

Gehölzeta-blierung und Bodenvegetation auf Kyrill-Sturmwurfflächen und räumungsbedingten Waldlichtungen im Nationalpark Kellerwald-Edersee

Jasmin Möller, Wolfgang Goebel, Olaf Simon & Michaela Dölle

Einleitung

Durch eine auf Langfristigkeit angelegte Sukzessionsforschung, insbesondere nach größeren Störereignissen wie beispielsweise Sturmwürfen, können wesentliche Erkenntnisse über die natürliche Regeneration mitteleuropäischer Waldökosysteme gewonnen werden (KOMPA & SCHMIDT 2005, FISCHER & FISCHER 2009). Da in bewirtschafteten Wäldern oftmals ein Räumen und Wiederaufforsten von Sturmwurfflächen üblich ist, bietet sich vor allem in Prozessschutzgebieten wie dem Nationalpark Kellerwald-Edersee die Möglichkeit, die natürliche Dynamik von Ökosystemen zu beobachten.

Hinsichtlich der Vegetationsentwicklung und Wiederbewaldung sind dabei zahlreiche Einflussfaktoren wie beispielsweise kleinstandörtlich variierende Standortbedingungen, aber auch der Wildeinfluss, von großer Bedeutung. So zeigen zahlreiche Untersuchungen, dass das Schalenwild über selektiven Verbiss die Baumarten- und Vegetationszusammensetzung wesentlich beeinflussen kann (RAIMER 2004, MANN 2009, MEYER 2014). Auf der anderen Seite bieten vor allem Freiflächen ein hohes Äsungsangebot an Kräutern und Gräsern und damit reichlich Nahrung, die von den aufkommenden Gehölzen ablenkt (SENN et al. 2002).

Neben einem langfristig angelegten flächigen Vegetationsmonitoring mit 1.400 permanenten Stichprobepunkten (PSI-Monitoring) wurde im heutigen Nationalpark Kellerwald-Edersee im Jahr 1992 ein Weisergatterflächensystem nach der Kontrollzaun-Methode eingerichtet (PETRAK 1990, REIMOSER & SUCHANT 1992), um gezielt der Fragestellung nach dem Wildeinfluss auf die Sukzession nachzugehen. Dieses umfasst aktuell 66 Weiserflächenpaare auf rund 5.700 ha

(SIMON & GOEBEL 2005–2017). Teil dieses Weiserflächenmonitorings sind sechs Weiserflächenpaare, die im Sommer 2007 direkt nach dem Orkan Kyrill auf sturmwurf- und räumungsbedingten Waldlichtungen eingerichtet wurden.

Zusätzlich zum Weiserflächenmonitoring und um Aussagen für einen größeren Bereich zu erzielen, wurden im Jahr 2016 auf weiteren 16 Sturmwurf- und Sukzessionsflächen (Douglasienräumung) im Rahmen einer Praktikumsarbeit die Vegetationszusammensetzung sowie der Wildeinfluss erfasst. Hierzu wurde das Vorkommen von Gehölzen und äsungsrelevanten Arten der Krautschicht sowie deren Häufigkeit, Deckungsgrad, Höhe, Leittriebverbiss und Verbissintensität erfasst (MÖLLER 2016). Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen eine Gehölzeta-blierung und beginnende Wiederbewaldung auf allen Sukzessionsflächen. Standortbedingt finden sich jedoch eine deutlich unterschiedliche Intensität der Verbisswirkung und eine unterschiedliche Verteilung der vorkommenden Hauptbaumarten (Gemeine Fichte, Rot-Buche, Hänge-Birke und Europäische Lärche) über 2 m Wuchshöhe.

Auf der Grundlage dieser Untersuchung ergaben sich weitere Fragestellungen, die im Jahr 2017, zehn Jahre nach Kyrill, im Rahmen einer Bachelorarbeit untersucht wurden. Zielsetzung war eine Ergänzung der bisher vorliegenden Daten und Ergebnisse des Weiserflächenmonitorings auf den Sukzessionsflächen. Dazu wurden sechs der größten Sturmwurfflächen in Kuppenlage ausgewählt, um dort in einem Transektverfahren hinsichtlich der Vegetationsdynamik und des Verbissdrucks zum einen kleinstandörtliche Unterschiede und zum anderen mögliche Unterschiede zwischen den einzelnen Freiflächen festzustellen. Im Folgenden werden die Hauptergebnisse dieser Un-

tersuchung vorgestellt. Folgende Untersuchungsfragen sollen dabei beantwortet werden:

- (1) Gibt es signifikante Unterschiede in der Baumartenzusammensetzung, der Höhenverteilung und der Individuenzahl der Gehölzverjüngung zwischen den untersuchten Sturmwurfflächen?
- (2) Wie heterogen hinsichtlich der Artenzusammensetzung und Dominanzverhältnisse sind die einzelnen Sturmwurfflächen in sich und im Vergleich der betrachteten Sturmwurfflächen untereinander?
- (3) Welche Ursachen können für festgestellte Unterschiede in Betracht gezogen werden?

Untersuchungsgebiet

Untersuchungsgebiet ist der 5.738 ha große, im Jahr 2004 gegründete Nationalpark Kellerwald-Edersee im Nordwestthüringischen Bergland (Landkreis Waldeck-Frankenberg). Charakteristisch für das Gebiet sind der natürlichen Baumartenzusammensetzung entsprechende, großflächig zusammenhängende Buchenwälder (NATIONALPARKAMT KELLERWALD-EDERSEE 2008). 2011 wurde ein 1.467 ha umfassender Kernbereich des Nationalparks als zentrales Schutzgebiet Teil des Weltkulturerbes „Alte Buchenwälder und Buchenurwälder der Karpaten und anderer Regionen Europas“.

Auf Höhen zwischen etwa 200 und 626 m ü. NN ist das Gebiet geprägt durch Tonschiefer und Grauwacke. Aufgrund der basenarmen Ausgangsgesteine haben sich vorwiegend nährstoffarme und häufig flach- bis mittelgründige Braunerden und Ranker gebildet (FORSTEINRICHTUNG 2004). Die Standorte sind überwiegend frisch bis mäßig trocken, meist mäßig frisch wasserversorgt. Die vorherr-

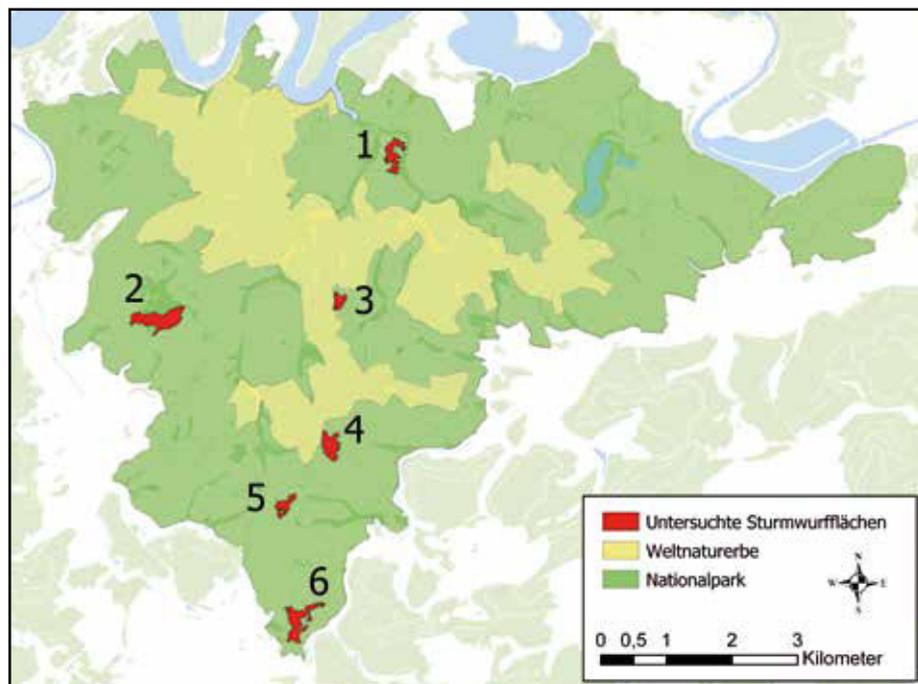


Abb. 1: Lage der untersuchten Sturmwrfflächen im Nationalpark Kellerwald-Edersee: 1 – Lenzebanfe, 2 – Fabrentriesch, 3 – Bathildiskopf, 4 – Gaulsloch, 5 – Quernst, 6 – Himmelreich

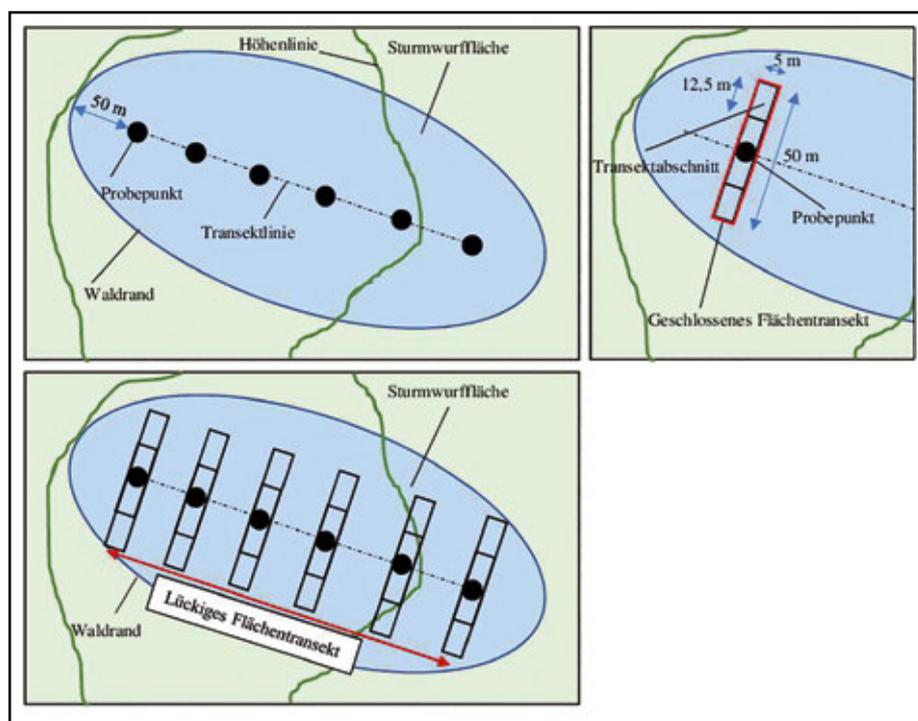


Abb. 2: Schema der Verteilung der sechs Probepunkte (im Bereich Bathildiskopf nur vier Probepunkte) entlang der weitesten Ausdehnung der Sturmwrffläche und unter Berücksichtigung des möglichst größten Gefälles mit einem Abstand zum Waldrand von mindestens 50 m (Transektlinie, oben links) sowie Darstellung des geschlossenen Flächentransekts um jeden Probepunkt (oben rechts und unten)

schende Waldgesellschaft ist der Hain-simsen-Buchenwald. Das Klima ist sub-atlantisch-subkontinental geprägt. Wegen der Dominanz von Südwest- und

Westwinden liegt der Nationalpark im Regenschatten des Hochsauerlandes. Der Jahresniederschlag ist daher relativ gering. In den Jahren 2007 bis 2017

wurden durchschnittliche Jahresniederschlagswerte von 612 mm gemessen. Die Lufttemperatur lag in den Jahren 2007 bis 2017 bei durchschnittlich 8,1 °C (HLNUG, schriftl. Mitt.).

Untersuchungsflächen

Die vorliegende Untersuchung betrachtet sechs der großen Sturmwrfflächen in Kuppen- und angrenzender oberer bis mittlerer Hanglage, die durch den Orkan Kyrill im Februar 2007 entstanden sind (Abb. 1). Die mittlere Flächengröße beträgt 9 ha (3 bis 16 ha). Alle sechs Sturmwrfflächen liegen in der Managementzone außerhalb des Weltnaturerbes. Die Schalenwildbestände unterliegen hier der Bejagung (NATIONALPARKAMT KELLERWALD-EDERSEE 2008). Die Hauptbaumart vor dem Sturmwrff war für alle Flächen die Gemeine Fichte. Als häufigste Mischbaumarten fanden sich die Europäische Lärche und die Rot-Buche. Nach dem Sturmwrff im Frühjahr 2007 wurden vier der sechs Flächen unbewirtschaftet belassen, auf zwei Sturmwrfflächen (Gaulsloch, Himmelreich) erfolgte im Jahr 2009 eine Aufarbeitung und Räumung der Gemeinen Fichte, bevor auch diese Flächen der natürlichen Sukzession überlassen wurden. Aufgrund des Nahrungsangebots an Kräutern und Gräsern sind die Sturmwrfflächen im Nationalpark Konzentrationsräume höherer Wilddichten und somit höherer Beäsungsintensitäten und Raumnutzung (REINECKE et al. 2016, SIMON & GOEBEL 2005–2017).

Methodik

Um den Einfluss von möglichen Standortgradienten auf die Artenzusammensetzung zu erfassen, wurde ein Transektverfahren ausgewählt (Abb. 2). Je Probepunkt wurde eine Aufnahmefläche von 5 x 50 m erfasst, die in je vier Abschnitte von 12,5 m unterteilt war (Flächentransekt). Der Stichprobenumfang je Sturmwrffläche beträgt somit 24 Aufnahmeflächen, bei einer erfassten Gesamtfläche von 1.500 m² je Sturmwrffläche (außer Bathildiskopf, hier n=16 mit 1.000 m²). Bei einer breiten hangparallelen Ausdehnung der Sturmwrffläche wurden die

Tab. 1: Individuenzahlen pro ha der häufigsten Baumarten je Sturmwurflläche unterteilt nach Schicht (KS: Krautschicht, Str: Strauchschicht, BS: Baumschicht) und aufsummiert (Ges.) sowie die mittlere Gesamtpflanzenzahl je Baumart (MW) und je Sturmwurflläche und Schicht (Summe)

Fläche		Eberesche	Gemeine Fichte	Rot-Buche	Eiche	Hänge-Birke	Europäische Lärche	Summe
	KS	3.073	240	180	247	141	94	3.975
Himmelreich	Str	14	0	0	0	300	26	340
	BS	0	53	13	0	0	0	66
	Ges.	3.087	293	193	247	441	120	4.381
	KS	1.094	820	47	53	0	0	2.014
Quernst	Str	14	973	53	0	0	7	1.047
	BS	0	1.007	7	0	0	7	1.021
	Ges.	1.108	2.800	107	53	0	14	4.082
	KS	60	1.939	201	294	20	14	2.528
Gaulsloch	Str	0	200	86	0	0	7	293
	BS	0	80	140	0	0	0	220
	Ges.	60	2.219	427	294	20	21	3.041
	KS	1.660	133	46	87	80	13	2.019
Fahrentriesch	Str	14	107	13	0	13	20	167
	BS	0	7	0	0	27	40	74
	Ges.	1.674	247	59	87	120	73	2.260
	KS	20	107	253	100	14	0	494
Lenzebanfe	Str	20	114	433	20	13	53	653
	BS	0	27	20	0	13	0	60
	Ges.	40	248	706	120	40	53	1.207
	KS	0	90	10	140	10	90	340
Bathildiskopf	Str	0	60	20	0	0	100	180
	BS	0	0	0	0	0	0	0
	Ges.	0	150	30	140	10	190	520
MW	Ges.	497	496	127	78	53	39	1.291

Probepunkte möglichst gleichmäßig nach demselben Schema (Abb. 2) mit jeweils zwei mal drei Probepunkten auf zwei Transektlinien aufgeteilt.

Je Unterfläche wurde die Individuenzahl aller Baum- und Straucharten nach Höhenklassen sortiert, der Leittriebverbiss sowie der Mengenverbiss (s. u.) erfasst. Die Unterteilung der Höhen erfolgte in Krautschicht (bis 1,5 m), Strauchschicht (bis 5 m) und Baumschicht (>5 m). Alle weiteren Gefäßpflanzen wurden hinsichtlich ihres Deckungsgrads und Mengenverbisses angesprochen. Der Deckungsgrad der Gehölze, Kräuter, Gräser und Farne wurde in Anlehnung an BRAUN-BLANQUET (1964) in Stufen für jede Stichprobenfläche notiert.

Für jede auf der Stichprobenfläche vorkommende Gehölzart sowie für alle erfassten Kraut- und Grasarten wurde eine quantita-

tive Verbissmengenabschätzung durchgeführt. Die Methode geht auf KLÖTZLI (1965), KRAUS (1984) und PETRAK (1991) zurück. SIMON & GOEBEL (2005 – 2017) verwenden, unter Berücksichtigung der vorgenannten Arbeiten, eine Skalierung, die eine Abstufung bei Verbissmengen von 2 bis 50% in sechs Stufen erlaubt. Der Wildverbiss (Mengenverbiss) wurde als Gesamtanteil der verbissenen äsungsverfügbaren Pflanzenmasse in Prozent geschätzt (SIMON & GOEBEL 2005 – 2017).

Darüber hinaus wurden die Gesamtartenzahlen, die mittlere Artenzahl, der Shannon-Index und die Evenness sowie die Feuchte-, Stickstoff- und Bodenreaktionzahl nach ELLENBERG et al. (2001) für die Krautschicht mit dem datenbankbasierten Auswertungsprogramm Fridolino (PARTH & FISCHER 2009) berechnet. Um mögliche signifikante Zusammenhänge zwischen einzelnen Variablen-

gruppen festzustellen, wurden Pearson-Produkt-Moment-Korrelationsstests durchgeführt, unter anderem für den mittleren Leittriebverbiss und die mittlere Wildverbissintensität mit der Baumartenzahl bzw. dem Deckungsgrad aller Bäume. Um außerdem zwischen den Sturmwurfllächen und den einzelnen Transekten auf den Sturmwurfllächen zu vergleichen, wurde für die mittlere Gesamtartenzahl je Sturmwurflläche, den mittleren Shannon-Index und die mittlere Evenness je Transekt eine einfaktorielle Varianzanalyse (One-way-ANOVA) durchgeführt. Im Text sind nicht alle Ergebnisse explizit dargestellt; diese finden sich in MÖLLER (2018).

Ergebnisse

Auf den sechs Sturmwurfllächen wurden insgesamt 15 Baumarten, 15 Strauchar-

Tab. 2: Absolute Artenzahlen einschließlich der Baumarten in den einzelnen Vegetationsschichten (KS: Krautschicht, Str: Strauchschicht, BS: Baumschicht) und Gesamtartenzahl (Ges.) für jede Sturmwurflläche sowie die dominanten Kräuter und Gräser mit mittlerem Deckungsgrad (mD°)

Fläche	KS	Str	BS	Ges.	dominante Kräuter (mD°)	dominante Gräser (mD°)
Lenzebanfe	76	19	5	83	Salbei-Gamander (4 %)	Rotes Straußgras (5 %)
Fahrentriesch	66	11	4	66	Harzer Labkraut (7 %)	Rotes Straußgras (21 %)
Himmelreich	64	4	2	64	Schmalblättriges Weidenröschen (4 %)	Rotes Straußgras (12 %)
Gaulsloch	50	3	2	51	Harzer Labkraut (6 %)	Rotes Straußgras (11 %)
Bathildiskopf	48	3	0	48	Roter Fingerhut (6 %)	Rotes Straußgras (37 %)
Quernst	32	4	3	33	Harzer Labkraut (13 %)	Draht-Schmiele (10 %)

ten, 57 krautige Arten, 21 Gras- und 4 Farnarten dokumentiert.

Bestandesstruktur der Gehölze

Von den 15 erfassten Baumarten waren im Höhenbereich bis 1,5 m alle 15 Baumarten zu finden, über 1,5 m noch 14 Baumarten. In der Baumschicht wurden 6 Baumarten erfasst. Auf allen untersuchten Sturmwurfllächen sind die Baumarten Gemeine Fichte, Rot-Buche, Europäische Lärche, Eiche, Eberesche und Hänge-Birke vertreten. Da bei der Eiche vor allem in der niedrigen Verjüngung eine Unterscheidung zwischen Trauben- und Stiel-Eiche nicht immer eindeutig möglich war, wird auf die genaue Artbezeichnung verzichtet. Beide kommen auf den Flächen nebeneinander vor. Die Klimaxbaumart Rot-Buche ist auf allen untersuchten Sturmwurfllächen vertreten, in größerer Zahl durch Pflanzungen vor 2004 auf der Lenzebanfe und im Gaulsloch (Tab. 1).

Die mittleren Pflanzenzahlen der sechs auf jeder Sturmwurflläche vorhandenen Baumarten pro ha liegen in der Wuchshöhenklasse bis 1,5 m bei 1.895, ab 1,5 m bei 447 und ab 5 m bei 240 Pflanzen (Tab. 1). Eine Ausnahme ist der Bathildiskopf, auf dem noch keine Baumart in der Baumschicht im Bereich der aufgenommenen Transekte dokumentiert werden konnte.

Mit Ausnahme der Eiche und der Eberesche wachsen derzeit die übrigen vier Baumarten, zudem Hainbuche und Sal-Weide, in die Baumschicht auf (Tab. 1). Außerhalb der Transektbereiche wurden jedoch vereinzelt Ebereschen im Höhenbereich >5 m beobachtet. Die Eiche ist auf allen Sturmwurfllächen in der Kraut-

schicht vertreten (53–294 Eichen/ha, im Mittel 157 Eichen/ha), wächst jedoch nur auf der Lenzebanfe in die Strauchschicht auf (Tab. 1).

Artenvielfalt und Standort

Die untersuchten Sturmwurfllächen unterscheiden sich signifikant hinsichtlich der mittleren Artenzahlen an Gefäßpflanzen in der Krautschicht (vor allem Quernst und Lenzebanfe). Die artenreichste Fläche (Lenzebanfe) weist im Mittel 23 Arten auf (ANOVA), insgesamt wurden dort 83 Arten gefunden, auf der artenärmsten (Quernst) dagegen im Mittel nur 15 (ANOVA), insgesamt 33 (Tab. 2). Die Quernst weist den niedrigsten Median und die größte Streuung der Deckungsgrade der Krautschicht (in einem Transekt den insgesamt niedrigsten Deckungsgrad), der Fahrentriesch sowohl den höchsten Median, als auch die geringste Streuung der Werte um den Median auf (Abb. 3).

Bei der Betrachtung der Unterschiede innerhalb der Sturmwurfllächen (ANOVA mittlerer Shannon-Index und mittlere Evenness) zeigen insbesondere die Transekte auf dem Fahrentriesch, auf der Lenzebanfe, auf dem Gaulsloch und auf dem Himmelreich signifikante Unterschiede. Demgegenüber weisen die Transekte auf dem Bathildiskopf und der Quernst keine signifikanten Unterschiede auf.

Auch die Werte der Analyse der Stickstoff-, Feuchte- und Reaktionszeiger (N-, F- und R-Zahl) nach ELLENBERG et al. (2001) zeigen Unterschiede zwischen und innerhalb der einzelnen Sturmwurfllächen. Während die breit gestreuten

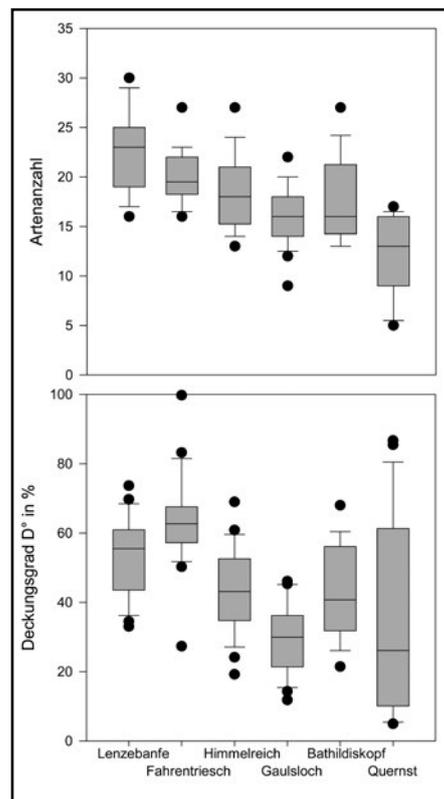


Abb. 3: Box-Whisker-Plots der Artenzahlen und Deckungsgrade in der Krautschicht für alle Transekte (250 m²) je Sturmwurflläche sortiert von der artenreichsten (links) zur artenärmsten (rechts) Sturmwurflläche

Werte auf der Lenzebanfe mittlere N-, F- und R-Zahlen von 5,6 (N), 5,4 (F) und 4,8 (R) aufweisen, sind die Werte auf der Quernst mit 3,8 (N), 4,9 (F) und 2,9 (R) niedriger und streuen dort weniger breit innerhalb der Sturmwurflläche.

Verbiss

Der mittlere Leittriebverbiss über alle Gehölze auf den Transekten der Sturmwurfllächen liegt zwischen 33 % (Him-



Abb. 4: Sturmwurffläche Lenzebanfe
(Foto: J. Möller)

melreich) und 57% (Gaulsloch). Äsungsbeliebte Pionierbaumarten wie die Eberesche zeigten auf allen Transekten den prozentual höchsten Leittriebverbiss (52% auf dem Himmelreich bis 100% auf dem Gaulsloch). Auch die Hänge-Birke war auf vielen Transekten häufiger leittriebverbissen als andere Baumarten (11% auf dem Himmelreich bis 100% auf dem Bathildiskopf und dem Gaulsloch). Meist nur gering leittriebverbissen war hingegen die Gemeine Fichte, flächenweise wurden aber auch höhere Verbisswerte erreicht (8 bis 37%). Zwischen dem Leittriebverbiss und der Artenzahl als auch dem Deckungsgrad aller Bäume auf allen Transekten ergab sich keine signifikante Beziehung (Pearson-Produkt-Moment-Korrelationstest).

Betrachtet man den Wildverbiss als Mengenverbiss, so zeigt dieser eine mäßige Verbissintensität auf allen Untersuchungsflächen. Die Erhebungen ergaben ähnlich hohe Verbissmengenwerte für Himmelreich (8%) und Gaulsloch (12%). Am stärksten fokussierte sich der Mengenverbiss auf die äsungsbeliebten Kräuter Schmalblättriges Weidenröschen, Salbei-Gamander und Harzer Labkraut. Von

den Gräsern wies das Rote Straußgras den stärksten Verbiss auf, bei den Farnen der Echte Wurmfarne und der Gewöhnliche Frauenfarne. Es konnte jedoch keine signifikante Beziehung zwischen der Wildverbissintensität und der gesamten Artenzahl sowie dem Deckungsgrad aller Pflanzen auf allen Transekten festgestellt werden (Pearson-Produkt-Moment-Korrelationstest).

Diskussion

Heterogenität der Sturmwurfflächen

Ungeachtet der relativ kurzen Entwicklungszeit von 10 Jahren seit dem Orkan Kyrill lässt sich bereits erkennen, dass die Gehölzetaulierung auf den sechs untersuchten Sturmwurfflächen in der Baumartenzusammensetzung, der Individuenanzahl und der Höhenentwicklung stark variiert, dies trotz weitgehend vergleichbarer Ausgangssituation hinsichtlich der Baumartenzusammensetzung im Vorbestand (Gemeine Fichte) und im umgebenden Bestand (vor allem Gemeine Fichte und Rot-Buche).

Diese Heterogenität zwischen den Sturmwurfflächen findet ebenfalls Ausdruck in Unterschieden in der Artenzusammensetzung und -vielfalt der Bodenvegetation. So dominiert beispielsweise das Rote Straußgras auf den mäßig basenversorgten Standorten (Fahrentriesch, Bathildiskopf) und die Draht-Schmiele auf den stark sauren, sehr basenarmen Standorten (Quernst).

Diese Beobachtungen verdeutlichen die Abhängigkeit der Vegetationsentwicklung und Gehölzetaulierung in Artenzusammensetzung und Anzahl von den Standortfaktoren und werden dabei von zahlreichen weiteren Faktoren, wie zum Beispiel vorhandener Vorverjüngung, Konkurrenzvegetation, Verbisseinfluss sowie kleinstandörtlichen Unterschieden zwischen den Untersuchungsflächen beeinflusst. So bedingen Unterpflanzungen aus der Zeit vor der Ausweisung als Nationalpark und gut etablierte Vorverjüngung insbesondere auf den besser nährstoff- und wasserversorgten, weniger sauren und basenreicheren Standorten in

niedrigeren Höhenlagen das „Überspringen“ von Vorwaldstadien (beispielsweise im Bereich Lenzebanfe; SIMON & GOEBEL 2005–2017).

Heterogene Verhältnisse innerhalb der Untersuchungsflächen mit deutlichen Unterschieden hinsichtlich der Anzahl der sich verjüngenden Baumarten, der Häufigkeit und der Verteilung der Baumarten in den verschiedenen Höhenstufen finden sich insbesondere auf zwei der sechs Sturmwurfflächen (Lenzebanfe, Fahrentriesch). Eine vergleichsweise hohe Zahl an Baumarten (u. a. Hainbuche, Mehlbeere, Sal-Weide, Vogel-Kirsche, Wild-Apfel) und Sukzessionsstadien treten hier mosaikartig nebeneinander auf. Hier weisen die signifikanten Unterschiede auf eine größere kleinstandörtliche Vielfalt im Transektbereich hin (mäßig trockene bis mäßig feuchte, nährstoffarme bis mäßig nährstoffreiche Standorte), während geringe Transekt-Unterschiede in Artendiversität und -verteilung wie auf dem Bathildiskopf und der Quernst geringe kleinstandörtliche Unterschiede anzeigen.

Auch die Ausprägung und Dauer der Sukzessionsstadien kann je nach Standort erheblich variieren. So bedingen beispielsweise frühjährlich-sommerliche Trockenperioden mit Absterbeprozessen vor allem der Himbeere (SIMON & GOEBEL 2005–2017, s. a. SCHMIDT & SCHMIDT 2007) oder verstärkt durch kalte Witterungsphasen im Winter auf den ungeschützten Sturmwurfstandorten insbesondere in Hochlagen ab 500 m ü. NN (vor allem Zurückfrieren der Brombeere; Bathildiskopf und Fahrentriesch) ein Zurückfallen in frühere Sukzessionsstadien. Auf anderen Sturmwurfflächen wiederum (Lenzebanfe, Himmelreich) werden die initialen Sukzessionsstadien der Lichtungsfluren inzwischen mosaikartig durch fortgeschrittenere Sukzessionsstadien (zum Beispiel Himbeer-Brombeergestrüppe auf der Lenzebanfe, Vorwaldstadien auf dem Fahrentriesch, Lenzebanfe und Himmelreich) bedrängt (SIMON & GOEBEL 2005–2017).

Kleinräumig sehr heterogene Verjüngungsprozesse im Zuge der Naturwaldentwicklung werden unter anderem auch



Abb. 5: Sturmwurffläche Quernst (Foto: J. Möller)

bei WECKESSER (2006) für die Harzhochlagen beschrieben. Diese Beobachtungen lassen langfristig eine hohe Strukturvielfalt für die sich ungestört entwickelnden Bestände erwarten und damit entsprechend positive Auswirkungen auf deren Lebensgemeinschaften (MÜLLER et al. 2010).

Wildevinfluss auf die Sukzession

Die Ausgangs- und Standortbedingungen haben grundsätzlich einen entscheidenden Einfluss auf den Sukzessionsverlauf. Die Artenzusammensetzung, Individuenanzahl und Höhenentwicklung der Bäume und Sträucher kann jedoch auch maßgeblich durch das Schalenwild beeinflusst werden. Untersuchungen unter anderem mit gezäunten und ungezäunten Vergleichsflächenpaaren (ROTH 1996, SENN et al. 2002, RAIMER 2004, MANN 2009) sind geeignet, Wildwirkungen aufzuzeigen.

Spätestens seit 2014 zeigen die Ergebnisse der Dauerbeobachtungsflächen im Nationalpark eine Abnahme der Mengenverbisswerte (SIMON & GOEBEL 2005–2017). Die Ergebnisse der vorliegenden Studie zeigen im Jahr 2017 einen mäßigen Mengenverbiss. Die Werte sind vergleichbar mit den Mengenverbisswerten der Weiserflächenuntersuchungen von SIMON & GOEBEL (2017).

Auf den Untersuchungsflächen zeigt sich eine beginnende Wiederbewaldung mit einer Gehölzverjüngung von 520 bis 4.381 Pflanzen pro ha (im Mittel 1.291 Gehölze pro ha). Deutlich zeigt sich der Wildevinfluss trotz der nur mäßigen Mengenverbisswerte in der Höhenentwicklung der äsungattraktiven Eberesche als häufigster Pionierbaumart der Untersuchungsflächen. Die Eberesche ist auf fünf der sechs Sturmwurfflächen meist zahlreich vertreten (60 bis 3.087 Ebereschen pro ha, im Mittel 1.194 Ebereschen pro ha), weist jedoch in der Kraut- und Strauchschicht einen erheblichen Leittriebverbiss auf. Dadurch wird das Aufwachsen in die Baumschicht stark verzögert und in der Anzahl reduziert. MEYER (2014) dokumentierte eine ebensolche Entwicklung der Eberesche auf dem Bruchberg in den Hochlagen des Nationalparks Harz.

Auch die Eiche ist auf allen untersuchten Sturmwurfflächen im Nationalpark Kellerwald-Edersee in der Krautschicht vertreten, wächst jedoch nur auf der Lenzebanke in die Strauchschicht auf. Wie die Weiserflächenuntersuchungen im Nationalpark zeigen, wächst die Eiche auch innerhalb der Zäune in den klimatisch ungünstigen Höhenlagen (ca. 350–600 m ü. NN) nicht oder nur erschwert auf (SIMON & GOEBEL 2005–2017). Auf anderen Untersuchungsflächen (Him-

melreich, Gaulsloch) kommt die Eiche zahlreich auf allen Flächen in der Krautschicht vor (247 bzw. 294 Eichen pro ha), auf der klimatisch begünstigten Lenzebanke (270–350 m ü. NN) mit 20 Exemplaren pro ha auch in der Strauchschicht.

Die Zusammenhänge zwischen Baumverjüngung und Schalenwildverbiss sind selten einfaktoriell erklärbar (u. a. PETRAK 1991, SCHEURER 2000, SCHMIDT & HEINRICHS 2012, STRIEPEN 2013, DÖLLE et al. 2016). Häufig ist ein Zusammenhang mit weiteren Einflussfaktoren zu beobachten, die hemmende Effekte auf die aufkommende Baumverjüngung feststellen lassen (SENN 1999, MOSER et al. 2008, WOHLGEMUTH & KRAMER 2015). Schnellwüchsige niedrige Sträucher wie die Brombeere können die Baumverjüngung behindern (ALDINGER & KENK 2000, ROYO & CARSON 2006, PRIEWASSER 2013, STRIEPEN 2013, WOHLGEMUTH & KRAMER 2015). Auch das Rote Straußgras erschwert auf den Sturmwurfflächen die Etablierung von Gehölzen. Der Faktor Licht ist entscheidend in Bezug auf die Konkurrenz mit anderen Baumarten (DÖLLE et al. 2013, PRIEWASSER 2013). Neben Konkurrenzarten wie der Brombeere, Gräsern und dem Trauben-Holunder (vor allem im Bereich Himmelreich), sind es insbesondere auch die Standortbedingungen wie frischere oder trockenere Standorte, die einen Einfluss auf die Gehölzetaulierung haben, ebenso wie die Bodenazidität. So sind die Anzahl der Bäume und die Artenvielfalt auf insgesamt nur schwach sauren Böden (Lenzebanke) höher als auf stark sauren (Quernst).

Schlussfolgerungen

Störungen wie Orkane und die daraus folgenden Windwürfe wirken sich positiv auf die Artenvielfalt und das Äsungsangebot aus (SCHMIDT 1998, SENN et al. 2002, SCHMIDT & HEINRICHS 2012). Wildwirkungen verzögern das Aufwachsen der Gehölze; die Flächen bleiben zumindest auf kleinen Teilflächen offen und besonnt. Die daraus resultierende Strukturdiversität erhöht auf Landschaftsebene die Artenvielfalt in der Bo-

denvegetation erheblich. Diverse vertikale und horizontale Strukturen erhöhen wiederum die Waldlebensraumeignung für Vogellebensgemeinschaften und bereichern so die Gildenzahl (SCHERZINGER 1996, FLADE 1994). Auch aus entomologischer Sicht bedingen derartige Mosaikstrukturen verbunden mit der Standortdiversität neue und vielfältige Nischen hoher Artenvielfalt (RECK et al. 2011).

Der Gehölzverbiss zeigt in dieser Untersuchung einen Einfluss auf die bisherige Höhenentwicklung der Baumarten, jedoch ist die Schalenwildwirkung nur einer von mehreren Einflussfaktoren neben dem Standort, der hemmenden Bodenvegetation, dem Vorbestand und der Vorverjüngung.

In dieser Untersuchung wurden ausschließlich Vegetations- und Gehölzaufnahmen entlang 5 m breiter Transekte ohne eingezäunte Referenzflächen durchgeführt. Um Wirkungen des Schalenwildes von anderen Einflüssen exakt differenzieren und bewerten zu können, ist die Einrichtung von gezäunten und ungezäunten Vergleichsflächen nach der Kontrollzaunmethode notwendig (PETRAK 1990, REIMOSER & SUCHANT 1992, siehe auch PETRAK 1991, ABDERHALDEN & CAMPBELL 2006, SCHMIDT & SCHMIDT 2007, SIMON et al. 2011, SIMON & GOEBEL 2005–2017, DÖLLE et al. 2013, 2016).

Auch in Anbetracht der durch den Klimawandel erhöhten Häufigkeit von extremen Sturmereignissen und veränderten Temperaturverläufen (erhöhte Temperaturen und gleichzeitig geringerer Niederschlag in der Vegetationszeit) sowie fortschreitender anthropogener Einflüsse (u. a. hohe Stickstoffeinträge) gewinnt die fortlaufende Dokumentation der Vegetationsentwicklung im Rahmen der Sukzessionsforschung für natur- und forstwissenschaftliche Fragestellungen zukünftig an Bedeutung.

Dank

Ein herzliches Dankeschön für die Unterstützung geht an die Abteilung Forstschutz, Naturschutz und Planung des Nationalparkamtes im Nationalpark

Kellerwald-Edersee und die Abteilung Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie an der Universität Göttingen.

Kontakt

Jasmin Möller (B. Sc. Forstwissenschaften und Waldökologie)
Dr. Michaela Dölle
Georg-August-Universität Göttingen
Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie
Abteilung Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen
Büsgenweg 1
37077 Göttingen
Jasmin.Moeller@googlemail.com
MDoelle@gwdg.de

Dr. Wolfgang Goebel
Dipl.-Biol. Olaf Simon
Institut für Tierökologie und Naturbildung
Hauptstraße 30
35321 Gonterskirchen
Olaf.Simon@tieroekologie.com

Literatur

ABDERHALDEN, W.; CAMPBELL, S. (2006): Waldverjüngung in der Ansamlungsphase unter dem Einfluss von wilden Huftieren in der Val Trupchun (Schweizer Nationalpark): Ein Versuch mit Dauerzäunen. In: FILLI, F.; SUTER, W. (Hrsg.) Huftierforschung im Schweizerischen Nationalpark. Liestal: 171–196.

ALDINGER, E.; KENK, G. (2000): Natürliche Wiederbewaldung von Sturmwurfflächen. FVA-Merkblatt 51/2000: 1–9.

FISCHER, A.; FISCHER, H. S. (2009): 25 Jahre Vegetationsentwicklung nach Sturmwurf – Eine Dauerbeobachtungsstudie im Bayerischen Wald. Forstarchiv 80(5): 163–172.

MANN, T. E. (2009): Vegetationsökologisches Monitoring im Nationalpark Harz unter besonderer Berücksichtigung des Schalenwildinflusses und der Waldstruktur. Diss. Univ. Göttingen. 216 S.

MEYER, P. (2014): Monitoring der eigendynamischen Gehölzverjüngung in Waldforschungs-

flächen des Nationalparks Harz (WFF) und niedersächsischen Naturwäldern. Schriftenr. Nationalpark Harz 12: 27–36.

PRIEWASSER, K. (2013): Factors influencing tree regeneration after windthrow in swiss forests. Diss. ETH Zürich. 151 S.

SCHMIDT, W. (1998): Vegetationskundliche Langzeitforschung auf Dauerflächen – Erfahrungen und Perspektiven für den Naturschutz. In: DRÖSCHMEISTER R., GRUTKE H. (Bearb.) Die Bedeutung ökologischer Langzeitforschung für den Naturschutz. Schriftenr. Landschaftspf. Natursch. 58: 353–375.

SCHMIDT, M.; SCHMIDT, W. (2007): Vegetationsökologisches Monitoring in Naturwaldreservaten. Forstarchiv 78(6): 205–214.

SIMON, O.; GOEBEL, W. (2005–2017): Sukzessionsforschung und Monitoring der Vegetationsentwicklung im Nationalpark Kellerwald-Edersee 1992–1994/2005–2017 – Vegetationsentwicklung und Wildeinfluss. Nationalparkamt Kellerwald-Edersee. Jahresber. 2005–2017. Bad Wildungen.

WOHLGEMUTH, T.; KRAMER, K. (2015): Waldverjüngung und Totholz in Sturmflächen 10 Jahre nach Lothar und 20 Jahre nach Vivian. Schweiz. Z. Forstwes. 166(3): 135–146.

Die vollständige Literaturliste finden Sie unter www.naturschutz-hessen.de

Naturschutz

in Hessen

JAHRBUCH

Band 17 / 2018

HERAUSGEBER

Nordhessische Gesellschaft für Naturkunde und Naturwissenschaften (NGNN) e. V.

Gehölzeta-blierung und Bodenvegetation auf Kyrill-Sturmwurfflächen und räumungsbedingten Waldlichtungen im Nationalpark Kellerwald-Edersee

Jasmin Möller, Wolfgang Goebel, Olaf Simon & Michaela Dölle

Literatur

ABDERHALDEN, W.; CAMPPELL, S. (2006): Waldverjüngung in der Ansammlungsphase unter dem Einfluss von wilden Huftieren in der Val Trupchun (Schweizer Nationalpark): Ein Versuch mit Dauerzäunen. In: FILLI F., SUTER W. (Hrsg.) Huftierforschung im Schweizerischen Nationalpark. Liestal: 171–196.

ALDINGER, E.; KENK, G. (2000): Natürliche Wiederbewaldung von Sturmwurfflächen. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. 51/2000: 2, 3, 6.

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. 3. Aufl. Berlin, Wien, New York. 865 S.

DÖLLE, M.; HEINRICHS, S.; SCHMIDT, W. (2013): Wiederholungsaufnahme der Vegetation und Baumverjüngung im Naturwaldreservat „Gebück“ (Rheinland-Pfalz) im Jahr 2012 – Vergleich mit den Voraufnahmen 2008 und 2009 und der Entwicklung mit und ohne Zaun. Unveröff. Ber. Univ. Göttingen.

DÖLLE, M.; HEINRICHS, S.; SCHMIDT, W. (2016): Vegetation und Baumverjüngung in der Naturwaldzelle Nr. 58 „Überanger Mark“ (Nordrhein-Westfalen) im Jahr 2016 – Vergleich mit den Voraufnahmen der Kernflächen in den Jahren 1995 und 2008 sowie Ersterfassung zweier zusätzlicher Transekte. Unveröff. Ber. Univ. Göttingen.

ELLENBERG, H.; WEBER, H.E.; DÜLL, R.; WIRTH, V.; WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobot. 18: 1–166.

FISCHER, A.; FISCHER, H. S. (2009): 25 Jahre Vegetationsentwicklung nach Sturmwurf – Eine Dauerbeobachtungsstudie im Bayerischen Wald. Forstarchiv 80(5): 163–172.

FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundla-

gen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. Eching. 879 S.

FORSTEINRICHTUNG (2004): Auszüge aus der Forsteinrichtung 2004 Nationalpark Kellerwald-Edersee. Nationalparkamt Kellerwald-Edersee. Unveröff.

KLÖTZLI, F. (1965): Qualität und Quantität der Rehäsung. Bern. 187 S.

KOMPA, T.; SCHMIDT, W. (2005): Buchenwald-Sukzession nach Windwurf auf Zechstein-Standorten des südwestlichen Harzvorlandes. Hercynia 38: 233–261.

KRAUS, P. (1984): Ergebnisse Pflanzensoziologischer Aufnahmen als möglicher Indikator der relativen Rotwildichte unter Berücksichtigung von Wildschäden und Wildbretgewichten in ausgewählten Revieren der Eifel. Diplomarb. FH Hildesh./Holzminden. 80 S.

MANN, T. E. (2009): Vegetationsökologisches Monitoring im Nationalpark Harz unter besonderer Berücksichtigung des Schalenwildeinflusses und der Waldstruktur. Göttingen.

MEYER, P. (2014): Monitoring der eigendynamischen Gehölzverjüngung in Waldforschungsflächen des Nationalparks Harz (WFF) und niedersächsischen Naturwäldern.

MÖLLER, J. (2016): Vegetationsuntersuchung im Transektverfahren im Sommer/Herbst 2016 auf Sukzessionsflächen im Nationalpark Kellerwald-Edersee – Ergebnisbericht November 2016. Nationalpark Kellerwald-Edersee. Unveröff. Bad Wildungen.

MOSER, B.; SCHÜTZ, M.; HINDENLANG, K. E. (2008): Resource selection by roe deer: Are windthrow gaps attractive feeding places? For. Ecol. Manage. 255(3–4): 1.179–1.185.

MÜLLER, J.; NOSS, R.F.; BUSSLER, H.; BRANDL, R. (2010): Learning from a ‘benign neglect strategy’ in a national park: Response

of saproxylic beetles to dead wood accumulation. Biol. Conserv. 143: 2.559–2.569.

NATIONALPARKAMT KELLERWALD-EDERSEE (2008): Nationalparkplan für den Nationalpark Kellerwald-Edersee. Bad Wildungen.

PARTH, A.; FISCHER, C. (2009): Fridolino – eine Datenbank zur Berechnung vegetationsökologischer Kenngrößen. Forstarchiv 80: 236–240.

PETRAK, M. (1990): Ergebnisse modellhafter Erhebungen über Schältschäden und Wildverbiss in Nordrhein-Westfalen. AFZ-DerWald 4: 84–85.

PETRAK, M. (1991): Wechselbeziehungen zwischen Wild und Vegetation. AFZ-DerWald. 4: 172–174.

PRIEWASSER, K. (2013): Factors influencing tree regeneration after windthrow in swiss forests. Diss. ETH Zürich. ETH No. 21011.

RAIMER, F. (2004): Monitoring-Verfahren zur Waldentwicklung und dem Einfluss des Schalenwildes im Nationalpark Harz. Forst & Holz 59(7): 331–335.

RECK, H.; HÄNEL, K.; BÖTTCHER, M.; WALTER, A. (2011): Die Überwindung von Barrieren: Wiedervernetzung für Deutschland. Jahrb. Natursch. Landschaftspfl. 58(1): 26–42.

REIMOSER, F.; SUCHANT, R. (1992): Systematische Kontrollzäune zur Festlegung des Wildinflusses auf die Waldvegetation. Allg. Forst- u. Jagdztg. 163(2): 27–31.

REINECKE, H.; SIGNER, J.; MEISSNER, M.; HERZOG, S. (2016): Zwischen „Tagessichtbarkeit“ und „Landscape of fear“ – Ergebnisse der Satellitentelemetrie beim Rothirsch im Nationalpark Kellerwald-Edersee. In: KÖNIG, A.; HOHMANN, U.; EBERT, C.; MITSCHKE, J. (Hrsg.) Wildbiol. Forschungsber. 2: 179–188.

- ROTH, R. (1996): Der Einfluss des Rehwildes auf die Naturverjüngung von Mischwäldern. *Z. Jagdwiss.* 42: 143–156.
- ROYO, A. A.; CARSON, W. P. (2006): On the formation of dense understory layers in forests worldwide: consequences and implications for forest dynamics, biodiversity, and succession. *Can. J. For. Res.* 36(6): 1.345–1.362.
- SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Stuttgart. 448 S.
- SCHEURER, T. (2000): Geschichte der botanischen Forschung und Dauerbeobachtung im Schweizerischen Nationalpark. In: SCHÜTZ, M.; KRÜSI, B. O.; EDWARDS, P. J. (Hrsg.) Sukzessionsforschung im Schweizerischen Nationalpark. Liestal: 9–4.
- SCHMIDT, M.; SCHMIDT, W. (2007): Vegetationsökologisches Monitoring in Naturwaldreservaten. *Forstarchiv* 78: 205–214.
- SCHMIDT, W. (1998): Vegetationskundliche Langzeitforschung auf Dauerflächen – Erfahrungen und Perspektiven für den Naturschutz. In: DRÖSCHMEISTER, R.; GRUTKE, H. (Bearb.) Die Bedeutung ökologischer Langzeitforschung für den Naturschutz. *Schriftenr. Landschaftspf. Natursch.* 58: 353–375.
- SCHMIDT, W.; HEINRICH, S. (2012): 13 Jahre nach dem Sturm – Vegetationsentwicklung im Buchen-Naturwald „Königsbuche“ (südwestliches Harzvorland, Niedersachsen). *Hercynia* 45: 81–110.
- SENN, J. (1999): Tree mortality caused by *Gremmeniella abietina* in a subalpine afforestation in the Central Alps and its relationship with duration of snow cover. *Europ. J. For. Pathol.* 29: 65–74.
- SENN, J.; WASEM, U.; ODERMATT, O. (2002): Impact of browsing ungulates on plant cover and tree regeneration in windthrow areas. *For. Snow Landsc. Res.* 77(1/2): 161–170.
- SIMON, O.; GOEBEL, W. (2005–2017): Sukzessionsforschung und Monitoring der Vegetationsentwicklung im Nationalpark Kellerwald-Edersee 1992–1994/2005–2017 – Vegetationsentwicklung und Wildeinfluss. Nationalparkamt Kellerwald-Edersee. Jahresber. 2005–2017. Bad Wildungen.
- SIMON, O.; GOEBEL, W.; PETRAK, M. (2011): Lebensraumgutachten Wildschutzgebiet Kranichstein, Teil 2: Wildbiologisch-vegetationskundliche Untersuchungen eines Waldlebensraumes zwischen 1986 und 2003. *Mitt. Hess. Landesforstverw.* 44(2): 1–220.
- STRIEPEN, K. (2013): Wechselbeziehungen zwischen Schalenwild und Waldvegetation. *AFZ-DerWald* 3: 14–17.
- WECKESSER, M.; SCHMIDT, J.E.U.; MEYER, P.; UNKRIG, W.; WEVELL, V. KRÜGER A. (2006): Der Naturwald Bruchberg im Nationalpark Harz. Vegetation, Waldstruktur und Arthropodenfauna. *Schriftenr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen u. Nordwestdt. Forstl. Versuchsanst.* 141: 1–132.
- WOHLGEMUTH, T.; KRAMER, K. (2015): Waldverjüngung und Totholz in Sturmflächen 10 Jahre nach Lothar und 20 Jahre nach Vivian. *Schweiz. Z. Forstwes.* 166(3): 135–146.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Jahrbuch Naturschutz in Hessen](#)

Jahr/Year: 2018

Band/Volume: [17](#)

Autor(en)/Author(s): Möller Jasmin, Goebel Wolfgang, Simon Olaf, Dölle Michaela

Artikel/Article: [Gehölzetaablierung und Bodenvegetation auf Kyrill-Sturmwurfflächen und räumungsbedingten Waldlichtungen im Nationalpark Kellerwald-Edersee 127-132](#)