

Abschlussbericht

**Förderung von multifunktionalen und klimastabilen Wäldern durch einen nachhaltigen
Umgang mit Windwurfflächen**

Antragsteller: *PD Dr. Simon Thorn*, Universität Würzburg, Biozentrum,
Ökologische Station Fabrikschleichach, Glashüttenstraße 5,
96181 Rauhenebrach
Tel.: +49 931 3183057
Mail: simon.thorn@uni-wuerzburg.de

Bearbeitung: *Stefanie Pietsch*, Universität Würzburg, Biozentrum,
Ökologische Station Fabrikschleichach, Glashüttenstraße 5,
96181 Rauhenebrach
Tel.: +49 931 3187732
Mail: stefanie.pietsch@uni-wuerzburg.de

Bearbeitungszeitraum: 2019-2023, Abschlussbericht

Einleitung

Durch starke Trockenheit und Hitzewellen sind zahlreiche Baumarten in Mitteleuropa von einer erhöhten Mortalität betroffen. Diese gestiegene Mortalität durch Störungsereignisse wird sich auch in Zukunft noch weiter fortsetzen (Seidl et al. 2017). Unter dem Begriff „Waldsterben 2.0“ hat dieses Phänomen 2019 deutschlandweit eine hohe öffentliche Aufmerksamkeit bekommen.

Unkalkulierbare Extremwetterereignisse wie Trockenheit, Stürme oder Massenvermehrungen von Borkenkäfern sind mit hohen ökonomischen Wertverlusten verbunden (Lindenmayer et al. 2012). Betroffene Flächen werden daher meist vollständig durch sogenannte Sanitärhiebe aufgearbeitet um geschädigtes Holz verwerten zu können (Lindenmayer et al. 2012). Andererseits sind natürliche Störungen, wie Borkenkäferausbrüche, Windwürfe oder Waldbrände mit zahlreichen positiven Effekten auf die Biodiversität und Strukturvielfalt im Wald verbunden (rezensiert in Thom and Seidl 2016). Die Aufarbeitung von Störungsflächen ist daher meist mit erheblichen Biodiversitätsverlusten verbunden (rezensiert in Thorn et al. 2018). Auf Ökosystemfunktionen, wie beispielsweise die Verjüngung von Eichen (*Quercus spec.*) (McCarthy 2001; Pelz and Smith 2013), haben Sanitärhiebe keine einheitlichen Auswirkungen, im Mittel jedoch tragen Sanitärhiebe nach Störungen nicht zu einer Wiederherstellung von Ökosystemfunktionen bei (Leverkus et al. 2020). Im Rahmen des Projekts „Förderung von multifunktionalen und klimastabilen Wäldern durch einen nachhaltigen Umgang mit Windwurfflächen“ wird eine naturverträglichere Form der Windwurfaufarbeitung entwickelt. Dazu wurden auf Sturmwurfflächen des Sturms „Fabienne“ unterschiedlich behandelte Untersuchungsflächen eingerichtet. Neben einer intensiven Räumungsvariante wird im Rahmen des Projektes erstmals auch eine extensive Räumungsvariante (nur Nutzung von Stammholz) getestet. Als Kontrollen wurden diese beiden Räumungsvarianten mit Sturmwurfflächen ohne Räumung, sowie mit unbeschädigten angrenzenden Waldflächen verglichen. Dadurch sollen Nutzungsmöglichkeiten von Stammholz, bei gleichzeitiger Retention von Schwachholz, evaluiert werden. Parallel dazu wurde erfasst, wie sich Eichen, als ökonomisch bedeutendsten Baumart der Region, auf den unterschiedlich behandelten Flächen, mit und ohne den Ausschluss von Wildverbiss, entwickeln. Nachfolgend werden die Ergebnisse aus den ersten vier Jahren nach dem Sturmschaden und der Aufarbeitung der Flächen beschrieben.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (Abbildung 1) befindet sich im nördlichen Steigerwald und wird von den Bayerischen Staatsforsten bewirtschaftet (Mergner and Kraus 2020). Diese Wälder sind von Buchen dominiert (44 %), enthalten aber auch einen hohen Anteil an Eichen (21 %) und etwa ein Viertel Nadelhölzer, hauptsächlich Kiefern. Am 23. September 2018 wurden in diesem Gebiet rund 40.000 m³ Wald durch den Sturm „Fabienne“ zerstört. Durch orkanartige Fallwinde sind so zahlreiche kleinere Sturmwurfflächen entstanden. An vier Standorten mit mindestens 75 % Kronenmortalität wurden in Zusammenarbeit mit dem Forstbetrieb Ebrach fünf Gruppen von je 4 Versuchsfeldern eingerichtet und die unterschiedlichen Räumungsvarianten im Winter 2018/2019 direkt nach dem Sturm implementiert. Dabei entstanden je fünf Flächen mit den Räumungsvarianten *ungeräumt*, *extensiv geräumt* und *intensiv geräumt*. Zusätzlich wurden fünf angrenzende unbeschädigte Waldflächen als Kontrollflächen eingerichtet, sodass insgesamt 20 Flächen untersucht wurden. Die mittlere Größe der Schadflächen betrug 1,25 ha.

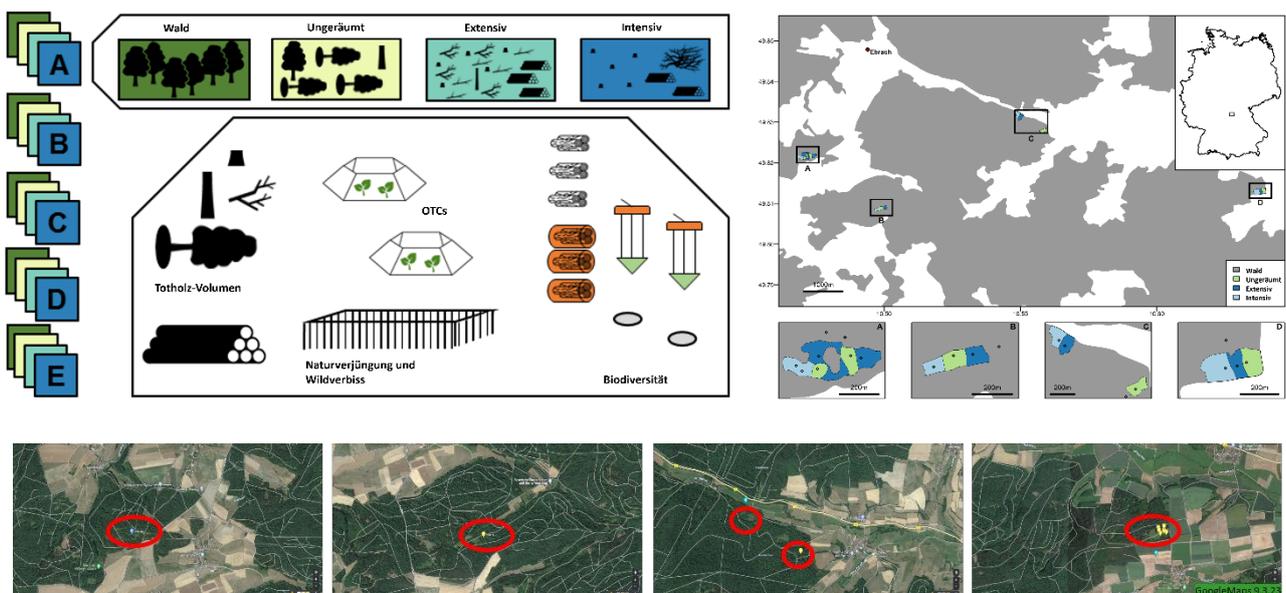


Abbildung 1. Versuchsaufbau mit fünf Gruppen à 4 Flächen und Übersicht der dort durchgeführten Experimente (oben links), Lage der Versuchsfelder (oben rechts) und Satellitenbilder (GoogleMaps) der Flächen im Untersuchungsgebiet.

Totholz

Nach Implementierung der drei unterschiedlichen Behandlungsmethoden auf den Windwurfflächen wurde zunächst Anfang 2019 auf allen Flächen eine Totholzinventur durchgeführt. Dabei wurden alle frischen Totholzobjekte mit einem Durchmesser >7 cm gemessen und anschließend das Totholzvolumen in $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ berechnet (Abbildung 2). Aufgrund dieser Holzvolumina war der Verlust an potenziellen Holzerlösen in den Kontrollflächen am größten. Allerdings war der Aufwand zur Bringung von Brenn- und Industrieholz aus den intensiv geräumten Flächen so groß, dass sich kein deutlicher Mehrgewinn erzielt werden konnte.

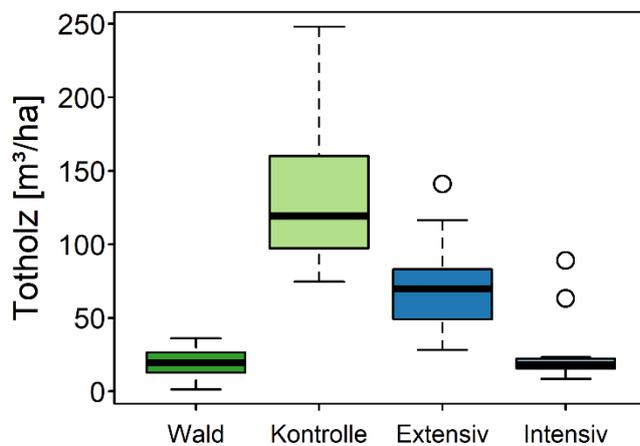


Abbildung 2. Totholzvolumen in den jeweiligen Behandlungsvarianten.

Wildverbiss an Eichen

Im Frühjahr 2020, dem Folgejahr der Sturmschäden, wurden insgesamt 1000 einjährige Eichensetzlinge (*Quercus robur*) auf den Versuchsflächen gepflanzt. Pro Fläche wurden dabei jeweils 25 Setzlinge durch einen 170 cm hohen Zaun vor Schalenwildverbiss geschützt und 25 Bäumchen frei zugänglich gepflanzt. Wildverbiss an allen Teilen der Setzlinge wurde im nachfolgenden Jahr insgesamt fünfmal kontrolliert und Reh, Maus oder Hase zugeordnet. Die gesamte Anzahl an Verbiss-Schäden unterschied sich weder für frei zugängliche noch für eingezäunte Setzlinge signifikant zwischen den Flächentypen. Verbiss durch Schalenwild und Hase nahm auf Windwurfflächen mit abnehmender Totholzmenge zu, Mausverbiss an frei zugänglichen Setzlinge nahm mit zunehmender Totholzmenge zu (Abbildung 3). Die detaillierten Methoden und Ergebnisse in Pietsch et al. (2023).

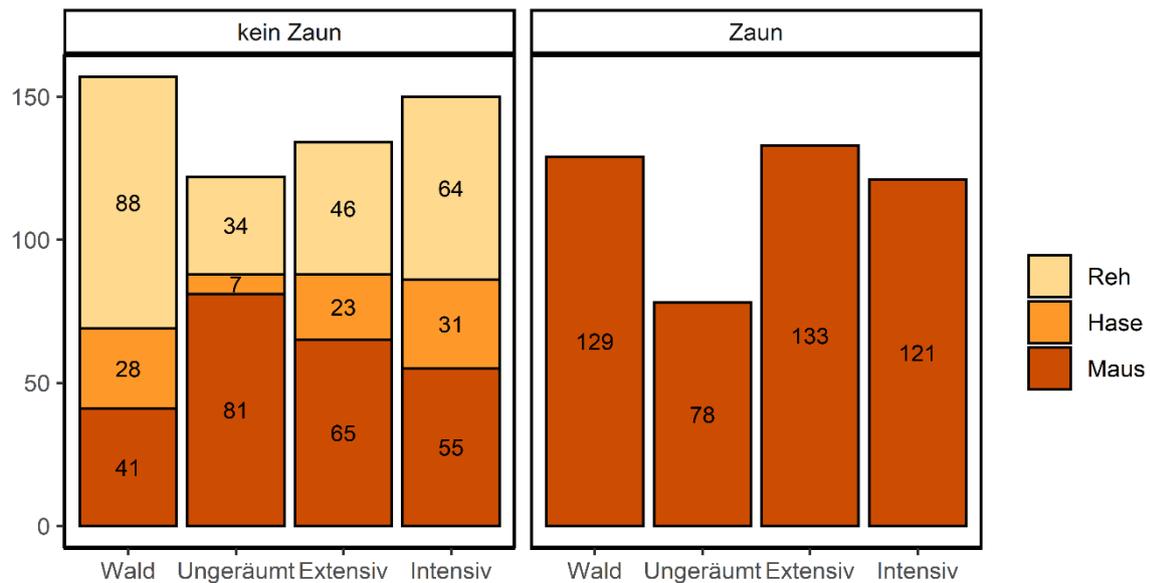


Abbildung 3. Gesamt-Anzahl an Wildverbissen ohne (links) und mit (rechts) Wildzaun, unterschieden nach Tier und Flächentyp.

Biodiversität

In diesem Kapitel wird für alle untersuchten Artengruppen jeweils die Biodiversität im gesamten Beobachtungszeitraum von vier Jahren (2019-2022) dargestellt.

Auf jeder der 20 Versuchsflächen wurden von 2019 bis 2022 während der Vegetationsperiode jeweils zwei Flugfensterfallen und zwei Bodenfallen installiert und einmal monatlich, insgesamt fünfmal pro Jahr, geleert. Von diesen Proben wurden xylobionte Coleoptera (Käfer), Hymenoptera (Hautflügler) und Heteroptera (Wanzen) auf Artniveau bestimmt. Die mit Abstand am häufigsten vertretene Gruppe war die der xylobionten Käfer mit 17.985 Individuen aus 361 Arten (Box 1). Werden sämtliche Artengruppen zusammen betrachtet, dann besteht kein signifikanter Unterschied in der Anzahl der Arten zwischen den vier Flächentypen (Abbildung 4).

Artenzahlen auf einen Blick

» Xylobionte Käfer:	361
» Wanzen:	187
» Hautflügler:	243
» Vögel:	49
» Vegetation:	160
» Baumarten:	21
» Totholzpilze:	182

Box 1. Übersicht der Gesamt-Artenzahlen, die in den ersten vier Jahren nach der Störung (2019-2022) auf allen Flächen bestimmt wurden.

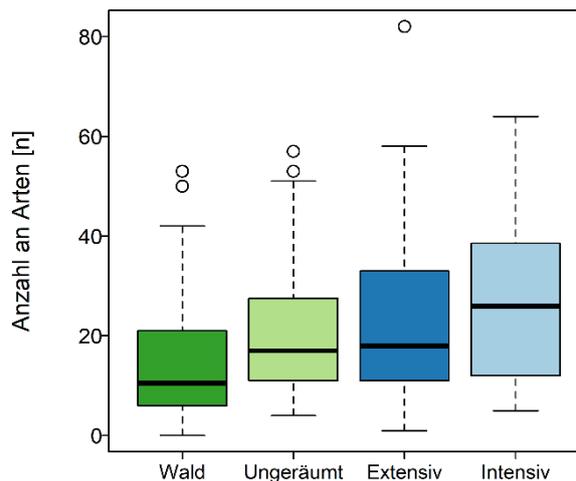


Abbildung 4. Gesamt-Anzahl an Arten aller in Box 1 aufgeführten Artengruppen auf den vier Flächentypen, die während der vierjährigen Projektdauer bestimmt wurden.

Insekten und krautige Vegetation

Bei den Hymenoptera wurden Taxa aus der Teilordnung der Aculeata erfasst. Aus der Ordnung der Heteroptera wurden alle gefangenen Individuen bestimmt. Alle drei untersuchten Taxa (Coleoptera, Hymenoptera und Heteroptera) wiesen auf Störungsflächen eine höhere Artenzahl als im benachbarten unbeschädigten Wald auf.

Für xylobionte Käfer konnten wir innerhalb der Störungsflächen signifikante Unterschiede zwischen ungeräumten Flächen und intensiv geräumten Flächen feststellen. Extensiv geräumte Flächen ähnelten den beiden anderen Flächentypen (Abbildung 5a). Sowohl Hymenoptera als auch Heteroptera waren in Artenzahl und Individuenzahl am meisten auf intensiv geräumten Flächen vertreten, extensiv geräumte und ungeräumte Flächen wiesen ähnliche Anzahlen an Arten und Individuen auf (Abbildung 5b und 5c). In der Auswertung von xylobionten Käfern und Wildbienen zeigte sich, dass die gestiegene Sonneneinstrahlung wichtiger war als das verfügbare Totholzvolumen (Perlik et al. 2023). Dadurch erklärten sich auch die hohen Artenzahlen dieser Gruppen auf den intensiv geräumten Flächen. Dieses Ergebnis lässt sich auch durch die vergleichsweise hohen Totholzvorräte erklären, die über den Minimalmengen für temperate Wälder lagen (Müller & Bütler 2010).

Die Artenzahl und Bodenbedeckung der krautigen Vegetation stieg mit der Räumungsintensität (Abbildung 5d).

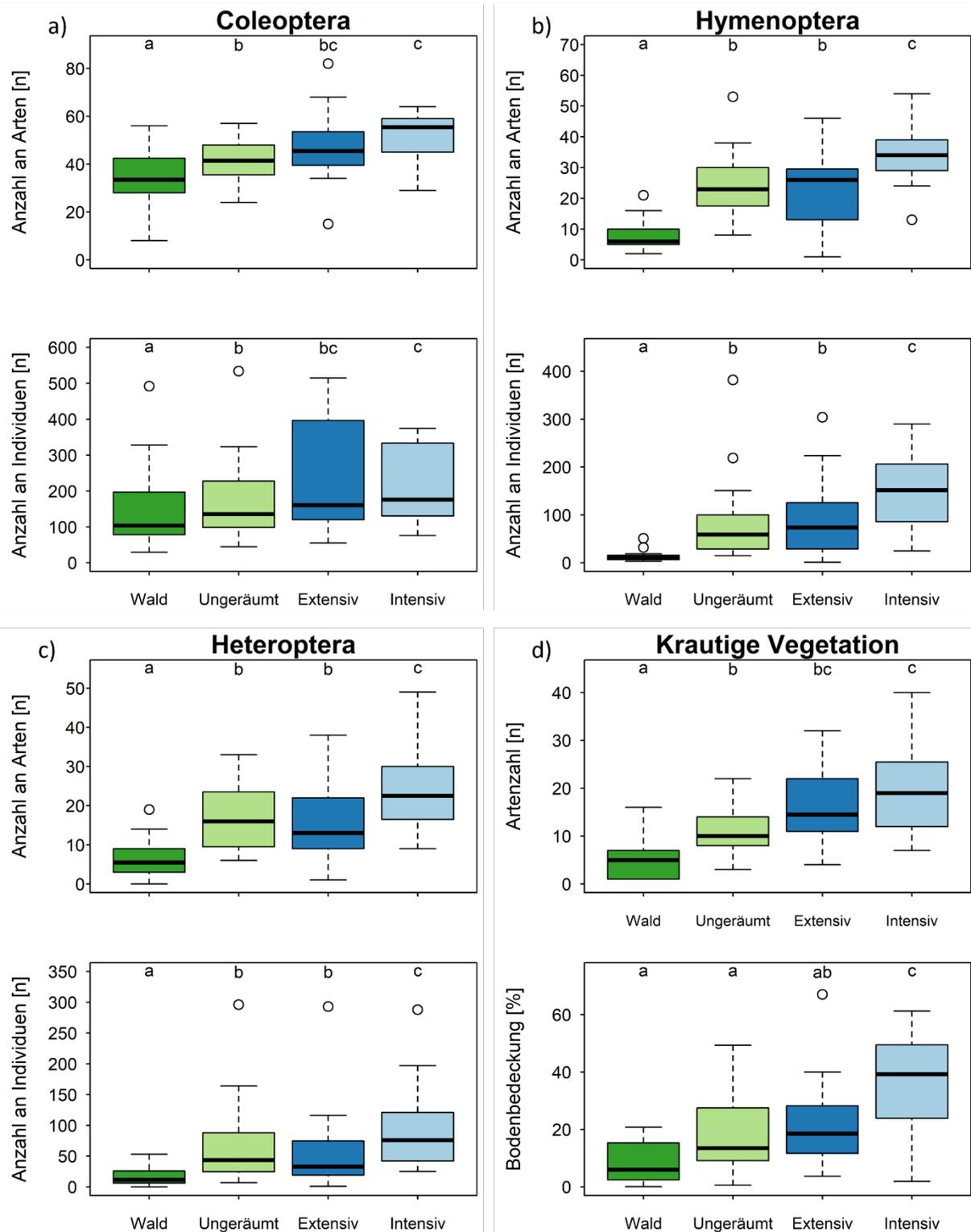


Abbildung 5. Xylobionte Käfer (a), Hautflügler (b), Wanzen (c) und krautige Vegetation auf den vier untersuchten Flächentypen. Dargestellt ist die Gesamt-Artenzahl und die Gesamt-Anzahl an Individuen aller in den vier Untersuchungsjahren in Flugfensterfallen und Bodenfallen gefangenen Exemplare bzw. die Artenzahl und Bodenbedeckung für die Vegetation. Signifikante Unterschiede zwischen Flächentypen sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet, gleiche Buchstaben bedeuten, dass Unterschiede nicht statistisch signifikant waren.

Vögel

Jedes Jahr von März bis Juli wurden einmal monatlich auf allen Flächen Vögel nach den Vorgaben des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten zum *Monitoring häufiger Brutvögel in Deutschland* kartiert. Dabei wurde auf jeder Fläche an ihrem Mittelpunkt fünf Minuten lang jede Art erfasst, die sich in einem 50-Meter-Radius um den Mittelpunkt der Fläche befand. Im Gegensatz zu den untersuchten Arthropoden zeigten Vögel ein entgegengesetztes Bild: Hier war die Anzahl an Arten in unbeschädigtem Wald und auf ungeräumten sowie extensiv geräumten Flächen ähnlich, während auf intensiv geräumten Flächen signifikant weniger Arten gefunden wurden (Abbildung 6a). Dieses Bild zeigte sich in gleicher Weise für die Anzahl an Individuen.

Totholzpilze

In den Jahren 2020 im Frühjahr und im Herbst, sowie in 2021 im Herbst wurde auf jeder der Versuchsflächen die Biodiversität an Totholzpilzen erfasst. Hierzu wurden fünf Totholzobjekte pro Fläche ausgewählt, vermessen und alle sich auf dessen Oberfläche befindlichen Pilze bestimmt. Zusätzlich wurde der Objekttyp erfasst und der Zersetzungsgrad bestimmt. Die Bedeckung der Objektoberfläche durch sichtbare Fruchtkörper wurde in vier Kategorien erfasst, und für jede Kategorie gemittelt (Striegel 2018). Die Gesamt-Oberfläche aller untersuchten Objekte wurde anschließend berechnet, im Folgenden wird die relative Bedeckung für die jeweiligen Flächentypen dargestellt.

Die Anzahl an Arten der Totholzbewohnenden Pilze war sowohl im Wald als auch auf intensiv geräumten Flächen höher als auf ungeräumten Flächen. Die relative Bedeckung der untersuchten Objekte unterschied sich nicht signifikant zwischen den Flächentypen (Abbildung 6b).

Krautige Vegetation

Auf den allen 20 Untersuchungsflächen wurde in den Jahren 2019 bis 2022 (Abbildung 7) jeweils einmal im Jahr pro Fläche eine 100 m² große repräsentative Teilfläche untersucht. Hierbei wurde in allen Jahren die Gesamtvegetation nach der Braun-Blanquet-Methode (Wikum and Shanholtzer 1978) bestimmt, d.h., jede Pflanzenart wurde bestimmt und ihre Deckung auf der Fläche geschätzt. Dabei wurden in allen Jahren auf Windwurfflächen signifikant mehr Arten gefunden als in unbeschädigtem Wald. Ein signifikanter Unterschied in der Artenzahl zwischen den drei Flächentypen mit Sturmschäden konnte zu keinem Zeitpunkt festgestellt werden.

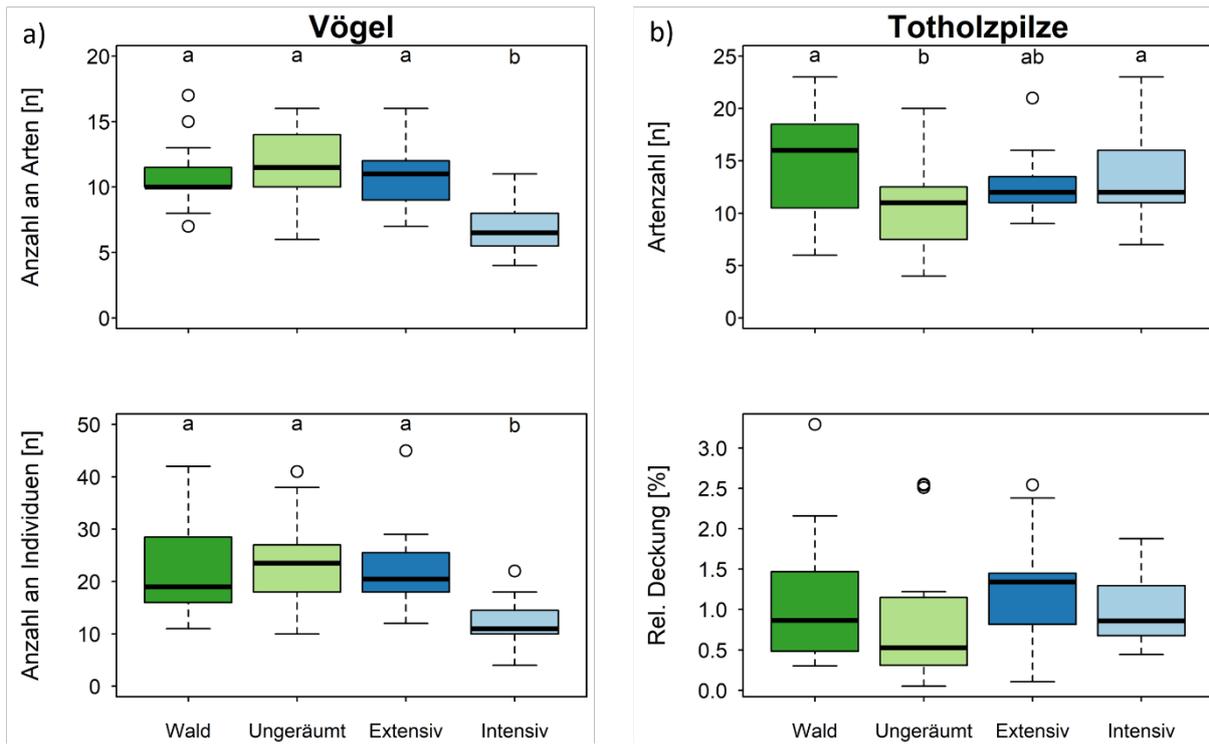


Abbildung 6. Artenzahl und Individuen von Vögeln auf den vier verschiedenen Flächentypen (a) und Artenzahl sowie relative Deckung auf jeweils 5 Totholzobjekten pro Plot. Signifikante Unterschiede zwischen Flächentypen sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet, gleiche Buchstaben bedeuten, dass Unterschiede nicht statistisch signifikant waren.



Abbildung 7. Jährliche Sukzession auf den Versuchsflächen von 2019 (A) bis 2022 (D).

Naturverjüngung

Die in der Erfassung der Gesamtartenzahlen ebenfalls aufgenommenen nachwachsenden Jungbäume wurden gesondert analysiert, da die Naturverjüngung auf Sturmwurfllächen im Wald von besonderer Bedeutung für das weitere Verfahren mit den Flächen ist. Die hier dargestellten Ergebnisse zu Artenzahlen und Deckung beziehen sich ausschließlich auf das letzte Erfassungsjahr (2022). Flächen mit intensiver und extensiver Schadhholzentnahme zeigten signifikant mehr Baumarten als unbeschädigter Wald, jedoch nicht signifikant mehr als ungeräumte Flächen. Die Anzahl an Baumarten war in unbeschädigtem Wald im Vergleich mit Sturmwurfllächen ohne anschließende Schadhholzentnahme (ungeräumt) nicht signifikant unterschiedlich. (Abbildung 8a). Die Deckung der gesamten Naturverjüngung war auf allen Flächentypen ähnlich und nicht signifikant unterschiedlich (Abbildung 8b). Eine gesonderte Analyse der Deckung einzelner Baumarten über die ersten vier Jahre nach dem Sturmschaden zeigt einen signifikanten und schnellen Anstieg von Pionierarten wie Birke und Pappel, sowie von Kiefer und Lärche auf intensiv geräumten Flächen, während extensiv geräumte und ungeräumte Flächen eine Artenzusammensetzung zeigen, die stärker dem unbeschädigten Wald ähnelt (Abbildung 8c).

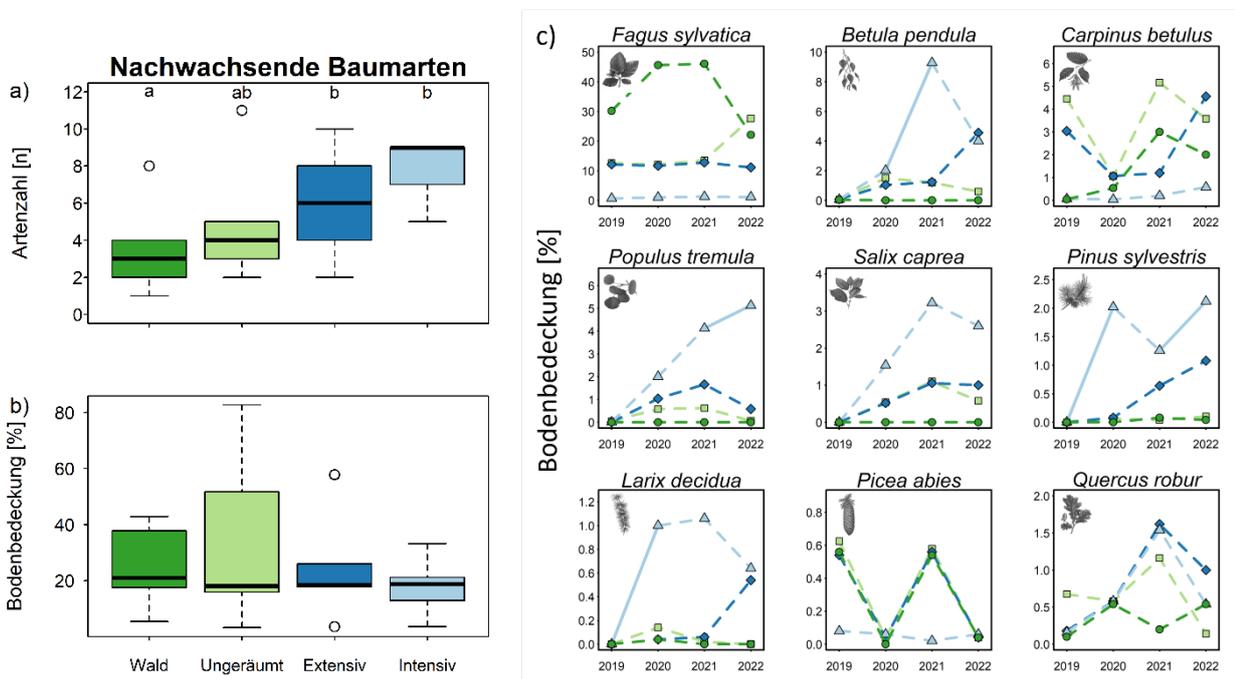


Abbildung 8. a) Artenzahl und b) Bodenbedeckung der nachwachsenden Baumarten in 2022, vier Jahre nach dem Sturmschaden. Signifikante Unterschiede zwischen Flächentypen sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet, gleiche Buchstaben bedeuten, dass Unterschiede nicht statistisch signifikant waren. c) Entwicklung in den ersten vier Jahren der Bodenbedeckung (in Prozent) der am häufigsten natürlich nachwachsenden Baumarten auf den vier untersuchten Flächentypen. Durchgehende Linien zeigen eine statistisch signifikante Änderung zwischen den Jahren, gestrichelte Linien zeigen nicht signifikante Änderungen. Linienfarben in c) entsprechen den Flächentypen wie in b).

Open Top Chambers

Um die Auswirkung einer Klimaerwärmung, wie sie für unsere Breiten in der Zukunft zu erwarten ist, in Verbindung mit den unterschiedlichen Behandlungsmethoden von Sturmwurfflächen auf verschiedene Forstbaumarten zu testen, haben wir auf allen Versuchsflächen ein Experiment mit sogenannten „Open Top Chambers, OTCs“ eingerichtet. Diese Klimakammern wurden bereits experimentell erfolgreich verwendet (Frenne et al. 2010) und erzeugen eine Erhöhung der Temperatur um ca. 1,5°C. Auf jeder Versuchsfläche wurden zwei solcher Kammern (Abbildung 9) innerhalb des bereits für das Verbiss-Experiment installierten Wildzauns aufgestellt, jede Kammer enthielt neun von uns im März 2021 gepflanzte Setzlinge von drei unterschiedlichen Baumarten. Als Kontrolle wurde die gleiche Anzahl an Setzlingen ohne Kammer gepflanzt, resultierend in jeweils 120 Bäumchen jeder Art mit- und ohne Kammer. Sowohl in den Kammern als auch außerhalb wurde über den gesamten Zeitraum die Temperatur halbstündlich erfasst. Bei den verwendeten Baumarten handelte es sich um Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*), Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*) und Stiel-Eiche (*Quercus robur*). Mit diesem Experiment sollte getestet werden, ob diese Baumarten weiterhin zur Aufforstung geeignet sind, indem das Überleben der Jungbäume unter dem Einfluss einer Klimaerwärmung untersucht wird. Das Überleben der jungen Bäume wurde nach einem Jahr verifiziert.

Von 720 gepflanzten Bäumchen überlebten insgesamt 577 (80,14 %), wobei einige Ausfälle durch neuerliche Sturmschäden (umstürzende Bäume) bedingt waren. Alle drei Arten zeigten eine sehr ähnliche Überlebensrate und keine Art zeigte eine signifikant schlechtere Überlebensrate innerhalb der Kammern als außerhalb. Stiel-Eiche zeigte sogar eine leicht erhöhte Überlebensrate innerhalb der Kammer im Gegensatz zu außerhalb.



Abbildung 9. Open Top Chamber mit gepflanzten Jungbäumen

Umweltparameter

Zusätzlich zur Erfassung der Biodiversität wurden auf den Flächen verschiedene abiotische Parameter erfasst (Abbildung 10). Während des gesamten Zeitraums wurde auf jeder der 20 Untersuchungsflächen in 30-minütigen Intervallen Temperatur sowie relative Luftfeuchte gemessen. In zwei Jahren wurden mittels Laserscans der Kronenschluss und die Strukturvielfalt auf den Plots berechnet. Mikrohabitate (Tree-related Microhabitats, TreMs) wurden zu Beginn der Untersuchungsperiode mithilfe eines standardisierten Katalogs (Kraus et al. 2016) erfasst. Die Zusammenfassung der Daten zeigt, dass extensiv geräumte Flächen in allen Bereichen mittlere Werte erreichen. Die mittlere Temperatur bewegte sich nahe den Werten aus dem unbeschädigten Wald und deutlich unter der von intensiv geräumten Flächen. Strukturvielfalt und auch Mikrohabitate waren auf extensiv geräumten Flächen knapp dreimal mehr vertreten als auf intensiv geräumten Flächen. Der Kronenschluss, und somit die Beschattung des Bodens erreichte auf Intensiv-Flächen lediglich 20 % des Wertes aus unbeschädigtem Wald, auf Extensiv-Flächen und ungeräumten Flächen lag dieser bei 60 %. Die relative Luftfeuchte war einzig auf ungeräumten Flächen erhöht, auf allen anderen Flächentypen wurde ein ähnlicher Wert von 20-25 % dessen gemessen.

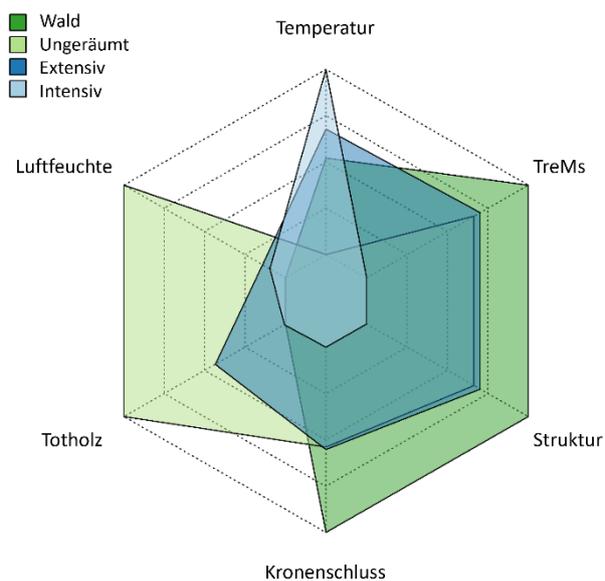


Abbildung 10. Abiotische Parameter auf den vier Flächentypen, dargestellt als relative Werte zwischen den vier Flächentypen. Der jeweils höchste Wert jeder Kategorie entspricht auf der äußeren gepunkteten Linie 100 %, der Abstand der gepunkteten Linien entspricht dabei immer 20 % - Schritten.

Fazit

Unsere Untersuchungen in den ersten vier Jahren nach den Sturmschäden und den nachfolgend implementierten Managementvarianten, namentlich das Belassen der Flächen ohne Räumung, das intensive Räumen sowie die von uns neu vorgestellte Methode des extensiven Räumens der beschädigten Bäume im Vergleich mit anliegendem unbeschädigtem Wald, zeigen einen insgesamt positiven Effekt auf Biodiversität und abiotische Bedingungen durch extensives Räumen. Die Anzahl an Arten und Individuen der obligat auf Totholz angewiesenen, xylobionten Käferarten war auf extensiv geräumten Flächen nicht signifikant unterschiedlich im Vergleich zu intensiv geräumten Flächen. Eine erhöhte Lichteinstrahlung und Temperatur begünstigt das Vorkommen auf intensiv geräumten Flächen, eine höhere Anzahl an Mikrohabitaten und Strukturen durch Totholz und das Belassen der Baumkronen begünstigt es auf extensiv geräumten Flächen (Bouget and Duelli 2004). Taxa, welche nicht obligat auf Totholz angewiesen sind, wie die hier ebenfalls erfassten Heteroptera und Aculeata (Hymenoptera) kamen auf intensiv geräumten Flächen zwar in Größerer Zahl vor, was vor allem in den ersten Jahren vermutlich auf die erhöhte Anzahl an blühenden Pflanzen der Krautschicht zurückzuführen ist, waren aber auf Extensiv-Flächen im Vergleich mit Wald für alle erfassten Arthropoden-Taxa deutlich erhöht. Brutvögel waren von der geringen Strukturvielfalt auf intensiv geräumten Flächen deutlich negativ beeinflusst, wohingegen das Belassen der Baumkronen auf Extensiv-Flächen ausreichend war, um eine dem unbeschädigten Wald und ungeräumten Flächen gleiche Artenvielfalt und Individuenzahl zu sichern. Totholz besiedelnde Pilze wurden nicht maßgeblich durch Räumung beeinflusst.

Das Belassen von Totholz hat für einen verringerten Schalenwildverbiss gesorgt, da die Tiere durch die natürlichen Barrieren, die das Schadholz darstellt solche Flächen weniger frequentieren (Kuijper et al. 2009). Der von uns festgestellte erhöhte Verbiss durch Mäuse auf Flächen mit mehr Totholz ist von geringerer Relevanz, da junge Bäume nur zu Beginn des Wachstums davon betroffen sind.

Die Artenzusammensetzung der nachwachsenden Bäume ist für das Management solcher Schadflächen entscheidend. Bisher wird meist durch die Forstbetriebe das gesamte Holz entnommen und junge Bäume werden gepflanzt. Jedoch ist dies mit hohen Kosten verbunden, die durch die mehrjährige Pflege der Flächen verursacht wird. Oft werden Eichen gepflanzt, die im Folgenden durch ihr langsames Wachstum noch mehrere Jahre freigestellt werden müssen. Die Artenzusammensetzung an Jungbäumen auf extensiv geräumten Flächen ist der von unbeschädigtem Wald ähnlich und wird noch durch Pionierarten bereichert. Dadurch wird eine komplette Unterbrechung des Ökosystems durch eine zweite Störung in Form eines Kahlschlages vermieden und durch das natürliche Nachwachsen des Waldes ein langwieriges und kostenintensives Management umgangen.

Literaturverzeichnis

- Bouget, Christophe; Duelli, Peter (2004): The effects of windthrow on forest insect communities: a literature review. In *Biological Conservation* 118 (3), pp. 281–299. DOI: 10.1016/j.biocon.2003.09.009.
- Frenne, Pieter de; an de Schrijver; Graae, Bente J.; Gruwez, Robert; Tack, Wesley; Vandeloos, Filip et al. (2010): The use of open-top chambers in forests for evaluating warming effects on herbaceous understorey plants. In *Ecol Res* 25 (1), pp. 163–171. DOI: 10.1007/s11284-009-0640-3.
- Kraus, Daniel; Bütler, Rita; Krumm, Franck; Lachat, Thibault; Larrieu, Laurent; Mergner, Ulrich et al. (2016): Catalogue of tree microhabitats: Reference field list.
- Kuijper, D.P.J.; Cromsigt, J.P.G.M.; Churski, M.; Adam, B.; Jędrzejewska, B.; Jędrzejewski, W. (2009): Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? In *Forest Ecology and Management* 258 (7), pp. 1528–1535. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.07.010.
- Leverkus, Alexandro B.; Gustafsson, Lena; Lindenmayer, David B.; Castro, Jorge; Rey Benayas, José María; Ranius, Thomas; Thorn, Simon (2020): Salvage logging effects on regulating ecosystem services and fuel loads. In *Frontiers in Ecology and the Environment* 18 (7), pp. 391–400.
- Lindenmayer, David B.; Burton, Philip J.; Franklin, Jerry F. (2012): Salvage logging and its ecological consequences: Island Press.
- McCarthy, J. (2001): Erratum: Gap dynamics of forest trees: A review with particular attention to boreal forests. In *Dossiers Environ.* 9 (2), p. 129. DOI: 10.1139/er-9-2-129.
- Mergner, Ulrich; Kraus, Daniel (2020): Learning from nature: Integrative forest management in Ebrach, Germany. In, pp. 196–213.
- Müller, J. and Bütler, R. (2010): A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests', *European Journal of Forest Research*, 129(6), pp. 981–992. Available at: Doi: 10.1007/s10342-010-0400-5.
- Pelz, Kristen A.; Smith, Frederick W. (2013): How will aspen respond to mountain pine beetle? A review of literature and discussion of knowledge gaps. In *Forest Ecology and Management* 299, pp. 60–69. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.01.008.
- Perlík, M., Kraus, D., Bußler, H., Neudam, L., Pietsch, S., Mergner, U., Seidel, D., Šebek, P. & S. Thorn (2023): Canopy openness as the main driver of aculeate Hymenoptera and saproxylic beetle diversity following natural disturbances and salvage logging. *Forest Ecology and Management* 540: 121033.

Pietsch, Stefanie; Doerfler, Inken; Kraus, Daniel; Thorn, Simon (2023): Post-storm management determines early tree species composition and browsing intensity in regenerating beech forest. In *Forest Ecology and Management* 543, pp. 121–132. DOI: 10.1016/j.foreco.2023.121132.

Seidl, Rupert; Thom, Dominik; Kautz, Markus; Martin-Benito, Dario; Peltoniemi, Mikko; Vacchiano, Giorgio et al. (2017): Forest disturbances under climate change. In *Nature climate change* 7, pp. 395–402. DOI: 10.1038/nclimate3303.

Striegel, Manuel M. (2018): Biodiversität und Ökologie von totholzbewohnenden Pilzen auf *Fagus sylvatica* in Nordhessen – unter besonderer Berücksichtigung des Nationalparks Kellerwald-Edersee. Dissertation. Fachbereich 10: Mathematik und Naturwissenschaften, Universität Kassel.

Thom, Dominik; Seidl, Rupert (2016): Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. In *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* 91 (3), pp. 760–781. DOI: 10.1111/brv.12193.

Thorn, Simon; Bässler, Claus; Brandl, Roland; Burton, Philip J.; Cahall, Rebecca; Campbell, John L. et al. (2018): Impacts of salvage logging on biodiversity: A meta-analysis. In *Journal of Applied Ecology* 55 (1), pp. 279–289.

Wikum, Douglas A.; Shanholtzer, G. Frederick (1978): Application of the Braun-Blanquet cover-abundance scale for vegetation analysis in land development studies. In *Environmental management* 2 (4), pp. 323–329.