Tuexenia 36: 23–36. Göttingen 2016.
doi: 10.14471/2016.36.014, available online at www.tuexenia.de

# Auswirkungen von Waldbränden auf die Langzeitdynamik naturnaher Kiefernwälder (*Leucobryo-Pinetum*) im Nationalpark Sächsische Schweiz (Sachsen, Deutschland)

## Impact of forest fires on the long-term dynamics of near-natural Scots pine forests (*Leucobryo-Pinetum*) in Saxon Switzerland National Park (Saxony, Germany)

Sebastian Dittrich[1, *], Doreen Schmiedel[1], Benjamin Laupichler[1], Frank Wagner[2] & Goddert von Oheimb[1]

[1]*Professur für Biodiversität und Naturschutz, Fachrichtung Forstwissenschaften, Technische Universität Dresden, Pienner Straße 7, 01737 Tharandt, Germany, Sebastian.dittrich@tu-dresden.de; Doreen.Schmiedel@tu-dresden.de; blaupichler@hotmail.com; Goddert_v_Oheimb@tu-dresden.de;*
[2]*Staatsbetrieb Sachsenforst, Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft, Warthaer Dorfstraße 29, 02694 Malschwitz, Germany, Frank.Wagner@smul.sachsen.de*
**Korrespondierender Autor*

### Zusammenfassung

Verglichen mit Laubwaldgesellschaften sind Langzeitstudien über Waldkiefern-Bestände (*Pinus sylvestris* L.) in Mitteleuropa selten und die Sukzessionsdynamik von Kiefernwäldern wurden in dieser Region bisher kaum untersucht. Obwohl es sich um den am stärksten von Feuern betroffenen Waldtyp in Mitteleuropa handelt, liegen lediglich wenige Daten zu den Auswirkungen von Bränden auf die Vegetation von mitteleuropäischen Kiefernwäldern vor. Außerdem sind Kiefernwälder in besonders hohem Maße von Eutrophierung betroffen, die starke Veränderungen in der Vegetation verursachen können. In der vorliegenden Studie wurden naturnahe, waldbrandbeeinflusste Kiefernwälder (*Leucobryo-Pinetum*) im Nationalpark Sächsische Schweiz (Sachsen, Deutschland) untersucht. Dauerbeobachtungsflächen wurden mit bis zu vier Wiederholungen von Vegetationsaufnahmen seit 1963 untersucht. Gemäß den einzelnen Waldbrandereignissen und dem Jahr der Flächeneinrichtung wurden drei Zeitreihen analysiert (A: 1963–2012, Feuer: 1948/1953); B: 2002–2014, Feuer: 1993; C: 2002–2014, Feuer: 2000). Hierbei wurden unerwartet geringe Veränderungen der Pflanzendiversität und des Artenspektrums der Vegetation gefunden. Nur wenige Arten wurden kurzzeitig durch Waldbrände gefördert, und lediglich einzelne Arten zeigten signifikante Veränderungen in ihren Deckungsgraden in Abhängigkeit vom Waldbrandereignis. Nitrophyten fehlten weitgehend. Offenbar liegen die lokalen Stickstoff-Depositionsraten noch deutlich unter den für einen Vegetationswandel kritischen Werten. Verglichen mit Kiefernforsten und durch traditionelle Nutzung entstandenen Kiefernwäldern stellen naturnahe Bestände des *Leucobryo-Pinetum* einen relativ stabilen Waldtyp dar, der nur wenig von Waldbränden beeinflusst wird und langfristig nur einer trägen Sukzession unterliegt.

### Abstract

Compared to deciduous forest associations, long-term investigations of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forests in Central Europe are scarce and their succession dynamics are not well studied. Although being the most fire-prone forest type in Central Europe, there is also a lack of data on the

Manuskript eingereicht am 13. Januar 2016, angenommen am 17. Juni 2016
Koordinierender Editor: Norbert Hölzel

long-term effects of forest fires on the vegetation of Central European Scots Pine forests. Additionally, pine stands are highly vulnerable to eutrophication, strongly altering vegetation. Therefore, we studied near-natural, fire-affected Scots pine forests (*Leucobryo-Pinetum*) within Saxon Switzerland National Park (Saxony federal state, Germany) by permanent observation plots. Plots where surveyed by vegetation relevés repeated up to four times. Based on the date of the relevant fire events and the year of plot establishment, we analysed three time series (A: 1963–2012, fire 1948/1953); B: 2002–2014, fire: 1993; C: 2002–2014, fire: 2000). Unexpectedly, we found low variation in plant diversity and a low species turnover across the time series. Only few species where propagated by the forest fire events in the short run, few species showed significant cover variations depending on the time passed since the forest fire. Nitrophytic species where nearly absent. The low eutrophication signal in the vegetation is attributed to nitrogen deposition rates below critical rates for species turnover. Compared to Scots pine plantations and Scots pine forests originating from extensive management, near natural stands of the *Leucobryo-Pinetum* appear as a relatively stable forest type, which is only shortly affected by local forest fires and underlies stagnant succession dynamics in the long run.

**Keywords:** forest dynamics, permanent observation plots, *Pinus sylvestris*

## 1. Einleitung

Bisher liegen nur wenige Untersuchungen zur Langzeitdynamik von Waldökosystemen vor, die sich auf Dauerbeobachtungsflächen stützen können (DIERSCHKE 2013). Gegenüber den zonalen Laubwaldgesellschaften Mitteleuropas sind hierbei Waldgesellschaften von Sonderstandorten, insbesondere reliktische und extrazonale Waldgesellschaften, unterrepräsentiert (MEYER et al. 2007). Hierzu zählen auch die von der Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.) dominierten Wälder. Während Kiefernforste auf potenziell-natürlichen Laubwaldstandorten in Deutschland weit verbreitet sind und regional sogar die Gesamtwaldfläche dominieren (MÜLLER 2007), sind naturnahe Kiefernwälder (*Betulion pubescentis* p.p., *Dicrano-Pinion*, *Erico-Pinion*) auf Waldgrenzstandorte beschränkt. Nur an solchen nährstoffarmen, anmoorigen oder trockenen Standorten können sie in Mitteleuropa Dauer- oder Schlusswaldgesellschaften sein (HÖLZEL 1996, HEINKEN 2008a, b).

Da Kiefernwälder und Kiefernforste vorwiegend auf nährstoffarmen Böden stocken, sind sie potenziell stark von Eutrophierung betroffen, insbesondere da Kiefernbestände nur in sehr geringem Maße Stickstoffüberschüsse aufnehmen können (EWALD 2007, EWALD et al. 2013). Durch die Eutrophierung erfolgt langfristig eine standörtliche Homogenisierung, eine floristische Verarmung insbesondere der Kryptogamenschicht und eine Sukzession hin zu nährstoffreicheren Waldgesellschaften (REINECKE et al. 2014, FISCHER et al. 2015). Die Auswirkungen atmosphärischer Stickstoffeinträge können jedoch nicht immer von Regenerationsprozessen nach dem Wegfall historischer, nährstoffentziehender Nutzungen getrennt werden, durch die viele artenreiche Kiefernwälder überhaupt erst entstanden sind (DZWONKO & GAWROŃSKI 2002, REINECKE et al. 2014, FISCHER et al. 2015).

Die Bestandsstruktur zeigt an potenziell-natürlichen Kiefernstandorten relativ geringe Veränderungen; *P. sylvestris* bleibt hier auch in der zyklischen natürlichen Altersdynamik über alle Entwicklungsphasen hinweg die vorherrschende Baumart (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Die Verjüngung dieser Lichtbaumart kann jedoch durch konkurrierende Bodenvegetation und Beschattung durch Altbäume erheblich beeinträchtigt werden (DOHRENBUSCH 1997). Natürliche Störungen oder extensive Nutzungsformen, die zur Öffnung des Kronenraumes und Schaffung von Offenbodenstellen führen, sind daher ebenso bestandserhaltend wie sukzessionshemmend (HÖLZEL 1999, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010).

Die ökologischen Eigenschaften von *Pinus*-Beständen begünstigen insbesondere Waldbrände als Störungsregime, die auch in Mitteleuropa eine wichtigere Rolle spielen als bisher angenommen (RYAN 2002, ADÁMEK et al. 2015). Laubgehölze werden dadurch unterdrückt, während die Verjüngung und Vitalität von *P. sylvestris* durch Brände gefördert wird (DIERSSEN 1996). Natürliche Waldbrände treten in Mitteleuropa relativ selten und kleinflächig auf, dürften aber im Zuge des Klimawandels deutlich zunehmen (BADECK et al. 2004, SCHLICK & MÖLLER 2007, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). *Pinus sylvestris* zeigt dabei als einzige mitteleuropäische Baumart ein deutliche Anpassung an Waldbrände und kann als Pyrophyt bezeichnet werden (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Untersuchungen zu den Auswirkungen von Waldbränden auf die Vegetation von Kieferwäldern, insbesondere auch der Kraut- und Moosschicht, liegen jedoch ganz überwiegend lediglich für boreale und ostmitteleuropäische Bestände vor (ENGELMARK 1993, ENGELMARK et al. 1998, DZWONKO et al. 2015).

In dieser Studie bestand die seltene Gelegenheit, langzeitliche Veränderungen naturnaher, von Waldbränden beeinflusster Kiefernwälder in Mitteleuropa zu untersuchen. Über einen Zeitraum von 50 Jahren erfolgten auf Dauerbeobachtungsflächen je vier Vegetationsaufnahmen. In kürzeren Zeitreihen wurden zudem auf seit 2002 bestehenden Dauerbeobachtungsflächen erste Wiederholungsaufnahmen durchgeführt.

Unsere Untersuchungen berücksichtigten dabei folgende Fragestellungen: (1) Welche Veränderungen zeigen die Pflanzendiversität und das Artenspektrum naturnaher Kiefernwälder in Abhängigkeit vom zeitlichen Abstand eines Waldbrandereignisses? (2) Zeigen sich im Sukzessionsverlauf naturnaher Kiefernstandorte Anzeichen von Eutrophierung?

## 2. Untersuchungsgebiet und Lage der Untersuchungsflächen

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in Sachsen im Naturraum Elbsandsteingebirge (Einheit 430, MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1959), etwa 50 km östlich von Dresden nahe der Grenze zu Tschechien. Die Untersuchungsflächen liegen im Nationalpark Sächsische Schweiz, Teilgebiet „Hintere Sächsische Schweiz“ (Bereiche Großer Zschand und Affensteine) in der submontanen Höhenstufe. Erfasst werden repräsentative Bestände der so genannten Riffkiefernwälder, die die schmalen Grate und Kuppen der Sandsteinfelsen besiedeln. Hierbei handelt es sich um marine Sedimente der Oberkreide (PÄLCHEN & WALTHER 2008). Durch nachfolgende Erosionsprozesse wurden aus dem Gesteinsstock Felsen (Riffe) herausgelöst, die mit zahlreichen Schluchten durchsetzt sind (BERNHARDT 1988). Eiszeitliche Ablagerungen (Löß, Lößlehm-Derivate) haben sich auf den Felsstandorten kaum erhalten.

Die lokalen jährlichen Niederschlagssummen erreichen über 880 mm bei mittleren Jahrestemperaturen um 6 °C (PLEISS 1962). Die Felsstandorte sind durch extreme Temperaturschwankungen gekennzeichnet (BEER 2000); weithin dominieren arme, stark durchlässige Böden. Je nach Exposition wechseln kleinräumig trockene bis frische Standorte (BERNHARDT 1988). In der Vergangenheit wurden extreme Waldschäden beobachtet, während erhöhte Wuchsleistungen der Bäume seit den 1970er Jahren erhöhten Stickstoffeinträgen zugeschrieben werden (BERNHARDT 1988, RIEBE 2012). Die lokalen Stickstoff-Eintragsraten (Freiland) über $NH_4^+$ und $NO_3^-$ von 2002 bis 2012 betrugen im Mittel 7,1 bzw. 5,9 kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$ (Level 2-Station Bad Schandau; LAUPICHLER 2015). Insbesondere die Riffkiefernwälder sind zudem stärker von Waldbränden betroffen, die nach längeren niederschlagsarmen Perioden auftreten. Natürliche Waldbrände sind selten, die meisten Brände in jüngerer Zeit haben anthropogene Ursachen. In etwa 50 % der Brandfälle sind Flächen ≤ 0,5 ha betroffen (RIEBE 2012).

Kiefernwälder bilden sowohl die reale als auch potenziell-natürliche Vegetation der Sandsteinfelsen (SCHMIDT et al. 2002). Mit einer Ausnahme liegen alle neun untersuchten Dauerbeobachtungsflächen in der Kernzone (Prozess-Schutz) des Nationalparks. Die älteren Flächen waren bereits Teil des 1961 begründeten und seitdem aus der Nutzung genommenen NSG „Großer Winterberg mit Zschand“ (KLENKE 2008). Die wenig ertragreichen und schwach bestockten Riffe wurden bis dahin über Jahrhunderte extensiv als Plenterwald genutzt, abgesehen von einer Phase intensiverer Nutzung ab der 2. Hälfte des 19. Jahrhunderts bis in die 1920er Jahre (RIEBE 2012). Die jüngere Bestandsgeschichte und rezente standörtliche Parameter aller Dauerbeobachtungsflächen sind in Tabelle 1 dargestellt. Während in den Flächen 1–4 das Totholz einmalig durch Selbstwerber nach den Bränden abgeräumt wurde, blieben die jüngeren Beobachtungsflächen nach den Brandereignissen unbeeinflusst (SCHULZ 1964, KIRSCHNER 2003).

## 3. Methoden

Die älteren Dauerbeobachtungsflächen 1–4 wurden 1963 eingerichtet (SCHULZ 1964), die Vegetation wurde erstmalig nach der Skala von Braun-Blanquet (BRAUN-BLANQUET 1951, Erweiterung nach ELLENBERG 1956) aufgenommen. Die Wiederholungsaufnahmen wurden von WAGNER (1993, Erfassungsjahr 1992), KIRSCHNER (2003, Erfassungsjahr 2002) und zuletzt von LAUPICHLER (2015, Erfassungsjahr 2014) jeweils nach der modifizierten Skala von REICHELT & WILMANNS (1973) durchgeführt. Die Dauerbeobachtungsflächen 5 bis 9 wurden im Jahr 2002 eingerichtet und erstmalig aufgenommen (KIRSCHNER 2003). Im Rahmen der vorliegenden Studie werden auch die ersten Wiederholungsaufnahmen dieser Flächen (2014) vorgestellt.

In den Jahren 2002 und 2014 wurde der pH-Wert im Oberboden ($A_H$-Horizont) aller Flächen bestimmt. Hierzu wurden pro Fläche zwei bis drei Bodenproben mit einem Bohrstock entnommen. Da die Bodenverhältnisse in feuerbeeinflussten Flächen kleinräumig stark variieren können, was sich auch im Vegetationsmosaik ausdrückt (KERNS et al. 2003), orientierte sich die Anzahl der Bodenproben und die Proben-Nahme an der Dominanzverteilung von Zwergsträuchern, Gräsern und krautigen Pflanzen. Der pH-Wert wurde aus wässriger Boden-Suspension mit einem pH-Meter ermittelt. Der Flächen-pH-Wert wurde als Mittelwert der jeweiligen Proben errechnet.

**Tabelle 1.** Standörtliche Parameter und Bestandsgeschichte der Dauerbeobachtungsflächen. Wald-Verjüngung: 0 – Naturdynamik, 1 – möglicherweise Ansaat von *Pinus sylvestris*.

**Table 1.** Site features and stand history of the permanent observation plots. Forest regeneration: 0 – natural dynamics, 1 – possibly sowing of *Pinus sylvestris*.

| Nr. | Größe | Höhe ü. NN | Exposition | Inklination | Boden-Art | Bodentyp | Brand | Wald-Verjüngung |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 1000 | 430 | S | 9° | Sand | Braunpodsol | 1842 | 1 |
| 2 | 50 | 425 | NNO | 8° | Sand | Podsol, podsolige Braunerde | 1948 | 0 |
| 3 | 50 | 430 | SSO | 4° | Sand* | Podsol, Braunpodsol | 1948 | 0 |
| 4 | 100 | 425 | WNW | 4° | Sand | Podsol | 1953 | 0 |
| 5 | 400 | 445 | SOO | 6° | Sand | Ranker | 1993 | 0 |
| 6 | 400 | 445 | NOO | 6° | Sand | Ranker | 1993 | 0 |
| 7 | 400 | 445 | O | 7° | Sand | Podsol | 1993 | 0 |
| 8 | 400 | 440 | SSW | 9° | Sand | Braunerde | 2000 | 0 |
| 9 | 400 | 440 | S | 14° | Sand | Braunerde | 2000 | 0 |

*geringe Lößlehm-Anteile

Aufgrund der sehr unterschiedlichen Flächengrößen von 1000, 400, 100 und 50 $m^2$ und der teilweise unterschiedlichen Flächengeschichte erfolgten statistische Auswertungen getrennt für die Flächengruppen 2–4 („Zeitreihe A“) sowie die Flächen 5–7 und 8–9 („Zeitreihe B“ und „Zeitreihe C“). Die Dauerbeobachtungsfläche 1 repräsentiert aufgrund des am längsten zurückliegenden Brandereignisses den Vegetationszustand vor einem Waldbrand bzw. ohne Brandeinfluss (HART & CHEN 2006). Aufgrund der um ein vielfaches größeren Aufnahmefläche wird Fläche 1 hier lediglich als einzig verfügbare Referenz für eine sehr lange von Bränden unbeeinflusste Fläche mit einbezogen (Anhang E1).

Die Auswertungen konzentrierten sich auf die α-Diversität (Artenzahlen) der Vegetation und die Zeigerwerte der Kraut- und Moosschicht. Die Nomenklatur und Taxonomie richtet sich hinsichtlich der Gefäßpflanzen nach BUTTLER & HAND (2008), bei den Kryptogamen nach KOPERSKI et al. (2000, Moose) und WIRTH et al. (2011, Flechten). Veränderungen des Artenspektrums wurden anhand der Methode ANOSIM (*analysis of similarities*; CLARKE 1993) analysiert.

Die mittleren ökologischen Zeigerwerte wurden gewichtet nach den Deckungsgraden der aufgenommen Pflanzenarten berechnet (DIERSCHKE 1994: 233). Die Gewichtung erfolgte dabei nach den mittleren Deckungsgraden (%) der Braun-Blanquet-Artmächtigkeitsklassen, die eine bessere Annäherung als die Einberechnung von Spannweiten der Artmächtigkeitsklassen oder Rang-Zahlen der Braun-Blanquet-Skala erlauben. Die Zeigerwerte der einzelnen Taxa wurden ELLENBERG et al. (2001, Gefäßpflanzen und Moose) und WIRTH (2010, Flechten) entnommen. Die Nährstoff-Zeigerwerte (N) für Laub- und Lebermoose richten sich nach HILL et al. (2007). Da die Daten nicht normalverteilt waren (Shapiro-Wilks-Test $p < 0{,}05$), wurden Veränderungen von Deckungsgraden, Messwerten und Zeigerwerten mit dem Wilcoxon-Test auf statistische Signifikanz überprüft.

Auch für statistische Auswertungen und Zeigerwert-Berechnungen wurden die Braun-Blanquet-Artmächtigkeitsklassen der Vegetationsaufnahmen in Prozentwerte transformiert (Mittelwerte der jeweiligen Deckungsgrad-Spannen). Für Deckungsgrade unter 5 % gelten dabei r = 0,1 %; + = 0,5 %; 1 = 2,5 % und 2m = 5 % (DIERSCHKE 1994). In der Zeitreihe A wurden aus Gründen besserer Vergleichbarkeit die Abundanzklassen 2m, 2a und 2b entsprechend der früheren Klasse „2“ jeweils zu 15 % transformiert.

Die statistischen Analysen wurden mit dem Programm R, Version 3.0.2 (R CORE TEAM 2014) durchgeführt. Die ANOSIM wurde mit dem Software-Paket PAST 3.05 vorgenommen (HAMMER et al. 2001). Die mittleren Zeigerwerte wurden mit der Software Juice (TICHÝ 2002), Version 7.0.137 berechnet. Durchgängig werden Mittelwerte ± Standardfehler dargestellt.

# 4. Ergebnisse

## 4.1 Artenspektrum

Alle Dauerbeobachtungsflächen sind den artenarmen Silikat-Kiefernwäldern des *Leucobryo-Pinetum* Matuszkiewicz 1962 zuzuordnen (HEINKEN 2008a). In der oberen und unteren Baumschicht dominieren *Betula pendula* und *Pinus sylvestris*, deren Naturverjüngung auch die insgesamt schwach ausgeprägte Strauchschicht dominiert (Abb. 1, 2; Anhang E1). Im Unterwuchs treten *Pteridium aquilinum* und *Deschampsia flexuosa* in teilweise hohen Deckungsgraden auf, vor allem aber Zwergsträucher der *Ericaceae* (*Calluna vulgaris*, *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*). Hinzu kommt die Naturverjüngung der bestandesbildenden Baumarten. In der Kryptogamenschicht sind acidophytische Laubmoose (v. a. *Pohlia nutans*, *Dicranum scoparium*) bestimmend, Flechten treten jeweils nur in sehr geringen mittleren Deckungsgraden auf (Anhang E1). Die Zusammensetzung der Bestände zeigte in allen Zeitreihen keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Wiederholungsgängen (ANOSIM; $p > 0{,}05$; Anhang E2).

**Abb. 1.** Ansicht der Dauerbeobachtungsfläche 4 (Brand: 1953). **A)** 1963 (Foto: W. Schulz), **B)** 1992 (Foto: F. Wagner), **C)** 2002 (Foto: J. Kirschner), **D)** 2014 (Foto: B. Laupichler). Der *Pinus sylvestris*-Altbaum von 1963 ist vor 1992 abgestorben, während der Jungwuchs von *Betula pendula* und *P. sylvestris* inzwischen die obere Baumschicht erreicht hat und den Stumpf des Altbaums überschattet.

**Fig. 1.** Aspect of permanent observation plot 4 (fire: 1953). **A)** 1963 (Photo: D. Schulz), **B)** 1992 (Photo: F. Wagner), **C)** 2002 (Photo: J. Kirschner), **D)** 2014 (Photo: B. Laupichler). The overmature individual of *Pinus sylvestris* A perished before 1992, while the young individuals of *Betula pendula* and *P. sylvestris* have reached the upper canopy layer in the meantime, shading the remaining stump of the dead *P. sylvestris*.

### 4.2 Phytodiversität und Pflanzendeckung

In der Zeitreihe A lässt sich über 50 Jahre ein graduelles Absinken der α-Diversität der Gefäßpflanzen (Baumschichten, Strauch- und Krautschicht) beobachten, mit signifikantem Unterschied zwischen 1992 und 2014, während die Gesamtartenzahl (alle Schichten) in den Zeitreihe B und C deutlicher (nicht signifikant) absinkt. In den Zeitreihen B und C nimmt die α-Diversität der Gefäßpflanzen über 10 Jahre um etwa 50 %, aber statistisch nicht signifikant, ab (Tab. 2). Die α-Diversität der Moose verändert sich in keiner Zeitreihe signifikant.

Auch wenn sich der Kronenschlussgrad und die Bestandsstruktur über 50 Jahre teils stark verändert haben (Abb. 1a–d), zeigen sich nur bei wenigen Pflanzenarten signifikante Veränderungen der mittleren Deckungsgrade. Im Vergleich der verschiedenen Zeitreihen erschienen in den Zeitreihen B (Jahre 2002 und 2014) und C (2002) jedoch Arten, die der Zeitreihe A nahezu vollständig fehlen (Beilage S1). Umgekehrt weisen die Flächen mit den am längsten zurückliegenden Waldbränden eine Gruppe von Moosen auf, die den jüngeren Waldbrandflächen fehlen (Beilage S1). In Zeitreihe C fällt die starke Zunahme der Verjüngung von *B. pendula* zwischen 2002 und 2014 auf (Beilage S1, Abb. 2a, b).

### 4.3 Standortfaktoren

Die gewichteten Zeigerwerte deuten für keinen der aggregierten Standortfaktoren signifikante Veränderungen an (Wilcoxon-Test $p > 0{,}05$; Tab. 3). Die Lichtzahlen sinken in Zeitreihe A jedoch zwischen 1963 und 2014 graduell ab. In den Zeitreihen B und C sind die Nährstoffzahlen durchgehend höher (2002, 2014) als in der Zeitreihe A. Die gemessenen pH-Werte von 2002 und 2014 zeigen in den Zeitreihen B und C eine graduelle, aber nicht signifikante Abnahme (Wilcoxon-Test $p > 0{,}05$; Tab. 3).

## 5. Diskussion

Insgesamt werden bisherige Einschätzungen zur geringen Dynamik naturnaher und mäßig genutzter Kiefernwälder bestätigt (NIEPPOLA 1992, HEINKEN 2008a, b). Die Kraut- und Moosschicht unterliegen kaum stärkeren Veränderungen als in ungenutzten Nadelwäldern, die nicht von Feuer oder starken Bodenstörungen betroffen sind (DITTRICH et al. 2013).

**Tabelle 2.** α-Diversität der Gefäßpflanzen (Baum, Strauch- und Krautschicht) und Kryptogamen in den Zeitreihen A-C. Mittelwerte ± Standardfehler; unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede innerhalb der jeweiligen Zeitreihe an (Wilcoxon-Test $p < 0{,}05$).

**Table 2.** α-diversity of vascular plants (tree layer, shrub layer, herb layer) and cryptogams in time series A-C. Mean ± standard error; different lower case letters indicate significant differences within the relevant time series (Wilcoxon-Test $p < 0.05$).

| Zeitreihe | A | | | | B | | C | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Erfassungsjahr | 1963 | 1992 | 2002 | 2014 | 2002 | 2014 | 2002 | 2014 |
| Gesamt | 16,3 ±1,5 | 16,7±2,7 | 16,3±0,5 | 12,7±1,2 | 26,3±1,1 | 20,7±1,0 | 27,0±0,7 | 20,0±0,0 |
| - Gefäßpflanzen | 10,0±1,3ab | 8,0±0,0a | 7,7±0,3ab | 6,0±0,0b | 16,7±1,0 | 9,3±1,0 | 22,5±1,1 | 10,5±0,4 |
| - Moose | 3,0±0,5 | 7,0±2,5 | 7,0±0,5 | 5,7±0,7 | 7,0±0,8 | 8,7±0,7 | 3,5±0,4 | 6,0±0,0 |
| - Flechten | 3,3±0,3 | 1,7±0,3 | 1,7±0,3 | 1,0±0,5 | 2,7±0,7 | 2,7±0,5 | 1,0±0,0 | 3,5±0,4 |

**Abb. 2.** Ansicht von Dauerbeobachtungsfläche 8 (Brand: 2000). **A)** 2002 (Foto: J. Kirschner), **B)** 2014 (Foto: B. Laupichler). 2 Jahre nach dem Waldbrand kommen Jungbäume erst in wenigen, vereinzelten Exemplaren vor (A, Vordergrund), während der Jungwuchs von *Betula pendula* bis 2014 stark zugenommen hat (B).

**Fig. 2.** Aspect of permanent observation plot 8 (fire: 2000). **A)** 2002 (Photo: J. Kirschner), **B)** 2014 (Photo: B. Laupichler). 2 years after forest fire, young trees only occur as few scattered individuals (A, foreground), while *Betula pendula* seedlings have strongly increased until 2014 (B).

**Tabelle 3.** Mittlere gewichtete Ellenberg-Zeigerwerte der Kraut- und Moosschicht und gemessene pH-Werte im Oberboden der Dauerbeobachtungsflächen der Zeitreihen A bis C. L – Lichtzahl, T – Temperaturzahl, K – Kontinentalitätszahl, F – Feuchtezahl, N – Nährstoffzahl.

**Table 3.** Mean weighted Ellenberg indicator values of the herb and cryptogam layer and measured pH-values in the upper soil of the permanent observation plots in time series A to C. L – light value, T – temperature value, K – continentality value, F – moisture value, N – nutrient value.

| | A | | | | B | | C | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1963 | 1992 | 2002 | 2014 | 2002 | 2014 | 2002 | 2014 |
| L | 6,2±0,5 | 5,7±0,1 | 5,5±<0,1 | 5,1±<0,1 | 6,0±<0,1 | 5,5±0,1 | 6,1±<0,1 | 6,6±<0,1 |
| T | 4,2±0,3 | 3,9±0,4 | 4,0±0,4 | 4,2±0,3 | 4,7±0,1 | 4,9±0,1 | 4,6±0,1 | 4,6±0,3 |
| K | 4,6±0,3 | 3,8±0,4 | 3,8±0,2 | 4,7±0,2 | 3,0±0,2 | 4,2±0,3 | 3,7±0,6 | 3,3±0,1 |
| F | 4,5±0,2 | 4,1±<0,1 | 4,1±0,1 | 4,1±0,1 | 5,1±0,3 | 4,7±0,3 | 5,0±<0,1 | 4,9±1,0 |
| R | 2,2±0,5 | 2,0±<0,1 | 2,1±0,1 | 2,1±0,1 | 2,4±0,2 | 2,2±0,1 | 2,4±<0,1 | 2,2±0,1 |
| N | 2,5±1,2 | 2,5±0,2 | 2,7±0,2 | 2,6±0,1 | 3,0±0,1 | 3,0±0,3 | 3,7±0,4 | 2,3±0,1 |
| pH | - | - | 3,8±1,9 | 3,9±1,2 | 4,1±1,5 | 3,8±1,0 | 4,9±2,4 | 3,8±0,9 |

Insbesondere besteht ein deutlicher Unterschied zu Flechtenkiefernwäldern (*Cladonio-Pinetum*), die häufig durch historische Streunutzung entstanden sind. So zeigten FISCHER et al. (2015) deutliche Unterschiede von Vegetationsaufnahmen solcher Wälder der Zeiträume 1980–1992 und 2014. Hinsichtlich des Artenspektrums und des Sukzessionsverlaufs weisen die hier untersuchten Beständen vielmehr Ähnlichkeiten zu borealen, moos- und zwergstrauchreichen Kiefernwäldern auf (DIERSSEN 1996).

Das Artenspektrum borealer Kiefernwälder unterliegt innerhalb der ersten 10 Jahre nach einem Waldbrand den stärksten Veränderungen (LYNHAM et al. 1998). Während sich bei Gefäßpflanzen die relative Häufigkeit einzelner Arten sogar kurzfristig erhöhen kann, sinkt sie später wieder ab und stabilisiert sich ebenso wie die α-Diversität langfristig (HART & CHEN 2006). Selbst in Dauerbeobachtungsfläche 1 mit dem (2014) schon 172 Jahre zurückliegenden Brandereignis wurden über 4 Wiederholungsaufnahmen keine deutlichen Veränderungen nachgewiesen (Anhang E1).

Dass die α-Diversität in den untersuchten Beständen 2 Jahre nach dem Waldbrand (Zeitreihe C, 2002) fast doppelt so hoch wie in Beständen mit den am längsten zurückliegenden Waldbrand der Zeitreihe A war, ist zum Teil auf mehr als doppelt so große Aufnahmeflächen der kürzeren Zeitreihen (B, C) zurückzuführen. Es deutet aber dennoch an, dass der Waldbrand hier nicht intensiv genug war, um den Unterwuchs vollständig zu zerstören. Vielmehr wurden einige Arten zusätzlich gefördert, ohne dass die in den älteren Dauerbeobachtungsflächen dominanten Arten völlig fehlen (Beilage S1). Da die Zahl der Arten, die nach Waldbränden mit einer geringen Intensität vollständig ausfallen, geringer ist als diejenige, die dadurch gefördert werden, steigt die α-Diversität nach solchen Ereignissen kurzfristig stark an (LYNHAM et al. 1998). Während Bäume auch noch im Folgejahr sukzessive absterben können, kann die Krautschicht binnen eines Jahres nach einem Waldbrand wieder hohe Deckungsgrade erreichen (RÖTHIG 2007, TROCHTA et al. 2012).

In den Flächen mit dem am kürzesten zurückliegenden Waldbrandereignissen (Zeitreihen B, C) wurden zudem mit *Epilobium angustifolium*, *Molina caerulea*, *Ceratodon purpureus* und *Marchantia polymorpha* vier Arten gefunden, für die auch andere Studien eine deutliche Förderung durch Brände belegten und die auch bei späteren Wiederholungen beziehungs-

weise über 10 Jahre nach einem Waldbrandereignis kaum noch nachgewiesen wurden (HÜBSCHMANN 1957, JACQUEMYN et al. 2005, HART & CHEN 2006). Neben den Trennarten der jüngeren Brandflächen dürften insbesondere Zwergsträucher (*Calluna vulgaris*, *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*) durch Brände gefördert werden, da sie sich aus unterirdischen Trieben leicht regenerieren und potenzielle Konkurrenten stärker geschädigt oder ausgeschaltet werden (LYNHAM et al. 1998, KLEIN et al. 2009). Jedoch zeigen weder *C. vulgaris* noch *V. myrtillus* und *V. vitis-idaea* signifikant höhere Deckungsgrade kurz nach den Brandereignissen. Auch kann keine signifikante Abnahme mit fortschreitendem Alter der Brandflächen beobachtete werden. Auffällig sind jedoch starke Fluktuationen der jeweiligen Deckungsgrade, die auch in anderen Langzeituntersuchungen von Kiefernwäldern festgestellt wurden (NIEPPOLA 1992).

Pioniermoose werden durch starkwüchsige Waldbodenmoose schon binnen weniger Jahre wieder verdrängt, da diese Störstellen rasch wieder besiedeln (HEINKEN & ZIPPEL 2004). Die neophytischen Laubmoose *Orthodontium lineare* und *Campylopus introflexus* waren in Sachsen bisher erst ab 1970 beziehungsweise 1980 sicher nachgewiesen (MÜLLER 2004). Ihr Fehlen in den ältesten Aufnahmen der Zeitreihe A kann daher auch einwanderungsgeschichtlich begründet sein. *Orthodontium lineare*, das in Dauerbeobachtungsfläche 1 aber offenbar schon 1963 nachgewiesen wurde (Anhang E1), gehört jedoch wie die Moose *Calypogeia integristipula*, *Lepidozia reptans, Lophocolea heterophylla* und *Spagnum quinquefarium* zu den humicolen Arten, deren vermehrte Präsenz die Herausbildung einer dickeren organischen Auflage (Streu, Humus) anzeigt, während sie in jüngeren Brandflächen, deren organische Auflagen durch die Waldbrände zumindest teilweise mineralisiert wurden, weitgehend fehlen (LYNHAM et al. 1998, DIERSSEN 2001).

Die in allen Zeitreihen nachweisbare, aber nur in Zeitreihe A signifikante Abnahme der *Pinus sylvestris*-Verjüngung dürfte mit der zunehmenden Deckung der Baumschicht und damit einhergehender intraspezifischer Lichtkonkurrenz zusammenhängen. Bemerkenswert ist auch die deutliche Abnahme der Pionier-Laubgehölze (*Betula pendula*, *Populus tremula*), die als Anflug Brandflächen rasch besiedeln und auf den etwa 10 Jahre alten Brandflächen im Unterwuchs sogar höhere Deckungsgrade als die *P. sylvestris*-Sämlinge erreichten. Ihre nachfolgende starke Abnahme ist wohl weniger auf Lichtkonkurrenz durch *P. sylvestris*, sondern eher auf zwischenzeitlich hohe Schalenwild-Populationen zurückzuführen, von deren Verbiss junge Laubgehölze weitaus stärker betroffen sind (ENGELMARK 1993, GÄRTNER & PATOLLA 1997).

Die offenkundig geringen Anzeichen für eine Eutrophierung in der Vegetation widersprechen Befunden in anderen Regionen. Während aber in den Studien von FISCHER et al. (2015) und REINECKE et al. (2014) kumulative Effekte von Nutzungsaufgabe und atmosphärischen Stickstoffeinträgen anzunehmen sind, reichen die lokalen Stickstoffeinträge (noch) nicht aus, um einzelne Nitrophyten zu fördern und einen signifikanten Vegetationswandel zu bewirken. In Düngungsexperimenten wies der Unterwuchs von Kiefernbeständen ab einer Eintragsrate von 30 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$ deutliche Veränderungen im Artenspektrum auf (DIRKSE & MARTAKIS 1992). Diese Schwelle wird im Untersuchungsgebiet zurzeit noch deutlich unterschritten. Die weitaus empfindlichere lokale Epiphytenvegetation zeigte zwischen 1999 und 2005 stärkere Veränderungen, aber auch hier konnte keine deutliche Zunahme von Eutrophierungszeigern beobachtet werden (STETZKA & WERTHSCHÜTZ 2008). Die extremen Standortbedingungen der Felsstandorte dürften außerdem eine Ansiedelung von Nitrophyten verlangsamen, die sich hinsichtlich der Bodenfeuchte und Temperatur-Jahresgänge eher mesophil verhalten (ELLENBERG et al. 2001, OBERDORFER 2001). Die teilweise höheren

Nährstoffzahlen der jüngeren Flächen dürften neben der brandbedingten Mineralisierung der organischen Auflage auch auf das Belassen des Totholzes zurückzuführen sein, bei dessen Zersetzung dem Boden Nährelemente zurückgeführt werden (BADE et al. 2015).

## 6. Schlussfolgerungen

Nach den Ergebnissen der 50- bis 12-jährigen Dauerflächenbeobachtungen stellen sich die Riffkiefernwälder der Sächsischen Schweiz als ein langfristig sehr stabiles Waldökosystem dar. Die Waldbrandereignisse führen nur zu kurzzeitigen Veränderungen des Artenspektrums und der α-Diversität. Bemerkenswert ist das weitgehende Fehlen von Nitrophyten; die bisher noch relativ niedrigen lokalen Stickstoffeinträge wirken sich kaum auf die Zusammensetzung der Bestände aus. Anders als bei Flechtenkiefernwäldern erscheinen besondere Management-Maßnahmen in naturnahen Kiefernwäldern, insbesondere bei niedrigen lokalen Stickstoffeinträgen, nicht notwendig. Durch die bestehenden Dauerbeobachtungsflächen ist im Untersuchungsgebiet aber ein detailliertes Monitoring möglich, das auch weiterhin in regelmäßigen Abständen nach der bisherigen Methode durchgeführt werden sollte.

Die vergangenen Waldbrände hatten offenkundig keinen signifikanten Effekt auf die Pflanzendiversität. Aus Sicht des botanischen Artenschutzes können Waldbrände geringer bis mittlerer Intensität in den Kiefernwäldern, zumal in der Kernzone von Nationalparken, toleriert werden. Es sind keine langfristigen Auswirkungen auf die Vegetation zu erwarten. Aus demselben Grund sind Waldbrände in der Entwicklungszone von Nationalparks aber auch nicht als Management-Maßnahme geeignet, um die α-Diversität von Waldbeständen langfristig zu erhöhen.

## Danksagung

Der Nationalparkverwaltung Sächsische Schweiz danken wir für die Möglichkeit der Untersuchungen in der Kernzone des Nationalparks und für die personelle Unterstützung bei den Geländearbeiten. Herrn Dr. K.M. Stetzka, TU Dresden, danken wir herzlich für die Bestimmung der Kryptogamen-Belege aus den Untersuchungen von 2014, und den Gutachtern für zahlreiche hilfreiche Hinweise zum Manuskript.

## Beilagen und Anhänge

**Beilage S1.** Mittlere Deckungsgrade der Pflanzen in den Dauerbeobachtungsflächen (Zeitreihen A-C) in den Beobachtungsjahren.

**Supplement S1.** Mean cover values of the plant species recorded in the permanent observation plots (series A-C) within the different observation years.

**Additional supporting information may be found in the online version of this article.**

**Zusätzliche unterstützende Information ist in der Online-Version dieses Artikels zu finden.**

**Anhang E1.** Vegetationsaufnahmen der Dauerbeobachtungsflächen 1–9 aus den Erfassungs-Jahren 1963 bis 2014.

**Supplement E1.** Vegetation releves of permanent observation plots 1–9, investigation years 1963 till 2014.

**Anhang E2.** Ergebnisse der ANOSIM.

**Supplement E2.** Results of the one-way ANOSIM.

# Literatur


ADÁMEK, M., BOBEK, P., HANDINCOVÁ, V., WILD, J. & KOPECKÝ, M. (2015): Forest fires within a temperate landscape: A decadal and millennial perspective from a sandstone region in Central Europe. – For. Ecol. Manag. 336: 81–90.

BADE, C., JACOB, M., LEUSCHNER, C. & HAUCK, M. (2015): Chemical properties of decaying wood in an old-growth spruce forest and effects on soil chemistry. – Biogeochemistry 122:1–13.

BADECK, F.-W., LASCH, P., HAUF, Y., ROCK, J., SUCKOW, F. & THONICKE, K. (2004): Steigendes klimatisches Waldbrandrisiko. – AFZ - Der Wald 2/2003: 2–5.

BEER, V. (2000): Die mikroklimatischen Verhältnisse in der Hinteren Sächsischen Schweiz am Beispiel des großen Zschandes und ihre Auswirkungen auf die Pflanzenwelt. – Diplomarb. TU Dresden: 99 pp.

BERNHARDT, A. (1988): Naturräumliche Differenzierung der Sächsischen Schweiz. – Ber. Arbeitskr. Sächsische Schweiz 6: 63–92.

BRAUN-BLANQUET, J. (1951): Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde. 2. Aufl. – Springer, Wien: 631 pp.

BUTTLER, K.P. & HAND, R. (2008): Liste der Gefäßpflanzen Deutschlands. – Kochia Beih. 1: 1–107.

CLARKE, K.R. (1993): Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. – Austral. J. Ecol. 18: 117–143.

DIERSSEN, K. (1996): Vegetation Nordeuropas. – Ulmer, Stuttgart: 838 pp.

DIERSSEN, K. (2001): Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes. – Bryophytorum Bibl. 56: 1–289.

DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. – Ulmer, Stuttgart: 683 pp.

DIERSCHKE, H. (2013): Konstanz und Dynamik in einem artenreichen Kalkbuchenwald. Veränderungen in einem Großtransekt 1981–2011. – Tuexenia 33: 49–92.

DIRKSE, G.M. & MARTAKIS, G.F.P. (1992): Effects of fertilizer on bryophytes in Swedish experiments on forest fertilization. – Biol. Cons. 59: 155–161.

DITTRICH, S., HAUCK, M., JACOB, M., ROMMERSKIRCHEN, A. & LEUSCHNER, C. (2013): Response of ground vegetation and epiphyte diversity to natural age dynamics in a Central European mountain spruce forest. – J. Veg. Sci. 24: 675–687.

DOHRENBUSCH, A. (1997): Die natürliche Verjüngung der Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) im nordwestdeutschen Pleistozän. – Schriftenr. Forstl. Fak. Göttingen und Nieders. Forstl. Versuchsanst. 123: 1–269.

DZWONKO, Z. & GAWROŃSKI, S. (2002): Effects of litter removal on species richness and acidification of a mixed oak-pine woodland. – Biol. Cons. 106: 389–398.

DZWONKO, Z., LOSTER, S. & GAWROŃSKI, S. (2015): Impact of fire severity on soil properties and the development of tree and shrub species in a Scots pine moist forest site in southern Poland. – For. Ecol. Manag. 342: 56–63.

ELLENBERG, H. (1956): Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. – In: WALTER, H. (Ed.): Einführung in die Phytologie 4 (1): 1–136. Ulmer, Stuttgart.

ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010). Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 1357 pp.

ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V. & WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. – Scr. Geobot. 18: 9–166.

ENGELMARK, O. (1993): Early post-fire tree regeneration in a *Picea-Vaccinium* forest in northern Sweden. – J. Veg. Sci. 4: 791–794.

ENGELMARK, O., HOOFGARD, A. & ARNBORG, T. (1998): Successional trends 219 years after fire in an old *Pinus sylvestris* stand in northern Sweden. – J. Veg. Sci. 9: 583–592.

EWALD, J. (2007): Bimodal spectra of nutrient indicators reveal abrupt eutrophication of pine forests. – Preslia 80: 391–400.

EWALD, J., HENNEKENS, S., CONRAD, S., WOLGEMUTH, T., JANSEN, F., JENSSEN, M., CORNELIS, J., MICHIELS, H.-G., KAYSER, J., CHYTRÝ, M., GEGOUT, J.-C., BREUER, M., ABS, C., WALENTOWSKI, H., STARLINGER, F. & GOUDEFROID, S. (2013): Spatial and temporal patterns of Ellenberg nutrient values in forests of Germany and adjacent regions – a survey based on phytosociological databases. – Tuexenia 33: 93–109.

FISCHER, A., 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.

GÄRTNER, S. & PATOLLA, H. (1997): Untersuchungen zur Populations- und Konditionsentwicklung des Rotwildes (*Cervus elaphus* L.) im Nationalpark Sächsische Schweiz. – Z. Jagdwiss. 43: 85–91.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T., RYAN, P.D. (2001): PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. – Palaeontologia Electronica 4 (1): 9 pp.

HART, S.A. & CHEN, H.Y.H. (2006): Understory vegetation dynamics of North American boreal forests. – Critic. Rev. Pl. Sci. 25: 381–397.

HEINKEN, T. (2008a): *Vaccinio-Piceetea* (H7) 1: *Dicrano-Pinion*. Sand- und Silikat-Kiefernwälder. – Synops. Pflanzenges. Deutschl. 10: 1–88.

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

HEINKEN, T. & ZIPPEL, E. (2004): Natural re-colonization of experimental gaps by terricolous bryophytes in central European pine forests. – Nova Hedwig. 79: 3–4.

HILL, M.O., PRESTON, C.D., BOSANQUET, S.D.S. & ROY, D.B. (2007): BRYOATT. Attributes of British and Irish Mosses, Liverworts and Hornworts. – NERC Centre for Ecology and Hydrology and Countryside Council for Wales, Huntingdon: 88 pp.

HÖLZEL, N. (1996): *Erico-Pinetea* (H6) Alpisch-Dinarische Karbonat-Kiefernwälder. – Synops. Pflanzenges. Deutschl. 1: 11–49.

HÜBSCHMANN, A.V. (1957): Kleinmoosgesellschaften extremster Standorte. – Mitt. Flor.-Soz. Arbeitsgem. N.F. 6/7: 130–146.

JACQUEMYN, H., BRYS, R. & NEUBERT, M.G. (2005): Fire increases invasive spread of *Molinia caerulea* mainly through demographic parameters. – Ecol. Appl. 15: 2097–2108.

KERNS, B.K., MOORE, M.A., TIMPSON, M.E., HART, S.C. (2003): Soil properties associated with vegetation patches in a *Pinus ponderosa*-bunchgrass mosaic. – West. North Amer. Naturalist 63: 452–462.

KIRSCHNER, J. (2003). Sukzession von Kiefernwäldern nach Waldbrand im Sandsteinfelsgebiet des Nationalparks Sächsische Schweiz. – Diplomarb. TU Dresden: 130 pp.

KLEIN, S., JÄGER, U.G. & TISCHEW, S. (2009): Anwendung von Feuer zur Pflege und Erhaltung von Heidekraut-Trockenrasen-Komplexen in der Porphyrkuppenlandschaft des unteren Saaletals. – Hercynia N.F. 42: 217–238.

KLENKE, F. (Ed.) (2008): Naturschutzgebiete in Sachsen. – Sächs. Staatsminist. Umwelt Landwirtschaft, Dresden: 720 pp.

KOPERSKI, M., SAUER, M., BRAUN, W. & GRADSTEIN, R.S. (2000): Referenzliste der Moose Deutschlands. – Schriftenr. Vegetationskd 34: 1–519.

LAUPICHLER, B. (2015): Sukzessionsentwicklung eines Riffkiefernwaldes nach Waldbrand im Nationalpark Sächsische Schweiz. – Masterarb. TU Dresden: 108 pp.

LYNHAM, T.J., WICKWARE, G.M. & MASON, J.A. (1998): Soil chemical changes and plant succession following experimental burning in immature jack pine. – Can. J. Soil Sci. 78: 93–104.

MEYER, P., BÜCKING, W., GEHLHAR, U., SCHULTE, U. & STEFFENS, R. (2007): Das Netz der Naturwaldreservate in Deutschland: Flächenumfang, Repräsentativität und Schutzstatus im Jahr 2007. – Forstarchiv 78: 188–196.

MEYNEN, E. & SCHMITHÜSEN, J. (Eds.) (1959): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. 6. Lfg. – Bundesanst. Landesk Raumforsch., Remagen: 609–882.

MÜLLER, F. (2004): Verbreitungsatlas der Moose Sachsens. – Lutra, Tauer: 309 pp.

MÜLLER, K. (2007): Die aktuelle Verbreitung der Kiefer in Brandenburg. – In: KÄTZEL, R., MÖLLER, K., LÖFFLER, S., ENGEL, J. & LIERO, K. (Eds.): Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung: 9–13. Landesforstanst., Eberswalde.

NIEPPOLA, J. (1992): Long-term vegetation changes in stands of *Pinus sylvestris* in southern Finland. – J. Veg. Sci. 3: 475–484.

OBERDORFER, E. (2001). Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 1051 pp.

PÄLCHEN, W. & WALTER, H. (2008): Geologie von Sachsen. Geologischer Bau und Entwicklungsgeschichte. – Schweizerbart, Stuttgart: 537 pp.

PLEISS, H. (1962): Die klimatischen Verhältnisse des sächsischen Elbtales und Elbsandsteingebirges. – Z. Meteorol. 16: 217–230.

R CORE TEAM (2014): R: A Language and Environment for Statistical Computing. – R Foundation for Statistical Computing, Wien.

REICHELT, G. & WILMANNS, O. (1973): Vegetationsgeographie. – Westermann, Braunschweig: 210 pp.

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.

RIEBE, H. (2012): Der Wald im Nationalpark Sächsische Schweiz – Gestern – Heute – Morgen. – Schriftenr. Nationalp. Sächsische Schweiz 7: 1–72.

RÖTHIG, H. (2007): Zustandsbericht ein Jahr nach dem Waldbrand in der Böhmischen Schweiz. – Sächsis.-Schweiz-Initiative 24: 23.

RYAN, K.C. (2002): Dynamic interactions between forest structure and fire behavior in boreal ecosystems. – Silva Fenn. 36: 13–39.

SCHLICK, R. & MÖLLER, K. (2007): Waldbrandrisiko und Waldbrandschutz in Brandenburg. – In: KÄTZEL, R., MÖLLER, K., LÖFFLER, S., ENGEL, J. & LIERO, K. (Eds.): Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung: 306–310. Landesforstanst., Eberswalde.

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: 230 pp.

SCHULZ, W. (1964): Bestockungs- und Standortverhältnisse der Plateaulagen der Wände und Hörner der Hinteren Sächsischen Schweiz – dargestellt am Schutzwald der Thorwalder Wände. – Diplomarb. TU Dresden: 49 pp.

STETZKA, K.M. & WERTHSCHÜTZ, C. (2008): Veränderungen der epiphytischen Moos- und Flechtenflora im Nationalpark „Sächsische Schweiz". Ergebnisse von Dauerbeobachtungsflächen von 1999 bis 2005. – Sauteria 15: 529–543.

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

TROCHTA, J., KRÁL, K. & ŠAMONIL, P. (2012): Effects of wildfire on a pine stand in the Bohemian Switzerland National Park. – J. For. Sci. 58: 299–307.

WAGNER, F. (1993): Gegenwärtiger Zustand und Entwicklungstrend der Zwergstrauchbestände in einem Wald-Fels-Gebiet des Nationalparks Sächsische Schweiz. – Diplomarb. TU Dresden: 127 pp.

WIRTH, V. (2010): Ökologische Zeigerwerte von Flechten – erweiterte und aktualisierte Fassung. – Herzogia 23: 229–248.

WIRTH, V., HAUCK, M., BRACKEL, W.V., DE BRUYN, U., CEZANNE, R., DÜRHAMMER, O., EICHLER, M., GNÜCHTEL, A., LITTERSKI, B., OTTE, V., SCHIEFELBEIN, U., SCHOLZ, P., SCHULTZ, M., STORDEUR, R., FEUERER, T., HEINRICH, D. & JOHN, V. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands. – Natursch. Biol. Vielf. 70 (6): 7–122.

**Beilage S1.** Mittlere Deckungsgrade der Pflanzen in den Dauerbeobachtungsflächen (Zeitreihen A-C) in den Beobachtungsjahren, unterschiedliche Kleinbuchstaben hinter den Deckungsgraden ± Standardfehler kennzeichnen signifikante Unterschiede innerhalb der jeweiligen Zeitreihe (Wilcoxon-Text $p < 0{,}05$). M: Moos; F: Flechte; [1] Einstufung nach Oberdorfer (2001), Heinken (2008a).

**Supplement S1.** Mean cover values of the plant species recorded in the permanent observation plots (series A-C) within the different observation years, different lower case letters behind the mean values ± standard error indicate significant differences within the relevant series (Wilcoxon test $p < 0.05$). M: bryophyte; F: lichen; [1] according to Oberdorfer (2001), Heinken (2008a).

| Zeitreihe | | A | | | | B | | C | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Erfassungsjahr | | 1963 | 1992 | 2002 | 2012 | 2002 | 2012 | 2002 | 2012 |
| **Baumschichten** | | | | | | | | | |
| | *Betula pendula* B1 | 54.2±6.8 | 6.7±3.4 | 26.7±14.9 | 17.5±8.9 | 3.0±2.4 | 12.5±10.2 | 0.1±<0.1 | 4.5±3.0 |
| | *Pinus sylvestris* B1 | 13.3±9.9 | 34.2±14.2 | 54.2±6.8 | 54.2±6.8 | 3.0±2.4 | 9.6±4.7 | - | 0.1±<0.1 |
| | *Betula pendula* B2 | - | - | - | 0.8±0.7 | 0.1±0.1 | 6.7±5.4 | - | 31.3±22.1 |
| | *Pinus sylvestris* B2 | - | - | - | 10.8±3.4 | - | 2.9±2.4 | - | 0.1±<01. |
| **Strauchschicht** | | | | | - | | | | |
| | *Betula pendula* | 15.0±0.0 | 13.4±9.9 | - | <0.1±<0.1 | 3.0±2.4 | 6.7±5.4 | - | 20.0±12.4 |
| | *Larix decidua* | - | - | - | - | 3.1±2.3 | 3.0±2.4 | - | - |
| | *Picea abies* | <0.1±<0.1 | - | - | - | 0.9 | 6.8±5.4 | - | - |
| | *Pinus sylvestris* | 5.9±3.8 | 14.2±9.5 | 10.0±4.1 | 5.0±4.1 | <0.1±<0.1 | 0.1±0.1 | - | 11.3±6.2 |
| | *Populus tremula* | 0.8±0.7 | 0.8±0.7 | <0.1±<0.1 | - | - | 0.0±0.0 | - | - |
| | *Sorbus aucuparia* | <0.1±<0.1 | 0.1±0.1 | <0.1±<0.1 | - | - | 0.1±0.1 | 0.1±0.1 | 0.1±<0.1 |
| **Kraut- und Moosschicht** | | | | | | | | | |
| | **Trennarten alter Brandflächen:** | | | | | | | | |
| M[1] | *Lophocolea heterophylla* | - | 0.1±0.1 | 0.1±0.1 | <0.1±<0.1 | - | - | - | 0.2±0.0 |
| M | *Orthodontium lineare* | - | 0.1±0.1 | 0.1±<0.1 | 0.9±0.7 | - | - | - | - |
| M | *Sphagnum quinquefarium* | - | 0.1±0.1 | 0.1±0.1 | 0.1±0.1 | - | - | - | - |
| M | *Calypogeia integristipula* | - | 0.1±0.1 | <0.1±<0.1 | - | - | - | - | - |
| M | *Lepidozia reptans* | - | 0.1±0.1 | - | <0.1±<0.1 | - | - | - | - |
| | **Trennarten jüngerer Brandflächen:** | | | | | | | | |
| | *Epilobium angustifolium* | 0.1±<0.1 | - | - | - | 1.7±0.7 | - | 2.5±0.0 | 1.3±0.9 |
| | *Molinia caerulea* | - | - | - | - | 2.9±2.4 | 1.7±0.6 | 1.4±0.8 | 31.4±22.0 |
| | *Fagus sylvatica* juv. | - | - | - | - | 0.9±0.7 | 0.1±0.1 | 0.1±0.0 | 0.1±<0.1 |
| | *Digitalis purpurea* | - | - | - | - | 1.7±0.7 | 2.9±2.4 | - | - |
| | *Rubus* Sect. *Rubus* juv. | - | - | - | - | 1.7±0.6 | 0.1±0.1 | - | - |
| M | *Ceratodon purpureus* | - | - | - | - | 0.2±0.0 | 0.1±0.1 | - | - |
| | *Cirsium arvense* | - | - | - | - | - | - | 2.5±0.0 | - |
| | *Epilobium montanum* | - | - | - | - | - | - | 2.5±0.0 | - |
| | *Senecio vulgaris* | - | - | - | - | - | - | 1.4±0.8 | - |
| | *Taraxacum* Sect. *Ruderalia* | - | - | - | - | - | - | 1.4±0.8 | - |
| M | *Marchantia polymorpha* | - | - | - | - | - | - | 1.3±0.9 | - |
| | ***Dicrano-Pinion*** [1] | | | | | | | | |
| | *Calluna vulgaris* | 21.7±16.7 | 0.9±0.7 | 0.9±0.7 | 0.8±0.7 | 3.0±2.4 | 3.0±2.4 | 2.5±0.0 | 8.8±0.0 |
| | *Pteridium aquilinum* | <0.1±<0.1 | 0.9±0.7 | 0.9±0.7 | 0.1±0.1 | 20.9±17.0 | 9.6±4.7 | 14.4±4.0 | 11.3±6.2 |
| M | *Pohlia nutans* | 1.7±0.6 | 2.5±0.0 | 0.9 ±0.7 | 0.1±0.1 | 0.2±0.0 | 0.2±<0.1 | 5.7±2.2 | 0.1±0.1 |
| | *Betula pendula juv,* | 6.7±3.4 | 0.1±0.1 | <0.1±<0.1 | 0.1±0.1 | - | 0.8±0.7 | - | 2.5±0.0 |
| | *Pinus sylvestris juv,* | 2.5±0.0a | - b | - b | - b | 0.9±0.7 | 0.1±0.1 | 0.2±0.0 | 0.1±0.1 |
| | *Calamagrostis epigejos* | 0.8±0.7 | - | - | - | 1.7±0.7 | - | 18.9±13.2 | 0.1±0.1 |
| M | *Hypnum cupressiforme* | - | - | - | 0.1±0.1 | - a | 0.2±0.0b | - | 1.3±0.9 |
| F | *Cladonia rangiferina* | 5.1±4.1 | - | - | - | - | - | - | - |
| | ***Vaccinio-Piceetea*** [1] | | | | - | | | | |
| | *Vaccinium myrtillus* | 30.8±23.1 | 10.8±3.4 | 46.7±12.9 | - | 8.3±4.8 | 56.7±16.1 | 2.5±0.0 | 8.8±0.0 |
| | *Vaccinium vitis-idaea* | 17.5±8.9 | 10.8±3.4 | 10.8±3.4 | - | 1.7±0.7 | 0.8±0.7 | 2.5±0.0 | 5.7±2.2 |
| | *Larix decidua* juv, | - | - | - | - | 0.9±0.7 | <0.1±<0.1 | 0.1±<0.1 | - |
| | *Picea abies* juv. | - | - | - | - | 3.1±2.3 | 0.1±0.1 | - | 0.1±0.1 |
| | **Begleiter**[1] | | | | | | | | |
| | *Deschampsia flexuosa* | 5.9±3.8 | 30.8±12.9 | 45.8±6.8 | 6.7±3.4 | 42.5±16.3 | 8.3±4.8 | 37.5±0.0 | 20.0±0.0 |
| | *Sorbus aucuparia* juv. | 0.1±<0.1 | 0.1±0.1 | 0.1±0.1 | - | 1.7±0.6 | 0.1±0.1 | 1.4±0.8 | 0.1±0.0 |
| | *Populus tremula* juv. | 0.8±0.7 | <0.1±<0.1 | <0.1±<0.1 | - | <0.1±<0.1 | - | 0.2±<0.1 | - |
| F | *Cladonia* spec. | - | 0.1±<0.1 | 0.1±0.1 | 0.1±0.1 | - | 1.0±0.6 | - | 0.1±0.1 |
| M | *Polytrichum juniperinum* | 0.9±0.7 | - | - | <0.1±<0.1 | - | 0.1±0.1 | - | 4.4±3.1 |
| | *Salix caprea* juv. | 0.8±0.7 | <0.1±<0.1 | - | - | 0.1±<0.1 | - | 0.2±0.0 | - |
| M | *Campylopus introflexus* | - | - | - | 0.1±0.1 | 0.1±<0.1 | 1.7±0.6 | - | 5.7±2.2 |
| M | *Dicranella heteromalla* | - | - | <0.1±<0.1 | - | 0.2±<0.1 | <0.1±<0.1 | - | - |
| M | *Polytrichum formosum* | - | - | - | 0.1±0.1 | 0.2±0.0 | 1.0±0.6 | - | - |
| | *Dryopteris carthusiana* | - | <0.1±<0.1 | - | - | 0.9±0.7 | - | - | - |
| F | *Cladonia digitata* | - | - | <0.1 | - | 0.1±0.1 | - | - | - |
| F | *Cladonia pyxidata* ssp, *pyxidata* | 0.9±0.7 | - | - | - | - | 0.1±0.1 | - | 1.3±0.9 |
| M | *Dicranum scoparium* | - | 0.9±0.7 | 5.1±4.0 | 5.1±4.0 | 0.1±0.1 | 0.1±0.1 | - | - |
| M | *Tetraphis pellucida* | - | <0.1±<0.1 | 0.1±<0.1 | 0.9±0.7 | - | <0.1±<0.1 | - | - |
| M | *Plagiothecium laetum* var. c*urvifolium* | - | <0.1±<0.1 | <0.1±<0.1 | - | - | 0.1±0.1 | - | - |
| M | *Pleurozium schreberi* | - | 5.0±4.1 | 5.0±4.1 | - | - | 0.1±0.1 | - | - |
| M | *Polytrichum commune* | 20.9±17.0 | - | 0.8±0.7 | - | 0.1±0.1 | - | - | - |
| F | *Hypogymnia physodes* | 0.1±<0.1 | - | - | 0.1±0.1 | - | 0.8±0.7 | - | - |
| F | *Lecanora conizaeoides* | - | 0.1±<0.1 | 0.1±0.1 | - | 0.2±0.0a | - b | - | - |
| F | *Lepraria incana* | - | - | <0.1±<0.1 | 0.1±0.1 | - | - | - | 0.1±0.1 |

Außerdem jeweils in geringer Deckung:
*Agrostis capillaris* : A1963; *Athyrium filix-femina* : C2002; *Aulacomnium palustre* (M): A1963; *Betula* spec. juv.: B2002, C2012; B 2012; *Brachythecium rutabulum* (M): A1992, B2012; *Calamagrostis varia* : A1963; *Campylopus flexuosus* (M): B2012; *Cephalozia bicuspidata* (M): C2012; *Cephaloziella divaricata* (M): A2002; *Cladonia coniocraea* (F): C2012; *Cladonia fimbriata* (F): C2012; *Cladonia floerkana* (F): B2012, C 2012; *Coenogonium pineti* (F): B2002; *Dicranoweisia cirrata* (M): C2012; *Dicranum montanum* (M): B2012; *Dicranum polysetum* (M): B2012; *Dicranum spurium* (M): A1963; *Fagus sylvatica* Str.: B2012, C2012; *Galium saxatile* : B2002; *Hypnum jutlandicum* (M): B2002; *Hypocenomyce scalaris* (F): B2012; *Juncus tenuis* : C2002; *Jungermannia gracilima* (M): A1992; *Larix decidua* (B2): A1963; *Leucobryum juniperoideum* (M): A2012; *Lophozia bicrenata* (M): C2012; *Ochrolechia androgyna* (F): B2002; *Picea abies* (B2): B2012; *Plagiothecium denticulatum* (M): A1992; *Plagiothecium laetum* (M): A2002; *Polytrichum piliferum* (M): B2002, C2012; *Populus tremula* (B1): C2012; *Ptilidium ciliare* (M): A1992; *Quercus robur* juv.: A2002; *Rubus idaeus* juv.: C2002; *Sambucus nigra* juv.: C2002; *Senecio ovatus* : C2002; *Spagnum* spec. (M): A1963; *Trientalis europaea* : B2002; *Veronica chamaedrys* : B2002; *Xanthoria parietina* (F): A1963.

# ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 2016

Band/Volume: NS_36

Autor(en)/Author(s): Dittrich Sebastian, Schmiedel Doreen, Laupichler Benjamin, Wagner Frank, Oheimb Goddert von

Artikel/Article: Auswirkungen von Waldbränden auf die Langzeitdynamik naturnaher Kiefernwälder (Leucobryo-Pinetum) im Nationalpark Sächsische Schweiz (Sachsen, Deutschland) 23-36