



Universität Potsdam

Thilo Heinken

Die natürlichen Kiefernstandorte Deutschlands und ihre Gefährdung

first published in:
Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt
(2008), 2, S. 19 - 41

Postprint published at the Institutional Repository of the Potsdam University:
In: Postprints der Universität Potsdam
Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe ; 153
<http://opus.kobv.de/ubp/volltexte/2010/4650/>
<http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:kobv:517-opus-46506>

Postprints der Universität Potsdam
Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe ; 153

Die natürlichen Kiefernstandorte Deutschlands und ihre Gefährdung

Natural Scots pine forests in Germany: habitats, distribution, and threat

Thilo Heinken

Zusammenfassung

Natürliche Standorte der Waldkiefer gibt es in Deutschland nur kleinflächig. Während Kiefernforste anstelle natürlicher Laubwälder heute oft landschaftsprägend sind, bildet die konkurrenzschwache und lichtbedürftige Kiefer ausschließlich auf extrem trockenen oder nassen, nährstoffarmen Standorten naturnahe Schlusswaldgesellschaften. Regionale Schwerpunkte liegen in subkontinentalen Regionen wie dem nordostdeutschen Tiefland und Bayern, ein „natürliches Kiefernareal“ lässt sich aber kaum abgrenzen.

An der Trockengrenze des Waldes finden sich auf Kalk- und Dolomitgesteinen artenreiche Karbonat-Trockenkiefenwälder mit Elementen der alpinen Rasen und Kalkmagerrasen in der Bodenvegetation. Diese Wälder besiedeln steile, südexponierte Felsen und morphodynamisch aktive Bereiche wie Rutschhänge und Fluss-Schotterböden im Umkreis der Alpen, kommen aber auch in den Mittelgebirgen vor. Ihr Gegenstück auf sauren Standorten sind die Sand- und Silikat-Kiefernwälder der Quarzsande und Sandstein-Verwitterungsböden, deren Bodenvegetation durch Zwergsträucher, Moose und Strauchflechten geprägt ist. Hier

siedelt die Kiefer in den Tieflagen besonders auf Binnendünen und Sandern, aber auch auf Küstendünen der Ostsee, in den Mittelgebirgen z. B. auf den Sandsteinterrassen der Sächsischen Schweiz. Der dritte Wuchsbereich natürlicher Kiefernwälder sind saure, nährstoffarme Moore, die ganz überwiegend von Regenwasser gespeist werden. Auch die Kiefern-Moorwälder sind in Nordostdeutschland und Bayern am häufigsten.

Von diesen Standorten ausgehend, wo ihr Platz kaum von anderen Baumarten streitig gemacht wird, tritt die Waldkiefer immer wieder als Pionier auf weniger extremen Standorten auf. In der Naturlandschaft kam dies etwa nach Waldbränden oder Stürmen vor, doch der Mensch förderte die Kiefer durch Auflichtung der Wälder, Waldweide und Streunutzung stark. Auch die damit verbundene Nährstoffverarmung macht eine exakte Abgrenzung natürlicher Kiefernstandorte unmöglich.

Die schlechtwüchsigen und forstwirtschaftlich nicht interessanten, ästhetisch aber sehr ansprechenden natürlichen Kiefernbestände sind heute vor allem durch Stickstoff-Immissionen gefährdet. Trotz ihrer oft kargen Erscheinung besitzen sie einen hohen Wert für die Biodiversität und den Artenschutz. Neben bodenbewohnenden Flechten und regionalen Relikt-Endemiten ist vor allem die in den letzten Jahrzehnten zunehmend gefährdete Vielfalt an Mykorrhiza-Pilzen hervorzuheben, die der Kiefer das Leben auf extrem nährstoffarmen Standorten überhaupt ermöglichen. Abschließend werden mögliche Schutz- bzw. Regenerationsmaßnahmen wie das Abplaggen flechtenreicher Kiefernstandorte vorgestellt.

Stichworte: Naturschutz, Phytodiversität, *Pinus sylvestris*, Standort, Walddynamik

Abstract

Only small areas of natural Scots pine (*Pinus sylvestris*) habitat occur in Germany. Today pine plantations instead of natural deciduous forests often dominate the landscape. Yet, due to the competitive weakness and light demands of Scots pine, near-natural Scots pine climax communities are only found on extremely dry or wet, nutrient-poor sites, primarily in subcontinental regions of the north-eastern German lowlands and Bavaria. However, the “natural distribution range” of Scots pine is difficult to define.

Species-rich, dry Scots pine forests, with alpine and calcareous grassland species in the ground vegetation, are found at the aridity limit of forests on sites with carbonate rich soils developed from limestone and dolomite parent material. These forests occur on steep south-facing slopes, on morphodynamically active areas such as landslides and coarse river gravel beds in and near the Alps, and also in the low mountain ranges. Scots pine forests are also found on acidic sites, on quartz sands and soils overlying weathered silicate rocks with an understorey dominated by dwarf shrubs, bryophytes and fruticose lichens. These forests are

present in the lowlands, particularly on inland dunes and glacialfluvial deposits, but also on coastal dunes around the Baltic Sea and in the low mountain ranges, for example on the sandstone cliffs in the Elbe Sandstone Mountains. Acidic, oligotrophic bogs, mainly supplied by rainwater, comprise the third natural Scots pine forest habitat. These Scots pine bog forests occur most frequently in north-eastern Germany and in Bavaria.

Coming from these habitats, where virtually no other tree species grows, Scots pine is found again and again as a pioneer on less extreme sites. In the natural landscape, it occurs mainly after forest fires and storms. Yet humans promote Scots pine by thinning forests, creating woodland pasture and removing litter. The nutrient depletion associated with these practices makes an exact delimitation of natural Scots pine habitats unfeasible.

Natural pine forest stands, which, although attractive and appealing, grow poorly and are of little interest for forestry, are endangered mainly by anthropogenic nitrogen depositions. Despite their meagre appearance, these forests are important for biodiversity and species conservation. In addition to terricolous lichens and regional relic endemic plant species, the diversity of mycorrhiza fungi, which enable Scots pine to exist on these nutrient-poor sites, increasingly is becoming endangered. Finally, possible conservation and regeneration practices, such as manually cutting sods in lichen-rich Scots pine forests, are presented.

Key words: nature conservation, phytodiversity, *Pinus sylvestris*, site conditions, forest dynamics

1 Was sind natürliche Kiefernstandorte

1.1 Kiefernwälder als Schlusswaldgesellschaften

Als Forstbaum wächst die Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) in Deutschland heute auf fast allen denkbaren Standorten, wenn sie auch meist nur auf ärmeren Böden angebaut wird. Unter natürlichen Bedingungen würde sie aber fast überall von anderen Gehölzen, insbesondere der Rotbuche (*Fagus sylvatica*), verdrängt werden. Von Kiefern dominierte Dauer- oder Schlusswaldgesellschaften sind nur auf extremen Standorten zu erwarten, da sie nur dort konkurrenzfähig ist (ELLENBERG 1996, s. Abb. 1): Auf kalkreichem Gestein finden sich an der Trockengrenze des Waldes die Karbonat-Trockenkiefenwälder (s. HÖLZEL 1996). Die Sand- und Silikat-Kiefernwälder bilden ihr Gegenstück auf basenarmen, stark sauren Standorten sowohl auf Sanden wie auf Festgesteinen (s. HEINKEN 2007). An der Nässegrenze des Waldes wachsen auf sauren, oligotrophen Torfstandorten die Birken- und Kiefern-Moorwälder (s. WAGNER u. WAGNER 2007).

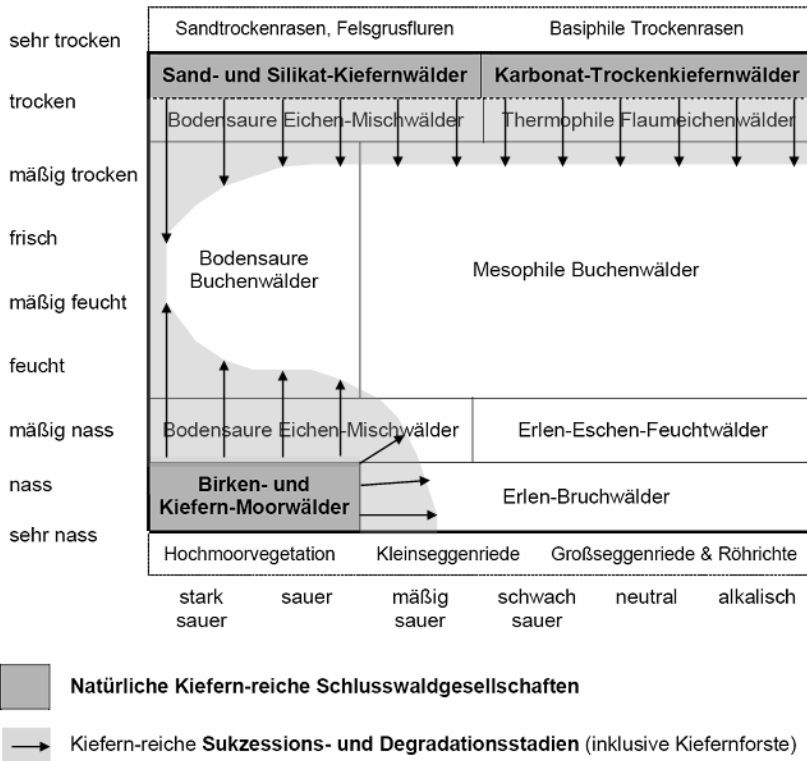


Abbildung 1: Ökologische Stellung natürlicher Kiefernwälder in Mitteleuropa. Grundlage: Ökogramm der waldbildenden Baumarten sowie Feuchtigkeits- und Säurebereich der Verbände mitteleuropäischer Laubwaldgesellschaften aus ELLENBERG (1996) unter Berücksichtigung neuerer Erkenntnisse zu Standortbedingungen und Dynamik (s. Text).

1.2 Kiefernwälder als Sukzessions- und Degradationsstadien

Da Kiefernwälder weithin störungsgesteuerte Ökosysteme sind, dürfen bei einer Definition natürlicher Standorte die Effekte der Vegetationsdynamik nicht außer Acht gelassen werden: Als lichtbedürftiges Pioniergehölz mit einem hohen Samenausbreitungspotenzial hat die Waldkiefer in Sukzessions- und Degradationsstadien ein weit über die im Ökogramm gezeigten Extremstandorte hinausreichendes Standortspektrum (s. Abb. 1): Natürliche Kiefernbestände treten in der Naturlandschaft auch nach Waldbränden, Stürmen und geomorphologischen Aktivitäten wie Berggrutschen, Dünenbildungen oder in Flussauen auf. Eine natürliche Genese haben solche Wälder auch, wenn die genannten Faktoren anthropogene Ursachen haben oder die Bestände ein Resultat von Übernutzung, Waldweide und Samenflug im Offenland sind. Dies gilt sowohl für basenreiche Trockenstandorte

thermophiler Flaumeichenwälder und basenarme Trocken- und Feuchtstandorte bodensaurer Eichen-Mischwälder (HEINKEN 2007), als auch für basenarme Bruchwaldstandorte (BERG et al. 2004). Selbst potenzielle Buchenstandorte werden großflächig von solchen Kiefernwäldern besiedelt (HÖLZEL 1996, SCHMIDT u. HEINKEN 2002 für Karbonat-Trockenkiefenwälder, LEUSCHNER 1994 für Sand-Kiefernwälder). In der anthropogen geprägten Landschaft Mitteleuropas sind derartige – oft naturnah wirkende – Bestände weitaus häufiger als die Schlusswaldgesellschaften.

Weder zwischen Sukzessions- bzw. Degradationsstadien und Kiefern-Schlusswaldgesellschaften, noch zwischen natürlichen und anthropogenen Sukzessionsstadien ist eine exakte Abgrenzung anhand ihrer Artenzusammensetzung oder des Ausgangsgesteins möglich: So hängt auf armen Sandböden die Nährstoffverfügbarkeit viel stärker von den Humusvorräten als vom geologischen Substrat ab (LEUSCHNER 1997). Historische Nutzungsformen wie Streunutzung und Beweidung haben sie oft massiv reduziert. Auf derart degradierten Standorten stehen Sand- und Silikat-Kiefernwälder heute im Gleichgewicht mit den herrschenden Standortsbedingungen und bilden damit die potenzielle natürliche Waldvegetation (LEUSCHNER 1997; HEINKEN u. ZIPPEL 1999), obwohl bei gleicher Geologie Laubwälder vorkommen können. Ähnliches gilt für Steilhänge auf Dünen und Endmoränen (HEINKEN 1999) und besonders auf Trockenstandorten in den Gebirgen, die durch Bodenerosion nach Waldweide und Abholzung Humus und Feinboden weitgehend verloren haben (SCHMIDT u. HEINKEN 2002). Teilweise hat der Mensch auf diese Weise vermutlich Kiefernstandorte seit der frühen Wärmezeit als Relikte konserviert (HEMP 1995). Schließlich können geringe Humusvorräte auf armen, trockenen Waldstandorten auch natürliche Ursachen haben: Sie treten nach Waldbränden auf, die im subkontinentalen Klimabereich immer eine Rolle gespielt haben dürften, und auf exponierten Kuppen und steilen Hängen, wo eine permanente oder plötzliche Erosion von Humus- und Feinbodenaufgaben durch Wind und Wasser auch ohne menschliches Zutun stattfindet (HÖLZEL 1996).

1.3 Regionale Verbreitung natürlicher Kiefernstandorte

Auch die häufig praktizierte Beschränkung natürlicher Kiefernstandorte auf das „natürliche Verbreitungsgebiet“ der Waldkiefer (z. B. BALZER et al. 2004) ist problematisch, da es kaum klar zu definieren ist. Allgemein ist heute als Ergebnis vegetationsgeschichtlicher Untersuchungen akzeptiert, dass das geschlossene natürliche Verbreitungsgebiet von Kiefernwäldern in Deutschland nur das ostdeutsche Tiefland umfasst und außerhalb größere inselartige Vorkommen nur in Süddeutschland (v. a. Oberpfalz, Rednitzbecken, Oberrheingebiet) existieren (Übersicht in HEINKEN u. ZIPPEL 1999). Dabei war die Kiefer vor allem in den Sandgebieten Nordostdeutschlands während des gesamten Postglazials stark präsent. Allerdings sind auch aus ozeanisch geprägten Regionen kleinflächige

Reliktvorkommen auf Extremstandorten wie Dünen, Hochmoorrändern oder Felsriffen belegt, z. B. in der Lüneburger Heide, der Senne und einigen mitteldeutschen Gebirgen. Durch den Fernflug von Pollen ist eine natürliche Verbreitungsgrenze der Kiefer nicht sicher zu identifizieren und kann deshalb allenfalls per Konvention festgelegt werden (z. B. BORCHERS u. SCHMIDT 1973 für Niedersachsen, SCAMONI 1988 für Nordostdeutschland). Bedingt durch devastierende Holznutzung, Weidewirtschaft, Streu- und Plaggennutzung gelangte die Kiefer seit dem Mittelalter in allen von Sandböden geprägten Regionen (Übersicht in HEINKEN u. ZIPPEL 1999) und auch in manchen Gebirgen mit Karbonatgesteinen (HEMP 1995) zur Vorherrschaft. Neben großflächigen Aufforstungen kam es – auch abseits von ursprünglichen Kiefernorkommen – wiederholt zur spontanen Kiefern-Ausbreitung durch Samenanflug, insbesondere auf nicht mehr beweideten Sandheiden, offenen Binnendünen und Kalkmagerrasen (u. a. SCAMONI 1988, LEUSCHNER 1994, HÖLZEL 1996). Auf diese Weise sind vermutlich tausende von Quadratkilometern heutiger Kiefernbestände entstanden.

1.4 Schlussfolgerung

Als Ergebnis der Biologie der Waldkiefer sowie der Vegetations- und Nutzungsgeschichte können natürliche Kiefernstandorte nur folgendermaßen definiert werden: Sie umfassen alle Waldbestände, die aktuell eine den natürlichen Schlusswaldgesellschaften auf den in Abb. 1 definierten Extremstandorten entsprechende Artenzusammensetzung und vergleichbare Standortbedingungen aufweisen. Die einfacher erscheinende, oft praktizierte Definition durch Unterscheidung von Wald- und Forstökosystemtypen (HOFMANN 2001) oder anhand von Karten der potenziellen natürlichen Vegetation ist dagegen wenig praktikabel, da diese die komplexen Zusammenhänge zwischen natürlicher und anthropogener Vegetationsdynamik, Standort und Waldvegetation nicht wiedergeben und auch die kleinflächigen Habitate oft nicht abbilden können. Solche Konzepte kommen daher in der Abgrenzung natürlicher Kiefernwälder oft auch zu ganz unterschiedlichen Ergebnissen (vgl. z. B. die Karten von KRAUSCH 1998 und HOFMANN u. POMMER 2004 für Brandenburg).

2 Die Waldvegetation natürlicher Kiefernstandorte

Durchweg sind natürliche Kiefernstandorte schlecht oder allenfalls mäßig wüchsige, oft lückige Waldbestände aus Lichtholzarten (neben der Waldkiefer ggf. noch Birken - *Betula pendula* oder *B. pubescens*) mit nur geringen Anteilen stärker schattender Laub- und Nadelgehölze wie Eichen (*Quercus robur*, *Q. petraea*), Rotbuchen (*Fagus sylvatica*) oder Fichten (*Picea abies*). Häufig sind krummschaftige Formen der Kiefer mit weit ausladenden Baumkronen, die im Extremfall nur Strauchhöhe erreichen (s. Abb. 2). In der Bodenvegetation sind – abweichend von

den meisten mitteleuropäischen Waldgesellschaften – Elemente des Offenlandes prägend. Die drei Standorttypen natürlicher Kiefern-Schlusswaldgesellschaften (kalkreich-trocken, basenarm-trocken, basenarm-nass) bedingen drei Gruppen von Kiefernwaldgesellschaften, die sich auch in ihrer Artenzusammensetzung klar unterscheiden.



Abbildung 2: Standorte an der absoluten Grenze des Waldwuchses mit kriechelwüchsigen, chlorotischen Waldkiefern. Oben: Sandsteinfelsen im Kummergebirge in Nordböhmen (links); sandige Endmoräne in den Glauer Bergen in Mittelbrandenburg (rechts). Unten: Kalk-Schotter in der Loisach-Aue bei Garmisch-Patenkirchen (links); Schwingrasen am Förstersee in Mittelbrandenburg (rechts).

2.1 Karbonat-Trockenkiefernwälder

Karbonat-Trockenkiefernwälder, pflanzensoziologisch als *Erico-Pinetea* bzw. *Erico-Pinion* bezeichnet, sind artenreiche Waldbestände, deren Unterwuchs von trockenheitertragenden und lichtbedürftigen Kalkzeigern geprägt wird. Ihre Strauchschicht bestimmen wärmeliebende Laubgehölze wie Echte Felsenbirne (*Amelanchier ovalis*), Gewöhnliche Mehlbeere (*Sorbus aria*) und Wolliger Schneeball (*Viburnum lantana*). Die Bodenvegetation wird in Deutschland von Grasartigen bestimmt; Moose und Flechten spielen dagegen nur eine untergeordnete Rolle.

Charakteristische Arten sind Buchsblättrige Kreuzblume (*Polygala chamaebuxus*), Ochsenauge (*Buphthalmum salicifolium*), Braunrote Stendelwurz (*Epipactis atrorubens*) und Schwarze Akelei (*Aquilegia atrata*) (HÖLZEL 1996). Dazu kommen zahlreiche auch in alpinen Rasen oder Kalkmagerrasen bzw. wärmeliebenden Säumen der Tieflagen vorkommende Arten wie Blaugras (*Sesleria varia*), Erd-Segge (*Carex humilis*), Blaugüne Segge (*C. flacca*), Berg-Distel (*Carduus defloratus*) und Gewöhnlicher Hornklee (*Lotus corniculatus*). Im Gegensatz zu den übrigen natürlichen Kiefernstandorten sind die Wälder geographisch stark differenziert, d. h. viele ihrer Pflanzenarten sind nur regional oder gar lokal verbreitet.

Die Schlusswaldgesellschaft bilden Karbonat-Trockenkiefernwälder auf extrem flachgründigen, meist steilen und felsigen, südexponierten Dolomit- und Hartkalk-Steilhängen (HÖLZEL 1996). Im Laufe von Primärsukzessionen wachsen sie außerdem auf jungen Bodenbildungen in Bereichen mit morphodynamischer Aktivität, wie groben Kalk-Schotterterrassen von Alpenflüssen, Dolomitschuttfächern („Griese“), Mergelrutschhängen und Bergstürzen. Der Großteil der heutigen Bestände in Deutschland stockt jedoch auf potenziellen Laub- oder Bergmischwaldstandorten, die durch Waldweide, Kahlschlag, Brand oder Streunutzung nachhaltig degradiert wurden (HÖLZEL 1996). Typisch sind Humuskarbonatböden der Rendzina-Entwicklungsserie (Fels- bzw. Lockersyroseme bis Mullrendzinen). Karbonat-Trockenkiefernwälder sind charakteristisch für die montane Stufe der Alpen und östlich benachbarter Gebirge. In Deutschland kommen sie nicht nur in den Alpen und ihrem Vorland, sondern auch auf der Schwäbischen und Fränkischen Alb und stellenweise im nördlichen Mittelgebirgsraum vor.

Typisch für die niederschlagsreichen nördlichen Randalpen und das Alpenvorland ist der Buntreitgras-Kiefernwald (*Calamagrostio-Pinetum*), in dem feuchtigkeitsbedürftige und alpine Pflanzenarten das Erscheinungsbild prägen (s. Abb. 3). Neben dem Bunt-Reitgras (*Calamagrostis varia*) sind dies z. B. Felsen-Zwenke (*Brachypodium rupestre*), Horst-Segge (*Carex sempervirens*), Weiße Segge (*Carex alba*) und Schneeheide (*Erica herbacea*), die weiter südlich in den österreichischen Zentralalpen meist die Bestände dominiert (HÖLZEL 1996). Buntreitgras-Kiefernwälder kommen am gesamten Nordalpenrand vor, haben ihren Schwerpunkt jedoch entlang etwas niederschlagsärmerer Täler (Garmisch-Mittenwalder Becken, Loisach-, Isar- und Saalachtal), die thermisch begünstigt sind und unter starkem Föhneinfluss stehen. Auf Schotterterrassen (s. Abb. 2) der Isar und des Lech reicht die Gesellschaft im Alpenvorland in beträchtlicher Fläche bis vor die Tore Münchens und Augsburgs (HÖLZEL 1996).



Abbildung 3: Karbonat-Trockenkiefenwald im Slowakischen Paradies. Ganz ähnliche Buntreitgras-Kiefenwälder kommen in Deutschland auf flacheründigen Karbonatgesteinen am nördlichen Alpenrand vor. Die Fichten am Rand deuten den Übergang zu zonalen Bergmischwäldern an.

Auf vergleichbaren Waldgrenzstandorten im Mittelgebirgsraum treten die alpinen Arten der Buntreitgras-Kiefenwälder zurück. An ihrer Stelle prägen wärmeliebende Arten der Kalkmagerrasen wie Fieder-Zwenke (*Brachypodium pinnatum*), Hufeisenklee (*Hippocrepis comosa*), Wundklee (*Anthyllis vulneraria*), Gewöhnliches Sonnenröschen (*Helianthemum nummularium*), Astlose Graslilie (*Anthericum ramosum*) und Gewöhnliche Küchenschelle (*Pulsatilla vulgaris*) die Bodenvegetation. In den Hochlagen finden sich noch Arten mit alpinem Verbreitungsschwerpunkt, und die Bodenvegetation ist entsprechend dem Kontinentalitäts- und Nord-Süd-Gefälle stark differenziert (HÖLZEL 1996, SCHMIDT 2000). Karbonat-Trockenkiefenwälder besiedeln im Mittelgebirgsraum schmale Ökotope zwischen natürlichen Fels- und Trockenrasen (insbes. Blaugrasrasen) und wärmeliebenden Eichen- bzw. Buchenmischwäldern. Dazu kommen die – flächenmäßig bedeutenderen – Sekundärbestände, die durch Kiefernanzug oder -Aufforstung aus Kalkmagerrasen hervorgegangen sind. Drei Haupttypen lassen sich unterscheiden: „Südjurassische Relikt-Kiefenwälder“, z. B. mit Berg-Leinblatt (*Thesium bavarum*) und Berg-Aster (*Aster amellus*), besiedeln Jura-Hartkalke der Schwäbischen und Fränkischen Alb nördlich bis etwa Regensburg, insbes. die Oberkanten steiler Felsabstürze sowie instabile, wechsellückige Mergelrutschhänge (HÖLZEL 1996). Die Dolomit-Kiefenwälder der Nördlichen Frankenalb (Buphthalmo-Pinetum) sind dagegen stärker durch Orchideen und Arten beweideter Halbtrockenrasen wie Großes Schillergras (*Koeleria pyramidata*) und Stengellose Kratzdistel (*Cirsium acanthe*) geprägt

(HEMP 1995). Sie besiedeln sandig verwitternde Dolomitsubstrate mit relativ sauren Humusauflagen, meist in markanter Kuppenlage. Arten beweideter Halbtrockenrasen sind meist auch typisch für die Karbonat-Trockenkiefenwälder des nördlichen Mittelgebirgsraums. Sie kommen vor allem auf Unterem Muschelkalk, Zechstein-Gips oder -Dolomit rund um das Thüringer Becken vor und sind im Bereich des Mittleren Saaletals stellenweise landschaftsprägend (SCHMIDT 2000, s. Abb. 4).



Abbildung 4: Karbonat-Trockenkiefenwald auf einem Waldgrenzstandort im Mittelgebirgsraum (Muschelkalk-Steilhang mit Blaugrasrasen bei Jena) umgeben von Kiefernforsten auf ehemaligen Kalkmagerrasen (Foto: Dr. Helga Dietrich)

2.2 Sand- und Silikat-Kiefernwälder

Die sehr unterschiedlich entwickelte Krautschicht naturnaher Sand- und Silikat-Kiefernwälder, pflanzensoziologisch als Dicrano-Pinion bezeichnet, bestimmen säuretolerante und lichtliebende Zwergsträucher wie Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), Preiselbeere (*V. vitis-idaea*) und Besenheide (*Calluna vulgaris*) bzw. Gräser wie Draht-Schmiele (*Deschampsia flexuosa*) und Schaf-Schwengel (*Festuca ovina* agg.). Kennzeichnend ist außerdem eine dichte Moosschicht vor allem aus Schlafmoos- (*Hypnum*-) und Gabelzahnmoos- (*Dicranum*-) Arten, Rotstengelmoos (*Pleurozium schreberi*), Weißmoos (*Leucobryum glaucum*) und Federchen-Lebermoos (*Ptilidium ciliare*). Mit den Karbonat-Trockenkiefenwäldern gibt es außer der Kiefer nur wenige gemeinsame Pflanzenarten.

Der wichtigste und am weitesten verbreitete Vegetationstyp auf natürlichen Kiefernstandorten ist in Deutschland der Flechten-Kiefernwald (Cladonio-Pinetum). Flechten-Kiefernwälder wachsen auf den extremsten Standorten an der Trocken- und Nährstoffgrenze bodensaurer Wälder und unterscheiden sich durch ihre geringe Wuchsleistung und wenig entwickelte Kraut- bzw. Zwergstrauchschicht stark von den übrigen Sand- und Silikat-Kiefernwäldern bzw. –forsten (s. Abb. 5 u. 6). Dafür ist gewöhnlich entweder die Moos- oder die Flechtenschicht stark entwickelt. Flechten-Kiefernwälder sind durch zahlreiche Strauchflechten-Arten (insbes. der Gattung *Cladonia*) charakterisiert, unter denen vor allem die verschiedenen Rentierflechten optisch hervortreten (s. Abb. 6). Besiedelt werden bevorzugt feinkbodenarme Substrate (Talsande, Sander, Dünen, Deflationsflächen und Sandsteinriffe) mit nur geringer Humusaufgabe; der vorherrschende Bodentyp ist der Podsol-Ranker. Meist handelt es sich um Degradationsstadien nach Streunutzung bzw. Sukzessionsstadien auf ehemaligen Sandtrockenrasen oder *Calluna*-Heiden, die mit zunehmender Humusakkumulation in flechtenarme Weißmoos-Kiefernwälder (s. u.) übergehen können. Nur in Kuppen- und steilen Hanglagen dürften Flechten-Kiefernwälder aufgrund topographisch bedingter Streuverluste auch als Dauergesellschaften ausgebildet sein. Flechten-Kiefernwälder sind subkontinental verbreitet. Schwerpunkte ihres Vorkommens sind Mittelbrandenburg, die Mecklenburgische Seenplatte, die Altmark und die Elbtalniederung, Mittel- und Oberfranken sowie der Oberpfälzer und Bayerische Wald (z. B. HEINKEN u. ZIPPEL 1999, BALZER et al. 2004). Weitere nennenswerte Vorkommen gibt es in der Lüneburger Heide, in der Lausitz und in der Sächsischen Schweiz.

Zwei Ausprägungen mit unterschiedlicher Genese und Artenzusammensetzung sind zu unterscheiden (s. HEINKEN 2007): Die Silbergras-Kieferngehölze offener, nicht konsolidierter Sandstandorte (s. Abb. 5), die fast ausschließlich im norddeutschen Tiefland vorkommen, sind durch Arten der Sandtrockenrasen wie Silbergras (*Corynephorus canescens*), Glashaar-Frauenhaarmoos (*Polytrichum piliferum*) und Dornenflechte (*Cetraria aculeata*) charakterisiert. Die meisten Bestände stocken auf Binnendünen, es werden aber auch sandige Endmoränen und selbst Sandsteinfelsen besiedelt. Die wesentlich weiter verbreiteten typischen Flechten-Kiefernwälder sind dagegen stärker geschlossene Waldbestände auf konsolidierten Standorten ohne Arten der Sandtrockenrasen. Im trockenen nordostdeutschen Binnenland herrschen beerstrauchfreie und von Gräsern dominierte oder überhaupt phanerogamenarme Bestände (s. Abb. 6) vor, während in den niederschlagsreicheren Regionen in Nordbayern und Niedersachsen fast durchweg Heidel- und Preiselbeeren zum Arteninventar gehören (HEINKEN 2007). Dort tritt auch das sog. Isländische Moos (*Cetraria islandica*) auf, die „Flechte des Jahres“ 2007. Durch ihr Erscheinungsbild und teilweise auch das Vorkommen reliktsicher Pflanzenarten nehmen die Bestände der Sandsteinriffe in der Sächsischen Schweiz (vgl. Abb. 2) und der exponierten Quarzit-Felsen („Pfähle“) im Bayerischen Wald (WALENTOWSKI et al. 2004) eine Sonderstellung ein.



Abbildung 5: Silbergras-Kieferngehölz in den Glauer Bergen in Mittelbrandenburg. Typisch sind die schlecht wüchsigen Kiefern mit ausladenden Baumkronen sowie offene Bodenbereiche mit Wuchsmöglichkeiten für Arten der Silbergrasfluren.



*Abbildung 6: Typischer Flechten-Kiefernwald auf konsolidierten Standorten in den Wierener Bergen im östlichen Niedersachsen. Typisch ist die dichte Moos- und Flechtendecke (hier v. a. die Rentierflechte *Cladonia portentosa*), während Kräuter und Zwergsträucher praktisch fehlen. (Foto: Dr. M. Schmidt)*

Ein zweiter Vegetationstyp sind die wesentlich großflächiger vorkommenden Weißmoos-Kiefernwälder (Leucobryo-Pinetum), weitgehend flechtenfreie Bestände armer, trockener oder seltener feuchter Böden ohne wirklich charakteristische Arten. Ihre Standorte sind grundsätzlich denen der Flechten-Kiefernwälder ähnlich, zeichnen sich jedoch durch mächtigere Humusauflagen aus, und typische Eisen-Humus-Podsole sind häufiger entwickelt. Weißmoos-Kiefernwälder sind im Unterwuchs – je nach Bodenbedingungen, Nutzung und Region – von Beersträuchern, Drahtschmiele, selten auch Besenheide oder Pfeifengras (*Molinia caerulea*) sowie von Moosen in wechselnden Anteilen geprägt (s. Abb. 7). Auch hier handelt es sich meist um Degradationsstadien, etwa nach Streunutzung, bzw. um Sukzessionsstadien. Derzeit muss es noch offen bleiben, ob Weißmoos-Kiefernwälder in Mitteleuropa Schlusswaldgesellschaften auf sehr armen Standorten sein können.



Abbildung 7: Weißmoos-Kiefernwald mit Dominanz von Beersträuchern und Kiefern-Naturverjüngung. Sandsteingebiet des Kummergebirges in Nordböhmen; ganz ähnliche Bestände kommen z. B. in Bayern vor.

Wären die beiden vorherigen Waldtypen auf extrem saure Standorte mit pH-Werten um oder unter 4 beschränkt, so sind die beiden folgenden auf basenreicheren Standorten mit pH-Werten um oder über 5 anzutreffen. Damit leiten sie standörtlich und mit ihrer Artenzusammensetzung bereits zu den Karbonat-Trockenkiefen über. Charakteristisch für diese Standorte sind z. B. eine Reihe von mykotrophen Wintergrünwäldern (Pyrolaceae), die eine relativ basenreiche, aber rohhumusartige Nadelstreu für ihr Wachstum benötigen.

Der Krähenbeeren-Kiefernwald (Empetro-Pinetum) besiedelt junge, noch relativ basenreiche Schwemmsande und Küstendünen der vorpommerschen Ostseeküste (v. a. auf Rügen und dem Darß); seine Hauptvorkommen liegen an der polnischen Ostseeküste bis zum Baltikum. Typische Arten sind neben der Krähenbeere (*Empetrum nigrum*) und der Sand-Segge (*Carex arenaria*), die regional allerdings auch in Flechten- und Weißmoos-Kiefernwäldern vorkommen, der Rippenfarn (*Polypodium vulgare*) und das Moosauge (*Moneses uniflora*), ein Wintergrünpflanze. Der Krähenbeeren-Kiefernwald ist ein Stadium der Dünen- bzw. Schwemmsandsukzession; er folgt offenen Weiß- bzw. Graudünen und Dünentälchen (s. Abb. 8) und geht mit zunehmender Entkalkung, Versauerung und Humusakkumulation in Weißmoos-Kiefernwälder oder auch Laubwälder über (s. BERG et al. 2004).



Abbildung 8: Sand- und Silikat-Kiefernwälder basenreicherer Standorte: Außensaum eines Krähenbeeren-Kiefernwaldes zur offenen Küstendüne mit Strandhafer (*Ammophila arenaria*) auf Usedom (links). Haarstrang-Kiefernwald im Komplex mit Pfriemengras- (*Stipa capillata*)-reichem kontinentalen Trockenrasen bei Jarmikow in der Uckermark (rechts).

Als natürliche Kiefernstandorte gelten auch die Haarstrang-Kiefernwälder (Peucedano-Pinetum), die basenreiche Standorte im subkontinentalen Binnenland besiedeln und ihren Verbreitungsschwerpunkt in Osteuropa haben („Steppen-Kiefernwälder“). Ihre artenreiche Krautschicht enthält oft Elemente kontinentaler Trockenrasen, mit denen sie eng verzahnt sein können (s. Abb. 8). Bezeichnende Arten sind in Deutschland Berg-Haarstrang (*Peucedanum oreoselinum*), Heide-Segge (*Carex ericetorum*), Karthäuser-Nelke (*Dianthus carthusianorum*), Kleines Habichtskraut (*Hieracium pilosella*), Sand-Thymian (*Thymus serpyllum*) und Hunds-Veilchen (*Viola canina*) (HEINKEN 2007). Besiedelt werden südlich exponierte Lehm- oder Mergelhänge, kalkhaltige Flugsande und andere trocken-warme Substrate wie Serpentinite oder von Sanden überlagerte Karbonatgesteine (BALZER et al. 2004). Haarstrang-Kiefernwälder sind im Allgemeinen Sukzessionsstadien oder sogar Aufforstungen von (Sand-)Trockenrasen (PHILIPPI 1970, WALENTOWSKI et al. 2004). Ob sie auf trockenen, südexponierten Hängen auch Schlusswaldgesellschaften sein können, muss offen bleiben. Naturnahe Haarstrang-Kiefernwälder kommen kleinflächig

vor allem in Nordostbrandenburg nahe der Oder, in und östlich der nördlichen Oberrheinischen Tiefebene, in Franken und im bayerischen Tertiärhügelland vor.

2.3 Kiefern-Moorwälder

Moorwälder, pflanzensoziologisch als *Vaccinio uliginosi-Pinetea sylvestris* bezeichnet (WAGNER u. WAGNER 2007), werden nicht nur von der Waldkiefer gebildet. In den atlantischen Regionen herrschen stattdessen eher Moorbirken (*Betula pubescens*), in den niederschlagsreichen, subkontinentalen Gebirgen vor allem Fichten oder Berg-Kiefern (*Pinus mugo* agg.). Unabhängig von der Baumart und ähnlich wie bei den Sand- und Silikat-Kiefernwäldern bestimmen Zwergsträucher bzw. Grasartige den Unterwuchs der lichten, manchmal nur wenige Meter hohen Gehölze, und sie sind ebenfalls durch eine dichte Moosschicht aus säuretoleranten Arten geprägt (s. Abb. 9).



Abbildung 9: Kiefern-Moorwald am Förstersee in Mittelbrandenburg. Die Strauchschicht dominiert der in Deutschland weitgehend auf das nordostdeutsche Tiefland beschränkte Sumpfporst (*Ledum palustre*), die Bodenschicht ist durch Pfeifengras und Torfmoose geprägt.

Manche Arten, etwa Heidel- und Preiselbeere, Besenheide, Pfeifengras und Rotstengelmoos haben die Moorwälder auch mit den Sand- und Silikat-Kiefernwäldern gemeinsam. Kennzeichnend sind jedoch insbesondere die auch in baumfreien, nährstoffarm-sauren Mooren und Feuchtheiden wachsenden, überwiegend boreal verbreiteten Arten. Typische Zwergsträucher sind Moosbeere (*Vaccinium oxycoccos*), Rauschbeere (*V. uliginosum*) und Rosmarinheide (*Andromeda*

polifolia), außerdem das Scheidige Wollgras (*Eriophorum vaginatum*). Der Rundblättrige Sonnentau (*Drosera rotundifolia*) tritt vor allem an gestörten Stellen auf. Dazu kommt eine dichte Decke aus Torfmoosen (verschiedene *Sphagnum*-Arten) und anderen Laubmoosen, insbesondere Sumpf-Streifensterntmoos (*Aulacomnium palustre*) und Steifblättriges Frauenhaarmoos (*Polytrichum strictum*).

Standorte der Kiefern-Moorwälder sind nährstoffarme und saure, nasse bis feuchte *Sphagnum*-Torfe; selten werden auch anmoorige Mineralbodenstandorte besiedelt. Solche allenfalls zeitweise austrocknenden Torfstandorte sind in nicht oder kaum entwässerten Regen-(=Hoch-)mooren und Kesselmooren mit teilweise ausgeprägten Bult-Schlenken-Komplexen anzutreffen. Außerdem kommen Kiefern-Moorwälder im Verlandungsbereich oligotropher Seen (teilweise auf Schwingrasen, s. Abb. 2) oder auch in nassen Torfstichen entwässerter Moore vor. Anmoorige Standorte gibt es etwa in Ausblasungsmulden der Sandebenen. Wo sie in humidem Klima schnell wachsen, bleiben Hochmoore bis auf ihr Randgehänge waldfrei. Natürliche, langlebige Kiefern-Moorwälder treten nur auf Zwischenmooren und auf langsam wachsenden Hochmooren auf, wo sommerliche Austrocknungsphasen ein Baumwachstum ermöglichen (ELLENBERG 1996). Vor allem in Kesselmooren ist, verursacht durch wechselnde Wasserstände, oft ein zyklischer Wechsel mit offener Hochmoor-Vegetation zu beobachten; größere Bäume stürzen oft wegen ihres Gewichts auf dem instabilen Untergrund (BERG et al. 2004). Manche heutige Kiefern-Moorwälder sind aber Sukzessionsstadien nach schwacher Entwässerung von natürlicherweise baumfreien Regenmooren (BERG et al. 2004, s. auch Abb. 1).

In Deutschland sind Kiefern-Moorwälder vor allem in den sommerwarmen und winterkalten, relativ trockenen Tieflagen weit verbreitet, kommen aber nur kleinflächig vor. Ihr subkontinentales Verbreitungsbild ähnelt dem der Flechten- und Weißmoos-Kiefernwälder. Die meisten Bestände befinden sich im nordostdeutschen Tiefland östlich der Elbe (insbesondere Mecklenburg-Vorpommern, Nord-Brandenburg und Lausitz). In Süddeutschland sind Mittelfranken und die Oberpfalz das Hauptverbreitungsgebiet, dazu gibt es vereinzelte Vorkommen in warmen Beckenlagen des Voralpengebiets und im Ostschwarzwald (SEIBERT in OBERDORFER 1992; WALENTOWSKI et al. 2004). Einzelne reliktsche Vorposten sind selbst im nordwestdeutschen Tiefland, etwa in der Senne in Westfalen nachgewiesen (POTT 1982). In den oligotrophen Mooren der niederschlagsreichen Lagen Süddeutschlands (v. a. Alpenvorland und Hochlagen von Schwarzwald, Oberpfälzer und Bayerischer Wald) sowie auf den Hochmooren des Erzgebirges wird die Waldkiefer durch die Berg-Kiefer (*Pinus mugo* agg.) ersetzt, die aufrecht oder als Krummholz wachsen kann und dann als Spirke („subsp. *rotundata*“) bzw. Latsche („subsp. *mugo*“) bezeichnet wird. (SCHUBERT 1972; SEIBERT in OBERDORFER 1992; WALENTOWSKI et al. 2004). Insgesamt sind diese Bergkiefern-Moorwälder im südlichen Teil Deutschlands häufiger als Waldkiefern-Moorwälder.

Die Vegetation der Waldkiefern-Moorwälder ist in Deutschland geographisch kaum differenziert, aber es gibt drei standörtliche Untertypen. Auf natürlicherweise trockeneren oder leicht entwässerten Standorten treten die oben genannten, auch für Sand- und Silikat-Kiefernwälder typischen Zwergsträucher und Moose sowie das Pfeifengras hervor. Die Bestände auf stärker von Mineralbodenwasser beeinflussten, etwas nährstoff- und teilweise auch basenreicheren Nieder- und Zwischenmoorstandorten sind moos- und vor allem seggenreich. Hier sind Arten der Kleinseggenriede mesotroph-saurer Moore wie Schmalblättriges Wollgras (*Eriophorum angustifolium*), Schnabel-Segge (*Carex rostrata*), Wiesen-Segge (*C. nigra*) und Faden-Segge (*C. lasiocarpa*) typisch, und Kiefern-Moorwälder können auch Pionierstadien torfmoosreicher Erlen-Bruchwälder sein (vgl. Abb. 1).

3 Naturschutzfachliche Bedeutung und Gefährdung

Aufgrund ihrer geringen Produktivität haben alle natürlichen Kiefernwaldstandorte Deutschlands eine sehr geringe forstwirtschaftliche Bedeutung, und ihr Anteil an der Waldfläche ist mit Ausnahme weniger Forstreviere minimal. Umso größer ist ihre naturschutzfachliche Bedeutung, die zunächst von ihrer Seltenheit und ihrem hohen Natürlichkeitsgrad in der stark anthropogen geprägten (Wald-)Landschaft Mitteleuropas herrührt. Darüber hinaus sind viele Bestände durch ihre Baumformen und Geländesituation strukturell divers und ästhetisch sehr ansprechend. Sie erfüllen oft eine wichtige Erholungsfunktion und können Menschen optisch den Eindruck von Naturlandschaften vermitteln.

Natürliche Kiefernstandorte weisen eine hohe pflanzliche Diversität auf, und ein hoher Anteil an gefährdeten Arten bedingt ihre besondere Bedeutung für den botanischen Artenschutz. Besonders artenreich sind die Karbonat-Trockenkiefernwälder und viele Haarstrang-Kiefernwälder, die mit durchschnittlich fast 40 Arten auf Flächen von ca. 100-400 m² zu den artenreichsten Waldvegetationstypen in Mitteleuropa zählen (s. Abb. 10). Diese Diversität geht vor allem auf krautige Arten, aber auch Gehölze zurück. Bemerkenswert ist ihr Reichtum an gefährdeten Arten und solchen mit ausgesprochenem Relikt-Charakter in ihren Landschaften (HÖLZEL 1996, WALENTOWSKI et al. 2004). Dies trifft in besonderem Maße auf die Karbonat-Kiefernwälder der Mittelgebirge zu, wo z. B. Felsen-Schaumkresse (*Cardaminopsis petraea*), Heideröschen (*Daphne cneorum*) und Scheiden-Kronwicke (*Coronilla vaginalis*) als Relikte aus der Eiszeit oder frühen Wärmezeit weitgehend auf die Vegetationskomplexe der Kiefernwälder beschränkt sind. Wie auch bei anderen Waldgesellschaften in Mitteleuropa sind die bodensauren Standorte deutlich artenärmer (s. Abb. 10), und hier spielen Moose und – bei den Flechten-Kiefernwäldern – bodenbewohnende Strauchflechten eine entscheidende Rolle für die pflanzliche Diversität. Viele Arten sind gefährdete Spezialisten sehr nährstoffarmer Standorte. Bemerkenswert ist schließlich, dass die überwiegend nicht natürlichen, auf frischeren und nährstoffreicheren Standorten stockenden Weißmoos-

Kiefernwälder die artenärmsten sind (s. Abb. 10); extreme Standorte sind also auch im bodensauren Bereich Schwerpunkte der Diversität. Dies trifft in besonderem Maße auf die – in Abb. 10 nicht dargestellte – Vielfalt von Mykorrhiza-Pilzen zu, von denen viele obligat an Kiefern gebunden sind: Die Mykorrhizierung von Kiefern-Feinwurzeln nimmt mit zunehmender Stickstoffversorgung ab (z. B. RITTER u. TÖLLE 1978), d. h. die Kiefern gehen die Mykorrhiza-Symbiose nur auf nährstoffarmen Standorten ein. Beispiele für weitgehend an Flechten-Kiefernwälder gebundene Mykorrhiza-Pilze sind Stachelpilze wie *Bankera fuligineoalba* und *Sarcodon imbricatus* sowie Ritterlinge wie *Tricholoma focale* und *Tricholoma equestre*; auf Moor-Kiefernwälder beschränkt sind etwa Moor-Röhrling (*Suillus flavidus*) und Sumpf-Hautkopf (*Dermocybe palustris*).

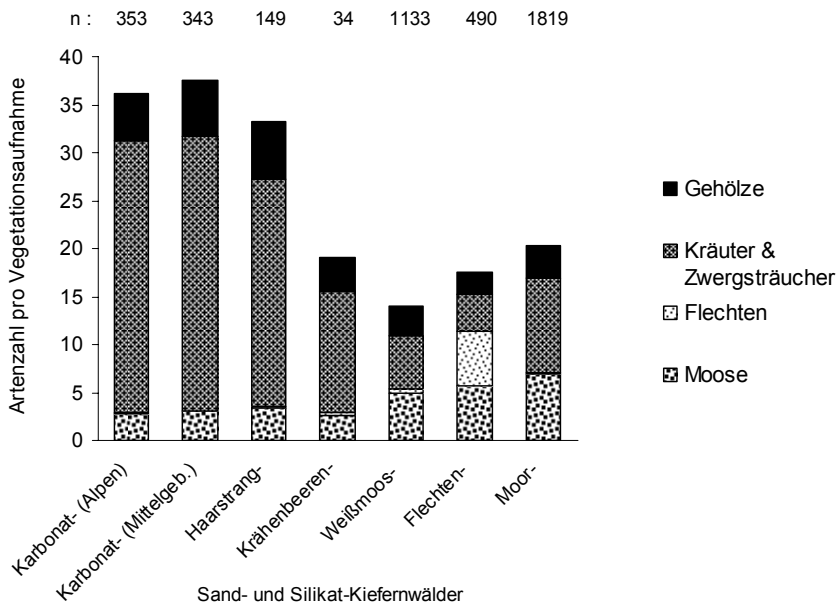


Abbildung 10: Pflanzliche Diversität auf natürlichen Kiefernstandorten in Deutschland. Angegeben sind die mittleren Artenzahlen aus verfügbaren Vegetationsaufnahmen. n = Anzahl der Aufnahmen; Herkunft der Aufnahmen: Karbonat-Kiefernwälder: HÖLZEL (1996) u. SCHMIDT 2000; Sand- und Silikat-Kiefernwälder: HEINKEN (2007); Moornwälder: WÄGNER u. WÄGNER (2007).

Schon allein wegen ihrer Seltenheit und Biodiversität sind fast alle natürlichen Kiefernstandorte Deutschlands durch die Europäische Union als Lebensraumtypen nach Anhang I der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie geschützt (s. Tab. 1). Die nicht unter die FFH-Richtlinie fallenden Karbonat-Kiefernwälder sind zumindest nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützte Biotope. Alle Standorttypen natürlicher Kiefernwälder haben in den letzten Jahrzehnten erhebliche Flächeneinbußen hin-

nehmen müssen, besonders massiv betrafen sie die Flechten- und Haarstrang-Kiefernwälder (s. Tab. 1). So sind etwa im östlichen Niedersachsen viele der noch 1990/91 dokumentierten Flechten-Kiefernwälder heute nicht mehr als solche einzustufen, da Moose und teilweise auch die Drahtschmiele die Flechten weitgehend verdrängt haben (FISCHER et al. 2008), wobei im Vergleich zu früheren Jahrzehnten auch in den 1990er Jahren nur noch Restbestände vorhanden waren. Auch in Bayern ist ein stetiger Rückgang von Flechten-Kiefernwäldern zu verzeichnen (STRAUBBERGER 1999). Sie gehören daher zu den am stärksten gefährdeten Waldgesellschaften Deutschlands (RENNWALD 2000). Fast alle ehemaligen Haarstrang-Kiefernwälder der Oberrheinebene sind inzwischen stark mit Laubgehölzen ange-reichert und haben ihre typischen Arten auf Kosten von Stickstoffzeigern verloren (BREUNIG 1994), und auch in Brandenburg ist vielfach Ähnliches zu beobachten.

Tabelle 1: FFH-Lebensraumtypen (LRT) bzw. geschützte Biotope auf Landesebene, Bestandsentwicklung und Gefährdung natürlicher Kiefernstandorte in Deutschland. Weißmoos-Kiefernwälder sind nicht aufgeführt, da sie ganz überwiegend keine natürlichen Standorte sind. Wichtigste Gefährdungen in Fettdruck. Zusammengestellt nach Angaben von HEMP (1995), HÖLZEL (1996), BALZER et al. (2004), BERG et al. (2004), WALENTOWSKI et al. (2004), RIECKEN et al. (2006) und eigener Einschätzung.

Typ	Gesetzlicher Schutz (FFH-LRT)	Bestandsentwicklung	Wichtige Gefährdungen
Karbonat-Trockenkiefern-wälder (Alpen)	--	mäßiger Rückgang	Nährstoffeinträge? Sukzession fehlende Dynamik
Karbonat-Trockenkiefern-wälder (Mittelgebirge)	(--) z. T. Kiefernwälder der sarmatischen Steppe (91U0)	mäßiger Rückgang	Nährstoffeinträge? Sukzession fehlende Dynamik
Flechten-Kiefernwälder	Mitteleuropäische Flechten-Kiefernwälder (91T0)	massiver Rückgang	Nährstoffeinträge Sukzession Tourismus
Krähenbeeren-Kiefernwälder	Bewaldete Küstendünen (2180)	starker Rückgang	Tourismus fehlende Dynamik
Haarstrang-Kiefernwälder	Kiefernwälder der sarmatischen Steppe (91U0)	massiver Rückgang	Nährstoffeinträge Sukzession
Kiefern-Moorwälder	Moorwälder (91D0) (Subtyp 91D2) prioritärer LRT!	chem. massiver Rückgang, derzeit kaum	Nährstoffeinträge Entwässerung Klimawandel?

Die Ursachen für Rückgang und Gefährdung natürlicher Kiefernstandorte sind vielfältig, entscheidend sind jedoch Nährstoffeinträge (insbesondere Stickstoff) und Sukzession (s. Tab. 1). Verarmung an typischen Arten bzw. Totalverlust des Vegetationstyps durch Sukzession betrifft zunächst ehemals beweidete oder streugenuutzte Sukzessions- und Degradationsstadien nach Aufgabe der bestandserhaltenden Nutzungsformen. Hier spräche zunächst nichts dagegen, eine natürliche Sukzession im Rahmen des Prozessschutzes zu akzeptieren, doch haben jahrhundert- bis jahrtausendealte Nutzungsformen teilweise das Überleben relik-tischer Arten gesichert (HEMP 1995). Außerdem ist zu bedenken, dass heute - anders als in der Naturlandschaft - kaum noch neue Standorte entstehen, auf denen Kiefern-Sukzessionen initiiert werden, da Waldbrände und morpho-dynamische Prozesse weitgehend unterbunden werden. Letzteres betrifft die Sand-landschaften, in denen mit zunehmender Bewaldung die Winderosion zurückgeht, vor allem aber die Flussauen, in denen die Wildfluss- und Erosionsdynamik weitgehend unterbunden ist, und den Erosionsschutz (Verbau von Hängen) in den Gebirgen.

Entscheidend für die naturschutzfachliche Bewertung ist außerdem, dass die Sukzession nach der Aufgabe nährstoffreduzierender historischer Landnutzungen in der heutigen Landschaft Mitteleuropas nicht mehr von den flächendeckenden, anthropogenen Nährstoffeinträgen zu trennen ist. Sie beschleunigen Sukzessions-prozesse auf Kosten der Kiefernwald-Habitate und lassen sie auf die Standorte natürlicher Schlusswaldgesellschaften übergreifen. Wichtigste Komponente der Nährstoffdepositionen sind die gleichbleibend hohen Stickstoff-Emissionen aus Autoverkehr und Intensivlandwirtschaft, die mit weithin über 15-20 kg Gesamtstickstoff pro Hektar und Jahr nirgends so hoch wie in mitteleuropäischen Wald-beständen sind (BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR FORST- UND HOLZWIRT-SCHAFT 2003). Nährstoffarme Kiefernstandorte sind in den Niederlanden und im westlichen Niedersachsen bereits praktisch völlig verschwunden, wo aufgrund der intensiven Viehhaltung Spitzenwerte erreicht werden. Stickstoffeinträge und die durch sie geförderte Humusakkumulation sind mit großer Wahrscheinlichkeit auch die Hauptursache für den Rückgang zahlreicher Mykorrhiza-Pilze in nieder-ländischen Kiefernwäldern (TERMORSHUIZEN 1991). Obligate Mykorrhiza-Sym-bionten der Kiefer, die hauptsächlich in Flechten-Kiefernwäldern und Moor-wäldern wachsen, sind auch in Brandenburg mit 14,5 % der Gesamtartenzahl eine der wichtigsten Gruppen gefährdeter Makromyceten (BENKERT 1993).

Punktuelle, natürliche Kiefernstandorte gefährdende Nährstoffeinträge sind außerdem Verwehung von Dünger aus Landwirtschaftsflächen in angrenzende Waldbestände, Kalkungen von Waldbeständen und auch immer wieder nicht ordnungsgemäße Kirrungen durch unwissende Jagdausübende. Auch Sand- und Gesteinsabbau (RIECKEN et al. 2006) und Erholungsnutzung können natürliche Kiefernstandorte in Einzelfällen gefährden (s. Tab. 1). So befindet sich das wich-tigste Vorkommen des Krähenbeeren-Kiefernwaldes auf dem Darß teilweise

innerhalb eines Campingplatzgeländes (BERG et al. 2004), und einige Flechten-Kiefernwälder auf stark besuchten Kuppen (insbesondere Sandsteinriffen) werden durch Tritt stark beeinträchtigt.

Die Gefährdungsursachen der Kiefern-Moorwälder weichen teilweise von den übrigen Standorten ab: Neben den atmosphärischen Depositionen spielen hier zusätzlich Einträge über das Grundwasser, bei Kesselmooren auch durch Einschwemmung von Oberflächenwasser eine Rolle. Entwässerung von Mooren war in der Vergangenheit die Hauptursache für den Rückgang von Kiefern-Moorwäldern; heute sind jedoch fast alle Bestände in Schutzgebiete und häufig auch in Wiedervernässungsprogramme integriert. Zukünftig könnten Kiefern-Moorwälder jedoch stärker als andere natürliche Kiefernwaldgesellschaften durch den Klimawandel gefährdet sein: Die prognostizierten höheren Temperaturen und trockeneren Sommer können zur Grundwasserabsenkung und zum Aussterben der charakteristischen borealen Arten führen, die bereits jetzt an ihrer „Wärmegrenze“ wachsen.

4 Maßnahmen zur Erhaltung gefährdeter Standorte

Aus den Rückgangs- und Gefährdungsursachen natürlicher Kiefernstandorte ergibt sich als wesentliche Forderung an den Waldbau, grundsätzlich keine Bestandesdüngungen bzw. -kalkungen auf nährstoffarmen Kiefernstandorten durchzuführen. In Einzelsituationen können Bestände auch durch waldbauliche Maßnahmen vor Düngereinträgen geschützt werden, etwa durch Gestaltung abschirmender Waldränder (WALENTOWSKI et al. 2004). Wo möglich, sollte auch die Morphodynamik an Steilhängen, Dünen und Flussauen gefördert werden. Grundsätzlich ist natürlich auch die vorhandene Bestockung zu erhalten und zu unterstützen.

Insbesondere für Buntreitgras-Kiefernwälder, einzelne Karbonat-Trockenkiefernwälder der Mittelgebirge und für Berghaarstrang-Kiefernwälder ist die Wiederaufnahme der Waldweide als bestandserhaltender Nutzungsform zu empfehlen (z. B. HÖLZEL 1996). Zur Erhaltung der Flechten-Kiefernwälder ist zu überlegen, auf geeigneten, sehr schwach wüchsigen Flächen die historische Streu- bzw. Plaggennutzung wieder aufzunehmen, um die massiven Effekte der anthropogenen Nährstoffdepositionen auszugleichen. Versuche in den niederländischen Kiefernbeständen haben gezeigt, dass durch das Abplaggen der gesamten Humusaufgabe eine nachhaltige Nährstoffverarmung und eine rasche Wiederherstellung der Mykorrhiza-Flora möglich ist (BAAR u. KUYPER 1998). Derzeit wird im Carrenziener Dünenzug an der Elbe in Kooperation der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, dem Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalau und der Universität Potsdam erprobt und wissenschaftlich begleitet, inwieweit auf diese Weise die Regeneration von Flechten-Kiefernwäldern möglich und praktikabel ist.

Solche Maßnahmen entbinden nicht von der Aufgabe, die Stickstoff-Immissionen langfristig entscheidend zu senken. Schon jetzt sollten jedoch Großmastanlagen, die massive lokale Emissionen zur Folge haben, grundsätzlich nicht in der Nähe wichtiger Gebiete mit natürlichen Kiefernstandorten genehmigt werden.

Literatur

- BAAR, J. u. KUYPER, T.W. (1998): Restoration of aboveground ectomycorrhizal flora in Stands of *Pinus sylvestris* (Scots pine) in the Netherlands by removal of litter and humus. *Restoration Ecology* 6, 227-237
- BALZER, S.; SCHRÖDER, E.; SSYMANK, A.; ELLWANGER, G.; KEHREIN, A. u. ROST, S. (2004): Ergänzung der Anhänge zur FFH-Richtlinie auf Grund der EU-Osterweiterung: Beschreibung der Lebensraumtypen mit Vorkommen in Deutschland. *Natur u. Landschaft* 79, 341-349
- BENKERT, D. (1993): Großpilze (Makromyzeten). In: Rote Liste. Gefährdete Farn- und Blütenpflanzen, Algen und Pilze im Land Brandenburg. 107-188
- BERG, C.; DENGLER, J.; ABDANK, A. u. ISERMANN, M. (Hrsg.) (2004): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung – Textband. Jena, 606 S.
- BORCHERS, K. u. SCHMIDT, L. (1973): Nachweis der Herkünfte für die derzeitigen Kiefernvorkommen in Niedersachsen. *Aus dem Walde* 21, 1-472
- BREUNIG, T. (1994): Flora und Vegetation der Sandhausener Dünen „Pferdstrieb“ und „Pflege Schönaus-Galgenbuckel“. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 80, 29-95
- BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR FORST- UND HOLZWIRTSCHAFT (HRSG.) (2003): *Der Waldzustand in Europa. Kurzbericht 2003.* Hamburg, 44 S.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen.* 5. Aufl., Stuttgart, 1095 S.
- FISCHER, P.; HEINKEN, T.; MEYER, P.; SCHMIDT, M. u. WAESCH, G. (2008): Zur Abgrenzung und Situation des FFH-Lebensraumtyps „Mitteleuropäische Flechten-Kiefernwälder“ (91TO) in Deutschland. *Natur u. Landschaft* (im Druck).
- HEINKEN, T. (1999): Sand-Kiefernwälder in Mittelbrandenburg: Vegetationskomplex und Waldsukzession am Beispiel der Glauer Berge. *Gleditschia* 27, 79-96
- HEINKEN, T. (2007): Sand- und Silikat-Kiefernwälder (Dicrano-Pinien) in Deutschland – Gliederungskonzept und Ökologie. *Ber. d. Reinhold-Tüxen-Ges.* 19, 84-100
- HEINKEN, T. u. ZIPPEL, E. (1999): Die Sand-Kiefernwälder (Dicrano-Pinien) im norddeutschen Tiefland: syntaxonomische, standörtliche und geographische Gliederung. *Tuexenia* 19, 55-106
- HEMP, A. (1995): Die Dolomitkiefernwälder der Nördlichen Frankenalb – Entstehung, systematische Stellung und Bedeutung für den Naturschutz. *Bayreuther Forum Ökol.* 22, 1-150
- HOFMANN, G. (2001): *Mitteleuropäische Wald- und Forstökosystemtypen in Wort und Bild.* 3. Aufl. AFZ/Der Wald, CD-ROM, BLV-Verlagsgesellschaft München
- HOFMANN, G. u. POMMER, U. (2004): Das natürliche Waldbild Brandenburgs. *AFZ/Der Wald* 59, 1211-1215
- HÖLZEL, N. (1996): *Erico-Pinetea (H6). Alpisch-Dinarische Karbonat-Kiefernwälder.* Synopsis Pflanzenges. Deutschlands 1, 1-49
- KRAUSCH, H.-D. (BEARB.) (1998): Potentielle natürliche Vegetation. In: Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (MUNR): *Landschaftsprogramm Brandenburg – Materialien*, 34-39 + Karte, Potsdam
- LEUSCHNER, C. (1994): Walddynamik auf Sandböden in der Lüneburger Heide (NW-Deutschland). *Phytocoenologia* 22, 289-324
- LEUSCHNER, C. (1997): Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. *Flora* 192, 379-391

- OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsche. 2. Aufl., Jena etc., Text- und Tabellenband, 580+282 S.
- PHILIPPI, G. (1970): Die Kiefernwälder der Schwetzingener Hardt (nordbadische Rheinebene). Veröffentl. Landesst. Natursch. Landschaftspfl. Baden-Württemberg 41, 24-62
- POTT, R. (1982): Das Naturschutzgebiet „Hiddeser Bent – Donoper Teich“ in vegetationsgeschichtlicher und pflanzensoziologischer Sicht. – Abh. Westfäl. Mus. Naturk. 44, 1-108
- RENNWALD, E. (Bearb.) (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands (mit Datenservice auf CD-ROM). Schr.R. f. Vegetationskunde 35, 1-800
- RIECKEN, U.; FINCK, P.; RATHS, U.; SCHRÖDER, E. u. SSYMAN, A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Zweite fortgeschriebene Fassung 2006. Naturschutz und Biologische Vielfalt 34, 1-318
- RITTER, G. u. TÖLLE, H. (1978): Stickstoffdüngung in Kiefernbeständen und ihre Wirkung auf Mykorrhizabildung und Fruktifikation der Symbiosepilze. Beitr. f. d. Forstwirtschaft. 4, 162-166
- SCAMONI, A. (1988): Gedanken über die Verbreitung der Kiefer im Tiefland. Forstarchiv 59, 173-180
- SCHMIDT, M. (2000): Die Blaugras-Rasen des nördlichen deutschen Mittelgebirgsraumes und ihre Kontaktgesellschaften. Diss. Bot. 328, 1-294
- SCHMIDT, M. u. HEINKEN, T. (2002): Vegetationsentwicklung und Naturschutz an Kalk-Felshängen – Darstellung am Beispiel des mittleren Werratales bei Treffurt. Tuexenia 22, 43-81
- SCHUBERT, R. (1972): Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teiles der DDR. III. Wälder, Teil 3. Hercynia N.F. 9, 197-228
- STRAUBBERGER, R. (1999): Untersuchungen zur Entwicklung bayerischer Kiefern-Naturwaldreservate auf nährstoffarmen Standorten. Naturwaldreservate in Bayern 4, 1-180
- TERMORSHUIZEN, A. J. (1991): Succession of mycorrhizal fungi in stands of *Pinus sylvestris* in the Netherlands. J. Veg. Sci. 2, 555-564
- WAGNER, A. u. WAGNER, I. (2007): Moorwälder: Kennarten und syntaxonomische Stellung. Ber. d. Reinhold-Tüxen-Ges. 19: 164-173.
- WALENTOWSKI, H.; EWALD, J.; FISCHER, A.; KÖLLING, C. u. TÜRK, W. (2004): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns. Ein auf geobotanischer Grundlage entwickelter Leitfaden für die Praxis in Forstwirtschaft und Naturschutz. Freising, 441 S.

Autor:

PD Dr. Thilo Heinken

Institut für Biochemie und Biologie

Biozönoseforschung/Spezielle Botanik

Universität Potsdam

Maulbeerallee 1

14469 Potsdam

E-Mail: heinken@uni-potsdam.de

URL: www.bio.uni-potsdam.de/professuren/biozoenose-botanik/