigäischen Flechten von 10–20 % bei gleichzeitigem Zurücktreten der Zwergsträucher ab. Weil es in der Sukzession fließende Übergänge gibt, wurden Flechten-Kiefernwälder auch als Untereinheit des Weißmoos-Kiefernwaldes (*Leucobryo-Pinetum cladonietosum*) beschrieben (Seibert 1992). Pflanzensoziologisch wurde der Flechten-Kiefernwald erstmals von Juraszek (1928) als „*Pineto-Cladinetum*“ beschrieben. Den Nomenklaturregeln des ICPN und den Strukturverhältnissen entsprechend wird die Reihenfolge der beiden Namensbestandteile umgestellt: *Cladino-Pinetum sylvestris* Juraszek 1928 (nom. invers.). In vielen jüngeren Publikationen wird hingegen der Name *Cladonio-Pinetum sylvestris* verwendet, so in den synoptischen Übersichten bei Matuszkiewicz & Matuszkiewicz (1973) und Heinken (2008b). Wie Dengler et al. (2004) darlegen, ist eine Anpassung des Namens *Cladino-Pinetum sylvestris* an die aktuelle Sippen-Nomenklatur der Strauchflechten (*nomen mutatum*) nach ICPN Art. 45 allerdings kaum gerechtfertigt, da der Gattungsname *Cladina* noch in einer Flechtenflora von 1992 (Moberg & Holmåsén 1992) verwendet wird, auch wenn in den meisten aktuellen Werken alle Strauch-, Stift- und Becherflechten unter dem Namen *Cladonia* zusammengefasst werden (z. B. Ahti et al. 2013). Außerdem ist der Name *Cladino-Pinetum sylvestris* Juraszek 1928 prioritär gegenüber dem jüngeren Namen *Cladonio-Pinetum* Kobendza 1930.

Heinken (2007, 2008b) unterscheidet die drei Subassoziationen *coryneporetosum canescentis*, *typicum* und *vaccinietosum myrtilli*, die sich strukturell und floristisch meist gut trennen lassen.

Das Silbergras-Kieferngehölz (*Cladino-Pinetum coryneporetosum canescentis*) ist auf offenen Sandstandorten zu finden und durch Arten der Sandtrockenrasen, speziell der flechtenreichen Silbergras-Rasen, charakterisiert. Kennzeichnend sind neben dem Silbergras (*Corynephorus canescens*) z. B. Sand-Segge (*Carex arenaria*, nur in Norddeutschland), die Moose *Polytrichum piliferum* und *Cephaloziella divaricata* sowie Strauch- und Blattflechten der Sandtrockenrasen (*Cetraria aculeata*, *Cladonia foliacea*). Es handelt sich meist um sehr lichte Pionierwälder oder um Mosaik aus Gehölzgruppen und offenen Sandmagerrasen (Heinken 2008b; Abb. 8 und 9).



**Abb. 8.** Aspekt eines *Cladino-Pinetum coryneporetosum* (Silbergras-Kieferngehölz) mit ausgedehnten Beständen des Silbergrases (*Corynephorus canescens*) in den Glauer Bergen in Brandenburg (Foto: T. Heinken, 02.09.2006).



**Abb. 9.** Aspekt eines *Cladino-Pinetum coryneporetosum* (Silbergras-Kieferngehölz) mit flächigen *Cladonia*-Rasen in den Glauer Bergen in Brandenburg (Foto: T. Heinken, 17.06.2007).

Das *Cladino-Pinetum typicum* (Abb. 10 und 11) ist durch das meist vollständige Fehlen von Phanerogamen in der Krautschicht gekennzeichnet. Es handelt sich um lichte, aber geschlossene Kiefernbestände. Eine Humusaufgabe ist vorhanden, aber in der Regel geringmächtig entwickelt. Diese Ausbildung des Flechten-Kiefernwaldes ist überwiegend in Nordostdeutschland anzutreffen (Heinken 2008b) und wurde in Süddeutschland lediglich in niederschlagsarmen Regionen wie den Mainfränkischen Platten nachgewiesen (Zeidler & Straub 1967).



**Abb. 10.** Aspekt eines *Cladino-Pinetum typicum* (Flechten-Kiefernwald) mit einem Bestand von *Cladonia stellaris* im Schlaubetal südlich Kieselwitz in Ost-Brandenburg (Foto: W. von Brackel, 10.10.2024).



**Abb. 11.** Aspekt eines *Cladino-Pinetum typicum* (Flechten-Kiefernwald) bei Langendorf in Ost-Niedersachsen (Foto: T. Heinken, 04/2005).

Die beerstrauchreichen Flechten-Kiefernwälder (*Cladino-Pinetum vaccinietosum myrtilli*, Abb. 12 und 13) leiten standortökologisch und floristisch zum Weißmoos-Kiefernwald (*Leucobryo-Pinetum*) über und werden von einigen Autoren auch als Subassoziation dieser Gesellschaft geführt (*Leucobryo-Pinetum cladonietosum*; Walentowski et al. 1994, 2020, Walentowski & Scheuerer 2004). Im Gegensatz zum *Cladino-Pinetum typicum* kommt

das *Cladino-Pinetum vaccinietosum* in niederschlagsreicheren Gebieten vor. Seinen Verbreitungsschwerpunkt in Deutschland hat es in Mittel- und Oberfranken sowie im Oberpfälzer und Bayerischen Wald (Heinken 2008b).



**Abb. 12.** Aspekt eines *Cladino-Pinetum vaccinietosum myrtilli* (Beerstrauch-Flechten-Kiefernwald) im Veldensteiner Forst (Oberfranken, Bayern) (Foto: K. Horn, 12.01.2012).

**Abb. 13.** Aspekt eines *Cladino-Pinetum vaccinietosum myrtilli* (Beerstrauch-Flechten-Kiefernwald) in der Bodenwöhrer Senke (Oberpfalz, Bayern) (Foto: K. Horn, 10.12.2020).



#### 4. Naturschutzfachliche Bedeutung der Flechten-Kiefernwälder

Im Zuge der EU-Osterweiterung im Jahr 2004 wurden neben etlichen Tier- und Pflanzenarten auch einige Lebensraumtypen von gemeinschaftlichem Interesse neu in Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie) der Europäischen Union aufgenommen. Für Deutschland relevant sind dabei u. a. die „Mittleuropäischen Flechten-Kiefernwälder“ (Code 91T0; Balzer et al. 2004a, b). Somit müssen die Mitgliedsstaaten für diesen Lebensraumtyp besondere Schutzgebiete ausweisen, seinen Zustand monitoren und alle sechs Jahre

an die EU-Kommission berichten. Wurden in Deutschland anfangs nur flechtenreiche Kiefernbestände auf Sand zum Lebensraumtyp 91T0 gezählt (Balzer et al. 2004b), gehören mittlerweile auch solche auf silikatischen Festgesteinen dazu (Ssymank et al. 2022).

Flechten-Kiefernwälder sind für den Artenschutz besonders relevant, weil sie für zahlreiche Flechtenarten der Gattungen *Cetraria*, *Cladonia* und *Pycnothelia* wichtige Lebensräume darstellen. Neben noch weiter verbreiteten und derzeit in ihrem Bestand ungefährdeten Flechten kommen hier etliche seltene bis extrem seltene Arten vor, die in der aktuellen Roten Liste (Wirth et al. 2011) als stark gefährdet (RL-Kategorie 2) oder als vom Aussterben bedroht (RL-Kategorie 1) eingestuft werden. Zu nennen sind hier *Cetraria ericetorum* und *C. islandica* sowie *Cladonia ciliata*, *C. crispata* s. lat., *C. rangiferina*, *C. stellaris*, *C. stygia* und *C. turgida*. Insbesondere einige *Cladonia*-Arten mit arktisch-alpinen oder borealen Verbreitungsschwerpunkten, z.B. *C. stellaris*, *C. stygia* und *C. turgida*, finden in den Flechten-Kiefernwäldern ihre letzten Reliktstandorte in Mitteleuropa (Scheuerer 1993, Pallas et al. 1996, Brackel 2007). So ist beispielsweise *C. stellaris* an vielen dokumentierten Wuchsorten in Deutschland mittlerweile erloschen und gilt für einige Bundesländer wie Hessen als ausgestorben (Cezanne et al. 2023). Aktuell bestätigt ist lediglich ein Vorkommen in einem Flechten-Kiefernwald in Ost-Brandenburg (Breitkopf et al. in Vorber.; Abb. 14). Weitere Vorkommen dieser in Deutschland extrem seltenen Art könnten eventuell noch in Baden-Württemberg und Bayern existieren, wenngleich auch hier ein starker Rückgang zu verzeichnen ist und die Art an den meisten der bekannten Fundstellen aktuell nicht mehr nachgewiesen werden konnte (vgl. Wirth 1995, 2022, Wirth et al. 2013; Abschnitt 5). *Cladonia turgida* ist aktuell deutschlandweit nur noch aus lichten Kiefernbeständen über Serpentin in zwei Gebieten in Nordostbayern bekannt (Brackel 2007). Ein von Meinunger (2019) für die mittlere Oberpfalz aus einem Schneeheide-Kiefernwald gemeldetes Vorkommen ist seit 1992 nicht mehr bestätigt worden. Auch für sehr seltene und in ihrem Bestand bedrohte, aber nicht explizit als charakteristische Arten des *Cladino-Pinetum* geltende Flechten stellen die Randbereiche von Flechten-Kiefernwäldern und deren Kontaktgesellschaften wichtige Habitate dar. So kommt die äußerst konkurrenzschwache und somit auf nährstoffarme Standorte angewiesene, vom Aussterben bedrohte Papillenflechte (*Pycnothelia papillaria*, Wirth et al. 2011; Abb. 15) auf einer Stromleitungstrasse im Umfeld des Naturschutzgebietes „Flechten-Kiefernwälder südlich Leinburg“ im östlichen Nürnberger Reichswald vor (Brackel 2013). Auch Nachweise offensichtlich überregional seltener Flechten-Arten, die bislang aus Deutschland nicht bekannt waren, gelangen in den letzten Jahren im Rahmen vegetationskundlicher Erfassungen der Flechten-Kiefernwälder. Bültmann et al. (2021) konnten mit *Stereocaulon taeniarum* im nordöstlichen Niedersachsen sowie in Nordost-Jütland eine bislang aus Deutschland bzw. Dänemark nicht belegte Strauchflechte nachweisen, die nach bisheriger Kenntnis hemi- bis südboreal verbreitet ist und bislang nur aus der Slowakei, Skandinavien, dem Baltikum, Russland sowie Nordamerika bekannt war. Vergleichbares trifft für die Gruppe der flechtenbewohnenden Pilze zu. Es wurde mit *Stilbella eichlerae* eine auf *Cetraria islandica* lebende Art aus einem Flechten-Kiefernwald im Nürnberger Reichswald (Mittelfranken) erstmalig beschrieben (Brackel 2019), die entgegen der Angabe in der Erstbeschreibung nach aktuellem Kenntnisstand bislang nur von der Typuslokalität bekannt und somit vermutlich extrem selten ist. Auch stark gefährdete Moose wie *Dicranum spurium* (RL-Kategorie 2; Caspari et al. 2018) finden in den Flechten-Kiefernwäldern geeignete Lebensbedingungen. Ebenso für bedrohte Großpilze stellen Flechten-Kiefernwälder wichtige Lebensräume dar (Wöldecke & Wöldecke 1990, Grzesniak et al. 2017, Sammler 2017). Ferner kommen die in



**Abb. 14.** Die in Deutschland vom Aussterben bedrohte Stern-Rentierflechte (*Cladonia stellaris*) in einem Flechten-Kiefernwald im Schlaubetal südlich Kieselwitz in Ost-Brandenburg (Foto: W. von Brackel, 10.10.2024).

**Abb. 15.** Bestand der in Deutschland vom Aussterben bedrohten Papillenflechte (*Pycnothelia papillaria*) auf einer Stromleitungstrasse randlich eines Flechten-Kiefernwaldes im östlichen Nürnberger Reichswald (Mittelfranken, Bayern) (Foto: W. von Brackel, 12.03.2012).



**Abb. 16.** Ausschnitt aus einem Bestand von Zeiller-Flachbärlapp (*Diphasiastrum × zeilleri*) in einem Flechten-Kiefernwald (*Cladino-Pinetum vaccinietosum myrtilli*) in der Bodenwöhrer Senke (Oberpfalz, Bayern) (Foto: K. Horn, 10.12.2020).

ihrer Bestand bedrohten Flachbärlappe *Diphasiastrum complanatum*, *D. tristachyum* und *D. × zeilleri* in dieser Waldgesellschaft vor (Horn 1997, 2021, Zimmermann & Schulz 2007; Abb. 16). Einen zusammenfassenden Überblick über die charakteristischen Flechten, Moose und Gefäßpflanzen der Flechten-Kiefernwälder nebst ihrer Gefährdung und Bestands-situation gibt Tabelle 1.

Auch für den zoologischen Artenschutz sind die lichten und unterwuchsarmen Flechten-Kiefernwälder von Bedeutung. Bedrohte Vogelarten wie der Ziegenmelker (*Caprimulgus europaeus*) oder der Wendehals (*Jynx torquilla*) finden hier geeignete Habitatstrukturen vor (beide Arten RL-Kategorie 3; Ryslavý et al. 2020). Offene Randbereiche oder Auflichtungen in Flechten-Kiefernwäldern werden von der gefährdeten Schlingnatter (*Coronella austriaca*; RL-Kategorie 3, Rote Liste-Gremium Amphibien und Reptilien 2020) und der Zauneidechse (*Lacerta agilis*, Vorwarnliste) besiedelt. An Insektenarten sind hier beispielsweise die Blauflügelige Ödlandschrecke (*Oedipoda caerulescens*) und die Blauflügelige Sandschrecke (*Sphingonotus caerulans*) zu finden, die bundesweit als ungefährdet gelten (Poniatowski et al. 2024), in einzelnen Bundesländern wie Bayern allerdings auf der Roten Liste stehen (*O. caerulescens* in RL-Kategorie 3 und *S. caerulans* in RL-Kategorie 2; Voith et al. 2016). Daneben kommen etliche xylobionte Käferarten in dieser Waldgesellschaft vor (Schmidl 1997), von denen viele auf den bundesweiten Roten Listen der jeweiligen Käferfamilien zu finden sind (Ries et al. 2021).

## 5. Gefährdung und Rückgang

Flechten-Kiefernwälder zeichnen sich durch Arten aus, die hinsichtlich der Nährstoffversorgung (vor allem bezüglich des pflanzenverfügbaren Stickstoffs) ausgesprochen anspruchslos sind. Dies betrifft sowohl die Gehölze als auch etliche Flechten- und Moosarten. Ihre Hauptgefährdung besteht im Rückgang der Nährstoffmangelzeiger zu Gunsten von anspruchsvolleren Arten (Eutrophierung, Reinecke et al. 2014, Ewald & Pyttel 2016), der nicht selten sprunghaft erfolgt und zu einem Nebeneinander von Mangel- und Nährstoffzeigern führen kann (Ewald 2007). Nach Wiederholungsaufnahmen von Bösl et al. (2016) kam es zwischen 1978 und 2016 in Flechten-Kiefernwäldern des Oberpfälzer Waldes zu folgenden signifikanten Veränderungen der Vegetation: Rückgang der Flechtenvielfalt pro Aufnahme (alpha-Diversität) von fünf auf eine Art (bei gleichbleibender gamma-Diversität, d.h. alle Flechtenarten wurden wiedergefunden), Zunahme der Mooschichtdeckung von 40 auf 80 %, Zunahme der mittleren Nährstoffzahl von 1,9 auf 2,5, Abnahme der mittleren Lichtzahl von 6,0 auf 5,8.

Auf Rohböden kann das aus Neuseeland eingeschleppte Kaktusmoos (*Campylopus introflexus*) auf Kosten heimischer Kryptogamen invasiv auftreten (Żarnowiec et al. 2019). Bei einem erhöhten Angebot an Nährstoffen breiten sich Zwergsträucher (vor allem *Vaccinium myrtillus*) und Laubmoose (vorwiegend *Hypnum jutlandicum*, *Pleurozium schreberi* und teils *Dicranum polysetum*) aus und verdrängen die Flechten (Abb. 17). Auch Gräser wie Draht-Schmiele (*Deschampsia flexuosa*) und Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) sowie Sträucher wie Faulbaum (*Frangula alnus*), Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*), Fichte (*Picea abies*) oder Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) können hinzutreten und besiegeln dann oftmals das Ende des Flechten-Kiefernwaldes. Atmosphärische Nährstoffeinträge speisen sich zum einen aus Ferntransport von Stickoxiden (NO<sub>x</sub>) aus Industrie und Verkehr, zum anderen aus Nahtransport von Ammoniak (NH<sub>3</sub>) aus Tierhaltung und angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen. Flechten-Kiefernwälder im



**Abb. 17.** Dauerbeobachtungsfläche in einem Flechten-Kiefernwald im Naturwald „Kaarßer Sandberge“ (Lkr. Lüneburg, Niedersachsen) im Vergleich zwischen den Jahren 2005 (**a**) und 2020 (**b**). Ein deutlicher Rückgang der Flechten zugunsten der v. a. durch *Hypnum jutlandicum* geprägten Mooschicht sowie die Zunahme von *Deschampsia flexuosa* (Hintergrund) sind zu erkennen (Fotos: P. Fischer, a) 24.06.2005; b) 11.07.2020).



**Abb. 18.** Veränderungen in einem Flechten-Kiefernwald im Kammbereich des Pfahl-Quarzganges im Bayerischen Wald (Naturschutzgebiet Hof-Pfahl bei Viechtach, Oberpfalz, Bayern) durch Eutrophierung aus direkt angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen. **a**) vitale *Cladonia*-Rasen mit einem Bestand der reliktsichen Art *C. stellaris* (**b**); **c**) sehr lückige Restbestände von *Cladonia*-Arten, *C. stellaris* ist mittlerweile erloschen (Fotos: W. von Brackel (a, b), 27.9.2011; K. Horn (c), 5.9.2024).

unmittelbaren Kontakt zu Mastanlagen, Maisäckern oder Silagewiesen können langfristig daher kaum erhalten werden. Ein aktuelles Beispiel ist ein Flechten-Kiefernwald am Bayerischen Pfahl bei Viechtach. Hier sind die Flechten-Bestände durch massive Nährstoffeinträge aus unmittelbar angrenzenden landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen innerhalb der letzten 13 Jahre stark zurückgegangen, und das Vorkommen von *Cladonia stellaris* ist erloschen (Abb. 18). Im Flechten-Kiefernwald des Naturwaldes „Kaarßer Berge“, der in der Nähe einer Rindermast- und Biogasanlage liegt, nahm bereits von 2005 bis 2012 die Flechtenschicht deutlich ab (Fischer, P. et al. 2013; Abb. 17). Die bis zum 2. Weltkrieg auf armen Standorten übliche Kombination aus Kahlschlag und Streunutzung war der Erhaltung von Flechten-Kiefernwäldern durchaus förderlich, führte jedoch zu vermindertem Bestandeszuwachs (vgl. z. B. Wagenknecht 1939). Nach der Ablösung von Streurechten und dem Verbot der Streunutzung wurden zunächst Meliorationsmaßnahmen wie Ammonsalpeterdüngung und Lupinenanbau zur Verbesserung von Nährstoffversorgung und

Wuchsleistung erprobt (Rehfuess 1981, Prietzel et al. 1997). In einigen Bundesländern wurden Bodenschutzkalkungen durchgeführt (Schmidt 2002). In den 1980er-Jahren erkannte man atmosphärische Stickstoffeinträge zunehmend als Umweltproblem (Kreutzer 1989), nährstoffarme Kiefernwälder wurden als „trockenwarme“ Sonderstandorte unter Biotopschutz gestellt (Walentowski et al. 2002) und aus Kalkungskulissen ausgeschlossen (Reif et al. 2014). Da ihr Schutz weder mit dem ökologischen Waldumbau (Förderung und Einbringung von Laubbäumen in Nadelholzreinbeständen), der Nährstoffnachhaltigkeit (Vermeidung von Vollbaumnutzung, Belassen von Kronenmaterial im Bestand und auf Rückegassen, Abb. 19) noch mit einer Einstellung der forstlichen Nutzung vereinbar ist (Straussberger 1999), sind die Restvorkommen der Flechten-Kiefernwälder in den letzten Jahren zu einem Pflegefall geworden, der, ähnlich wie Magerrasen, ungewöhnlicher, intensiver Maßnahmen jenseits des gängigen Waldbaus bedarf.

Die Aufgabe früherer Waldnutzungsformen hat zusammen mit den hohen atmosphärischen N-Einträgen eine Sukzession eingeleitet, bei der die Deckung von Zwergsträuchern, Gräsern und Gehölzen zunimmt. Darunter bauen sich Humusaufgaben auf, die Kohlenstoff, Wasser und Nährstoffe speichern, und die für die wertbestimmenden Kryptogamen wichtigen offenen Rohbodenstellen verschwinden. Da die Kiefernwirtschaft im Klimawandel mit besonderen Anbauersrisiken behaftet ist (Walentowski et al. 2007), werden im Zuge des Waldumbaus Laubbäume oder vermeintlich klimaangepasste Nadelbäume (Douglasie, Weißtanne) eingebracht (Walentowski et al. 2007, Mette & Kölling 2020), darunter auch die aus Amerika eingeführte Rot-Eiche (*Quercus rubra*), deren schwer zersetzbare Streu die konkurrenzschwachen Flechten ausdunkelt. Des Weiteren spielen auch Sand- und Gesteinsabbau,



**Abb. 19.** Massive Beeinträchtigung und Zerstörung der Strauchflechten-Bestände in einem Flechten-Kiefernwald im Nürnberger Reichswald (Naturschutzgebiet „Flechten-Kiefernwälder südlich Leinburg“, Mittelfranken, Bayern) durch Ablagerungen von Kronen- und Astmaterial im Zuge forstwirtschaftlicher Arbeiten (Foto: K. Horn, 24.05.2019).

Umwandlung in Baugebiete, Rekultivierung von Flächen sowie klimatische Faktoren eine Rolle als Gefährdungsfaktoren. Die wesentlichen auf den Flechten-Kiefernwald einwirkenden Faktoren sind in Abbildung 20 zusammenfassend dargestellt.

In den meisten Regionen Deutschlands haben die Bestände der Flechten-Kiefernwälder seit den 1990er Jahren um ca. 90 % abgenommen und sind aktuell vom Aussterben bedroht, so in Niedersachsen (Fischer, P. et al. 2014, 2024), in Brandenburg (Reinecke et al. 2011), in Sachsen-Anhalt (Meysel et al. 2007) sowie in Bayern (Scheuerer et al. unveröff., in Fischer, A. et al. 2015). In etlichen Regionen, in denen noch vor einigen Jahrzehnten Bestände des Flechten-Kiefernwaldes vorhanden waren, so im westlichen Niedersachsen und in der Lüneburger Heide (Heinken 1995), sind diese heute bereits vollständig verschwunden (Fischer, P. et al. 2014).



**Abb. 20.** Auf den Flechten-Kiefernwald einwirkende Gefährdungsfaktoren. Die unterschiedlichen Pfeilstärken differenzieren den Grad des jeweiligen Einflusses.

## 6. Schutzaspekte, Pflege- und Wiederherstellungsmaßnahmen

Angesichts des rasanten Verlustes von Beständen der Flechten-Kiefernwälder in den vergangenen Jahrzehnten und der Notwendigkeit von Artenhilfsmaßnahmen, speziell auch für gefährdete Moose und Flechten (Brackel et al. 2008), ist diese vom Aussterben bedrohte Waldgesellschaft auf intensive Pflege- und Wiederherstellungsmaßnahmen angewiesen, die zum Teil über das gängige Portfolio des Waldnaturschutzes (Naturnähe, Totholz, Biotopbäume, natürliche Entwicklung, z.B. Krumm & Kraus 2013) hinausgehen und eher mit Methoden zur Erhaltung von trocken-mageren Offenlandbiotopen wie Magerrasen vergleichbar sind (Ewald & Pyttel 2016). Sie sind in Tabelle 2 nach aufsteigender Eingriffsstärke aufgelistet. In der Naturschutzpraxis werden vor allem die folgenden derzeit angewendet:

1. Abweichend von den Richtlinien des naturnahen, auf Schattbaumarten, Laubholz und geschlossene Nährstoffkreisläufe ausgerichteten Waldbaus verzichten manche Forstbetriebe in armen Sand-Kiefernwäldern auf Waldumbau und pflegen Lichtwaldstrukturen als Habitate für Ziegenmelker und Heidelerche in einer Weise, die für

**Tabelle 2.** Pflege und Wiederherstellungsmaßnahmen in Flechten-Kiefernwäldern; geordnet nach aufsteigender Eingriffsstärke; in Klammern: bislang keine Erprobung in Flechten-Kiefernwäldern.

Maßnahme	Beschreibung	Synergien (+), Zielkonflikte (-)
Entfernung von Schattgehölzen	Entnahme von Gehölzaufwuchs, Freistellen von Altkiefern, Auflichtung	+ Habitatverbesserung Ziegenmelker, Heidelerche +/- Waldästhetik +/- Walderschließung - Naturnähe
Neophytenbekämpfung	<i>Prunus serotina</i> , <i>Quercus rubra</i> , Kaktusmoos ( <i>Campylopus introflexus</i> )	+ Habitatverbesserung Ziegenmelker, Heidelerche, +/- Waldästhetik - hohe Kosten - Herbizideinsatz
„Pinzetten“-Pflege	stellenweises Entfernen von Streu, Moos und Humus zur Erweiterung von Flechten-Patches oder Flachbärlapp-Wuchsorten	- hohe Kosten - geringe Flächenwirkung
Diasporenübertragung	Absammeln von Restvorkommen und Beimpfen mit Flechtenthalli	- hohe Kosten - Thallusverfügbarkeit
(Waldweide)	schlagweise Beweidung mit Ziegen, Rindern oder Schafen	+ Waldästhetik + Diasporetransport - hohe Kosten - Waldrecht - Zuwachseinbußen - Transfer Neophyten - Trittschäden/Eutrophierung
Landschaftspflegerisches Streurechen	parzellenweises Ausrechen von Bodenvegetation, Streu und Of-Horizonten	- Arbeitsaufwand - hohe Kosten - Waldrecht - Bodenschutz - verminderter C-Speicher - Entsorgungsproblem - Zuwachseinbußen
Abtrag des Auflagehumus	parzellen- bis bestandesweites Abziehen von Bodenvegetation und humosem Oberboden mit Baggern	- hohe Kosten - verminderter C-Speicher - Entsorgungsproblem - Zuwachseinbußen - Ästhetik (Akzeptanz)
(Neubegründung auf mineralischen Rohböden)	Verzicht auf Rekultivierung nach Sand- oder Gesteinsabbau	- Bodenschutz - fehlende Diasporenquellen - Rekultivierungspflicht - Zuwachseinbußen
(Zulassen natürlicher Morphodynamik)	Abtragung und Sedimentation an Küsten, Auen oder Steilhängen	- Naturgefahren - hoher Flächenbedarf - Eigentümerinteressen - fehlende Diasporenquellen

Restvorkommen von Bodenflechten förderlich, für ihre Wiederherstellung jedoch kaum hinreichend ist. Synergien mit dem Vogelschutz sichern neben dem ästhetischen Reiz von knorrigen Altkiefern und Lichtwald die Akzeptanz bei Waldbesuchern.

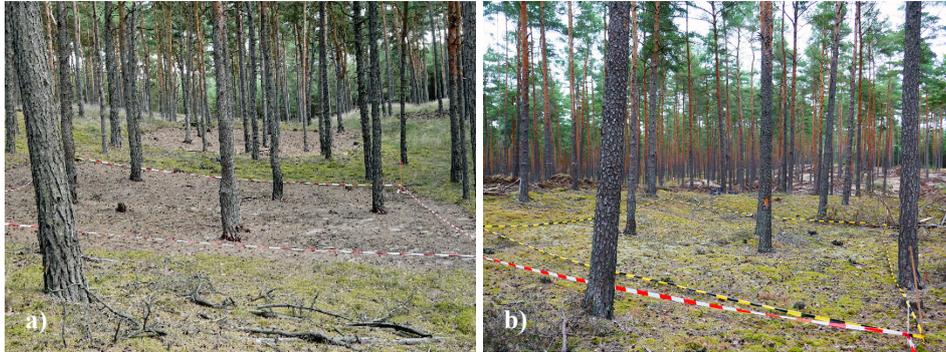
2. Nach wenig erfolgreichen Versuchen, das traditionelle Streurechen nachzuahmen, erproben Forstbetriebe in Niedersachsen und Bayern den maschinellen Bodenabtrag, kombiniert mit einer Beimpfung mit Flechtendiasporen. Ähnlich wie bei Magerrasen stellen Zielkonflikte mit dem Boden- und Grundwasserschutz (Verlust von C-Speicherung und Pufferfunktionen), hohe Entsorgungskosten, Mangel an geeigneten Spenderflächen und am Spendermaterial sowie Akzeptanzprobleme Hindernisse für eine Skalierung dieser Maßnahmen dar.

In einzelnen Bundesländern ist der gesetzliche Schutzstatus noch mangelhaft. So gehören in Niedersachsen die typisch ausgeprägten Flechten-Kiefernwälder nährstoffarmer Standorte in geschlossenen Waldbeständen nicht zu den geschützten Biotopen gemäß §30 BNatSchG (Drachenfels 2022). Eine Erweiterung des gesetzlichen Schutzes in allen Bundesländern sollte angestrebt werden.

### 6.1 Beispiele aus Niedersachsen

Die Restbestände der Flechten-Kiefernwälder in Niedersachsen beschränken sich aktuell auf das subkontinental geprägte nordöstliche Tiefland, wo sie vor allem auf einer Endmoräne, mehreren, von Flugsand- und Dünenfeldern überdeckten Geestbereichen der vorletzten Eiszeit (z. B. Abb. 11) und auf einem Binnendünenzug (Abb. 17) vorkommen (Fischer, P. et al. 2014, 2024). Der rechtselbisch im Amt Neuhaus liegende, 20 km lange Dünenzug Carrenziener Forst, auf dem Flechten-Kiefernwälder auf der Südwest-Seite und häufig in Ortsnähe heute noch verstreut auftreten (Fischer, P. et al. 2024), wies ideale Bedingungen für eine Erprobung und spätere Durchführung der Wiederherstellungsmaßnahmen auf. Durch die hier bis in die 1960er Jahre andauernde Streunutzung blieben nährstoffarme Standortverhältnisse lange erhalten, aber fehlender Nährstoffzug und Stickstoffimmissionen führten anschließend dennoch zu einem Rückgang der Flechten-Kiefernwälder (Fischer, P. et al. 2024). In diesen Beständen verdrängen konkurrenzstarke Moose wie *Hypnum jutlandicum* und *Pleurozium schreberi* und stellenweise *Deschampsia flexuosa* die konkurrenzschwächeren Flechten (Fischer, P. et al. 2024; Abb. 17). Für eine Regeneration der Flechten-Kiefernwälder ist daher ein Abtragen der Moos- und Humusaufgabe zur Wiederherstellung nährstoff- und humusarmer Standorte notwendig (Straussberger 1999, Fischer, P. et al. 2014).

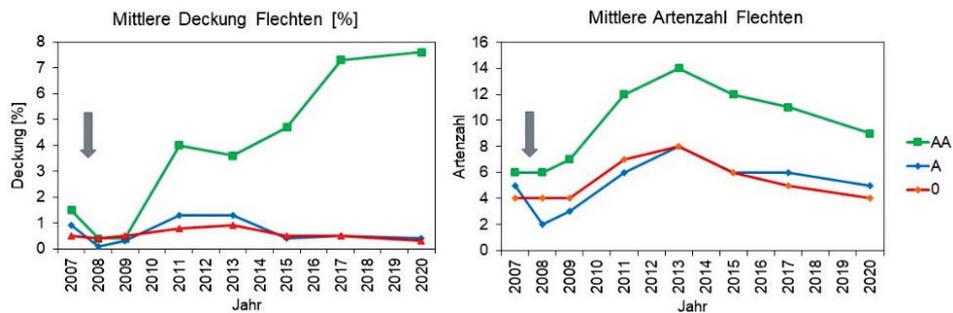
Im Carrenziener Forst wurden folgende Maßnahmen entwickelt: Im Projekt „Streunutzung zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung von Flechten-Kiefernwäldern im BR Niedersächsische Elbtalau, 2007–2020“ erfolgte auf Waldflächen der Niedersächsischen Landesforsten ein Versuchsaufbau mit acht Plots (Untersuchungsflächen) und jeweils drei Subplots (10 × 10 m) (Schmidt et al. 2008, Fischer, P. et al. 2024; Abb. 21a). Als Behandlungen wurden ein manuelles Abplaggen von Moossschicht und Auflagehumus sowie Abplaggen mit Ausbringung einer Flechtenmischprobe angewendet; zusätzlich gab es eine unbehandelte Kontrolle. Die Vegetation wurde dann anhand einer dezimalen Deckungsskala (Londo 1976) erfasst. Nach der Ausbringung kleiner Flechten-Thallusbruchstücke im Februar 2008 betrug die mittlere Deckung der Flechtenschicht im Jahr 2020 auf den acht Ausbringungs-Flächen nur knapp 8 %, allerdings mit einer großen Spanne. Der Streunutzungsversuch zeigte deutlich, dass in der Dünenlandschaft ebene bis relativ flach



**Abb. 21.** Versuchsflächendesign eines Plots (a) in der niedersächsischen Elbtalau mit Subplot ohne Ausbringung von Flechten im Vordergrund, der Kontrollfläche in der Mitte und im Hintergrund dem Subplot mit Ausbringung einer Flechten-Mischprobe. Flechten-Ausbringungsfläche eines anderen Plots (b) mit geeigneten Standortbedingungen für eine Flechten-Kiefernwaldregeneration (Fotos: G. Waesch (a), 12.09.2008); P. Fischer (b), 24.07.2020).

geneigte Flächen mit Baumholzbeständen (Abb. 21b) besonders geeignet für eine Flechten-Kiefernwaldregeneration sind; hier betrug die Flechtenschicht-Deckung bis zu 20 %. Steilere, lockersandige Hänge sowie dichte Stangenholzbestände oder bereits stärker in der Sukzession fortgeschrittene Bestände sind dagegen weniger geeignet.

Die mittlere Flechtenartenzahl (Abb. 22) war auf den Ausbringungs-Flächen deutlich höher als auf den nur abgeplagten Flächen oder auf den Kontrollflächen. Insbesondere typische Flechten-Kiefernwaldarten mit Ausbreitung über Thallusbruchstücke (z. B. die Rentierflechten *Cladonia arbuscula*, *C. ciliata* und *C. rangiferina*) oder über abbrechende Schüppchen (*Cladonia squamosa*) kamen fast nur auf den Ausbringungs-Flächen vor, da sie sich nicht so rasch (ohne Vektoren) über etwas weitere Distanzen ausbreiten können (Heinken 1999). Dagegen handelt es sich bei den Arten, die ohne Ausbringung die nur abgeplagten Flächen besiedelt haben, v. a. um Flechtenarten, die sich über Soredien und/oder über Sporen über eine größere Distanz, vermutlich durch Wind, ausbreiten können.



**Abb. 22.** Mittelwerte des Deckungsgrads der Flechtenschicht (links) und der Flechtenartenzahl (rechts) des Streunutzungsversuchs in Flechten-Kiefernwäldern der niedersächsischen Elbtalau von 2007 bis 2020. AA: geplagte Subplots mit Ausbringung von Thallusbruchstücken, A: geplagte Subplots ohne Ausbringung von Thallusbruchstücken, O: Subplots ohne Behandlung (überall  $n = 8$ ). Der graue Pfeil kennzeichnet den Zeitpunkt der Maßnahme.

Auf den acht Ausbringungs-Flächen unterschieden sich die maximalen Thallidurchmesser der häufigeren Rentierflechten im Jahr 2020 nach 12 Jahren deutlich. So zeigte *Cladonia portentosa* mit einem Mittelwert von 19 cm das stärkste Wachstum gegenüber von *C. ciliata* mit 13 cm und *C. arbuscula* mit 12 cm, während *C. rangiferina* mit einem Mittelwert von knapp 7 cm deutlich im Wachstum zurückblieb. Die Moosart *Dicranum spurium* wurde grundsätzlich durch das Abplaggen gefördert.

Vor dem Hintergrund, dass die Ausbringung von Flechten-Thalli auf den abgeplagten Flächen die erfolgreichere und alternativlosere Methode aufgrund der Ausbreitungslimitierung ist, erfolgte die Umsetzung der Wiederherstellungsmaßnahmen auf größerer Fläche. Die Umsetzungsmaßnahmen begannen auf landeseigenen Flächen (im Eigentum der Biosphärenreservatsverwaltung oder der Niedersächsischen Landesforsten), auf denen im Zeitraum 2015 bis 2020 ca. 8,8 ha Kiefernwaldfläche im Carrenziener Forst maschinell abgeplaggt wurde (Fischer, P. et al. 2024; Abb. 23).



**Abb. 23.** Zur Regeneration und Vernetzung von Flechten-Kiefernwäldern frisch abgeplagte Fläche im „Carrenziener Forst“ (Foto: P. Fischer, 28.12.2015).

Zur Wiederherstellung des Arteninventars des Flechten-Kiefernwaldes wurden im Zeitraum 2016 bis 2023 diese Plaggflächen schrittweise mit insgesamt 28 Flechtenarten beimpft. Hierzu erfolgte im Carrenziener Forst von Fachkundigen eine gezielte Entnahme einzelner Thalli oder Podetien unter Erhalt der Spenderpopulationen. Dabei wurden 1–3 cm lange Teilstücke mit einer Schere abgeschnitten und diese möglichst von Moosen gesäubert. Für jeden Ausbringungsgang wurde die ungefähre Flechtenmenge pro Art notiert und dann erfolgte die Ausbringung, bei häufigeren Arten durch Streuen sowie bei selteneren Arten entsprechend ihres ökologischen Verhaltens durch gezieltes „Hineinsetzen“ in die Fläche. Beimpft wurden möglichst ebene bis schwach geneigte Bereiche, um eine Verlagerung des Impfmateri als z.B. bei Regen zu verhindern. Begleitend erfolgen Untersuchungen der

Dauerbeobachtungsflächen und/oder im Folgejahr stichprobenhafte Überprüfungen hinsichtlich des Wachstums ausgebrachter Thalli (Abb. 24). Außerdem wurden manche Spenderpopulationen seltener Arten, die allgemein im Gebiet auch weiter zurückgehen, hinsichtlich ihrer Regeneration überprüft. In einem zweiten Ansatz wurden zusätzlich zur Erhöhung des Beimpfungsgrades von angeleiteten Rangern zwei häufige Flechtenarten (*Cladonia portentosa* und *C. gracilis*) auf den Plaggflächen ausgebracht.

Ab Anfang 2023 erfolgten auf Initiative der Naturschutzbehörde des Landkreises Lüneburg auch erste maschinelle Plaggmaßnahmen im Privateigentum des Carrenziener Forstes, und zwar beginnend auf fünf kleineren Flächen (insgesamt 0,6 ha). Nach einer leichten Konsolidierungsphase mit einer stellenweise entstandenen sehr dünnen und lockereren Kiefernadeln-Schicht, aber noch großen Offenboden-Anteilen, erfolgte vor dem Herbst 2023 (durch milde und feuchte Witterung bessere Wachstumsmöglichkeiten für die Flechten) eine erste Beimpfung mit 23 Flechtenarten und dann Anfang März 2024 die zweite mit 20 Flechtenarten (Abb. 24). Zur weiteren Verdichtung der Flechtenschicht wären weitere Beimpfungsschritte und die frühzeitige Entnahme konkurrenzstarker Moose notwendig (stark aufgewachsene Drahtschmielen-Horste wurden schon Ende März 2024 entnommen).

Die seit 2015 hier dargestellten Maßnahmen im Carrenziener Forst, insbesondere die Ausbringung zahlreicher Flechtenarten, dienen nicht nur der Regeneration eines Flechten-Kiefernwaldes, sondern auch dem Erhalt von teils sehr seltenen waldbundenen und nur sehr langsam wachsenden Flechtenarten wie *Cladonia rangiferina*.



**Abb. 24.** Plaggfläche mit einigen im August/September 2023 ausgebrachten und inzwischen angewachsenen Flechtenthalli von *Cladonia rangiferina* in horizontaler Lage und *Cetraria aculeata* (Foto: P. Fischer, 09.03.2024).

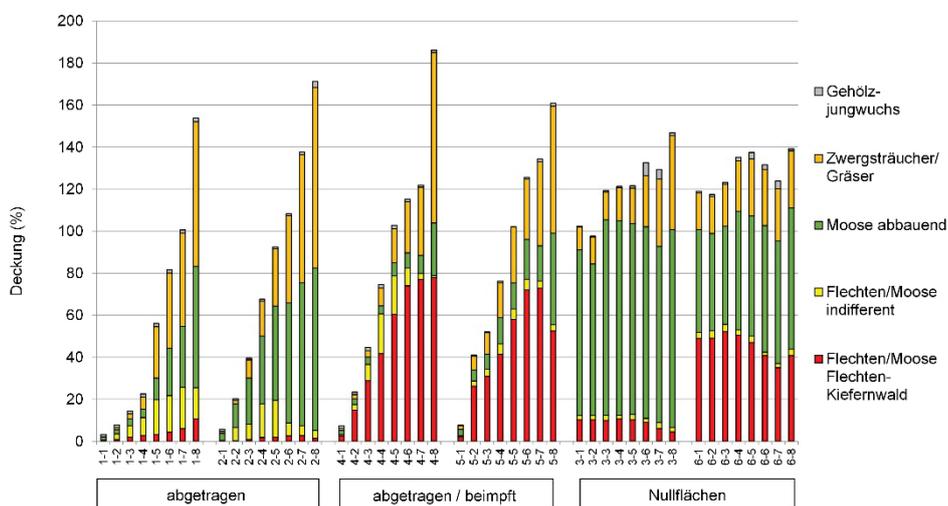
## 6.2 Beispiele aus Bayern

In den Binnendünengebieten des östlichen Mittelfrankens fanden sich noch bis gegen Ende des letzten Jahrhunderts ausgedehnte Flechten-Kiefernwälder auf den im Praeboreal und Boreal angehäuften Flugsanden und Dünen. Durch die teilweise noch bis in die 1970er Jahre in diesem Gebiet verbreitete Streunutzung hatten sich die Bestände von mehreren Metern hohen Dünen auch auf die weniger mächtigen Flugsande ausdehnen können. Während sich aber etwa ab den 1980er Jahren durch die Anstrengungen zur Luftreinhaltung (Reduzierung der SO<sub>2</sub>-Einträge) und eine zunehmend naturnahe Forstwirtschaft die Situation der epiphytischen Flechten entscheidend verbesserte, gingen die Bestände der Bodenflechten kontinuierlich zurück, bis sie seit der Jahrtausendwende dramatisch einbrachen. Die Gründe

dafür liegen zum einen in den Nachwirkungen der Aufgabe der alten Nutzungsformen des Streurechens und Plaggens, zum anderen in der Zunahme der Ferntransporte von Stickstoffverbindungen über die Luft. Eine Akkumulation von Humus verbesserte das Bindungsvermögen der Böden für Wasser und Nährstoffe und begünstigte somit das Wachstum von Zwergsträuchern und großwüchsigen Laubmoosen, allen voran *Vaccinium myrtillus*, *Dicranum polysetum* und *Pleurozium schreberi*.

Um dieser Entwicklung zumindest lokal zu begegnen, wurde 2012 im Leinburger Forst östlich von Nürnberg in Zusammenarbeit von staatlichem Forstbetrieb und Unterer Naturschutzbehörde mit der Wiederherstellung von Flechten-Kiefernwäldern begonnen. Für einen Pilotversuch wurden in einem Bereich mit aktuell noch reichlich vorhandenen aber bereits stark bedrängten Flechtenbeständen möglichst alle Bodenflechten (und die charakteristischen Moose des Flechten-Kiefernwaldes wie *Dicranum spurium* und *Leucobryum glaucum*) abgesammelt und trocken und dunkel aufbewahrt. Sodann wurden vier Probeflächen von je 30 × 15 m (450 m<sup>2</sup>) vom Rohhumus und der gesamten Vegetation befreit, zwei davon mit einem Bagger, die zwei anderen per Hand. Auf zwei Flächen wurden daraufhin die getrockneten Flechten in kleinen Stücken von etwa 2–3 cm Länge aufgebracht. Zum Monitoring wurde nun auf den vier Probeflächen sowie auf zwei Nullflächen je ein Transekt mit je fünf Parzellen von 2 × 2 m<sup>2</sup> eingerichtet. Dort wurden anfangs jährlich, später in größeren Abständen im Herbst Aufnahmen nach der Methode Braun-Blanquet mit einer verfeinerten 10-stufigen Skala erhoben. Die Methodik ist ausführlich in Brackel & Brackel (2016) dargestellt. Die Ergebnisse nach 12 Jahren fasst Abbildung 25 zusammen.

Daraus ist ersichtlich, dass die mit Flechten beimpften Flächen einen deutlichen Startvorteil gegenüber den unbeimpften hatten und die Arten der Flechten-Kiefernwälder rasch zur Dominanz gelangten, während auf den unbeimpften Flächen die abbauenden



**Abb. 25.** Deckungen der Artengruppen auf den sechs Probeflächen im Leinburger Forst (Mittelfranken, Bayern) in den Jahren 2012 (1. Durchgang), 2013, 2014, 2015, 2016, 2018, 2020 und 2024 (8. Durchgang). Deckungswerte von mehr als 100 % resultieren aus der Überlagerung verschiedener Vegetationsschichten (aus Brackel & Brackel, eingereicht).

Moose schnell Raum gewannen. Im letzten Durchgang (nach 12 Jahren) gewannen die abbauenden Moose auch auf den beimpften Flächen an Deckung und vor allem die Besenheide konnte ihre Deckung deutlich erhöhen.

Ermutigt durch die bereits nach wenigen Jahren sichtbaren Erfolge auf den Flächen des Pilotprojekts, wurde der Versuch 2018/2019 auf eine Fläche von insgesamt ca. 5 ha ausgeweitet. In zwei Durchgängen wurde hier die gesamte Fläche bis auf einzelne kleine Inseln mit noch fast reinen Flechtenbeständen vom Kiefern-Jungwuchs befreit, abgeschoben und mit den vorher abgesammelten Flechtenbruchstücken beimpft.

In den ersten Jahren nach der Maßnahme fanden keine systematischen Erhebungen auf den Flächen statt. Bei Übersichtsbegehungen kam die Befürchtung auf, dass der Versuch misslungen sei, da nur ganz vereinzelt aus den Flechtenbruchstücken neue Individuen heranwachsen. Erst 2024, als eine systematische Erhebung durchgeführt wurde, zeigten sich auf nahezu der gesamten Fläche zwar meist kleine, aber in großer Zahl und Dichte aufwachsende junge Flechten (Abb. 26). Teilweise war das ursprüngliche Bruchstück nicht (mehr?) zu erkennen, so dass vermutlich auch kleinste Flechten-Bruchstücke in Millimetergröße zwischen den Sandkörnern der obersten Bodenschicht überdauerten und dann mit deutlicher zeitlicher Verzögerung zu kleinen strauchförmigen Thalli auswuchsen. Fünf bis sechs Jahre nach der Maßnahme traten auf der gesamten Fläche alle auch vorher festgestellten Arten der Flechten-Kiefernwälder (mit Ausnahme von *Cetraria islandica*) wieder auf, die meisten davon in einem Vielfachen der ursprünglichen Individuenzahl und Deckung. Darunter sind neben den häufigen Arten *Cladonia portentosa*, *C. arbuscula*, *C. rangiferina* und *C. gracilis* subsp. *gracilis* auch seltene Arten wie *C. stygia*, *C. crispata* und *C. ciliata*. Auch *Dicranum spurium* und insbesondere *Leucobryum glaucum* haben sich gut übertragen und vermehren lassen. Wenn nicht der jetzt ebenfalls festzustellende Aufwuchs von *Calluna vulgaris* und *Pinus sylvestris* zum Problem wird, kann die Maßnahme als voller Erfolg gewertet werden.



**Abb. 26.** Flechten-Kiefernwald bei Leinburg in Mittelfranken (Bayern); sechs Jahre alte Wiederherstellungsfläche mit reichlichem Flechtenaufwuchs, überwiegend *Cladonia rangiferina*, *C. portentosa* und *C. arbuscula* (Foto: W. von Brackel, 13.09.2024).

## 7. Fazit und Ausblick

Die Gefährdung der Flechten-Kiefernwälder resultiert primär aus der fortschreitenden Eutrophierung durch atmogene Stickstoffdepositionen aus der industriellen Landwirtschaft sowie dem Verbrenner-Verkehr, verbunden mit einem Wegfall von Nutzungsformen wie Streurechen und Plaggenhieb, die den Kiefernwäldern Nährstoffe entziehen und die die für eine Etablierung durch spezifische Kryptogamen wichtigen Rohbodenflächen schaffen. Hinzu kommen Praktiken der modernen Forstwirtschaft wie Einsatz von Harvestern und das Belassen von Ast- und Kronenmaterial im Bestand, selbst in Naturschutzgebieten. Unter diesen Bedingungen ist eine Zukunft des *Cladino-Pinetum* in Deutschland wie auch in den angrenzenden Ländern über die kommenden 15–20 Jahre hinaus fraglich. Vielmehr erscheint ein Erhalt der Flechten-Kiefernwälder nur mit entsprechenden Management-Maßnahmen wie das Auflichten der Kronendeckung (Węgrzyn et al. 2020) in Kombination mit dem Entfernen der Vegetation und der Humusschicht bzw. Renaturierungsmaßnahmen, wie dem gezielten Impfen mit Flechten möglich. Eine alleinige Unterschutzstellung der Flächen wäre in dieser Hinsicht nicht ausreichend, da so einer Akkumulation von Nährstoffen im Verlauf einer voranschreitenden Sukzession und nach wie vor bestehenden atmogenen Nährstoffeinträgen nicht begegnet werden könnte. An der langfristigen Erhaltung der ökologisch spezialisierten Flechten-Kiefernwälder in Deutschland muss sich der politische Wille zu einer Kehrtwende im Umgang mit unserer Natur messen lassen.

## ORCIDiS

Thomas Becker  <https://orcid.org/0000-0002-7942-5575>  
Erwin Bergmeier  <https://orcid.org/0000-0002-6118-4611>  
Steffen Boch  <https://orcid.org/0000-0003-2814-5343>  
Wolfgang von Brackel  <https://orcid.org/0009-0003-0220-4197>  
Jörg Ewald  <https://orcid.org/0000-0002-2758-9324>  
Petra Fischer  <https://orcid.org/0000-0002-0329-6957>  
Werner Härdtle  <https://orcid.org/0000-0002-5599-5792>  
Thilo Heinken  <https://orcid.org/0000-0002-1681-5971>  
Norbert Hölzel  <https://orcid.org/0000-0002-6367-3400>  
Karsten Horn  <https://orcid.org/0000-0001-8358-6681>  
Dominique Remy  <https://orcid.org/0000-0002-0735-5088>  
Simone Schneider  <https://orcid.org/0000-0003-3761-2054>  
Sabine Tischew  <https://orcid.org/0000-0001-6995-5188>

## Danksagung

Für die Überlassung eines Fotos und die Erlaubnis, dieses in vorliegender Publikation abdrucken zu dürfen, danken wir Herrn Hermann Metzler, Pirna. Frau Marion Eichler, Darmstadt, unterstützte uns mit Informationen zur Verbreitung des Flechten-Kiefernwaldes in Hessen, wofür unser herzlicher Dank gilt. Herrn Stefan Rätzel, Frankfurt/Oder danken wir für die Führung zu einigen brandenburgischen Flechten-Kiefernwald-Beständen. Die Ergebnisse zu den niedersächsischen Flechten-Kiefernwäldern stammen größtenteils aus beauftragten Gutachten der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, der Biosphärenreservatsverwaltung „Niedersächsische Elbtalaue“ und des Landkreises Lüneburg, die von P. Fischer in Zusammenarbeit mit Dr. Gunnar Waesch, Dr. Helga Bültmann und Dr. Bettina Günzl bearbeitet wurden. Philipp Gräser danken wir für die Erstellung der Verbreitungskarte.

## Literatur

- Ahti, T., Stenroos, S. & Moberg, R. (Eds.) (2013): Nordic Lichen Flora. Vol. 5: *Cladoniaceae*. – Museum of Evolution, Uppsala University, Uppsala: 117 pp.
- Augustin, H. (1991): Die Waldgesellschaften des Oberpfälzer Waldes. – Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 51: 5–314.
- Balzer, S., Schröder, E. & Ssymank, A. (2004a): Ergänzung der Anhänge zur FFH-Richtlinie auf Grund der EU-Osterweiterung. – Natur u. Landschaft 79: 145–151.
- Balzer, S., Schröder, E., Ssymank, A., Ellwanger, G., Kehrein, A. & Rost, S. (2004b): Ergänzung der Anhänge zur FFH-Richtlinie auf Grund der EU-Osterweiterung: Beschreibung der Lebensraumtypen mit Vorkommen in Deutschland. – Natur u. Landschaft 79: 341–349.
- Bambe, B. (2003): Pine forest plant communities in the Daugava Loki Nature Park. – Acta Univ. Latviensis, Earth Environment. Sci. 654: 64–98.
- Berg, C. (2004): 32. Klasse: *Vaccinio-Piceetea* Br.-Bl. in Br.-Bl. & al. 1939 – Boreal-hochmontane Nadelwälder. – In: Berg, C., Dengler, J., Abdank, A. & Isermann, M. (Eds.): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Textband: 459–468. Weissdorn-Verlag, Jena.
- Bergmeier, E., Meyer, S., Pape, F. ... Schneider, S. (2021): Ackerwildkraut-Vegetation der Kalkäcker (*Caucalidion*): Pflanzengesellschaft des Jahres 2022. – Tuexenia 41: 299–350.  
<https://doi.org/10.14471/2021.41.021>
- Böger, K., Eichler, M. & Cezanne, R. (2010): Bundesstichprobenmonitoring in Hessen 2010. Piloterhebung Hessen-Stichprobenmonitoring, Lebensraumtypen: Kiefernwälder der sarmatischen Steppe (91U0) und Mitteleuropäische Flechtenkiefernwälder (91T0). – Gutachten im Auftrag von Hessenforst – Forsteinrichtung und Naturschutz (FENA), Gießen: 10 pp. – URL: [https://natureg.hessen.de/resources/recherche/HLNUG/Lebensraeume/Lebensraumgutachten\\_2010\\_Kiefernwaelder.pdf](https://natureg.hessen.de/resources/recherche/HLNUG/Lebensraeume/Lebensraumgutachten_2010_Kiefernwaelder.pdf)
- Böhnert, W., Kleinknecht, U., Butler, K., Richter, F., Schmidt, P.A. & Winter, S. (2021): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Sachsens. 2. Aufl. – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden: 636 pp.
- Brackel, W. von (2007): Zur Flechtenflora der Serpentinittfelsen in Nordostbayern. – Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 68: 253–268.
- Brackel, W. von (2013): Zur Bedeutung von Stromleitungstrassen für Flechten. – ANLiegen Natur 35(2): 22–31.
- Brackel, W. von (2019): Weitere Funde von flechtenbewohnenden Pilzen in Bayern – Beitrag zu einer Checkliste VI. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 89: 105–126.
- Brackel, W. von & Brackel, J. von (2016): Ein Pilotversuch zur Wiederherstellung von Flechten-Kiefernwäldern. – ANLiegen Natur 38: 102–110.
- Brackel, W. von & Brackel, J. von (eingereicht): Entwicklung der Versuchsflächen zur Erhaltung von Flechten-Kiefern-Wäldern im NSG „Flechten-Kiefernwälder südlich Leinburg“. – Bayerischen Landesamt für Umwelt, Augsburg: 48 pp.
- Brackel, W. von, Wagner, A., Wagner, I. & Zehm, A. (2008): Wenig beachtet aber stark gefährdet: Die Moose und Flechten Bayerns müssen in Artenhilfsmaßnahmen eingebunden werden. – ANLiegen Natur 32: 47–64.
- Brunner, G. (2006): Die aktuelle Vegetation des Nürnberger Reichswaldes. Untersuchungen zur Pflanzensoziologie und Phytodiversität als Grundlage für den Naturschutz. – Arch. Naturwiss. Diss. 17: 1–222.
- Brunner, G. & Lindacher, R. (1994): Flechtenreiche Kiefernwälder des Nürnberger Reichswaldes. – Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 48: 255–272.
- Bösl, C., Augustin, H. & Ewald, J. (2016): Entwicklung bodensaurer Kiefernwälder im Oberpfälzer Wald: Wiederholungsaufnahmen 1978–2016. – Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 77: 13–46.
- Bültmann, H., Fischer, P., Thiel, H. & Waesch, G. (2021): *Stereocaulon taeniarum* und *Cladonia stygia* in den Carrenziener Dünen (Amt Neuhaus, niedersächsisches Tiefland) mit Anmerkungen zum Vorkommen in Deutschland und zur Abgrenzung von *Stereocaulon saxatile*. – Herzogiella 8: 75–85.

- Bulohov, A.D. & Solomešć, A.I. (2003): Ekologo-florističesjaja klassifikacija lesov južnogo nečernozem'ja Rosii (Ökologisch-floristische Klassifizierung der Wälder der südlichen Nicht-Schwarzerde-Region Russlands) [in Russisch]. – Brjanskij gosudarstvennyi universitet, Brjansk: 359 pp.
- Bushart, M., Meyer, N. & Leupold, P. (1994): Die Sanddünenengebiete bei Altdorf. – *Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges.* 55: 273–318.
- Caspari, S., Dürhammer, O., Sauer, M. & Schmidt, C. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Moose (*Anthocerotophyta*, *Marchantiophyta* und *Bryophyta*) Deutschlands. 2. Fassung, Stand 7. Mai 2018. – *Naturschutz Biol. Vielfalt* 70: 361–489.
- Cezanne, R., Eichler, M. & Teuber, D. (2023): Rote Liste der Flechten, flechtenbewohnenden und flechtenähnlichen Pilze Hessens – 2. Fassung. – Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, Wiesbaden: 321 pp.
- Chytrý, M., Zelený, D., Navrátilová, J. & Sádlo, J. (2013): Boreokontinentální jehličnaté lesy (*Vaccinio-Piceetea*) (Boreal-kontinentale Nadelwälder). – In: Chytrý, M. (Ed.): *Vegetace České republiky. Vol. 4: Lesní křovinná vegetace (Vegetation der Tschechischen Republik. Band 4: Wälder und Gebüsch-Vegetation)* [in Tschechisch mit englischer Zusammenfassung]: 380–432. Academia, Praha.
- Dengler, J., Koska, I., Timmermann, T., Berg, C., Clausnitzer, U., Isermann, M., Linke, C., Pätzold, J., Polte, T. & Spangenberg, A. (2004): New descriptions and typifications of syntaxa within the project „Plant communities of Mecklenburg-Vorpommern and their vulnerability“ – Part II. – *Feddes Repert.* 115: 343–392.
- Didukh, Y. P., Fitsailo, T.V., Korotchenko, I.A., Yakushenko, D.M., Pashkevych, N.A. & Aloskina, U.M. (2011): Biotopy lisovoï ta lisostepovoï zon Ukraïny (Biotope der Wald- und Waldsteppengebiete der Ukraine) [in Ukrainisch]. – TOV «Makros», Kyïv: 288 pp.
- Dierßen, K. (1996): *Vegetation Nordeuropas*. – Ulmer Verlag, Stuttgart: 838 pp.
- Drachenfels, O. von (2022): Die FFH-Lebensraumtypen Niedersachsens – Teil 1, Wald-Lebensraumtypen. Ausprägung, Erhaltungsziele und Maßnahmen. – *Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs.* 50(1): 1–178.
- Ebermayer, E. (1876): Die gesamte Lehre der Waldstreu mit Rücksicht auf die chemische Statik des Waldbaues. Unter Zugrundelegung der in den Königl. Staatsforsten Bayerns angestellten Untersuchungen. – Julius Springer, Berlin: XII, 300 pp, 116 pp Anhang.
- Ermakov, N. & Morozova, O. (2011): Syntaxonomical survey of boreal oligotrophic pine forests in northern Europe and Western Siberia. – *Appl. Veg. Sci.* 14: 524–536. [10.1111/j.1654-109X.2011.01155.x](https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2011.01155.x)
- Ewald, J. (2007): Bimodal spectra of nutrient indicators reveal abrupt eutrophication of pine forests. – *Preslia* 79: 391–400.
- Ewald, J. & Pyttel, P. (2016): Leitbilder, Möglichkeiten und Grenzen der De-Eutrophierung von Wäldern in Mitteleuropa. – *Natur u. Landschaft* 91: 210–217.
- Faltynowicz, W. (1986): The dynamics and role of lichens in a managed *Cladonia*-Scotch pine forest (*Cladonio-Pinetum*). – *Monogr. Bot.* 69: 1–96.
- Finck, P., Heinze, S., Raths, U., Riecken, U. & Ssymank, A. (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotop-typen Deutschlands – dritte fortgeschriebene Fassung 2017. – *Naturschutz Biol. Vielfalt* 156: 1–637.
- Fischer, A., Michler, B., Fischer, H.S., Brunner, G., Hösch, S., Schultes, A. & Titze, P. (2015): Flechtenreiche Kiefernwälder in Bayern: Entwicklung und Zukunft. – *Tuexenia* 35: 9–29. <https://doi.org/10.14471/2015.35.012>
- Fischer, P., Bültmann, H., Drachenfels, O. von, Heinken, T. & Waesch, G. (2014): Rückgang der Flechten-Kiefernwälder in Niedersachsen seit 1990. – *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 34(1): 54–65.
- Fischer, P., Bültmann, H., Meyer, P. & Waesch, G. (2013): Entwicklung der Bodenvegetation im Flechten-Kiefernwald. – *AFZ-DerWald* 10: 32–33.
- Fischer, P., Heinken, T., Meyer, P., Schmidt, M. & Waesch, G. (2009): Zur Abgrenzung und Situation des FFH-Lebensraumtyps „Mitteleuropäische Flechten-Kiefernwälder“ (91T0) in Deutschland. – *Natur u. Landschaft* 84: 281–287.
- Fischer, P., Kelm, H.-J., Schurig, H., Waesch, G. & Bültmann, H. (2024): Flechten-Kiefernwälder im nordöstlichen Niedersachsen – historische Entwicklung, Flechtenarten und Schutzmöglichkeiten. – *Inform.d. Naturschutz Niedersachsen* 43(1): 28–55.
- Gauckler, K. (1954): Serpentinvegetation in Nordbayern. – *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 30: 19–26.

- Grzesiak, B., Kochanowska, M., Kochanowski, J. (2017): Macromycetes of Central European lichen Scots pine forests of the *Cladonio-Pinetum* Juraszek 1927 type in the “Bory Tucholskie” National Park (NW Poland). – *Acta Mycol.* 52(1): 1092. <https://doi.org/10.5586/am.1092>
- Härdtle, W., Bergmeier, E., Fichtner, A., Heinken, T., Hölzel, N., Remy, D., Schneider, S., Schwabe, A., Tischew, S. & Dierschke, H. (2020): Pflanzengesellschaft des Jahres 2021: Hartholz-Auenwald (*Ficario-Ulmetum*). – *Tuexenia* 40: 373–399. <https://doi.org/10.14471/2020.40.007>
- Heinken, T. (1995): Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland. Gliederung, Standortbedingungen, Dynamik. – *Diss. Bot.* 239: 1–311.
- Heinken, T. (1999): Dispersal patterns of terricolous lichens by thallus fragments. – *Lichenologist* 31: 603–612.
- Heinken, T. (2007): Sand- und Silikat-Kiefernwälder (*Dicrano-Pinion*) in Deutschland – Gliederungskonzept und Ökologie. – *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* 19: 146–162.
- Heinken, T. (2008a): Die natürlichen Kiefernstandorte Deutschlands und ihre Gefährdung. – *Beitr. Nordwestdt. Forstl. Versuchsanst.* 2: 19–41.
- Heinken, T. (2008b): *Vaccinio-Piceetea* (H7), Beerstrauch-Nadelwälder. Teil 1: *Dicrano-Pinion*, Sand- und Silikat-Kiefernwälder. – *Synop. Pflanzenges. Dtschl.* 10: 1–88.
- Heinken, T. & Zippel, E. (1999): Die Sand-Kiefernwälder (*Dicrano-Pinion*) im norddeutschen Tiefland: syntaxonomische, standörtliche und geographische Gliederung. – *Tuexenia* 19: 55–106.
- Hofmann, G. & Pommer, U. (2005): Potentielle Natürliche Vegetation von Brandenburg und Berlin mit Karte im Maßstab 1 : 200 000. – *Eberswalder Forstl. Schriftenr.* 24: 1–315, Kartenbeilage.
- Hofmann, G. & Pommer, U. (2013): Die Waldvegetation Nordostdeutschlands. – *Eberswalder Forstl. Schriftenr.* 54: 1–592.
- Hommel, P.W.F.M., Schaminée, J.H.J. & Stortelder, A.H.F. (1999): 41. *Vaccinio-Piceetea*. – In: Stortelder, A.H.F., Schaminée, J.H.J. & Hommel, P.W.F.M.: *De vegetatie van Nederland. Deel 5. Plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen (Die Vegetation der Niederlande. Band 5: Pflanzengesellschaften der Gebüsche und Wälder)* [in Niederländisch]: 229–254. Opulus Press, Uppsala, Leiden (NL).
- Horn, K. (1997): Verbreitung, Ökologie und Gefährdung der Flachbärlappe (*Diphasiastrum* spp., *Lycopodiaceae*, *Pteridophyta*) in Niedersachsen und Bremen. – *Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs.* 38: 1–83.
- Horn, K. (2021): Die Flachbärlappe (*Diphasiastrum* spp., *Lycopodiaceae*, *Lycopodiophyta*) Mitteleuropas. Taxonomie, Biologie, Verbreitung und Gefährdung. – *Dissertationsschrift, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Universität Greifswald*: 491 pp. – URL: <https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:gbv:9-opus-56443>.
- Hueck, K. (1929–1931): Die Pflanzenwelt der deutschen Heimat und der angrenzenden Gebiete in Naturaufnahmen dargestellt und beschrieben. I. Der Wald. – Hugo Bermühler Verlag, Berlin-Lichterfelde: 225 pp.
- Hundeshagen, J.C. (1830): Die Waldweide und Waldstreu in ihrer ganzen Bedeutung für Forst-, Landwirtschaft und National-Wohlfahrt. – Heinrich Laupp, Tübingen: VI, 239 pp.
- Husová, M. & Andresová, J. (1992): Das *Cladonio rangiferinae-Pinetum sylvestris* des Landschaftsschutzgebietes Krivoklátsko (Mittelböhmen) und seine Stellung im phytozoologischen System. – *Folia Geobot. Phytotax.* 27: 357–386.
- Juraszek, H. (1928): Pflanzensoziologische Studien über die Dünen bei Warschau. – *Bull. Internat. Acad. Polon. Sci. Lett., Cl. Sci. Math., Nat., Sér. B*, 1927: 515–610.
- Kleinschmit, H. (2013): Menschen im Wald. Waldnutzungen vom Mittelalter bis heute in Bildern. 4. Aufl. – Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum: 208 pp.
- Krausch, H.-D. (1970): Die Pflanzengesellschaften des Stechlinsee-Gebietes. V. Wälder, Hecken und Saumgesellschaften. – *Limnologica* 7: 397–454.
- Kremser, W. (1990): Niedersächsische Forstgeschichte. Eine integrierte Kulturgeschichte des nordwestdeutschen Forstwesens. – Heimatbund Rotenburg/Wümme e.V., Rotenburg (Wümme): 965 pp. (Rotenburger Schr., Sonderbd. 32).
- Kreutzer, K. (1989): Einst zu wenig – nun zu viel. Das Kreuz des Waldes mit dem Stickstoff. – *Nationalpark* 65: 6–9.
- Krumm, F. & Kraus, D. (Eds.) (2013): Integrative Approaches as an opportunity for the conservation of Forest Biodiversity. – *European Forest Institute, Joensuu*: 284 pp.

- Küster, H.-J. (2013): Geschichte des Waldes. Von der Urzeit bis zur Gegenwart. 3. Aufl. – C.H. Beck, München: 267 pp.
- Londo, G. (1976): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. – *Vegetatio* 33: 61–64.
- Lutz, J.L. (1950): Über den Gesellschaftsanschluss oberpfälzischer Kiefernstandorte. – *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 28: 64–124.
- Mantel, K. (1990): Wald und Forst in der Geschichte. Ein Lehr- und Handbuch. – Verlag M. & H. Schaper, Alfeld, Hannover: 518 pp.
- Matuszkiewicz, W. & Matuszkiewicz, J. (1973): Przegląd fitosocjologiczny zbiorowisk leśnych Polski, Cz. 2: Bory sosnowe (Pflanzensoziologische Übersicht der Waldgesellschaften von Polen, Teil 2: Die Kiefernwälder) [in Polnisch]. – *Phytocoenosis* 2: 273–356.
- Medwecka-Kornaś, A. (1966): Forest and scrub associations. – In: Szafer, W. (Ed.): *The vegetation of Poland*: 401–469. Pergamon Press, Oxford (Int. Ser. Monogr. Pure Appl. Biol., Division Bot., Vol. 9).
- Meinunger, L. (2019): Florenatlas der Flechten des Thüringer Waldes, der Rhön und angrenzender Gebiete. Teil 1. – *Hausknechtia Beih.* 20: 1–694.
- Meisel-Jahn, S. (1955): Die Kiefern-Forstgesellschaften des nordwestdeutschen Flachlandes. – *Angew. Pflanzensoz.* 11: 1–126.
- Mette, T. & Kölling, C. (2020): Die Zukunft der Kiefer in Franken, eine Zeitreise in den Klimawandel. – *LWF aktuell* 2/2020: 14–17.
- Metzing, D., Garve, E., Matzke-Hajek, G. ... Zimmermann, F. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (*Tracheophyta*) Deutschlands. Stand 28.02.2018. – *Naturschutz Biol. Vielfalt* 70: 13–358.
- Meysel, F., Billetoft, B. & Frank, D. (2007): 91T0 Mitteleuropäische Flechten-Kiefernwälder. – In: Frank, D., Billetoft, B., Jäger, U., Meysel, F., Reissmann, K., Schuboth, J. & Schnitter, P. (2007): *Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie im Land Sachsen-Anhalt*. – *Naturschutz Sachsen-Anhalt* 44(2): 27–31.
- Moberg, R. & Holmåsén, I. (1992): Flechten von Nord- und Mitteleuropa – Ein Bestimmungsbuch. – Gustav Fischer, Stuttgart: 237 pp.
- Pallas, J., Bültmann, H., & Scheuerer, M. (1996): *Cladonia stygia* (Fr.) Ruoss und *Cladonia stellaris* (Opiz) Pouzar & Vězda in der Oberpfalz. – *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 66/67: 314–315.
- Poniatowski, D., Detzel, P., Drews, A. ... Fartmann, T. (2024): Rote Liste und Gesamtartenliste der Heuschrecken und Fangschrecken (*Orthoptera* et *Mantodea*) Deutschlands. – *Naturschutz Biol. Vielfalt* 170(7): 1–88.
- Prietzl, J., Kolb, E. & Rehfuess, K.E. (1997): Langzeituntersuchung ehemals streugennutzter Kiefern-ökosysteme in der Oberpfalz: Veränderungen von bodenchemischen Eigenschaften und der Nährelementversorgung der Bestände. – *Forstwiss. Cbl.* 116: 269–90.  
<https://doi.org/10.1007/BF02766904>
- Printzen, C., Brackel, W. von, Bültmann, H. ... Thüs, H. (2022): Die Flechten, flechtenbewohnenden und flechtenähnlichen Pilze Deutschlands – eine überarbeitete Checkliste. – *Herzogia* 35(1), Teil 2: 193–393. <https://doi.org/10.13158/heia.35.1.2022.193>
- Rehfuess, K.E. (1981): *Waldböden*. – Paul Parey, Hamburg, Berlin: 193 pp.
- Reif, A., Schulze, E.-D., Ewald, J. & Rothe, A. (2014): Waldkalkung – Bodenschutz contra Naturschutz? – *Waldökol., Landschaftsforsch. Naturschutz* 14: 5–29.
- Reinecke, J., Klemm, G. & Heinken, T. (2011): Veränderung der Vegetation nährstoffarmer Kiefern-wälder im nördlichen Spreewald-Randgebiet zwischen 1965 und 2010. – *Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenbg.* 144: 63–97.
- Reinecke, J., Klemm, G. & Heinken, T. (2014): Vegetation change and homogenization of species composition in temperate nutrient deficient Scots pine forests after 45 yr. – *J. Veg. Sci.* 25: 113–121.  
<https://doi.org/10.1111/jvs.12069>
- Remy, D., Tischew, S., Dierschke, H., Heinken, T., Hölzel, N., Bergmeier, E., Schneider, S., Horn, K. & Härdtle, W. (2022): Pflanzengesellschaft des Jahres 2023: Die Strandlingsrasen (*Littorelletea uniflorae* p.p.). – *Tuexenia* 42: 321–350. <https://doi.org/10.14471/2022.42.006>
- Ries, M., Balzer, S., Gruttke, H., Haupt, H., Hofbauer, N., Ludwig, G. & Matzke-Hajek, G. (Red.) (2021): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). – *Naturschutz Biol. Vielfalt* 70(5): 1–704.

- Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien (2020): Rote Liste und Gesamtartenliste der Reptilien (*Reptilia*) Deutschlands. – Naturschutz Biol. Vielfalt 170(3): 1–64.
- Ružička, M. (1961): Flechten-Kiefernwald auf den Flugsanden der Tiefebene Záhorská nížina (*Cladonio-Pinetum zahoricum*). – Biológia 16: 881–894.
- Ryslavy, T., Bauer, H.-G., Gerlach, B., Hüppop, O., Stahmer, J., Südbeck, P. & Sudfeldt, C. (2020): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 6. Fassung, 30. September 2020. – Ber. Vogelschutz 57: 13–112.
- Sammler, P. (2017): Ergebnisse langjähriger Untersuchungen zur Pilzflora in märkischen Kiefernforsten. – Verh. Bot. Ver. Berlin-Brandenbg. Beih. 9: 1–228.
- Scheuerer, M. (1993): *Cladonia stellaris* am Bayerischen Pfahl – ein Beitrag zur Kenntnis autochthoner Kiefernwälder. – Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 54: 565–573.
- Schmidl, J. (1997): Xylobionte Käfer naturnaher Kiefernwälder des Regnitzgebietes. Artenspektrum, Naturschutzaspekte und Anmerkungen zur Faunistik und Ökologie ausgewählter Arten. – Beitr. Bayer. Entomofaunistik 2: 51–72.
- Schmidt, M., Fischer, P., Günzl, B., Heinken, T., Kelm, H.-J., Meyer, P., Prüter, J. & Waesch, G. (2008): Artenvielfalt durch alte Nutzungsformen? Flechten-Kiefernwälder. – AFZ-DerWald 8: 424–425.
- Schmidt, P.A., Hempel, W., Denner, M., Döring, N., Gnüchtel, A., Walter, B. & Wendel, D. (2002): Potentielle Natürliche Vegetation Sachsens mit Karte 1 : 200 000. – Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden: 231 pp.
- Schmidt, W. (2002): Einfluss der Bodenschutzkalkungen auf die Waldvegetation. – Forstarchiv 73: 43–54.
- Schneider, S., Bergmeier, E., Boch, S. ... Dierschke, H. (†) (2023): Pflanzengesellschaft des Jahres 2024: Die Sumpfdotterblumen-Wiesen (*Calthion palustris*). – Tuexenia 43: 277–334. <https://doi.org/10.14471/2023.43.006>
- Schwabe, A., Tischew, S., Bergmeier, E. ... Dierschke, H. (2019): Pflanzengesellschaft des Jahres 2020: Borstgrasrasen. – Tuexenia 39: 287–308. <https://doi.org/10.14471/2019.39.017>
- Seibert, P. (1992): *Vaccinio-Piceetea*. – In: Oberdorfer, E. (Ed.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. 2. Aufl. Teil IV. Wälder und Gebüsch. Text- und Tabellenband: 53–80, 94–144. Gustav Fischer, Jena.
- Solomaha, V.A. (2008): Sintaksonomija roslynnosti Ukraïny. Tretè nabližennja (Syntaxonomie der Vegetation der Ukraine. Dritte Annäherung) [in Ukrainisch]. – Fitosociocentr, Kyïv: 294 pp.
- Sperber, G. (1968): Die Reichswälder bei Nürnberg. Aus der Geschichte des ältesten Kunstforstes. – Mitt. Staatsforstverw. Bayerns 37: 1–178.
- Ssymank, A., Ellwanger, G., Ersfeld, M., Ferner, J., Idilbi, I., Lehrke, S., Müller, C., Raths, U., Röhlings, M. & Vischer-Leopold, M. (2022): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (2009/147/EG). 2. Aufl. Band 2.2: Lebensraumtypen des Grünlandes, der Moore, Sümpfe und Quellen, der Felsen und Schutthalden, der Gletscher sowie der Wälder. – Naturschutz Biol. Vielfalt 172(2.2): 1–898.
- Straussberger, R. (1999): Untersuchungen zur Entwicklung bayerischer Kiefern-Naturwaldreservate auf nährstoffarmen Standorten. – Naturwaldreservate in Bayern 4: 1–180.
- Suck, R. & Bushart, M. (2012): Potentielle Natürliche Vegetation Bayerns. Erläuterungen zur Übersichtskarte 1 : 500 000. – Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg: 112 pp.
- Tischew, S., Dierschke, H., Schwabe, A., Garve, E., Heinken, T., Hölzel, N., Bergmeier, E., Remy, D. & Härdtle, W. (2018): Pflanzengesellschaft des Jahres 2019: Die Glatthaferwiese. – Tuexenia 38: 287–295. <https://doi.org/10.14471/2018.38.011>
- Voith, J., Beckmann, A., Sachtelben, J., Schlumprecht, H. & Waeber, G. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Heuschrecken (Saltatoria) Bayerns. Stand 2016. – Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg: 14 pp.
- Wagenknecht, E. (1939): Untersuchungen über die Vegetationsentwicklung nach Streunutzung in einem Märkischen Kiefernrevier. – Z. Forst-Jagdwes. Abh. 71(2): 59–78.
- Walentowski, H., Fischer, A., Kölling, C., Türk, W., Rumpel, A. & Ewald, J. (2020): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns. Ein auf geobotanischer Grundlage entwickelter Leitfaden für die Praxis in Forstwirtschaft und Naturschutz. 4. Aufl. – Verlag Geobotanica, Freising: VI, 464 pp.

- Walentowski, H., Kölling, C. & Ewald, J. (2007): Die Waldkiefer – bereit für den Klimawandel? – LWF Wissen 57: 37–46.
- Walentowski, H., Kölling, C. & Gulder, H.-J. (2002): Kartierhilfe für die Erfassung der nach Art. 13d BayNatSchG besonders geschützten Waldbiotope auf Sonderstandorten. – Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising: 53 pp.
- Walentowski, H., Müller, B. & Obermeier, E. (1994): Some remarks on the *Leucobryo-Pinetum* Matuszk. 1962 at its southwestern limit in Bavaria. – Thaiszia 4: 81–98.
- Walentowski, H. & Scheuerer, M. (2004): Das landschaftstypische Waldgesellschaftsmosaik in der Schöllnacher Bucht (Lallinger Winkel). – Arch. Naturschutz Landschaftsforsch. 43(3): 39–78.
- Wallnöfer, S. (1993): *Vaccinio-Piceetea*. – In: Mucina, L., Grabherr, G. & Wallnöfer, S. (Eds.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil III: Wälder und Gebüsche: 283–337. Gustav Fischer, Jena.
- Węgrzyn, M.H., Kołodziejczyk, J., Fałowska, P., Wężyk, P., Zięba-Kulawik, K., Szostak, M., Turowska, A., Grzesiak, B. & Wietrzyk-Pelka, P. (2020): Influence of the environmental factors on the species composition of lichen Scots pine forests as a guide to maintain the community (Bory Tucholskie National Park, Poland). – Global Ecol. Conserv. 22: e01017.  
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01017>
- Weinberger, E. (2001): Waldnutzung und Waldgewerbe in Altbayern im 18. und beginnenden 19. Jahrhundert. – Vierteljahresschr. Sozial- u. Wirtschaftsgeschichte 157: 1–315 pp.
- Wirth, V. (1995): Die Flechten Baden-Württembergs. Teil 1 und 2., 2. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 1006 pp.
- Wirth, V. (2022): Die Flechten des Biosphärengebietes Schwarzwald. – Mitt. Bad. Landesver. Naturkunde Naturschutz 25: 5–32.
- Wirth, V., Hauck, M., Brackel, W. von ... Heinrich, D. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands. – Naturschutz Biol. Vielfalt 70(6): 7–122.
- Wirth, V., Hauck, M. & Schultz, M. (2013): Die Flechten Deutschlands. Band 1 und 2. – Ulmer, Stuttgart: 1244 pp.
- Wöldecke, K. & Wöldecke, K. (1990): Zur Schutzwürdigkeit eines *Cladonio-Pinetum* mit zahlreichen gefährdeten Großpilzen auf der Langendorfer Geest-Insel (Landkreis Lüchow-Dannenberg). – Beitr. Naturk. Niedersachs. 43: 62–83.
- Żarnowiec, J., Stebel, A. & Chmura, D. (2019): Thirty-year invasion of the alien moss *Campylopus introflexus* (Hedw.) Brid. in Poland (East-Central Europe). – Biol. Invasions 21: 7–18.
- Zeidler, H. & Straub, R. (1967): Waldgesellschaften mit Kiefer in der heutigen potentiellen natürlichen Vegetation des mittleren Main-Gebietes. – Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 11/12: 88–126.
- Zimmermann, F. & Schulz, P.-M. (2007): Florenvielfalt in Kiefernwäldern und -forsten. – Eberswalder Forstl. Schriftenr. 32: 458–472.