



Forstwirtschaft

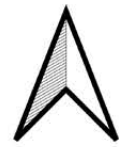
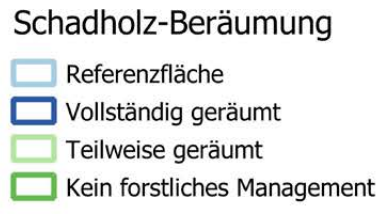
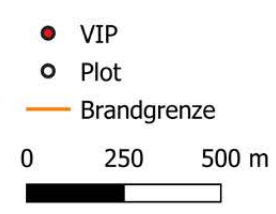
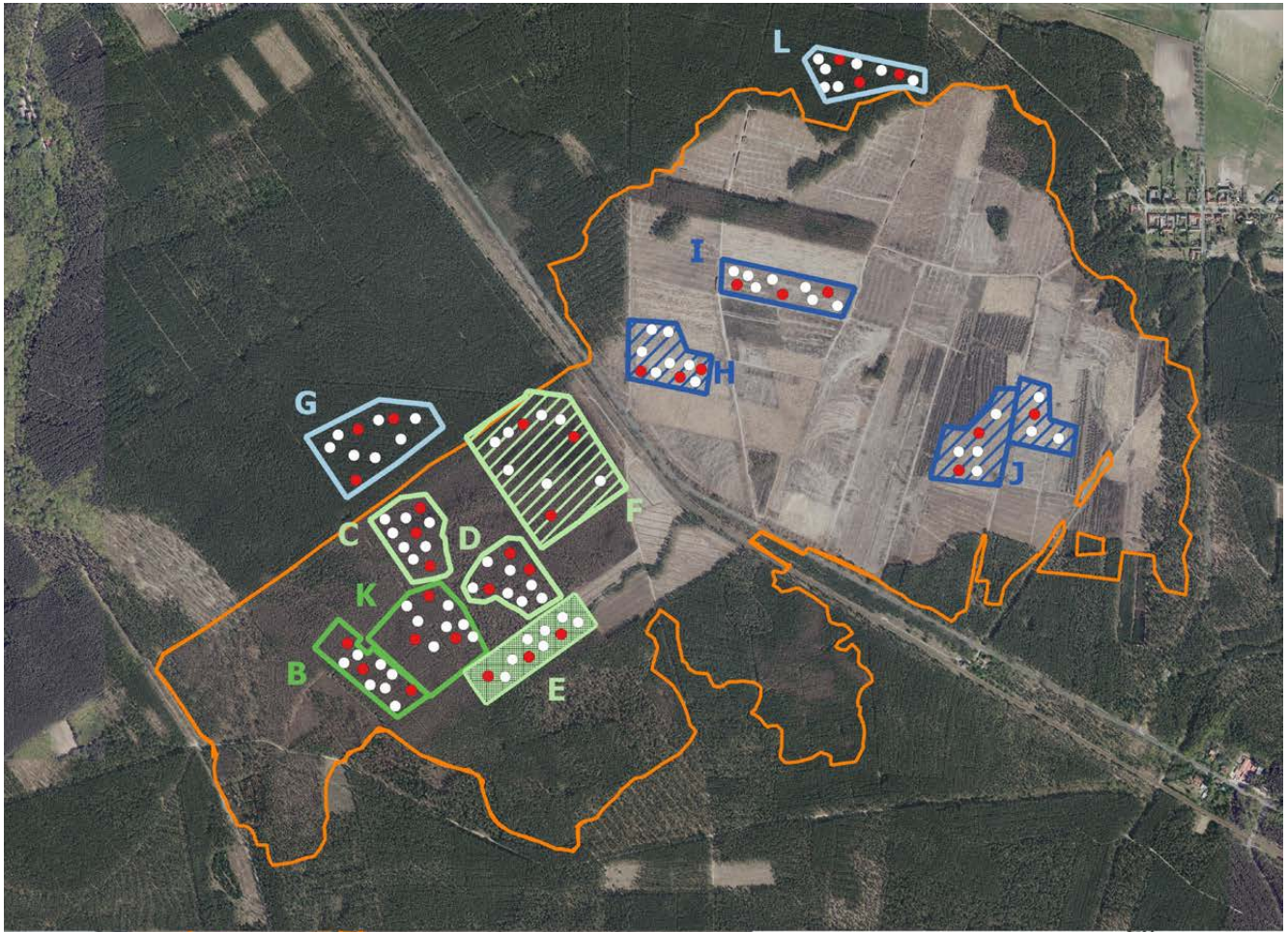
Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 77

## **PYROPHOB**

**Strategien zur Entwicklung von  
widerstandsfähigen Wäldern auf  
Waldbrandflächen**



Fläche		Behandlung 1: Baumfällung			Behandlung 2: Bodenbearbeitung			Behandlung 3: Pflanzung			Andere Behandlungen		
US	UG	Typ	Zeitpunkt	Technik / Befahrung	Typ (mit Tiefe)	Zeitpunkt	Technik	Typ	Baumarten	Zeitpunkt	Zaun	Jagd	Gehölzentnahme
B	TB	keine			keine			Saat	(Stadt-bäume)	Winter 2018/ 2019	nein	häufig	Winter 2022*
C	TB	teilweise geräumt (0,5)	Herbst/ Winter 2019	Harvester & Forwarder auf Rückegassen	keine			keine			nein	häufig	
D	TB	teilweise geräumt (0,5)	Herbst/ Winter 2019	Harvester & Forwarder auf Rückegassen	keine			keine			nein	häufig	
E	TB	teilweise geräumt (0,75)	Herbst/ Winter 2019	Harvester & Forwarder auf Rückegassen	Harken, 10 cm	Herbst/ Winter 2019	Ausleger	Saat	Rot-Eiche ( <i>Q. rubra</i> )	Winter/ Frühjahr 2020	ja	häufig	
F	TB	teilweise geräumt (0,75)	Herbst/ Winter 2019	Harvester & Forwarder auf Rückegassen	Pflügen, 5-8 cm	Herbst/ Winter 2019	Streifenpflug	Pflanzung	Trauben-Eiche ( <i>Q. petraea</i> )	Winter/ Frühjahr 2020	ja	häufig	
G	TB	Referenzfläche			keine			keine			nein	häufig	
H	TB	vollständig geräumt	Herbst/ Winter 2018	Bagger, gesamte Fläche	Pflügen, 10-15 cm	Herbst/ Winter 2018	Streifenpflug	Pflanzung	Trauben-Eiche ( <i>Q. petraea</i> )	Winter/ Frühjahr 2020	ja	häufig	Pappel-Mahd, Sommer 2020
I	TB	vollständig geräumt	Herbst/ Winter 2018	Harvester & Forwarder auf Rückegassen	keine			keine			nein	häufig	
J	TB	vollständig geräumt	Herbst/ Winter 2018	Bagger, gesamte Fläche	Pflügen, 10-15 cm	Herbst/ Winter 2018	Streifenpflug	Pflanzung	Wald-Kiefer ( <i>P. sylvestris</i> )	Winter/ Frühjahr 2020	nein	häufig	
K	TB	kein forstliches Management			keine			keine			nein	häufig	Winter 2022*
L	TB	Referenzfläche			keine			keine			nein	häufig	
U	JB	kein forstliches Management			keine			keine			nein	keine	
V	JB	kein forstliches Management			keine			keine			nein	keine	
X	JB	kein forstliches Management			keine			keine			nein	keine	
Y	JB	kein forstliches Management			keine			keine			nein	keine	
Z	JB	Referenzfläche			keine			keine			nein	keine	



Hintergrundkarten: © GeoBasis-DE/LGB, dl-de/by-2-0



Forstwirtschaft

Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 77

## **PYROPHOB**

**Strategien zur Entwicklung von  
widerstandsfähigen Wäldern auf  
Waldbrandflächen**

## Treuenbrietzen (E)



## Jüterbog (Y)



## Impressum

- Herausgeber: Ministerium für Land- und Ernährungswirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz (MLEUV)  
Henning-von-Tresckow-Straße 2 – 13, Haus S, 14467 Potsdam  
Telefon: +49 (0) 331 866-7237  
E-Mail: [bestellung@mluk.brandenburg.de](mailto:bestellung@mluk.brandenburg.de)  
Internet: [mluk.brandenburg.de](http://mluk.brandenburg.de) oder [www.agrar-umwelt.brandenburg.de](http://www.agrar-umwelt.brandenburg.de)
- Organisation: Landesbetrieb Forst Brandenburg  
Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde  
E-Mail: [lfe@lfb.brandenburg.de](mailto:lfe@lfb.brandenburg.de)  
Internet: [forst.brandenburg.de](http://forst.brandenburg.de)
- Redaktion: Susanne Rönnefarth (Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde)  
Danica Clerc (Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde)  
Ulrike Hagemann (Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde)  
Lilly Rohlfis (Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde)  
Maren Schüle (Universität Potsdam, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde)  
Pierre L. Ibisch (Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde)
- Titel- und Umschlagsbilder: Tilo Geisel
- Umschlagsgestaltung: DRUCKZONE GmbH & Co. KG, Karte: Maren Schüle (Universität Potsdam)
- Abbildungen: Von den Autoren/innen der Beiträge, wenn nicht anders vermerkt.
- Satz und Druck: DRUCKZONE GmbH & Co. KG
- Gedruckt auf PEFC-zertifiziertem Material, für den Druck wurde eine CO<sub>2</sub>-Kompensation in Höhe von 1 t durchgeführt
1. Auflage: 500 Exemplare, gedruckt auf PEFC-Papier



Eberswalde, im Dezember 2024

Diese Veröffentlichung ist Teil der Öffentlichkeitsarbeit des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg. Sie wird kostenlos abgegeben und ist nicht zum Verkauf bestimmt. Sie darf nicht für Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Unabhängig davon, auf welchem Weg und in welcher Anzahl diese Broschüre dem Empfänger zugegangen ist, darf sie, auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl, nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Landesregierung zugunsten einzelner Gruppen verstanden werden könnte. Nachdruck – auch auszugsweise – nur mit schriftlicher Genehmigung des Herausgebers.

# Inhaltsverzeichnis

<b>Vorwort</b> .....	<b>11</b>
<b>1. Zusammenfassung</b> .....	<b>13</b>
<b>2. Einführung Waldbrände - Einordnung in den nationalen und internationalen Kontext</b> .....	<b>19</b>
<b>3. Das Projekt PYROPHOB</b> .....	<b>21</b>
3.1 Projektidee und -partner .....	21
3.2 Ziele und allgemeines Design des Vorhabens .....	23
<b>4. Treuenbrietzen und Jüterbog: Waldbrand-Portraits und Chronologie</b> .....	<b>25</b>
4.1 Treuenbrietzen-Feuer 2018 .....	26
4.2 Bearbeitung der Brandflächen ab 2018 .....	26
4.3 Jüterbog-Feuer 2019 .....	27
4.4 Projekt PYROPHOB: ab Frühjahr 2020 .....	28
4.5 Verkauf des Kommunalwaldes Treuenbrietzen und Treuenbrietzen-Feuer 2022 .....	29
<b>5. Methodik</b> .....	<b>31</b>
5.1 Auswahl und Einrichtung der Untersuchungsflächen .....	31
5.2 Meso- und Mikroklima .....	35
5.3 Waldboden und Wasser .....	35
5.3.1 Bodenchemie und Stoffaustrag .....	35
5.3.2 Bodenbiologie und Stoffumsätze .....	36
5.3.3 Bodenhydrologie .....	37
5.4 Flora und Vegetationsstruktur .....	38
5.4.1 Bodenvegetation .....	38
5.4.2 Baumverjüngung .....	39
5.4.3 Samenbäume der Umgebung .....	40
5.5 Totholz .....	40
5.5.1 Forstinventur .....	41
5.5.2 Terrestrisches Laserscanning (TLS) .....	43
5.5.3 Totholzwälle .....	44
5.5.4 Methoden zur Totholzerfassung im Vergleich .....	45
5.6 Funga .....	51
5.7 Fauna .....	52
5.7.1 Säugetiere .....	52
5.7.2 Vögel .....	53
5.7.3 Nachtfalter .....	54
5.7.4 Holzkäfer (xylobionte Käfer) .....	54
5.7.5 Spinnen .....	55

5.8 Methoden der Fernerkundung (ohne Oberflächentemperaturen).....	56
5.8.1 Brandschwere aus Satellitenaufnahmen .....	56
5.8.2 Habitattypenklassifikation aus Satellitenaufnahmen .....	56
5.8.3 Totholzklassifikation aus Drohnenaufnahmen.....	58
<b>6. Kurzfristige Ökosystementwicklung nach Waldbrand bei unterschiedlichen Behandlungen .....</b>	<b>63</b>
<b>6.1 Einleitende Bemerkungen zu den erzielten Ergebnissen .....</b>	<b>63</b>
<b>6.2 Meso- und Mikroklima .....</b>	<b>63</b>
6.2.1 Heiße Tage in den Untersuchungsgebieten.....	63
6.2.2 Landschaftstemperatur an heißen Tagen.....	66
6.2.3 Mikroklimatische Auswirkungen von Behandlungsvarianten.....	66
6.2.4 Zusammenhang zwischen Kronenschlussgrad und Mikroklimadaten auf den Flächen ohne forstliches Management .....	69
6.2.5 Niederschlag.....	70
<b>6.3 Waldboden und Wasser .....</b>	<b>71</b>
6.3.1 Bodenchemie und Stoffaustrag .....	71
6.3.2 Bodenbiologie und Stoffumsätze .....	79
6.3.3 Bodenhydrologie .....	81
<b>6.4 Flora und Vegetationsstruktur .....</b>	<b>87</b>
6.4.1 Bodenvegetation .....	87
6.4.2 Baumverjüngung .....	91
6.4.3 Samenbäume der Umgebung.....	96
6.4.4 Vegetationsstrukturen.....	97
6.4.5 Veränderungen durch den zweiten Brand .....	100
<b>6.5 Totholz .....</b>	<b>102</b>
6.5.1 Totholzdynamik .....	103
6.5.2 Terrestrisches Laserscanning: Veränderungsdynamik im Stammvolumen und Kronenschluss.....	107
<b>6.6 Funga .....</b>	<b>110</b>
6.6.1 Die fruchtkörperbildenden Pilzarten .....	110
6.6.2 Phytoparasitische Pilzarten .....	114
6.6.3 Ektomykorrhiza .....	114
<b>6.7 Fauna .....</b>	<b>115</b>
6.7.1 Säugetiere .....	116
6.7.2 Vögel .....	117
6.7.3 Nachtfalter.....	119
6.7.4 Holzkäfer (xylobionte Käfer) .....	120
6.7.5 Spinnen .....	122



<b>7. Nach dem Feuer: Analyse und Diskussion der Ökosystementwicklung nach Waldbränden und unter unterschiedlichen Managementansätzen .....</b>	<b>125</b>
7.1 Kurzfristige Auswirkungen der Brände auf das Ökosystem.....	125
7.2 Auswirkungen verschiedener forstlicher Maßnahmen auf Brandflächen .....	126
7.2.1 Forstliche Entscheidungen und Reaktionen.....	126
7.2.2 Ökosystementwicklung und forstliches Management .....	127
7.3 Zeitliche Dynamik von Waldbrandflächen .....	127
7.4 Übergeordnete Bewertung der Ökosystementwicklung vor dem Hintergrund der initialen Hypothesen und zukünftige Szenarien .....	127
7.4.1 Ergebnisse im Lichte der initialen Hypothesen.....	127
7.4.2 Zukunftsszenarien und Ausblick.....	129
<b>8. Empfehlungen für die Praxis .....</b>	<b>131</b>
<b>Glossar und Abkürzungsverzeichnis.....</b>	<b>135</b>
<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>139</b>
<b>In der Eberswalder Forstlichen Schriftenreihe sind bisher erschienen.....</b>	<b>149</b>



# Vorwort

Waldbrände sind insbesondere in den letzten Jahren zu einem zentralen Thema in der Forstwissenschaft und Waldbewirtschaftung geworden, das sowohl ökologische als auch soziale und wirtschaftliche Dimensionen umfasst. In Mitteleuropa entstehen Waldbrände überwiegend durch fahrlässiges menschliches Handeln und wären in den meisten Fällen vermeidbar. Da sie hierzulande nur sehr selten auf natürliche Weise entstehen, sind sie nicht Teil der natürlichen Waldentwicklung, sondern stellen ein drastisches Störungsereignis für das betroffene Waldökosystem, die regionale Bevölkerung und die Umwelt dar. Waldbrände zerstören nicht nur die Waldvegetation, sondern auch die Lebensräume vieler Organismen, verändern den Zustand des Waldbodens und setzen enorme Mengen von Treibhausgasen, Feinstaub und Giften frei.

Im Kontext des Klimawandels stellen Waldbrände ein zunehmendes Risiko für Waldökosysteme dar. Die veränderten klimatischen Bedingungen erhöhen die Wahrscheinlichkeit für längere, trockenere und heißere Perioden. Dies begünstigt nicht nur die Entstehung von Bränden, sondern vor allem deren Ausbreitung und Intensität. Insbesondere mit Blick auf besonders waldbrandgefährdete Ökosysteme, wie z.B. die in großen Teilen des norddeutschen Tieflands vorkommenden, von Kiefern dominierten Wälder, ist ein fundierter und differenzierter Diskurs über waldbauliche, waldökologische und technologische Möglichkeiten zur Reduktion des Waldbrandrisikos notwendig. Dem Umgang mit Waldbrandflächen kommt dabei eine besondere Bedeutung zu – vor allem hinsichtlich der Etablierung und Entwicklung resilienterer und anpassungsfähiger Waldökosysteme. Die Ableitung entsprechender Empfehlungen für innovative Ansätze und Strategien sollte auf möglichst aktuellen Forschungsarbeiten und -daten basieren, die idealerweise unter den regionalen standörtlichen und klimatischen Bedingungen erhoben wurden.

Diese Ausgabe der Eberswalder Forstlichen Schriftenreihe widmet sich daher explizit der ausführlichen Darstellung und Diskussion der Forschungsergebnisse des unter Leitung der Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde 2020–2025 in Treuenbrietzen und Jüterbog durchgeführten Forschungsprojekts PYROPHOB. Es werden die wichtigsten, einige Monate vor Projektabschluss vorliegenden Ergebnisse präsentiert, die es erlauben, zentrale Schlussfolgerungen und Empfehlungen abzuleiten. Weitere Ergebnisse werden in internationalen Fachzeitschriften publiziert und auch noch nach dem offiziellen Projektabschluss zur Verfeinerung der Befunde beitragen.

Die Auswirkungen von Waldbränden und das Management von Waldbrandflächen werden oft kontrovers diskutiert. Unterschiedliche Perspektiven und Ansätze führen zu verschiedenen Interpretationen von Forschungsergebnissen. Daher präsentieren die einzelnen Beiträge nicht nur die Projektergebnisse, sondern spiegeln auch die unterschiedlichen Sichtweisen der Projektbeteiligten wider. Dementsprechend werden nicht alle (Teil-)Kapitel von allen Beteiligten konsensual getragen, erkennbar an den jeweiligen Autorenschaften. Diese Vielfalt an Positionen ist jedoch ein wertvoller Bestandteil des wissenschaftlichen Diskurses und trägt dazu bei, die aktuellen Diskussionen zu bereichern und ein umfassenderes Verständnis der komplexen Zusammenhänge zu entwickeln.

Wir laden Sie ein, sich intensiv und differenziert mit den umfassenden Inhalten dieser Schriftenreihe auseinanderzusetzen und die Diskussion über den zukünftigen Umgang mit Waldbrandflächen aktiv mitzugestalten. Nur durch offenen Austausch können wir den Herausforderungen, die Waldbrände für unsere Waldökosysteme und für uns als Gesellschaft mit sich bringen, wirksam begegnen und tragfähige Strategien für eine nachhaltige Waldentwicklung auf diesen Flächen erarbeiten.



**Ulrike Hagemann**

Leiterin  
Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde



**Pierre Ibisch**

Professur für Sozialökologie der Waldökosysteme  
Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde



# 1. Zusammenfassung

Pierre L. Ibisch<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centre for Econics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

Die Untersuchungen des Projekts PYROPHOB haben zu diversen neuartigen Erkenntnissen über die Wirkung von Waldbränden auf das Ökosystem und die nachfolgende Entwicklung geführt. Es wurden nicht nur Ergebnisse zum Mikroklima, den Böden und zur Vegetationsentwicklung erzielt, sondern auch zu Pilzen und ausgewählten Tiergruppen. Dabei gelangen Neunachweise und sogar Funde von Arten, die neu für die Wissenschaft sind. Besonders aufschlussreich war der Vergleich verschiedener forstlicher Strategien im Umgang mit den Brandflächen, aus dem Empfehlungen zum Umgang mit dem Totholz der verbrannten Bäume und mit den Böden abgeleitet wurden. Die im Folgenden zusammengestellten Ergebnisse wurden auf Grundlage der Texte der verschiedenen Arbeitsgruppen zusammengestellt.

**1. Projekt und Forschungsfragen:** Das Projekt PYROPHOB war das bislang größte Waldbrandforschungsvorhaben in Brandenburg und wurde von 2020 bis 2025 durchgeführt, aufbauend auf dem Vorläufervorhaben CleverForst. Im Zentrum des Projekts stand die systematische Analyse der ökosystemaren Folgewirkungen von Waldbränden in Kiefernreinbeständen sowie der Waldentwicklung nach unterschiedlichen Behandlungen der Brandflächen. Untersucht wurden neben der Treuenbrietzener Waldbrandfläche aus dem Jahr 2018, die während der Projektlaufzeit 2022 von einem erneuten Brand betroffen war, auch die im Jahr 2019 verbrannte Wald- bzw. Forstflächen im Wildnisgebiet von Jüterbog. Auf der Grundlage eines interdisziplinär-ökosystemaren Ansatzes verfolgte PYROPHOB folgende übergeordnete Forschungsfragen:

- 1) Wie verändern Brände in Kiefernforsten die abiotischen und biotischen Bedingungen im Ökosystem?
- 2) Wie wirken sich unterschiedliche Waldbewirtschaftungsmaßnahmen nach einem Brand auf die abiotischen Standortbedingungen, die biologische Vielfalt, die Ausprägung der damit zusammenhängenden Ökosystemfunktionen und deren Entwicklung aus?
- 3) Wie schnell und effektiv können bestimmte Maßnahmen umgesetzt werden, um die Entwicklung eines neuen Waldes zu fördern, der weniger brandgefährdet und klimawandelresilienter ist als die bislang dominierenden Kiefernforsten?

**2. Methodik und Design:** Das Projekt basierte auf einem System standardisierter Untersuchungsflächen, die von allen beteiligten Forschergruppen genutzt wurden, um statistische Vergleiche zwischen Umweltfaktoren, Artengruppen und Bewirtschaftungstypen durchführen zu können. Das ab 2020 eingerichtete Probeflächennetz in den Brandwäldern und ihrer Umgebung umfasste 15 Untersuchungsflächen, die sich über die beiden benachbarten Untersuchungsgebiete (zehn in Treuenbrietzen und fünf in Jüterbog) erstreckten und unterschiedliche Bewirtschaftungsvarianten (Behandlungen) und Brandintensitäten widerspiegeln. Jeweils zwei Referenzflächen befanden sich im benachbarten, unverbrannten Kiefernwald. Die Behandlungsvarianten ergaben sich aus unterschiedlichen Kombinationen der Maßnahmen i) Schadholzberäumung, ii) Pflügen, iii) Rechen, iv) Pflanzung, v) Saat und vi) Einzäunung, einschließlich unterschiedlicher Behandlungszeitpunkte. Die

Behandlungsvariante vii) ohne aktive waldbauliche Maßnahmen wurde an sechs Untersuchungsstandorten mit unterschiedlicher Brandintensität, Wildverbissintensität und unterschiedlichem Bestandesalter der Vorbestände angelegt und untersucht. Die ausgewerteten Daten stammen aus dem Untersuchungszeitraum März 2021 bis Juli 2024, wobei die Dauer je nach Forschungsgebiet variieren kann.

**3. Mikro- und Mesoklima:** Der Untersuchungszeitraum war durch sommerliche Extremwitterungen gekennzeichnet. In beiden Untersuchungsgebieten lag die Anzahl der heißen Tage (Lufttemperatur bis >30°C) um das 3,1-fache (Jüterbog 2022) bis 4,7-fache (Treuenbrietzen 2021) über dem Landesdurchschnitt. Während heiße Tage im Jahr 2021 nur von der zweiten Junihälfte bis Ende Juli auftraten, gab es im Jahr 2022 auch noch bis Mitte August und im Jahr 2023 sogar bis Anfang September Tage, an denen der Mittelwert der Tageshöchsttemperatur 35°C oder mehr betrug. Um die Mittagszeit wurden auf vollständig geräumten Flächen fernerkundungsbasiert an einzelnen Tagen maximale Oberflächentemperaturwerte von über 49°C gemessen (24.06.2022). Die Oberflächentemperatur intakter Kiefernwälder war an heißen Tagen bis zu 19°C kühler als Kahlflächen und wies eine geringere Temperaturschwankung auf. Teilweise geräumte Flächen waren etwas kühler als vollständig geräumte. In Jüterbog traten in der Umgebung der Untersuchungsflächen an heißen Tagen deutlich höhere mittägliche Oberflächentemperaturen auf als in Treuenbrietzen. Eine dichtere und vitalere Vegetation kann Schatten spenden und die Verdunstungskühlung erhöhen und so die Temperaturen und das u. a. für die Waldbrandgefahr relevante Dampfdruckdefizit senken. Damit verbunden ist ein stärker gepuffertes Mikroklima, das wiederum ein besseres Wachstum der Vegetation unterstützen kann. Temperaturen, Dampfdruckdefizit und Zustand der Vegetation sind durch positive Rückkopplungen miteinander verbunden. Die geringsten Jahresniederschläge wurden im Jahr 2022 gemessen (408 / 470 mm in Jüterbog / Treuenbrietzen). Der Jahresniederschlag von Treuenbrietzen lag in den drei betrachteten Jahren um 13, 62 und 27 mm über dem von Jüterbog. Mit Blick auf die Rolle von Waldökosystemen im Landschaftskontext ist es von Interesse zu untersuchen, ob möglicherweise Zusammenhänge zwischen den mikroklimatischen Gegebenheiten und dem Vegetationszustand bestehen.

**4. Böden:** Auf den unverbrannten Referenzflächen beider Untersuchungsgebiete lagen durch sandige Substrate geprägte podsolige Braunerden vor. Die Böden in Treuenbrietzen wiesen zum Teil deutlich höhere Schluffgehalte auf (lehmig-schluffige Sande). Die Waldbrände zerstörten die Humusaufgabe auf den meisten Brandflächen fast vollständig und legten den Mineralboden großflächig frei. Die Brandauswirkungen auf den Mineralboden konzentrierten sich auf einzelne bodenchemische Parameter im obersten Bereich des Oberbodens. Insbesondere die pH-Werte waren in den obersten Bodenschichten vieler Bodenprofile auf den Brandflächen im Vergleich zu den Werten der Referenzflächen erhöht. Die Auswertung der Mineralbodenmischproben zeigte deutliche Auswirkungen der Befahrung im Zuge

der Totholzberäumung und des Pflügens. Diese Praktiken können tendenziell zu unerwünschten Veränderungen der Bodeneigenschaften im Oberboden führen. Nachverdichtungsvorgänge können im Bereich der Pflugfurche aufgrund der Störung der Bodenstruktur zu höheren Lagerungsdichten führen. Auch auf den vollständig geräumten Waldbrandflächen wurden im Vergleich zur unverbrannten Referenz erhöhte Lagerungsdichtewerte festgestellt. Die Vermischung von Ober- und Unterbodensubstrat beim Pflügen führte zudem zu einer Verringerung der oberflächennahen Stickstoffvorräte in den Pflugfurchen. Die elektrische Leitfähigkeit der Oberböden auf den Brandflächen war generell niedriger als auf den Referenzstandorten, was auf eine verminderte Nährstoffverfügbarkeit hindeuten kann. Beim Vergleich der waldbaulichen Behandlungen zeigte die vollständig von Totholz geräumte Flächenvariante niedrigere Leitfähigkeitswerte als die unbehandelten Brandflächen. Sowohl die gepflügten Flächen als auch die Flächen mit vollständiger Totholzentfernung zeigten im Vergleich zu den Referenzflächen eine verringerte effektive Kationenaustauschkapazität des Oberbodens und damit eine verringerte Fähigkeit des Bodens, pflanzenverfügbare Nährstoffe zu speichern. Im Vergleich zu den Referenzflächen waren die organischen Kohlenstoffverbindungen und die Huminsäurekomplexität im Unterboden (30 cm Tiefe) auf den gepflügten Brandflächen deutlich geringer als auf nicht gepflügten Flächen. Diese Bodenparameter waren auf allen verbrannten Flächen (mit und ohne Totholzbehandlung) im Vergleich zu den nicht verbrannten Flächen signifikant reduziert. Die Entfernung von Totholz scheint die Freisetzung bzw. den Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen, einschließlich Huminsäuren, zu erhöhen. Brandflächen, die sowohl gepflügt als auch teilweise oder vollständig geräumt wurden, wiesen im Vergleich zu Brandflächen ohne aktive Eingriffe die niedrigsten Gehalte an organisch gelösten Kohlenstoffverbindungen (in 30 cm Tiefe) auf. Die Zerstörung der Humusaufgabe durch den Waldbrand bedeutete einen weitgehenden Verlust zentraler Bodenfunktionen für die Pflanzenernährung. Die Menge an mineralischen Stickstoffverbindungen  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NO}_3^-$ , die der Vegetation durch mikrobielle Umsetzungen zur Verfügung stand, nahm als Folge der nahezu vollständigen Zerstörung der Humusaufgabe deutlich ab. Im Vergleich zu den Brandflächen wiesen die unverbrannten Referenzflächen deutlich geringere Bodentemperaturamplituden auf. Die Bodentemperaturextreme waren auf den vollständig geräumten Flächen am stärksten ausgeprägt, gefolgt von den Flächen mit teilweiser Totholzentnahme und den Flächen ohne Totholzentnahme. Die Zeitreihen der Bodenfeuchtemessungen zeigen ein sehr heterogenes Bild. Das Jahr 2022 war auf den vollständig geräumten Flächen das Jahr mit dem ausgeprägtesten Bodentrockenstress.

5. **Flora, Vegetation und Biomasse:** Intensive Brände führen zum Absterben der Kiefern, mit Ausnahme weniger (zunächst) überlebender Individuen. Die Krautschicht verbrennt meist ebenfalls, wobei einige Arten (Landreitgras, Sandsegge) aus unverbrannten unterirdischen Sprossachsen (Rhizomen) wieder vegetativ austreiben können. Die Mooschicht verbrennt meist vollständig. Während auf den unverbrannten Referenzflächen eine durchschnittliche Moosdeckung von über 90 % gemessen wurde, erreichten neubesiedelnde Moose auf den Brandflächen zu Beginn (ein Jahr nach dem Brand (JB) bzw. zwei Jahre (TB)) nur ca. 6 % Deckung. Die Krautschicht auf unverbrannten Flächen zeigte durchschnittlich eine Deckung von 32 %, wohingegen sie auf Brandflächen zunächst 16 % erreichte, nach dem zweiten Brand jedoch zurückging. Auf den Brandflächen war häufig bereits eine ausgeprägte Naturverjüngung vorhanden, insbesondere durch Baumarten

wie die Aspe, während diese auf den unverbrannten Referenzflächen mit weniger als 1 % Deckung kaum eine Rolle spielte. Drei Jahre nach dem ersten Brand war die Mooschicht auf den nicht bewirtschafteten Flächen mit knapp 50 % Deckung bereits gut entwickelt, wurde jedoch durch den zweiten Brand wieder vollständig zerstört. Ein Jahr nach dem zweiten Brand zeigte sich erneut eine beginnende Besiedlung durch Moose, die jedoch weniger als 1 % Deckung erreichte. Auch die Deckung der Krautschicht war nach dem zweiten Brand mit 3,6 % geringer als drei Jahre nach dem ersten Brand (11,7 %). Die Biomasse der Baumverjüngung (v. a. Aspe) war auf vollständig geräumten Untersuchungsflächen in Treuenbrietzen am höchsten und nahm von Jahr zu Jahr zu. Im fünften Jahr nach dem Brand erreichte die Gesamtbiomasse bis zu 8.600 kg/ha. Der erneute Brand im Jahr 2022 in Treuenbrietzen reduzierte diese Biomasse drastisch auf etwa ein Fünftel. Ein Jahr nach dem zweiten Brand wurde die regenerierte Biomasse überwiegend durch den Wiederaustrieb von Aspe und krautigen Arten wie Adlerfarn gebildet. Die unterirdische Biomasse stellte etwa die Hälfte der regenerierten Gesamtbiomasse und trug damit wesentlich zur Kohlenstoffspeicherung bei.

6. **Etablierung von Bäumen:** Nach dem Waldbrand in Jüterbog im Jahr 2019 entwickelten sich in der ersten Vegetationsperiode (und in den Folgejahren) auf den meisten Untersuchungsflächen deutlich weniger Baumsämlinge als in Treuenbrietzen. Der Etablierungserfolg von Naturverjüngung kann in Abhängigkeit von Samenverfügbarkeit und Keimungsbedingungen von Jahr zu Jahr stark schwanken, und wird zusätzlich von unterschiedlichen Behandlungen innerhalb einer Fläche beeinflusst. Die Strukturen, die sich vor allem aus der Verjüngung ergeben, sind deutlich kleinräumiger als jene, die sich aus dem Vorbestand ergeben, aber dennoch meist in größeren Ausschnitten sichtbar. Auf Flächen, die bereits in den ersten Monaten nach dem Brand geräumt wurden, fallen sie durch bevorzugten Aspenaufwuchs in den Furchen auf. Auch die Ränder von Reisigwällen wurden bevorzugt von Aspen besiedelt. Diese wurden auf allen ganz oder teilweise geräumten Flächen entlang ehemaliger Rückegassen angelegt, wobei der ausgeprägte Randaufwuchs nur auf den früh geräumten Flächen auftritt. Ein schnellerer Aspenaufwuchs wurde auch entlang der Schattenseite von dichten, stehenden Baumbeständen beobachtet, der sich jedoch ein bis zwei Jahre nach dem Fällen der Bäume nur wenig von der Umgebung abhob. Die dichte Besiedlung der früh geräumten Flächen mit Aspen könnte auf besonders günstige Keimbedingungen im Frühjahr 2019 zurückzuführen sein. Die durchschnittliche Baumzahl nach einem Jahr betrug 13.372 Bäume/ha - das ist etwa ein Drittel der Baumzahl auf den unbehandelten Untersuchungsflächen in Treuenbrietzen. Die stärkste Verjüngung auf einer Fläche in Jüterbog, die überwiegend aus Kiefern bestand (26.193 Bäume/ha), entsprach etwa zwei Dritteln der Baumzahl auf den unbehandelten Flächen in Treuenbrietzen.
7. **Entwicklung der Baumvegetation:** Die bereits im ersten Jahr nach dem Brand festgestellte Dominanz der Aspe blieb in Treuenbrietzen auch in den Folgejahren erhalten (89 % zwei Jahre nach dem Brand). Obwohl die Aspe in Jüterbog in deutlich geringerer Anzahl vorkommt (zwei Jahre nach Brand in Jüterbog: 679/ha; Treuenbrietzen: 6.289/ha), stellte sie auch in Jüterbog auf zwei der vier Untersuchungsflächen die dominierende Baumart dar. Die oberirdisch verbrannten jungen Laubbäume bildeten nach dem zweiten Brand in Treuenbrietzen zum Teil sehr schnell Wurzelschösslinge aus und zeigten damit eine sehr ausgeprägte Feuerresistenz. Auf

einer unbewirtschafteten Fläche betrug der Anteil der Naturverjüngung vier Monate nach dem zweiten Brand 34 % der zuvor erhobenen Werte. Auf einer anderen Fläche blieb die Naturverjüngung sogar fast unverändert (+3 %), während sie auf anderen Flächen im Spätsommer nach dem Feuer 2022 deutlich zunahm (+22 % bzw. +37 %). Die durchschnittliche Höhe der Aspen betrug vier Monate später 54,7 cm. Die Anzahl der Birken nahm auf allen Flächen um 82,5 % ab, die der Salweiden um 58,1 %. Auf der Fläche mit der dichtesten Verjüngung in Jüterbog nahm die Anzahl der Kiefernkeimlinge nach einem Jahr um 60 % ab. Drei Jahre nach dem Brand wurde in Treuenbrietzen die höchste Baumdichte auf der nicht bewirtschafteten Fläche (14.148/ha) registriert, während die vollständig geräumte und gepflügte Fläche die geringste Anzahl an Naturverjüngung aufwies (4.600/ha). Der Verzicht auf Bodenbearbeitung und das Belassen von stehendem Totholz führten von Anfang an zu einer größeren Strukturvielfalt der Vegetation. So variierte drei Jahre nach dem Brand die Dichte der Naturverjüngung auf den Hauptprobekreisen am stärksten auf den Untersuchungsflächen ohne Bodenbearbeitung und mit stehendem Totholz. Auch die kleinräumige Variabilität war auf den Versuchsfeldern ohne Bodenbearbeitung am höchsten. Zwei Jahre nach dem Brand waren die meisten Baumarten zwischen 10,5 und 30 cm hoch (Aspe, Birke, Sal-Weide), die meisten Kiefern waren noch kleiner als 10 cm. Drei Jahre nach dem Brand sind die meisten Birken mit 70,5 – 110 cm am höchsten, gefolgt von den Aspen mit überwiegend 30,5 – 90 cm. Die größten Maximalhöhen erreichten die Aspen (bis 530 cm).

8. **Entwicklung eingebrachter Bäume:** Die Anzahl der gepflanzten Kiefern nahm auf der Untersuchungsfläche vor allem in den ersten Jahren ab, nach zwei Vegetationsperioden waren nur noch 32,8 % vorhanden. Fünf Vegetationsperioden nach der Pflanzung waren noch 14,7 % am Leben, viele Kiefern waren abgestorben. Nur wenige überlebten und zeigten praktisch kein Höhenwachstum. Ein Jahr nach Einbringung betrug die Dichte der gepflanzten Trauben-Eichen auf der entsprechenden Untersuchungsfläche 8.841 / ha, die der gesäten Rot-Eichen 21.709 / ha. Von den gepflanzten Eichen überlebte etwa die Hälfte den erneuten Brand im Jahr 2022, davon 5,8 % durch Stockausschlag. Die hohe Überlebensrate ist auf die geringe Brandintensität in einigen Parzellen zurückzuführen. Dass Eichenbestände bereits wenige Jahre nach ihrer Etablierung eine ausgeprägte Feuerresistenz entwickeln, zeigte ein junger Eichenbestand im Gebiet (ca. 10 – 15 Jahre alt) bereits nach dem ersten Feuer in 2018 durch die Eigenschaft, ein Feuer aufzuhalten bzw. ihm zu widerstehen („Pyrophobizität“). Diese konnte damals das Feuer bremsen; die Bäume überlebten das Feuer. Die ausgeprägte Naturverjüngung, die sich nach dem ersten Brand entwickelt hatte, könnte ein Grund für die deutlich geringere Intensität des zweiten Brandes gewesen sein.

9. **Totholz:** Die zeitliche Entwicklung des Zustands der durch den Brand abgestorbenen und anfangs noch stehenden toten Bäume wird u.a. durch das Alter bzw. die Dichte des Bestandes bestimmt. Der größte Teil des stehenden Kiefern-Totholzes war drei Jahre nach dem Brand umgefallen. In Treuenbrietzen sank das mittlere stehende Holzvolumen im dritten Jahr innerhalb eines sechsmonatigen Untersuchungsintervalls von über 300 auf unter 50 m<sup>3</sup>/ha. Die weniger dichten Bestände in Jüterbog fielen nach 3,5 Jahren in größerem Umfang, hier blieben bis zum Ende des Projektzeitraums insgesamt mehr Bäume stehen. Der mittlere stehende Totholzvorrat in Treuenbrietzen betrug nach vier Jahren nur noch 9,12 m<sup>3</sup>/ha; in Jüterbog nach viereinhalb Jahren noch

51,26 m<sup>3</sup>/ha. Es hat sich gezeigt, dass stehende Bäume häufig in einer Höhe von rund vier Metern brechen. Diese verbliebenen, natürlich entstandenen Hochstubben zeigten, dass ggf. auch künstlich geschaffene Hochstubben aufgrund ihrer größeren Standsicherheit als Möglichkeit zum risikogeminderten Belassen von Totholz in Betracht gezogen werden sollten. Beim liegenden Totholzvolumen wurde eine rasche Reduktion der nach einem Waldbrand im Vergleich zu anderen Störungsereignissen bereits geringen Menge feinen Totholzes festgestellt. In TB reduzierte der zweite Brand im Jahr 2022 das vorhandene Totholz auf den unbehandelten Flächen von 550 auf 176 m<sup>3</sup>/ha. Die Zersetzung des nach dem ersten Waldbrand entstandenen Totholzes war offensichtlich noch nicht weit genug fortgeschritten, um durch eine erhöhte Holzfeuchte einem weiteren Brand standzuhalten. Damit existiert in den ersten Jahren nach Waldbränden ein weiterhin hohes Feuerrisiko, bis die abgestorbenen Bäume umfallen, Bodenkontakt haben und mit der fortschreitenden Zersetzung der Feuchtegehalt des starken Totholzes substanziell ansteigt.

10. **Funga:** Bei zahlreichen Gattungen wurden kryptische Artenkomplexe festgestellt, d. h. bisher unbeschriebene Arten, die sich aufgrund ihrer Ähnlichkeit hinter bekannten Arten „verstecken“. Mehrere neue Arten mussten beschrieben werden. So wurde z. B. eine besonders auffällige und häufige Pilzart, die auf Moosen parasitiert, als *Arrhenia bryophthora* publiziert. Neu für die Wissenschaft ist auch *Bryopistillaria clavarioides* (Keuliges Mooskeulchen). Weitere neue Arten sollen folgen. Aus der Gruppe der Basidiomyceten wurden insgesamt 221 verschiedene Taxa gefunden, wobei kryptische Artenkomplexe für die Auswertung jeweils zu nur einem Taxon zusammengefasst wurden. Auf den unverbrannten Referenzflächen wurden im Durchschnitt deutlich mehr Taxa gefunden als auf den verbrannten Flächen. Das Feuer hat also zunächst die Pilzartenvielfalt reduziert. Auch die meisten Mykorrhizapilzarten wurden auf den Referenzflächen gefunden. Dabei handelt es sich um regional typische Arten schwach bis mäßig nährstoffversorgter Kiefernbestände. Auffallend ist, dass die Anzahl der Mykorrhizapilze mit dem Bearbeitungsgrad der Flächen zunimmt. Auf den unbehandelten Flächen wurden fast keine Mykorrhizapilze gefunden. Dies kann einerseits auf die schwächere Naturverjüngung der Gehölze und andererseits auf die bessere Nährstoffversorgung durch den Abbau der reichlich vorhandenen organischen Substanz zurückgeführt werden. Gut versorgte Bäume müssen keine Symbiosen eingehen. Eine wichtige Rolle als Symbiosepartner der Jungbäume spielt der Erdwarzenpilz (*Thelephora terrestris*), der sehr häufig an allen untersuchten Baumarten gefunden wurde. Der Perlpilz (*Amanita rubescens*) und *Melinomyces variabilis* wurden ebenfalls häufig an den Wurzeln der jungen Aspen gefunden, an den Wurzeln der Birken häufiger Kartoffelbovist (*Scleroderma* spp.). Interessant ist auch, dass Aspe und Birke mit dem Becherling *Sphaerospora brunnea* vergesellschaftet sind, dessen Fruchtkörper erst vor Projektbeginn 2019 auf den Flächen gefunden wurden. Erstmals konnte nachgewiesen werden, dass Steinpilz (*Boletus edulis*) und Marone (*Imleria badia*) eine Symbiose mit Aspen eingehen können. Im bisherigen Untersuchungszeitraum lassen sich bereits zeitliche Trends in der Artenzusammensetzung ableiten. Typische Pilzarten, die kurz nach einem Brand auf den Flächen auftauchen, verschwanden innerhalb von fünf Jahren nach dem Brand wieder. Dazu gehörten zahlreiche Schlauchpilze, die bereits im ersten Jahr nach dem Brand fruktifizieren und im Rahmen des Projektes nicht mehr erfasst werden konnten. Besondere Aufmerksamkeit verdienen auch Phytoparasiten, die in der Lage sind, Gehölze zu besiedeln. Auf den Brandflächen erlangte der im Wirtswechsel auf Aspe und Kiefer gedeihende Kieferndrehrost

(*Melampsora pinitorqua*) die größte Bedeutung, wobei in Treuenbrietzen ein massenhaftes Auftreten beobachtet wurde.

11. **Säugetierfauna:** Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum 2021 bis 2023 im gesamten Untersuchungsgebiet zehn verschiedene Großsäugerarten mit Fotofallen nachgewiesen (z. B. Wolf, Marderhund, Waschbär). Rothirsche wurden in Jüterbog häufiger nachgewiesen als in Treuenbrietzen. Auf den Flächen in Treuenbrietzen mit beginnender Aspenverjüngung wurden im Jahr 2021 43 Rehe beobachtet, auf den vollständig geräumten Flächen dagegen nur einmal. In Jüterbog wurden 118 Rehe beobachtet. Im Jahr 2022 blieb die Anzahl in Treuenbrietzen mit sechs (ehemaliger Stadtwald) und vier (Privatwaldflächen) gering, in Jüterbog mit 197 vergleichbar. Im Jahr 2023 war in Treuenbrietzen mit fortschreitender Sukzession ein Anstieg der Rehbeobachtungen zu verzeichnen (22 in Treuenbrietzen, 13 auf den Privatwaldflächen), während sie in Jüterbog auf dem Niveau der Vorjahre blieben (178).

12. **Vögel:** Im gesamten Untersuchungsgebiet nahm die Häufigkeit der Vögel zwischen 2021 und 2023 ab. Während die Abundanz in den Jahren 2021 und 2022 mit ca. 50 revieranzeigenden Vögeln pro 10 ha noch auf einem vergleichbaren Niveau lag, sank sie im Jahr 2023 auf die Hälfte. Insgesamt wurden auf den Flächen jedoch 41 revieranzeigende Vogelarten festgestellt. Der Rückgang der Abundanz ist vermutlich auf den zweiten Brand auf einem Teil der Flächen sowie auf das Umstürzen vieler abgestorbener Kiefern im zweiten und dritten Erfassungsjahr zurückzuführen. Durch beide Ereignisse gingen vor allem viele stehende Totholzstrukturen verloren. Die Abundanz der typischen Waldvogelarten halbierte sich dementsprechend von 13 – 14 auf 7 revieranzeigende Vögel pro 10 ha. Dieser Rückgang der typischen Waldvogelarten konnte nicht durch Arten des Offenlandes oder durch Gebüschbrüter in Kombination mit Einzelbäumen ersetzt werden. Diese nahmen zwar kontinuierlich von fünf über sieben auf zwölf revieranzeigende Vögel zu, konnten aber die Dichteverluste der typischen Waldvogelarten nicht ausgleichen. Auch die Zunahme der typischen Arten der Rohböden konnte die Abnahme der Waldvogelarten nicht kompensieren (0,5 – 1 – 2 Revieranzeiger pro 10 ha). Generell hohe Artendichten wurden auf Flächen mit hoher Strukturvielfalt erreicht.

13. **Arthropoda:** Im gesamten Untersuchungszeitraum 2021 bis 2023 wurden insgesamt 4.131 Nachtfalter von 195 Arten gefangen. Aus der Roten Liste Brandenburgs wurde *Dyscia fagaria* der Kategorie 1 (vom Aussterben bedroht) nachgewiesen. Drei Arten der Kategorie 2 (stark gefährdet) sind im Untersuchungsgebiet belegt: Weitere zehn Arten der Kategorie 3 (gefährdet) wurden dokumentiert. Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum 10.179 adulte Spinnen von 180 Arten erfasst (davon 131 in Jüterbog und 156 in Treuenbrietzen). Etliche Arten finden sich auf der Roten Liste. Die Art *Silometopus acutus* (Holm, 1977) ist bisher in Deutschland nicht nachgewiesen und hat ihre nächsten Fundorte in Polen und Schweden. Mit der Untersuchung der Holzkäferfauna im Rahmen des Projektes liegt erstmals eine umfassende und mehrjährige Studie zur Besiedlung großflächiger Kiefernwaldbrände in Nordostdeutschland durch holzbewohnende Käfer vor. Sowohl das sehr hohe Totholzaufkommen als auch die sehr wärmebegünstigten mikroklimatischen Verhältnisse auf den Brandflächen bieten besonders günstige Habitatbedingungen für eine Vielzahl von Holzkäferarten. Entsprechend zeigen die Ergebnisse, insbesondere in den nicht oder nur teilweise geräumten Flächen, eine artenreiche Besiedlung mit typischen und teilweise hoch spezialisierten Vertretern der Artengruppe. Die Teilflächen im Raum Treuenbrietzen, in denen die abgestorbenen Baumbestände vollständig ge-

räumt wurden, boten hingegen nur einem eingeschränkten Artenspektrum geeignete Lebensbedingungen. Dies betraf insbesondere Holzkäfer, die sich bevorzugt in Stubben und im Wurzelbereich von Kiefern entwickeln. Insgesamt konnten in den drei Untersuchungsjahren 257 xylobionte Käferarten mit 27.480 Individuen nachgewiesen werden. Die Artenvielfalt war in Jüterbog mit 193 Holzkäferarten nur geringfügig niedriger als in Treuenbrietzen mit 203 Arten. 39 der nachgewiesenen Holzkäferarten sind in eine Gefährdungskategorie der Roten Liste eingestuft. Zwei Arten werden als vom Aussterben bedroht, sieben als stark gefährdet und 22 als gefährdet bewertet. An allen Untersuchungsstandorten wurden verschiedene Borken-, Pracht- und Bockkäferarten gefunden, die aus forstlicher Sicht als Folgeschadorganismen klassifiziert werden. Insbesondere der Zwölfzähne Borkenkäfer *Ips sexdentatus* (Boerner, 1767) zählte im ersten Untersuchungsjahr zu den am häufigsten nachgewiesenen Käferarten. Daneben traten auch der Sechszähne Kiefernborkekäfer *Ips acuminatus* (Gyllenhal, 1827), der Halsgrubenbock *Arhopalus rusticus* (Linnaeus, 1758), der Zangenbock *Rhagium inquisitor* (Linnaeus, 1758) und der Blaue Kiefernprachtkäfer *Phaenops cyanea* (Fabricius, 1775) regelmäßig auf. Massenvermehrungen der entsprechenden Arten wurden im Rahmen der Untersuchungen nicht beobachtet. Trotz des zum Teil individuenreichen Auftretens verschiedener als Folgeschadorganismen eingestufte Käferarten auf den Brandflächen sowie mehrerer anhaltend trocken-warmer Witterungsperioden mit entsprechendem Trockenstress für die Baumbestände wurden in den unmittelbar an die Brandflächen angrenzenden Kiefernwäldern keine Schäden durch entsprechende Käferarten festgestellt. Auch in den Fallenfängen der nicht vom Feuer betroffenen Referenzflächen traten Borken-, Pracht- und Bockkäfer nicht in erhöhter Anzahl auf. Die Ergebnisse der Holzkäferuntersuchungen zeigen, dass sich durch das vollständige oder teilweise Belassen von Totholz nach Waldbränden eine sehr artenreiche Holzkäferfauna mit vielen bundesweit stark bedrohten Arten sowie verschiedenen eng an brandgeschädigtes Holz angepassten Arten entwickeln kann.

## Ökosystementwicklung nach Waldbränden und unter unterschiedlichen Managementansätzen:

Von Bränden betroffene Wälder sind sozialökologische Systeme, deren Betroffenheit vom Feuer mehr oder weniger stark von der Landnutzung und ihrer Geschichte geprägt wird und deren Entwicklung nach dem Brand nicht nur von standörtlichen Gegebenheiten und ökologischen Prozessen abhängt, sondern auch von Entscheidungen der Flächeneigentümer:innen sowie von Maßnahmen der Bewirtschafter:innen. Viele der in unseren Untersuchungsgebieten dokumentierten Veränderungen durch die Brände wurden auch auf anderen Waldbrandflächen beobachtet. Die forstlichen Maßnahmen der verschiedenen Eigentümer:innen zum Umgang mit den Flächen und der Einleitung einer Wiederbewaldung waren recht vielfältig. Vielfach entsprachen sie nicht der Vorgehensweise, die das PYROPHOB-Team aus den wissenschaftlichen Befunden ableitet. Es ergibt sich weiterhin ein ausgeprägter Diskussions- und Beratungsbedarf. Ein wichtiger wissenschaftlicher Befund ist, dass das (zumindest teilweise) Belassen von Totholz nach Waldbränden für die Revitalisierung der Böden und des gesamten Ökosystems bedeutsam ist. Grundsätzlich sind stärkere Eingriffe, v. a. Bodenbearbeitungen als problematisch zu bewerten. Die Entwicklung von Laubgehölzen im Zuge der Sukzession leitet eine Entwicklung hin zu pyrophoben Wäldern ein. Allerdings existiert insbesondere in den 3 – 4 Jahren nach Waldbränden ein weiterhin hohes Feuerrisiko, bis die abgestorbenen Bäume umfal-



len, Bodenkontakt haben und mit der fortschreitenden Zersetzung der Feuchtegehalt des starken Totholzes ansteigt. Diesem Risiko muss das Flächenmanagement vor allem mit Blick auf die Zugänglichkeit der Fläche und die räumliche Zonierung von Totholz- und Verjüngungsmaßnahmen Rechnung tragen. Die Sukzession bot in Treuenbrietzen auch in Jahren mit extremer Sommerwitterung noch gute Optionen für die Ökosystemregeneration. In Jüterbog, unter den dort extremeren landschaftsökologischen Bedingungen, waren die Optionen für die Ökosystemregeneration durch Sukzession etwas begrenzter. Es steht zu befürchten, dass die Ökosystemerholung mit fortschreitendem Klimawandel – v. a. auf Sandböden mit schlechter Wasserrückhaltefähigkeit – gebremst und behindert wird. Deshalb ist es besonders bedeutsam, lokale und regionale Klimaänderungen einzudämmen: Weitere großflächige Feuer sollten nach Möglichkeit ebenso vermieden werden wie das Kahlräumen von Kalamitätsflächen. Diese sind durch eine starke Aufheizung und Austrocknung an heißen Tagen gekennzeichnet, die vermehrt und in längeren Perioden auftreten dürften.



## 2. Einführung Waldbrände – Einordnung in den nationalen und internationalen Kontext

Pierre L. Ibisch<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centre for Ecomics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

Feuer ist ein natürlicher Faktor in vielen Biomen der Erde. Vor allem in tropischen Savannen, verschiedenen Trockenwäldern, aber auch in borealen Regionen prägen sie die Dynamik von Vegetation und Ökosystemen. Feuer ist dabei eine Störung, die Einfluss auf Struktur, Zusammensetzung und auch Funktionalität der Ökosysteme nimmt. In einigen von ihnen gibt es mehr oder weniger ausgeprägte Anpassungen an Feuer wie eine schützende dicke Borke von Bäumen oder gar Früchten von Bäumen, die sich erst nach einem Brand öffnen und die Samen freigeben (z.B. Gattung *Banksia*, Proteaceae). Im Mittelmeerraum gehören etwa die bekannten Korkeichen zu den sogenannten Pyrophyten, die direkt oder indirekt von Feuern profitieren können. Jedes ungeplante oder unkontrollierte Feuer, das die Vegetation in natürlichen, kulturellen, industriellen und bewohnten Landschaften beeinflusst, wird international *wildfire* genannt (in Anlehnung an FAO 2006). Hierfür gibt es im Deutschen kein entsprechendes Wort – sicherlich auch deshalb, weil hier solche Feuer in der Regel Wälder oder vielmehr Forsten betreffen, wird meist von Waldbränden gesprochen. Ein weiter gefasster wissenschaftlicher Begriff ist derjenige von *Vegetationsbränden*.

Vegetationsbrände existieren seit Hunderten von Millionen Jahren und nehmen Einfluss auf Pflanzenkleid und Ökosystementwicklung (GLASSPOOL et al. 2004, BOND et al. 2005, ARCHIBALD et al. 2018). Ihre jeweilige Relevanz in Landschaften hat sich im Laufe der Zeit durch Klimaveränderungen sowie die Evolution und geographische Ausbreitung von Tieren und Pflanzen, aber auch durch die Veränderung des Sauerstoffgehalts in der Atmosphäre stark verändert. Insbesondere *Homo sapiens* hat das Feuerregime in vielen Biomen nachhaltig verändert. Das Zeitalter des modernen Menschen, das *Anthropozän*, ist auch ein Zeitalter des Feuers, ein *Pyrozän* (PYNE 2021).

Aktuell brennen weltweit etwa 780 Millionen Hektar pro Jahr, was der Größe Australiens entspricht (CHEN et al. 2023). In vielen Regionen nehmen die flächige Wirkung sowie die Intensität von Bränden zu; die Projektionen für die Zukunft machen eine weitere Verschärfung immer extremerer Brandwetterlagen selbst bei moderaten Erwärmungsszenarien plausibel (CUNNINGHAM et al. 2024). Aus verschiedenen Gründen nehmen die Brennbarkeit der Landschaft sowie das Entzündungsrisiko zu (u.a. VEVAERBEKE et al. 2017).

Ein Schwerpunkt der globalen Waldbrandforschung findet sich im nördlichen Nordamerika, doch auch in Europa wird dem Thema eine immer größere Aufmerksamkeit gewidmet. Ein zum Zeitpunkt des Redaktionsschlusses noch nicht abgeschlossener Bericht des Netzwerks der europäischen Akademien der Wissenschaften EASAC zu Vegetations- und Waldbränden in Europa (EASAC Policy Report 47, zu dem auch mit Expertise aus dem Projekt PYROPHOB beigetragen wurde; EASAC 2023) zeigt auf, dass aktuell auf dem europäischen Kontinent mehr als 3 Millionen Hektar jährlich brennen (Schätzungen auf der Grundlage des Zeitraums 2001–2019). Etwa 85 % dieser Brände ereigneten sich allerdings in nicht bewaldeten Lebensräumen und gelten als Brände geringer Intensität (z.B. Abbrennen von Stoppelfeldern).

Sehr große und intensive Waldbrände werden vor allem im Mittelmeerraum beobachtet. Hier besteht vor dem Hintergrund der Klimawandelszenarien erheblicher Anlass zur Sorge, dass die Situation bezüglich des flächigen Ausmaßes, der Feuerintensität und der Verlängerung der jährlichen „Waldbrandzeit“ weiter eskalieren könnte (ABRAM et al. 2021, BALAGUER-ROMANO et al. 2023). Aber auch in anderen Regionen dürfte sich die Feuergefahr wegen des Rückgangs von Sommerniederschlägen und der Zunahme der Lufttrockenheit (Dampfdruckdefizit) deutlich erhöhen. Es besteht das Risiko, dass sich die Wahrscheinlichkeit extremer Brände in Europa bis zum Ende des Jahrhunderts mehr als verdoppelt (GRÜNIG et al. 2023).

Auch wenn die meisten Waldbrände in Brandenburg beziehungsweise in Deutschland im internationalen Vergleich kleinflächige „Forstbrände“ sind (BLUMRÖDER und IBISCH 2023), kann ihre Relevanz kurzfristig weiter zunehmen. Obwohl Befunde und Schlussfolgerungen aus anderen Biomen nur mit Vorsicht auf Wald(brand)situationen in Deutschland übertragen werden können, ist etwa ein Blick auf Gebiete mit höherem Waldbrandrisiko empfehlenswert, um etwas über zukünftige Gefahren zu lernen. Nach wie vor sind in Deutschland Nadelbaumkulturen in Reinbeständen weit verbreitet, und sie werden auf Kalamitätsflächen sogar neu angelegt. Das Brandrisiko wird mit häufigeren und intensiveren Hitze- und Trockenheitsextremen anwachsen, vor allem auch auf Flächen mit erhöhter Baum mortalität und der raschen Zunahme von leicht brennbarer Biomasse wie etwa Reisig von toten Nadelbäumen. Entsprechend bedeutsam ist es, auf rezenten Waldbrandflächen die ökosystemaren und landschaftsökologischen Wirkungen von Bränden sowie das Wiederbewaldungspotenzial im Zusammenhang mit Witterungsextremen und forstlichen Maßnahmen bestmöglich einschätzen zu lernen. Hierzu leistet das Projekt PYROPHOB einen Beitrag.



Abb. 2-1: Links: Forst mit der kanarischen Kiefer, die als Pyrophyt nach Feuern wieder austreibt (Bosque de la Esperanza, Teneriffa, Spanien, Mai 2008); Rechts: Im Rahmen von unbeeinflusster Sukzession hat sich acht Jahre nach dem Brand einer Monokultur in Ulcinj (Montenegro) ein arten- und strukturreiches Gebüsch gebildet (August 2024; Fotos: P. Ibisch).



Abb. 2-2: Links: Großflächige, immer intensivere Brände verringern in der Sierra Nevada Kaliforniens das Wiederbewaldungspotenzial. Relevant sind die Entstehung von extremeren mikroklimatischen Bedingungen, aber auch Bodenerosion nach dem Feuer (Sequoia National Forest, Januar 2018); Rechts: Nach einem Landschaftsbrand in Kalifornien erholt sich die holzige Vegetation bei extremen Standortbedingungen nicht mehr (bei Pioneertown am Rande des Joshua Tree National Park), (Januar 2018; Fotos: P. Ibisch).

# 3. Das Projekt PYROPHOB

Pierre L. Ibisch<sup>1</sup>, Anat Gordon<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centre for Ecnics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

PYROPHOB bedeutet „feuerabweisend“ und wurde als Kurztitel für das interdisziplinäre Verbundprojekt „Strategien zur Entwicklung von pyrophoben und klimawandelresilienten Wäldern auf Waldbrandflächen“ gewählt. Das ökosystemar angelegte Projekt wurde ab dem 1. Mai 2020 über einen Zeitraum von fünf Jahren durch das Bundeslandwirtschaftsministerium (BMEL) und das Bundesumweltministerium (BMU) im Rahmen der Förderrichtlinie „Waldklimafonds“ über die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR) gefördert und im Süden Brandenburgs in den Landkreisen Potsdam-Mittelmark und Teltow-Fläming durchgeführt. Das Projektgebiet umfasst Waldbrandflächen auf dem Territorium der Stadt Treuenbrietzen sowie des 1999 auf dem Areal eines Truppenübungsplatzes geschaffenen Naturschutz- und Wildnisgebiets „Forst Zinna-Jüterbog-Keilberg“.

## 3.1 Projektidee und -partner

Das zur Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (HNEE) gehörende *Centre for Ecnics and Ecosystem Management* (CEEM) initiierte das Vorhaben, schlug die Zielsetzung sowie die Projektpartner vor und organisierte die Erarbeitung des Projektantrages. Nach der Bewilligung übernahm es auch die Koordination des Verbundvorhabens.

Ausgangspunkt des Projekts war der Treuenbrietzener Waldbrand im August 2018, der wegen seiner Größe von 400 Hektar und der Tatsache, dass der Rauch in der Hauptstadt Berlin zu riechen war, eine große öffentliche Aufmerksamkeit erfuhr. Im Zuge mehrerer Interviews wurden erste Ideen dazu geäußert, wie mit den Brandflächen umgegangen werden könnte (vgl. SPIEGEL.DE 2018): „Mechanisches Bearbeiten und Pflügen der Flächen sollte nun unbedingt vermieden werden (...). Wichtig sei auch, auf keinen Fall neue Monokulturen anzulegen. Jetzt gebe es die Möglichkeit, einen vielfältigeren Wald zu begründen.“ Die Vorschläge führten dazu, dass der Kontakt zwischen der Eberswalder Arbeitsgruppe mit dem damaligen Stadtförster Dietrich Henke zustande kam. Auf Vorschlag von Henke beschloss die Stadt Treuenbrietzen, der HNEE eine langfristige Kooperation vorzuschlagen.

Am 26. Februar 2019 unterzeichneten die Stadt und die Hochschule einen langfristigen Vertrag, mit dem Ziel eine ökosystembasierte, ergebnisoffene Entwicklung der Brandflächen zu ermöglichen und zu erforschen. Im Rahmen des Projekts „CleverForst“ (für: *Climate-adaptive, Ecosystem-based, Versatile, Resilient Forest*) sollten ca. 28 Hektar des Stadtwaldes zu einem Freilandlabor der Hochschule werden und für zehn Jahre wissenschaftlich untersucht werden (RAHMLow 2019). Als mitwirkende Institutionen wurden die Universität Potsdam (PD Dr. Thilo Heinken und Dr. Till Francke) sowie die Naturwald Akademie im Vertrag benannt, die sich in die ersten Überlegungen zur Forschungskonzeption einbrachten.

**Aus dem Kooperationsvertrag zwischen Stadt Treuenbrietzen und HNEE:** „Die Stadt Treuenbrietzen erlebte im August 2018 auf Teilen ihrer Gemeindefläche einen verheerenden Waldbrand. Bei dieser Naturkatastrophe sind auch städtische Waldeigentumsflächen in einer Größe von ca. 145 ha überwiegend stark geschädigt worden. Die Wiederbegründung dieser Flächen stellt die Stadt vor eine große finanzielle und forstfachliche Herausforderung. Geplant

ist die enge Zusammenarbeit beider Vertragsparteien, um diese tiefgreifende Aufgabenstellung bewältigen zu können. Dabei soll in einem klar umrissenen Bereich die Wiederbegründung von Waldbeständen, aktiv durch Pflanzungsmaßnahmen und passiv durch Steuerung von Naturverjüngungsprozessen, in einem abgesteckten Zeitraum umgesetzt werden. Zu diesem Zweck wird nachfolgender Kooperationsvertrag geschlossen, zum Projektvorhaben *CleverForst* zur Wiederbegründung von städtischen Waldflächen nach Brandeinwirkung in Abhängigkeit der boden- und vegetationskundlichen Erhebung und unter Einbeziehung gezielter Forschungstätigkeit.“



Abb. 3.1-1: Unterzeichnung der *CleverForst*-Vereinbarung zwischen der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde und der Stadt Treuenbrietzen und Pressekonferenz am 26.02.2019 im verbrannten Kiefernforst bei Frohnsdorf (von links nach rechts: HNEE-Präsident Prof. Dr. Wilhelm-Günther Vahrson, Bürgermeister Michael Knape, Prof. Dr. Pierre Ibisch sowie Dietrich Henke (Foto: MAZ/T. Wachs).

Das Projekt verfolgte die Vision, auf der Grundlage aktueller ökologischer Konzepte, internationaler Erfahrungen und Messdaten ein „intelligentes“ Waldmanagement nach Waldbrand zu erproben, das innovative und faktenbasierte Strategien umfasst. Auf der Untersuchungsfläche sollten Untersuchungen zu mikroklimatischen Veränderungen sowie zu Boden- und Vegetationsentwicklungsphasen nach Brandeinwirkung durchgeführt werden. Hauptziel war es, Erkenntnisse über das Potenzial der natürlichen Sukzession und der (Wieder-)Etablierung möglichst strukturreicher Waldbestände, ohne oder mit zurückhaltender Anpflanzung von Bäumen zu gewinnen. In Zusammenarbeit mit dem Stadtförster Dietrich Henke sollte die Entwicklung der sich natürlich regenerierenden Brandflächen mit derjenigen von benachbarten Flächen verglichen werden, die mit unterschiedlichen Maßnahmen behandelt wurden. Die Vorarbeiten im Rahmen dieses Projekts, zu denen auch erste studentische Abschlussarbeiten gehörten, wurden genutzt, um die Forschungs idee bekanntzumachen und im Rahmen eines größeren Projektantrags auf eine solide und langfristige Grundlage zu stellen.

Der entsprechende (maßgeblich von Dr. Jeanette Blumröder vom CEEM der HNEE koordinierte) Antrag führte zum Vorhaben **PYROPHOB**. Inzwischen war es zu weiteren großen Waldbränden

in Wildnisgebieten in Jüterbog und in der Lieberoser Heide gekommen, und letztlich wurden neben den 2018er-Brandflächen von Treuenbrietzen auch 2019er-Brandflächen in Jüterbog in das Forschungsdesign einbezogen. Die Ziele von PYROPHOB (siehe folgender Abschnitt 3.2.) umfassten die systematische und interdisziplinäre Analyse der ökosystemaren Folgewirkungen von Bränden in Kiefernforsten sowie der Waldentwicklung nach unterschiedlichen Behandlungen der Brandflächen.

Ab Mai 2020 untersuchten nunmehr acht Institutionen die Auswirkungen verschiedener Managementvarianten auf die Waldentwicklung in abgebrannten (und nicht gebrannten) Kiefernforsten. Jedes der acht Partnerinstitute war für ein Teilvorhaben verantwortlich. Die Aufteilung der Zuständigkeiten in Teilvorhaben ist in der Tabelle 3.1-1 dargestellt.

Das zur **Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde** (HNEE) gehörende CEEM war für die Gesamtkoordination des Projekts zuständig und führte zudem Untersuchungen zum Mikroklima, zur Baumverjüngung und zur Waldstruktur durch. Hinzu kamen Bodenuntersuchungen mit Analysen der Freisetzung und Verlagerung von anorganischen und organischen Verbindungen, in Verbindung mit Sicker- und Grundwasser. Eine Hauptaufgabe

der Projektkoordination war auch die Synthese der Ergebnisse aller Projektpartner und die Ableitung konkreter Empfehlungen für die Waldbewirtschaftung nach Bränden. Die Gruppe der holzbewohnenden (xylobionten) Käfer wurden durch die Entomologen **Heinrich Hartong** und **Jens Esser** untersucht. Die **Universität Potsdam** (UP) war mit mehreren Fachgebieten beteiligt. Das Fachgebiet Allgemeine Botanik erforschte die Entwicklung der Bodenvegetation nach Waldbränden. Es wurden Pflanzenarten, deren Eigenschaften und Biomasse erfasst, um so die Sukzession und deren Einfluss auf Ökosystemfunktionen zu analysieren. Die Arbeitsgruppe Hydrologie und Klimatologie untersuchte den Einfluss von Umwelt und Mensch auf den Wasserkreislauf und den Transport von Wasser, Nährstoffen und Sedimenten. Sie nutzte Fernerkundungsdaten zur Analyse von Brandausbreitung, Brandintensität und Vegetationsentwicklung nach Bränden. Zudem betrieb sie ein hydrologisches Messnetz zum Monitoring von Niederschlag und Bodenfeuchte. Die **Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg** (BTU) analysierte gemeinsam mit dem BTU Forschungszentrum Landschaftsentwicklung und Bergbaulandschaften (FZLB) sowie mehreren Einrichtungen der Fakultät Umwelt und Naturwissenschaften Stoffumsätze und -austräge in und aus verbrannten Waldoberböden. Das Fachgebiet Ökologie erforschte außerdem die räuberischen Arthropoden. Das **Landeskompetenzzentrum**

Tab. 3.1-1: Teilvorhaben (TV) der einzelnen Verbundpartner und deren Teilaufgaben (TA) (aus dem Projektantrag)

Teilvorhaben (TV)	Verbundpartner	Teilaufgabe (TA)		Arbeitspaket (AP)
TV 1: Koordination, Waldökologie und Synthese	HNEE	TA 1	Projektkoordination und Projektmanagement	AP 1
		TA 2	Mikroklima	AP 3
		TA 3	Waldstruktur und Biomasse	
		TA4	Xylobionten	AP 3
		TA5	Unterboden, Sickerwasser und Grundwasser	AP 2
		TA 6	Synthese der Einzelergebnisse	AP 4
		TA 7	Restoration Management	
		TA 8	Kommunikation und universitäre Bildung	AP 5
TV 2: Bodenvegetation und Bodenfeuchte	UP	TA 1	Niederschlag	AP 2
		TA 2	Bodenklima	
		TA 3	Fernerkundung	AP 3
		TA4 TA 5	Botanik	
		TA 6	Lehre und universitäre Bildung	AP 5
		TV3: Bodeneigenschaften und Bodenfauna	BTU	TA 1
TA 2	Bodenchemische und -biologische Charakterisierung			
TA3	Stoffaustrag aus verbrannten Waldoberböden			
TA 4	Biodiversität der Bodenfauna			AP 3
TA 5	Lehre und universitäre Bildung			AP 5
TV 4: Waldstruktur, Kommunikation Wald & Forst	LFE	TA 1	Waldstruktur und Biomasse	AP 3
		TA 2	Forstspezifische Kommunikation	AP 5
TV 5: Mykologie	TIFG	TA 1	Fruchtkörper-bildende Arten	AP3
		TA 2	Mykorrhiza	
		TA 3	Phytoparasiten	
TV 6: Nachtfalter	SDEI	TA 1	Nachtfalter	AP 3
TV 7: Waldstruktur, Wildtiere und Brutvögel	NWA	TA 1	Waldstruktur (Biomasse)	AP 3
		TA 2	Wildtiermonitoring	
		TA 3	Avifauna	
TV 8: Öffentlichkeitsarbeit und Kommunikation für das Gesamtvorhaben	SNLB	TA 1	Öffentlichkeitsarbeit	AP 5
		TA 2	Veranstaltungen	
		TA 3	Kommunikation nach außen	

**Forst Eberswalde** (LFE) war zum einen für die Kommunikation mit den vielfältigen Akteur:innen im Bereich Wald und Forst sowie den Wissenstransfer in die Forstpraxis zuständig. Zum anderen koordinierte es die Erfassung und Auswertungen des Totholzes und der natürlichen und künstlichen Wiederbewaldung auf Brandflächen. Das **Thünen-Institut für Forstgenetik** (TIFG) untersuchte die Funga auf den Untersuchungsflächen sowie deren Wechselwirkungen mit anderen Organismengruppen. Die Pilzfruchtkörper wurden sowohl anhand ihrer Morphologie als auch mit modernen Markertechniken bestimmt. Zudem wurde die Mykorrhiza-Bildung mit ausgewählten Bäumen sowie die Interaktion zwischen Pilzparasiten und ihren Wirtspflanzen analysiert. Das **Senckenberg Deutsche Entomologische Institut** (SDEI) untersuchte die Nachtfalterfauna. Die **Naturwald Akademie** (NWA) erforschte mithilfe von Laserscanning die Struktur des Waldes, einschließlich lebender und stehender toter Biomasse. Zusätzlich führte sie ein flächendeckendes Säugermonitoring durch und kartierte die Brutvögel. Die **Stiftung Naturlandschaften Brandenburg** (SNLB) stellte in ihrem Wildnisgebiet bei Jüterbog Vergleichsflächen zur Verfügung. Zudem führte sie ein wissenschaftliches Fotomonitoring nach den Vorgaben des Nationalen Naturerbes durch und übernahm die Verantwortung für Öffentlichkeitsarbeit und Veranstaltungsmanagement.

### 3.2 Ziele und allgemeines Design des Vorhabens

Das Projekt wurde bewusst interdisziplinär-ökosystemar aufgesetzt und nicht allein auf Bäume oder forstliche Aspekte fokussiert. Die Projektpartner waren jeweils für ein bestimmtes Themengebiet zuständig (TV = Teilvorhaben). Die Ergebnisse der einzelnen Arbeitsgruppen wurden im Rahmen einer Synthese bzw. teilvorhabenübergreifenden Untersuchungen zusammengeführt. Wichtig war vor allem auch, die Auswirkungen der verschiedenen Behandlungsvarianten auf Ökosysteme aufzuzeigen. Auf dieser Grundlage sollten später Empfehlungen formuliert werden, die nicht nur einzelne Bestandteile, sondern möglichst das gesamte Waldökosystem berücksichtigen. Im Projektantrag wurden einige der Beziehungen der zu untersuchenden Ökosystemkomponenten skizziert (Abb. 3.2-1).

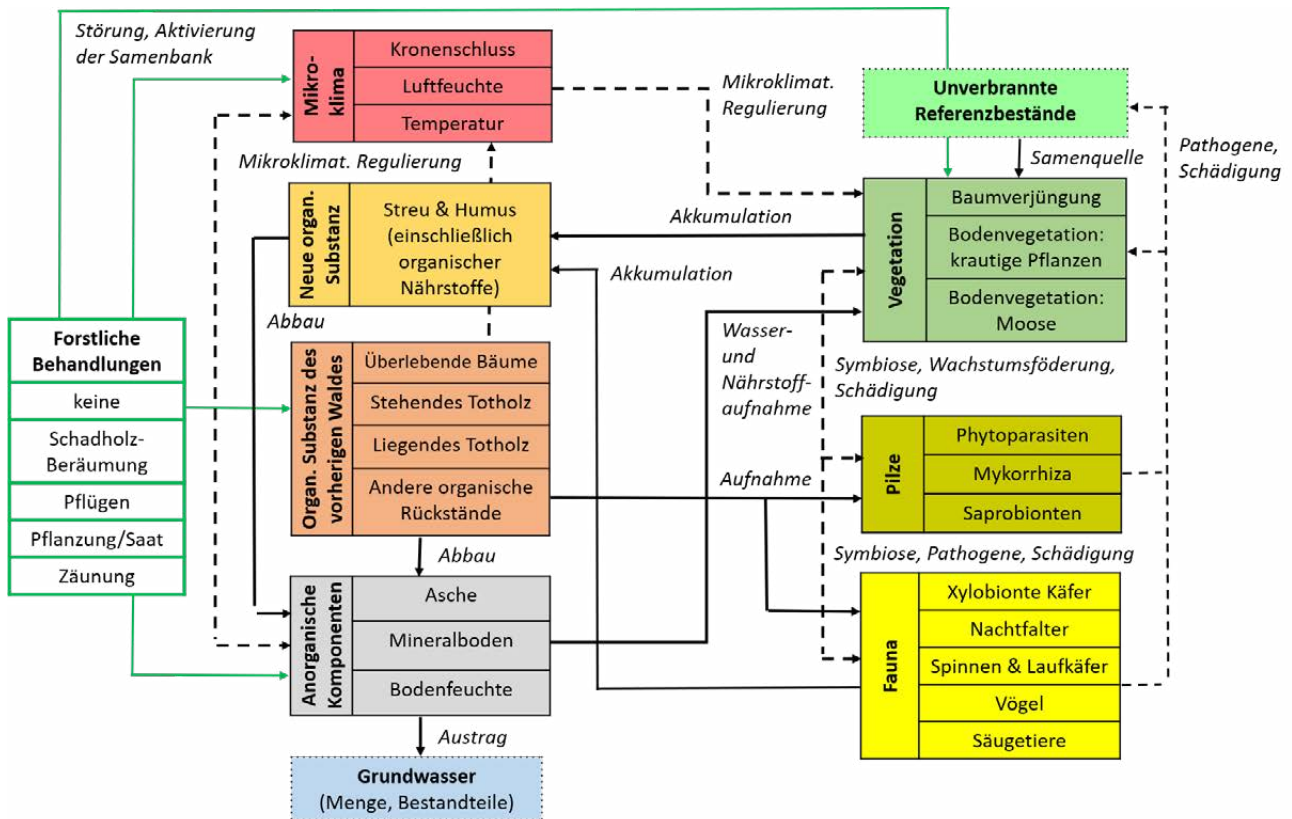


Abb. 3.2-1: Schematische Darstellung der im Rahmen von PYROPHOB untersuchten Ökosystemkomponenten. Spezifische Parameter werden empirisch erhoben und ihre gegenseitigen Wechselwirkungen analysiert. Links sind die anorganischen und toten organischen Bestandteile, rechts biotische angeordnet. Relevante Komponenten außerhalb des eigentlichen Ökosystems sind gestrichelt. Die wesentlichen Stoffströme sind mit durchgezogenen Linien dargestellt, die übrigen Einflüsse und Wechselwirkungen mit dicken gestrichelten Linien. Die direkten Auswirkungen von Waldbehandlungen sind mit grünen Pfeilen markiert. Der Vergleich zwischen den verschiedenen Waldbewirtschaftungsvarianten (Behandlungen) ermöglicht Rückschlüsse auf die Wirkungen der einzelnen Aufforstungsstrategien, aus denen Handlungsempfehlungen für die Praxis abgeleitet werden (Heinken et al. 2024).

Die Projektinitiierenden (HNEE) formulierten zu Projektbeginn einige allgemeine Hypothesen, die transparent und öffentlich kommuniziert wurden, sowie die Entwicklung des Vorhabens und der übergeordneten Forschungsfragen beeinflussten:

1. Es ist sinnvoll, von anderen wissenschaftlich untersuchten Waldbrandflächen auch im Ausland zu lernen und dabei vor allem von den Vorteilen einer allenfalls schonenden Bearbeitung der Brandflächen zu profitieren. Dabei geht es vor allem um die Ausnutzung der spontan ablaufenden Sukzession mit Pionierbaumarten, also einen ökosystembasierten Ansatz der Waldregeneration.
2. Die nach einem Feuer verbleibende Biomasse der abgestorbenen Bäume befördert die Ökosystementwicklung, u.a. durch positive Wirkungen auf das Mikroklima sowie die langfristige Bodenentwicklung. Beschattung, Kühlung und Wasserrückhaltung spielen dabei angesichts des fortschreitenden Klimawandels eine besonders große Rolle.
3. Das Feuer bedeutet einen Impuls für die Ökosystementwicklung, und eine geringe Interventionsintensität erlaubt eine ökologisch wünschenswerte sowie ökonomisch effiziente Waldregeneration.
4. Die im Zuge der Sukzession auftretenden weniger brennbaren krautigen Pflanzen und Laubbäume sowie das sich mittelfristig auf der Fläche zersetzende Totholz werden die Brennbarkeit reduzieren bzw. die Pyrophobizität erhöhen.

Auf der Grundlage des ökosystemaren Ansatzes wurden folgende übergeordnete und ergebnisoffene Forschungsfragen für das Projekt formuliert:

1. Wie verändern Brände in Kiefernforsten die abiotischen und biotischen Bedingungen im Ökosystem?
2. Wie wirken sich unterschiedliche Waldbewirtschaftungsmaßnahmen nach einem Brand auf die abiotischen Standortbedingungen, die biologische Vielfalt, die Ausprägung der damit zusammenhängenden Ökosystemfunktionen und deren Entwicklung aus?
3. Wie schnell und effektiv können bestimmte Maßnahmen umgesetzt werden, um die Entwicklung eines neuen Waldes zu fördern, der weniger brandgefährdet und klimawandelresilienter ist als die bislang dominierenden Kiefernforsten?

Schon zu Beginn des Vorhabens war klar, dass die Forschenden praktisch keine Vorgaben zu den Behandlungen der Flächen machen konnten und dass das Design den von den verschiedenen Eigentümern bestimmten Maßnahmen folgen würde. Dabei ergab sich ein Gradient der Interventionsintensität von keinerlei Bearbeitung der Flächen im Wildnisgebiet bei Jüterbog sowie der CleverForst-Flächen in Treuenbrietzen über eine mittlere Bearbeitungsintensität mit teilweiser Räumung von Totholz, Pflanzungen und zurückhaltender Bodenbearbeitung bis hin zur starker Bearbeitungsintensität mit Kahlräumung, intensiver Bodenbearbeitung (Stubbenrodung, Pflügen) und verschiedenen Pflanzungen.

Zur Erreichung einer bestmöglichen Vergleichbarkeit wurden standardisierte Untersuchungsflächen eingerichtet, auf denen von den meisten disziplinär arbeitenden Teams Messungen und Untersuchungen durchgeführt wurden, die hernach korreliert werden sollten. Dabei wurden nicht nur Flächen der Brände in 2018 und 2019 in Treuenbrietzen und Jüterbog berücksichtigt, sondern auch Referenzflächen in angrenzenden unverbrannten Kiefernforsten. Den verschiedenen Projektpartnern wurde überlassen, geeignete Methoden für die Erfassung der verschiedenen Parameter zu entwickeln und anzuwenden. Diese werden im Kapitel 5 beschrieben. Vor Beginn der Messungen sowie regelmäßig projektbegleitend wurden Workshops durchgeführt, bei denen methodische Ansätze und verschiedene Auswertungen aufeinander abgestimmt wurden.

Nicht vorherseh- und planbar war zu Projektbeginn, dass einschneidende Ereignisse wie erneute Feuer auf den Untersuchungsflächen sowie Eigentümerwechsel und veränderte Konzepte derselben vorkommen konnten. Es erwies sich allerdings im Nachhinein als günstig, dass mit verschiedenen Eigentümern in einer größeren Untersuchungsregion gearbeitet wurde, was zur Risikostreuung beitrug.

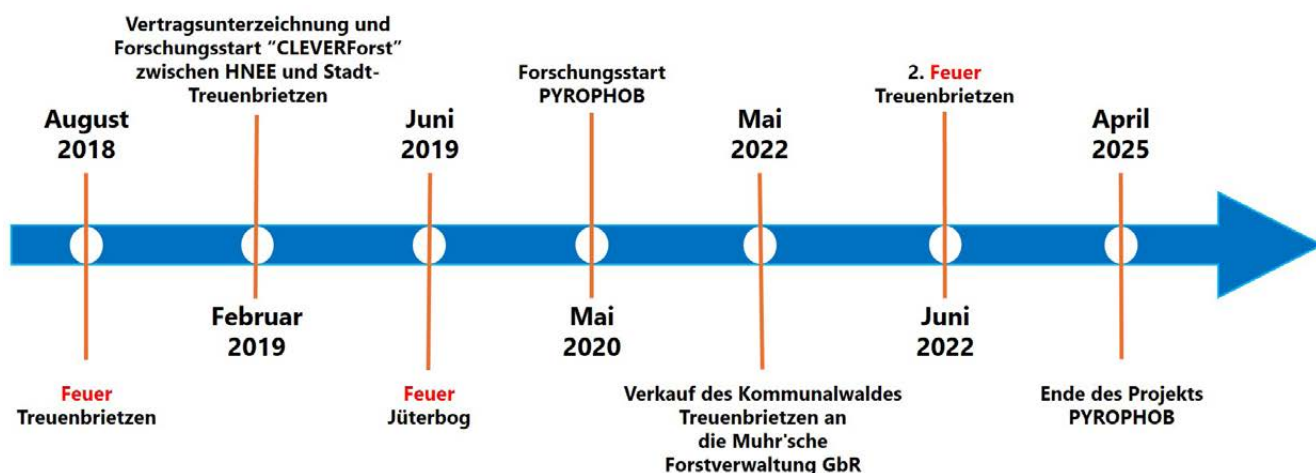


Abb. 3.2-2: Zeitstrahl: wichtige Ereignisse im Zusammenhang mit dem Projekt PYROPHOB



# 4. Treuenbrietzen und Jüterbog: Waldbrand-Portraits und Chronologie

Pierre L. Ibisch<sup>1</sup>, Anat Gordon<sup>1</sup>, Susanne Rönnefarth<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centre for Ecomics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

Die Kiefernforste in Südbrandenburg gehören zu den Landesteilen mit dem höchsten Waldbrandrisiko. Die PYROPHOB-Untersuchungsregion in den Landkreisen Potsdam-Mittelmark und Teltow-Fläming wiederum ist eines der Gebiete in Deutschland mit den meisten und größten Waldbränden der letzten Jahre (Abb. 4-1). Die starke Konzentration der Brände auf die Region wird inzwischen vor allem mit Brandstiftung in Verbindung gebracht (JURKSCHAT 2024). Durch wiederholte Brände auf denselben Flächen hat sich inzwischen eine komplexe Brandfolgelandschaft ergeben.

Abb. 4-2 zeigt die Ausmaße der Wald- bzw. Vegetationsbrände in den Jahren 2018 bis 2024 in den PYROPHOB-Untersuchungsgebieten Treuenbrietzen und Jüterbog. In den folgenden Abschnitten wird die Chronologie der Brände aufgezeigt.

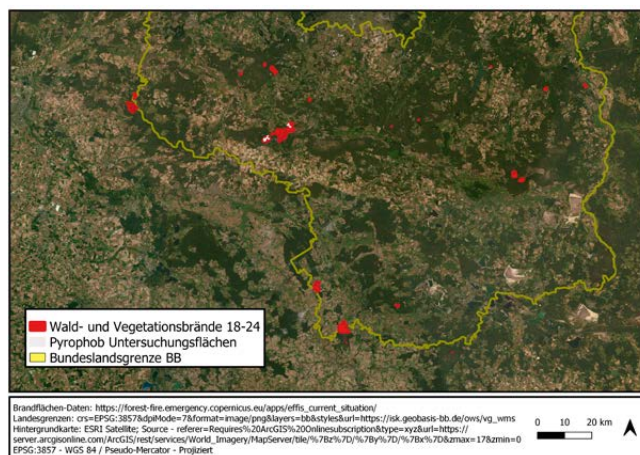


Abb. 4-1: Karte der Wald- bzw. Vegetationsbrände in Südbrandenburg in den Jahren 2018 bis 2024.

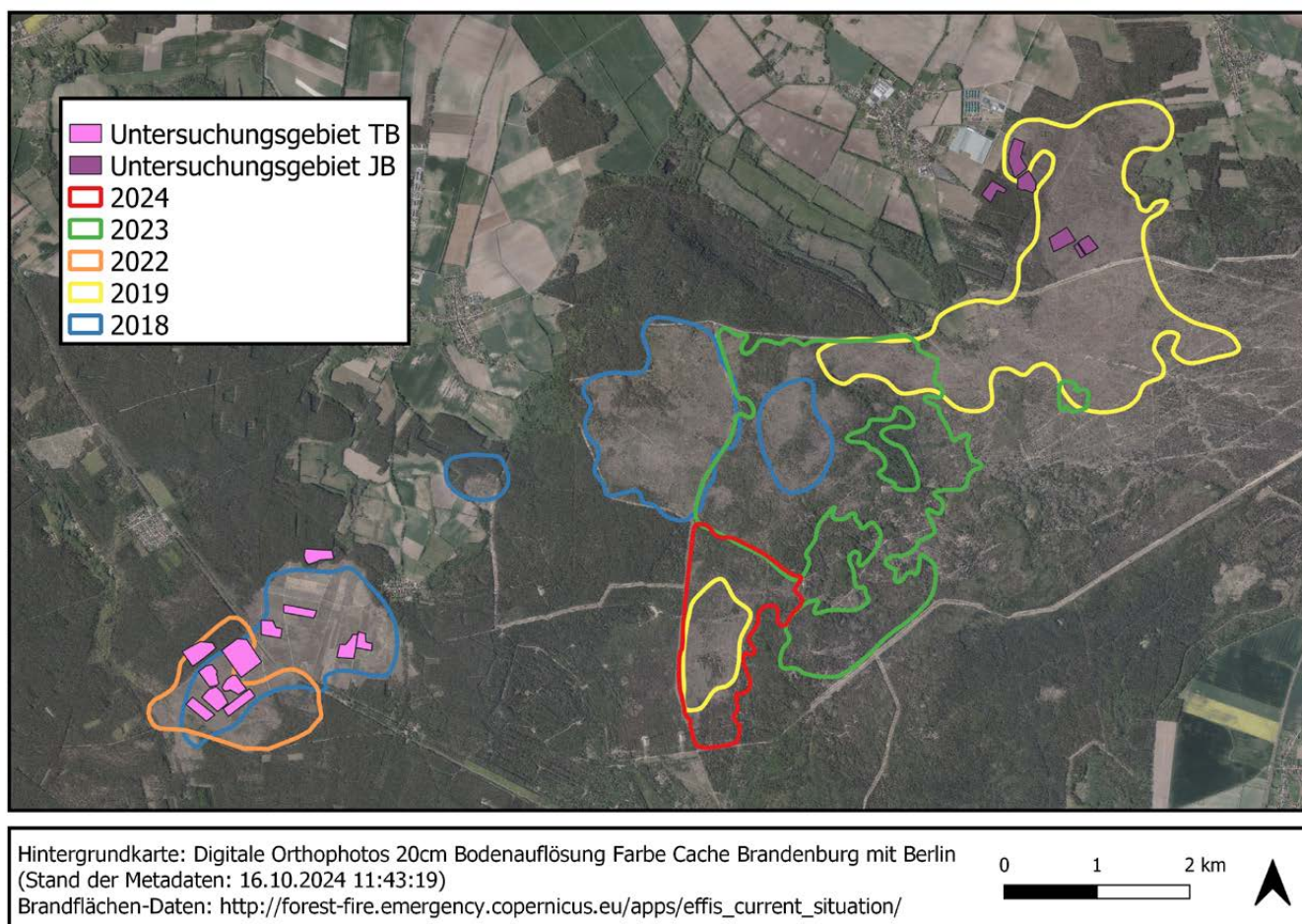


Abb. 4-2: Karte der Wald- bzw. Vegetationsbrände in der PYROPHOB-Untersuchungsregion von 2018 bis 2024.

## 4.1 Treuenbrietzen-Feuer 2018

Am 23. August 2018 brach rund 50 Kilometer südwestlich von Berlin in dem kleinen Treuenbrietzener Ortsteil Klausdorf (Landkreis Potsdam-Mittelmark) ein großer Waldbrand aus. In den Monaten zuvor herrschten eine ausgeprägte Trockenheit und es wurden immer wieder sehr hohe Temperaturen erreicht, sodass die Vegetation stark ausgetrocknet war. Das Feuer wurde an mehreren Zündstellen ausgelöst, durch Munition aus dem Zweiten Weltkrieg verschärft und durch den vorherrschenden starken Wind begünstigt (MLUL 2019).

Das Feuer, das im südwestlichen Teil des Gebiets ausgebrochen war, breitete sich nach Nordosten aus, gewann an Intensität und ‚übersprang‘ die Bahnstrecke Jüterbog-Nauen sowie die Landstraße L812, die Treuenbrietzen mit Jüterbog verbindet. Drei benachbarte Dörfer (Frohnsdorf, Kaulsdorf und Tiefenbrunnen) mussten evakuiert werden. Es wurden täglich bis zu 600 Feuerwehrleute, Polizisten und Spezialkräfte sowie Hunderte von Freiwilligen aus den benachbarten Bundesländern zur Brandbekämpfung eingesetzt (GOLDMANN und KAUFMANN 2018). Nach neun Tagen konnte das Feuer gelöscht werden.



Abb. 4.1-1: Brandfläche in Treuenbrietzen bei Frohnsdorf. Die Bodenaufgabe war komplett verbrannt, und eine Ascheschicht bedeckte den Boden. Später bedeckten die Nadeln der abgestorbenen Kiefern den Boden (19. November 2018; Fotos: P. Ibsch).

## 4.2 Bearbeitung der Brandflächen ab 2018

Durch das Feuer wurde eine Fläche von etwa 334 ha mit überwiegend gleichaltrigen Kiefern-Reinbeständen zerstört, wovon etwa 145 ha im Besitz der Stadt Treuenbrietzen waren (MLUK 2020). Der Rest der verbrannten Fläche gehörte der Waldgenossenschaft Bardenitz-Pechüle, in der rund 100 private Waldbesitzer zusammengeschlossen sind. Diese Fläche wurde unmittelbar nach dem Brand gerodet, gepflügt und mit Kiefern- und Eichensetzlingen bepflanzt. Bis zu 80 Prozent der Kosten für die Wiederaufforstung wurden durch staatliche Mittel gedeckt (KAUFMANN 2018). Auf der Kommunalwaldfläche hat der damalige Stadtförster Dietrich Henke verschiedene waldbauliche Maßnahmen erprobt, wobei die verbrannte Fläche partiell von abgestorbenen Bäumen geräumt wurde (50 – 75%); einige Bereiche wurden gepflügt und mit verschiedenen Baumarten wie der einheimischen Trauben-Eiche (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) bepflanzt und der nicht einheimischen Rot-Eiche (*Q. rubra* L.) besät.

Eine Fläche von ca. 28 Hektar wurde im Rahmen der Kooperation zwischen der Stadt Treuenbrietzen und der HNEE im Rahmen des Projektes CleverForst für die Forschung zur Verfügung gestellt. Auf dieser Fläche fanden keine waldbaulichen Maßnahmen statt (WEYAND 2021). Es erfolgten erste Untersuchungen u. a. im Rahmen von Abschlussarbeiten von Studierenden der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde.

Eine Fläche von ca. 28 Hektar wurde im Rahmen der Kooperation zwischen der Stadt Treuenbrietzen und der HNEE im Rahmen des Projektes CleverForst für die Forschung zur Verfügung gestellt. Auf dieser Fläche fanden keine waldbaulichen Maßnahmen statt (WEYAND 2021). Es erfolgten erste Untersuchungen u. a. im Rahmen von Abschlussarbeiten von Studierenden der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde.



Abb. 4.2-1: Links: Treuenbrietzens Stadtförster Dietrich Henke im Gespräch mit Peter Wohlleben im Rahmen von Dreharbeiten (29. April 2019), Mitte: Bearbeiteter, flächig befahrener und mit Kiefern bepflanzter Boden auf Kahlfäche im Privatbesitz; im Hintergrund belassenes Totholz auf zum Kommunalwald gehöriger Fläche (22. Juni 2019), rechts: Spontan keimende Birke neben abgestorbener, im Frühjahr gepflanzter Kiefer auf Kahlfäche (10. September 2019; Fotos: P. Ibsch)



Abb. 4.2-2: Einsetzende Baumverjüngung im Kommunalwald Treuenbrietzen im ersten Sommer nach dem Brand (Ahorn, Stiel-Eiche, Aspe; 19. Juli 2019; Fotos: P. Ibsch).

### 4.3 Jüterbog-Feuer 2019

Mit sehr trockenen und warmen Wetterbedingungen sowie Wasserdefiziten aus dem Vorjahr 2018, galt auch 2019 in Brandenburg als „Brandrekordjahr“. Es zählt als das brandreichste Jahr der letzten 20 Jahre. Der größte in diesem Jahr gemeldete Waldbrand war der Brand in der Oberförsterei Jüterbog (Landkreis Teltow-Fläming). Vom 3. bis 12. Juni 2019 vernichtete das Feuer eine Fläche von 744 Hektar mit überwiegend Kiefern- und Pioniermischwaldbeständen (MLUK 2020). Die Haupthindernisse bei den Löscharbeiten waren auch in diesem Falle – wie schon 2018 in Treuenbrietzen – die Befahrungs- und Betretungsbeschränkungen für die Feuerwehr aufgrund von Munitionsbelastung. Letztlich erleichterten Gewitter und Niederschläge die Arbeit der Einsatzkräfte, und der Wind in den folgenden Tagen war zu schwach, um das Feuer wieder anzufachen (FRÖHLICH 2019). Es handelte sich um den größten Brand seit den 1970er-Jahren in Brandenburg.

Das Waldbrandgebiet östlich des ehemaligen Truppenübungsplatzes Jüterbog ist ein Wildnisgebiet im Besitz der Stiftung Naturlandschaften Brandenburg (STIFTUNG NATURLANDSCHAFTEN 2024). Wildnis bedeutet hier, dass im größten Teil des Gebietes die natürlichen Prozesse ungestört ablaufen können; hierzu gehören auch Störungen wie Windwurf und -bruch oder Insektenkalamitäten. Das Gebiet ist in Wildniszonen, Pufferzonen sowie kleinere Flächen für langfristige Pflegemaßnahmen unterteilt, wobei das PYROPHOB-Untersuchungsgebiet größtenteils in der Pufferzone liegt. Nach dem Großbrand wurden in diesem Gebiet aufgrund des Wildnisbegriffs weder waldbaulichen Maßnahmen noch Jagd durchgeführt.



Abb. 4.3-1: Jüterbog-Brandfläche – ein Monat nach dem Feuer (19. Juli 2019; Foto: P. Ibsch).

## 4.4 Projekt PYROPHOB: ab Frühjahr 2020

Ab 2020 wurden im Rahmen des Projekts insgesamt 15 Untersuchungsflächen in beiden Waldgebieten eingerichtet (47 ha in Treuenbrietzen und 18 ha in Jüterbog, vgl. Abb. 4-2), die eine Reihe von Waldbewirtschaftungsmethoden und Brandintensitäten repräsentieren. In beiden Gebieten wurde jeweils ein nicht verbrannter Kiefernbestand als Referenzstandort für Untersuchungen ausgewählt (vgl. Kapitel 5).



Abb. 4.4-1: Ab 2020 zeigte sich in Treuenbrietzen deutlich, wie sich die Aspen etablierten und rasch entwickelten (18. Juni und 7. Juli 2020; Fotos: P. Ibisch).

Einzelne Akteure auf den Privatwaldflächen experimentierten mit verschiedenen Ansätzen, um die Flächen nutzbar zu machen. Dazu gehörte im Jahr 2024 auch die Rodung der erfolgreich etablierten, sechsjährigen Sekundärvegetation. Auf einigen dieser so behandelten Flächen (angrenzend, jedoch nicht auf den PYROPHOB-Forschungsflächen) wurde so ein vermeintliches Klimaschutzprojekt aufgesetzt, mit dem ein Unternehmen für sein ‚grünes‘ Engagement wirbt. Hier wurden nach Bodenbearbeitung verschiedene Baumarten gepflanzt, darunter auch Rot-Eichen (Abb. 4.4-3). Diese Praxis entspricht nicht dem Stand des Wissens zum Klimaschutz mit Waldflächen; vielmehr kommt es durch den Eingriff erneut zu vermehrten Emissionen von Treibhausgasen aus dem Boden und der Zersetzung der in den letzten Jahren aufgebauten Biomasse.



Abb. 4.4-2: Feuer-Resistenz und -resilienz. Gepflanzte Eichenbestände bremsten die Ausbreitung des Feuers und hielten es auf. Wiederaustritt von brandgeschädigten Bäumen zwei Vegetationsperioden nach dem ersten (oben: 18. Juni 2020) und wenige Monate nach dem zweiten Feuer in Treuenbrietzen (unten: 29. August 2022) (Fotos: P. Ibisch).



Abb. 4.4-3: Oben links: Sechs Jahre alte Aspe auf Kahlfäche (3. September 2024); oben rechts: Bodenbearbeitung nach Rodung des sechsjährigen Pionierwaldes zur Vorbereitung von Baumpflanzungen; unten: Rot-Eichen-Pflanzung als Teil eines „Klimaschutzprojektes“ (18. Oktober 2024; Fotos: P. Ibsch).

## 4.5 Verkauf des Kommunalwaldes Treuenbrietzen und Treuenbrietzen-Feuer 2022

Im Oktober 2021 beschlossen die Stadtverordneten der Stadt Treuenbrietzen den Kommunalwald zu veräußern, im Mai 2022 fand der Eigentümerwechsel des 2.000 Hektar großen Stadtwaldes an die Muhr'sche Forstverwaltung GbR statt. Damit endete auch die Zuständigkeit des für seine Arbeit mehrfach extern ausgezeichneten Stadtförsters Dietrich Henke (MAZ.DE 2020; FÖSTE 2022). Der bis dahin nach eigener Definition „naturnah bewirtschaftete“ Stadtwald wurde Privatbesitz (RADA 2022).

Ein großer Teil der Untersuchungsflächen in Treuenbrietzen war zwischen dem 17. und 20. Juni 2022 von einem zweiten Waldbrand betroffen. Das Feuer, das sich nach Osten und Südosten ausbreitete, wurde durch Windböen, anhaltende Trockenheit und Temperaturen weit über 30 Grad begünstigt und vernichtete mehr als 100 Hektar Waldfläche (ZEIT ONLINE 2022). Der neuerliche Brand unterbrach die kontinuierliche Vegetationsentwicklung und zerstörte die direkte Vergleichbarkeit mit den nur einmal verbrannten anderen Standorten. Als Ersatz für die ebenfalls verbrannte Referenzfläche wurde eine neue Referenzfläche im noch unverbrannten Kiefernforst eingerichtet, aber die Waldbehandlungen der verbrannten Standorte konnten nicht ersetzt werden.

Nach dem Feuer mussten die Forschungsarbeiten auf den verkauften Kommunalwaldflächen zunächst monatelang unterbrochen werden, da der neue Eigentümer die Betretung nicht gestattete. Letztlich beschloss er, die Zusammenarbeit mit den Wissenschaftler:innen zu beenden und kündigte den CleverForst-Vertrag, der zunächst von der Stadt Treuenbrietzen übernommen worden war. Dies bedeutete, dass die weitere Forschung auf den meisten Treuenbrietzener Versuchsfächen, einschließlich der CleverForst-Flächen, zum 31. Dezember 2023 eingestellt werden musste (ENDRES 2024).

Es konnten noch einige Ergebnisse zur Resilienz der Pioniervegetation nach dem zweiten Feuer gewonnen werden.

Die Muhr'sche Forstverwaltung beschloss nicht nur, den Dialog mit dem wissenschaftlichen Projekt abzubrechen, sondern handelte auch entgegen der übermittelten Empfehlungen in konventioneller Weise. Es wurden große Flächen des 2022-Feuers geräumt. Dadurch entstand eine sehr große Kahlfäche (WANGEMANN 2024, vgl. Abb. 4.5-2 und Abb. 4.5-4). Teilweise wurden die Flächen bepflanzt.



Abb. 4.5-1: Ehemalige Kommunalwaldfläche in Treuenbrietzen vor dem zweiten Feuer 2022. Die abgestorbenen Kiefern waren inzwischen überwiegend umgestürzt, noch leicht brennbares Kronenmaterial war auf den Boden gelangt (28. April 2022 und 9. Juni 2022; Fotos: P. Ibisch).



Abb. 4.5-2: Links: Eine Luftaufnahme im Frühling 2024 zeigt das Ausmaß der großflächigen Räumung nach den Waldbränden von 2018 und 2022 (Foto: MAZ/U. Wangemann). Rechts: Thermisch bewirkter Aschewirbel (Kleintrombe; „Staubteufel“) nach dem zweiten Brand im ehemaligen Treuenbrietzener Kommunalwald (27. Juni 2022; Foto: P. Ibisch)



Abb. 4.5-3: Regeneration der ab 2019 aufgewachsenen und 2022 oberirdisch verbrannten Aspen (links: wurzelbürtiger Spross, 27. Juni 2022; rechts: ca. zweimonatige Wiederaustriebe, 29. August 2022; Fotos: P. Ibisch).



Abb. 4.5-4: Bodenerosion auf Weg an Brandfläche nach Starkregen (29. August 2022); von der Muhr'schen Forstverwaltung großflächig geräumte 2022-Brandfläche ein Jahr nach dem Feuer (Mitte: 10. Juni 2023; rechts: 1. September 2023; Fotos: P. Ibisch).

# 5. Methodik

## 5.1 Auswahl und Einrichtung der Untersuchungsflächen

Thilo Heinken<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Allgemeine Botanik, Institut für Biologie und Biochemie, Universität Potsdam, Maulbeerallee 3, 14469 Potsdam

Ein zentraler methodischer Aspekt des PYROPHOB-Projekts ist – ähnlich wie in den DFG-Biodiversitätsexploratorien (FISCHER et al. 2010) – ein System standardisierter Untersuchungsflächen, die von allen beteiligten Forschungsgruppen genutzt werden (s. HEINKEN et al. 2024). Ein solches einheitliches Studiendesign ist entscheidend für statistische Vergleiche zwischen Umweltfaktoren, Artengruppen und Managementtypen. Das ab dem Jahr 2020 eingerichtete Netzwerk von Probeflächen in den abgebrannten Wäldern und ihrer Umgebung umfasst 15 Untersuchungsstandorte (US), die sich über die zwei benachbarten Untersuchungsgebiete (UGs) erstrecken (zehn in Treuenbrietzen (TB) und fünf in Jüterbog (JB)) und unterschiedliche Bewirtschaftungsvarianten (Behandlungen) und Brandintensitäten widerspiegeln (Tab. 5.1-1). Zwei Referenzstandorte befinden sich jeweils im benachbarten, nicht verbrannten Kiefernforst. Es gibt drei Stufen der Untersuchungsintensität (Abb. 5.1-1): Auf zehn Probekreisen pro US werden alle Methoden der Biodiversitäts- und Umwelterfassung angewendet, die auf einer großen Anzahl von replizierten Flächen durchgeführt werden können. Drei von ihnen sind jeweils als Hauptprobekreise (*Very Important Plots, VIPs*) definiert. Diese werden zur genaueren Untersuchung der Biodiversität oder ökologischer Prozesse verwendet, wobei häufig sehr arbeits- oder kostenintensive Methoden zum Einsatz kommen, für die die Verwendung aller Probekreise nicht

praktikabel ist (Abb. 5.1-2). Pro Standort wurde ein Hauptprobekreis als VIP-Bodenplot ausgewählt. Hier wurde neben dem eigentlichen Probekreis der Boden für die bodenkundliche und hydrologische Standortcharakterisierung geöffnet, und um kontinuierliche Messgeräte unterzubringen, die nicht ohne erhebliche Störungen des Bereichs aufgebaut werden können (Abb. 5.1-2). Darüber hinaus wurden auf der Ebene der gesamten Untersuchungsgebiete einige umfangreiche Feldarbeiten durchgeführt, wie z. B. UAV-basierte Fernerkundung oder Überwachung hochmobiler Arten.

Tab. 5.1-1: Übersicht über die Untersuchungsstandorte des PYROPHOB-Projekts. Zum Zeitpunkt des Brandes waren alle US Forsten aus Wald-Kiefern (*Pinus sylvestris*). Gebiete: TB = Treuenbrietzen, JB = Jüterbog. Das Alter der verbrannten Kiefernbestände wurde anhand der forstlichen Revierbücher ermittelt und vor Ort, wenn möglich, durch Zählen der Jahresringe an Baumstümpfen überprüft (Z: Mitte, O: Ost, N: Nord, S: Süd, W: West). Bodenart nach KA5 (Oberboden, 0-10 cm): Ss = Reinsand, Su2 = schwach schluffiger Sand, Su3 = schluffiger Sand. Die Brandschwere wurde über den difference Normalized Burn Ratio Index (dNBR) basierend auf multispektralen Satellitendaten vor und nach dem Feuer, der Brandtyp über das NIR/grün-Verhältnis (NIR = Near-Infrared) bestimmt.

Fläche		Gebietsdetails vor dem Brand			Angaben zum Brandereignis		
Untersuchungsstandort	Untersuchungsgebiet	Bestandsalter [Jahre] in 2018	Schutzgebiet Wildnis	Bodenart	Brandjahr	Brandtyp (-Feuer)	Brandschwere
B	TB	64	nein	Su2	2018	Kronen	niedrig–mittelhoch
C	TB	71	nein	Su2	2018	Kronen	niedrig–mittelhoch
D	TB	N: 68, S: 102	nein	Su2	2018	Kronen	niedrig–hoch
E	TB	68	nein	Su2	2018	Boden	niedrig–mittelhoch
F	TB	68	nein	Su2	2018	Boden	niedrig–hoch
G	TB	71	nein	Su2	unverbrannt	-	-
H	TB	N: 45, ZS: 39	nein	Su2	2018	?	niedrig–hoch
I	TB	W: 98, O: 73	nein	Su2	2018	?	niedrig–hoch
J	TB	W: 46, O: 41	nein	Su2	2018	?	hoch
K	TB	SW: 64, NO: 70	nein	Su3	2018	Kronen	mäßig niedrig–mittelhoch
L	TB	66	nein	Ss	unverbrannt	-	-
U	JB	N: 96, S: 76	ja	Ss	2019	Boden	niedrig–mittelhoch
V	JB	N: 76, S: 66	ja	Ss	2019	Boden	unverbrannt–mäßig niedrig
X	JB	99	ja	Ss	2019	Kronen	mittelhoch–hoch
Y	JB	29	ja	Ss	2019	Kronen	mittelhoch–hoch
Z	JB	66	ja	Ss	unverbrannt	-	-

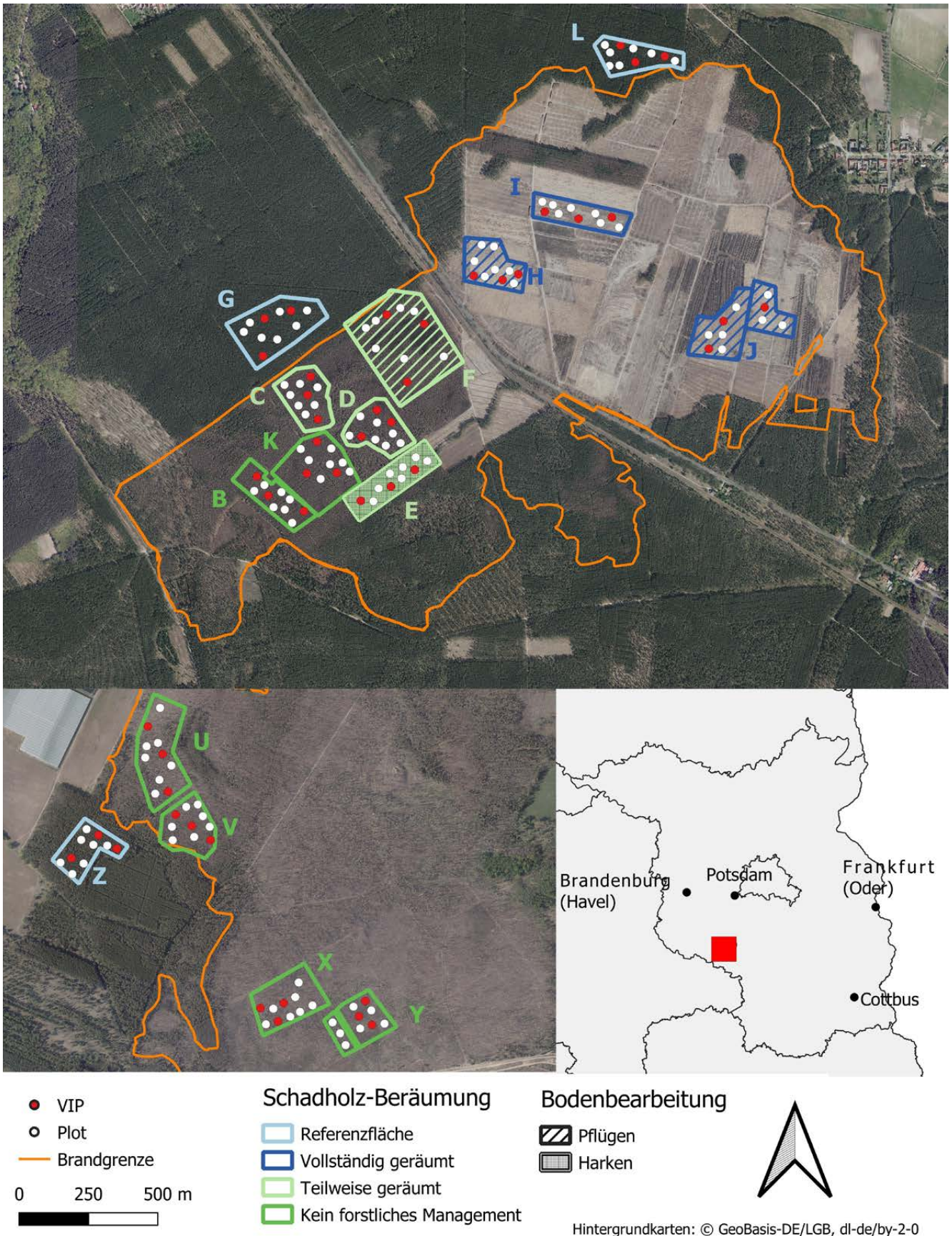


Abb. 5.1-1: Lage des PYROPHOB-Projekts in Brandenburg und Karte der Untersuchungsstandorten mit den einzelnen Probekreisen in den Untersuchungsgebieten a) Treuenbrietzen (TB) und b) Jüterbog (JB) auf der Grundlage von Luftbildern von 2019 (TB) und 2022 (JB). Forstliche Maßnahmen auf den US sind durch verschiedene Farben (Schadholz-Beräumung) bzw. Muster (Bodenbearbeitung) dargestellt. Die US C-J und U, V, Z wurden im Juli 2020 eingerichtet, wobei die US C-G nur bis Juni 2022 untersucht wurden. Die US B, K, X und Y wurden im April 2021 eingerichtet, wobei die US B und K nur bis Juni 2022 untersucht wurden. US L wurde als Ersatz für die abgebrannte Referenz-US G im Herbst 2022 eingerichtet.



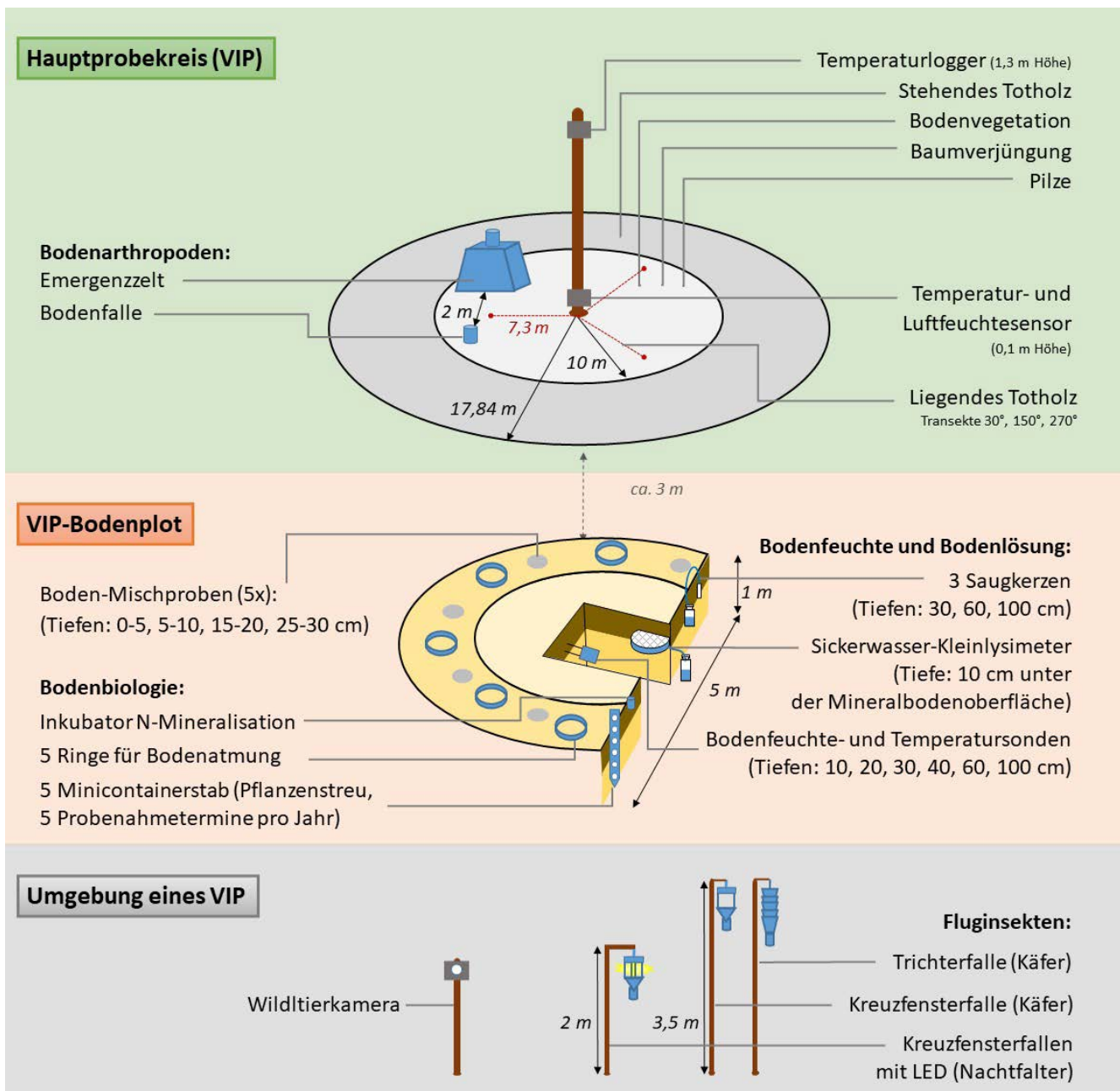


Abb. 5.1-2: Schema des Versuchsaufbaus auf einem VIP („Very Important Plot“) einschließlich eines VIP-Bodenplots und der Instrumentierung in der Umgebung der VIPs im Forschungsprojekt PYROPHOB. Die Mittelpunkte der Probekreise sind dauerhaft mit Holzpfählen markiert. Entlang von drei 7,3 m langen Transekten, die sich von der Plotmitte aus erstrecken, wird auch Totholz erfasst. Die Bodenprofile und Einbauten im Boden (nur in einem von drei VIPs pro US; „VIP-Bodenplot“) sowie einige andere Geräte sind außerhalb der Plotfläche angeordnet, um Störungen auf diesen Flächen zu minimieren. Weitere Erläuterungen siehe Text.

Die Standortauswahl zielte auf maximale Homogenität innerhalb des US mit ähnlichen Größen von etwa fünf ha ab. Zunächst wurde eine Vorauswahl anhand verschiedener Informationsquellen (Satellitenbilder, geologische und Bodenkarten, digitale Geländemodelle, Waldinventare und Informationen lokaler Förster) getroffen. Die endgültige Auswahl und Abgrenzung erfolgte gemeinsam mit den Grundbesitzern, verantwortlichen Förstern und Forstbehörden nach Diskussionen und einer Vor-Ort-Inspektion. Die 13 Standorte auf den Brandflächen decken sieben verschiedene Behandlungsvarianten ab. Diese resultierten aus unterschiedlichen Kombinationen von Schadholz-Beräumung, Pflügen, Harken, Pflanzen, Säen und Einzäunen, einschließlich unterschiedlicher Zeitpunkte der Behandlungen (Tab. 5.1-2). Die Behandlungsvariante ohne forstliches Management war an sechs US (zwei in TB, vier in JB) repräsentiert,

allerdings mit unterschiedlicher Brandschwere, Wildverbissstärke und variierendem Bestandsalter der Vorbestände (Tab. 5.1-1). Insgesamt waren 150 Probekreise (= 45 VIP-Hauptprobekreise und 105 zusätzliche Probekreise) Teil des Projekts, die allerdings aus Sicherheitsgründen (durch verzögerte Einrichtung infolge notwendiger Munitionsberäumung, Phasen mit fallenden abgestorbenen Bäumen und den erneuten Brand in Treuenbrietzen im Jahr 2022) nicht alle über den gesamten Projektzeitraum untersucht werden konnten.

Tab. 5.1-2: Übersicht über die Behandlung der Untersuchungsstandorte des PYROPHOB-Projekts nach dem Feuer. \* einzelne Stämme wurden aus Sicherheitsgründen entnommen.

Fläche		Behandlung 1: Baumfällung			Behandlung 2: Bodenbearbeitung			Behandlung 3: Pflanzung			Andere Behandlungen		
US	UG	Typ	Zeitpunkt	Technik / Befahrung	Typ (mit Tiefe)	Zeitpunkt	Technik	Typ	Baumarten	Zeitpunkt	Zaun	Jagd	Gehölzentnahme
B	TB	keine			keine			Saat	(Stadt-bäume)	Wint. 2018/2019	nein	häufig	Wint. 2022*
C	TB	teilweise geräumt (0,5)	Herbst/ Wint. 2019	Harvester & Forwarder auf Rückegassen	keine			keine			nein	häufig	
D	TB	teilweise geräumt (0,5)	Herbst/ Wint. 2019	Harvester & Forwarder auf Rückegassen	keine			keine			nein	häufig	
E	TB	teilweise geräumt (0,75)	Herbst/ Wint. 2019	Harvester & Forwarder auf Rückegassen	Harken, 10 cm	Herbst/ Wint. 2019	Ausleger	Saat	Rot-Eiche ( <i>Q. rubra</i> )	Wint./Frühj. 2020	ja	häufig	
F	TB	teilweise geräumt (0,75)	Herbst/ Wint. 2019	Harvester & Forwarder auf Rückegassen	Pflügen, 5-8 cm	Herbst/ Wint. 2019	Streifenpflug	Pflanzung	Trauben-Eiche ( <i>Q. petraea</i> )	Wint./Frühj. 2020	ja	häufig	
G	TB	Referenzfläche			keine			keine			nein	häufig	
H	TB	vollständig geräumt	Herbst/ Wint. 2018	Bagger, gesamte Fläche	Pflügen, 10-15 cm	Herbst/ Wint. 2018	Streifenpflug	Pflanzung	Trauben-Eiche ( <i>Q. petraea</i> )	Wint./Frühj. 2020	ja	häufig	Pappel-Mahd, Som. 2020
I	TB	vollständig geräumt	Herbst/ Wint. 2018	Harvester & Forwarder auf Rückegassen	keine			keine			nein	häufig	
J	TB	vollständig geräumt	Herbst/ Wint. 2018	Bagger, gesamte Fläche	Pflügen, 10-15 cm	Herbst/ Wint. 2018	Streifenpflug	Pflanzung	Wald-Kiefer ( <i>P. sylvestris</i> )	Wint./Frühj. 2020	nein	häufig	
K	TB	kein forstliches Management			keine			keine			nein	häufig	Wint. 2022*
L	TB	Referenzfläche			keine			keine			nein	häufig	
U	JB	kein forstliches Management			keine			keine			nein	keine	
V	JB	kein forstliches Management			keine			keine			nein	keine	
X	JB	kein forstliches Management			keine			keine			nein	keine	
Y	JB	kein forstliches Management			keine			keine			nein	keine	
Z	JB	Referenzfläche			keine			keine			nein	keine	

Ein Holzpfehl in der Mitte jedes Probekreises ist der Ausgangspunkt für die Datenerfassung durch die verschiedenen Projektpartner (Abb. 5.1-2), die im Folgenden für die einzelnen abiotischen und biotischen Ökosystemkomponenten beschrieben wird. Darüber hinaus wurde vier Mal pro Jahr auf jedem Probekreis ein wissenschaftliches Fotomonitoring (PEINELT et al. 2016) durchgeführt, bei dem jeweils der gleiche Bildausschnitt aufgenommen wird. Das Monitoring flankiert die Datenerhebung der Verbundpartner und dokumentiert die Entwicklung nach den Bränden.

## 5.2 Meso- und Mikroklima

Susanne Rönnefarth<sup>1</sup>, Yojana Adhikari<sup>1</sup>, Sophia Dobkowitz<sup>2</sup>, Till Francke<sup>2</sup>, Pierre L. Ibsch<sup>1</sup>

- 1 Centre for Ecomics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde
- 2 Hydrologie und Klimatologie, Institut für Umweltwissenschaften und Geographie, Universität Potsdam, Karl-Liebknecht-Str. 24-25, 14476 Potsdam

Sowohl in TB als auch in JB wurde jeweils eine **Wetterstation** eingerichtet. Die Wetterstation in TB wurde im Untersuchungsstandort H installiert, während die Station in JB auf einer Freifläche, aber in unmittelbarer Nähe des UGs aufgestellt wurde. Die Wetterstationen bestehen aus einem etwa zwei Meter hohen Mast, der mit insgesamt sieben verschiedenen, kontinuierlich messenden Sensoren ausgestattet ist. Die Sensoren messen Blattnässe, Lichtintensität (Foto/Licht – PAR), Luftdruck, Niederschlag, Solarstrahlung (Silizium-Pyranometer), Temperatur und relative Luftfeuchtigkeit sowie Windgeschwindigkeit. Die Messungen werden alle zehn Minuten aufgezeichnet.

**Mikroklimadaten** werden mit Temperaturloggern (Hobo Pendant) auf den zehn Plots jedes US erhoben. Die Datenlogger sind in einer Höhe von 1,3 m an einem Holzpfehl in der Mitte des Plots angebracht (vgl. Abb. 5.1-2), nach Norden ausgerichtet und durch ein weißes Kunststoffschutzgehäuse vor direkter Sonneneinstrahlung geschützt. Alle Aufzeichnungen erfolgen als synchronisierte Messungen in 10-Minuten-Intervallen. Zusätzlich werden Temperatur und relative Luftfeuchtigkeit (Hobo Pro V2) in zehn Zentimeter Höhe über dem Boden auf den drei Hauptprobekreisen (VIPs) der US erfasst. Dies ermöglicht die Berechnung des Dampfdruckdefizits (DDD).

Die Erhebung des **Kronenschlussgrades** erfolgte mehrmals pro Jahr während und außerhalb der Vegetationsperiode mittels eines Densimeters auf allen Probeflächen. Die Ermittlung des Kronenschlussgrades fand zum letzten Mal im Januar 2023 statt. Die Ausstattung und das methodische Design wurden an zahlreichen Waldstandorten getestet (BLUMRÖDER et al. 2019, 2021a, 2022).

Die Analysen der **Oberflächentemperatur** (*Land Surface Temperature*; LST) basieren auf Satellitenbildern von Landsat 8 und 9. Der Landsat-8-Satellit überfliegt das Gebiet etwa alle 16 Tage zwischen 10:30 und 11:30 Uhr und bietet eine räumliche Auflösung von 100 m für den Thermal Infrared Sensor (TIRS). Es gilt entsprechend zu beachten, dass die erfassten Oberflächentemperaturen nicht die Höchsttemperaturen darstellen, da diese in der Regel erst im Verlauf des Nachmittags erzielt werden. Die Datenerfassung und Vorverarbeitungsschritte wurden im Google Earth Engine Code Editor durchgeführt. Der Untersuchungszeitraum umfasste die Vegetationsperioden (April–September) der Jahre 2019, 2020, 2021, 2022 und 2023. Die Prozentsätze der Wolkenbedeckung wurden entsprechend der Datenverfügbarkeit berücksichtigt.

Zusätzlich wurde in JB und TB an je drei Standorten innerhalb des UG oder maximal 500 m von dem nächsten US entfernt der **Niederschlag** mit einer Niederschlagskippswaage (Davis, Großbritannien) gemessen. Zeiträume fehlender oder fehlerhafter Niederschlagswerte aufgrund von Batterieausfall, Diebstahl und verstopftem Messgerät wurden entfernt und daraufhin je UG eine mittlere korrigierte Niederschlagszeitreihe berechnet. Durch Kalibrierungsmessungen stellte sich eine Unterschätzung des Niederschlags von 15-25 % heraus, deshalb wurde der gemessene Niederschlag um +15 % korrigiert. Zur Validierung der Messungen wurde die nächstgelegene Niederschlagsstation des DWD (Station Felgentreu) verwendet. Diese liegt 2,6 bzw. 7,2 km von den UGs JB und TB entfernt.

## 5.3 Waldboden und Wasser

### 5.3.1 Bodenchemie und Stoffaustrag

Werner Gerwin<sup>1</sup>, Florent Jouy<sup>2</sup>, Thomas Raab<sup>3</sup>, Frank Repmann<sup>3</sup>

- 1 Forschungszentrum Landschaftsentwicklung und Bergbaulandschaften (FZLB), Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Siemens-Halske-Ring 8, 03046 Cottbus
- 2 Centre for Ecomics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde
- 3 Lehrstuhl Geopedologie und Landschaftsentwicklung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Siemens-Halske-Ring 8, 03046 Cottbus

#### Bodenkundliche Standortcharakterisierung

An den VIP-Bodenplots aller Untersuchungsstandorte wurde ein Bodenprofil bis zu einer Tiefe von ca. 1 Meter ausgehoben und entsprechend der Vorgaben der Bodenkundlichen Kartieranleitung (5. Auflage) (AG Boden 2005) charakterisiert. Aus den jeweils identifizierten Bodenhorizonten wurden Bodenproben für die weitere Analytik im Labor entnommen. Untersucht wurden dabei die folgenden Parameter:

- pH-Wert ( $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ ): potentiometrische Messung in wässrigem Extrakt
- elektrische Leitfähigkeit (EC in  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ): Leitfähigkeitsmessung in wässrigem Extrakt
- Gesamtgehalte Kohlenstoff und Stickstoff ( $\text{C}_t$  und  $\text{N}_t$  in %): CN-Elementaranalysator
- organische Bodensubstanz (OS in %): Masseverlust nach Verglühen bei 550°C
- organischer Kohlenstoff ( $\text{C}_{\text{org}}$  in %): Differenz  $\text{C}_t$  und C-Gehalt nach Verglühen bei 550°C, Messung mit CN-Elementaranalysator
- magnetische Suszeptibilität ( $\chi_{\text{mass}}$  in  $\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ ): Messung der Magnetisierbarkeit
- Gesamtgehalte Nährelemente (Ca, Mg, K, P in  $\text{mg kg}^{-1}$ ): ICP-OES-Messung nach  $\text{HNO}_3$ -Druckaufschluss
- Bodenart nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5) (Sand-, Schluff- und Tongehalte in %): Messung mit Laserpartikelanalysator

Zusätzlich zu den Bodenprofilen wurden an allen drei Bodenplots pro Untersuchungsstandort Humus- und Mineralbodenproben entnommen. Um den jeweiligen Bodenplot herum wurde von jeweils fünf 30 x 30 cm großen Beprobungsquadranten sämtliches vorhandenes Auflagehumus- oder sonstiges organisches Material entnommen. An diesen fünf Beprobungspunkten wurde zudem der Mineralboden in den Tiefen 0-5 cm, 5-10 cm, 15-20 cm sowie 25-30 cm beprobt. Die Einzelproben aus dem Mineralboden wurden zu einer Mischprobe pro Tiefenstufe und Bodenplot vereinigt. In den gleichen Tiefenstufen wurden volumenbezogene Bodenproben zur Bestimmung der Lagerungsdichte gewonnen. Im Falle von Untersuchungsstandorten, die nach dem Waldbrand gepflügt wurden, fand die Beprobung ausschließlich innerhalb der Pflugfurchen statt. Im Labor wurden zusätzlich zu den bereits bei den Bodenprofilproben genannten Größen die folgenden Parameter analysiert:

- pyrogener Kohlenstoff ( $\text{C}_{\text{pyr}}$  in %)
- effektive Kationenaustauschkapazität ( $\text{KAK}_{\text{eff}}$  in  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ ): Methodik nach LÜER und BÖHMER (2000) sowie HFA (2009)

## Stoffaustrag Oberboden

An allen drei Bodenplots pro Untersuchungsstandort wurden frei dränende Sickerwasser-Kleinlysimeter in zehn cm Tiefe unter (Mineral-)Bodenoberfläche eingebaut (vgl. Abb. 5.1-2), bei den unverbrannten Referenzstandorten teilweise auch unmittelbar unterhalb der Humusauflage. Bei den Kleinlysimetern handelte es sich um Eigenkonstruktionen auf der Basis von KG-Rohr-Teilstücken mit einem Durchmesser von 20 Zentimeter, deren offene Oberseite mit einem engmaschigen Netz (Fliegengitter) abgedeckt wurde. Zur mechanischen Stabilisierung wurden die Lysimeter mit Glasperlen (Durchmesser 4,0 mm) gefüllt. Die Lysimeter wurden so in die Bodenprofilwand eingebaut, dass die darüber liegenden Bodenbereiche möglichst ungestört blieben.

Das aufgefangene Sickerwasser wurde mit Kunststoffschläuchen der Schwerkraft folgend in Sammelflaschen geleitet, die sich in oben zu öffnenden Schächten (ebenfalls KG-Rohre) in ca. 60 cm Bodentiefe befanden. Je nach Sickerwassermenge wurden die Proben mehrfach im Jahr entnommen und bis zur Analyse tiefgekühlt aufbewahrt. Das jeweilige Probenvolumen wurde für jeden Beprobungstermin festgehalten. Im Labor wurden die folgenden Parameter analysiert:

- pH-Wert: potentiometrische Messung
- elektrische Leitfähigkeit (EC in  $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ ): Leitfähigkeitsmessung
- Elementgehalte (Ca, Mg, Na, K) und gelöste Anionen ( $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ): ICP-OES, IC, FIA
- gelöste Kohlenstoff- und Stickstofffraktionen (DOC, TIC, DON): DOC-Analysator

## Stoffverlagerung Unterboden

Auf jedem VIP-Bodenplot wurden die Wasserzusammensetzung und der Stoffaustrag im Unterboden mit Hilfe von Saugkerzen überwacht, die in Tiefen von 30, 60 und 100 cm im Boden installiert wurden (vgl. Abb. 5.1-2). Die Saugkerzen ermöglichen die zerstörungsfreie Extraktion von Wasser aus dem Porensystem des Bodens. Die Saugkerzen wurden, dank einer Vakuumpumpe, mit einem Unterdruck von -0,5 bar beaufschlagt, sodass das Wasser aus dem umgebenden Boden durch die Poren der Saugkerzen im Inneren der Saugkerze und dann über einen Kunststoffschlauch in eine Glasflasche gesaugt wurde, die sich in einem im Boden vergrabenen Kunststoffbehälter befand (Abb. 5.3-1). Während der Vegetationsperiode (von März bis November) wurden alle zwei Monate (wenn genügend Lösungsvolumen zur Verfügung stand) Bodenlösungsproben entnommen und deren Volumen (in ml) aufgezeichnet.

Am Tag der Analyse wurden die Bodenlösungsproben auf Raumtemperatur erwärmt und die folgenden Parameter bestimmt: gelöster organischer Kohlenstoff (engl. *dissolved organic carbon* – DOC), Huminsäuren in %, Molekulargewicht der Huminsäuren, Aromatizität der Huminsäuren.



Abb. 5.3-1: Installation der Kunststoff-Box auf einem VIP-Bodenplot mit Glasflaschen an den Saugkerzen verbunden. Die Saugkerzen sind in 30, 60 und 100 cm Tiefe installiert. Die Pumpe erzeugt ein Teilvakuum in der Flasche und ermöglicht die Sammlung von Bodenlösung in verschiedenen Tiefen.

## 5.3.2 Bodenbiologie und Stoffumsätze

Werner Gerwin<sup>1</sup>, Florent Jouy<sup>2</sup>, Thomas Raab<sup>3</sup>, Frank Reppmann<sup>3</sup>

- 1 Forschungszentrum Landschaftsentwicklung und Bergbaulandschaften (FZLB), Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Siemens-Halske-Ring 8, 03046 Cottbus
- 2 Centre for Ecnics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde
- 3 Lehrstuhl Geopedologie und Landschaftsentwicklung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Siemens-Halske-Ring 8, 03046 Cottbus

## Streuabbau

Als ein Maß für die biologische Aktivität im Boden wurden Abbauversuche mit Pflanzenstreu unter Anwendung der Minicontainer-Methodik nach EISENBEIS et al. (1999) an ausgewählten Bodenplots durchgeführt. Zur Aufnahme der Minicontainer wurden Kunststoffstäbe mit in regelmäßigen Abständen angeordneten Bohrungen mit 16 cm Durchmesser verwendet (vgl. Abb. 5.1-2). In diesen Bohrungen wurden die eigentlichen, mit Laubstreu gefüllten Minicontainer eingebracht. Es wurden in jedem Minicontainerstab jeweils vier Minicontainer eingesetzt, die bei senkrechtem Einbau der Stäbe in den Boden den folgenden Tiefenstufen unterhalb der Oberfläche entsprachen: 0-4 cm, 4-8 cm, 8-12 cm sowie 12-16 cm. Im Falle vorhandener Humusaufgeschichten entsprach deren Oberfläche der Bezugsoberfläche für den Einbau.

Als Pflanzenstreu wurde getrocknete und zerkleinerte Birkenlaubstreu durchsetzt mit einzelnen Kiefernadeln verwendet. Die Minicontainer wurden an beiden Seiten mit Gaze verschlossen, die eine Maschenweite von 50  $\mu\text{m}$  aufwies. Somit wurde im Wesentlichen die Streuzersetzung durch Bodenmikroorganismen – insbesondere durch Pilze – untersucht. Die verwendete Maschenweite schloss die Meso- bis Makrofauna weitgehend aus. Die Streuabbauversuche wurden 2021 auf den Untersuchungsstandorten U und Z (Jüterbog) sowie C, F, G und I (Treuenbrietzen) an jeweils allen Bodenplots durchgeführt. Eingesetzt wurden an allen Bodenplots jeweils fünf Minicontainerstäbe, die zwischen Mai und November im Abstand von 14, 28, 49, 112 und 175 Tagen nacheinander entnommen wurden. Ausgewertet wurde der Masseverlust der Streuprobe durch Zersetzungsprozesse während der Exposition im Boden. Die Wägung der Streu erfolgte vor und nach der Exposition nach Trocknung bei 40 °C. Aus der zeitlichen Funktion des Abbaus wurden die relative Abbaurate ( $k_d$ ) als Koeffizient sowie die Dauer bis zum Abbau von 50 % der eingesetzten Streu ( $t_{50}$ ) berechnet, wobei die

exponentielle Abbaufunktion  $m_t = m_0 \cdot e^{k_r \cdot t}$  (mit  $m_t$  = Masse zum Zeitpunkt  $t$ ,  $m_0$  = Masse zum Zeitpunkt 0 und  $k_r$  = relative Abbaurate) zugrunde gelegt wurde (EISENBEIS und PAULUS 1997).

### N-Mineralisation

Ein weiteres Maß für die biologische Aktivität und die Funktionsfähigkeit des Stickstoffkreislaufs im Boden bietet die Bestimmung der Stickstoffmineralisationsrate. Angewendet wurde die von KWAK et al. (2016) beschriebene Methodik zur Bestimmung der N-Mineralisationsrate in-situ. Verwendet wurden dazu Inkubationsröhrchen aus Edelstahl mit einer Länge von 12 cm und einem Außendurchmesser von 4 cm, von denen jeweils zwei parallel senkrecht in den Boden eingebracht wurden. Eines der beiden Röhrchen wurde sofort wieder mit dem darin enthaltenen Bohrkern entnommen (Nullprobe), das zweite wurde mit einer perforierten Metallabdeckung versehen und für eine Inkubationszeit von mindestens einem Monat im Boden belassen. Der Bohrkern dieses zweiten Röhrchens wurde nach Ablauf der Expositionszeit entnommen. Beide Proben wurden unmittelbar nach ihrer Entnahme gekühlt transportiert und vor der Laboranalytik tiefgekühlt gelagert. Analysiert wurde der Gehalt mineralischer Stickstoffverbindungen ( $N_{\min}$ ;  $NH_4^+$  und  $NO_3^-$ ) mittels Fließinjektionsanalyse (FIA). Aus der Differenz zwischen dem Gehalt im Bohrkern nach Inkubation und der Nullprobe bezogen auf die Dauer der Inkubationszeit im Boden wurde die N-Mineralisationsrate (in  $mg (kg \cdot d)^{-1}$ ) errechnet.

### Bodenatmung

Die Bodenatmung (oder der  $CO_2$ -Ausstoß aus dem Boden) ist die Hauptquelle von  $CO_2$  aus dem terrestrischen Ökosystem in die Atmosphäre (WANG et al., 2006). Sie misst das Kohlendioxid ( $CO_2$ ), das durch die Zersetzung organischer Bodensubstanz durch Bodenmikroben und durch die Atmung von Bodenfauna und Pflanzenwurzeln aus dem Boden freigesetzt wird. Daher kann die Bodenatmung als Indikator für die biologische Aktivität im Boden verwendet werden.

Im März 2022 wurden auf jedem VIP-Bodenplot fünf Kunststoff-Ringe zur Messung der Bodenatmung installiert (vgl. Abb. 5.1-2). Diese Ringe wurden für den Rest der Projektlaufzeit installiert, um den Boden bei den  $CO_2$ -Messungen nicht zu stören. Vier Ringe wurden an jeder Ecke der VIP-Bodenplots und einer in der Mitte angebracht, so dass die Messungen an diesen fünf Ringen repräsentativ für die gesamte VIP-Bodenplots waren.

Zur Messung der Bodenatmung wurde ein tragbarer Infrarot- $CO_2$ -Gasanalysator (EGM-5 von PP SYSTEMS) in Verbindung mit einer Bodenatmungskammer (engl. *soil respiration chamber* – SRC) verwendet (Abb. 5.3-2). Der  $CO_2$ -Ausstoß oder die Bodenatmung werden durch Messung des Anstiegs der  $CO_2$ -Konzentration in der Kammer über einen bestimmten Zeitraum (hier 140 Sekunden) bestimmt. Zusätzlich zu jeder Messung der Bodenatmung wurden auch die Bodentemperatur und die Bodenfeuchtigkeit in 5 cm Tiefe mit einem separaten Sensor (Stevens HydraProbe) aufgezeichnet, der an das EGM-5-Gerät angeschlossen war. Alle Daten (Bodenatmung, Temperatur, Feuchtigkeit) wurden vom EGM-5 automatisch aufgezeichnet.

Die vom EGM-5-Instrument am Ende jeder Messung berechnete lineare Bodenatmungsrate (engl. *soil respiration rate-linear* - SRL) (in  $g C-CO_2 m^{-2} h^{-1}$ ) wurde ausgewählt, um das Volumen korrigiert (Volumen der Bodenatmungskammer plus Ring, der über den Boden herausragt) und für die Datenanalyse verwendet.

Die Bodenatmung wurde etwa alle zwei Wochen an jedem „Ring“ gemessen.



Abb. 5.3-2: Das EGM5-Instrument ist ein  $CO_2$ -Gasanalysator und misst die vom Boden emittierte  $CO_2$ -Menge. Ein (Kunststoff)-Ring wird dauerhaft im Boden installiert und die Bodenatmungskammer sendet den  $CO_2$ -Ausstoß zur Messung an das EGM. Zusätzlich misst eine HydraProbe die Bodenfeuchtigkeit und -temperatur.

### 5.3.3 Bodenhydrologie

Sophia Dobkowitz<sup>1</sup>, Till Francke<sup>1</sup>, Marie-Therese Schmehl<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Hydrologie und Klimatologie, Institut für Umweltwissenschaften und Geographie, Universität Potsdam, Karl-Liebknecht-Str. 24-25, 14476 Potsdam

#### Messung und Aufbereitung der Zeitreihen der Bodenfeuchte und -temperatur

Auf jedem VIP-Bodenplot wurde je eine Messstation eingerichtet, an der alle 20 Minuten an je zwei Profilen Bodenfeuchte und -temperatur in sechs Tiefen (10, 20, 30, 40, 60, 100 cm) mit TDT-Sonden (*time domain transmissiometry*) des Modells SMT-100 (Truebner, Neustadt) gemessen werden (vgl. Abb. 5.1-2).

Bei den Untersuchungsstandorten F, H und J wurden zusätzliche Profile instrumentiert, um den Einfluss von Kuppe (Fo, Ho, Jo) und Furche (Fu, Hu, Ju) der Pflugstrukturen auf die Bodenfeuchte- und -temperaturdynamik zu untersuchen. Bei den US F und H handelt es sich hierbei um je zwei weitere mit SMT-100-Sensoren ausgestattete Profile. Bei US J wurden zusätzlich zu den auf der Kuppe installierten SMT-100-Profilen drei TDR-Profilsonden (*time-domain reflectometry*) des Modells SoilVue10 (Campbell Sci., Großbritannien) installiert, um die kleinräumige Variabilität zu untersuchen. Diese messen Bodenfeuchte und -temperatur in neun Tiefen (5, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 75, 100 cm).

Die Rohdaten wurden folgendermaßen prozessiert: Datenlücken bis zu einer Stunde wurden interpoliert. Darauf folgte eine auf Referenzmessungen im Feld und Laboranalysen basierende standortspezifische Umrechnung der Permittivitätswerte der SMT-100-Sensoren in volumetrische Bodenfeuchte mittels modifizierter Umrechnung nach MALICKI et al. 1996 (R-Paket FDR2soilmoisture). Zur Auffüllung von Datenlücken über eine Stunde wendeten wir empirische orthogonale Funktionen an (R-Paket `sinkr::dineof`).

#### Messkampagnen zur räumlichen Korrektur der Bodenfeuchte

Es stellte sich heraus, dass die Untersuchungsflächen eine hohe kleinräumige Variabilität der Bodenfeuchte aufweisen, die durch eine einzige Messstation nicht erfasst werden kann. Zur Untersuchung der räumlichen Verteilung der Bodenfeuchte wurden Messkampagnen mit FDR-Bodenfeuchtesensoren (*frequency domain reflectometry*) durchgeführt. Diese deckten pro Untersuchungsfläche 18 Punkte ab, die in 5-cm-Schritten (0-35 cm) tiefenspezifisch beprobt wurden. Zusätzlich wurden auf US I wiederholte Messungen an insgesamt sieben Terminen zur Untersuchung der zeitlichen Variabilität der räumlichen Heterogenität unternommen.

Die wiederholten Messungen auf US I ermöglichten die Auswahl der am besten passenden Struktur eines linearen Modells zur Korrektur der Stationsmessung auf das räumliche Mittel. Dies resultierte in der Wahl eines einfachen linearen Modells mit fixem Achsenabschnitt von 0. Somit konnte der Regressionskoeffizient bereits mit einer Messkampagne für die Fläche berechnet werden. Dies wurde für die Messtiefen 10, 20 und 30 cm separat durchgeführt, wobei diese jeweils den flächenhaften Messungen zweier benachbarter Messtiefen entsprechen („5-10“ und „10-15“, „15-20“ und „20-25“ usw.).

### Indikatoren Trocken-, Hitze- und Kältestress

Die Daten aus den Bodenprofilen ermöglichten die Berechnung der Indikatoren Trocken-, Hitze- und Kältestress während der Vegetationsperiode (April-Oktober), die Ansiedlung, Wachstum und Vitalität der Vegetation beeinflussen. Der jeweilige Stressindikator für ein Jahr ist der prozentuale Anteil der Vegetationsperiode, in der der Schwellenwert über- oder unterschritten wurde.

Der Schwellenwert Trockenstress wird für jede Untersuchungsfläche einzeln berechnet und ist hier definiert als 10 % des Wertebereichs der 1 %-99 %-Perzentilspanne aller gemessenen Einzelwerte in 10, 20 und 30 cm Tiefe. Der Trockenstress wird daraufhin für 10 cm und für das Mittel in 10-30 cm berechnet. Diese Berechnung beruht, wenn verfügbar, auf den flächenkorrigierten Bodenfeuchtwerten; nur bei US D und E konnte keine Flächenmessung und damit keine Flächenkorrektur durchgeführt werden. Die hier verwendete Definition weicht von dem weit verbreiteten Dürreindex ab, bei dem der Schwellenwert durch ein festgelegtes Perzentil einer jahrzehntelangen lokalen Bodenfeuchtezeitreihe festgelegt wird (z. B. SVOBODA et al. 2002, FORD et al. 2015, MARX 2024). Dies resultiert in einem gleichbleibenden Anteil von Dürre und ist aus zwei Gründen für uns nicht geeignet: Zum einen trägt unsere Zeitreihe unter fünf Jahre, zum anderen ist das Ziel dieser Studie weniger der Vergleich zwischen trockenen und feuchten Jahren, als vielmehr die Auswirkung unterschiedlicher forstlicher Maßnahmen auf die Bodenfeuchte und das Auftreten von Trockenstress.

Zur Berechnung der Zeiträume mit Temperaturstress werden die in 10 cm gemessenen Bodentemperaturen verwendet. Beim Konzept der growing degree hours werden Zeiträume mit einer Temperatur über 5 °C berechnet, da ab diesem Schwellenwert Zellteilung und somit Wachstum stattfinden kann (GRAAE et al. 2012). Darauf aufbauend wurde hier 5 °C innerhalb der Vegetationsperiode als Schwellenwert für Kältestress definiert. Auch bei zu hohen Temperaturen stoppt das Pflanzenwachstum oder es treten Schädigungen auf. Bei Untersuchungen diverser Baumarten wurde dies ab ca. 40 °C festgestellt (KUNERT et al. 2021, KUNERT et al. 2022, MÜNCHINGER et al. 2023). Diese Untersuchungen verwenden allerdings die Lufttemperatur. Aufgrund der Pufferung der Temperatur im Boden verwenden wir hier 30 °C als Schwellenwert für Hitzestress.

### Grundwasser-Neubildung

Die Grundwasserneubildung wurde über eine eindimensionale bodenhydraulische Modellierung in Hydrus-1D (ŠIMŮNEK 2018) abgeschätzt, das anhand der gemessenen Bodenfeuchte für jeden Standort kalibriert wurde.

Dafür wurde in Hydrus-1D ein Basismodell aufgesetzt, welches den Bodenwasserfluss anhand der Richards-Gleichung mit den Parametern nach VAN GENUCHTEN modelliert. Die Wurzelaufnahme wurde nach dem S-Shape-Modell berücksichtigt. Die Randbedingungen sind an der Bodenoberfläche durch den im Gebiet gemessenen Niederschlag (vgl. Kap 5.2) und die modellintern nach HARGREAVES (1994, JENSEN et al. 1997) berechnete potentielle Evapotranspiration gegeben. Die dafür notwendigen Temperaturdaten stammen von der Potsdamer Wetterstation des DWD (DWD 2024). Am unteren Ende der Bodensäule ist die Randbedingung mit freier Drainage definiert. Modelliert wurde über den gesamten Beobachtungszeitraum (1.1.2021–11.7.2024) in einer Bodensäule bis 250 cm Tiefe und zentimeterweiser Diskretisierung. Außerdem wurde die Bodensäule bei 35 cm in zwei Materiallayer mit verschiedenen Bodenparametern unterteilt, um der ausgeprägten Horizontierung der Bodenprofile Rechnung zu tragen.

Die Kalibrierung erfolgte auf diesem Basis-Modell über den Vergleich der simulierten und beobachteten Bodenfeuchtwerte anhand des Kling-Gupta-Effizienzindex (KGE) (GUPTA et al. 2009) mittels Dynamically-Dimensioned-Search-Optimierungsverfahren (TOLSON und SHOEMAKER 2007, implementiert im R-Paket pps). Für jeden Standort wurden über 2500 Läufe die Parameter nach VAN-GENUCHTEN Residualwassergehalt  $\theta_r$  [m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>], Sättigungswassergehalt  $\theta_s$  [m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>], die von der Bodenmatrix abhängigen Formparameter  $\alpha$  [cm<sup>-1</sup>] und  $n$  [-] und die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit  $K_s$  [cm/d] für beide Materiallayer und die für die Wurzelaufnahme relevanten Parameter *root depth* (rd [cm]) und der *Leaf Area Index* (LAI [-]) angepasst. Die Pflanzenparameter wurden vereinfacht über den gesamten Zeitraum als konstant betrachtet. Die Grenzen der Bodenparameter wurden für alle Standorte gleich angesetzt, für die Grenzen der Pflanzenparameter lediglich zwischen verbrannten und Referenzfläche unterschieden. Die Werte sind in Tab. 5.3-1 abgebildet.

Für den Vergleich der Bodenfeuchte wurde für jede Beobachtungstiefe der KGE zwischen gemessenem und simuliertem Wert berechnet und dieser über alle Tiefen gemittelt. Fehlende oder rekonstruierte Werte in der Beobachtungsreihe wurden ignoriert. Für die Optimierung wurden nur die Profile mit alphabetischer Indizierung verwendet.

Aus den kalibrierten Modellen kann im Folgenden die Grundwasserneubildungsrate abgeschätzt werden. Diese wird mit der Sickerwasserrate am unteren Ende des modellierten Profils gleichgesetzt.

Tab. 5.3-1: Grenzen der Boden- und Pflanzenparameter in der Kalibrierung. \*Unterscheidung zwischen Behandlungs- und Referenzfläche

Parameter	$\theta_r$ [m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> ]	$\theta_s$ [m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> ]	$\alpha$ [cm <sup>-1</sup> ]	$n$ [-]	$K_s$ [cm/d]	rd [cm]	LAI [-]
untere Grenze	0,015	0,15	0,002	1	50	0	0
obere Grenze	0,07	0,5	0,2	5	1500	50 / 250*	3 / 5*

## 5.4 Flora und Vegetationsstruktur

### 5.4.1 Bodenvegetation

Maren Schüle<sup>1,2</sup>, Thilo Heinken<sup>1</sup>

- 1 Allgemeine Botanik, Institut für Biologie und Biochemie, Universität Potsdam, Maulbeerallee 3, 14469 Potsdam
- 2 Centre for Ecomics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

Die Bodenvegetation wurde jährlich während der Vegetationsperiode (Mai-September) auf allen zugänglichen Probekreisen erfasst. Dazu wurden in einem Radius von 10,0 m (Fläche: 314 m<sup>2</sup>) alle Gefäßpflanzen, Moose und Flechten erfasst und ihre Deckung anhand der modifizierten Londo-Skala (ZACHARIAS 1996) geschätzt. Die prozentuale Deckung der Gehölz-, Kraut- und Moosschicht wurde ebenfalls vor Ort geschätzt. Zur Berechnung der mittleren gewichteten Ellenberg-Zeigerwerte wurden die anhand der Londo-Skala geschätzten Deckungsgrade der einzelnen Arten ordinal transformiert. Die verwendeten Zeigerwerte richten sich nach ELLENBERG et al. (2001) für die Gefäßpflanzen und SIMMEL et al. (2021) für die Moose. Um die Deckung einzelner Arten über die Jahre hinweg zu vergleichen, wurden nur die Probekreise im UG Jüterbog verwendet, da diese US durchgehend über fünf Jahre hinweg untersucht werden konnten und hier die natürliche Sukzession ohne forstliche Eingriffe beobachtet werden konnte. Dazu wurden die mittleren prozentualen Deckungsgrade genutzt. Für Arten mit sehr geringer Deckung wurde statt der prozentualen Deckung die Anzahl der Probekreise mit Vorkommen der Art als Parameter verwendet.

Die allometrische Schätzung der unter- und oberirdischen Biomasse erfolgte mit einem Modell, das auf Biomasseproben häufiger Arten, die aus dem UG entnommen wurden, basiert (SCHÜLE und HEINKEN 2024). Die Biomasse der Kraut- und Moosschicht wurde anhand der prozentualen Deckung, der mittleren Sprosslänge und artspezifischen bzw. wuchsgruppenspezifischen Koeffizienten berechnet. Die Biomasse der Naturverjüngung und der Gehölze aus Pflanzung oder Saat wurden anhand des mittleren Wurzelhalsdurchmessers, der Sprosslänge und art-/Wuchsgruppenspezifischen Koeffizienten berechnet.

### 5.4.2 Baumverjüngung

Danica Clerc<sup>1</sup>, Anja Binder<sup>2</sup>, Lilly Rohlf<sup>1</sup>, Marina Schirmacher<sup>1</sup>, Jens Schröder<sup>1</sup>, Pierre L. Ibisch<sup>2</sup>

- 1 Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde
- 2 Centre for Ecomics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

Im Fokus des Projekts stehen die verschiedenen Behandlungsmethoden (vgl. Tab. 5.1-2), deren Auswirkungen auf das Ökosystem Wald nach einem Brand untersucht werden. Zur Beantwortung der Frage nach dem „Erfolg“ einer gewissen Vorgehensweise spielt das Einsetzen der Wiederbewaldung, also eine aufkommende Baumverjüngung bzw. Etablierung von Baumsämlingen oder das Aufwachsen von gepflanzten Bäumen eine zentrale Rolle. Um die Sukzession möglichst genau zu erfassen, wurden zwei verschiedene Methoden etabliert, nach denen auch der Plot-Status definiert wurde: VIPs und ITPs.

Pro US existierten zehn Plots, davon sind je drei so genannte VIPs (= *Very Important Plot*) und sieben ITPs (= *Individual Tree Plot*). Die VIPs sind die Hauptprobekreise mit einem Radius von zehn Metern, auf denen alle Projektpartner ihre Aufnahmen durchführen (vgl. Kap. 5.1). Eine Entwicklung auf Einzelbaum-Ebene erfolgt auf den ITPs im Radius von zwei Metern. Die folgende Übersicht fasst zusammen, welche Aufnahmen bezüglich der Waldstruktur wann und wo erfolgt sind:

Tab.5.4-1: Übersicht über die zwei Methoden (VIP und ITP) zur Erfassung der Sukzession

VIP	ITP
Hier werden alle Bäume bis zum Durchmesser von 7,0 cm dokumentiert, jedoch ohne Erfassung der genauen Position.	Erfassung aller Bäume ab 10,0 cm Höhe bis 7,0 cm Durchmesser inkl. Position sowie Markierung mit ID-Plomben.
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Erfassung im Radius <math>r = 10,0</math> m</li> <li>• Erstaufnahme ab 07/2020</li> <li>• Wiederholungsaufnahmen einmal jährlich ab Spätsommer 2021, 2022, 2023, (einige 2024)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Erfassung im Radius <math>r = 2,0</math> m</li> <li>• Erstaufnahme ab 01/2021</li> <li>• Wiederholungsaufnahmen einmal jährlich je im Winter 2021/22, 2022/23, 2023/24</li> </ul>

#### VIP

Die Datenaufnahme auf den VIPs erfolgte zum Ende der Wachstumsperiode jährlich im Zeitraum von August bis Oktober in einem Radius von zehn Metern. Alle lebenden Bäume in der Verjüngung ( $< 7,0$  cm BHD) wurden identifiziert und bezüglich Höhe (oberste lebende Knospe) sowie Wurzelhalsdurchmesser vermessen. Jeder aus dem Boden ragende Stamm, der nicht sichtbar oder etwa einen Zentimeter tastbar mit einem anderen Stamm verwachsen war, wurde als einzelner Baum aufgenommen. Gehörten mehrere Triebe eindeutig zu einem Individuum, so wurde der höchste Trieb vermessen.

Um Behandlungsvarianten vergleichen zu können, wurde dokumentiert, ob es sich um einen naturverjüngten, gepflanzten oder gesäten Baum handelte, wobei für diese Unterteilung vorrangig das Wissen um das Behandlungsszenario entscheidend war. So war beispielsweise vorab bekannt, dass auf dem US E Rot-Eichen (*Quercus rubra*) gesät wurden, wodurch alle Rot-Eichen in dieser Fläche den Vermerk „gesät“ bekamen. Weiterhin wurde der allgemeine Zustand (lebend, tot, eingeschränkte Wuchsrichtung) der einzelnen Bäume erfasst sowie Schäden an Haupttrieb und Blatt dokumentiert. Beim Haupttrieb wurde unterschieden zwischen Wildverbiss, Bruch und sonstige Schäden. Schäden an Blättern wurden erfasst, wenn diese mehr als 30 % der Blätter erfassten, unabhängig davon, ob es sich um Pilzbefall, Insektenfraß oder Vertrocknung handelte.

Unter den Versuchsflächen gab es auch eine geförderte Ausgleichs- und Ersatzfläche (H), welche u. a. mit Trauben-Eichen (*Quercus petraea*) aufgeforstet wurde. Um die gepflanzte, geförderte Eichenkultur im Anwuchsjahr zu schützen, wurde die Naturverjüngung zurückgeschnitten. In den Folgejahren reagierte die Aspe darauf mit vermehrtem Stockausschlag und Wurzelaustrieb, woraufhin die Aufnahmemethodik für diese Fläche angepasst wurde.

#### ITP

Die Aufnahme der Verjüngung auf den ITPs erfolgte jeweils im Winter in einem Radius von zwei Metern um den Plotmittelpunkt. Jeder einzelne Baum der Verjüngung (BHD  $< 7,0$  cm) mit einer Höhe  $\geq 10,0$  cm wurde zur Nummerierung mit einem Schlaufenetikett markiert und vermessen. Bäume mit einer Höhe  $< 10,0$  cm wurden lediglich bestimmt und gezählt. Neben der Höhe wurde auch der Wurzelhalsdurchmesser aufgenommen. Schäden am Haupttrieb wurden analog zu den VIPs dokumentiert. Blattschäden wurden jedoch, aufgrund des spät im Jahr liegenden Aufnahmezeitpunkts, nicht erfasst. Auch bei der ITP-Verjüngungsaufnahme wurde unterschieden, ob der Baum gesät, gepflanzt oder natürlich verjüngt ist, beziehungsweise, ob es sich um Derbholz aus dem Altbestand handelte. Zur Erfassung und Beschreibung des Zustandes wurde dokumentiert, ob der Baum lebendig oder tot ist und ob die Wuchsrichtung eingeschränkt ist. Die gesammelten Daten dienen dazu, den Zustand eines jeden Baumes zu verfolgen sowie die Artenszusammensetzung zu dokumentieren.

Da die Aufnahme­fläche bei den ITPs lediglich 12,57 m<sup>2</sup> beträgt, ist der Anteil der freien Fläche, auf der überhaupt Verjüngung auf­kommen kann, von Bedeutung. Um also die Bedeckung der Fläche durch Totholz zu dokumentieren, wurden neben den naturver­jüngten Bäumen auch Stubben und liegendes Totholz > 7,0 cm Durchmesser erfasst. Dabei wurden der Durchmesser am Schnitt­punkt mit dem Rand des Probekreises sowie die Position und Lage des Totholzes erfasst; beispielsweise, ob das Holz flächig aufliegt (vgl. Abb. 5.4-1).

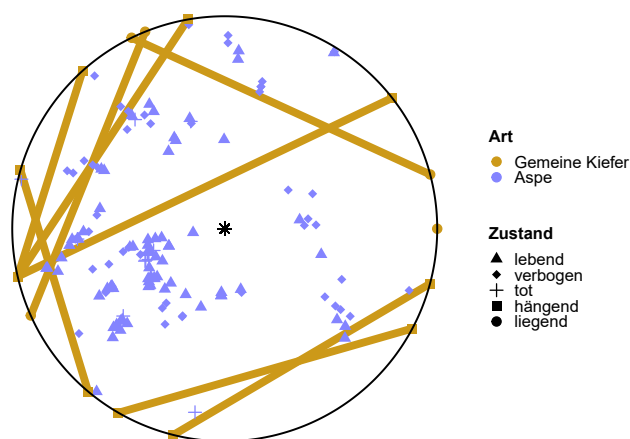


Abb. 5.4-1: Beispielhafte Darstellung der ITP-Aufnahmeergebnisse, in der auch die liegenden Holzstücke und deren „Platzverbrauch“ zwar nicht in ihrer Dimension, jedoch in der Lage deutlich werden. (Radius = 2m)

Im Folgenden werden die pflanz- und saatzbezogenen Behandlungen näher beschrieben. Nach einer Vegetationsperiode nach dem Brand wurden auf verschiedenen Untersuchungsstandorten Eichenarten gesät und gepflanzt. Im Herbst 2019 wurden auf dem teilgeräumten Untersuchungsstandort E Rot-Eichen ausgesät und mit einem Rechen am Forwarder von den Rückegassen aus eingearbeitet. Die Tiefe der Bodenbearbeitung betrug etwa 5 - 6 cm. Trauben-Eichen wurden auf zwei Untersuchungsstandorten auf gepflügten Boden gepflanzt (F und H). Das Pflanzmaterial stammte dabei aus der gleichen Quelle. Auf dem teilgeräumten Untersuchungsstandort F erfolgte die Pflanzung im Dezember 2019 mit 3/0-Pflanzen (d. h. dreijährig, nicht verschult). Die Pflugtiefe betrug 8 - 10 cm. Auf dem vollständig geräumten Untersuchungsstandort H wurde eine Vegetationsperiode früher, im März 2019, als Ausgleichs- und Ersatzmaßnahme ebenfalls Trauben-Eiche gepflanzt. Ausgleichs- und Ersatzflächen dienen dazu, Eingriffe in Natur und Landschaft auszugleichen. Bei H handelte es sich um 2/0-Pflanzen, die Pflugtiefe betrug 10 - 15 cm. Hier wurden die Eichen im Pflanzjahr einmalig bewässert. Im Jahr 2020 wurde auf H die Naturverjüngung zurückgeschnitten, um eine erwartete Konkurrenzwirkung zu reduzieren.

In die Ergebnisdarstellung fließen sowohl VIP- als auch ITP-Daten ein. Da nicht immer alle Untersuchungsstandorte zugänglich waren, gibt es einige Datenlücken. So basieren die Ergebnisse für den Untersuchungsstandort B für das Jahr drei nach dem Brand auf zwei statt drei Hauptprobekreisen (VIP).

Für die Berechnung der Biomasse der Naturverjüngung gab es zwei verschiedene Ansätze. Grundsätzlich wurde die Biomasse anhand der Wurzelhalsdurchmesser und Höhe aller Baumindividuen auf den Plots sowie artspezifischen Koeffizienten berechnet, die zusätzlich an den Standort (Waldbrandfläche) angepasst waren (SCHÜLE et al. 2024). Für die Berechnung der Kiefern-Biomasse wurde aufgrund fehlender Modelle für die untersuchten Standorte auf

die Modelle von ANNIGHÖFER et al. 2016 und 2021 zurückgegriffen. Um Datenlücken für die Aspen-Biomasse bei dem Untersuchungsstandort K zu schließen, wurde für K eine Berechnungsmethodik verwendet, bei der pro Plot 20 repräsentative Individuen vermessen werden und die daraus errechnete Biomasse hochgerechnet wird (SCHÜLE et al. 2024). Die anhand dieser Methodik berechnete Biomasse pro Untersuchungsstandort fällt stets geringer aus als die Methodik, bei der die Berechnung der Biomasse auf den Parametern aller Individuen auf dem Plot basiert (im Durchschnitt 35,8 % geringer, Standardabweichung = 23,5). Daher ist davon auszugehen, dass die tatsächliche Biomasse auf K noch größer ist.

### 5.4.3 Samenbäume der Umgebung

Thilo Heinken<sup>1</sup>, Maren Schüle<sup>1,2</sup>, Anja Binder<sup>2</sup>

- 1 Allgemeine Botanik, Institut für Biologie und Biochemie, Universität Potsdam, Maulbeerallee 3, 14469 Potsdam
- 2 Centre for Ecnics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

In Treuenbrietzen wurden potentielle Samenbäume von Birke (*Betula pendula*) und Aspe (*Populus tremula*) zwischen Herbst 2021 und Frühjahr 2022 in der Umgebung der Brandfläche entlang von Wegen bzw. dort, wo durch Luftbildaufnahmen aus dem Jahr 2019 Laubbäume zu vermuten waren, kartiert. Birken wurden nur im näheren Umkreis der Brandfläche kartiert, während die selteneren Aspen in einem größeren Radius erfasst wurden. Für Kiefern wurden Informationen aus Luftbildern vom April 2019 (© GeoBasis-DE/LGB, dl-de/by-2-0) verwendet, da diese auf dem Luftbild gut erkennbar waren und viele Individuen, die im Frühjahr nach dem Brand grüne Kronen hatten, anschließend abstarben oder abgeholzt wurden.

In Jüterbog wurden potentielle Samenbäume aller drei Arten in und um die Brandfläche herum zwischen Oktober 2023 und August 2024 erfasst. Lebende Kiefernbestände wurden zusätzlich zur Geländebegehung mit Satellitenbildaufnahmen von September 2023 abgeglichen (Esri World Imagery Wayback).

### 5.5 Totholz

Danica Clerc<sup>1</sup>, Lilly Rohlf<sup>1</sup>, Jens Schröder<sup>1</sup>

- 1 Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde Eberswalde

Ziel der Arbeitsgruppe war es, die Totholzdynamik auf Waldbrandflächen zu dokumentieren, auf denen unterschiedliche Behandlungsvarianten umgesetzt wurden. Dabei sollte die Gesamtmenge des oberirdischen Totholzes in all seinen Ausprägungen erfasst werden. Die Dokumentation der Flächenentwicklung insgesamt soll anschließend dazu beitragen, Entscheidungshilfen für die Praxis zu entwickeln.

In einem verbrannten Waldbestand zeigen sich zum Teil sehr unterschiedliche Totholzstrukturen, die im Projekt separat erfasst wurden. Dies diente dazu, die Behandlungsvarianten genauer zu charakterisieren. Mit den dabei angewandten Methoden zur Totholzerfassung sollen folgende Fragen beantwortet werden:

- Mittels welcher Methoden im Gelände und anschließend in der Berechnung können die Volumina der einzelnen Kompartimente bestmöglich erfasst werden? › Kap. 5.5.4
- Wie verläuft der Zusammenbruch des Bestandes nach Brand, bezogen auf Totholzstrukturen und das Volumen? › Kap. 6.4



- Wieviel Biomasse verbleibt nach der Behandlung auf der Fläche, in Bezug auf die unterschiedlichen Behandlungsvarianten? › Kap. 6.4
- Welche Zusammenhänge zu Ergebnissen anderer Forschungsbereiche (z. B. Mikroklima, Fauna, Funga) lassen sich in Bezug auf die Totholzergebnisse erkennen? › Kap. 7

Ein geringfügiger Anteil der Bäume hat als **lebender Baum** den Brand überdauert. Voraussetzung hierfür ist, dass die kambiale Mantelfläche sowie die Nadelmasse durch die Hitzeeinwirkung nicht zu stark geschädigt wurden, sodass der Wasser- und Stofftransport zwischen Wurzel und Krone weiterhin gewährleistet ist. Auf Brandflächen bleiben abgängige Stämme (**stehendes Totholz**) einige Zeit stehen. Mitunter ist währenddessen bereits ein Kronenbruch zu beobachten. Auf Brandflächen brechen die Stämme infolge von Pilzaktivität der Gattung *Fomitopsis* oft in einer Höhe von rund vier Metern, sodass **Hochstubben** entstehen. **Hänger**, die direkt am Stammfuß brechen oder entwurzeln, treten seltener auf. Gebrochene oder geworfene Bäume fallen schließlich zu Boden und werden zu liegendem Totholz, dabei können sie teilweise meterhohe „Mikado“-Strukturen bilden, wenn keinerlei Räumung erfolgt. Ein besonderer Fokus liegt im Projekt auf **Astholz** und **Feinreisig**, da diese trotz ihrer ökologischen und volumetrischen Relevanz oft vernachlässigt werden. Diese Baumkompartimente der Krone werden nach der Beräumung häufig im Bestand zurückgelassen. Oft wird es auch auf die Rückegasse gezogen, um als Unterlage die mechanische Beeinträchtigung des Bodens z. B. durch einen Harvester zu verringern, oder zu **Totholzwällen** angehäuft. Ergänzt wird das Waldbild durch verschiedene Typen von Stubben. Wurden Bäume nach dem Brand entnommen, so wies der Stubben zu Projektbeginn eine recht scharfe, klare Sägekante auf. Bei Stubben, die bereits vor dem Brand existierten, verbleiben oft nur das Splintholz oder ein ausgebranntes Loch. Abgebrochene Stubben wiederum ergeben sich durch nach dem Brand umstürzende Bäume. Auch die unterirdische Biomasse in Form von **Wurzeln** stellt einen relevanten Anteil des Totholzes dar, kann jedoch in den meisten Fällen nur näherungsweise geschätzt werden (HERMANN et al. 2022) und wurde im Projekt nicht gesondert erforscht.

Um die bestehenden Totholzstrukturen zu erfassen, verfolgten die Projektpartner unterschiedliche Ansätze:

- Das LFE hat verschiedene, zum Teil klassische Methoden einer Waldinventur durchgeführt. Für die zahlreichen Aufnahmen des liegenden Totholzes wurde das LFE dabei von der Arbeitsgruppe der HNEE unterstützt.
- Die Naturwaldakademie widmete sich der Erfassung des Totholzes sowie der Biomasse insgesamt mithilfe von terrestrischem Laserscanning.
- Die Universität Potsdam führte eine Fernerkundung mittels Drohnenbefliegung durch (vgl. auch Kap. 5.8).
- Für die Analyse der Totholzwälle arbeitete das LFE wiederum mit einer Arbeitsgruppe des Fachgebiets GIS und Fernerkundung der HNEE zusammen.

Insgesamt entstanden in Anbindung an das Projekt mehrere Abschlussarbeiten im Themenbereich Totholzforschung (SCHUBERT 2022, LANGE 2022, ICKRATH 2022, BLANCKENFELDT 2023, BRAUNE 2023, BÜLBÜL 2023, JÄGER 2024, SCHRÖDER 2024). Im Folgenden werden die verwendeten Vorgehensweisen vorgestellt. Abschließend erfolgt ein Methodenvergleich, bei welchem Vor- und Nachteile insbesondere mit Blick auf die Zielgrößen Stammzahl, Positionsbestimmung der einzelnen Bäume, Volumen und Kronenausdehnung gegenübergestellt werden.

## 5.5.1 Forstinventur

### 5.5.1.1 Stehendes Totholz

*Danica Clerc<sup>1</sup>, Lilly Rohlf<sup>1</sup>, Marina Schirmacher<sup>1</sup>, Jens Schröder<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Landeskompentenzentrum Forst Eberswalde (LFE), Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde

Im Projekt wurde ein Winkel zum Boden von 45° als Schwelle definiert, um stehendes und liegendes Totholz voneinander abzugrenzen und zu klassifizieren. Als stehendes Totholz (SDW = *Standing Deadwood*) wurde das gesamte Derbholz mit einem Brusthöhdurchmesser (BHD) ab 7 cm erfasst. Zunächst wurde eine Grundaufnahme in allen VIP-Plots im Radius von 17,84 m durchgeführt (vgl. Abb. 5.1-2), bei welcher die Bestimmung der Position aller Bäume und Stubben vom Plotmittelpunkt aus über die Messung von Distanz und Azimut (Horizontalwinkel) erfolgte. Erfasst wurden der BHD sowie das Vorhandensein von Rinde, um Durchmesser im Nachhinein angleichen zu können. Von mindestens 15 repräsentativen Bäumen pro Plot wurde die Höhe mittels Laserdistanzmesser TruPulse 360 gemessen, für die verbliebenen Bäume die Höhe dann aus Schätzfunktionen („Bestandeshöhenkurven“) abgeleitet. Zudem wurde die Zerfallsklasse und der Zustand für jeden Baum (Lebender Baum, Totholz stehend, Totholz hängend, Totholz liegend, Hochstubben über 1,30 m Höhe, Stubben frisch gesägt, Stubben zersetzt, Stubben ausgebrannt, Stubben gebrochen) dokumentiert, sodass Veränderungen über den Projektzeitraum erfasst werden konnten. Dazu wurden alle etwa sechs Monate weitere Aufnahmen durchgeführt, bei der der jeweilige Baumzustand überprüft wurde. Über die Beschreibung des Zustandes konnte u. a. der Zeitpunkt des Baumwurfs dokumentiert werden.

Da zu Projektbeginn keine detaillierten Informationen zum Flächenzustand vor dem Brand vorlagen, wurden in der Grundaufnahme auch die Stubben mit den Parametern Dimension, Lage und Zustand erfasst. Mithilfe dieser Datenaufnahme konnten später Rückschlüsse auf die Bestandesstruktur vor dem Brand gezogen werden. Dafür wurden die Stubben zunächst nach Zuständen sortiert: Bei ausgebrannten Stubben wurde beispielsweise davon ausgegangen, dass diese bereits vor dem Brand Stubben waren. Erkennbar gesägte Stubben wurden als erst nach dem Brand entnommen eingeordnet – sie waren somit während des Brandes als ganzer Stamm noch Teil des Waldbestandes. Für die Rekonstruktion wurden neben den erfassten stehenden, hängenden und liegenden Bäumen noch folgende weitere Strukturen in die Analyse integriert: liegende Stämme, gebrochene Stämme und Stubben sowie Stubben mit glatter Sägekante. Mittels der Schaftkurvenfunktion nach SCHMIDT (2001) konnte vom Stubbendurchmesser auf den vormaligen BHD geschlossen und so ein Vorbestand rekonstruiert werden (SCHUBERT 2022).

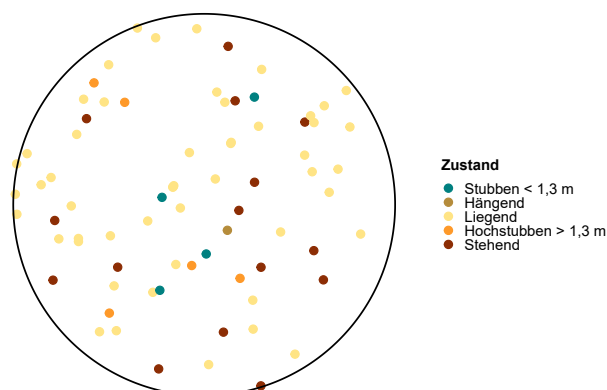


Abb. 5.5-1: Beispiel einer Stammfußkarte zur Verdeutlichung der Zustandsveränderungen des zunächst stehenden Totholzes

## Berechnung des Volumens

Zur Berechnung des Vorratsvolumens (V) wurde die Volumenformel für Schaftholz nach LEMBCKE et al. (1975) (2) mit den Eingangsgrößen BHD (mit Rinde) und Höhe verwendet. Mithilfe der Rindenabzugsfunktion nach DEGENHARDT (1999) (1) wurde der Durchmesser für diejenigen Bäume ergänzt, die nach dem Brand oder durch fortschreitende Zersetzung keine Rinde mehr aufwiesen. Die Höhe (H) jedes Baumes wurde (falls nicht direkt gemessen) mithilfe der Bestandeshöhenkurven ermittelt.

$$(1) \text{ Durchmesser mit Rinde} = \frac{\text{Durchmesser ohne Rinde}}{0,91721} + 1,410$$

$$(2) V = e^{-9,80614 + 1,96047 * \ln(BHD) + 0,89443 * \ln(H)}$$

Außerdem können aufgrund der regelmäßig wiederholten Aufnahmen auch Schlüsse zum Zeitpunkt des Zusammenbruchs sowie zur Überlebensrate der Bäume getroffen werden (vgl. Kap. 6.5). Alle hier durchgeführten Analysen wurden mit der Software R (R Core Team 2024) durchgeführt.

### 5.5.1.2 Liegendes Totholz

Danica Clerc<sup>1</sup>, Anja Binder<sup>2</sup>, Lilly Rohlf<sup>1</sup>, Marina Schirmmacher<sup>1</sup>, Jens Schröder<sup>1</sup>

- Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde
- Centre for Ecomics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

Liegendes Totholz (DDW = *Downed Deadwood*) wurde im Projekt mithilfe der Linien-Intersekt-Methode erfasst (SCHIRRMACHER 2023). Als Grundlage diente hierbei das Verfahren der Waldinventur des USDA Forest Service (WADDEL 2002, WOODALL 2019), das durch eine zügige Arbeitsweise, eine einfache Ausrüstung im Gelände sowie durch die Möglichkeit zur Erfassung von Feinreisig überzeugte.

Die Methode des USDA wurde auf die Projektgegebenheiten angepasst, zum Beispiel hinsichtlich der Anzahl der Aufnahmepunkte. Diesbezüglich wurden die ohnehin existierenden zehn Plots (VIPs und ITPs) pro Untersuchungsfläche für Aufnahmen genutzt.

Ausgehend von jedem Plotmittelpunkt wurden dafür mittels Maßbänder drei Transekte in einer Länge von je 7,3 m in den Ausrichtungen 30°, 150° und 270° ausgelegt. Anschließend werden alle Totholzstücke, die diese Transekte berühren, erfasst. Entscheidend ist dafür der Durchmesser am Schnittpunkt mit dem Maßband. Schneidet das Stück das Transekt an zwei Stellen, wird an beiden der Durchmesser erfasst. Gleiches gilt, wenn das Stück zwei verschiedene Transekte kreuzt. Bei unförmigen Stücken wird der Mittelwert des Durchmessers durch Kreuzklappung bestimmt. Hängende Holzteile werden ebenfalls erfasst, wenn der Winkel zum Boden weniger als 45° beträgt. Das heißt, dass auch Holzstücke, die beispielsweise durch eine liegende Krone über dem Maßband hängen, mitzählen.

Grundsätzlich wird für die Dokumentation und spätere Berechnung das liegende Totholz in zwei Typen unterschieden, wobei in beiden Fällen Wurzelholz nicht miteinbezogen wird:

- a.) **Grobes Totholz** (CWD= Coarse Woody Debris): alle Holzstücke mit einem Durchmesser  $\geq 7,0$  cm und einer Länge  $\geq 1,0$  m

Hier sind zusätzlich folgende Aspekte relevant und werden erfasst:

- Entfernung zum Plotmittelpunkt
- Baumart sowie der Zerfallszustand und das Vorhandensein von Rinde

- b.) **Feines Totholz** (FWD= Fine Woody Debris): alle Holzstücke mit einem Durchmesser  $< 7,0$  cm unterteilt in folgende weitere Gruppen

- klein: 0-0,6 cm
- mittel: 0,7-2,5 cm
- groß: 2,6-6,9 cm

Außerdem ist der Aufnahmebereich der jeweiligen Klassen für die repräsentative Hochrechnung relevant (vgl. Abb. 5.5-2). So wird grobes Totholz beispielsweise auf der gesamten Transektlänge von 7,3 m erfasst; feines Totholz der Kategorien mittel und klein hingegen nur im Abschnitt 4,3-6,1 m.

#### CWD: 0 - 7,3 m

Auf der gesamten Transektlänge wird jedes Holzstück erfasst, das an der Schnittstelle mit dem Transekt im Durchmesser  $> 7$  cm misst und mindestens 1 m Länge aufweist.



#### FWD groß: 4,3 m - 7,3 m

In diesem Bereich wird jedes das Transekt berührende Holzstück mit einem Durchmesser von 2,6-7,0 cm (groß) gezählt.



#### FWD mittel/fein: 4,3 m - 6,1 m

In diesem Bereich werden alle das Transekt berührende Holzstücke mit einem Durchmesser von 0-0,6 cm (fein) sowie alle Stücke von 0,7-2,5 cm (mittel) gezählt.

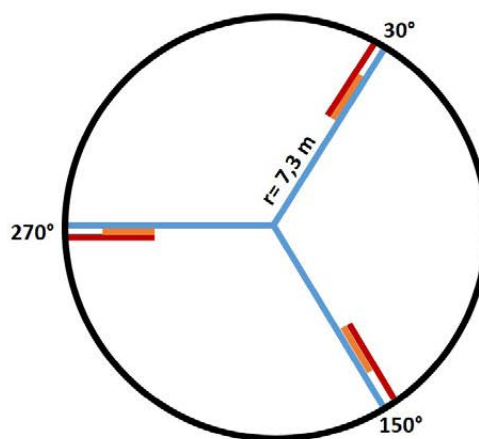


Abb. 5.5-2: Linien-Intersekt-Methode. Darstellung der einzelnen Messbereiche, in denen alle jeweiligen Stücke gezählt werden; ab einer Stückzahl von 20 (mittleres und grobes FWD) bzw. 50 (kleines FWD) kann die Zahl allerdings geschätzt werden.

## Berechnung des Volumens

Zunächst wurde für das grobe Totholz ggf. eine Rindenkorrektur nach Degenhardt (1999) durchgeführt. Das Volumen eines Einzelbaumes kann dann mithilfe der Huber'schen Mittenflächen-Formel (vgl. Oehmichen 2007) (1) als Produkt von Stammhöhe ( $l$ ) und Kreisfläche ermittelt werden. Eine Hochrechnung auf die Fläche wurde mithilfe der Formel nach de Vries (1974) (2) erreicht. Durch die Kombination der beiden Formeln (vgl. Roth et al. 2003) (3) entfällt die Länge der Totholzstücke als relevante Größe, sodass auf eine aufwendige Messung im Feld verzichtet werden konnte. Bei den Feinreisig-Elementen wurde lediglich die Stückzahl aufgenommen, daher wurde hier der quadratische mittlere Durchmesser (QMD) als repräsentativer Durchmesser für jede Klasse gewählt (Van Wagner 1982) (4). Hierfür wurden Referenzwerte aus der Studie von Woodall et al. (2010) verwendet, welche sich auf die Banks-Kiefer, Weymouth-Kiefer und Amerikanische Rot-Kiefer beziehen. Momentan wird am LFE eine Studie durchgeführt, um einen repräsentativen Durchmesser für die Gemeine Kiefer in Brandenburg zu erhalten, welcher für zukünftige Berechnungen genutzt werden könnte.

$$(1) V = \left( \frac{\pi}{4} * d^2 * l \right)$$

$$(2) V = \frac{\pi}{2L} * \sum \frac{V}{l}$$

$$(3) V = \frac{\pi^2}{8L} * \sum d^2$$

$$(4) V = \frac{\pi^2}{8L} * n * QMD^2$$

Insgesamt lässt sich anhand der Formeln somit das Volumen der groben und feinen Totholzstücke ermitteln und auf dieser Grundlage das Gesamtvolumen des liegenden Totholzes. Alle hier durchgeführten Analysen wurden mit der Software R (R Core Team 2024) durchgeführt.

## 5.5.2 Terrestrisches Laserscanning (TLS)

Carsten Hess<sup>1</sup>, Torsten Welle<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Naturwald Akademie gGmbH, Roekstraße 40, 23568 Lübeck

### Datenaufnahme

Auf den beiden Untersuchungsgebieten wurden alle Hauptprobestreife nach Projektbeginn über einen Zeitraum von zwei bzw. drei Vegetationsperioden jährlich erfasst (2021-2023). Die Messungen wurden im unbelaubten Zustand jeweils vor dem Beginn des Blattaustriebs bis spätestens Ende April mit dem terrestrischen Laserscanner FARO Focus 3D durchgeführt (FARO Technologies Inc 2021). Um ein vollständig dreidimensionales Abbild der Vegetations- und Totholzstrukturen zu erhalten wurden insgesamt neun Einzelscans auf zuvor definierten Scanpositionen durchgeführt (siehe Abb. 5.5-3, Abb. 5.5-4).

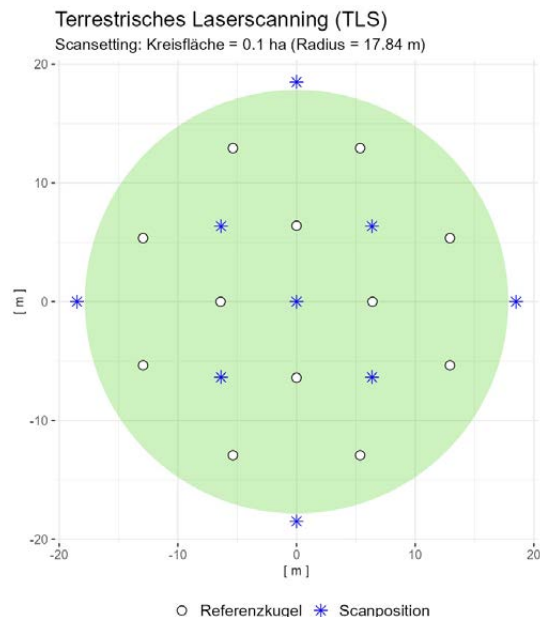


Abb. 5.5-3: Scansetting zur Erfassung der 0,1 ha großen Untersuchungsfläche (grün) mit dem Verteilungsschema der neun Scanpositionen (blau) und zwölf Referenzkugeln (weiß)



Abb. 5.5-4: Laserscanner und Referenzkugeln im Feldeinsatz

Die vollumfänglichen Einzelscans (horizontal 360°, vertikal 310°) wurden mit einer Winkelauflösung von 0,036° angefertigt, was einer räumlichen Punktauflösung von 6,3 mm in 10 m Entfernung vom Laserscanner entspricht. Mit einer Messreichweite von bis zu 120 m, erfasst der Laserscanner auch Wuchsstrukturen außerhalb der Probekreise von 0,1 ha.

Der große Vorteil im Einsatz des terrestrischen Laserscanners zur Erfassung der Wuchsstrukturen ist der hohe Grad an struktureller Komplexität, die erfasst werden kann. Auch Monate nach Durchführung der Messungen lassen sich weitere oder verbesserte Auswertungsmethoden auf die Punktwolkendaten anwenden.

### Datenaufbereitung und Parameterbestimmung

Über die zugehörige Software FARO Scene (FARO Technologies Inc 2019) wurden die jeweiligen Einzelscans mit Hilfe der im Plot verteilten Referenzkugeln automatisiert zusammengeführt (Co-Registrierung, Abb. 5.5-5).

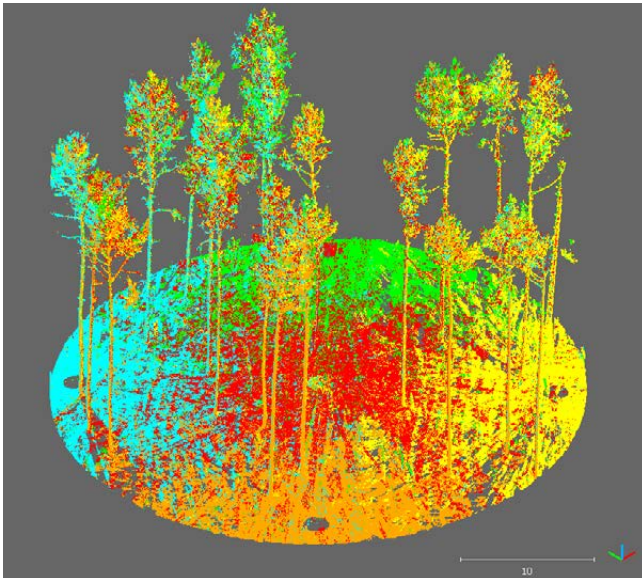


Abb. 5.5-5: Korrespondenzansicht der Einzelscans nach der Co-Registrierung. Jede Farbe repräsentiert die Messpunkte einer einzelnen Scanposition.

Die so erstellten Gesamtpunktwolken wurden anschließend informationstechnisch weiterverarbeitet und entsprechend der ausgewählten Zielparame-ter z. B. auf der Basis grob freigestellter Einzelbaumpunktwolken modelliert, abgeleitet und ausgewertet. Für den methodischen Vergleich haben wir uns dazu entschlossen die Einstiegshürde für die nachgelagerte Datenbearbeitung und -aufbereitung so gering wie möglich zu halten. Das genutzte R Framework RStudio (R Core Team 2022; Posit Team 2023) ist für alle gängigen Betriebssysteme verfügbar und schnell installiert. Alle hier beschriebenen Arbeitsschritte und Funktionen sind in den jeweiligen Paketen gut dokumentiert und lassen sich mit entsprechender Erfahrung in Skriptprogrammierung schnell realisieren. Die notwendigen Konfigurationseinstellungen zur Baumsegmentierung, Einzelstammmodellierung, Kronensegmentierung und Bestimmung der beschriebenen Baumparameter bleiben in einem überschaubaren Rahmen (siehe Abb. 5.5-6).

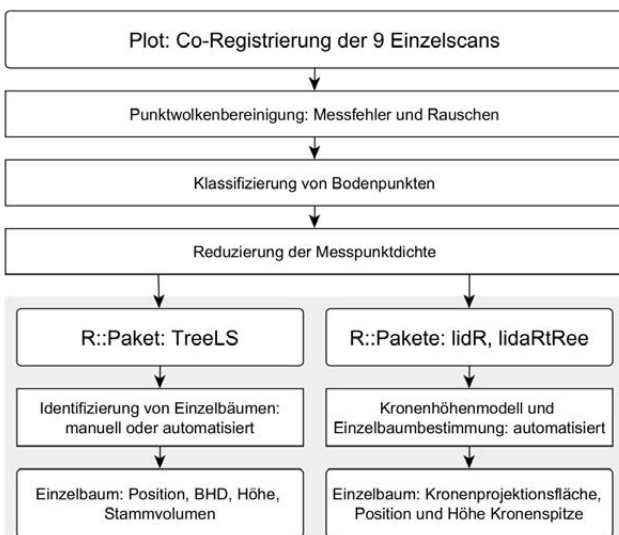


Abb. 5.5-6: Diagramm der durchgeführten Arbeitsschritte zur Aufbereitung der Laserscandaten (Messpunktkwolken) und Parameterbestimmungen

### Einzelbaumparameter Position, BHD, Höhe und Stammvolumen

Von den stehenden Baumstrukturen (mit BHD > 7,0 cm) wurden die Inventurparameter Baumposition (Distanz, Azimut), Brusthöhendurchmesser (BHD), Baumhöhe und Stammvolumen mit dem R Paket TreeLS ermittelt (DE CONTO 2023). Die Prozesskette beinhaltet in unserem Vorgehen eine einfache und direkte manuelle Markierung der stehenden Einzelstämme über einen komfortablen 3D-Editor. Dieser Schritt kann aber auch automatisiert vorgenommen werden.

### Stehendes und liegendes grobes Totholz

Das stehende Totholz kann mit entsprechender Klassifizierung (lebend, tot) direkt über das Stammvolumen oder entsprechenden allometrischen Funktionen annähernd gut bestimmt werden. Das liegende Totholz (grob) wird bei diesem Ansatz ausschließlich über den brandbedingten jährlichen Verlust im stehenden Stammholzvolumen ermittelt. Der jährliche Zuwachs im liegenden Totholz wird dem jährlichen Verlust im stehenden Stammvolumen gleichgesetzt. Dies war für den untersuchten Zeitraum zwischen 2021-2023 zielführend, da die geschädigten Kiefernbestände zunehmend anfällig gegenüber Windwurf wurden und auf den entsprechenden Untersuchungsflächen schon zwei Jahre nach dem Brand, eine hohe Veränderungsdynamik mit dem Umbruch und Übergang von stehendem Totholz in liegendes Totholz eingesetzt hat.

### Kronenprojektionsflächen und Kronenschluss

Die automatische Ermittlung von Einzelbäumen und den zugehörigen Kronenprojektionsflächen erfolgte auf der Basis von Kronenhöhenmodellen mit den R Paketen lidR und lidaRtRee (ROUSSEL et al. 2020; ROUSSEL et al. 2024; MONNET 2023).

### 5.5.3 Totholzwälle

Ramazan Bülbül<sup>1</sup>, Danica Clerc<sup>2</sup>, Marina Schirmmacher<sup>2</sup>, Jens Schröder<sup>2</sup>

- 1 Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde
- 2 Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde

Auf den teilweise geräumten Untersuchungsstandorten C, E und F wurde das Kronenmaterial nach dem Hieb zu Wällen zusammengeschoben. Das Stichprobendesign des Projekts deckt die Totholzwälle jedoch nicht ab, da die Plots bewusst außerhalb dieser „Sonderstruktur“ platziert wurden. Um dennoch das dort angehäufte Totholz zu quantifizieren, wurde die Erfassung des Volumens als einmalige, zusätzliche Aufnahme auf F konzipiert. In Zusammenarbeit mit der HNEE (Fachgebiet GIS und Fernerkundung) wurde erprobt, inwiefern das Volumen mittels Laserscanner in Kombination mit einer Drohnenbefliegung mit einem optischen Sensor erfasst werden kann (BÜLBÜL 2023).

Die Vorgehensweise der **Datenaufnahme** mittels mobilem Laserscanner (GeoSLAM Zeb Horizon) erfolgte in diesen Teilschritten:

1. Scannen der leeren OSB-Platte als Referenz (Abb. 5.5-7a)
2. Scannen des abgesteckten Totholzwalles (zweit Meter Länge) vor der Entnahme (Abb. 5.5-7b)

3. Nun wurde das Totholz schrittweise aus dem zwei Meter-Segment entnommen und flach nebeneinander auf der OSB-Platte platziert. Diese Holzstücke auf der OSB-Platte wurden dann mit dem Scanner erfasst und anschließend wieder beräumt. Dieser Schritt wurde mehrfach hintereinander wiederholt. Auf diese Weise wurde das Holz aus dem Wall portionsweise zum Scannen auf die OSB-Platte getragen (Abb. 5.5-8a), bis das zwei Meter-Segment vollständig beräumt und gescannt war (Abb. 5.5-8b).



Abb. 5.5-7: mit dem mobilen Laserscanner werden erfasst a) Fläche, leere OSB-Platte und b) zwei Meter-Segment vor der Totholzentnahme (Fotos: LFB)

Der **Datenprozess** lässt sich ebenfalls in drei Teilschritte untergliedern:

1. Zu Phase 1 gehörten alle Scans der Totholzstücke auf der OSB-Platte. Die Strukturen wurden gescannt und mit der Oberfläche der leeren Platte reduziert. Die Berechnungen dieser Phase stellten die Referenzdaten dar.
2. Phase 2 konzentrierte sich auf den Totholzwall in seinem Ausgangszustand (= gehäuftes Totholz) und Endzustand (= „leeres“ zwei Meter-Segment, von Totholz beräumt).
3. In Phase 3 lag der Schwerpunkt auf dem interpolierten Boden der Proben. Dieser Schritt umfasst die Berechnung des Volumens an gestapeltem Totholz in jeder Probe unter Verwendung des interpolierten Bodens, also unter Berücksichtigung des Geländeprofiles.



Abb. 5.5-8: Erfassung a) des extrahierten Totholzes auf der OSB-Platte und b) des leeren zwei Meter-Segments (Fotos: LFB)

Daten zum Geländeprofil und zur Länge und Breite der Totholzwälle ergaben sich zusätzlich aus dem UAV-Orthomosaik durch die Drohnenbefliegung (DJI Phantom 4 RTK, DJI Mavic 2 Pro).

Die **Berechnung des Volumens** erfolgte schließlich mit zwei verschiedenen Modellen („Volume Calculation 2.5“ und „Poisson Recon Mesh Calculation“). Ausgehend von der für diese Untersuchung erfassten Fläche (= 16 Totholzwälle mit einer durchschnittlichen Länge von 276 m auf einer Fläche von insgesamt etwa zehn Hektar) ergibt sich ein Volumen von durchschnittlich 106,2 m<sup>3</sup>/ha in Wällen liegendem Totholz.

Interessant ist nun auch ein Vergleich zur Methode, die zum Beispiel im Rahmen der landesweiten Waldinventur in den USA verwendet wird (vgl. WOODALL UND MONLEON 2007). Dabei wird zur Berechnung des Holz-Volumens eines solchen Totholzwalles eine halb-elliptische Form zugrunde gelegt und folgende Formel zur Annäherung verwendet (vgl. HARDY 1996):

$$V = \frac{\pi * P * H * W * L}{4}$$

Dabei gelten folgende Parameter, um das Holzvolumen für einen Hektar zu berechnen:

- P = Packdichte des Walles = 20 % (HARDY 1996, WOODALL 2014)
- L = Länge = 276 × 16 / 10 (mittlere Wall-Länge × Anzahl Wälle / Fläche in ha)
- W = Breite = 2,2 m (mittlerer Messwert aus UAV Orthofoto)
- H = Höhe = 0,6 m (Schätzung aus Gelände)

Mit dieser Hochrechnung ergibt sich für US F ein Wert von 91,5 m<sup>3</sup>/ha, der nah an den Ergebnissen der Berechnung nach BÜLBÜL liegt. Eine weitergehende statistische Auswertung bzw. „Verifizierung“ war im Rahmen des Projekts nicht möglich.

## 5.5.4 Methoden zur Totholzerfassung im Vergleich

*Danica Clerc<sup>1</sup>, Carsten Hess<sup>2</sup>, Lilly Rohlf<sup>1</sup>, Marina Schirmacher<sup>1</sup>, Marie-Therese Schmehl<sup>3</sup>*

- 1 Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde
- 2 Naturwald Akademie gGmbH, Roekstraße 40, 23568 Lübeck
- 3 Hydrologie und Klimatologie, Institut für Umweltwissenschaften und Geographie, Universität Potsdam, Karl-Liebknecht-Str. 24-25, 14476 Potsdam

Der vorliegende Methodenvergleich beruht auf Daten und Erfahrungen der Projektpartner Universität Potsdam (UP), Naturwald Akademie (NWA) und Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), die sich in ihren Teilvorhaben – jeweils methodisch unterschiedlich – mit dem Thema Totholzerfassung beschäftigten. Dabei führten alle Partner mehrfache Messungen über die Projektlaufzeit durch.

Für den Vergleich wurden die Aufnahmen des Untersuchungsstandorts V in Jüterbog ausgewählt, die von allen Partnern parallel am 29. März 2023 durchgeführt wurden. Ziel dieser zeitgleichen Aufnahmen war es, folgende Zielgrößen zu ermitteln und damit die Verfahren und jeweiligen Ergebnisse zu vergleichen:

- Anzahl der Bäume
- insgesamt und unterschieden zwischen lebenden und toten Bäumen
- Positionsbestimmung der einzelnen Bäume
- Schaftvolumen der Bäume
- Kronenfläche der Bäume

Auf dieser etwa drei Hektar großen Fläche zeigen sich die Folgen eines vergleichsweise leichten Brandes (vgl. Abb. 5.5-9 und Abb. 5.5-10). Etwa 20 % der Stämme haben dieses Brandereignis überlebt, etwa 10 % sind nach vier Jahren noch lebend. Es ist damit die einzige Projektfläche, auf der alter Baumbestand den Brand dauerhaft überlebte.



Abb. 5.5-9: a) Blick auf den US V (03/2023). b) Infrarot-Aufnahme US V (rot = lebend; Mai 2022, Digitales Orthofoto (DOP) GEOBASIS-DE/LGB).

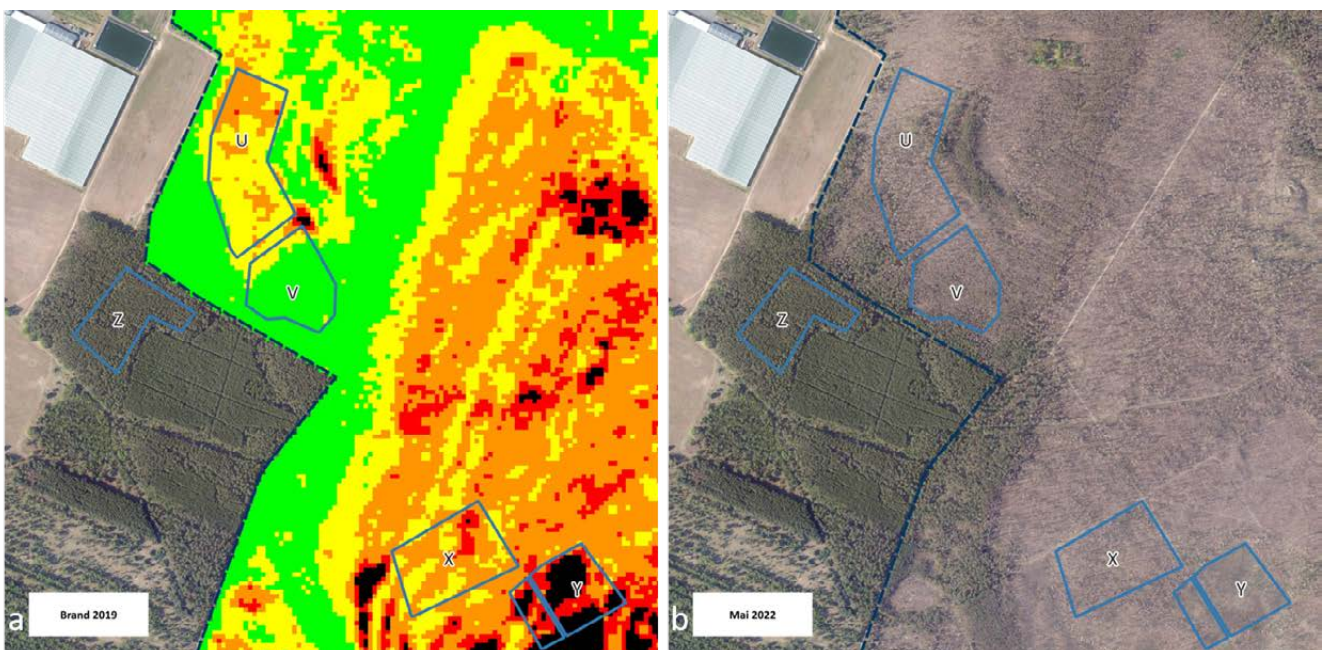


Abb. 5.5-10: a) Darstellung der Feuerintensität beim Brand 2019 (Rasterdaten L. Rohringer, Uni Potsdam). b) Waldfläche drei Jahre nach dem Brandereignis (Mai 2022, Digitales Orthofoto (DOB) GEOBASIS-DE/LGB).

### Anzahl der Bäume

Zunächst wurde mit allen drei Methoden die Stammzahl pro Plot ermittelt (Tab. 5.5-1). Bei der Drohnenaufnahme (UAV) und Forstinventur (FI) konnte zusätzlich unterschieden werden, ob es sich um lebende oder tote Bäume handelt. Lediglich die FI kann bei toten Bäumen außerdem zwischen stehend, hängend und Hochstubben differenzieren. Zur besseren Vergleichbarkeit wurden Hänger und Hochstubben hier ausgeklammert. Die Drohnenaufnahme unterscheidet zwischen manueller Ausweisung im Bild (UAV Klassifizierung b) und maschineller Ausweisung durch einen Klassifikationsalgorithmus (UAV Klassifizierung a) (vgl. Kapitel 5.8.3.3). Die Aufnahme durch terrestrisches Laserscanning (TLS) erfasst alle Bäume. Eine automatische Klassifizierung nach noch stehenden Hängern und Hochstubben oder liegenden Totholzstrukturen war im Rahmen der hier vorgestellten Aufbereitungsmethoden nicht umsetzbar. Über weiterführende und rechenintensive Prozessabläufe können aber auch für diese Totholzklassen differenzierte Aussagen getroffen werden (vgl. 5.5.2).

Alle drei Methoden kommen auf ähnliche Stammzahlen je Plot, sofern die Auswahl der Bäume zuvor vereinheitlicht wurde (s. o., also dass

beispielsweise Hochstubben nicht mitgezählt werden). Auf V\_8 waren die Ergebnisse der drei Methoden am ähnlichsten. In der manuellen Ausweisung auf der UAV-Aufnahme wird die Anzahl toter Bäume tendenziell niedriger eingeschätzt, die Anzahl lebender Bäume dagegen eher höher. Dies kann zum einen an Artefakten in der Bildzusammensetzung liegen, zum anderen an verschiedener Interpretation der beiden Klassen (tot/lebend). Auch mit dem Laserscanning werden etwas mehr Bäume erkannt als bei der Forstinventur. Letzteres wird im folgenden Abschnitt Schaftvolumen der Bäume thematisiert; hierfür wurde ein separater Vergleich der einzelnen Bäume anhand von Winkel und Distanz zum Mittelpunkt des Plots durchgeführt und Unterschiede diskutiert. Die maschinelle Ausweisung in der UAV-Aufnahme weicht am stärksten von den anderen Erfassungsarten ab: hier wird die Anzahl toter Bäume um rund 20 % unterschätzt, die lebenden Bäume um rund 10 %. Insbesondere bei lebenden Bäumen liegt jedoch auch häufig eine Überklassifikation vor: Wie in Kap. 5.8.3.3 geschildert ist der Algorithmus auf sich gut vom Hintergrund abhebende Kronen und ein korrektes Oberflächenmodell angewiesen. Insbesondere sehr lichte, einzeln stehende Kronen werden durch die UAV-Auswertung häufig nicht erkannt.

Um die Stammzahl pro Hektar zu ermitteln, erfolgte beim Laserscanning und der Forstinventur eine Extrapolation mit dem Faktor 10, da die erfassten Plots jeweils 0,1 ha Größe umfassen. Im Gegensatz dazu wurde aus der Drohnenaufnahme die Stammzahl direkt auf dem gesamten US V ermittelt. Hierbei zeigt sich, dass die Extrapolation nur eine Annäherung ist und die Gesamtfläche eine höhere Baumdichte aufweist: Würde man die Stammzahl je Plot bei der Drohnenaufnahme auch mit 10 multiplizieren, entspräche das 273 Bäumen je Hektar, die direkt ermittelte Zahl beträgt jedoch 303 Bäume je Hektar. Das entspricht einer Differenz von etwa 10 % und erscheint plausibel. Die Heterogenität der Fläche ist auch gut in Abb. 5.8-3 erkennbar.

### Schaftvolumen der Bäume

Ziel des nachfolgenden Vergleichs von Forstinventur (FI) und Laserscanning (TLS) war es, das Schaftvolumen der auf dem Untersuchungsstandort befindlichen Bäume zu ermitteln und zu vergleichen.

### Schritt 1: Identifikation der Bäume über Distanz und Winkel

Zunächst wurde eine vergleichende Stammfußkarte basierend auf den jeweils gemessenen (FI) bzw. ermittelten (TLS) Distanz- und Winkelmessungen (Radius, Azimut) sowie der durch die FI vorgenommene Zustandsklassifizierung erstellt (siehe Abb. 5.5-11). Bei der Forstinventur wurden Distanz und Azimut vor Ort mithilfe des Laser-Entfernungsmessers Trupulse 360 gemessen. Bei der TLS-Aufnahme wurden diese Werte aus der erfassten Punktwolke generiert: Die TLS-basierten Stammfußkarten wurden über die zuvor markierten und segmentierten Einzelstammmodelle abgeleitet. Die Nordausrichtung erfolgte über den im Laserscanner integrierten digitalen Kompass. Eine Klassifizierung zur Vitalität der Einzelbäume konnte über die hier vorgestellte Auswertungsmethode nicht direkt vorgenommen werden.

Tab. 5.5-1: Anzahl der Bäume je nach ermittelter Methode. FI= Forstinventur: Enthalten sind tote und lebende Bäume, wenn nicht anders gekennzeichnet, UAV b) = manuelle Ausweisung im Orthomosaik, UAV a) = maschinelle Ausweisung im Orthomosaik, TLS = Terrestrisches Laserscanning. Die Anzahl der Bäume ist bei den Methoden FI und TLS von der Plotaufnahmegröße (0,1 ha) auf die Flächengröße (3,19 ha) hochgerechnet. Bei der Methode UAV a) wurde die Anzahl der Bäume direkt ermittelt.

Zustand der Bäume	Methode	V_3	V_8	V_9	Ø Anzahl/ Plot (0,1 ha)	Anzahl auf US V (3,19 ha) [Zahl/ha]
<b>lebend</b>	FI	2	11	6	6,3	etwa 200/US V [63/ha]
	UAV b)	2	12	8	7,3	--
	UAV a)	1	14	5	6,7	246/US V [77/ha]
	TLS	--	--	--	--	--
<b>tot</b>	FI	27	21	34	27,3	etwa 870/US V [273/ha]
	UAV b)	27	19	32	26	--
	UAV a)	21	17	24	20,7	723/US V [227/ha]
	TLS	--	--	--	--	--
<b>gesamt</b>	FI	29	32	40	33,7	etwa 1.057/US V [337/ha]
	UAV b)	29	31	40	33,3	--
	UAV a)	22	31	29	27,3	969/US V [303/ha]
	TLS	35	36	47	39,3	1.253/US V [393/ha]
	FI mit Hängern + Hochstubben	33	33	44	36,7	etwa 1.170/US V [367/ha]

### Stammfußkarten

Vergleich Forstinventur (FI) und Laserscanning (TLS)

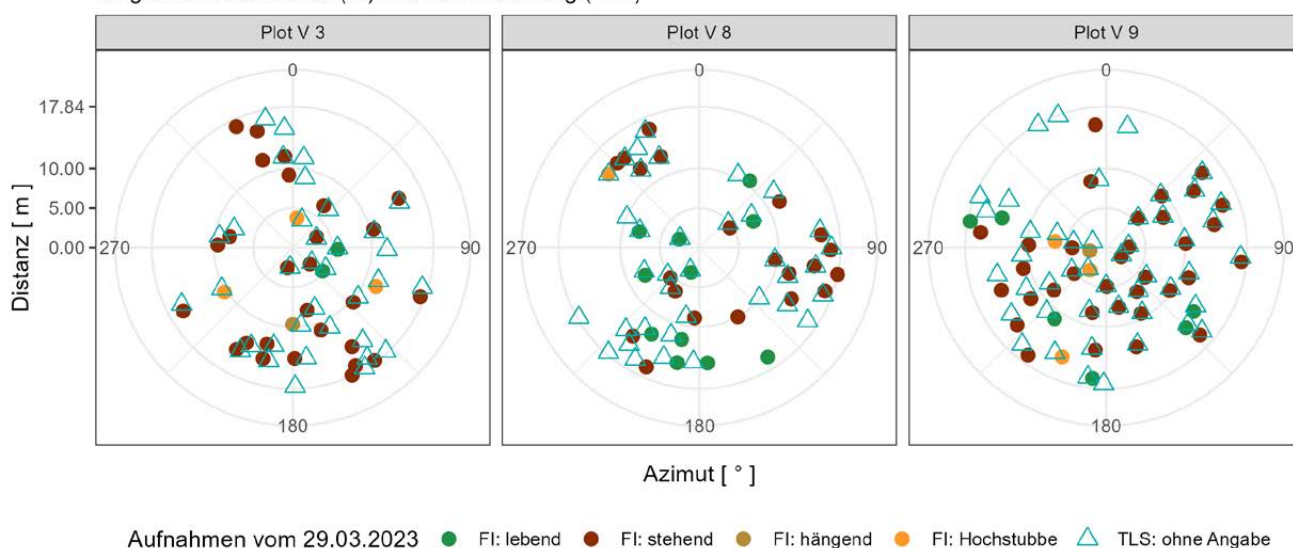


Abb. 5.5-11: Stammfußkarten der drei Hauptprobepunkte V\_3, V\_8 und V\_9. Dabei werden die unterschiedlich erfassten Positionen der beiden Aufnahmeverfahren FI und TLS verglichen.

Das Verteilungsmuster innerhalb jeder Stammfußkarte zeigt durchgehend eine hohe Übereinstimmung zwischen den Aufnahmemethoden. Im Vergleich zu den sehr nah beieinanderliegenden Distanzmessungen ( $R^2 = 0,99$ , Abb. 5.5-12a), weisen die Azimutmessungen der FI gegenüber dem TLS als Referenz, eine deutlich höhere Varianz in den Einzelmessungen auf ( $R^2 = 0,63$ , Abb. 5.5-12b). Dies zeigt und begründet sich besonders für Azimutmessungen im Übergangsbereich bei  $0^\circ$  bzw.  $360^\circ$ . Die von der FI verwendeten Handgeräte zeigten in der Anwendung eine höhere Anfälligkeit für Messungenauigkeiten (vgl. Auswertung). Wir haben uns

daher dazu entschlossen, die Zuordnung aller Baumpaare bei großen Zwischenabständen nachträglich noch einmal subjektiv über die Ähnlichkeit der jeweiligen Verteilungsmuster innerhalb der Baumgruppen vorzunehmen, um ein möglichst umfassendes Trefferbild erstellen zu können. Der Vergleich der gemeinsamen FI und TLS Messungen für den BHD und der Baumhöhe zeigen abgesehen von den Ausreißern bei den Azimutmessungen eine deutlich höhere Varianz zwischen den Aufnahmemethoden (beide  $R^2 = 0,7$ , Abb. 5.5-12c und d).

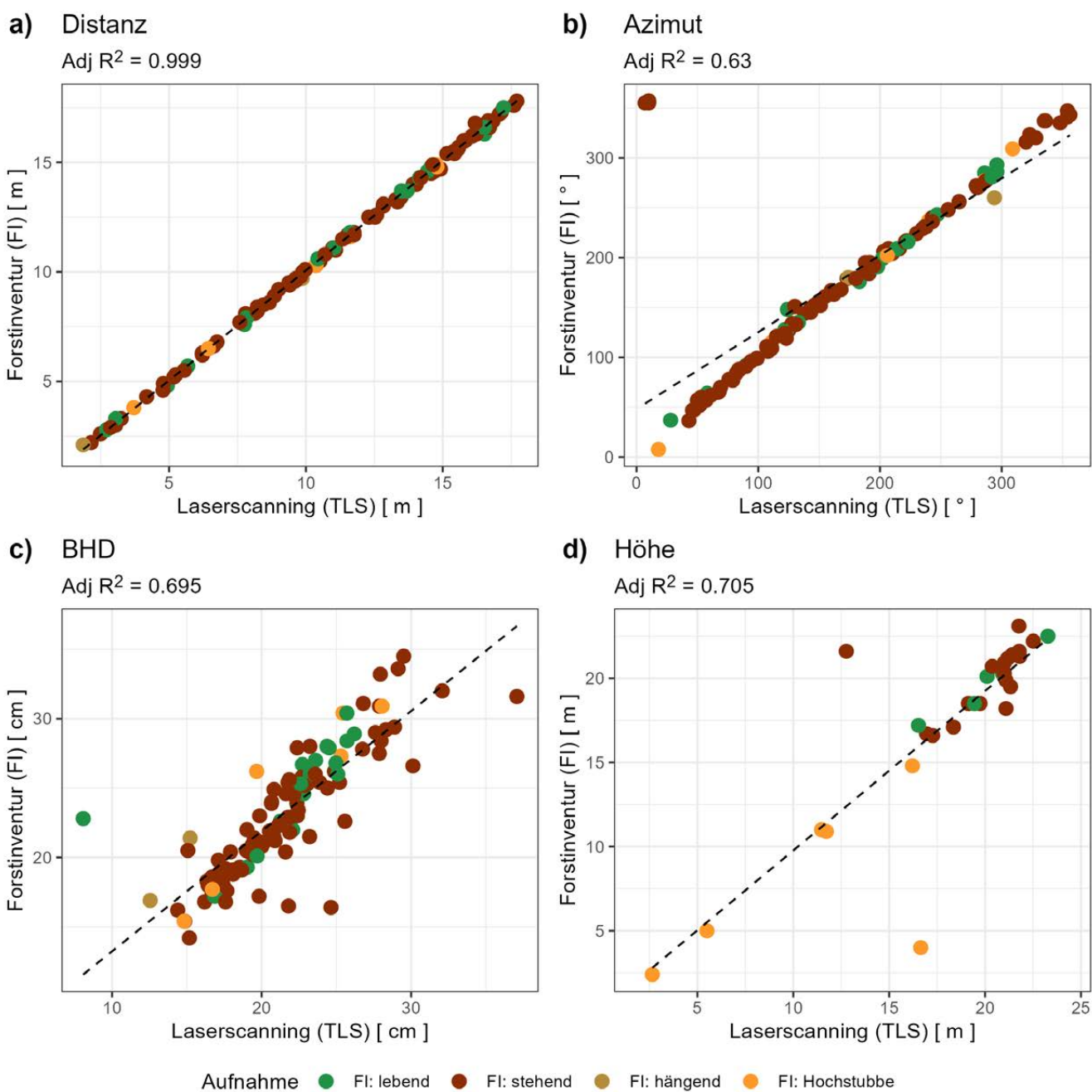


Abb. 5.5-12: Vergleich der (a) Distanz- und (b) Azimutmessungen sowie des BHD (c) und der Baumhöhe (d) zwischen Forstinventur (FI) und Terrestrischem Laserscanning (TLS)



Insgesamt fällt auf, dass sich die Anzahl an Bäumen vor allem am Rand des Probekreises unterscheidet. Bei der Forstinventur wurde im Feld die Entfernung zur Stirnseite des Baumes erfasst und darüber direkt entschieden, ob der Baum im Probekreis liegt und aufgenommen wird. Für die TLS Daten wurden ebenfalls bei allen Bäumen die Entfernung zur Strinseite des Baumes bestimmt, d. h. der Abstand der Stammoberfläche auf Brusthöhe zum Mittelpunkt des Probekreises. Kleine Messabweichungen und Unterschiede im Zentimeterbereich könnten also dazu geführt haben, dass einige "Grenzbäume" bei beiden Methoden entweder noch gerade innerhalb oder schon außerhalb des Probekreises lagen.

Beim Gerät "Trupulse 360" wird für die Entfernungsmessung seitens des Herstellers eine Abweichung von bis zu 30 cm angegeben. Hier erscheint es also durchaus plausibel, dass es zu Messabweichungen gekommen ist. Weiterhin wurden bei der FI lediglich Bäume erfasst, welche einen Brusthöhendurchmesser größer als sieben Zentimeter aufwiesen. Im Gegensatz dazu erfasste das Laserscanning auch Bäume mit kleinerem BHD. Zwei Bäume, die das TLS als stehend identifizierte, wurden von der FI als liegend klassifiziert. Sehr wahrscheinlich handelt es sich hierbei um Fehler in der Datenaufnahme beziehungsweise der Datenübertragung.

### Schritt 2: Berechnung des Volumens

Aufbauend auf der gemeinsam abgestimmten Stammfußkarte konnte anschließend das Holzvolumen (ohne Unterscheidung zwischen lebend und tot) berechnet werden (Tab. 5.5-2). Hierfür wurden alle Bäume integriert, die in der vorangegangenen Analyse übereinstimmend als "match" identifiziert wurden. Hänger und Hochstubben wurden ausgeschlossen, um die Berechnung auf die gemeinsam identifizierten, vollständig stehenden Bäume zu fokussieren. Die angewandte Volumenformel erschien für diese Auswahl am geeignetsten. Verwendet wurde die Schaftholz-Volumenformel nach LEMBCKE et al. (1975) (vgl. Kap. 5.5.1), welche auf dem Brusthöhendurchmesser sowie der Höhe basiert. Bei der FI wurden die Höhen aus Schätzfunktionen ("Bestandeshöhenkurven") auf Basis von 15 direkt gemessenen Baumhöhen je Untersuchungsstandort abgeleitet. Die ermittelten Höhen sind somit angenäherte Werte. Im Gegensatz dazu fließt jeder gemessene Brusthöhendurchmesser direkt und einzeln in die Berechnung des Schaftholzvolumens ein. Das auf der TLS-Aufnahme basierende Schaftholzvolumen  $TLS_{Formel}$  wurde ebenfalls nach der Volumenformel mit den hier ermittelten Inventurparametern BHD und Baumhöhe berechnet. Hierbei zeigt sich, dass das Stammvolumen auf Hauptprobekreis V\_8 am wenigsten voneinander abweicht (7,7 %).

Das als  $TLS_{Zylinder}$  aufgeführte Schaftholzvolumen basiert hingegen auf automatisiert erstellen Einzelstammmodellen. Auf als Stammoberfläche identifizierte Messpunkte werden Zylinderabschnitte eingepasst (Zylinderradius, Zylinderhöhe), deren spezifische Zylindervolumen für jeden Einzelbaum und Plot aufsummiert wurden.

Tab. 5.5-2: Volumina im Vergleich der Aufnahme- sowie der Berechnungsmethoden

Methode	FI <sub>Formel</sub>	TLS <sub>Formel</sub>	TLS <sub>Zylinder</sub>
Plot (Stammzahl)	[ m <sup>3</sup> /ha ]		
V3 (29)	117,02	108,61	139,15
V8 (31)	128,05	115,45	126,16
V9 (44)	162,67	137,23	163,14
Ø für V	135,91	120,43	142,82

### Kronenfläche der Bäume

Mit den Methoden des Laserscanning (TLS) und der UAV-Aufnahme wurde zusätzlich die Kronenfläche aller erfassten Bäume ermittelt. Tab. 5.5-3 gibt die mittlere Kronenfläche aller Bäume je Plot an, für die UAV-Aufnahme wurde die maschinelle Ermittlung verwendet. Mit dem TLS werden insgesamt größere Kronenflächen ermittelt als durch die UAV-basierte Analyse. Lebende Kronen werden um 30–60 % größer eingeschätzt als tote Kronen. Dies erscheint logisch, da lebende Kronen einerseits durch die Belaubung bzw. Benadelung größer erscheinen und andererseits tote Kronen durch das Abfallen einzelner Äste tatsächlich mit der Zeit an Größe verlieren. Die große Differenz von etwa 30–50 % zwischen beiden Methoden ist dagegen vor allem durch ein Artefakt aus der Mosaikierung bedingt. Aufgrund des unzulänglichen Oberflächenmodells wurde das Orthomosaik so erstellt, dass die Baumkronen um etwa 25–30 % kleiner erscheinen, als sie tatsächlich sind. Da der Fokus auf der grundsätzlichen Baumerkennung lag, wurde diese Flächenuntreue in Kauf genommen. Der restliche Anteil des Unterschiedes lässt sich aus den verschiedenen Aufnahmemethoden erklären: Das TLS erkennt auch die feinen Strukturen in der Peripherie der Krone, während in der UAV-Aufnahme diese Bereiche häufig als Mischpixel dargestellt werden und daher nicht eindeutig der Krone zugeordnet werden können.

Eine weitere Größe, die sich aus den Kronenflächen bestimmen lässt, ist der Kronenschlussgrad. Dieser wurde auch mit einem Densiometer aufgenommen, auf US V zuletzt im Januar 2023, einem vergleichbaren Zeitpunkt. Das Densiometer ermittelt einen Kronenschlussgrad von 13,6 %, ein Wert, der deutlich kleiner ist als 17,6 % aus der UAV-Aufnahme oder 29,4 % aus dem TLS. Die große Spannbreite der Werte verdeutlicht die Unsicherheit der Bestimmung der Kronenfläche. Die Methodenwahl hängt stark vom Untersuchungsziel ab und sollte nach Möglichkeit durch die Auswertung digitaler hemisphärischer Fotos ergänzt werden (MAILLY 2017).

Tab. 5.5-3: Kronenflächen im Vergleich der Aufnahmemethoden. \*Die Gesamtfläche für V wurde bei UAV-Aufnahme direkt ermittelt; beim TLS stellt der Wert den Mittelwert aus den drei Untersuchungsstandorten dar.

Methode	UAV - mittlere Kronenfläche je Baum [m <sup>2</sup> ]			TLS
Plot	tot	lebend	gesamt	gesamt
V_3	3,24	7,71	3,66	6,47
V_8	4,92	9,15	6,74	9,24
V_9	3,98	5,71	4,39	6,14
Ø für V*	4,99	8,24	5,81	7,28

## Auswertung des Methodenvergleichs

In den vorangegangenen Abschnitten wurden die Ergebnisse der einzelnen Methoden vorgestellt. In Tab. 5.5-4 sind die Vor- und Nachteile ihrer Anwendung zusammengefasst. Die wichtigsten Erkenntnisse und "Stolpersteine" bzw. Anregungen für die Weiterentwicklung der Verfahren werden im folgenden Text noch einmal dargestellt.

Die **Forstinventur** ist eine gut dokumentierte, bewährte und leicht erlernbare Methode zur Erfassung stehender Bäume. Viele Größen können direkt erfasst werden und weitere forstliche Parameter lassen sich daraus ableiten. Dabei ist der Arbeitsaufwand stark von der Stammzahl abhängig und findet überwiegend im Feld statt. Die Parameter stehen schnell zur Verfügung, es ist keine größere Nachbereitung erforderlich. Bei der Anwendung der Methoden auf Schadflächen ist vor allem die Umsetzbarkeit hinsichtlich Arbeitsschutzaspekten zu prüfen, da jeder Baum unmittelbar erreicht werden muss. Stehendes Totholz birgt dahingehend ein großes Risiko, weshalb die Aufnahmen auf solchen Flächen extrem witterungsabhängig sind. Die Aufnahmephase ist von allen drei Methoden die zeitintensivste, erfordert jedoch die geringsten technischen Ressourcen. Bei der Umsetzung ist auf die Kombination der eingesetzten Materialien und Werkzeug zu achten. So reagieren bspw. verschiedene Winkelmessgeräte äußerst empfindlich auf metallische Gegenstände in der Umgebung (auch Brillen, Stifte, Telefone in der Nähe können bereits zu Störungen führen), was zu Messfehlern führen kann. Als häufige Fehlerquelle bei dieser Methode ist der Mensch zu nennen: so werden Messwerte bspw. einander zugerufen und aufgeschrieben oder Werte zu einem späteren Zeitpunkt und von unterschiedlichen Mitarbeiter:innen erfasst oder bearbeitet. An jeder dieser Schnittstellen ist auf die Vermeidung von Übertragungsfehlern zu achten.

Das **terrestrische Laserscanning** ermöglicht eine sehr umfangreiche dreidimensionale Erfassung und Dokumentation des stehenden Baumbestandes. Es ermöglicht sehr präzise Messungen mit Genauigkeiten im Millimeterbereich. Die Durchführung einer Messkampagne (vgl. Kap. 5.5.2) über mehrere Probekreise lässt sich aufgrund der noch notwendigen Referenzkugeln am besten und schnellsten in einem Zweierteam realisieren. Wie bei der Drohnenaufnahme liegt aber auch hier der Großteil des Arbeitsaufwandes in der nachgelagerten Datenverarbeitung und -auswertung. Neben den aktuell noch sehr hohen Anschaffungskosten für einen terrestrischen Laserscanner, liegt in der Automatisierung der nachgelagerten Datenverarbeitung der größte Entwicklungsbedarf, um den Zugang und die Nutzung des Laserscannings in der Waldforschung oder im Rahmen von Waldinventuren weiter zu etablieren. Die hier vorgestellte grobe und einfache Einzelbaumsegmentierung auf Basis der zuvor bestimmten Baumposition, führt bei geeigneten und hängenden Bäumen schnell zu einer Unterschätzung von Baumhöhe und Stammvolumen. In sehr dichten Beständen ist die Abschattung bzw. Verdeckung durch stark verzweigte Ast- sowie Blattstrukturen in den höheren Lagen in der Regel sehr groß. Diese Abschattungen führen zu Messlücken und können auch durch weitere Scanpositionen nur schwer minimiert werden. Die inneren und oberen Strukturen der Baumkrone werden dadurch nur unvollständig und mit einer geringeren Messpunktdichte erfasst. Fehlende Messpunkte können auch hier zu einer Unterschätzung der Baumhöhe oder der Volumina höherer Stamm- und Aststrukturen führen.

Tab. 5.5-4: Gegenüberstellung der Methoden

	<b>FORST-INVENTUR (FI)</b> Kluppe Trupulse 360 Busssole	<b>TERRESTRISCHES LASERSCANNING (TLS)</b> FARO Focus S	<b>DROHNEN -AUFNAHME (UAV)</b> Drohne DJI Phantom 4
<b>Welche Parameter wurden direkt im Feld bestimmt?</b>	Anzahl der Bäume BHD je Baum Höhe je Baum Zustand je Baum Position je Baum	-	-
<b>Kenntnisse zur Bedienung</b>	schnell erlernbar	schnell erlernbar	schnell erlernbar, Lizenz notwendig
<b>Zeitbedarf pro Plotaufnahme (0,1 ha)</b>	2-3 Std., abhängig von Stammzahl	1 Std., unabhängig von Stammzahl	0,5-1 Std., unabhängig von Stammzahl
<b>benötigte Personen im Feld</b>	2-3	1-2	1
<b>Welche Parameter wurden sekundär bestimmt?</b>	Höhe je Baum Volumen je Baum	Anzahl der Bäume Position je Baum BHD je Baum Höhe je Baum Volumen je Baum Kronenflächen und Kronenschlussgrad	Anzahl der Bäume Zustand je Baum Position je Baum Kronenflächen und Kronenschlussgrad
<b>benötigte Software</b>	Datenanalyse und einfache Berechnung (z.B. R, Excel)	Scannersoftware, Framework R	UAV-Steuerrung, Mosaikierung und Klassifikator (zB R, Python, GIS)
<b>Zeitbedarf zur Nachbereitung, Bereinigung und Analyse</b>	0,5 Std.	1 Std. Registrierung der Einzelscans + 2 Std. Punktwolken- bereinigung und Klassifizierung + 1 Std. Parameter- bestimmungen	Mosaikierung: 2 Std. + Rechenzeit Klassifikation: 1,5 Std. + Modellentwicklung + Rechenzeit

**Drohnen** können vor allem in schwer zugänglichem Gebiet ein geeignetes Mittel zur Abschätzung von Totholz (und anderen Vegetationsstrukturen) sein und sind insbesondere auf heterogenen Flächen empfehlenswert. Die Aufnahme ist auch auf größeren Arealen mit einer Person an einem Tag zu bewerkstelligen, erfordert jedoch bestimmte Witterungsbedingungen. Ein erstes Bildprodukt zur weiteren Bearbeitung kann mit einer einfachen Anleitung auch von Laien ausgeführt werden. Die quantitative maschinelle Auswertung birgt viele Fehlerquellen und ist Gegenstand aktueller Forschung. Sie sollte ggf. an Spezialisten ausgelagert werden. Bei der Verwendung eines Random Forest Klassifikators sollte unbedingt auf Klassenausgewogenheit in den Trainingsdaten geachtet und idealerweise ein Baumhöhenmodell verwendet werden, das einzelne Baumkronen abbildet. Mit etwas Übung und vergleichsweise wenig Aufwand lassen sich Flächen von wenigen bis ~10 ha bildlich erfassen. Der Bereich kann mit etwas mehr Erfahrung und technischer Ausstattung (mehr Akkus) auch auf ~100 ha vergrößert werden.

## 5.6 Funga

*Ben Bubner<sup>1</sup>, René Jarling<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Resistenzforschung, Thünen-Institut für Forstgenetik, Eberswalder Chaussee 3A, 15377 Waldsiedersdorf

### Probennahme der fruchtkörperbildenden Pilzarten und Pflanzenparasiten

In 17 Probenkampagnen in den Jahren 2020 bis 2023 wurden durch spezialisierte Freiwillige (Citizen Scientists) zu verschiedenen Jahreszeiten Pilzproben gesammelt.

Pro Untersuchungsstandort wurden jeweils im Umkreis von ca. zehn Metern um die drei VIPs alle Fruchtkörper bildenden Pilzarten und Pflanzenparasiten je einmal pro Art fotografiert, protokolliert und entnommen. Auf den VIP-Plots wurde für 45 Minuten gesucht. Die restliche Untersuchungsfläche wurde für ca. 90 Minuten begangen und ebenso beprobt.

### Morphologische Identifizierung

Die Proben wurden unmittelbar nach der Begehung morphologisch mit Hilfe makroskopischer und mikroskopischer Merkmale bis zur Gattung/Art durch einen Mykologen bestimmt.

### Identifizierung mittels Markersequenzierung (Barcodeing)

Die DNA-Extraktion und Amplifizierung der Internal Transcript Spacer im Bereich der rDNA mittels Polymerase-Kettenreaktion (PCR) erfolgte im Labor des Thünen Instituts Waldsiedersdorf (Tab. 5.6-1). Nach Sequenzierung durch die Firma Eurofins und der bioinformatischen Aufbereitung wurde ein Datenbankabgleich mittels BLAST-Algorithmus bei Genbank (NCBI) durchgeführt. Anschließend erfolgte ein Vergleich der Ergebnisse aus klassischer morphologischer Identifizierung und Identifizierung mittels Markersequenzen.

Tab. 5.6-1: Extraktion und PCR für Pilzfruchtkörper

Probentyp	Proben-homogenisierung	Extraktionsprotokoll	Barcode Primer für PCR	Polymerase
Basidiomyceten	keine, Kleinstprobe direkt in 0,2 ml PCR-Röhrchen	Sigma-Kit	ITS1F + ITS4B	Sigma, Rabbit
Discomyceten Dacrymyces Gallertpilze	keine, Kleinstprobe direkt in 0,2 ml PCR-Röhrchen	Sigma-Kit	ITS1F + ITS4	Sigma, Rabbit
Pyrenomyceten Trichaptum	mit 2 Keramik-kugeln in 0,2 ml PCR-Röhrchen, Retschmühle	Sigma-Kit	ITS1F + ITS4	Sigma, Rabbit
Thelephora	mit 4 Keramik-kugeln in 2ml-Röhrchen, BeadRuptor	Sigma-Kit	ITS1F + ITS4B	Sigma, Rabbit
Rostpilze	mit 4 Keramik-kugeln 2ml-Röhrchen, BeadRuptor	CTAB	ITS1F + ITS4rust	Accuprime, Sigma, Rabbit

### Ektomykorrhiza

Es wurden Proben von Ektomykorrhiza direkt an den Wurzelspitzen untersucht. Dazu wurden ausgewählte Bäume ausgegraben (Aspe, Birke, Kiefer) bzw. Wurzelspitzen bis zu einer Tiefe von max. 40 cm mittels Wurzelbohrer gewonnen (Kiefer, Birke, Aspe, Weide, Eichen). Bei der Gewinnung von Bodenproben mittels Wurzelbohrer wurden verschiedene an die örtlichen Gegebenheiten angepasste Probenahmemuster verwendet, um sicherzustellen, dass die Bohrkern vor allem Wurzeln der Zielbaumart enthalten.

Tab. 5.6-2: Extraktion und PCR für Ektomykorrhiza

Probentyp	Proben-vorbereitung	Extraktionsprotokoll	Primer für PCR	Polymerase
Mykorrhizierte Wurzelspitzen	zerkleinern in Mikromörser	Sigma Qiagen-Kit	ITS1F + ITS4	Sigma Accuprime
Baumartenbestimmung mittels RFLP	zerkleinern in Mikromörser	Qiagen-Kit	trnLF, trnLB	Rabbit

Die Wurzelspitzen aus jeder Probe wurden anhand morphologischer Merkmale vorsortiert. Die Pilzartenbestimmung der Wurzelspitzen erfolgte analog zur Identifizierung mittels Markersequenzierung bei den Pilzfruchtkörpern. Ein DNA-Extrakt von mykorrhizierten Wurzelspitzen enthält neben der Pilz-DNA auch die DNA des Wirtsbaumes. Für einen Teil der Proben wurde durch eine zusätzliche Analyse des Restriktionsfragmentlängenpolymorphismus (RFLP) einer pflanzenspezifischen Sequenz und Vergleich mit authentischen Proben die Wirtsbaumart bestimmt (Tab. 5.6-2). Damit sollte sichergestellt werden, dass die Wurzelprobe auch zu der Zielbaumart gehörte.

## Inokulationsversuche

Für die Inokulationsversuche (Abb. 5.6-1) wurden Fruchtkörper von Ektomykorrhiza-bildenden Pilzen auf den Versuchsflächen im Sommer 2022 und im Herbst 2023 genommen. Unter sterilen Bedingungen wurde Hyphenmaterial aus Hut und Stiel auf Nährbodenplatten mit verschiedenen Medien (z. B. modifiziertes Melin-Norkrans-Medium) bzw. direkt an bewurzelte Bäume gebracht, die als in-vitro-Kultur auf einem geeigneten Nährmedium zur Bewurzelung (z. B. WB10) steril im Glasgefäß gewachsen sind. Diese sogenannte Co-Kultur wurde mit Stieleiche, Gemeiner Birke, Rotbuche und Aspe durchgeführt. Die Identifizierung der erhaltenen Kulturen wurde via Sequenzierung von Markergenen (ITS-Region) regelmäßig durchgeführt.

Die erhaltenen Kulturen wurden versucht zu vermehren, entweder durch Überimpfen auf weitere Nährbodenplatten bzw. zu in-vitro kultivieren Bäumchen in Erlenmeyerkolben bzw. auf Schrägagar. Außerdem wurden in Flüssigkultur gezogenes Myzel der Kulturen mit demselben Medium ohne Agar gezogen. Mit den erhaltenen Myzelien wurden bewurzelte in-vitro Bäumchen, ebenso aus Flüssigkultur, direkt beimpft. Die erhaltenen Co-Kulturen wurden in Pflanztöpfe ins Gewächshaus ausgepflanzt. Als Substrat diente der Sandboden ohne Humusaufgabe von dem Untersuchungsstandort J, der für die Hälfte der Bäumchen bei 160°C über Nacht sterilisiert wurde oder ein künstliches Gemisch aus Sand, Tongranulat und Perlit. Die ausgepflanzten Bäumchen wurden wöchentlich kontrolliert.

## Medien

- *Modifiziertes Melin-Norkrans Medium* (per L): 10 g Glukose, 3 g Maltose, 0,5 g Kaliumdihydrogenphosphat, 0,25 g Diammoniumhydrogenphosphat, 0,15 g Magnesiumchlorid-heptahydrat, 0,05 g Calciumchlorid, 0,025 g Natriumchlorid, 0,012 g Eisen(III)-chlorid-hexahydrat, 0,003 g Thiamin, 10 g Phytoagar.
- *WB10* (per L): 10 g Saccharose, 1,23 g Woody-Plant-Medium, 1 mL 10% Indolbuttersäure-Lösung, 0,5 mL 10% 1-Naphtylessigsäure-Lösung, 8 g Phytoagar.

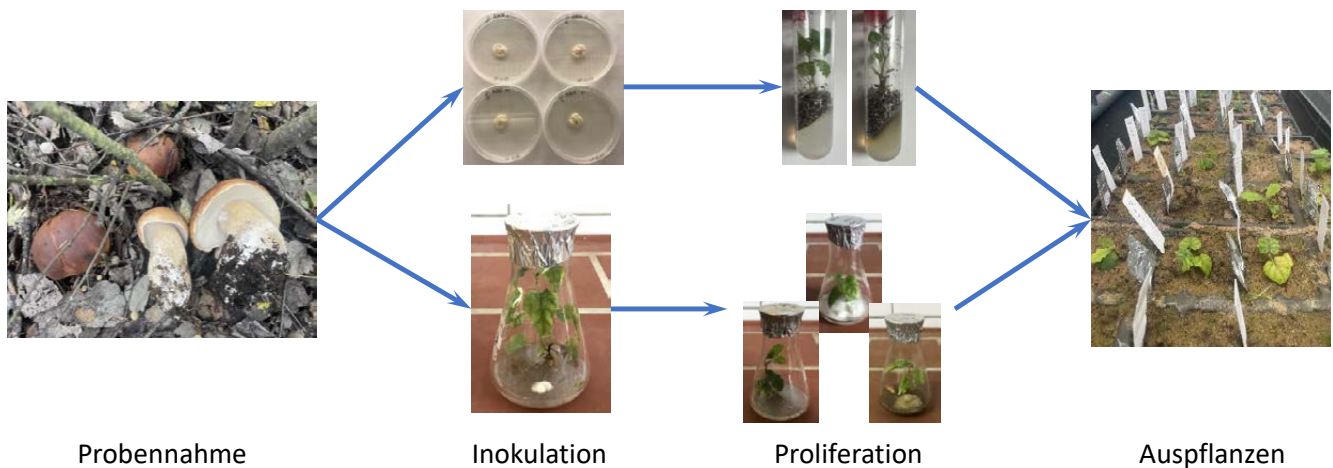


Abb. 5.6-1: Schema zu den Inokulationsversuchen

## 5.7 Fauna

### 5.7.1 Säugetiere

Loretta Leinen<sup>1</sup>, Thorsten Welle<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Naturwald Akademie gGmbH, Roeckstraße 40, 23568 Lübeck

Für die Untersuchung der auf den Waldbrandflächen in Sukzession vorkommenden Säugetierarten wurden auf jeder Fläche zwei Kamerapositionen anhand eines Rasters festgelegt, die in jedem Untersuchungszyklus abwechselnd beprobt wurden. Die beiden Positionen und die Positionen zwischen den Standorten hatten einen Mindestabstand von 150 m. Jede Feldphase dauerte 30 Tage und war in zwei Intervalle unterteilt. Während der ersten 15 Tage und Nächte befand sich eine Wildkamera (Essential E3 Brown 16 MP) immer an Punkt 1 jeder Untersuchungsfläche und wurde nach Ablauf des ersten Intervalls an Punkt 2 versetzt, wo sie weitere 15 Tage und Nächte verblieb. Nach einer Feldphase wurden die Kamerafallen eingesammelt und bis zur nächsten Feldphase aufbewahrt. Im Jahr 2021 wurden auf diese Weise drei, in den Jahren 2022 und 2023 je nach Jahreszeit vier Erhebungen durchgeführt. Diese wurden wie folgt definiert

- Winter: Dezember Januar Februar
- Frühling: März April Mai
- Sommer: Juni Juli August
- Herbst: September Oktober November

Durch den zweiten Brand im Sommer 2022 fallen die Standorte B und K für längere Zeit aus, werden aber nach Freigabe der Flächen wieder beprobt. Für die restlichen Flächen des ehemaligen Stadtwaldes Treuenbrietzen endet die Untersuchung im Sommer 2022.



Abb. 5.7-1: Kamerafalle zur Erfassung der Säugetiere

### 5.7.2 Vögel

Knut Sturm<sup>1</sup>, Thorsten Welle<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Naturwald Akademie gGmbH, Roeckstraße 40, 23568 Lübeck

Die Revierkartierung als Erfassungsmethode von Brutvogelbeständen wurde erstmals in den 30er-Jahren des letzten Jahrhunderts angewendet (SCHIERMANN 1930). In den 60er und noch stärker in den 70er und 80er-Jahren erlebte diese Brutvogelerfassung einen regelrechten Aufschwung (s. DORNBUSCH et al. 1968, ERZ et al. 1968, OELKE 1975 und BERTHOLD, BEZZEL und THIELCKE 1974, DDA 2005). Trotz zum Teil massiver Kritik (siehe vor allem BERTHOLD 1976, aber auch DDA 2005), setzt sich die Methode im Rahmen von Erfassungen der Brutvogelgemeinschaften immer mehr durch, auch weil sie Aussagen zur Habitatwahl von einzelnen Arten und Artengemeinschaften, zu Schutzgebietsausweisungen und zum Monitoring von Arten und Artengemeinschaften ermöglicht (siehe zum Beispiel HAHNKE 1991, FLADE 1994, DDA 2005). Die Untersuchungsflächen wurden von 2021 bis 2023 in der Brutzeit kartiert. In 2022 wurden einige Flächen auch nach der Brutzeit im August und September aufgenommen, da ein Teil der Flächen ein zweites Mal abgebrannt war.

Die Flächenauswahl war durch den allgemeinen Versuchsaufbau bereits vorgegeben. Hieraus ergibt sich im Vergleich zu den qualitativen Anforderungen aus dem DDA (2005) eine insgesamt eher an der unteren Grenze angesiedelte Probeflächengröße (s.a. SCHERNER 1981).

Für die eigentliche Revierkartierung wurden Arbeitskarten für die Probeflächen im Maßstab 1:5.000 angefertigt. In diese wurden die entsprechenden Beobachtungen artspezifisch eingetragen. Dabei wurde sich weitgehend an den Standardvorgaben des DDA orientierend kartiert (2005, S. 50). Die Kartierungsbegehungen erfolgten von März bis Juli der entsprechenden Jahre. Dabei erfolgte im März immer eine Begehung, im April ein bis zwei, im Mai immer zwei und im Juni und Juli jeweils eine Begehung. Insgesamt erfolgten somit auf allen Probeflächen mindestens sechs Begehungen. Die Begehungen erfolgten fast ausschließlich bei optimalen Wetterlagen (vgl. OELKE 1974 und DDA 2005). Abweichungen gab es lediglich für die Untersuchungsstandorte X und Y im Jahre 2023, hier konnten die Flächen jeweils nur fünfmal begangen werden, da sie wegen starker Feuergefahr insgesamt gesperrt wurden. Um alle Arten, z. B. auch die sehr spät eintreffenden Arten wie Neuntöter und Pirol, ausreichend sicher zu erfassen, wurde sich streng an die artspezifischen Erhebungsempfehlungen des DDA (2005, S. 104 bis 695) und von OELKE (1975) gehalten.

Aus den verschiedenen Flächenbegehungen wurden im Rahmen der Auswertung sogenannte Papierreviere gebildet (s. OELKE 1974, DDA 2005). Dabei mussten mindestens zwei Registrierungen mit revieranzeigenden Merkmalen für ein zu kartierendes Revier vorliegen. Auch OELKE (1974) empfiehlt zwei Registrierungen bei unter sieben Begehungen in der Brutzeit zur Ausscheidung eines Papierrevieres. Ausnahmen wurden bei Nestfunden oder Fütterungsbeobachtungen von nichtflügenden Jungvögeln gemacht, hier reichte die entsprechende Beobachtung zur Ausweisung eines Papierrevieres aus. Durch die insgesamt eher kleine Größe der Probeflächen wurden auch Vögel registriert, die im Grenzbereich der Flächen lagen, um bei der späteren Zuordnung der Papierreviere eine genauere Zuordnung zu den Probeflächen vornehmen zu können. Die Reviere wurden dann den Probeflächen zugeordnet. Zur Erfassung der nachtaktiven Vogelarten (Ziegenmelker und ggf. Eularten) wurde jeweils eine Nachtkartierung durchgeführt.

Die Auswertung erfolgt getrennt nach Abundanz aller revieranzeigenden Arten pro 10 ha und ebenfalls für die einzelnen Arten. Die Vogelartendichte kann nicht aus einem einfachen Artenzahl-Vergleich der Probestflächen gezogen werden, da naturgemäß die Artenzahl mit der Fläche zunimmt. Hierfür hat erstmals BEZZEL (1982) und später auf diesem aufbauend FLADE (1994) Arten-Areal-Kurven erstellt. Hierdurch wird es möglich für Landschaftsräume (Norddeutsches Tiefland) und spezielle Habitats entsprechende Kurven zu erstellen, die dann die sogenannte Erwartungswerte aus den speziellen Arten-Areal-Kurven errechnen. Hierzu wurden für folgende Habitats und entsprechende Arten-Areal-Kurven (A steht für Areal in ha) und Abundanz pro 10 ha folgende Erwartungswerte verwendet:

Tab. 5.7-1: Übersicht der Habitattypen

Habitattyp	Arten-Areal Kurve (Formel)	Artenzahl (Erwartungswerte)
Kiefern-Kulturen	$8,14 \cdot A^{0,12}$	21,9
Kiefern-Stangenholz	$12,86 \cdot A^{0,13}$	42,7
Kiefern-Dickung	$7,6 \cdot A^{0,21}$	26
Kiefern-Baumholz	$11,23 \cdot A^{0,18}$	51,1
Laubholz-Dickung	$7,26 \cdot A^{0,35}$	39,4

Die tatsächlichen Werte der einzelnen Probestfläche können nach Zuordnung zu den Habitats somit mit den für entsprechende Habitats spezifischen Erwartungswerten in Relation gesetzt werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass es sich bei den Erwartungswerten um nicht abgebrannte Flächen handelt.

### 5.7.3 Nachtfalter

*Cathrina Balthasar<sup>1,2</sup>, Thomas Schmitt<sup>1,2</sup>, Martin Wiemers<sup>1</sup>*

- 1 Senckenberg Deutsches Entomologisches Institut, Eberswalder Str. 90, Müncheberg
- 2 Universität Potsdam, Am Neuen Palais 10, Institut für Biologie und Biochemie, Potsdam

Auf insgesamt 15 Untersuchungsstandorten (zehn in Treuenbrietzen und fünf Flächen in Jüterbog) wurden jeweils drei automatische Kreuzfensterfallen mit LED-Beleuchtung auf den VIPs aufgestellt. Von den 45 Beprobungspunkten befanden sich sechs in einem unverbrannten Kiefernwald als Kontrolle. Die Probenahmen fanden zwischen März und Oktober statt. Im Jahr 2021 wurden alle Flächen beprobt. Im Jahr 2022 wurden alle Flächen bis Juni beprobt, aufgrund eines erneuten Waldbrandes in TB wurden ab dann nur die Hälfte der Beprobungsflächen bis Ende 2023 bearbeitet. Je nach Witterung wurden zwischen fünf und zehn Beprobungen pro Jahr durchgeführt.

Die automatisierten Kreuzfensterfallen wurden in zwei Metern Höhe an einem Holzbalken befestigt. Das Kreuz besteht aus Plexiglasscheiben, auf die LED-Streifen geklebt waren. Über einen Dämmerungsschalter schalten sich die LEDs bei Einbruch der Dunkelheit automatisch ein und werden über eine Powerbank mit Strom für sechs Stunden Lichtfang versorgt. Die anfliegenden Nachtfalter fallen in einen Trichter mit einem Auffangbehälter am unteren Ende, in dem sich ein Fläschchen mit Chloroform befindet, das langsam verdampft. Alle Nachtfalter wurden präpariert und nach STEINER (2014) auf Artniveau bestimmt.



Abb. 5.7-2: Kreuzfensterfalle mit LED-Beleuchtung a) am Tag und b) bei Nacht

## 5.7.4 Holzkäfer (xylobionte Käfer)

Heinrich Hartong<sup>1</sup>

<sup>1</sup> UmLand Büro für Umwelt- und Landschaftsplanung, Berkenbrücker Dorfstr. 11, 14947 Nuthetal / OT Berkenbrück

Die Erhebungen zur Holzkäferfauna (xylobionte Käfer) wurden in den Jahren 2021 bis 2023 auf insgesamt 15 Untersuchungsstandorten, zehn im Raum Treuenbrietzen und fünf im Raum Jüterbog, durchgeführt. Die Untersuchungsflächen umfassen vollständig geräumte Waldbrandflächen, Flächen ohne und mit teilweiser Entnahme der abgestorbenen Bäume sowie nicht von Waldbränden betroffene Referenzflächen. Die jährliche Erfassung der Holzkäfer erfolgte durchgehend von Mitte April bis Ende August/Anfang September. Im Jahr 2021 konnten die Untersuchungen an allen Standorten kontinuierlich durchgeführt werden. Im Jahr 2022 war aufgrund eines erneuten Brandes im Raum Treuenbrietzen eine Beprobung auf sieben Untersuchungsflächen nur bis Anfang Juni möglich. Im Folgejahr 2023 konnten in den im Vorjahr abgebrannten Gebieten nur zwei von ursprünglich sieben Untersuchungsflächen weiter untersucht werden. Die Erfassung der Holzkäferfauna erfolgte im Wesentlichen mit Flugfallen, mit denen die Aktivitätsdichte der flugaktiven Käfer erfasst wurde. Auf jeder Untersuchungsfläche wurde an zwei Hauptprobekreisen (VIPs) je eine Flugfalle aufgestellt. Um ein möglichst vollständiges Artenspektrum zu erfassen, wurden pro Untersuchungsstandort zwei verschiedene Fallentypen eingesetzt. Zum einen wurden Kreuzfensterfallen mit zwei kreuzweise angeordneten Plexiglasscheiben eingesetzt. Die Kreuzfensterfallen wurden jeweils direkt an Stämmen stehender, abgestorbener Kiefern in einer Höhe (Oberkante) von 3,5 m angebracht (vgl. Abb. 5.7-3a).



Abb. 5.7-3: Fallensysteme a) Kreuzfensterfalle und b) Trichterfalle (Fotos: H. Hartong)

Zum anderen wurden als zweiter Fallentyp Trichterfallen (Lindgren Funnel Trap, LINDGREN 1983) eingesetzt, die bisher kaum für Holzkäferuntersuchungen verwendet wurden. Die Trichterfallen mit jeweils elf übereinander angeordneten Trichtern wurden ebenfalls zwischen zwei abgestorbenen Kiefern in ca. 3,5 m Höhe (Oberkante) an einem Seil befestigt (vgl. Abb. 5.7-3b). Auf den vollständig geräumten Flächen sind die Fallen jeweils in gleicher Höhe an Holzpfählen befestigt worden. Zur Erfassung der Baumkronenfauna wurde in den Gebieten Treuenbrietzen und Jüterbog jeweils eine Trichterfalle in einer Baumkrone installiert. In Treuenbrietzen konnte diese Untersuchung nur im Jahr 2021 durchgeführt werden, da ab dem Jahr 2022 keine geeigneten stehenden Kiefern mehr zur Verfügung standen. In Jüterbog wurde in allen drei Untersuchungsjahren eine Kronenerfassung durchgeführt. Als Fangflüssigkeit wurde für beide Fallentypen gesättigte Kochsalzlösung mit etwas Spülmittel als Detergenz verwendet.

Die Leerung der Fallen erfolgte im Abstand von ca. drei Wochen. Zur Vervollständigung des Gesamtartenspektrums wurden ergänzend zu den Fallenfängen auch Handfänge durchgeführt. Dabei wurden Totholzstrukturen und blühende Bestände nach Käfern abgesucht und Gesiebe angefertigt. Zusätzlich wurden für die Jahre 2021 und 2022 die Käfer-Beifänge aus den Lichtfallenfängen zur Erfassung der Nachtfalterfauna ausgewertet. Die gefangenen Holzkäfer wurden mit Ausnahme der Familie der Kurzflügelkäfer (Staphylinidae) vollständig auf Artniveau bestimmt (Bearbeiter: Heinrich Hartong und Jens Esser).

## 5.7.5 Spinnen

Klaus Birkhofer<sup>1</sup>, Fredrik Arvidsson<sup>1</sup>, Benjamin Schnerch<sup>1</sup>, El Aziz Djoudi<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Fachgebiet Ökologie, 03046 Cottbus

Insgesamt wurden 15 Untersuchungsstandorte entlang eines waldbaulichen Gradienten auf Spinnen beprobt, wobei an jeder Fläche sechs Parzellen zufällig ausgewählt wurden (zehn US im Gebiet Treuenbrietzen und fünf US im Gebiet Jüterbog). In jedem Gebiet wurde auch eine unverbrannte Kontrollfläche beprobt. Es wurde ein gepaartes Design mit zwei standardisierten Probenahmeverfahren (Emergenzzelte und Bodenfallen) im Abstand von zwei Metern auf jeder Fläche etabliert (Abb. 5.7-4a). Die Emergenzzelte haben eine Grundfläche von 60 cm × 60 cm und dienen zur Erfassung der Dichte aller aus dem Boden schlüpfenden Individuen (Abb. 5.7-4b). In jedem Emergenzzelt befinden sich eine Bodenfalle und eine obere Auffangflasche, um sowohl fliegende als auch nicht fliegende Arthropoden zu sammeln, die aus dem Boden schlüpfen. Außerhalb der Zelte wurden ebenfalls Bodenfallen eingesetzt, um die lokale Aktivitätsdichte bodenlebender Arthropoden abzuschätzen (Abb. 5.7-4c). Die Bodenfallen bestanden aus in den Boden eingelassenen Plastiktrichtern (Durchmesser 14 cm), die auf einer in den Boden eingelassenen Plastikflasche mit einer 50-%igen Ethylenglykollösung montiert waren. Ein transparentes/weißes Dach (25 cm × 25 cm) über den Fallen bot Schutz vor Regen. Ein ganzes Jahr lang (von März 2021 bis April 2022) wurden im Untersuchungsgebiet Spinnenproben gesammelt. Alle Spinnen wurden sortiert, in 70 % Ethanol überführt und auf Artniveau bestimmt (nur adulte Tiere).

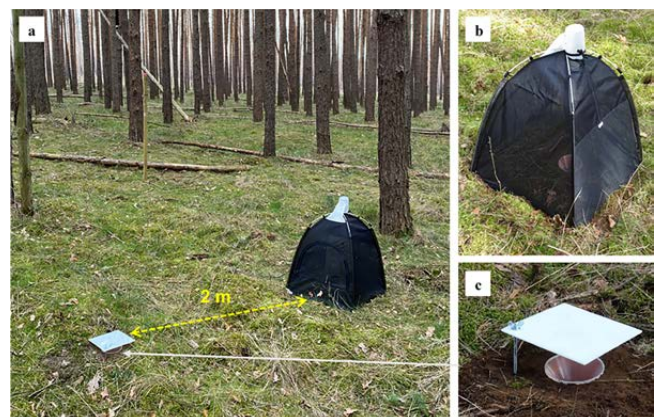


Abb. 5.7-4: Die zwei etablierten Fallensysteme a) im Abstand von zwei Metern auf jeder Parzelle mit je einem b) Emergenzzelt und einer c) Bodenfalle (Fotos: E. A. Djoudi).

## 5.8 Methoden der Fernerkundung (ohne Oberflächentemperaturen)

Marie-Therese Schmehl<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Hydrologie und Klimatologie, Institut für Umweltwissenschaften und Geographie, Universität Potsdam, Karl-Liebknecht-Str. 24-25, 14476 Potsdam

Die im Gelände auf den Untersuchungsstandorten erhobenen Daten wurden durch fernerkundliche Analysen ergänzt, um Entwicklungen zwischen den Plots abschätzen zu können. Ziele waren

- die flächendeckende Bestimmung der Brandschwere, die unter anderem zur Ausweisung der Untersuchungsstandorte genutzt wurde
- die Zustandserhebung der Baumbestände nach dem Feuer und
- die Dokumentation der Entwicklung der Baumbestände und der Bodenvegetation.

Dabei wurden sowohl Satellitenaufnahmen als auch Befliegungen durch Drohnen (UAV – *unmanned aerial vehicle*) genutzt. Die Methodenbeschreibung ist im Wesentlichen nach dem verwendeten Bildmaterial gegliedert, die Ergebnisse werden jedoch in den jeweils thematisch dazu gehörenden Kapiteln vorgestellt (vgl. 6.4.4). Da die angewandten fernerkundlichen Methoden Gegenstand aktueller Forschung sind, werden im Folgenden auch Ergebnisse aus der Methodenanwendung vorgestellt, die sich im Wesentlichen auf „lessons learnt“ beziehen. Kap. 5.5.4 stellt zusätzlich einen Vergleich zu unterschiedlichen Methoden der Totholzerfassung vor.

### 5.8.1 Brandschwere aus Satellitenaufnahmen

Die Brandschwere wurde für die kompletten Brandflächen beider Untersuchungsgebiete mit dem *difference Normalized Burn Ratio* Index (dNBR, KEY UND BENSON 2005) bestimmt. Verwendet wurden multispektrale Satellitendaten (Sentinel2) mit einer räumlichen Auflösung von 10–20 m. In statistische Analysen zum Flächenvergleich geht der gerundete Mittelwert dieses Indexes ein.

Aufgrund der begrenzten räumlichen Aussagekraft auf Plotebene wurden speziell für die Untersuchungsstandorte zwei weitere Indizes verwendet, die nur Bänder mit einer räumlichen Auflösung von 10 m verwenden: der NIR/Green Ratio in Jüterbog (DAUGHTRY et al. 2000) und der MCARI1 (HABOUDANE et al. 2004) in Treuenbrietzen. Die Indizes berücksichtigen nur den Zustand nach dem Brand, da davon ausgegangen werden kann, dass auf den Untersuchungsflächen vor dem Brand ein vitaler Forst stand. Anhand visueller Bildinterpretation erfolgte eine Einteilung in drei Feuertyp-Klassen: unverbrannte Flächen (2), Bereiche mit Bodenfeuer (1) und Bereiche mit Kronenfeuer (0). Die Schwellwerte wurden auf 1,9 und 3 für den NIR/Green Ratio und auf 0,035 und 0,185 für den MCARI1 gesetzt. Für jeden Plot wurde entsprechend des Flächenanteils eines Pixels der gerundete Mittelwert berechnet. Innerhalb des 10 m-Radius enthält jeder Plot die Information aus 2–4 Pixeln, bei Verwendung einer Fläche von 0,1 ha (17,84 m Radius) aus 8–12 Pixeln.

## 5.8.2 Habitattypenklassifikation aus Satellitenaufnahmen

### 5.8.2.1 Methode

Die initiale Vegetationsentwicklung zwischen 2018 und 2021 wurde auf beiden Untersuchungsgebieten durch multitemporale Sentinel-2A-Satellitenaufnahmen und Vegetationsaufnahmen untersucht (SCHÖNBERG 2022). Dabei wurde der neue Klassifikationsansatz ‚HabitatSampler‘ (HaSa 1.3.0; NEUMANN 2020) erprobt, da er im Gegensatz zum klassischen Random Forest Ansatz nur ein repräsentatives Spektrum jeder Klasse benötigt. Um den Erfolg des neuen Ansatzes einzuschätzen, wurde zum Vergleich ein klassischer RandomForest-Ansatz für das Jahr 2020 verwendet, da hier umfassende Referenzdaten aus der Botanik vorlagen (vgl. Kap. 6.4).

### 5.8.2.2 Erkenntnisse und Empfehlungen

Insgesamt erzielte der RandomForest-Ansatz gegenüber dem HabitatSampler höhere Genauigkeiten in der Klassifikation der Vegetation, wobei die Gesamtgenauigkeiten eher gering sind (Gesamtgenauigkeit OA 28–60 %). Dabei waren als Habitats die ruderalen Pionierfluren (meist *Conyza canadensis*) dominant vertreten, während der HabitatSampler auch seltener kartierte Biotoptypen wie Moosbestände in größeren Teilen erfassen konnte. In Abb. 5.8-1 sind beide Klassifikationsergebnisse für TB gegenübergestellt. Eine vollständige Übersicht der Ergebnisse findet sich in SCHÖNBERG 2022.

Die RandomForest-Klassifikation ist dabei stark von der Vegetationskartierung abhängig. Das machte sie fehleranfällig und führte zu einer Überschätzung häufig kartierter Biotoptypen, da diese in den Trainingsdaten überproportional stark vertreten sind. Der HabitatSampler hingegen nimmt die Schätzung ausgehend von nur einem vorgegebenen Trainingsspektrum vor, was ihn relativ robust gegenüber der Überschätzung großer Klassen macht. Außerdem kann dem HabitatSampler eine subjektive Einschätzung beigegeben werden. Darum wird er, trotz der teilweise geringeren Gütemaße, als effektiver bewertet, um kleinflächige und spektral sehr ähnliche Biotoptypen zu detektieren. Das ist besonders erfolgsversprechend und zuverlässig bei entsprechender Fach- und Gebietskenntnis des Anwenders, die eine aufwändige Erhebung von Trainingsdaten im Gelände ggf. ganz überflüssig macht bzw. eine einfache Übertragung zwischen verschiedenen Zeiträumen ermöglicht.

Trotz der eher geringen Gesamtgenauigkeit wurden die Ergebnisse insgesamt als positiv bewertet da viele im Gelände beobachtete Habitatstrukturen gut erkannt wurden. Die Anwendung des HabitatSamplers kann dabei vor allem für interne längerfristige Anwendung durch Personen, die das entsprechende Untersuchungsgebiet inklusive der charakteristischen Vegetationsbestände gut kennen, empfohlen werden.



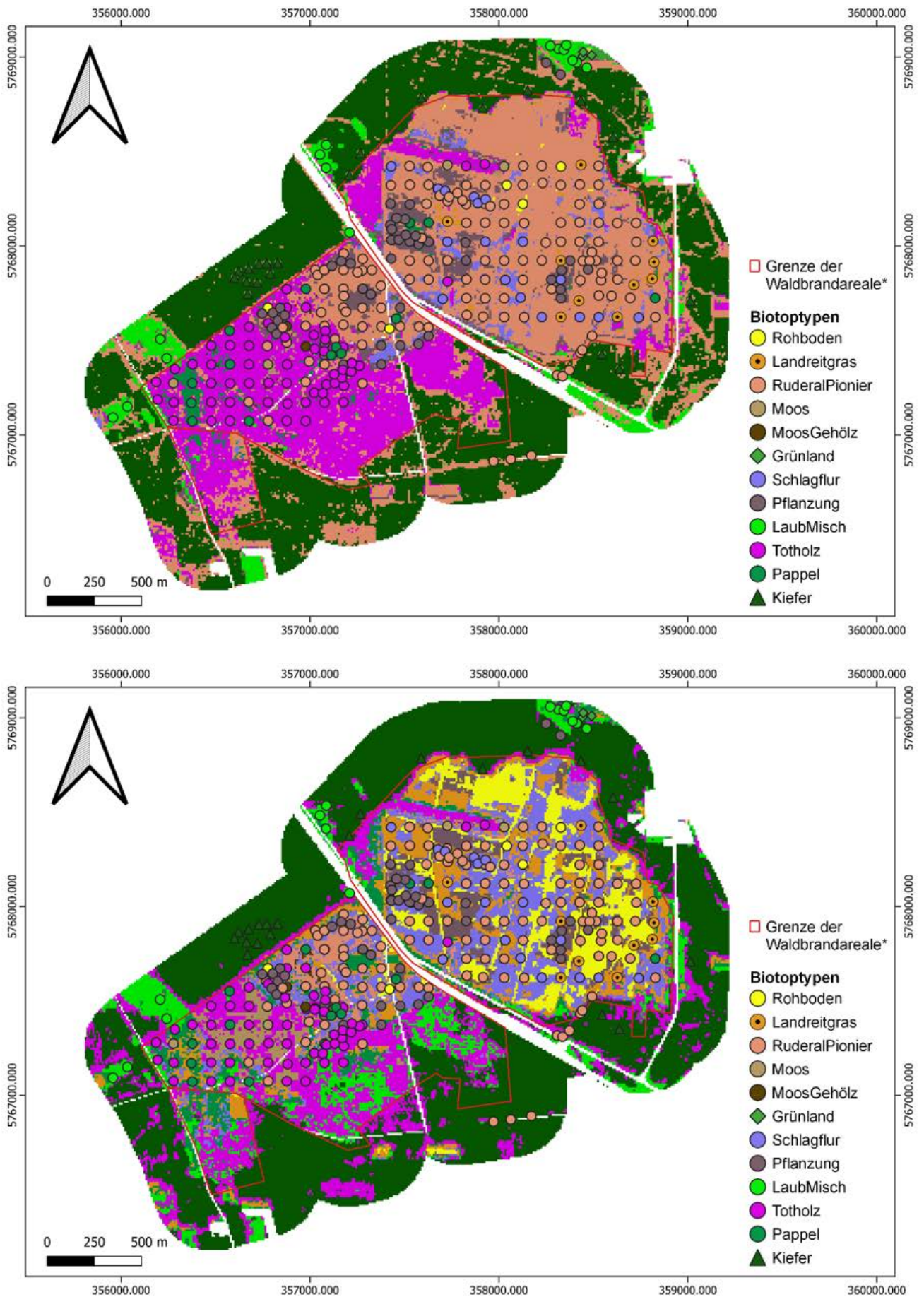


Abb. 5.8-1: Ergebniskarten RandomForest (oben) bzw. der HaSa-Klassifikation (unten) für Treuenbrietzen 2020. Die in der Legende dargestellten Zeichen markieren die (Trainings-) und Validierungspunkte. Die räumliche Farbgebung entspricht den Referenzpunkten. \*Quelle: HNEE.

### 5.8.3 Totholzklassifikation aus Drohnenaufnahmen

Für die Totholzklassifikation wurden Fernerkundungsdaten mit einer Auflösung im cm-Bereich zu einem bestimmten Zeitpunkt im Jahr benötigt. Daher wurden für das Projekt auf den südlichen Treuenbrietzener Flächen regulär Drohnenaufnahmen durchgeführt. Da insbesondere die Klassifikation von Totholz Gegenstand aktueller Forschung ist, sollen sowohl die Datengrundlage als auch die Klassifikationsmethode und ihr Verbesserungspotential detaillierter vorgestellt werden. Die Prozesskette hierfür wird in den folgenden zwei Abschnitten detailliert beschrieben und ist in Abb. 5.8-2 veranschaulicht. Die Erkenntnisse aus dem Transfer dieser Prozesskette werden anschließend zusammenfassend erläutert.

#### 5.8.3.1 Datenaufnahme und -prozessierung

Jährlich, jeweils Ende Mai oder Anfang Juni), erfolgte eine Befliegung, die die komplette Brandfläche südlich der Bundesstraße abdeckt (ca. 80 ha, beinhaltet US B – F). Geflogen wurde mit einer DJI Mavic Pro, i. d. R. auf 120 m Höhe über dem Boden, mit dem Fokus der Kamera im Nadir und einer Überlappung der Bilder je nach Bestandsdichte zwischen 75–95 %. Um möglichst einheitliche Beleuchtungsverhältnisse zu haben, wurde versucht entweder bei vollständiger oder nicht vorhandener Bedeckung durch Wolken zu fliegen. Für einen Vergleich zu anderen Erfassungsmethoden des Totholzes (vgl. Kap. 5.5.4) erfolgte zusätzlich eine einmalige Befliegung des US V mit den gleichen Flugparametern wie auf den regulären Flächen, jedoch vor Beginn der Vegetationsperiode (29.3.2023). Ground Control Punkte (GCP) für TB wurden im Januar 2023 von rund 90 markanten Punkten im Gelände, wie Zaunpfählen, besonders exponierten Bäumen und den noch vorhandenen Plotmittelpunkten mit einem dGPS aufgenommen. Auf V wurden acht GCP an in der Fläche ausgelegten Markern direkt vor der Befliegung aufgenommen.

Die ca. 1600–2000 **RGB-Bilder** einer Befliegung wurden über das "Structure from Motion" Verfahren (SfM) zu einem einzigen großen Bild, einem **Orthomosaik**, zusammengefügt (mosaikiert). Verwendet wurde hierfür die Software Agisoft Metashape Professional Version 1.8. Die Software sucht dabei Punkte an Objekten, die in mindestens zwei sich überlappenden Bildern vorkommen und erstellt daraus eine 3D-Punktwolke der abgebildeten Oberfläche. Aus diesen Punkten wird ein digitales Oberflächenmodell erstellt, das wiederum Grundlage für das Zusammensetzen der einzelnen Bilder ist. Die angewandte Prozesskette basiert auf einer Anleitung des United States Geological Services (USGS 2017) und wurde für die Aufnahmen auf den Treuenbrietzener Flächen angepasst. In diesem Verfahren wurden je Orthomosaik 12–17 der GCP zur genaueren Georeferenzierung verwendet. Neben dem RGB-Bild mit einer Bodenaufklärung von ca. 3 cm/px entstehen bei der Prozessierung auch ein ähnlich hochaufgelöstes Oberflächen- und Geländemodell, aus deren Differenz sich das **Baumhöhenmodell** ergibt.

#### 5.8.3.2 Random Forest basierter Klassifikationsalgorithmus

Die Ableitung von Baumanzahl, -position und -zustand und jeweiliger Kronenfläche erfolgte über einen Random Forest basierten Klassifikationsalgorithmus. Random Forest ist ein in vielen Fernerkundungsanwendungen gut etablierter Klassifikator, der die Pixelwerte in einem Bild über eine Vielzahl von Entscheidungsbäumen analysiert, um Muster in den Daten zu erkennen und sie verschiedenen Klassen zuzuordnen.

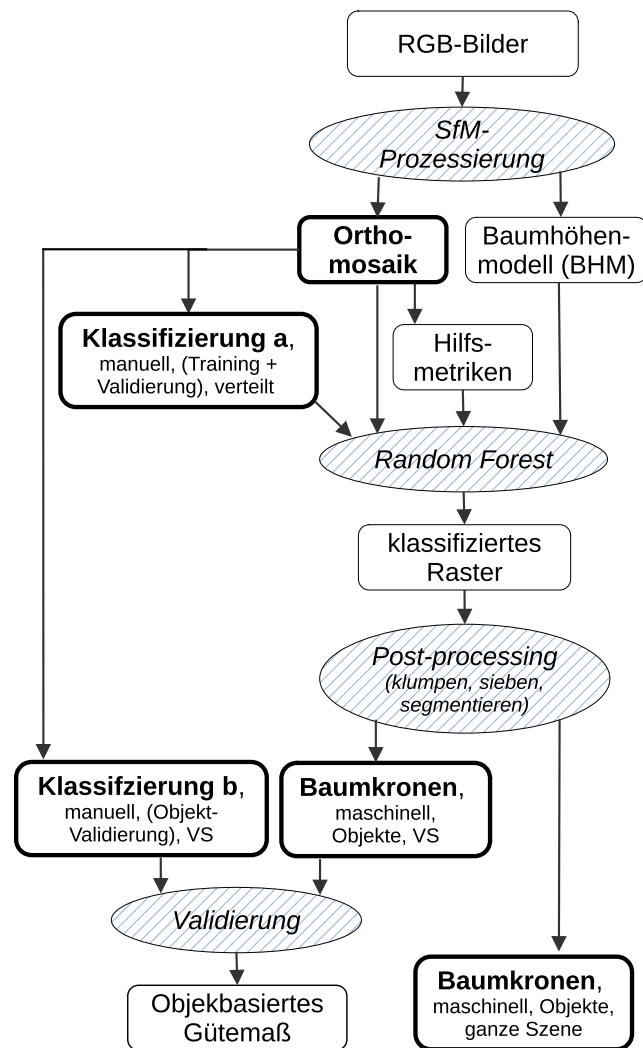


Abb. 5.8-2: Prozesskette zur Klassifikation von Baumbeständen in Drohnenaufnahmen

Soweit nicht anders vermerkt wurden alle Berechnungen mit der Software R (Version 4.3.1) und den Paketen *ranger*, *raster* und *terra* durchgeführt. Zur Validierung der Klassifikation wurden in der Treuenbrietzener Szene innerhalb von 14, vom Projekt-Beprobungsdesign unabhängig ausgewählten Testflächen (VS) und auf US V innerhalb der drei Hauptprobekreise alle im Bild sichtbaren Bäume manuell mit der Software QGIS (Version 3.28 „Firenze“) ausgewiesen. In der Prozesskette in Abb. 5.8-2 wird dieser Datensatz mit **Klassifizierung b** angegeben.

Um Informationen über die Umgebung eines Pixels und damit indirekt über die dargestellten Objekte in jedem Pixel zu erhalten, wurden unterschiedliche **Hilfsmetriken** über vier verschiedene Fenstergrößen berechnet (15, 45, 75 und 125 px Kantenlänge). Dazu gehören statistische Texturparameter (*glcm*), eine Hauptkomponentenanalyse (*synoptReg*) und eine einfache Reduktion der Bildauflösung (*terra*). Zur besseren Baum- und Vitalitätserkennung wurden außerdem ein **Baumhöhenmodell** (BHM) und der "Excess Greenness Index" ( $ExG = 2 * G - R - B$ ) berechnet. Aus diesen abgeleiteten Produkten wurden die Trainings- und internen Validierungsdaten für Random-Forest innerhalb einer manuellen **Klassifizierung a** extrahiert. Für die Treuenbrietzener Szene wurden dafür verteilt über das ganze Bild manuell 270 Polygone gesetzt und in sieben Klassen aufgeteilt (Zielklassen: toter und vitaler Baum sowie fünf Hintergrundklassen). Die Polygone umfassen eine Gesamtfläche von 776 m<sup>2</sup> (ca. 735.000 px), sind jedoch in sehr unterschiedlichen Flächenanteilen auf die sieben Klassen verteilt. Für den Methodenvergleich auf US V wurde eine vereinfachte Polygonausweisung genutzt: außerhalb der VIP-Plots wurden in einem Transekt über das gesamte Bild alle eindeutig erkennbaren Baum-

kronennittelpunkte mit einem Punkt markiert und der Status „tot“ oder „vital“ zugewiesen, eine etwa ebenso große Anzahl Punkte in diesem Transekt auf sichtbarem Boden, bzw. Hintergrund verteilt und liegende Stämme durch Linien markiert. Die Pixelwerte für den Random Forest Klassifikator wurden in einem Radius von 50 cm um alle Punktelemente und innerhalb eines Puffers von 5 cm um alle Linienelemente extrahiert (ca. 290.000 px, 269 m<sup>2</sup>). Die Klasse „liegende Stämme“ ist zwar auch hier keine Zielgröße, die Unterteilung war dennoch notwendig, um die Hintergrundklasse eindeutig von den Zielklassen, vor allem den toten Bäumen, zu unterscheiden. Nach der Klassifikation des Gesamtbildes wurden sie der Klasse "Hintergrund" zugeordnet und in der Auswertung nicht weiter betrachtet. In den Abb. 5.8-3 und 5.8-4 sind die Orthomosaik beider Untersuchungsflächen zusammen mit der Lage der Trainingsdaten und den VS dargestellt.

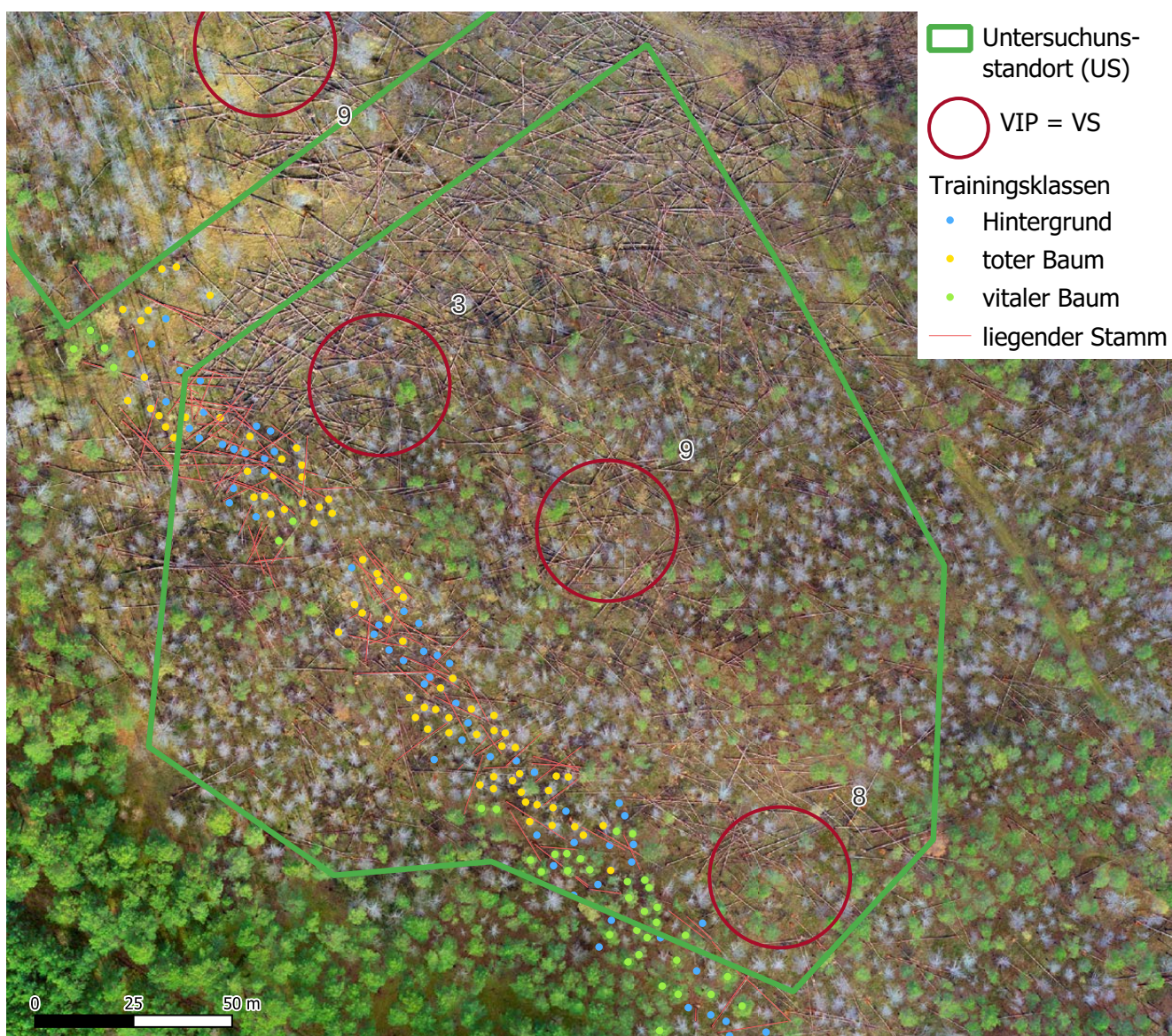


Abb. 5.8-3: Orthomosaik von US V mit Trainingsdaten (Klassifizierung a) und Validierungsflächen (VS = VIP mit je 0,1 ha Fläche)

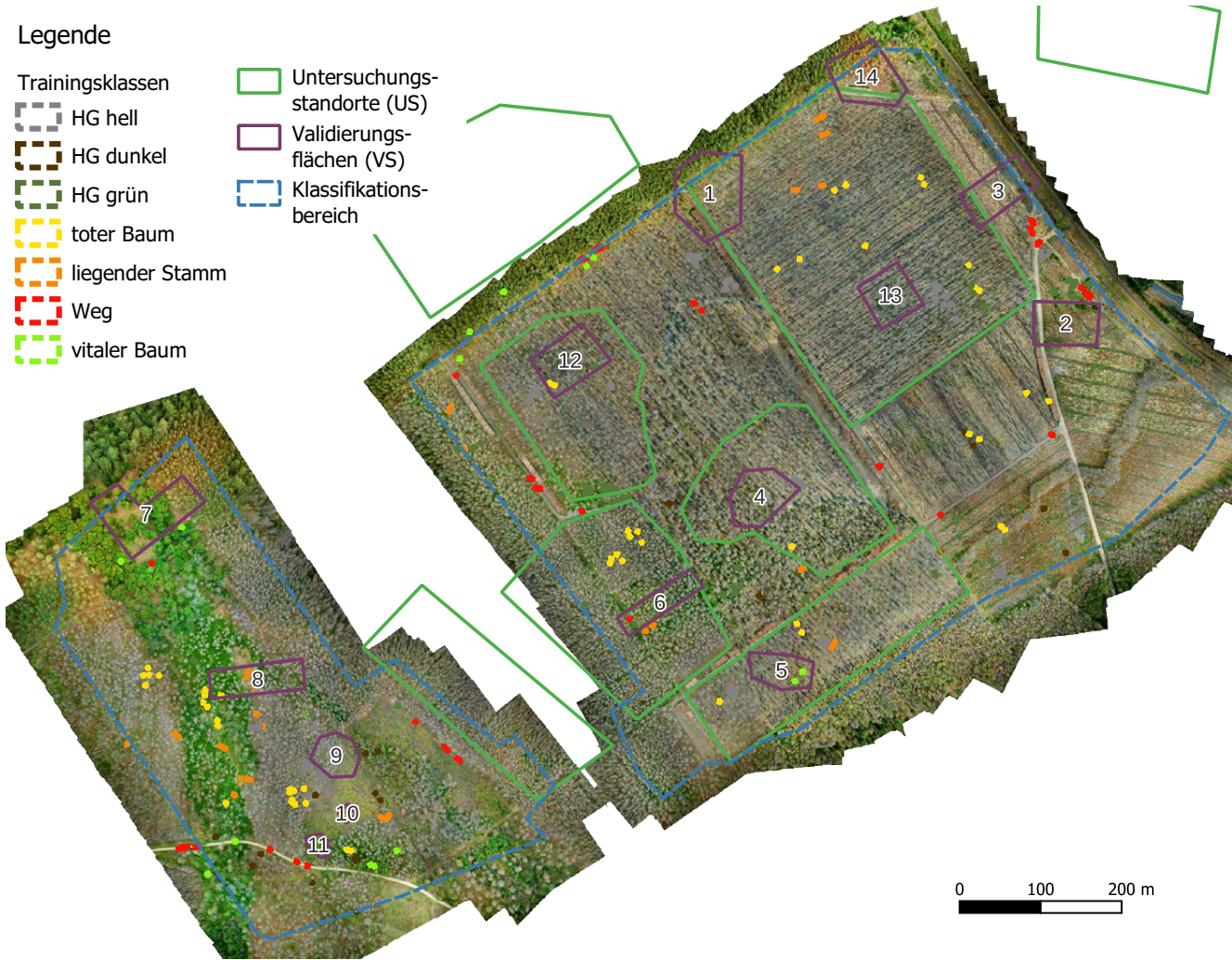


Abb. 5.8-4: Orthomosaik von TB mit Lage der Trainingsdaten (Klassifizierung a) und Validierungsflächen (VS, durchnummeriert)

Mit dem auf die Werte der Klassifizierung a trainierten Modell wurde das gesamte Orthomosaik pixelweise klassifiziert. Zur Ableitung der Zielparameter Baumanzahl und Kronenfläche je Zustandsklasse, wurde das **klassifizierte Rasterbild** in einem post-processing nochmals geglättet, gefiltert und segmentiert. Die resultierenden Segmente bilden die **Baumkronen** ab und wurden innerhalb der Validierungsflächen mit der manuell erstellten **Klassifizierung b** verglichen. Für beide Zielklassen wurde aus diesem Vergleich der F1-Score berechnet, der hier als **objektbasiertes Gütemaß** für die Genauigkeit der Klassifikation fungiert. Die Baumdichte ergibt sich dann aus der Anzahl Bäume je Fläche. Da auf TB das Orthomosaik für 2020 nicht alle US abdeckt, wurde auf diesen Flächen die Baumdichte der abgedeckten Teile auf die ganzen US hochgerechnet (betrifft B und K).

### 5.8.3.3 Modellergebnisse, -transfer und „Lessons learnt“

#### Bestandsdichten

Die Baumbestände wurden mit zwei verschiedenen Modellen flächendeckend für TB südlich der Bundesstraße für das Frühjahr 2020 (im Folgenden mit TB<sub>süd</sub> bezeichnet) und am Untersuchungsstandort (US) V im Frühjahr 2023 ermittelt.

Die ermittelten Bestandsdichten für V werden in Kap. 5.5.4 vorgestellt und näher erläutert. Die Bestandsdichten auf TB<sub>süd</sub> werden aufgrund der geringen Modellgüte nur in einen Kontext mit manuellen Aufnahmen gesetzt und die Herausforderungen aufgezeigt. Die Bestandsdichten der teilweise geräumten US (C–F) liegen zwischen 223–310/ha und entsprechen in der Größe den manuellen Aufnahmen der Forstinventur zu einem vergleichbaren Zeitpunkt (190–333/ha im Herbst 2020). Diese Zahlen beziehen sich ausschließlich auf tote Bäume, da vitale Bäume zu diesem Zeitpunkt auf keiner der Flächen vorhanden waren. Lediglich auf US E waren im Frühjahr 2020 noch einige vitale Bäume zu erkennen, die spätestens im Frühjahr 2021 auch abgestorben waren. Ihr Anteil an der Gesamtbaumzahl ist vernachlässigbar. Auf den US B und K hingegen ermittelte die Forstinventur ein Jahr später eine etwa doppelt so hohe Dichte (~900/ha) wie der Klassifikator auf TB<sub>süd</sub> (~430/ha). Da aus den Drohnenaufnahmen ersichtlich ist, dass sich der Baumbestand in dieser Zeit nur unwesentlich geändert hat, sind die beiden Zeitpunkte vergleichbar. Die große Differenz liegt hier nicht an einer Falschklassifikation (der F1-Score auf betreffender VS beträgt 0,95), sondern an der Vegetationsstruktur (Abb. 5.8-5, links). Die Bäume stehen in diesem Bereich so dicht, dass davon

auszugehen ist, dass viele Baumkronen sich überschneiden und aus der Vogelperspektive nicht als einzelne Bäume zu erkennen sind. Auf Flächen, die eine zu erwartende Bestandsdichte von >500/ha haben, ist von einer Ermittlung konkreter Baumzahlen aus Fernerkundungsdaten daher abzuraten.

### Modell

Die für die Klassifikation beschriebene Prozesskette wurde für die Aufnahme auf US V optimiert und anschließend auf TB<sub>süd</sub> übertragen und die Auswahl der Prädiktoren angepasst. Die Trainingsdaten wurden mit unterschiedlichem Fokus für beide Szenen ausgewählt.

Auf V erzielte das Modell einen F1-Score von insgesamt 0,81 (0,82 für tote Bäume, 0,78 für vitale Bäume), auf TB<sub>süd</sub> fiel dieser mit 0,65 deutlich schlechter aus, wobei extreme Unterschiede in den einzelnen Regionen zu erkennen sind (F1-Score flächen- und zielklassenabhängig zwischen 0,1 und 0,95). Tote Bäume wurden in beiden Aufnahmen insgesamt besser erkannt als vitale. Die größte Herausforderung in der Erkennung stellten vereinzelt stehende, tote Bäume auf offenem Boden dar, die einen geringen Kontrast zum Hintergrund aufwiesen. Überwiegend befinden sie sich im nördlichen Teil auf TB<sub>süd</sub> und sind auch für den menschlichen Betrachter oft nur schwer im Bild zu erkennen. In besonders lichten Beständen, wie auf US E und F, wurde parallel dazu auch eine starke Fehlinterpretation von offenem Boden festgestellt (Abb. 5.8-5, rechts). Diese könnte durch einen Geometrie-bezogenen Filter im post-processing verringert werden. Vitale Bäume wurden auf beiden Untersuchungsstandorten häufig mit vitaler Bodenvegetation verwechselt, das heißt es gab viele falsch positive Fälle und damit eine Überklassifikation. Auf TB<sub>süd</sub> ist dies deutlich ausgeprägter als auf V, was zum Teil auf die Trainingsdaten zurückzuführen ist. Die Zielklasse „vitaler Baum“ enthält für TB<sub>süd</sub> auch Laubbäume, die krautiger Vegetation in Farbe und Struktur sehr ähnlich sind.

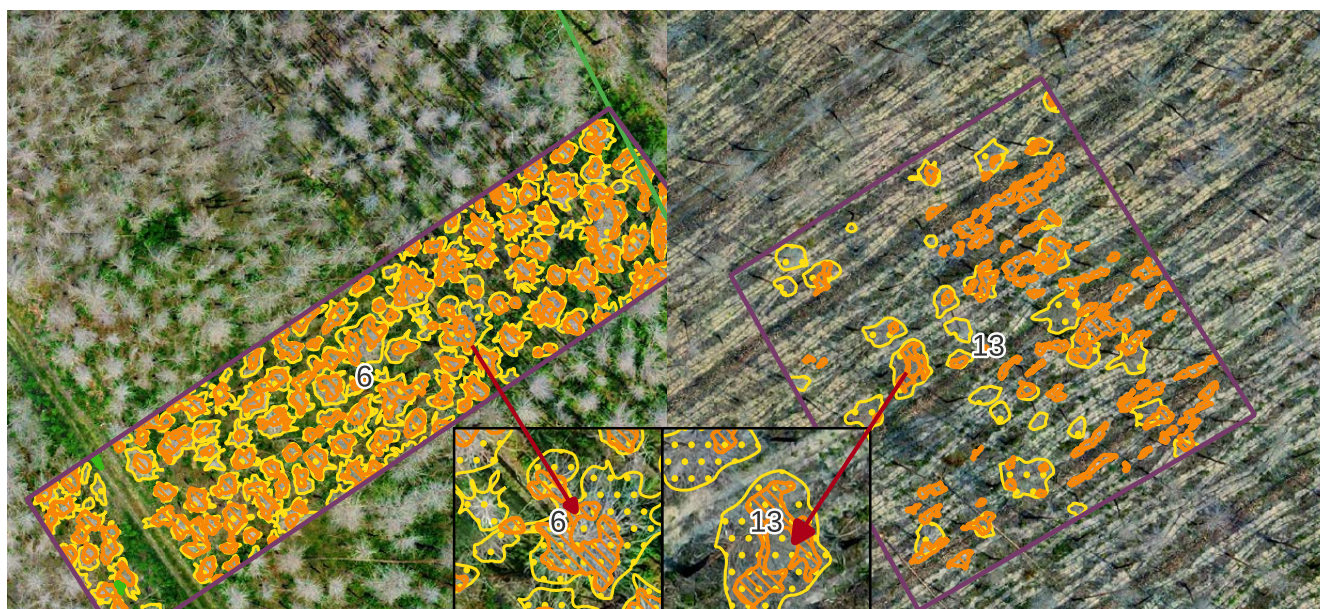


Abb. 5.8-5: Ausschnitte aus der Klassifikation (orange = tot, grün = vital) und der Validierung (gelb = tot) mit Vergleich zum Orthomosaik. Links: VS 6 mit besonders dichtem Bestand und guter Klassifikation (Precision = 0.98, Recall = 0.92). Der Bestand ist so dicht, dass sich einzelne Kronen überlappen. Rechts: VS 13 mit besonders lichtem Bestand und schlechter Klassifikation (Precision = 0.4, Recall = 0.61). Die hellen Kronen sind nur schwer vor dem ebenfalls hellen Hintergrund zu erkennen. Die vergrößerten Ausschnitte unten im Bild zeigen eine typische Fehlklassifikation in der Kronenmitte, bedingt durch einen unausgewogenen Trainingsdatensatz.

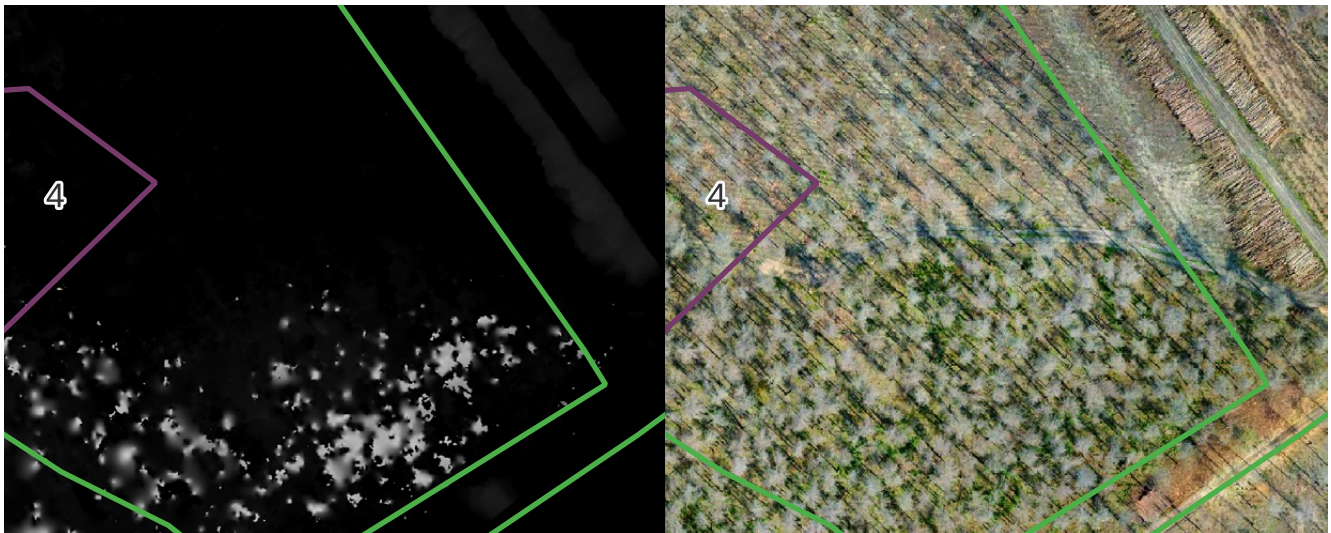


Abb. 5.8-6: Baumhöhenmodell (BHM, links) und RGB-Bild (rechts) auf US D

Um die Baumbestände mit einem RandomForest-Klassifikator aus optischen Daten ableiten zu können wird in der Regel ein BHM benötigt (ONISHI und ISE (2019), SAFANOVA et al. (2019), STOECKIGT 2020). Dieses erwies sich in allen Aufnahmen jedoch nur auf Teilen der Flächen als zuverlässig, wie beispielhaft in Abb. 5.8-6 dargestellt. Insbesondere tote Bäume mit entlaubter Krone in einem lichten Bestand konnten darin nicht erfasst werden. Es wurden daher verschiedene Prädiktorkombinationen und Trainingsdaten auf beiden Flächen ausprobiert. Der Methodenvergleich auf V diente dabei als Vorarbeit zur Modellentwicklung auf TB<sub>süd</sub>. In beiden Modellen kamen die wichtigsten Prädiktoren aus den Texturparametern aller vier Fenstergrößen. Ebenso sind die zweite Komponente der PCA und der ExG enthalten, aus den RGB-Kanälen wird i. d. R. nur der Blau-Kanal benötigt.

Das BHM erwies sich – trotz seiner stellenweisen Unzulänglichkeit – auf V als sinnvoll in der Verwendung, sowohl anhand der modellierten berechneten „variable.importance“, als auch an dem objektbasierten Gütemaß. Auf TB<sub>süd</sub> ist es hingegen regionsabhängig, ob das BHM mit einbezogen werden sollte oder nicht. Auf VS mit zuverlässigem BHM und einem hohen Anteil vitaler Bäume (ähnlich wie auf V) wird mit BHM eine höhere Güte erzielt, auf Flächen mit inkorrektem BHM und fast ausschließlich toten Bäumen fällt die Klassifikation ohne BHM dagegen besser aus. Dies erscheint auch logisch, da innerhalb der VS, die in US liegen im BHM kaum Bäume abgebildet sind, in den VS außerhalb der US das BHM jedoch gut mit dem RGB übereinstimmt.

Wichtiger noch als eine gute Prädiktorauswahl ist die Definition/Bestimmung der Trainingsdaten. Zu sehen ist das auf TB<sub>süd</sub> am Beispiel von häufig als „Weg“ klassifizierten Pixeln, die sich in der Mitte von toten Baumkronen befinden und in der Segmentierung als Loch in der Baumkrone zu erkennen sind (vergrößerte Ausschnitte in Abb. 5.8-5). Dieses Phänomen tritt ausschließlich auf TB<sub>süd</sub>, aber in allen Prädiktorkombinationen auf. Die Klasse „Weg“ ist in den Trainingsdaten am häufigsten vertreten (etwa 10 x mehr als „toter Baum“), da sie im Bild leicht zu identifizieren waren. Random Forest ist zwar robust gegenüber Ausreißern, schätzt Klassen aber entsprechend ihres Anteils in den Trainingsdaten ein, wodurch es hier zur Überschätzung einer an sich wenig vertretenen Klasse kam. Das Problem der verzerrten Daten ist in Random Forest Klassifikationen bekannt und wird häufig mit over sampling behoben (CHAWLA et al. 2002). Sinnvoller wäre es hier jedoch die für V entwickelte Methode zur Trainingsdatenauswahl zu verwenden, da sie einfach und schnell umzusetzen ist und dabei in der Größe und einfließenden Information flexibel.

### Schlussfolgerung und Ausblick

Die Optimierung des Modells auf V und der Transfer auf TB<sub>süd</sub> hat die verschiedenen Herausforderungen und Schwachstellen einer RandomForest basierten Klassifikation von stehendem Totholz in Drohnen Daten gezeigt. Entscheidend für eine erfolgreiche Klassifikation sind

- RGB-Bilddaten mit gleichmäßigen Belichtungsverhältnissen
- idealerweise ein zuverlässiges BHM
- ein ausgewogenes Klassenverhältnis in den Trainingsdaten
- ggf. aus dem RGB abgeleitete Hilfsmetriken, insbesondere Texturparameter.

Für ein akkurates Oberflächenmodell sollte mit größtmöglicher Überlappung (80–95 %) geflogen werden. Separat aufgenommene GCP sind nur für eine genaue Verortung der Baumpositionen notwendig und vor allem für Zeitreihen zu empfehlen. Bei einer einmaligen Aufnahme mit dem vorrangigen Ziel Strukturen und Bestandsdichten zu erfassen ist das in der Drohne integrierte GPS i. d. R. ausreichend.

Sind Teile der oben genannten Voraussetzungen nicht gegeben, können zusätzliche Prozessierungen, wie die Verwendung von Texturparametern und einfachen Indizes oder eine nachträgliche Filterung der Polygone helfen die Random Forest Klassifikation zu verbessern. Sollte auch damit kein zufriedenstellendes Ergebnis erzielt werden können, sollten andere Methoden ausprobiert werden. Der Stand der Forschung entwickelt sich in diesem Bereich beständig. Aktuell werden immer häufiger Deep Learning basierte Modelle zur Bilderkennung angewandt, die auf die alleinige Nutzung von RGB-Bildern spezialisiert sind. Zum Beispiel entwickelten SCHIEFER et al. (2023) ein Verfahren, das stehendes Totholz in einem RGB Orthomosaik per Instance Segmentation klassifiziert und anschließend für die Bestimmung des stehenden Totholzanteiles aus Satellitendaten nutzt. Auf der Datenplattform deadtrees.earth kann dies automatisiert durchgeführt werden. Die im Rahmen des PYROPHOB-Projektes entstanden UAV-Aufnahmen sind zur Unterstützung der Methodenentwicklung in dieses Projekt eingeflossen. Bei Redaktionsschluss lagen die Ergebnisse noch nicht vor, können aber etwa ab 2025 unter <https://deadtrees.earth/> abgerufen werden.

# 6. Kurzfristige Ökosystementwicklung nach Waldbrand bei unterschiedlichen Behandlungen

## 6.1 Einleitende Bemerkungen zu den erzielten Ergebnissen

Pierre L. Ibisch<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centre for Ecnics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

Waldbrände verändern Struktur, Zusammensetzung und Funktionstüchtigkeit von Ökosystemen. Sie bedeuten auf den betroffenen Flächen eine starke Störung und Degradation von Komponenten, aber auch einen Impuls für die nachfolgende Entwicklung des betroffenen Ökosystems.

Für die Beurteilung der Folgewirkungen der Brände – auch im Zusammenspiel mit den zum Teil rasch einsetzenden Management-Interventionen – war es eine zentrale Aufgabe des Projektes, die Situation und die Veränderungen über die Zeit zu dokumentieren. Dabei standen zunächst einzelne Ökosystemkomponenten im Zentrum der Untersuchungen, die letztlich die Grundlage für die weitergehende Analyse komplexerer Zusammenhänge darstellen.

Angesichts der Vielzahl der untersuchten Parameter bot PYROPHOB eine einmalige wissenschaftliche Chance. Die Ergebnisse der abiotischen und biotischen Komponenten erlauben sehr unterschiedliche Perspektiven auf die Waldbrände und die nachfolgende Ökosystementwicklung. Neben funktionellen Zusammenhängen und der Beschreibung der Veränderungsdynamik etlicher Parameter, die für das Management von Waldbrandflächen eine direkte Relevanz haben, ergaben sich auch vollkommen neuartige Ergebnisse zur Artenvielfalt derartiger Flächen. Sogar völlig neue Taxa wurden gefunden und beschrieben. Das sich ergebende Bild ist noch nicht vollständig. Die Untersuchungen waren so umfangreich und vielseitig, dass viele Ergebnisse auch noch über das Projektende hinaus dokumentiert und publiziert werden können.

## 6.2 Meso- und Mikroklima

Susanne Rönnefarth<sup>1</sup>, Pierre L. Ibisch<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centre for Ecnics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

Die physikalisch-ökologischen Eigenschaften von Waldflächen werden durch Feuer vielfältig verändert. Dies kann etwa mit erhöhter Sonneneinstrahlung nach dem Wegfall von beschattenden Strukturen wie Baumkronen oder Pflanzen der Strauch- und Krautschicht, mit dem Verlust von Wasserspeicherung und Verdunstung durch Pflanzen oder dem Verlust einer mehr oder weniger gegebenen Windruhe unter dem Kronendach zusammenhängen. Der Verlust von Wasser in der Vegetation und im Oberboden führt dazu, dass ein größerer Teil der hereinkommenden Energie in fühlbare Wärme umgewandelt wird. Die Schwärzung der verbrannten oder angesengten Oberflächen nimmt Einfluss auf die Absorption und Reflexion von Licht- bzw. Wärmestrahlung. Auch die forstliche Behandlung der vom Feuer geschädigten Waldflächen verändert deren Oberflächen und Strukturen und damit die Strahlungs- und Wasserrückhaltefähigkeiten. Gleiches gilt für die dynamische Veränderung der Vegetationsstruktur (u.a. Wiederergrünen und Erholung bzw. Entstehung von Kraut- und Strauchschicht, Umfallen von toten Bäumen). Die genannten Phänomene nehmen Einfluss auf das Mikroklima am kleinräumigen Standort. Je großflächiger die betroffenen Flächen sind, desto eher können auch mesoklimatische Veränderungen auf der Landschaftsebene beobachtbar werden. Umgekehrt wirkt das Landschaftsklima auch auf die Bedingungen an einzelnen Lokalitäten.

Die gemessenen Mikroklimadaten sowohl in Treuenbrietzen (TB) als auch in Jüterbog (JB) zeigen u.a. brandbedingte Veränderungen der Extreme, wie bereits z.B. von BLUMRÖDER et al. (2022) und WOLF et al. (2021) beschrieben. Diese sind nicht zuletzt für die Etablierung von Naturverjüngung und Unterwuchsvegetation als auch für etwaige Aussaaten oder Anpflanzungen sowohl biologisch-ökologisch als auch ökonomisch relevant.

### 6.2.1 Heiße Tage in den Untersuchungsgebieten

Susanne Rönnefarth<sup>1</sup>, Pierre L. Ibisch<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centre for Ecnics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

Der Deutsche Wetterdienst (DWD) definiert einen „heißen Tag“ als einen Tag, an dem das Maximum der Lufttemperatur unter den standardisierten Bedingungen mindestens 30,0 °C beträgt (DWD, 2024a). In Brandenburg gab es im Jahr 2021 durchschnittlich 9,19, im Jahr 2022 19,73 und im Jahr 2023 13,30 Tage, die gemäß dieser Definition als „heiße Tage“ gezählt wurden (DWD, 2024b).

In den beiden Untersuchungsgebieten war die Anzahl heißer Tage 3,1- (JB 2022) bis 4,7-Mal (TB 2021) höher als im Durchschnitt des Bundeslandes (vgl. Abb. 6.2-1). Zwar sind die Messdaten des Mikroklimas nur bedingt mit denjenigen der DWD-Wetterstationen vergleichbar, doch verdeutlichen sie den erheblich extremeren Charakter der Waldbrandflächen.

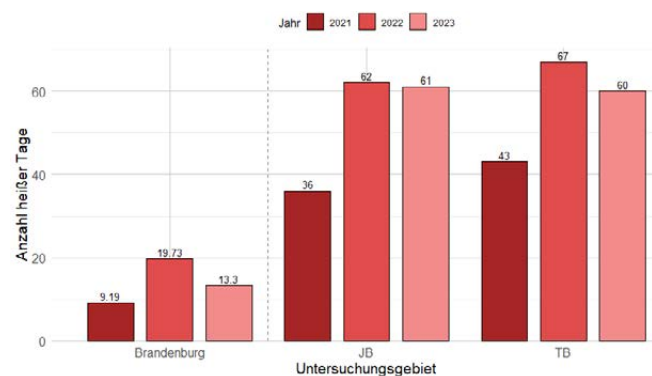


Abb. 6.2-1: Anzahl der heißen Tage ( $\geq 30^{\circ}\text{C}$ ) pro Jahr und Untersuchungsgebiet in den Jahren 2021 bis 2023. Die Balken zeigen die mittlere Anzahl heißer Tage für die Gebiete Jüterbog (JB) und Treuenbrietzen (TB) (jeweils in 1,3 m Höhe über Grund gemessen) sowie den durchschnittlichen Vergleichswert für Brandenburg (in 2 m Höhe gemessen). Die Werte basieren auf Messungen auf den verschiedenen Untersuchungsstandorten, wobei einige aufgrund fehlender oder fehlerhafter Daten von der Analyse ausgeschlossen wurden: US B im Jahr 2022, US C, D, E, F im Jahr 2023, US G in den Jahren 2022 und 2023 sowie US K im Jahr 2022. US L wurde komplett aus der Analyse entfernt. 2021 wurde erst ab dem 20. Mai Temperaturen gemessen. Es ist nicht auszuschließen, dass es vor diesem Zeitpunkt bereits heiße Tage gab.

Bei der Betrachtung der heißen Tage pro Untersuchungsstandort und Jahr (Abb. 6.2-2) fällt auf, dass - obwohl es auf Landesebene 2023 deutlich weniger heiße Tage gab als im Vorjahr (13,30 vs. 19,73) - dies auf den vollständig geräumten Flächen (H, I, J) nicht der Fall war. Erwartungsgemäß wurden auf den noch mit lebenden Kiefern bewachsenen Referenzflächen (G, Z) zwar mehr heiße Tage gemessen als auf Ebene des Bundeslandes, jedoch deutlich weniger als auf den verbrannten Flächen.

Abb. 6.2-3 zeigt die Verteilung der heißen ( $\geq 30^\circ\text{C}$ ) bzw. sehr heißen ( $\geq 35^\circ\text{C}$ ) Tage in beiden Untersuchungsgebieten über drei Jahre. Während es in den Jahren 2021 und 2022 in TB noch mehr heiße und sehr heiße Tage gab als in JB, kehrte sich dies 2023 um. Interessant ist auch die Entwicklung der Verteilung der sehr heißen Tage über die Zeit: Traten diese 2021 lediglich ab der zweiten Juni-Hälfte bis Ende Juli auf, gab es 2022 auch bis Mitte August und 2023 sogar bis Anfang September noch Tage, an denen der Mittelwert der täglich gemessenen Maximaltemperatur  $35^\circ\text{C}$  oder mehr betrug.

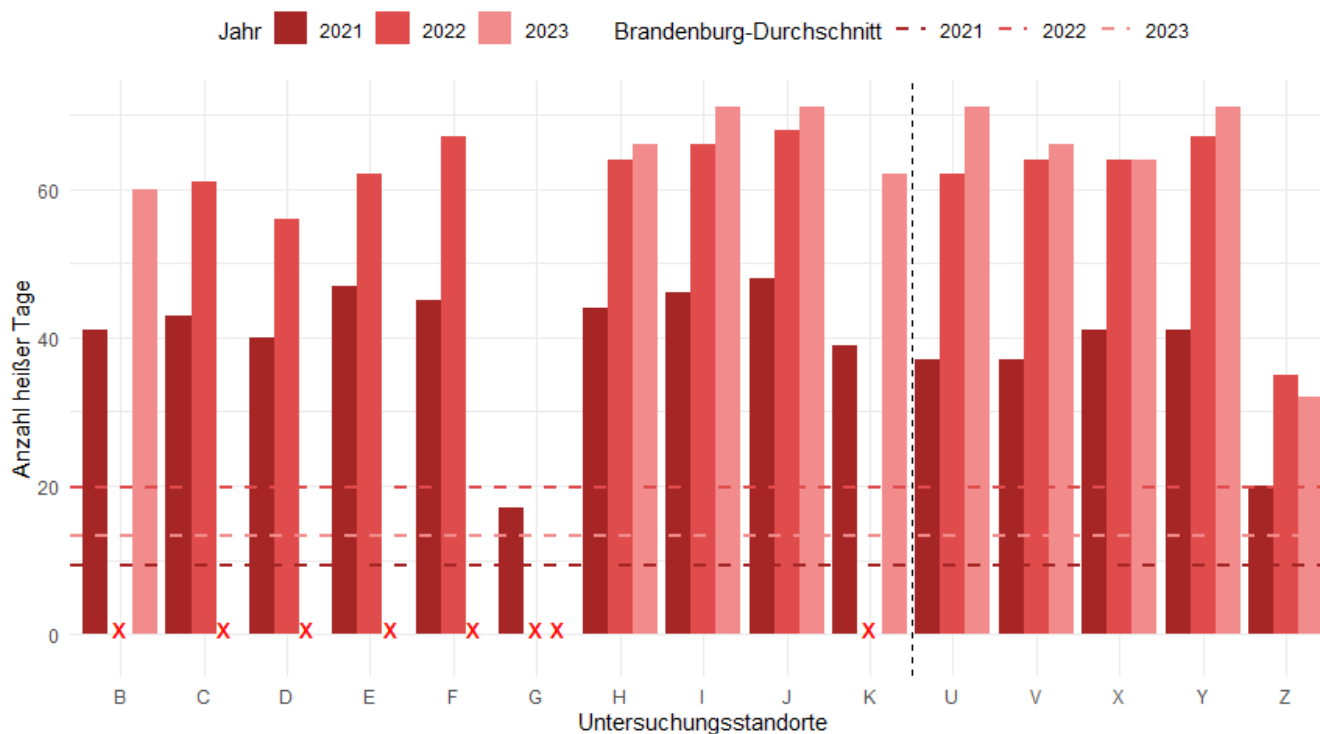


Abb. 6.2-2: Anzahl der heißen Tage ( $\geq 30^\circ\text{C}$ ) pro US und Jahr im Vergleich zum Durchschnitt in Brandenburg. Die Säulen zeigen die Anzahl der heißen Tage für die Jahre 2021, 2022 und 2023 in den verschiedenen Untersuchungsstandorten. Die gestrichelten horizontalen Linien repräsentieren den Durchschnitt der heißen Tage in Brandenburg für die jeweiligen Jahre. Rote „X“ markieren US und Jahre, in denen aufgrund von Datenlücken keine vollständige Analyse durchgeführt werden konnte (B 2022; C, D, E, F 2023; G 2022 und 2023; K 2022). Die vertikal gestrichelte Linie trennt die beiden Untersuchungsgebiete TB (links) und JB (rechts).



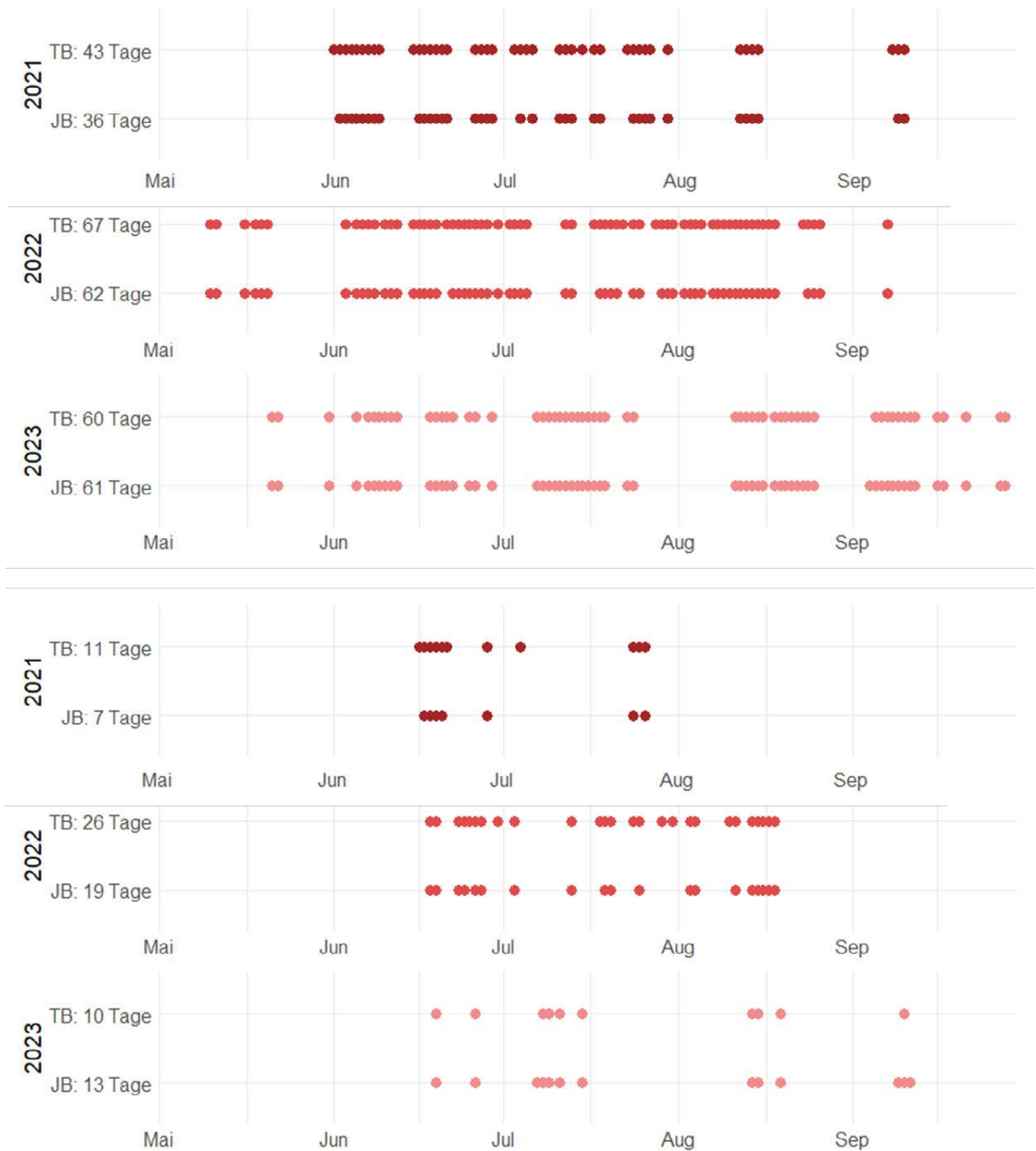


Abb. 6.2-3: Verteilung der heißen ( $\geq 30^\circ\text{C}$ ; Diagramm oben) und sehr heißen ( $\geq 35^\circ\text{C}$ ; Diagramm unten) Tage. Für diese Analyse wurde zunächst der Mittelwert der täglichen Maximaltemperatur aller Probekreise eines Untersuchungsstandortes gebildet. Im nächsten Schritt wurde der Mittelwert der täglichen Maximaltemperatur aller Untersuchungsstandorte eines Untersuchungsgebietes (TB oder JB) gebildet.

## 6.2.2 Landschaftstemperatur an heißen Tagen

Susanne Rönnefarth<sup>1</sup>, Yojana Adhikari<sup>1</sup>, Pierre L. Ibisch<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centre for Ecomics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

Abb. 6.2-4 zeigt die mit Fernerkundungsdaten (LST; *Land Surface Temperature*) bestimmte durchschnittliche Oberflächentemperatur der Untersuchungsgebiete und der Umgebung im Umkreis von zwei Kilometern an heißen Tagen ( $\geq 30^\circ\text{C}$ ) in den Jahren 2019 bis 2023. Die Daten beziehen sich auf insgesamt 14 Tage<sup>1</sup>. Es handelt sich wegen des Überfliegszeitpunktes um Aufnahmen zur Mittagszeit. Die höchsten Temperaturen werden erst nachmittags erreicht – dies bedeutet, dass die maximalen Oberflächentemperaturen systematisch unterschätzt werden.

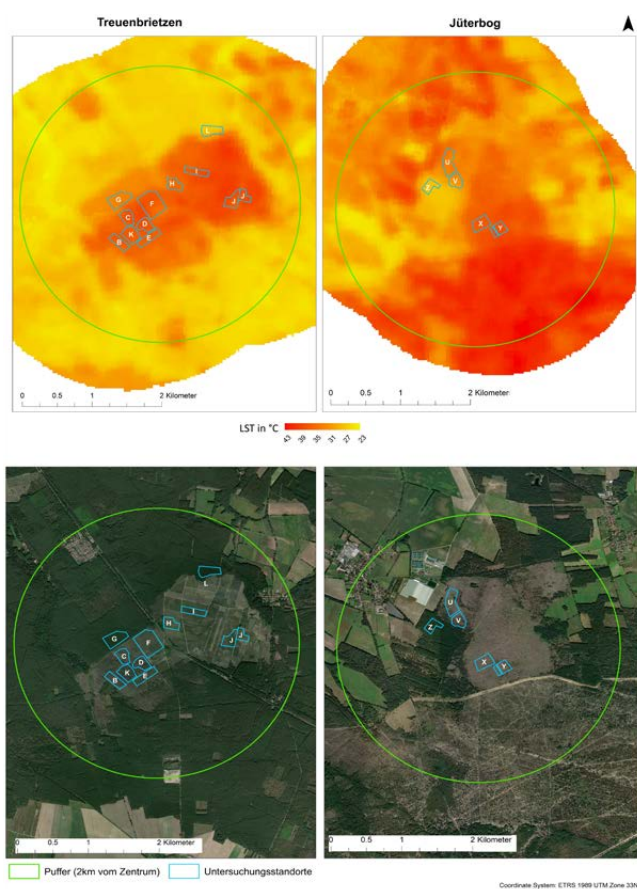


Abb. 6.2-4: Oberflächentemperatur (LST) an heißen Tagen an verschiedenen Standorten von TB (links) und JB (rechts) zwischen 2019 und 2023; basierend auf Landsat 8 und 9 als Pixelmittelwert heißer Tage ( $\geq 30^\circ\text{C}$ ) mit einer landschaftlichen Betrachtung (d. h. 2 km Puffer von den Mittelpunkten der Standorte in TB und JB).

Abb. 6.2-4 verdeutlicht, dass die Oberflächentemperaturen räumlich differenziert sind und von der Oberflächenbeschaffenheit abhängen. In TB stellt die Waldbrandfläche (2018 und 2022) den Wärmepol dar. Es ist gut zu erkennen, dass alle anderen US höhere Temperaturen als Referenzfläche G aufweisen. Der Grund ist, dass

<sup>1</sup> An folgenden Tagen wurden Temperaturen über  $30^\circ\text{C}$  gemessen: 24.06.2019, 26.07.2019, 09.05.2020, 14.09.2020, 31.07.2021, 15.05.2022, 24.06.2022, 03.08.2022, 11.08.2022, 26.05.2023, 03.06.2023, 11.06.2023, 14.08.2023, 07.09.2023. Die gewählte Methodik basiert auf ADHIKARI et al. (2024). Dort werden Buchenwaldökosysteme und ihre umgebenden Umweltbedingungen unter ähnlichen räumlichen Parametern analysiert.

hier bis zum zweiten Brand im Jahr 2022 vitale Kiefernbestände vorhanden waren; die im Vergleich zu den gelb erscheinenden nicht verbrannten Kiefernforstflächen höhere Temperatur ergibt sich durch die Situation an den heißen Tagen nach Juni 2022 (bis 2023). Abgesehen von Siedlungsflächen sind die vollständig geräumten Flächen um I und J der wärmste Bereich gewesen (I bis  $48,4^\circ\text{C}$ ; J bis  $49,4^\circ\text{C}$ , jeweils am 24.06.2022). Intakte Kiefernforste sind an heißen Tagen bis zu  $19^\circ\text{C}$  kühler als diese Kahlfläche (auf Referenzfläche G betrug die Oberflächentemperatur am gleichen Tag  $30,3^\circ\text{C}$ ).

Im Gegensatz zur Situation in TB wird in JB ersichtlich, dass die Umgebung, die außerhalb der Untersuchungsstandorte liegt, an heißen Tagen deutlich wärmer ist (die durchschnittliche Maximaltemperatur im Süd-Osten des Kartenausschnitts betrug über alle „heißen Tage“  $43,02^\circ\text{C}$ ). Grund hierfür sind die noch überwiegend geschlossenen Kiefernforste im näheren Umkreis der Untersuchungsstandorte in TB, während die Flächen in JB im Nord-Westen an agrarwirtschaftlich genutzte Offenlandflächen und im Süd-Osten an ebenfalls im Jahr 2019 abgebrannte Waldflächen des ehemaligen Truppenübungsplatzes grenzen. Es kann angenommen werden, dass die unterschiedlichen Oberflächentemperaturen der Umgebung auch Einfluss auf das Mikroklima auf den Untersuchungsstandorten haben (vgl. dazu auch GOHR et al. 2021).

## 6.2.3 Mikroklimatische Auswirkungen von Behandlungsvarianten

Susanne Rönnefarth<sup>1</sup>, Pierre L. Ibisch<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centre for Ecomics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

### Temperatur

Abb. 6.2-5 zeigt die Entwicklung der täglichen Maximaltemperatur für alle Behandlungsvarianten im Zeitraum vom 20. Mai bis zum 30. September der Jahre 2021 bis 2023. Dies entspricht in TB den Jahren drei, vier und fünf; in JB den Jahren zwei, drei und vier nach dem Feuer. Wie erwartet sind die vollständig geräumten Flächen am besten. Die Referenzflächen in beiden Gebieten sind am kühlest und zeigen insgesamt eine relativ stabile Temperaturentwicklung über die Vegetationsperiode. Über alle Behandlungsvarianten und Jahre hinweg wird deutlich, dass die Maximaltemperaturen im September 2023 in beiden Gebieten jeweils deutlich über den Werten der Vorjahre liegen. Laut dem Deutschen Wetterdienst (DWD) war der September 2023 der wärmste seit Messbeginn und lag deutschlandweit um  $3,9^\circ\text{C}$  über dem Durchschnitt der Septembermonate von 1961 bis 1990; in Brandenburg war der September sogar  $4,0^\circ\text{C}$  wärmer als das vieljährige Mittel (DWD, 2023).

Die beiden Untersuchungsgebiete lassen sich nur bezüglich der Flächen ohne forstliches Management und den Referenzflächen direkt vergleichen: Dabei zeigen die mikroklimatischen Messungen, dass die Flächen in JB, entsprechend den zuvor beschriebenen Umgebungstemperaturen, im Durchschnitt wärmer zu sein scheinen als in TB (Referenzflächen: JB  $25,7^\circ\text{C}$ ; TB  $24,8^\circ\text{C}$  = JB  $+0,9^\circ\text{C}$  wärmer; Flächen ohne forstliches Management: JB  $28,7^\circ\text{C}$ ; TB  $28,1^\circ\text{C}$  = JB  $+0,6^\circ\text{C}$  wärmer).

Die Referenzflächen sind in beiden UGs nicht nur deutlich kühler (JB  $-3,0^\circ\text{C}$ ; TB  $-3,3^\circ\text{C}$ ) als die Waldbrandflächen ohne forstliches Management, sondern weisen auch eine deutlich geringere Temperaturfluktuation als die vollständig oder teilweise geräumten Flächen auf. Diese geringere Fluktuation könnte auf die puffernde Wirkung der lebenden Pflanzen auf den Referenzflächen zurückzuführen sein, die Temperaturschwankungen besser abfedern und stabilisieren (z.B. durch verminderte Ein- und Ausstrahlung oder reduzierten

Luftaustausch). Eine Betrachtung der Standardabweichungen der Temperaturwerte stützt diese Beobachtung: Die Referenzflächen weisen eine geringere Standardabweichung auf ( $\sigma = 4,7\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) als die geräumten Flächen (teilweise geräumte Flächen:  $\sigma = 6,2\text{ }^{\circ}\text{C}$ ; vollständig geräumte Flächen:  $\sigma = 5,7\text{ }^{\circ}\text{C}$ ), was auf eine stabilere und weniger volatile Temperaturdynamik hinweist (vgl. dazu auch Abb. 6.2-6).

Gleichzeitig zeigt sich, dass die teilweise geräumten Flächen im Durchschnitt etwas kühler sind als die vollständig geräumten Flächen. Allerdings bleibt die Fluktuation der Temperaturen in beiden Fällen ähnlich hoch. Dies deutet darauf hin, dass die Temperaturpufferung auf diesen Flächen nicht nur von der Menge der verbleibenden Vegetation abhängt, sondern möglicherweise auch durch andere Faktoren beeinflusst wird, die in weiteren Analysen untersucht werden sollten.

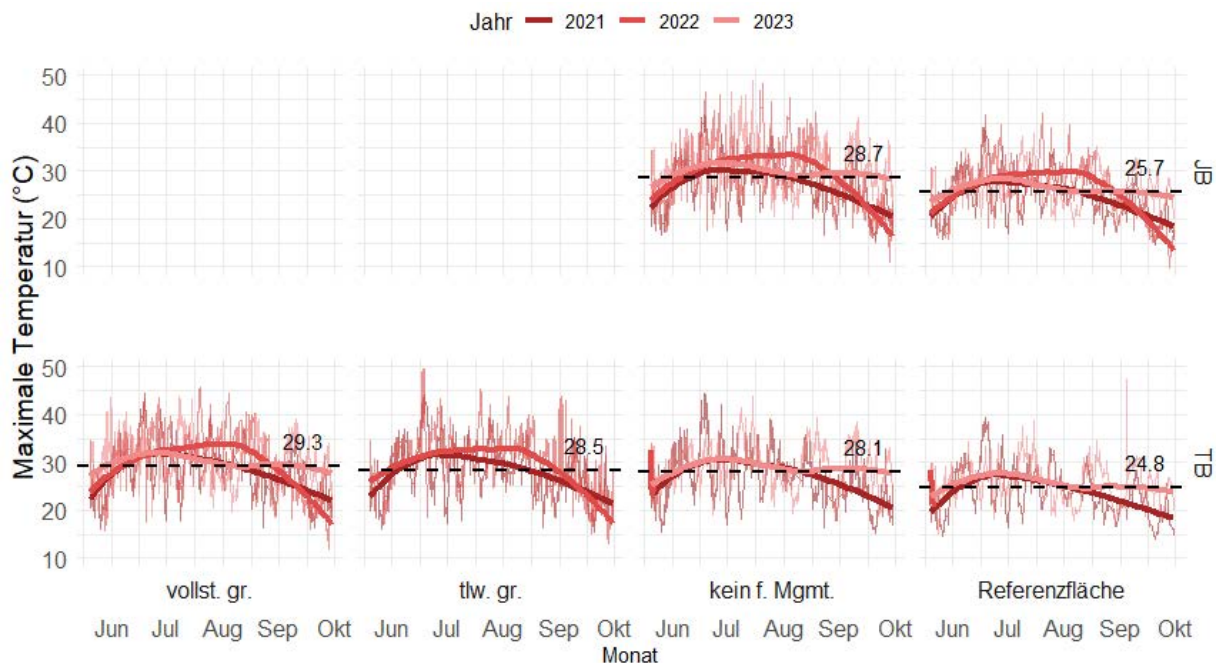


Abb. 6.2-5: Entwicklung der täglichen Maximaltemperatur in  $^{\circ}\text{C}$  in Jüterbog (JB) und Treuenbrietzen (TB) für die verschiedenen Behandlungsvarianten (vollständig geräumt, teilweise geräumt, kein forstliches Management, Referenzflächen) im Zeitraum von Mai bis September der Jahre 2021, 2022 und 2023. Die durchgezogenen Linien stellen die geglätteten Durchschnittswerte (LOESS - Locally estimated/weighted Scatterplot Smoothing) für jedes Jahr dar, während die gestrichelten Linien die mittleren Maximaltemperaturen über alle Jahre hinweg anzeigen.

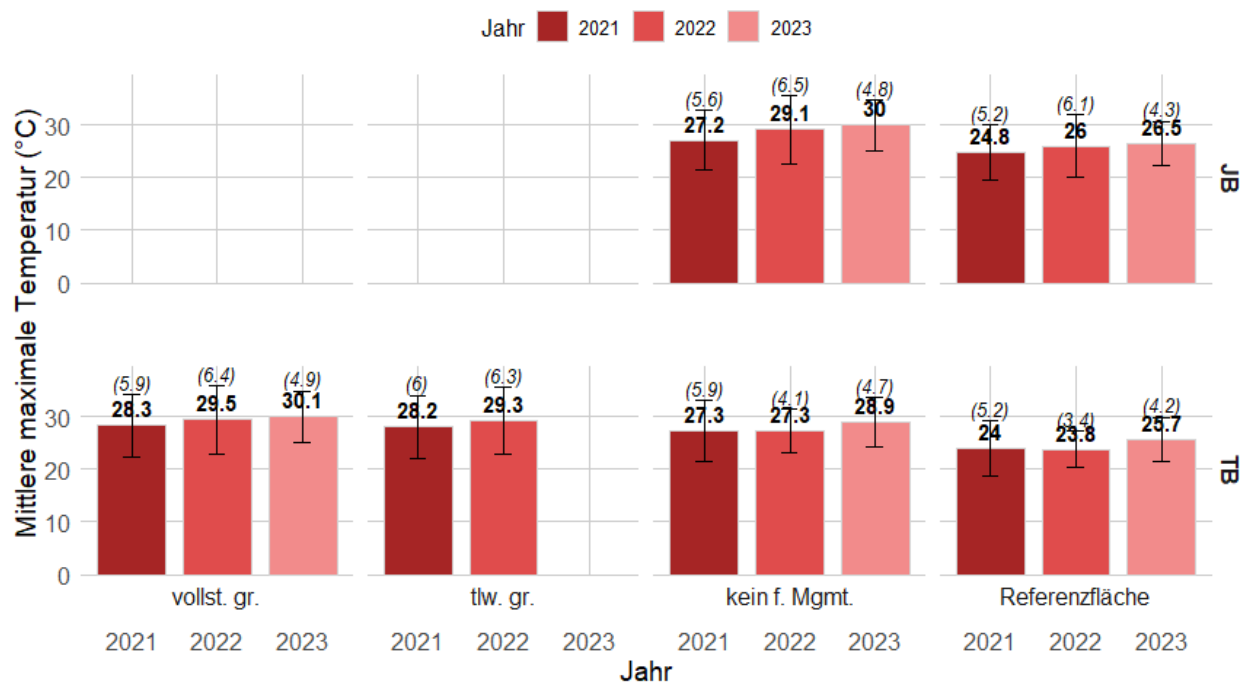


Abb. 6.2-6: Mittlere maximale Temperaturen in  $^{\circ}\text{C}$  in den Gebieten Jüterbog (JB) und Treuenbrietzen (TB) für verschiedene Behandlungsvarianten (vollständig geräumt, teilweise geräumt, Referenzfläche, kein forstliches Management) in den Jahren 2021, 2022 und 2023. Die Balken und die fettgedruckten Zahlen zeigen die mittleren Maximaltemperaturen für jedes Jahr zwischen dem 20.05. und 30.09. und jede Methode, die Fehlerbalken und die kursiven Zahlen repräsentieren die Standardabweichung der Mittelwerte.

Abb. 6.2-6 zeigt die mittlere Maximaltemperatur für den gleichen Zeitraum. Entsprechend der makroklimatischen Dynamik steigen auch auf den Untersuchungsstandorten die Temperaturen mit jedem Jahr an und sind in JB höher als in TB. Gemäß des Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Tests sind die Temperaturen in JB jedoch nur im Jahr 2023 signifikant höher als in TB ( $p < 0,05$ ). Dies entspricht der in Abb. 6.2-3 dargelegten Beobachtung der Trendumkehr der Anzahl der heißen und sehr heißen Tage. VAN BREUGEL et al. (2024) beschreiben die Rückkopplung zwischen Umweltbedingungen und Artenverfügbarkeit bzw. -leistung. Ungünstige Bedingungen wie höhere Temperaturen und geringere Feuchtigkeit in JB könnten zu einer schlechteren Leistung von Pionierarten wie der Aspe (*Populus tremula* L.) führen. In TB hingegen, wo die Bedingungen gemäßiger waren, könnte eine positive Rückkopplung aufgetreten sein, die die Vegetationsregeneration unterstützt hat (vgl. auch JOUY et al. in revision).

### Dampfdruckdefizit

Das Dampfdruckdefizit (DDD; im Englischen *Vapour Pressure Deficit* = VPD) beschreibt den Unterschied zwischen der Menge an Feuchtigkeit, die die Luft bei einer bestimmten Temperatur aufnehmen könnte, und der tatsächlichen Menge an Feuchtigkeit in der Luft. Wenn die Temperatur steigt, kann die Luft mehr Feuchtigkeit aufnehmen, und wenn die relative Luftfeuchtigkeit nicht entsprechend steigt, vergrößert sich das DDD. Ein hohes DDD führt zu einer Reduktion der stomatären Leitfähigkeit (in Abhängigkeit vom Öffnungsgrad der Spaltöffnungen) und der Photosyntheseleistung, während gleichzeitig der Wasserverlust der Pflanzen durch Transpiration erhöht wird.

Die weltweit steigenden Temperaturen im Zuge des Klimawandels haben zu einem exponentiellen Anstieg des DDD geführt, welches zunehmend als ein bedeutender Faktor für die Funktionsweise von Pflanzen in terrestrischen Biomen erkannt wird (GROSSIORD et al. 2020). So wurden beispielsweise längere Phasen mit hohem DDD als eine der Hauptursachen für das großflächige Absterben von Bäumen in Waldökosystemen identifiziert, eine positive Korrelation zwischen hohen DDD-Werten und der Häufigkeit von Waldbränden nachgewiesen und festgestellt, dass das DDD für Rückgänge in der landwirtschaftlichen Produktion verantwortlich ist (ebd.). Ein erhöhtes DDD führt auch zum schnelleren Absterben von Baumsetzlingen, was mittelfristig dazu führen könnte, dass Bäume sich nach Störungsereignissen – wie einem Waldbrand – nicht mehr verjüngen können (WILL et al. 2013).

Abb. 6.2-7 zeigt die Entwicklung des täglichen maximalen Dampfdruckdefizits in den beiden Untersuchungsgebieten Jüterbog (JB) und Treuenbrietzen (TB) für die verschiedenen Behandlungsvarianten über den Zeitraum vom 20. Mai bis 30. September der Jahre 2021 bis 2023. Die vollständig geräumten Flächen weisen die höchsten DDD-Werte auf, was auf eine geringere Luftfeuchtigkeit und eine erhöhte Trockenheit hinweist. Im Gegensatz dazu sind die DDD-Werte auf den Referenzflächen tendenziell nicht nur am niedrigsten, sondern fluktuieren auch am wenigsten. Dies weist auf relativ stabilere, feuchtere Bedingungen aufgrund des geschlossenen Bestandes hin.

Die über den Zeitraum geglätteten Durchschnittswerte (LOESS) zeigen, dass die DDD-Werte in beiden Gebieten in den Jahren 2021 und 2022 relativ stabil bleiben, während sie im Jahr 2023 in beiden Untersuchungsgebieten auch im September noch erhöht sind. Diese Beobachtung stimmt mit der erhöhten Anzahl an heißen und sehr heißen Tagen überein, die in Abb. 6.2-3 gezeigt wurde, sowie mit den erhöhten maximalen Temperaturen, die in Abb. 6.2-5 dargestellt sind.

Grundsätzlich ist die Fluktuation des DDD bei allen Behandlungsvarianten in den Monaten Juni bis August am größten. Auffällig ist, dass die Flächen ohne forstliches Management sich in TB und JB deutlich unterscheiden, da es in JB eine größere Amplitude gibt als in TB. Dies wird auch bei Betrachtung der durchschnittlichen Standardabweichung (Abb. 6.2-8) deutlich: In JB ist diese über alle Jahre verteilt auf den Flächen ohne forstliches Management mit  $\sigma = 1,3$  kPa gut ein Viertel höher als in TB mit  $\sigma = 1,03$  kPa.

Die Unterschiede in den DDD-Werten zwischen den Behandlungsvarianten spiegeln die thermischen Unterschiede wider, die in den Temperaturanalysen beobachtet wurden. Die geringeren DDD-Werte auf den Referenzflächen unterstreichen die puffernde Wirkung der unberührten Vegetation, die stabilere, feuchtere Bedingungen gewährleistet. Die höheren DDD-Werte auf den verbrannten Flächen zeigen hingegen die Auswirkungen der geringeren Vegetationsdichte, die dadurch auftretenden höheren Temperaturen u.a. durch die fehlende Transpiration und Wasserspeicherwirkung von Vegetation und Streuauflage zu trockeneren Bedingungen beiträgt.

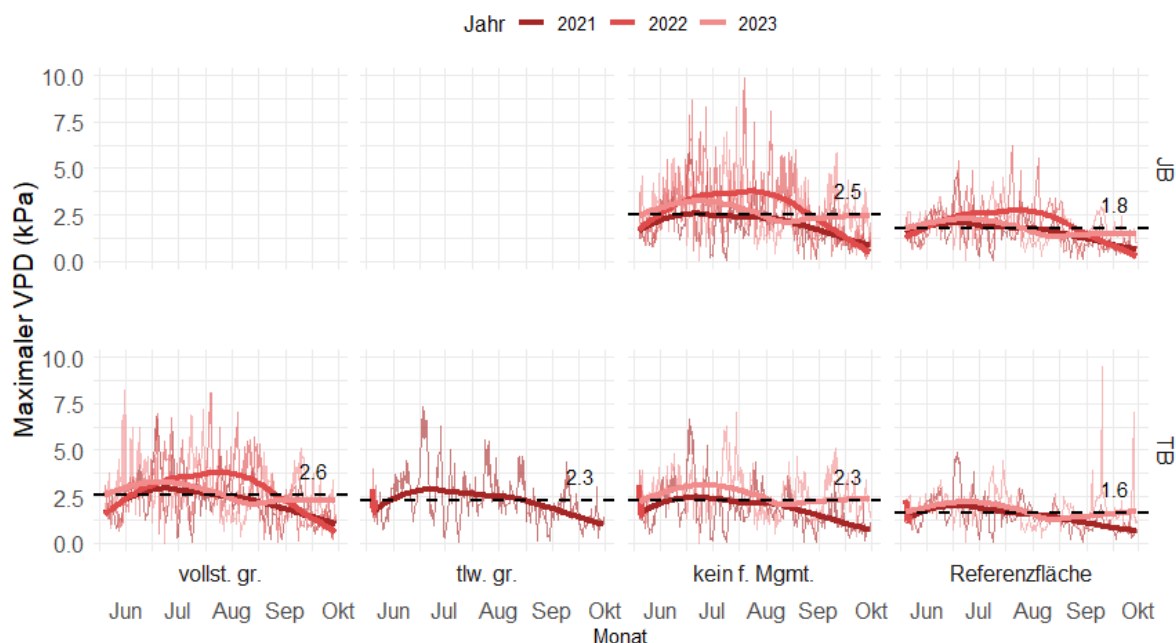


Abb. 6.2-7: Entwicklung des täglichen maximalen Dampfdruckdefizits in kPa in den Gebieten Jüterbog (JB) und Treuenbrietzen (TB) für die verschiedenen Behandlungsvarianten (vollständig geräumt, teilweise geräumt, Referenzfläche, kein forstliches Management) im Zeitraum von Mai bis September der Jahre 2021, 2022 und 2023. Die durchgezogenen Linien stellen die geglätteten Durchschnittswerte (LOESS) für jedes Jahr dar, während die gestrichelten Linien das mittlere maximale Dampfdruckdefizit über alle Jahre hinweg anzeigen.

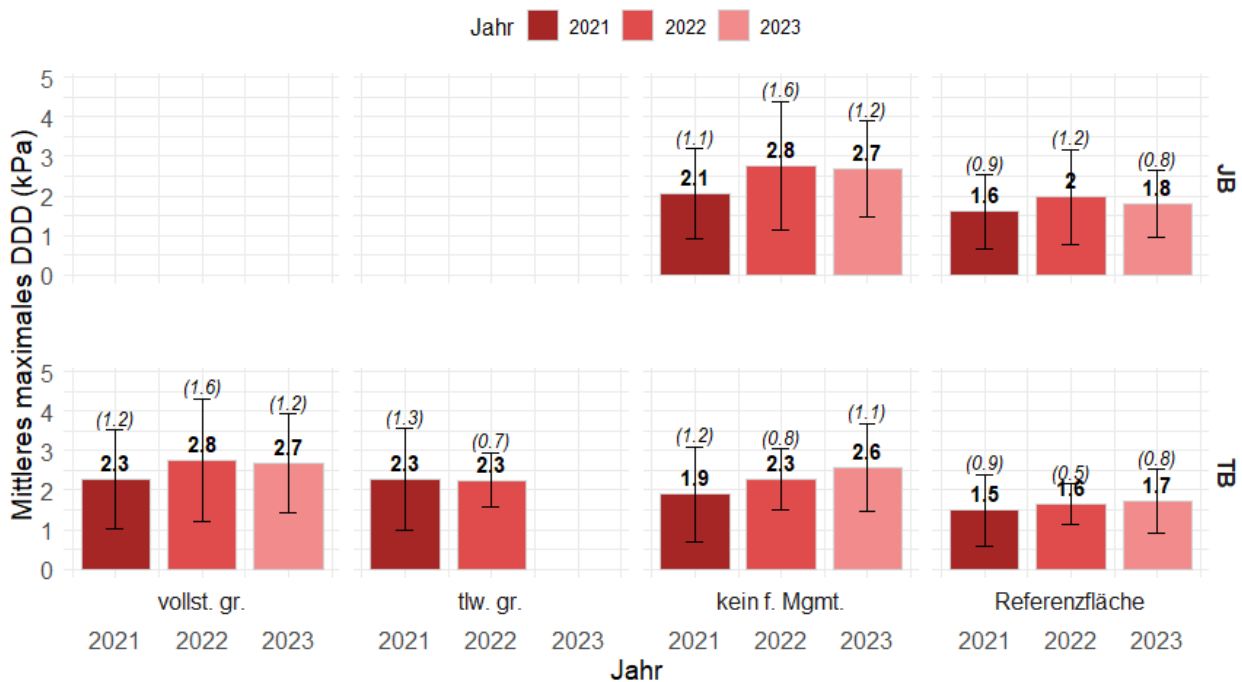


Abb. 6.2-8: Mittleres maximales Dampfdruckdefizit in kPa in Jüterbog (JB) und Treuenbrietzen (TB) für verschiedene Behandlungsvarianten (vollständig geräumt, teilweise geräumt, Referenzfläche, kein forstliches Management) in den Jahren 2021, 2022 und 2023. Die Balken und die fett gedruckten Zahlen zeigen das mittlere maximale DDD in kPa für jedes Jahr und jede Methode, die Fehlerbalken und die kursiven Zahlen repräsentieren die Standardabweichung der Mittelwerte der Temperaturen der US der jeweiligen Behandlungsvariante.

#### 6.2.4 Zusammenhang zwischen Kronenschlussgrad und Mikroklimadaten auf den Flächen ohne forstliches Management

Susanne Rönnefarth<sup>1</sup>, Pierre L. Ibisch<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centre for Ecnics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

Wie in Kapitel 6.4.1 erläutert, fiel das noch stehende Totholz der betrachteten Bestände spätestens drei Jahre nach den Bränden um. Da es sowohl in TB als auch in JB Flächen ohne forstliches Management sowie unverbrannte Referenzflächen gibt, eignen sich diese Forschungsflächen zur Betrachtung des Verhältnisses zwischen Kronenschlussgrad und Temperatur bzw. Dampfdruckdefizit. Abb. 6.2-9 fasst die Ergebnisse zusammen. Hierbei wurden Paare zwischen verbrannten, nicht geräumten Plots und den unverbrannten Referenzflächen gebildet und für die Paare jeweils die Differenz zwischen Maximaltemperatur bzw. maximalem Dampfdruckdefizit eines jeweiligen Tages sowie die Differenz zwischen Kronenschlussgrad berechnet. Aufgrund des zweiten Feuers im Juni 2022 liegen für TB nur wenige Werte vor, die Ergebnisse in JB sind folglich als robuster zu betrachten.

In JB gibt es eine moderate, aber signifikante Beziehung zwischen der Differenz im Kronenschlussgrad und der Veränderung der maximalen Temperatur sowie des maximalen DDD. Beide Zusammenhänge sind statistisch signifikant ( $T_{\max}$ :  $p < 0,0001$ ,  $R^2 = 0,196$ ;  $VPD_{\max}$ :  $p < 0,0001$ ,  $R^2 = 0,087$ ). Ein größerer Unterschied im Kronenschlussgrad ist tendenziell mit einer stärkeren Veränderung sowohl der maximalen Temperatur als auch des maximalen DDD assoziiert, was sich in den Steigungen der Regressionsgeraden zeigt ( $T_{\max}$ :  $0,032$ ;  $VPD_{\max}$ :  $0,018$ ). Dies bedeutet, dass Veränderungen im Kronenschlussgrad eine direkte und signifikante Auswirkung auf die mikroklimatischen Bedingungen im JB-Gebiet haben.

In beiden Untersuchungsgebieten zeigt sich ein Anstieg von  $\Delta VPD_{\max}$  und  $\Delta T_{\max}$  bei zunehmenden Unterschieden im Kronenschlussgrad, insbesondere bei niedrigen bis mittleren  $\Delta$ Kronenschlussgrad-Werten. Bei höheren Werten flacht der Anstieg jedoch ab, was darauf hinweisen könnte, dass der Effekt bei stark reduziertem Kronenschluss graduell schwächer wird. Nichtsdestotrotz könnten Wälder mit moderatem bis starkem Kronenschlussverlust empfindlicher auf extreme klimatische Veränderungen reagieren (vgl. dazu auch BLUMRÖDER et al. 2021).

Eine dichtere und vitalere Vegetation kann Schatten spenden sowie die Verdunstungskühlung erhöhen und dadurch die Temperaturen senken sowie das Dampfdruckdefizit (DDD) reduzieren. Damit verbunden ist ein stärker gepuffertes Mikroklima, das wiederum ein besseres Wachstum der Vegetation unterstützt. Temperaturen, DDD und der Zustand der Vegetation sind durch positive Rückkopplungen miteinander verbunden, die für die Erholung von Ökosystemen, aber auch die fortschreitende und eskalierende Degradation von geschädigten Wäldern von großer Relevanz sein können (vgl. z.B. MIRALLES et al. 2018). In JB könnte eine entsprechende positive Rückkopplung in Gang gekommen sein: Weniger Vegetation führt zu weniger Schatten und geringerer Verdunstungskühlung, was die Temperaturen erhöht und das DDD steigen lässt. Diese Unterschiede bieten interessantes Forschungspotenzial, das in zukünftigen Analysen näher untersucht werden sollte.

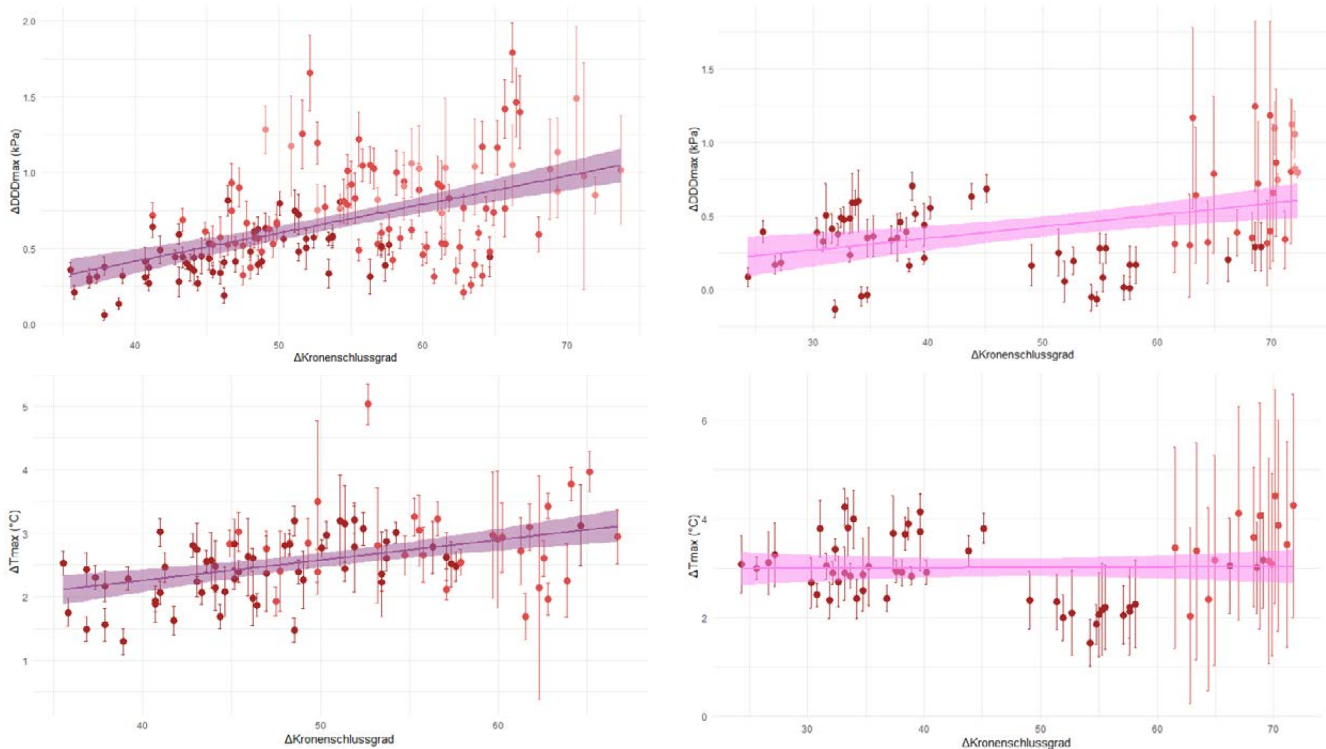


Abb. 6.2-9: Beziehung zwischen der Differenz im Kronenschlussgrad und der Änderung des maximalen Dampfdruckdefizits ( $\Delta VPD_{max}$ ) sowie der maximalen Temperatur ( $\Delta T_{max}$ ) in den Untersuchungsgebieten Jüterbog (JB; links) und Treuenbrietzen (TB; rechts). Die oberen Diagramme zeigen die Korrelation zwischen der absoluten Differenz im Kronenschlussgrad und der Änderung des Dampfdruckdefizits ( $\Delta VPD_{max}$ ) in den beiden Untersuchungsgebieten, während die unteren Diagramme die Beziehung zur Änderung der maximalen Temperatur ( $\Delta T_{max}$ ) darstellen. Die Fehlerbalken repräsentieren die Standardabweichung der Mittelwerte.

## 6.2.5 Niederschlag

Sophia Dobkowitz<sup>1</sup>, Till Francke<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Hydrologie und Klimatologie, Institut für Umweltwissenschaften und Geographie, Universität Potsdam, Karl-Liebknecht-Str. 24-25, 14476 Potsdam

Der monatliche Niederschlag der Jahre 2021-2024 (Abb. 6.2-10) ähnelt sich in beiden Untersuchungsgebieten weitgehend, was aufgrund der geringen Entfernung zu erwarten ist. Eine auffällige Abweichung ist im Juni 2021 zu beobachten, hier wurden in Jüterbog 97 mm gemessen, während es in Treuenbrietzen nur 41 mm waren – ein Hinweis auf die kleinräumige Variabilität sommerlicher (Stark-)Regenfälle. Die monatlichen Niederschlagssummen variieren stark, sowohl zwischen den einzelnen gemessenen Jahren als auch im Vergleich zum 17-jährigen Mittel der DWD-Station Felgentreu. So war beispielsweise der Niederschlag im März 2022 sowie im Mai und September 2023 deutlich geringer, im Juni 2023 und 2024 sowie im Oktober bis Dezember 2023 deutlich höher als das DWD-Mittel.

Beim Vergleich der Jahressummen (Tab. 6.2-1) zeigt sich, dass die Messungen des Jahres 2021 dem DWD-Mittel von 515 mm am ähnlichsten waren, wohingegen 2022 insbesondere in Jüterbog deutlich trockener und 2023 deutlich niederschlagsreicher war. Auch die Messwerte der DWD-Station bestätigen, dass 2022 besonders wenig und 2023 deutlich mehr Niederschlag zu verzeichnen war als im Jahr 2021 und im 17-jährigen Mittel, wobei beachtet werden muss, dass die DWD-Station Datenlücken aufweist und somit von einer Unterschätzung des Niederschlags ausgegangen werden muss. Zudem wurde weder bei eigenen Messstationen noch beim DWD eine Windkorrektur durchgeführt. Der Jahresniederschlag von Treuenbrietzen liegt in den drei betrachteten Jahren um 13, 62 und 27 mm über dem von Jüterbog. In diesem Zusammenhang ist erforschenswert, ob unter Umständen Zusammenhänge mit der Landschaftstemperatur und der Vegetationsbeschaffenheit gegeben sind.

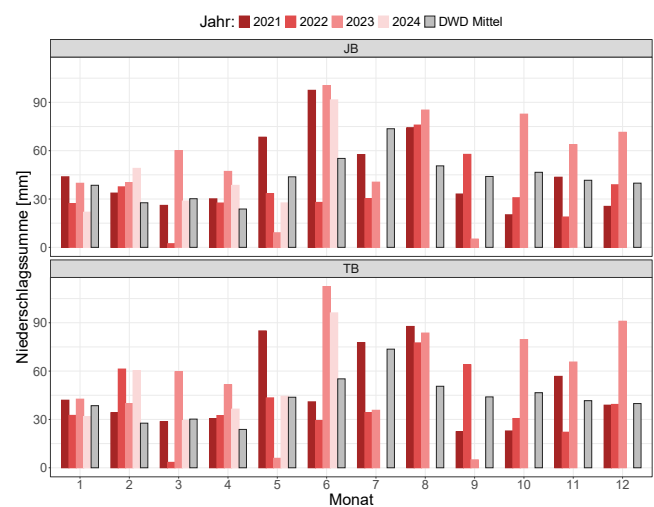


Abb. 6.2-10: Gemessene monatliche Niederschlagssummen der beiden Untersuchungsgebiete von 2021-2024, ergänzt durch die gemittelten Monatssummen der DWD-Station Felgentreu von 08/2007-06/2024

Tab. 6.2-1: Jahresniederschlagssummen der Untersuchungsgebiete Jüterbog und Treuenbrietzen sowie der DWD-Station Felgentreu für die Jahre 2021-2023

Jahr	JB [mm]	TB [mm]	DWD [mm]
2021	554	567	506
2022	408	470	404
2023	645	672	707

## 6.3 Waldboden und Wasser

### 6.3.1 Bodenchemie und Stoffaustausch

Werner Gerwin<sup>1</sup>, Florent Jouy<sup>2</sup>, Thomas Raab<sup>3</sup>, Frank Reppmann<sup>3</sup>

- 1 Forschungszentrum Landschaftsentwicklung und Bergbaulandschaften (FZLB), Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Siemens-Halske-Ring 8, 03046 Cottbus
- 2 Centre for Ecomics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde
- 3 Lehrstuhl Geopedologie und Landschaftsentwicklung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Siemens-Halske-Ring 8, 03046 Cottbus

Auf den unverbrannten Untersuchungsstandorten (Referenzflächen) beider Untersuchungsgebiete wurden podsolige Braunerden angetroffen. Abb. 6.3-1 zeigt die untersuchten Bodenprofile und ihre wesentlichen Eigenschaften im Überblick. Der Referenz-US L wurde 2023 als Ersatz für den im Sommer 2022 durch einen erneuten Waldbrand zerstörten bisherigen Referenz-US G einbezogen. Es wurden hier zwei Bodenprofile untersucht, da ein Bodenprofil durch eine mit Sand überdeckte ehemalige Bodenoberfläche in 11 cm Tiefe geprägt war, die vermutlich durch Verlagerungsprozesse in dem hier stärker ausgeprägten Relief hervorgerufen wurde. Das in der Abbildung vorgestellte Bodenprofil L7b wird als repräsentativ betrachtet.

Generell ist festzustellen, dass alle in PYROPHOB einbezogenen Untersuchungsstandorte durch Braunerden gekennzeichnet sind. In der Regel zeigten die meisten der untersuchten Bodenprofile auch ähnlich entwickelte Podsolierungsmerkmale wie bei den hier vorgestellten Profilen. Die Bodenprofile der Referenz-US können somit als beispielhaft für die Bodenbedingungen in den beiden Untersuchungsgebieten betrachtet werden.

Die Böden in beiden Untersuchungsgebieten waren durch sandige Substrate – Geschiebedecksande und Schmelzwassersande – geprägt. In Abb. 6.3-2 ist die Verteilung der Korngrößen in den Bodenprofilen aller Untersuchungsstandorte dargestellt. Die Bodenarten lagen im Bereich der Bodenarten-Hauptgruppe der Sande, wobei die Böden im Untersuchungsgebiet Jüterbog tendenziell stärker im Bereich der Bodenartengruppe der Reinsande angesiedelt waren. Die Böden der Treuenbrietzen Untersuchungsstandorte hatten teilweise einen deutlich höheren Schluffgehalt und gehören daher zu einem größeren Teil den Bodenartengruppen der Lehm- und Schluffsand an. Die beiden in der Grafik erkennbaren Proben mit den höchsten Schluffgehalten von mehr als 45 % stammen aus den Oberböden der Profile B1 und K8 bei Treuenbrietzen. Die Tongehalte waren gering und lagen überwiegend bei Werten unter 2 %.

	Horizont	Horizontgrenzen	Bodenfarbe	Bodengefüge	Bodenart	Bemerkungen
<b>Profil G5 – Referenz Treuenbrietzen</b>						
	L	9,5-0 cm				
	Of	0-2 cm	10YR7/2	ein	Su2	
	Oh	2-15 cm	10YR5/8	ein	Su2	reliktsche Pflugfurche bis Unterboden
	Ahe	15-35 cm	10YR5/6	ein	Su2	Steinsohle
	rAp-Bsv	35-70 cm	10YR6/4	ein	Ss	Steinsohle
	rAp+Bv	70- cm	10YR7/4	ein	Ss	
<b>Profil L5b – Referenz Treuenbrietzen</b>						
	L	7-0 cm				
	Of	0-1 cm	7,5YR2,5/2	ein	Ss	
	Oh	1-2 cm	10YR3/1	ein	Ss	
	Ah	2-17 cm	10YR4/4	ein	Ss	
	Ahe	17-33 cm	10YR5/8	ein	Ss	Steinsohle in 30 cm Tiefe
	Bhv	33- cm	10YR7/4	ein	Ss	leicht rostfleckig
<b>Profil Z2 – Referenz Jüterbog</b>						
	L	7,5-0 cm				
	Of	0-8 cm	10YR6/1	ein	Ss	
	Oh	8-27 cm	10YR6/3	ein	Ss	stark durchwurzelt
	Ahe	27-36 cm	10YR6/4	ein	Ss	Rostflecken an Untergrenze
	Bsv	36- cm	2,5YR8/2	ein	Ss	leicht rostfleckig
	Bv					

Abb. 6.3-1: Aufbau und Eigenschaften der Bodenprofile auf den Referenz-US G, L (TB) und Z (JB): Die Horizontbezeichnung folgt der Bodenkundlichen Kartieranleitung, 5. Auflage (KA5: AG Boden 2005), die Bodenfarbkürzel entsprechen den Vorgaben der Munsell-Farbtabelle und die Angaben zur Bodenart der KA5 (Ss = Reinsand, Su2 – schwach schluffiger Sand)

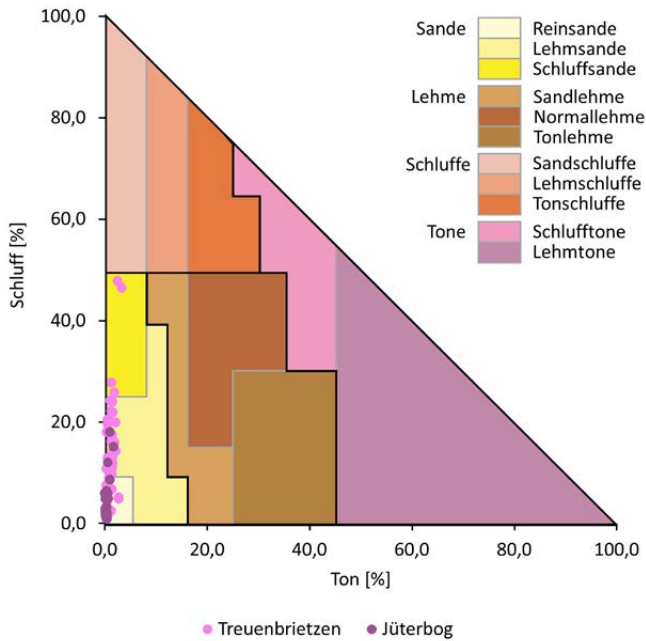


Abb. 6.3-2: Korngrößenverteilung in den Bodenprofilen der beiden Untersuchungsgebiete; Bodenarten-Klassifizierung nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5)

Bei den unverbrannten Böden beider Untersuchungsgebiete erreichten die Humusaufgaben Mächtigkeiten von bis zu 20 cm, die mittlere Mächtigkeit lag bei 9 cm. Sie können der Humusform des Rohhumusartigen Moder zugerechnet werden. Im Durchschnitt waren in den untersuchten Humusaufgaben der Referenz-US 33,5 t Kohlenstoff pro ha gespeichert. Nach den Ergebnissen der Bodenzustandserhebung sind diese Werte als hoch, aber typisch für Waldbestände des Nordostdeutschen Tieflands einzustufen (GRÜNEBERG et al. 2016). Hinzu kamen ebenfalls durchschnittlich 1,2 t Stickstoff pro ha sowie zahlreiche weitere Nährelemente, die meist in organischen Verbindungen in der Humusaufgabe enthalten sind und durch biologisch gesteuerte Zersetzungsprozesse für Pflanzen verfügbar gemacht werden können. Die im Auflagehumus gespeicherten Stickstoffvorräte sind nach den Ergebnissen der Bodenzustandserhebung als sehr gering einzustufen (ANDREAE et al. 2016). Durch die Waldbrände wurden auf allen Untersuchungsstandorten die Humusaufgaben allerdings weitgehend vernichtet. Auf den verbrannten Untersuchungsstandorten lag die Mächtigkeit der noch angetroffenen Humusreste im Mittel bei 1,0 cm, an zahlreichen Bodenplots war jedoch ein vollständiger Verlust der Auflagehumus festzustellen. In Abb. 6.3-3 sind ein unverbranntes und ein verbranntes Bodenprofil exemplarisch gegenübergestellt. Die organische Substanz der Humusaufgabe war vollständig verbrannt, wobei der in der Auflage gespeicherte Kohlenstoff sowie die ebenfalls gespeicherten Nährstoffe in die Atmosphäre oder in

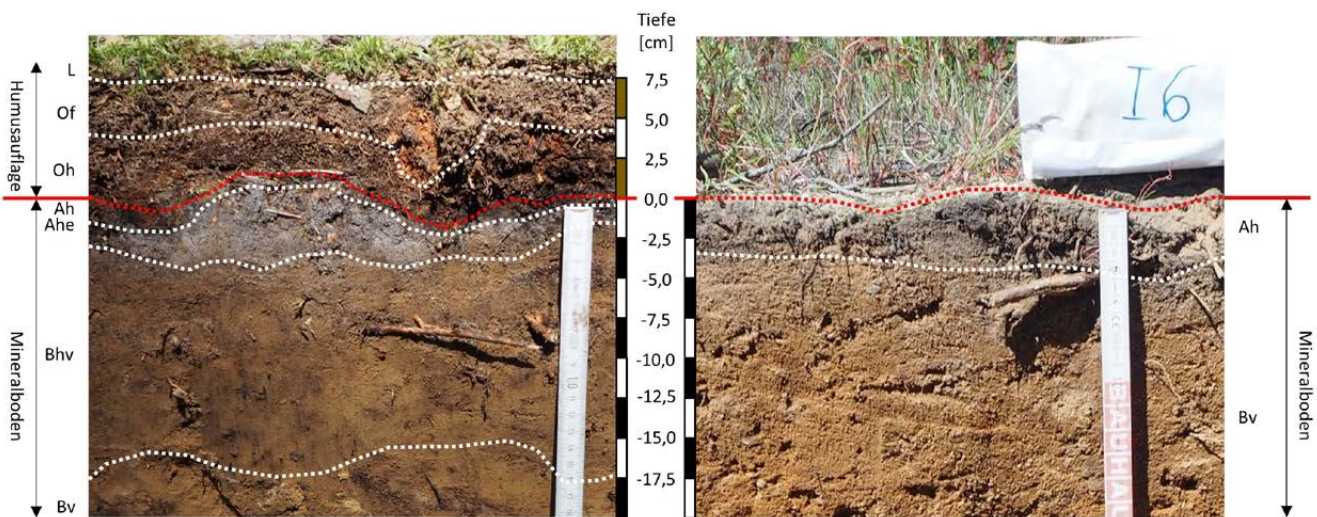


Abb. 6.3-3: Aufbau Humusaufgabe (L/Of/Oh-Horizonte) und Ober-/Unterboden (Ah/Ahe-Oberbodenhorizonte sowie Bhv/Bv-Unterbodenhorizonte nach KA5: AG Boden 2004) am Beispiel des unverbrannten Bodenprofils L5b (links) und Verlust der Humusaufgabe am Brandflächenprofil I6 (rechts, Aufnahme Mai 2021)



Abb. 6.3-4: Ascheschicht auf frisch verbranntem Oberboden (Bodenplot G10 nach erneutem Brand im Juni 2022, Beprobung im Oktober 2022)

gelöster Form in den Unterboden abgegeben wurden. Die festen Verbrennungsrückstände bildeten zunächst auf der Bodenoberfläche eine Ascheschicht (Abb. 6.3-4), die jedoch bereits nach kurzer Zeit, vermutlich durch Erosionsprozesse, wieder abgetragen wurde. Zum Zeitpunkt der Bodenprobenahme 2020/21 – also zwei Jahre (TB) bzw. ein Jahr (JB) nach dem jeweiligen Waldbrand – waren die Aschereste lediglich noch als schwach entwickelte, oft weniger als ein Millimeter mächtige Schicht zu erkennen und häufig durch die bereits wieder aufkommende Vegetation überwachsen.

Abgesehen von den dargestellten Verlusten der Humusaufgaben konnten keine makroskopisch sichtbaren Auswirkungen des Feuers auf die Horizontierung des Mineralbodens beobachtet werden. Auch die Oberbodenhorizonte der Böden auf Brandflächen wiesen keine visuell erkennbaren Veränderungen durch den Brand auf. Allerdings konnten gewisse bodenchemische Unterschiede zwischen unverbrannten und verbrannten Böden beobachtet werden (Abb. 6.3-5). Insbesondere die pH-Werte waren bei vielen Bodenpro-



filen auf Brandflächen in den obersten Bodenbereichen gegenüber den Werten der Referenz-US erhöht. Diese in der Literatur häufig beschriebene Wirkung von Waldbränden auf chemische Eigenschaften des Bodens wird auf die alkalisierende Wirkung der Asche zurückgeführt. Der Effekt trat bei den in PYROPHOB analysierten Untersuchungsstandorten jedoch nicht konsistent überall auf. Die hohe Standardabweichung in Abb. 6.3-5a für die oberste Tiefenstufe der Brandflächen illustriert die hohe Variabilität der gemessenen pH-Werte. Bereits ab der zweiten Tiefenstufe war bei den Brand- wie Referenzflächen der gleiche, für Waldböden charakteristische leichte Anstieg der pH-Werte mit zunehmender Tiefe zu erkennen.

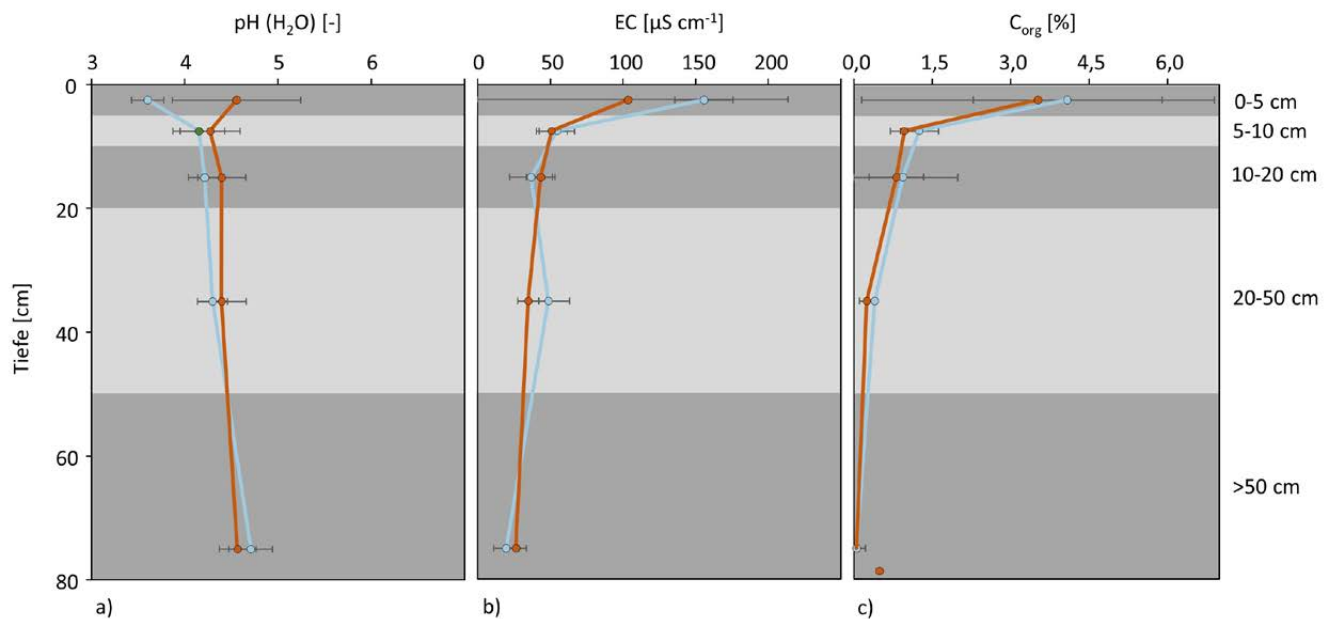


Abb. 6.3-5: Tiefenverläufe des pH-Werts (a), der elektrischen Leitfähigkeit (EC) (b) sowie der organischen Kohlenstoffgehalte (C<sub>org</sub>) (c) in den Bodenprofilen der Referenz- und Brand-US; die horizontbezogenen Daten wurden für die vergleichende Darstellung für die Tiefenstufen 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-50 cm und 50-100 cm für alle Referenz- bzw. Brandflächen-Bodenprofile gemittelt; die Fehlerindikatoren geben die Standardabweichung wieder.

Die elektrische Leitfähigkeit spiegelt als ein summarisches Maß den Elektrolytgehalt der Bodenlösung wider. Zu den gelösten Verbindungen gehören auch Pflanzennährstoffe, die nur in ihrer wasserlöslichen Form für Pflanzen verfügbar sind. Die gemessenen Werte (Abb. 6.3-5b) waren gering, was auf eine insgesamt limitierte Nährstoffversorgung hindeuten kann. Im Vergleich zwischen Referenz- und Brandflächen zeigten einige Böden der Brandflächen geringere Leitfähigkeitswerte. Allerdings war auch hier die Schwankungsbreite der Messwerte erheblich. Interessanterweise zeigten sich bei den Gehalten organischen Kohlenstoffs (Abb. 6.3-5c) – erneut bei einer erheblichen Variabilität der Werte – keinerlei Unterschiede zwischen den Referenz- und Brandflächen. Die Tiefenverläufe für beide Gruppen waren nahezu identisch. Es kann somit gefolgert werden, dass sich Auswirkungen der Waldbrände auf den Mineralboden bei den hier betrachteten Untersuchungsstandorten kaum bemerkbar machen und sich nur bei einzelnen Parametern auf die obersten Bereiche des Oberbodens konzentrieren. Bei der Untersuchung des Oberbodens der im Juli 2022 verbrannten ehemaligen Referenzfläche G konnte gezeigt werden, dass die Auswirkungen des Brandes tatsächlich auf die obersten wenigen Zentimeter begrenzt blieben (s. Info-Kasten 1).

**Info-Kasten 1: Detaillierte Untersuchung des Oberbodens von 0 cm bis 4 cm Tiefe und Vergleich der Flächen G nach Brand im Jahr 2022 und neue Referenz L**

An den Punkten G2, G5 und G10 sowie an L2, L5 und L7 wurde der Oberboden von 0 cm bis 4 cm in fünffacher Wiederholung mit Stechzylindern beprobt (Abb. 6.3-6a). Die Stechzylinder wurden anschließend im Labor in Scheiben von je 1 cm Dicke geschnitten (Abb. 6.3-6b). Nach Trocknung der Proben bei 40 °C wurde an diesen der Eisengehalt (Fe), die magnetische Suszeptibilität ( $\chi_{\text{mass}}$ ) und der Gehalt an pyrogenem Kohlenstoff ( $C_{\text{pyr}}$ ) bestimmt. Es konnte gezeigt werden, dass brandbedingte Unterschiede im  $C_{\text{pyr}}$ -Gehalt zwischen den Flächen G und L nur in den oberen 1 cm bis 2 cm des Bodens auftreten (Abb. 6.3-6c). Das gleiche gilt auch für die Parameter  $\chi_{\text{mass}}$  und Fe-Gehalt. Die Daten legen nahe, dass sich Brandereignisse nur auf die oberen Zentimeter eines Bodens auswirken.

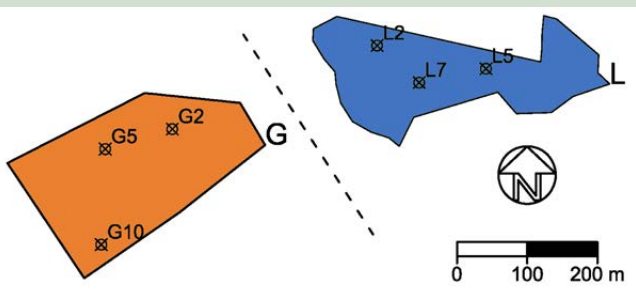


Abb. 6.3-6a: Lage der Bodenplots auf den Treuenbrietzen Referenzflächen G und L

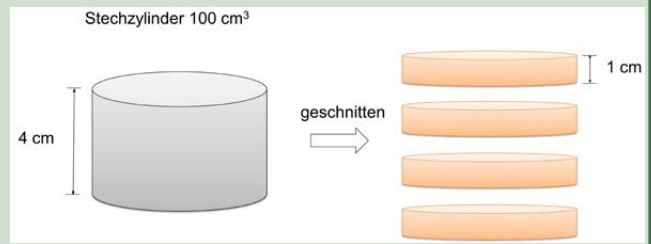


Abb. 6.3-6b: Beprobungsweise des Oberbodens mit Stechzylindern auf der ursprünglichen Referenzfläche G nach dem Brand 2022

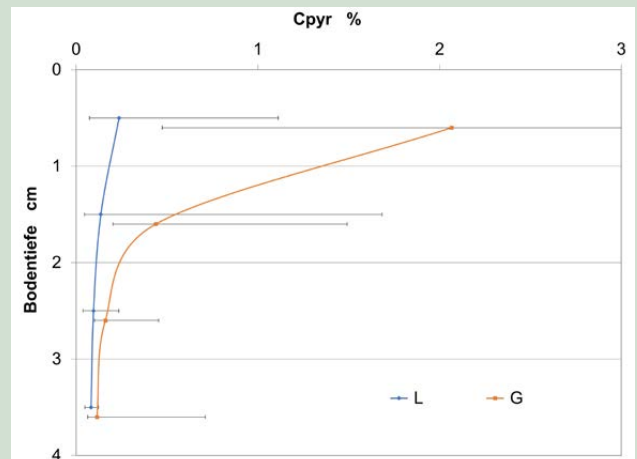


Abb. 6.3-6c: Tiefenverteilung des pyrogenen Kohlenstoffs ( $C_{\text{pyr}}$ ) in den oberen vier Zentimetern auf der unverbrannten Referenzfläche L und der 2022 verbrannten Fläche G

Die Auswertung der an allen Bodenplots in festen Tiefenstufen entnommenen Mineralbodenmischproben zeigte im Vergleich zu den Referenzflächen, dass sowohl die Entfernung des Totholzes, als auch der Einsatz des Waldpflugs tendenziell unerwünschte Veränderungen der Bodeneigenschaften im Oberboden nach sich ziehen kann. Wiederverdichtungsprozesse können im Bereich der Pflugfurche aufgrund der Störung der Bodenstruktur zu höheren Lagerungsdichten führen (Abb. 6.3-7). Auch bei den vollständig geräumten Waldbrandflächen wurden im Vergleich zur unverbrannten Referenz erhöhte Lagerungsdichtewerte ermittelt, was vermutlich auf den Einsatz schwerer Forsttechnik bei der Entfernung des Totholzes zurückgeführt werden kann. Bei der nur teilweisen Entfernung von Totholz war dieser Verdichtungseffekt nicht zu erkennen. Die Vermischung von Ober- und Unterbodensubstrat beim Pflügen hat zudem zu verringerten oberflächennahen Stickstoffvorräten in den Pflugfurchen geführt (Abb. 6.3-8).

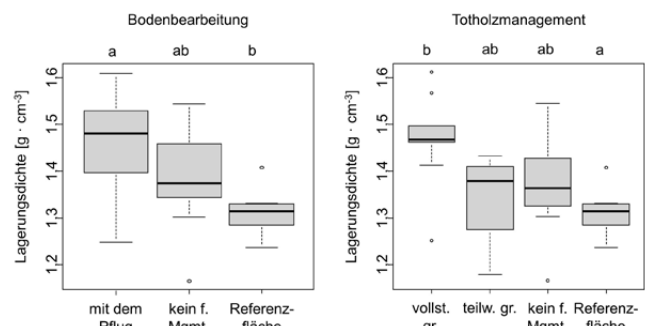


Abb. 6.3-7: Lagerungsdichtewerte im mineralischen Oberboden (0-10 cm Tiefe) bei verschiedenen forstlichen Bewirtschaftungsvarianten nach dem Brand; Kleinbuchstaben geben statistisch signifikante Unterschiede wieder (Kruskal-Wallis-Test / Tukey-HSD-Test,  $p < 0,05$ )

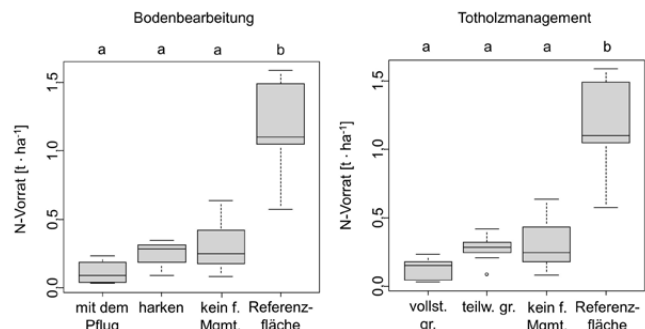


Abb. 6.3-8: Stickstoffvorräte im mineralischen Oberboden (0-10 cm Tiefe) bei verschiedenen forstlichen Bewirtschaftungsvarianten nach dem Brand; Kleinbuchstaben geben statistisch signifikante Unterschiede wieder (Tukey-HSD-Test,  $p < 0,05$ )

Im Vergleich zwischen den forstlichen Bewirtschaftungsvarianten nach dem Waldbrand zeigten sich Unterschiede zwischen der jeweiligen un- behandelten Flächenvariante und den Flächen mit Bodenbearbeitung und Totholzmanagement sowie den Referenzstandorten (Tab. 6.3-1). Interessant ist, dass sich die geharkten Brandflächen bei den hier be- trachteten Bodenparametern generell nicht von den unbehandelten Brandflächen unterschieden. Bei den jeweils unbehandelten Wald- brandflächen wurden engere C/N-Verhältnisse für den im Mineralbo- den enthaltenen Humus im Vergleich zur unverbrannten Referenz er- mittelt, was auf besser abbaubare organische Verbindungen hindeutet. Zwischen den verschiedenen Behandlungsvarianten traten keine Un- terschiede der C/N-Verhältnisse auf. Im Gegensatz dazu ließen sich bei anderen Parametern des Bodenkohlenstoff- und Nährstoffhaushalts durchaus Unterschiede zwischen den Behandlungsmaßnahmen erken- nen. So waren sowohl die Kohlenstoff- als auch die Stickstoffvorräte im Oberboden der gepflügten Flächen niedriger als auf den Flächen ohne Bodenbearbeitung. Auf den teilweise bzw. vollständig von Totholz ge- räumten Flächen lagen die Phosphor- bzw. Calcium-Vorräte im Mittel höher als auf den Flächen ohne forstliches Management. Offenbar nicht durch die forstwirtschaftlichen Behandlungen, sondern primär durch die Brandeinwirkung hervorgerufen, waren Veränderungen der Bodenazidität der Oberböden. Im Vergleich zu den „sehr stark sauren“ Bodenverhältnissen der Referenzstandorte lagen die pH-Werte bei den Waldbrandflächen, unabhängig von der späteren Bewirtschaftungs- weise, im Mittel geringfügig höher im „stark sauren“ Bereich. Auf die alkalisierende Wirkung der Asche wurde bereits weiter oben hingewie- sen. Sowohl bei den gepflügten als auch bei den von Totholz geräum- ten Flächen waren die mittleren pH-Werte insgesamt am höchsten, was möglicherweise mit einer Vermischung von Ober- und weniger saurem Unterbodenmaterial durch die Behandlungen erklärt werden kann. Die elektrische Leitfähigkeit (EC) der Oberböden der Waldbrandflächen war allgemein niedriger als bei den Referenzstandorten, was ein Indiz für eine verringerte Nährstoffverfügbarkeit sein kann. Beim Vergleich zwischen den Behandlungen machte sich jedoch lediglich die vollstän- dig von Totholz geräumte Flächenvariante durch im Vergleich zu den unbehandelten Brandflächen niedrigere EC-Werte bemerkbar. Nicht in Tab. 6.3-1 dargestellt ist die gegenüber den Referenzflächen sowohl auf den gepflügten Flächen als auch auf den Flächen mit vollständiger Entfernung des Totholzes reduzierte effektive Kationenaustauschka- pazität ( $KAK_{eff}$ ) des Oberbodens – und damit die verringerte Fähigkeit des Bodens, Nährstoffe für Pflanzen verfügbar zu speichern. Im Ver- gleich mit den jeweils unbehandelten Brandflächen traten jedoch bei den  $KAK_{eff}$ -Werten keine Unterschiede zwischen den Behandlungen

auf. Verglichen mit den unverbrannten Referenzstandorten lagen die Basensättigungswerte bei den unbehandelten Brandflächen höher, was mit der durch den Brand hervorgerufenen Freisetzung basischer Kationen, wie beispielsweise  $Ca^{2+}$ , erklärt werden kann. Ein Einfluss der Bodenbearbeitung war allerdings nur bei der gepflügten Variante zu erkennen, bei welchen die austauschbaren Calcium-Gehalte gegen- über den unbehandelten Flächen niedriger lagen.

Die Zusammensetzungen der durch Kleinlysimeter aufgefangenen Bodenlösungen unterschieden sich teilweise ebenfalls zwischen den Flächen mit den genannten Waldbaumaßnahmen nach Waldbrand (Tab. 6.3-2). Dargestellt sind die Ergebnisse von Mittelwertvergleichen für die Jahre 2021, 2022 und 2023, was im Falle der Brandflächen bei Treuenbrietzen einem Zeitraum von drei bis fünf Jahren und bei Jü- terbog von zwei bis vier Jahren nach dem jeweiligen Brand entspricht (einen Einblick in die hoch dynamischen Stoffverlagerungsprozesse unmittelbar nach einem Waldbrand geben Laborexperimente: s. In- fo-Kasten 2). Zwischen den geharkten und nicht bearbeiteten Brand- standorten gab es keine Unterschiede. Der Vergleich zur unverbrann- ten Referenz zeigte jedoch, dass die Konzentrationen des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) und Stickstoffs (DON) im Sickerwasser der Referenzflächen niedriger als bei den Waldbrandflächen lagen. Der Unterschied für DOC ließ sich für alle Brandflächen unabhängig von der Bodenbearbeitung beobachten und kann mit dem brandbe- dingten Verlust der Humusaufgabe als wesentlicher Quelle für mit dem Sickerwasser verlagerbare Kohlenstoffverbindungen erklärt werden. Die gepflügten Brandstandorte machten sich generell gegenüber den unbearbeiteten Flächen durch signifikante Unterschiede bei der Sickerwasserzusammensetzung bemerkbar. So lagen sowohl die DOC-Konzentrationen als auch die Summe der mineralischen Stick- verbindungen ( $N_{min} = NH_4^+ - N + NO_3^- - N$ ) sowie der gelöste Phosphor (P) durchgehend niedriger als bei den unbearbeiteten Brandflächen. Hier spielt eine durch die Bodenbearbeitung eventuell negativ beeinflusste Stickstoffmineralisierung sowie die Vermischung der asche- und da- mit phosphorhaltigen Brandschicht mit dem Unterboden eine Rolle. Die pH-Werte der mit den Lysimetern aufgefangenen Sickerwässer lagen zu Beginn des Beobachtungszeitraum bei allen Brandflächen im Mittel höher als bei den unverbrannten Referenzflächen. Auf den gepflügten Flächen war allerdings im dritten Untersuchungs Jahr eine wieder eintretende Versauerungstendenz zu erkennen. Der beschrie- bene Unterschied zur Referenz ließ sich nicht mehr beobachten und im Vergleich zu den unbearbeiteten Brandflächen lagen die mittleren pH-Werte in den Pflugfurchen niedriger.

Tab. 6.3-1: Einfluss von forstwirtschaftlichen Behandlungsmaßnahmen nach Waldbrand: Ausgewählte Bodeneigenschaften in 0-10 cm Tiefe auf Referenz- und Brandflächen mit unterschiedlicher Bewirtschaftungsweise im Vergleich zu der jeweiligen Flächenvariante ohne forstliches Management („nicht gepflügt“ / „nicht geräumt“); durch die Pfeile dargestellt sind statistisch signifikante Ergebnisse von Mittelwertvergleichen (Kruskal-Wallis-Test / Tukey-HSD-Test,  $p < 0,05$ ).

	Bodenbearbeitung			Totholzmanagement		
	Referenz	Einsatz Harke	Einsatz Waldpflug	Referenz	teilweise Entnahme von Totholz	Vollständige Entnah- me von Totholz
C/N-Verhältnis	↑			↑		
C-Vorräte			↓			
N-Vorräte			↓			
P-Vorräte					↑	
Ca-Vorräte						↑
pH	↓		↑	↓	↑	↑
EC	↑			↑		↓
KAK <sub>eff</sub>						
Basensättigung	↓			↓		
Ca <sup>2+</sup> (austauschb.)	↓		↓			
	↑ höhere Werte ↓ niedrigere Werte					

Tab. 6.3-2: Einfluss von forstwirtschaftlichen Behandlungsmaßnahmen nach Waldbrand: Ausgewählte Bodenlösungskomponenten im Oberboden (10 cm Tiefe) von Referenz- und Brandflächen mit unterschiedlicher Bodenbearbeitung im Vergleich zu der nicht gepflügten Flächenvariante in den Untersuchungsjahren 2021, 2022 und 2023, für 2023 stehen keine Daten für die geharkten Flächen zur Verfügung; durch die Pfeile dargestellt sind statistisch signifikante Ergebnisse von Mittelwertvergleichen (Kruskal-Wallis-Test,  $p < 0,05$ ).

	Referenz			Einsatz Harke			Einsatz Waldpflug		
	2021	2022	2023	2021	2022	2023	2021	2022	2023
DOC	↑	↑	↑				↓	↓	↓
DON	↑						↓		
K							↓		↓
N <sub>min</sub>							↓	↓	↓
P	↓		↓				↓	↓	↓
pH	↓	↓	↓						↓
	↑ höhere Werte    ↓ niedrigere Werte								

Auch bei der Gruppierung der Brandflächen nach der Art des Totholzmanagements zeigten sich Unterschiede bei der Zusammensetzung der Bodenlösungen (Tab. 6.3-3). Da es eine große Schnittmenge zwischen den oben beschriebenen nicht bodenbearbeiteten Flächen und den von Totholz geräumten Brandflächen gibt, waren in beiden Tabellen die gleichen Unterschiede zu den Referenzflächen zu erkennen. Das Totholzmanagement nach dem Waldbrand wirkte sich im Vergleich zu den nicht geräumten Flächen sowohl bei teilweise wie auch vollständiger Entnahme der toten Stämme auf die Bodenlösungszusammensetzung im Oberboden aus. Die nicht geräumten Brandflächen zeigten im Mittel höhere Kohlenstoff- (DOC) und Stickstoffausträge (N<sub>min</sub>) mit dem Sickerwasser als die teilweise geräumten Flächen und die vollständig geräumten Flächen, weil vermutlich größere Mengen an zersetzbaren Pflanzenresten auf dem Boden geblieben waren. Der massivere Eingriff der vollständigen Totholzentnahme machte sich durch verringerte Phosphor- (P) und in 2022 und 2023 auch Kalium-Konzentrationen (K) gegenüber den nicht geräumten Flächen bemerkbar. Auch wenn die pH-Werte der Sickerwässer auf den Brandflächen sich zumindest 2021 und 2022 generell durch höhere mittlere Werte von den Referenzstandorten unterscheiden ließen, zeigte sich ähnlich wie oben bei der Pflugvariante beschrieben insbesondere bei der Kahlschlagvariante in 2023 eine Wiederversauerungstendenz, was möglicherweise durch den rascheren Verlust alkalischer Aschereste durch Erosionsprozesse bei fehlendem Schutz durch das Totholz erklärt werden kann.

Tab. 6.3-3: Einfluss von forstwirtschaftlichen Behandlungsmaßnahmen nach Waldbrand: Ausgewählte Bodenlösungskomponenten im Oberboden (10 cm Tiefe) von Referenz- und Brandflächen mit unterschiedlichem Totholzmanagement im Vergleich zu der nicht geräumten Flächenvariante in den Untersuchungsjahren 2021, 2022 und 2023, für 2023 stehen keine Daten für die partiell geräumten Flächen zur Verfügung; durch die Pfeile dargestellt sind statistisch signifikante Ergebnisse von Mittelwertvergleichen (Kruskal-Wallis-Test,  $p < 0,05$ ).

	Referenz			teilweise Entnahme von Totholz			vollständige Entnahme von Totholz		
	2021	2022	2023	2021	2022	2023	2021	2022	2023
DOC	↑	↑	↑	↓	↓		↓	↓	↓
DON	↑								
K								↓	↓
N <sub>min</sub>				↓	↓		↓	↓	↓
P	↓		↓				↓	↓	↓
pH	↓	↓	↓	↓					↓
	↑ höhere Werte    ↓ niedrigere Werte								

### Info-Kasten 2: Kinetik der Stofffreisetzung aus verbrannten Waldböden

Im Labor verbrannte Waldbodenproben wurden über einen Zeitraum von ca. zwei Monaten in einem Säulenversuchsstand mit synthetischem Regenwasser beregnet (Abb. 6.3-9a). Die aufgefangenen Eluate wurden auf die Parameter pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit (EC), die Gehalte der Makronährstoffe Stickstoff (N), Phosphor (P), Kalium (K), Calcium (Ca) und Magnesium sowie des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) untersucht. Es konnte gezeigt werden, dass die Auswaschung der Nährstoffe – hier repräsentiert durch den Summenparameter EC – in den beiden Brandvarianten B und B+ deutlich gegenüber der unverbrannten Kontrolle K erhöht war (Abb. 6.3-9b). Der Kurvenverlauf zeigt, dass die durch das Brandereignis hervorgerufene Stofffreisetzung, nach kurzer Zeit abgeschlossen war. Die erhobenen Daten erlauben eine Abschätzung der Stofffreisetzung nach einem Brandereignis.

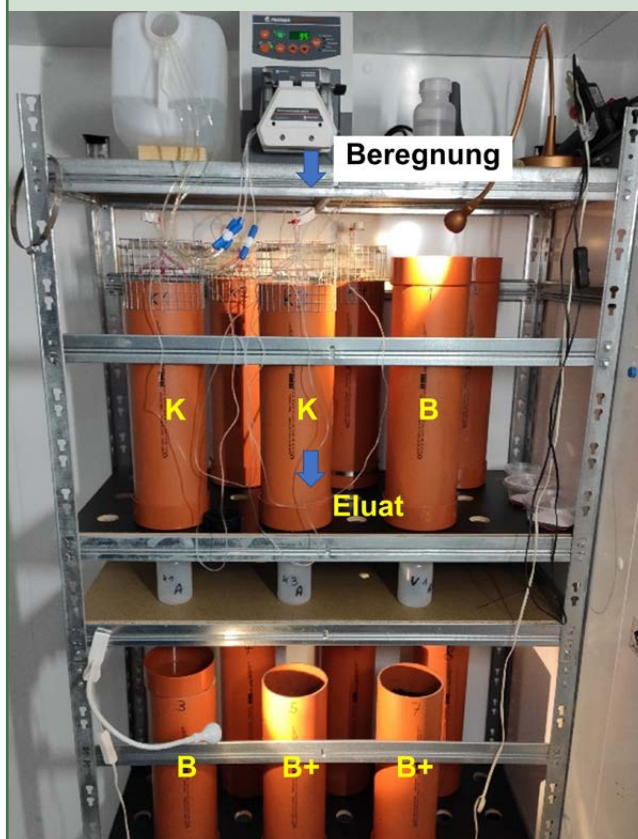


Abb. 6.3-9a: Versuchsanordnung mit Bodensäulen zur Untersuchung der Stoffverlagerungsprozesse nach Waldbrand unter kontrollierten Bedingungen im Labor

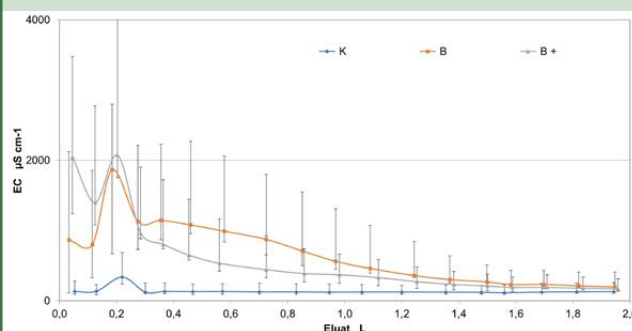


Abb. 6.3-9b: Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit (EC) im Sickerwasser verschiedener Brandvarianten (K = unverbrannte Kontrolle, B = Brandvariante, B+ = Brandvariante mit erhöhter Temperatur)

Die mit den in 30, 60 und 100 cm Tiefe installierten Saugkerzen gesammelten Bodenlösungen unterschieden sich zwischen den verbrannten und den Referenzflächen in den ersten beiden Untersuchungsjahren 2021 und 2022 (Abb. 6.3-10). Im Vergleich zu den nicht verbrannten Referenzflächen waren die Gehalte des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) sowie der Anteil, die Aromatizität und das Molekulargewicht der Huminsäuren auf den verbrannten Flächen in allen gemessenen Tiefen niedriger. Die untersuchten Huminparameter zeigen allgemein abnehmende Werte von 30 bis 100 cm Tiefe sowohl für die Referenz- als auch für die verbrannten Flächen. Die DOC-Werte bleiben auf den verbrannten Flächen in allen drei untersuchten Tiefen niedrig und konstant, während sie auf den Referenzflächen in 30 cm Tiefe deutlich höher sind und mit zunehmender Tiefe stark abnehmen. Der Unterschied zwischen verbrannten und nicht verbrannten Flächen ist in 30 cm Tiefe viel größer als in 100 cm Tiefe bei DOC und Humusgehalt. Diese Ergebnisse sind wahrscheinlich auf den Verlust der Humusaufgabe als Hauptquelle für gelösten organischen Kohlenstoff und die Abnahme der Humuskomplexität nach dem Brand zurückzuführen, insbesondere im oberen Teil des Bodens. Die Unterschiede zwischen den Referenz- und verbrannten Flächen sind in 100 cm Tiefe wesentlich geringer, außer bei dem Huminsäureanteil.

Die mit den in 30 cm Tiefe installierten Saugkerzen gesammelten Bodenlösungen unterschieden sich zum Teil zwischen den Flächen mit den oben genannten waldbaulichen Maßnahmen nach Waldbränden in den ersten beiden Untersuchungsjahren 2021 und 2022 (Tab. 6.3-4). Im Vergleich zu den Referenzflächen sind die organischen Kohlenstoffverbindungen (DOC) und die Huminsäurekomplexität (Huminsäure Aromatizität und Molekulargewicht) im Unterboden (in 30 cm Tiefe) auf den verbrannten Flächen, die eine Bodenstörung (Pflügen) erlitten haben, deutlich geringer als auf den Flächen, auf denen dies nicht der Fall war. Diese Bodenparameter sind auch auf allen verbrannten Flächen (mit und ohne Totholzbehandlung) im Vergleich zu den nicht verbrannten Flächen deutlich reduziert. Dies unterstreicht die Auswirkung des Feuers auf die DOC- und Huminsäure-Eigenschaften, unterscheidet aber in diesem Stadium nicht zwischen den Waldbewirtschaftungsmethoden.

Es gab auch individuelle Unterschiede in der Zusammensetzung der Bodenlösungen, die mit den in 30 cm Tiefe installierten Saugkerzen zwischen den unterschiedlich behandelten verbrannten Flächen im Vergleich zur jeweiligen unbehandelten Variante in den ersten beiden Studienjahren 2021 und 2022 gesammelt wurden (Tab. 6.3-5).

Die gepflügten Untersuchungsflächen wiesen im Vergleich zu den verbrannten Flächen ohne Bodenbearbeitung einen deutlich geringeren DOC-Gehalt und ein niedrigeres Huminsäuremolekulargewicht auf. Diese Daten deuten darauf hin, dass das Pflügen nach einem Brandereignis die Freisetzung/Zerstörung der organischen Kohlenstoffverbindungen, einschließlich der Huminsäure, erhöht. Das Harken auf verbrannten Flächen scheint keine signifikanten Auswirkungen auf die DOC- und Huminsäureeigenschaften im Vergleich zum unbehandelten Untersuchungsflächen zu haben.

Darüber hinaus führte die teilweise und vollständige Räumung von Totholz nach dem Brandereignis zu einem geringeren DOC-Gehalt sowie einem geringeren Huminsäureanteil und Aromatizität (nur wenn teilweise geräumt) im Vergleich zu den verbrannten Flächen ohne Totholzmanagement. Dieses Ergebnis deutet darauf hin, dass die (teilweise oder vollständige) Entfernung/Räumung von Totholz auch die Freisetzung/Zerstörung der organischen Kohlenstoffverbindungen, einschließlich der Huminsäure, erhöht.

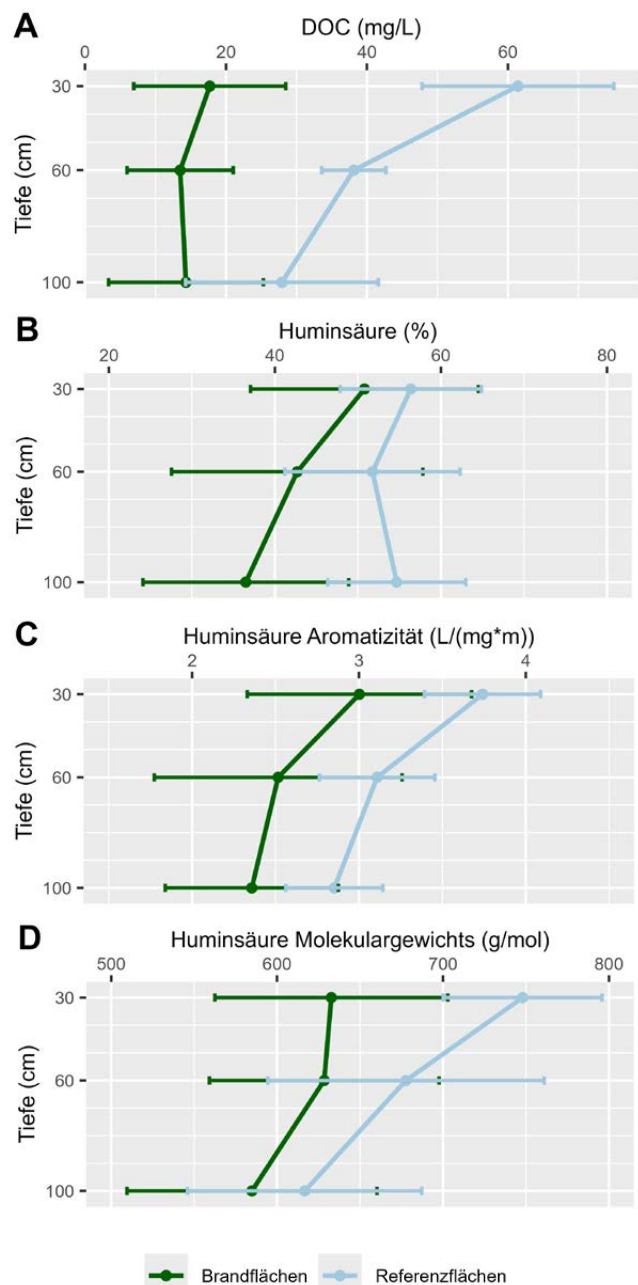


Abb. 6.3-10: Tiefenkurven des gesamten gelösten organischen Kohlenstoffs DOC (A), des prozentualen Anteils der Huminsäure (B), der Aromatizität der Huminsäure (C) und des Molekulargewichts der Huminsäure (D) im Boden der nicht verbrannten (Referenz) und verbrannten Flächen (Brandflächen). Die Bodenlösungsdaten wurden für den Zeitraum 2021-2022 für alle Referenz- und verbrannten Flächen, für die Daten verfügbar waren, gemittelt. Die Fehlerbalken geben die Standardabweichung an.

Insgesamt wiesen die verbrannten Flächen, die sowohl gepflügt als auch teilweise oder vollständig geräumt wurden (hier definiert als Brandfläche mit intensiver Bewirtschaftung), den niedrigsten DOC-Wert (in 30 cm Tiefe) im Vergleich zu verbrannten Flächen ohne forstwirtschaftliches Management auf (Abb. 6.3-11). Diese hochsignifikanten Daten ( $p < 0,001$ ) zeigen, dass der DOC auf verbrannten Flächen mit intensiver Bewirtschaftung weniger als ein Drittel des DOC beträgt als auf unbehandelten verbrannten Flächen.

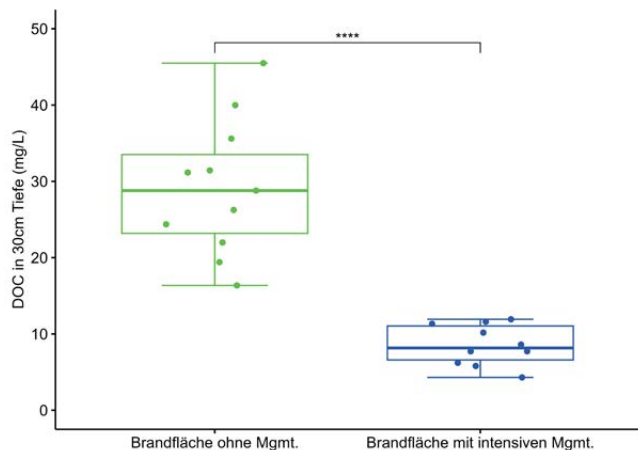


Abb. 6.3-11: Boxplot des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC), gemessen aus einer Bodenlösung in 30 cm Tiefe auf verbrannten Flächen ohne Management und auf verbrannten Flächen mit intensivem Management (Pflügen in Kombination mit teilweiser oder vollständiger Räumung des Totholzes). Statistische Analyse: Wilcox-Test,  $p < 0,001$ .

Wie erwartet zeigten unsere Daten niedrigere DOC-Werte und weniger komplexe Huminsäure auf Standorten nach einem Brand. Interessanterweise zeigten unsere Daten auch einen deutlich niedrigeren DOC-Gehalt auf verbrannten Flächen, die zusätzlich durch intensive Waldbewirtschaftung wie Pflügen und Räumung des Totholzes beeinträchtigt wurden. Boden-Kohlenstoff, der z.B. als DOC und Humus vorliegt, spielt eine Schlüsselrolle für die Funktion des Waldökosystems. Er verbessert die physikalischen Eigenschaften des Bodens, speichert Feuchtigkeit und Luft und kühlt dadurch den Boden ab. Außerdem erhöht er die biotische Aktivität von Bodenorganismen, die die Entwicklung der Vegetation ernähren. All diese Funktionen verbessern die Bodenqualität des Standorts (DeLuca und Boisvenue 2012).

Tab. 6.3-4: Einfluss forstwirtschaftlicher Behandlungsmaßnahmen nach Waldbränden: Veränderungen in der Zusammensetzung der Bodenlösung im Unterboden (30 cm Tiefe) auf verbrannten Flächen mit unterschiedlichen Bewirtschaftungsvarianten im Vergleich zu unverbrannten Referenzflächen in den Untersuchungsjahren 2021-2022; dargestellt sind statistisch signifikante Ergebnisse von Mittelwertvergleichen (Wilcox-Test,  $p < 0,05$ ), wenn nicht anders gekennzeichnet

	Bodenbearbeitung			Totholzmanagement		
	kein forstliches Management	Einsatz Harke	Einsatz Pflug	kein forstliches Management	teilweise geräumt	vollständig geräumt
DOC	↓	ns	↓	↓	↓	↓
Huminsäure (%)	ns	ns	ns	ns	↓	ns
Huminsäure Aromatizität	↓	ns	↓	ns	↓	ns
Huminsäure Molekulargewicht	↓	ns	↓	↓	↓	↓
	↓ niedrigere Werte im Vergleich zu den Referenzflächen    ns: nicht statistisch signifikante Daten					

Tab. 6.3-5: Einfluss forstwirtschaftlicher Behandlungsmaßnahmen nach Waldbränden: Vergleich der Zusammensetzung der Bodenlösung im Unterboden (30 cm Tiefe) zwischen Brandflächen mit unterschiedlichen Bewirtschaftungsmethoden im Vergleich zu Brandflächen ohne Bodenbearbeitung oder Totholzmanagement in den Untersuchungsjahren 2021-2022; dargestellt sind statistisch signifikante Ergebnisse von Mittelwertvergleichen (Wilcox-Test,  $p < 0,05$ ), ns: statistisch nicht signifikante Daten.

	Bodenbearbeitung			Totholzmanagement		
	Einsatz Pflug	Einsatz Harke	Referenz	vollständig geräumt	teilweise geräumt	Referenz
DOC	↓	ns	↑	↓	↓	↑
Huminsäure (%)	ns	ns	ns	ns	↓	ns
Huminsäure Aromatizität	ns	ns	nss	ns	↓	ns
Huminsäure Molekulargewicht	↓	ns	↑	ns	ns	↑
	↑ höhere Werte    ↓ niedrigere Werte im Vergleich zu den Brandflächen ohne Bodenbearbeitung			↑ höhere Werte    ↓ niedrigere Werte im Vergleich zu den Brandflächen ohne Totholzmanagement		
	ns: nicht statistisch signifikante Daten					

### 6.3.2 Bodenbiologie und Stoffumsätze

Werner Gerwin<sup>1</sup>, Florent Jouy<sup>2</sup>, Thomas Raab<sup>3</sup>, Frank Reppmann<sup>3</sup>

- 1 Forschungszentrum Landschaftsentwicklung und Bergbaulandschaften (FZLB), Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Siemens-Halske-Ring 8, 03046 Cottbus
- 2 Centre for Ecomics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde
- 3 Lehrstuhl Geopedologie und Landschaftsentwicklung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Siemens-Halske-Ring 8, 03046 Cottbus

Bei der Untersuchung der Streuabbauprozesse mit dem Minicontainersystem zeigten sich bei den Referenzstandorten im Mittel über die Jahre und alle Referenzflächen tendenzielle Unterschiede zwischen den betrachteten Bodentiefen, die jedoch statistisch nicht signifikant sind (Abb. 6.3-12). Bei einer mittleren Mächtigkeit der Humusauflage befanden sich die Minicontainer in der Tiefenstufe 4-8 cm, für die in der Abbildung die tendenziell kürzeste Dauer bis zum Abbau der Hälfte der eingesetzten Streu ( $t_{50}$ -Werte) – und damit die tendenziell schnellste Abbaugeschwindigkeit – zu erkennen ist, im unteren Bereich der Humusauflage, im Übergangsbereich zum mineralischen Oberboden. Es kann angenommen werden, dass in diesem Tiefenbereich ein ausgeglicheneres Feuchteregime im Jahresverlauf für eine gleichmäßige mikrobielle Abbautätigkeit sorgte, während die darüber liegende oberste Tiefenstufe durch sommerliche Trockenphasen stärker betroffen war. In den darunter folgenden Tiefenstufen im Mineraloberboden stieg die Abbaudauer tendenziell wieder an, was darauf hinweist, dass sich die mikrobiellen Abbauprozesse in den hier untersuchten Waldböden unter Kieferbeständen auf den Grenzbereich zwischen Humusauflage und Oberboden konzentrieren.

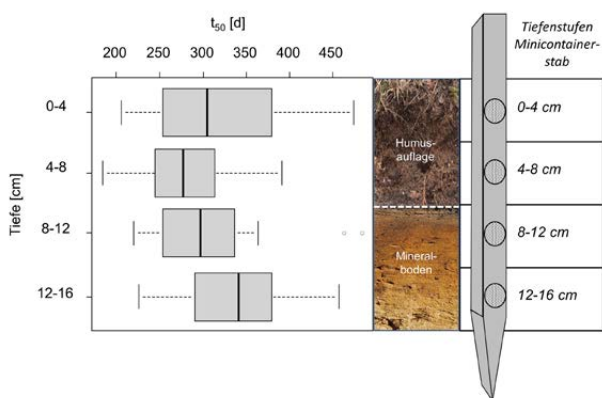


Abb. 6.3-12: Errechnete Dauer bis zum Abbau der Hälfte der Laubstreu ( $t_{50}$ ) in Tagen basierend auf den Daten der Referenzstandorte G, L und Z aus den Jahren 2021-2023 für die mit den Minicontainerstäben untersuchten vier Bodentiefen (Humusauflage und Mineraloberboden, rechts: schematische Darstellung eines unverbrannten Bodenprofils und eines Minicontainerstabs mit vier Minicontainern zur Exposition von Laubstreuaterial).

Durch die Waldbrände wurde die Humusauflage auf den meisten Brandflächen vollständig zerstört, so dass die freigelegte Mineralbodenoberfläche nun die neue Bodenoberfläche darstellte. Im Vergleich zu den obersten Mineralbodenbereichen der unverbrannten Referenzstandorte (unter der durchschnittlich 9 cm mächtigen Humusauflage) lag die im ersten Beobachtungsjahr 2021 ermittelte Abbaugeschwindigkeit bei den Brandflächen zum Teil signifikant niedriger, was sich durch längere Abbaueiten und damit höhere  $t_{50}$ -Werte bemerkbar machte (Abb. 6.3-13). Aus der Abbildung geht weiterhin hervor, dass die forstwirtschaftlichen Maßnahmen nach dem Brand die Streuabbautätigkeit - wenn überhaupt - nur tendenziell beeinflussen konnten. So besteht kein signifikanter Unterschied zwischen den gepflügten Brandflächen und den Referenzstandorten. Generell keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den Streuabbaugeschwindigkeiten wurden für Flächen mit unterschiedlichem Totholzmanagement festgestellt. Bei dieser Gruppierung ergaben sich auch keine Unterschiede zu den Referenzflächen, allerdings traten die insgesamt höchsten Werte für die Abbaudauer bei gleichzeitiger erheblicher Streuung der Daten ausschließlich bei den unbehandelten Brandstandorten (keine Totholzentnahme) auf. Diese Ergebnisse lassen erahnen, dass die Zerstörung der Humusauflagen durch die Waldbrände zu einer Störung des Streuabbaus als einer wichtigen Bodenfunktion geführt hat. Die Bodenbearbeitung hat in dieser Hinsicht bei den hier untersuchten Brandflächen zu einer Angleichung an die Verhältnisse der Referenzstandorte geführt, was mit Blick auf die Nährstoffversorgung der Vegetation durch die Mineralisierung von Nährstoffen aus Pflanzenresten positiv zu bewerten ist. Ab dem zweiten Untersuchungsjahr waren keine weiteren signifikanten Unterschiede zwischen den verschiedenen Behandlungsmaßnahmen und Referenzstandorten mehr zu erkennen.

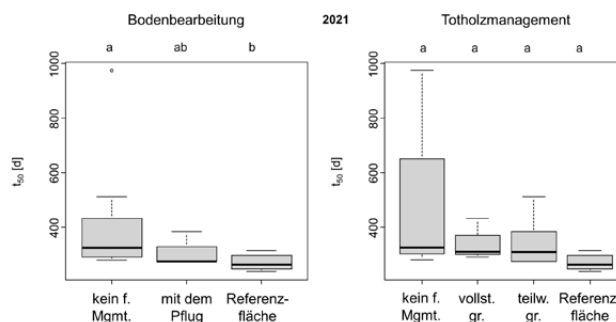


Abb. 6.3-13: Errechnete Dauer bis zum Abbau der Hälfte der Laubstreu ( $t_{50}$ ) in Tagen für die Bodenbearbeitungsvarianten (links) und Totholzmanagementvarianten (rechts) für das Untersuchungsjahr 2021, dargestellt sind die Abbaugeschwindigkeiten für die jeweils obersten Bereiche des Mineralbodens (Brandstandorte: 0-4 cm unter Bodenoberfläche; Referenzstandorte: Mineraloberboden unmittelbar unterhalb der Humusaufлагesicht, entsprechend 8-12 cm unter Oberfläche der Humusauflage/Bodenoberfläche), unterschiedliche Kleinbuchstaben geben signifikante Unterschiede zwischen Varianten wieder (Kruskal-Wallis-Test,  $p < 0,05$ ).

Die Bedeutung der Humusauflage für die biologische Aktivität der Waldböden machte sich auch bei den durchgeführten Untersuchungen der Stickstoffmineralisierung bemerkbar. So wurden signifikante Unterschiede zwischen den Mineralisierungsraten in der Humusauflage der unverbrannten Referenzflächen und denen der mineralischen Oberböden aller Untersuchungsstandorte festgestellt (Abb. 6.3-14). Die Abbildung zeigt die deutlichen Unterschiede zwischen diesen beiden Bodenbereichen für die beiden Untersuchungs-jahre 2021 und 2022. Die Vernichtung der Humusauflage durch den Waldbrand bedeutete dementsprechend einen weitgehenden Verlust zentraler für die Pflanzenernährung wesentlicher Boden-funktionen. Die Menge der für die Vegetation durch mikrobielle Umsätze zur Verfügung gestellten mineralischen Stickstoffverbindungen  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NO}_3^-$  nahm deutlich ab. Im Gegensatz zu diesen deutlichen Unterschieden zwischen Humus und Mineralboden konnten keine Unterschiede der Stickstoffmineralisationsraten zwischen den verschieden behandelten Brandflächen gefunden werden.

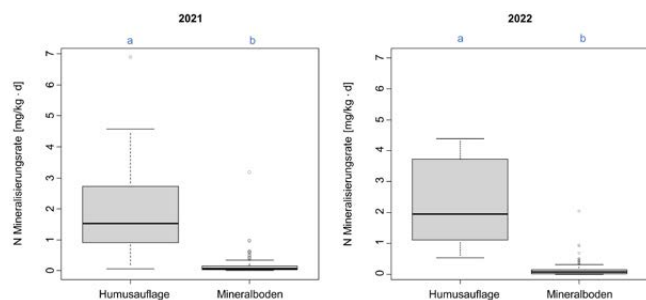


Abb. 6.3-14: Stickstoffmineralisierungsraten in den Untersuchungsjahren 2021 und 2022 in der Humusauflage und im mineralischen Oberboden (alle Untersuchungsstandorte); unterschiedliche Kleinbuchstaben geben signifikante Unterschiede wieder (Mann-Whitney-U-Test,  $p < 0,05$ )

Die hier vorgestellten Daten zur Bodenatmung wurden im Zeitraum von März 2022 bis Juni 2022 erhoben. An jedem der 15 Untersuchungsstandorte wurden in diesem Zeitraum 20 bis 25 Messungen der Bodenatmung (sowie der Bodentemperatur und -feuchtigkeit) durchgeführt. Erwartungsgemäß ist die Bodenatmung auf den nicht verbrannten Referenzflächen am höchsten und auf den verbrannten Flächen, auf denen die Humusschicht zerstört wurde, am niedrigsten (Abb. 6.3-15). Die Daten zeigen auch, dass die Bodenatmung auf den verbrannten Flächen, die gepflügt oder vollständig von Totholz geräumt wurden, höher ist als auf den verbrannten Flächen, die nicht forstwirtschaftlich behandelt wurden. Die statistische Analyse scheint die Feststellung zu bestätigen, dass eine extensive Bewirtschaftung zu einer höheren Bodenatmung führen könnte (Tab. 6.3-6).

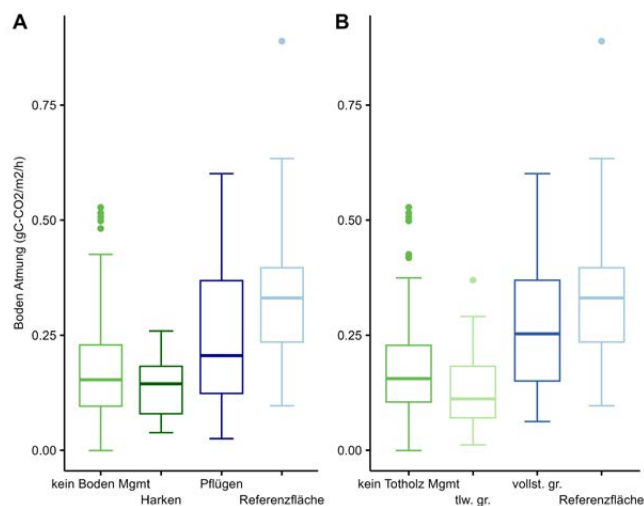


Abb. 6.3-15: Boxplot der Bodenatmung im Zeitraum März bis Juni 2022 auf nicht verbrannten Flächen (Referenzfläche) und verbrannten Flächen ohne und mit forstwirtschaftlichem Management. Bodenbearbeitung ist Harken oder Pflügen (A), Totholzmanagement ist teilweise geräumt (tlw. gr.) oder vollständige geräumt (vollst. gr.) (B).

Tab. 6.3-6: Einfluss der forstwirtschaftlichen Behandlung nach Waldbränden: Veränderungen der Bodenatmung auf verbrannten Flächen mit verschiedenen Bewirtschaftungsmethoden im Vergleich zu unverbrannten Referenzflächen im Zeitraum März bis Juni 2022; sowie Veränderungen der Bodenatmung zwischen verbrannten Flächen ohne und mit Bewirtschaftung. Dargestellt sind statistisch signifikante Ergebnisse von Mittelwertvergleichen (Wilcoxon-Test,  $p < 0,05$ ), ns: statistisch nicht signifikante Daten.

	Bodenbearbeitung			Totholzmanagement		
	keine Bodenbearbeitung	Einsatz Harke	Einsatz Pflug	keine Entnahme von Totholz	teilweise geräumt	vollständig geräumt
Bodenatmung	↓	↓	↓	↓	↓	↓
	↓ niedrigere Werte im Vergleich zu Referenzflächen					

	Bodenbearbeitung			Totholzmanagement		
	Einsatz Pflug	Einsatz Harke	Referenz	vollständig geräumt	teilweise geräumt	Referenz
Bodenatmung	↑	ns	↑	↑	↓	↑
	↑ höhere Werte... ↓ niedrigere Werte... ... im Vergleich zu den Brandflächen ohne Bodenbearbeitung			↑ höhere Werte... ↓ niedrigere Werte... ... im Vergleich zu den Brandflächen ohne Totholzmanagement		
	ns: nicht statistisch signifikante Daten					



Die Bodenatmung ist stark von der Bodentemperatur und der Bodenfeuchtigkeit abhängig, so dass der Unterschied in der Bodenatmung eher auf diese Bodenparameter als auf die Behandlung zurückzuführen sein könnte. Daher wurde in Anlehnung an TANG (2005) ein multivariates Modell entwickelt, das Bodentemperatur und Bodenfeuchte als unabhängige Variablen enthält, um die Bodenatmung an jedem Untersuchungsstandort zu simulieren. Es war möglich, ein lineares Modell (nach logarithmischer Transformation) zu finden, das auf alle Untersuchungsstandorte passte (mit Ausnahme von US D), und so den Koeffizienten jeder Variablen für jeden Untersuchungsstandort zu schätzen. Dieses Modell wurde dann verwendet, um die Bodenatmung an jedem Standort für eine Bodentemperatur von 20 °C und eine Bodenfeuchtigkeit von 5 % vorherzusagen.

Diese Daten zeigen, dass die modellierte Bodenatmung bei einer bestimmten Bodentemperatur und -feuchtigkeit nur geringfügig mit der Intensität der Bewirtschaftung zunimmt (Abb. 6.3-16). Die Referenzflächen weisen eine viel höhere Atmungsrate auf. Unsere Daten deuten darauf hin, dass die Bewirtschaftung keinen starken Einfluss auf die Bodenatmung hat. Eine deutlich verringerte Bodenatmung wurde hingegen durch die Brandereignisse hervorgerufen.

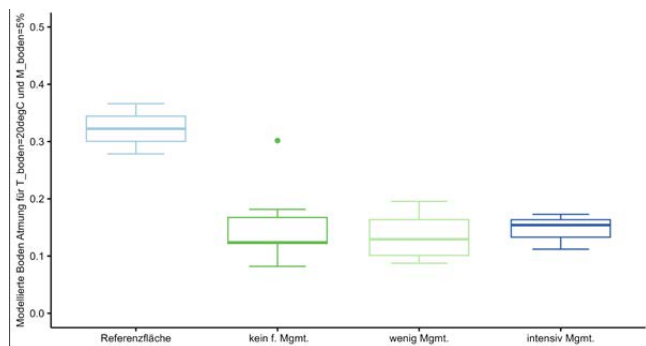


Abb. 6.3-16: Boxplot der modellierten Bodenatmung für eine Bodentemperatur von 20 °C und Bodenfeuchtigkeit von 5 % auf Referenzflächen und verbrannten Flächen ohne forstwirtschaftliches Management (kein f. Mgmt.), mit wenig Management (wenig Mgmt.: Harken, teilweise oder totale Räumung ohne Pflug) und intensivem forstwirtschaftlichen Management (intensiv Mgmt.: pflügen mit teilweise oder vollständig geräumt)

### Zusammenfassung

Unsere Messungen der Bodenatmung zeigen, dass das Brandereignis eine starke Auswirkung hatte, indem es die Menge des aus dem Boden freigesetzten CO<sub>2</sub> auf den verbrannten Flächen erheblich reduzierte. Außerdem führt das Pflügen oder die vollständige Entfernung abgestorbener Bäume zu einem Anstieg der Bodenatmung im Vergleich zu den verbrannten Flächen ohne Bewirtschaftung. Die modellierte Bodenatmung für eine gegebene Bodentemperatur und -feuchtigkeit zeigt jedoch nur einen geringen Anstieg der Bodenatmung bei extensiver Bewirtschaftung im Vergleich zu Standorten ohne Bewirtschaftung.

Eine höhere Bodenatmung deutet auf eine höhere biologische Aktivität im Boden hin, die für den Boden von Vorteil ist. Andererseits ist die Bodenatmung die Hauptquelle für die Abgabe von CO<sub>2</sub> aus dem terrestrischen Ökosystem an die Atmosphäre, so dass eine hohe Bodenatmung zum Anstieg des CO<sub>2</sub>-Gehalts in der Luft beiträgt (WANG et al. 2006). Daher sollte eine hohe Bodenatmung nur dann empfohlen werden, wenn sie mit einer Pflanzen-/Baumbedeckung einhergeht, damit die Vegetation das aus dem Boden freigesetzte CO<sub>2</sub> aufnehmen kann, wie dies bei den unverbrannten Referenzflächen der Fall ist.

### 6.3.3 Bodenhydrologie

Sophia Dobkowitz<sup>1</sup>, Till Francke<sup>1</sup>, Marie-Therese Schmehl<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Hydrologie und Klimatologie, Institut für Umweltwissenschaften und Geographie, Universität Potsdam, Karl-Liebknecht-Str. 24-25, 14476 Potsdam

#### Variabilität der Bodenfeuchte und -temperatur in Abhängigkeit von Tiefe und Behandlungsmethode

Die Zeitreihen der Bodenfeuchtemessungen zeigen ein sehr heterogenes Bild. So gibt es Standorte, an denen die tieferen Sensoren im Mittel feuchtere Werte messen als weiter oben und umgekehrt. Die kurzfristigen Bodenfeuchteanstiege als Reaktion auf einzelne Niederschlagsereignisse sind häufig, aber nicht immer, im oberen Bereich stärker ausgeprägt. Insgesamt zeigen sich die Niederschlagsereignisse schnell bis zur tiefsten Messtiefe, da das Wasser schnell durch die sandigen Böden sickert. Auch die kleinflächige Variabilität ist sehr hoch, was sich durch teilweise sehr unterschiedliche Bodenfeuchtwerte an den Sensoren der gleichen Messtiefe der Replikationsprofile am selben Standort zeigt, die nicht mehr als einen Meter voneinander entfernt liegen.

Am Beispiel der Fläche V (Abb. 6.3-17) ist erkennbar, dass Ende 2023 bis Anfang 2024 zum ersten Mal in der beobachteten Zeitspanne Sättigung (d.h. maximale Durchnässung der Bodenmatrix) in der Tiefe von einem Meter erreicht wurde (dies trat auch bei den Flächen K und Z auf). Dies korrespondiert mit den überdurchschnittlich hohen Niederschlägen in diesem Zeitraum (siehe Abb. 6.2-10). Zuvor bewegte sich die volumetrische Bodenfeuchte bis auf kurze Ausschläge zumeist im Bereich von 4-14 %. Grau hinterlegte Bereiche markieren gefüllte Messlücken. Hier zeigen sich für die meisten Messtiefen plausible Werte, was die Eignung der Füllmethode i. A. bestätigt. Während der längeren Datenlücke von Ende 2021 bis Mitte 2022 hat das numerische Profil in 100 cm Tiefe allerdings einen unplausiblen Verlauf mit trockenen Ausschlägen als Reaktion auf Niederschlagsereignisse.

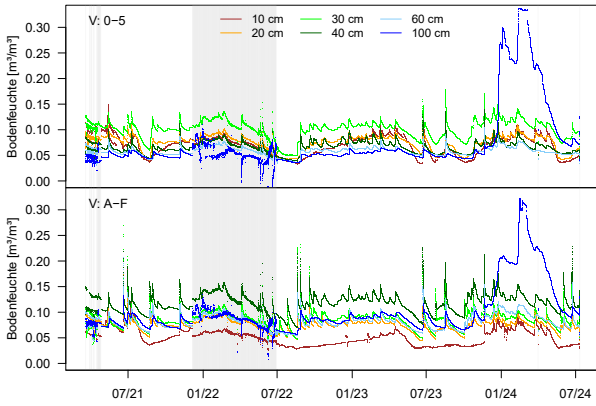


Abb. 6.3-17: Zeitreihe der Bodenfeuchtemessung, 19.3.2021-11.7.2024, am Beispiel der Untersuchungsfläche V (numerisches Profil (oben) und alphabetisches Profil (unten), grau hinterlegte Bereiche sind gefüllte Messlücken).

Die Zeitreihen der Bodentemperatur zeigen sehr deutlich den Jahresgang der Temperatur. Insbesondere beim Tagesgang schwächt sich die Amplitude mit zunehmender Tiefe ab. Die Temperaturen der entsprechenden Messtiefen der beiden Profile innerhalb der gleichen Bodengrube sind sehr ähnlich (Abb. 6.3-18). Beim Vergleich zwischen verbrannten Flächen und den unverbrannten Referenzflächen zeigen sich bei den unverbrannten Flächen wesentlich geringere Temperaturamplituden.

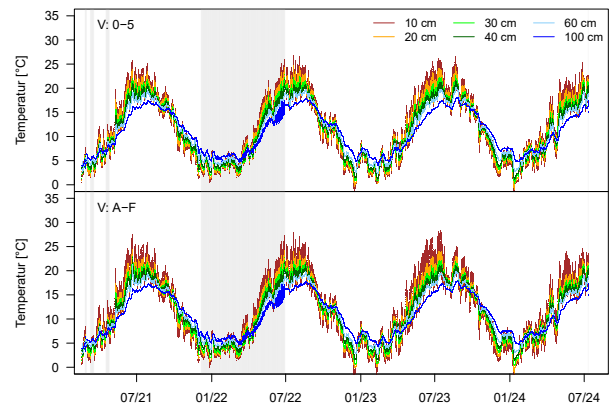


Abb. 6.3-18: Zeitreihe der Bodentemperaturmessung, 19.3.2021-11.7.2024, am Beispiel der Untersuchungsfläche V, (numerisches Profil (oben) und alphabetisches Profil (unten), grau hinterlegte Bereiche sind gefüllte Messlücken).

Abb. 6.3-19 zeigt Boxplots der Bodentemperaturwerte aller Untersuchungsstandorte für die Jahre 2021-2023 für die oberen drei Messtiefen. Auch hier ist die Verringerung der Spannweite mit zunehmender Tiefe erkennbar. Zudem wird sichtbar, dass die Temperaturextreme bei den vollständig geräumten Flächen am stärksten ausgeprägt sind, gefolgt von den Flächen mit teilweiser Entnahme und ohne Entnahme von Totholz. Die unverbrannten

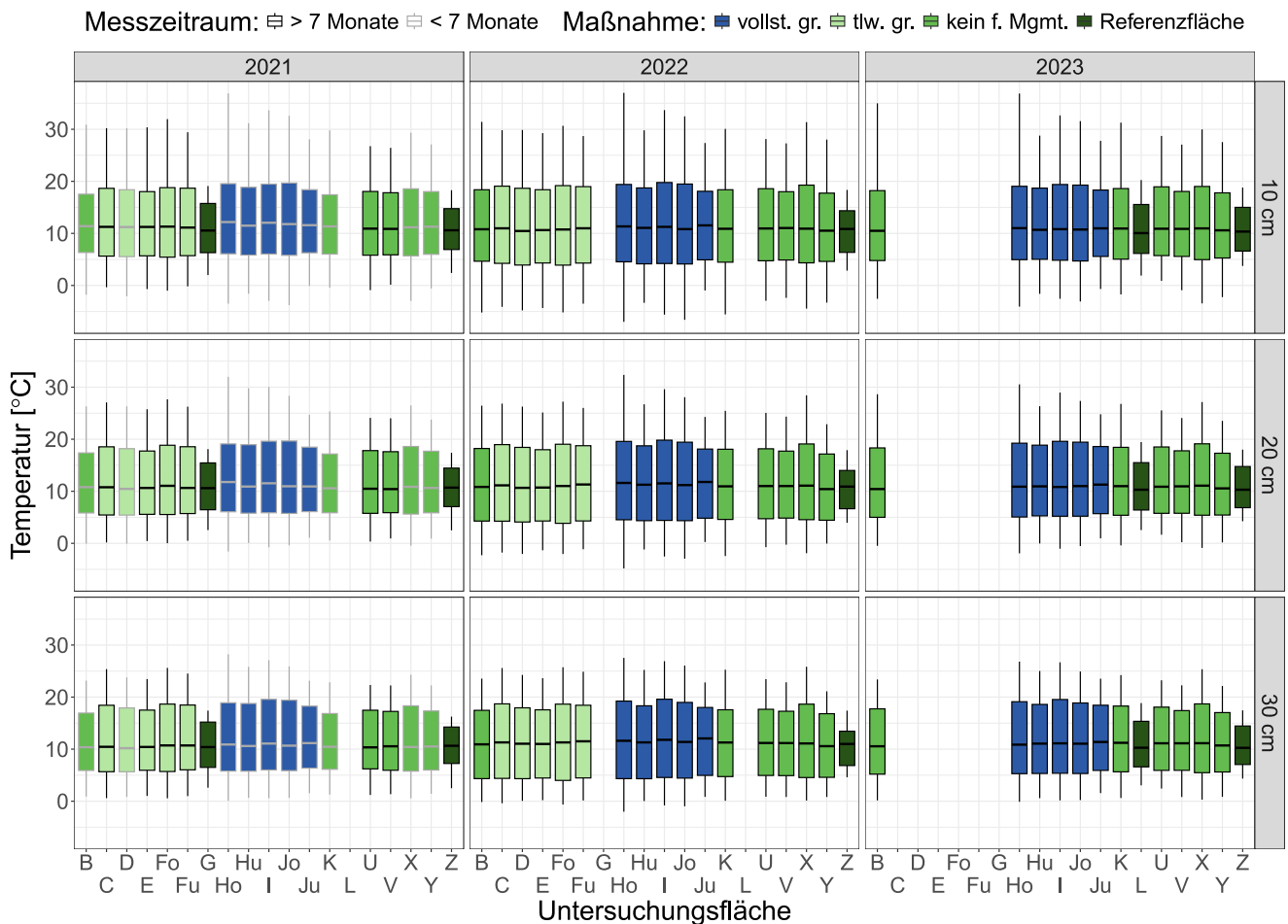


Abb. 6.3-19: Verteilung der Bodentemperatur auf den einzelnen Untersuchungsflächen in den Jahren 2021-2023 in 10, 20 und 30 cm Tiefe. Fehlende Boxen zeigen an, dass Stationen im entsprechenden Jahr noch nicht oder nicht mehr existieren, im Fall von G ist die unverbrannte Referenzfläche im Sommer 2022 abgebrannt. Graue Boxlinien werden für Flächen verwendet, deren Station erst im Laufe des betroffenen Jahres aufgebaut und bis zu fünf vorangehende Monate berechnet und nicht gemessen wurden. Minimum- und Maximumtemperatur bei Ho (2022, 10 cm) wurden abgeschnitten, um eine bessere Vergleichbarkeit der übrigen Ergebnisse zu erreichen.

Referenzflächen weichen durch eine deutlich geringere Spannweite der Temperatur nochmals deutlich von allen verbrannten Untersuchungsflächen ab. Der Vergleich von Kuppe (Fo, Ho, Jo) und Furche (Fu, Hu, Ju) der Pflugstruktur auf den Flächen F, H und J lässt erkennen, dass die Temperaturspanne in der Furche geringer ist. Dieser Effekt zeigt sich in allen drei abgebildeten Tiefen.

### Flächenmessungen zur Korrektur der Punktmessungen

Die anhand der in der Fläche verteilten Messkampagnen berechneten Korrekturfaktoren liegen größtenteils im Bereich von 0,68-1,52. Die stärker von eins abweichenden Faktoren weisen darauf hin, dass die betreffenden Profile an Standorten errichtet wurden, die sich im Mittel vom Durchschnittswert in der Fläche unterscheiden. Bei Ju treten mit 2,88 und 1,73 in 10 und 20 cm Tiefe auffallend hohe Korrekturfaktoren auf. Dies kann dadurch erklärt werden, dass diese Zeitreihe, im Gegensatz zu allen anderen, auf einer SoilVue-Sonde beruht. Hier wurde beobachtet, dass ab einer gewissen Schwelle eine Bodenfeuchte von  $0 \text{ m}^3/\text{m}^3$  angezeigt wird, obwohl bei der Permittivität noch Änderungen zu beobachten sind. Somit liegen im trockenen Bereich zu niedrige Werte vor, die zu hohen Korrekturfaktoren und damit hohen Werten der korrigierten Bodenfeuchte bei feuchteren Bedingungen führen. Aufgrund der unplausiblen Werte bei der Replikationsmessung der SoilVue-Sonde wurde diese ausgeschlossen und ausschließlich die Zeitreihen der SMT-100-Sensoren verwendet und auch die SoilVue-Sonde auf der Kuppe ausgeschlossen.

Der Vergleich der korrigierten Bodenfeuchtwerte in den Jahren 2021-2023 (Abb. 6.3-20) zeigt, dass sich die Werte, mit Ausnahme von Ju, in einem realistischen Bereich befinden. Das Verhältnis der einzelnen Flächen zueinander bleibt über die Jahre und Tiefen hinweg größtenteils bestehen, ein Effekt der forstlichen Maßnahmen auf die Bodenfeuchte ist jedoch nicht erkennbar. Nur bei den Flächen, auf denen die Pflugstruktur differenziert gemessen wurde, lässt sich fast durchgängig (außer bei Fläche H in 30 cm Tiefe) in der Furche eine höhere Bodenfeuchte beobachten.

### Trocken- und Temperaturstress

Trockenstress (Definition vgl. Kapitel 5.3.3) in der Vegetationsperiode (April-Oktober) lässt keinen konsequenten Zusammenhang mit der forstlichen Behandlung erkennen. So zeigt der Vergleich der Flächen I, V und Z (Abb. 6.3-21) den größten Anteil mit Trockenstress bei V, gefolgt von I und den geringsten Anteil bei Referenzfläche Z.

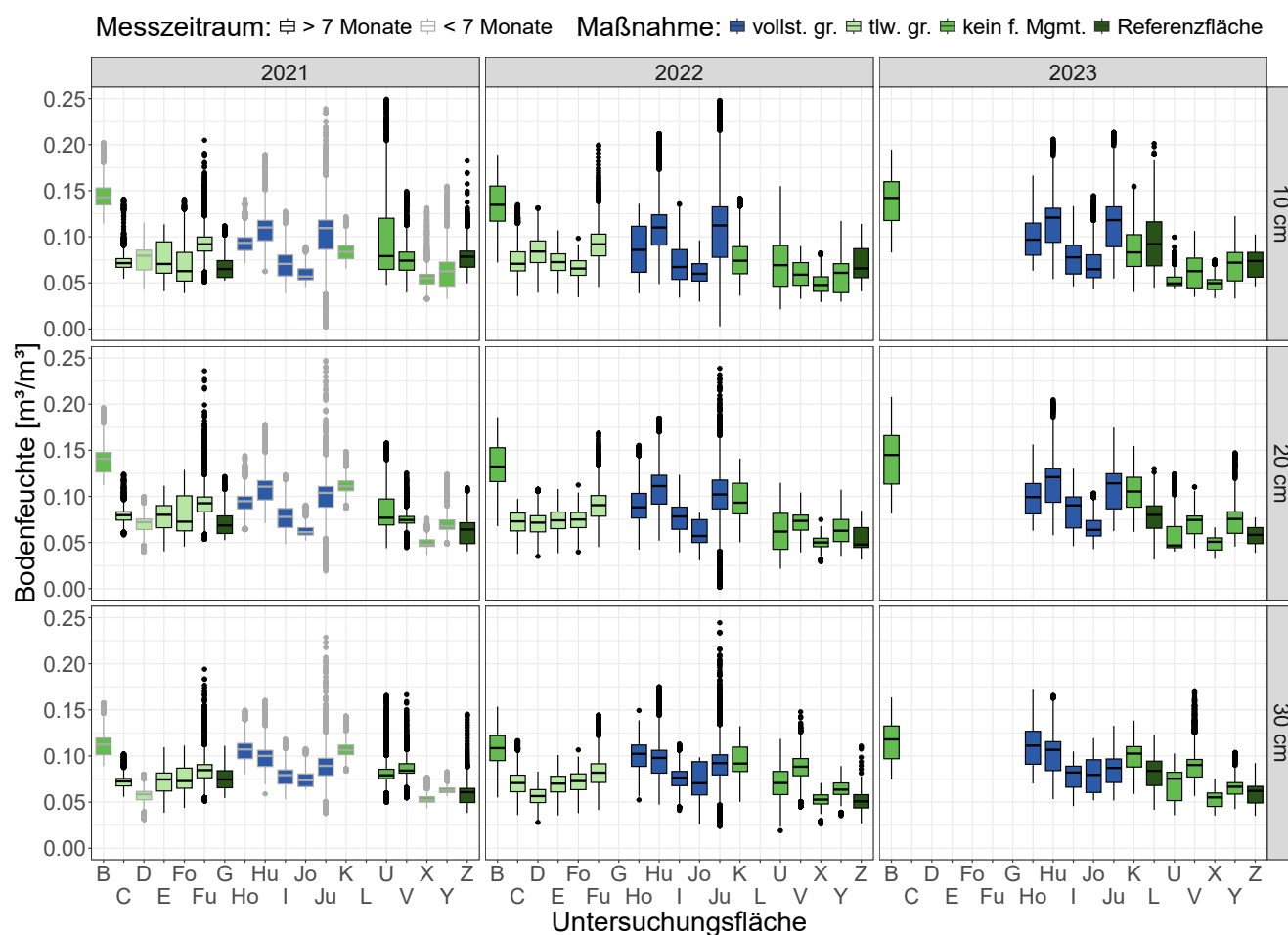


Abb. 6.3-20: Verteilung der korrigierten Bodenfeuchte auf den einzelnen Untersuchungsflächen in den Jahren 2021-2023 in 10, 20 und 30 cm Tiefe. Im Fall der Bodenfeuchte beginnt die Zeitreihe im Jahr 2021 erst am 19.3., da die anfänglich spärlichere Instrumentierung keine robuste Lückenfüllung erlaubt. Ausreißer nach oben bei Hu (2021 und 2022, alle Messtiefen) und U (2021, 10 cm) wurden abgeschnitten, um eine bessere Vergleichbarkeit der übrigen Ergebnisse zu erreichen. Die Werte für D und E sind nicht räumlich korrigiert, da hier keine Flächenmessung durchgeführt werden konnte.

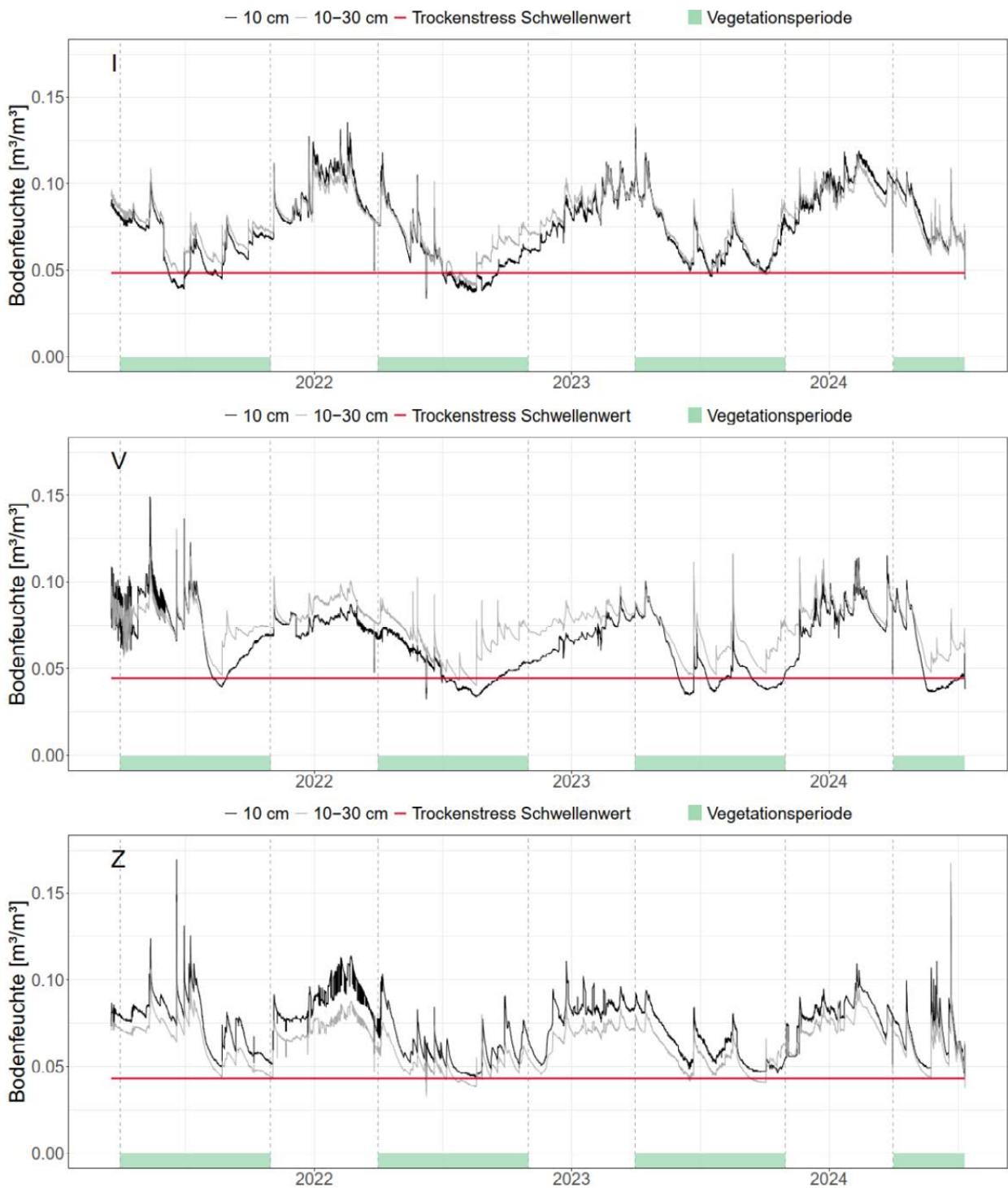


Abb. 6.3-21: Trockenstress in 10 cm und 10-30 cm Tiefe während der Vegetationsperiode (April-Oktober). Hier beispielhaft für verschiedene Maßnahmen Fläche I (vollständig geräumt), V (kein forstliches Management) und Z (Referenzfläche).

Hitze- und Kältstress werden hingegen erkennbar durch die forstliche Behandlung beeinflusst, so zeigt Abb. 6.3-22 beispielhaft an den Flächen I, V und Z, wie die Überschreitung der Schwellenwerte für Hitze- und Kältstress während der Vegetationsperiode am häufigsten auf der vollständig geräumten Fläche, seltener bei der verbrannten Fläche ohne forstliches Management und gar nicht auf der unverbrannten Referenzfläche auftritt.

Die Gesamtübersicht des Trocken- und Temperaturstress auf allen Untersuchungsflächen für die Jahre 2021-2023 (Abb. 6.3-23) verdeutlicht, dass 2022 bei den vollständig geräumten Flächen das Jahr mit dem am stärksten ausgeprägten Trockenstress war. Bei den Flächen ohne forstliches Management zeigen sich unterschiedliche Muster: so ist bei den Flächen B, X und Y auch 2022 das Jahr mit dem längsten Trockenstress, bei K ist der Trockenstress in 2022 und 2023 gleichbleibend. Auf den Flächen U und V hält

der Trockenstress jedoch im Jahr 2023 am längsten an. Die unverbrannten Referenzflächen G und Z weisen durchgängig keinen oder sehr geringen Trockenstress auf, während L 2023 mit 18,8 % im mittleren Bereich liegt.

Hitze- und Kältstress weisen auch im Vergleich aller Untersuchungsflächen die schon am obigen Beispiel festgestellte Verringerung des Temperaturstress von vollständig geräumt über teilweise geräumt, kein forstliches Management bis hin zur unverbrannten Referenz auf, insbesondere beim Hitzestress.

Sowohl Trocken- als auch Temperaturstress hält bei den Untersuchungsflächen mit Pflugstruktur durchgängig unten in der Furche kürzer an als auf der Kuppe.

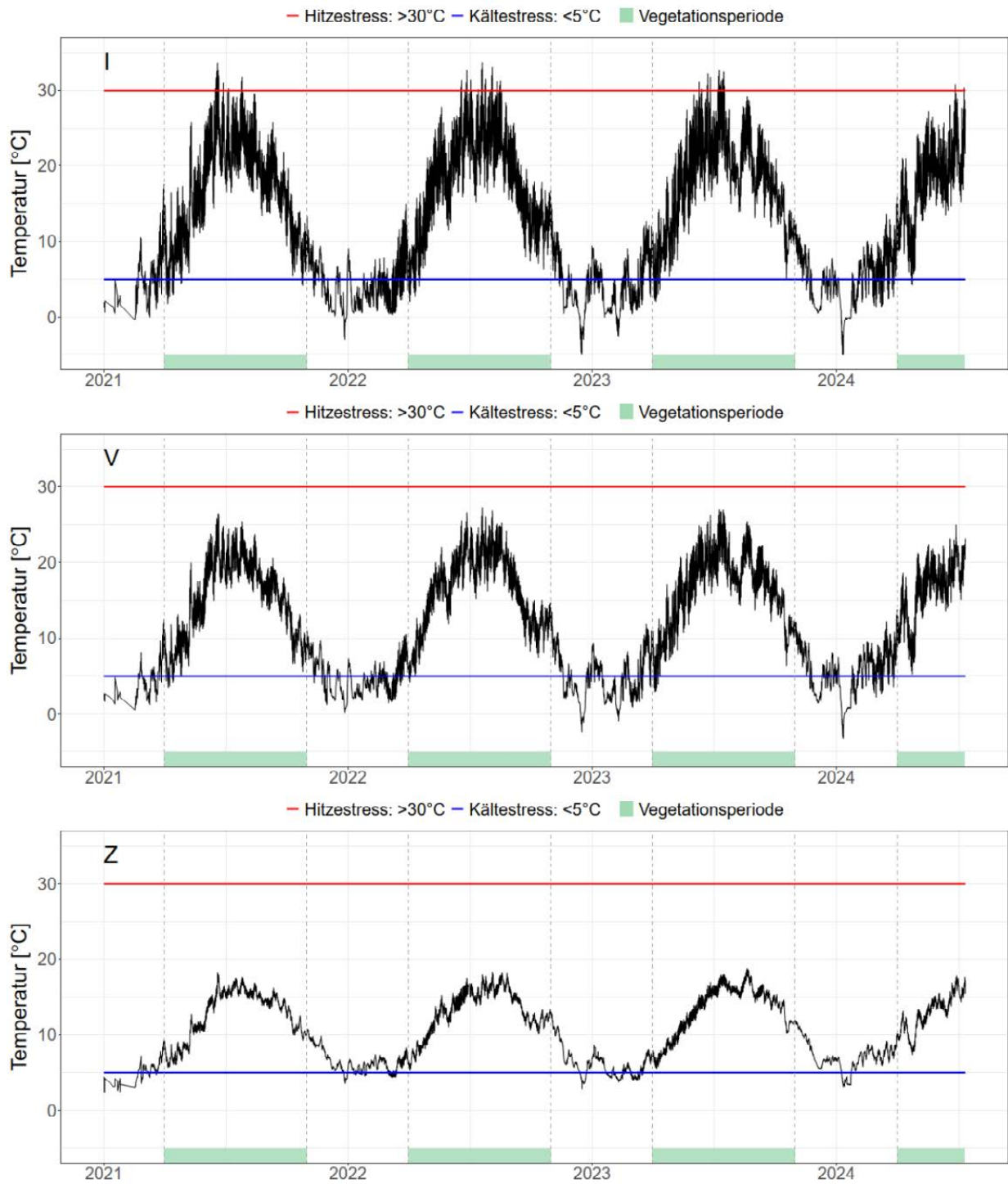


Abb. 6.3-22: Hitze- und Kältestress in 10 cm Tiefe während der Vegetationsperiode (April-Oktober). Hier beispielhaft für verschiedene Maßnahmen Fläche I (vollständig geräumt), V (kein forstliches Management) und Z (Referenzfläche).

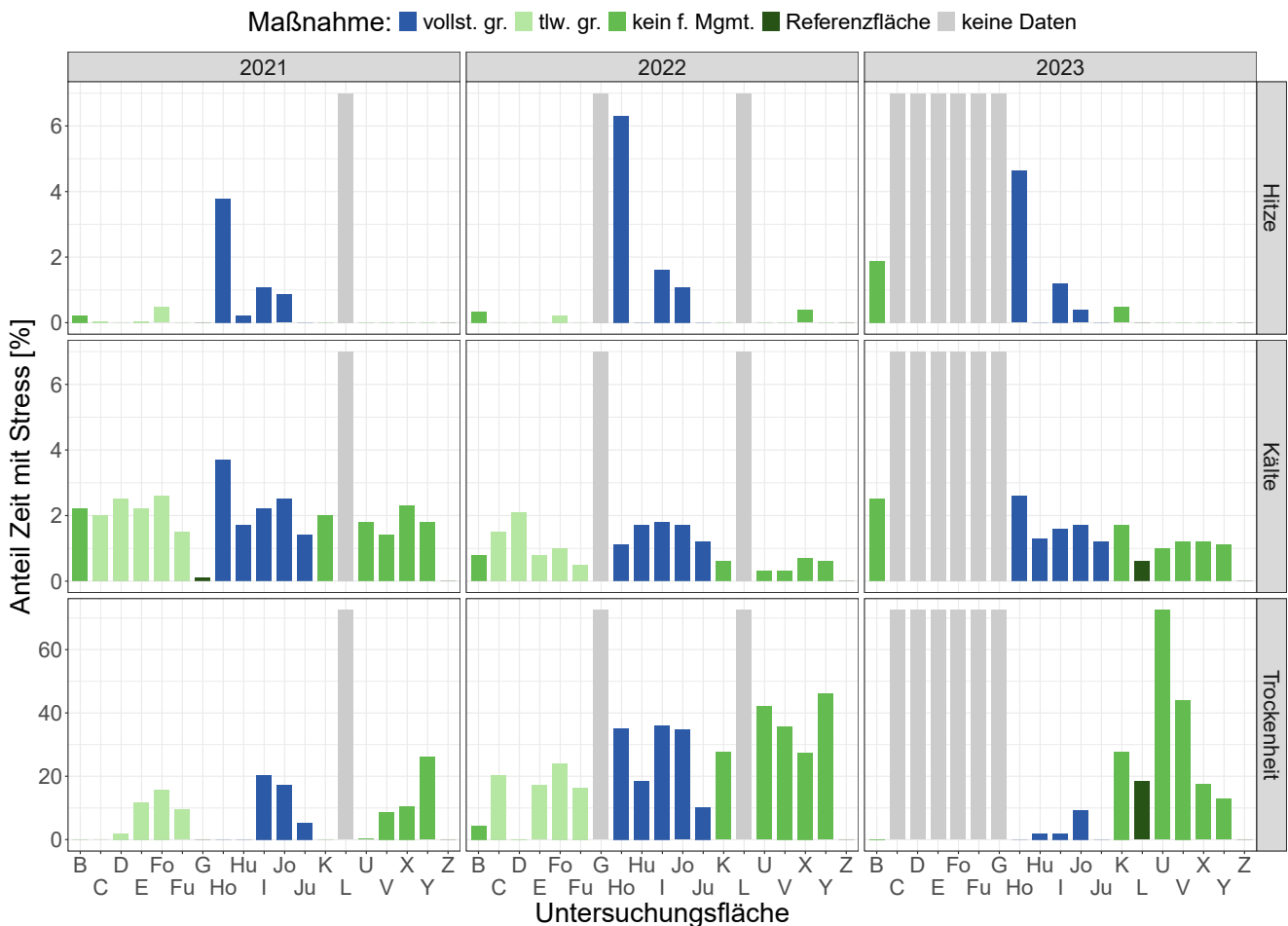


Abb. 6.3-23: Prozentualer Anteil der Vegetationsperiode (April-Oktober) mit Hitze-, Kälte- und Trockenstress, jeweils in 10 cm Tiefe für die Jahre 2021-2023, berechnet aus den flächenkorrigierten Bodenfeuchtwerten, wenn vorhanden.

### Modellierte Grundwasser-Neubildung

Die Grundwasserneubildung ergibt sich aus den standortspezifisch kalibrierten Modellen. Die Werte für die Güte der Kalibrierung, den KGE zwischen beobachteter und modellierter Bodenfeuchte, liegen zwischen 0,49 und 0,84. Dennoch ist die Dynamik der modellierten Bodenfeuchte von stark unterschiedlicher Plausibilität. Abb. 6.3-24 zeigt beispielhaft die Anpassungen an den Untersuchungsstandorten I und V. In unterschiedlicher Ausprägung, aber letztlich für alle Standorte gilt, dass die Dynamik als Antwort auf Niederschlagsereignisse deutlich schneller, d. h. überhöht, modelliert wird und vor allem langsame Rezessionskurven schlecht abgebildet werden. Auch das periodische fast vollständige Leerlaufen der Bodensäule – hier besonders ausgeprägt am Standort I zu sehen – zeugt von unzulänglicher Modellgüte.

Es wurde versucht die Güte zu verbessern, indem sowohl Annahmen im Basismodell geändert wurden (Wurzelaufnahme nach FEDDES, Berücksichtigung der Interzeption, Einfügen eines Übergangshorizonts zwischen den Materiallayern), als auch verschiedene Varianten der Optimierung getestet (Optimierung auf verschiedene Gütemaße, oder Optimierung nur auf die Bodenparameter bei festen Pflanzenparametern). Keine der Varianten konnte die o. g. Unzulänglichkeiten des Modells beheben. Die Laufanzahl der Optimierung kann als ausreichend eingeschätzt werden, da der Optimierer stets konvergierte.

Mögliche Erklärungen für die schlechte Anpassung können sein, dass im Boden Prozesse stattfinden, die von dem Modell nicht abgebildet werden können. Zum Beispiel ist in Abb. 6.3-24 am Standort V als extremes Beispiel zu sehen, dass die beobachtete Bodenfeuchte bei 10 cm auf keinen Niederschlag reagiert. Dies könnte durch lateralen Fluss (Oberflächenabfluss) begründet sein, der in einer eindimensionalen Modellierung nicht abgebildet werden kann. Ebenso ist es möglich, dass die ausnehmend trocken-sandigen Substrate unter forstlicher Bewirtschaftung etwas anderer Prozessabbildungen bedürfen als dies in dem für landwirtschaftlich genutzten Boden entwickelten HYDRUS-Modell der Fall ist. Auch WEBER et al. (2020) haben darauf hingewiesen, dass besonders trockene Verhältnisse auf sandigen Böden durch das van-Genuchten-Modell nicht gut abgebildet werden können. Sie schlagen als Alternative das Brunswick-Modell (WEBER et al. 2019) vor.

Insgesamt ist die Anpassung der modellierten an die gemessene Bodenfeuchte unzufriedenstellend. Aufgrund der dargestellten Schwierigkeiten, wird darauf verzichtet, Angaben zur Höhe der Grundwasserneubildung zu machen oder einen Vergleich der Standorte nach Behandlungsmethode durchzuführen.

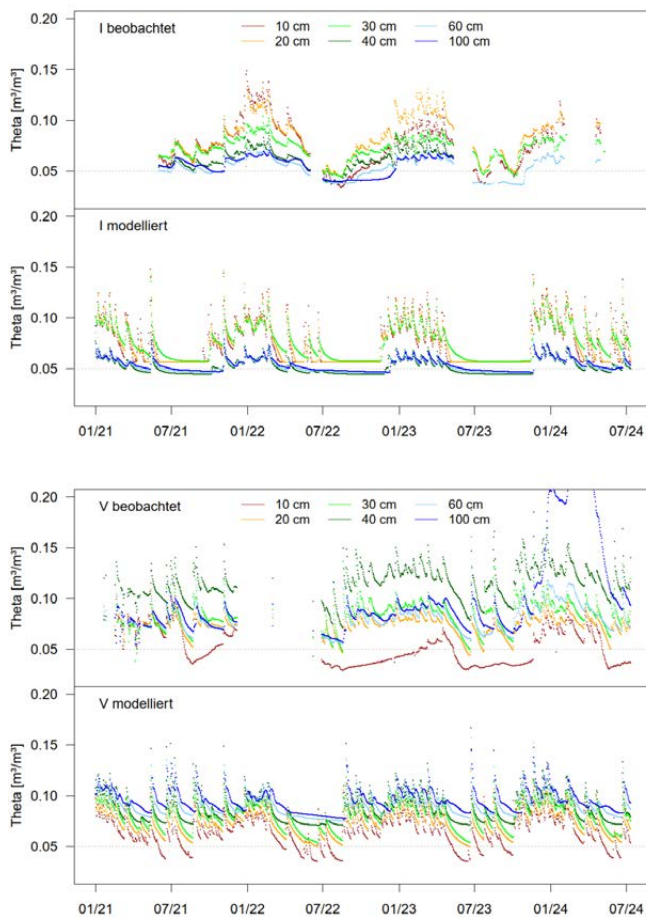


Abb. 6.3-24: Beobachtete und modellierte Bodenfeuchte an den Standorten I ( $KGE = 0.77$ ) und V ( $KGE = 0.48$ )

## 6.4 Flora und Vegetationsstruktur

### 6.4.1 Bodenvegetation

Maren Schüle<sup>1,2</sup>, Thilo Heinken<sup>1</sup>

- 1 Allgemeine Botanik, Institut für Biologie und Biochemie, Universität Potsdam, Maulbeerallee 3, 14469 Potsdam
- 2 Centre for Ecnics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

#### 6.4.1.1 Auswirkung eines Waldbrandes auf die Vegetation

##### Struktur

Ein intensiver Waldbrand hat enorme Auswirkungen auf die Vegetation. Die typischen Kiefernforsten unserer UGs zeichnen sich durch eine ausgeprägte, meist flächendeckende Mooschicht aus und entsprechen der typischen Vegetation von Kiefernforsten ärmerer Standorte in Mittelbrandenburg (vgl. HEINKEN 2008). Zu typischen Arten zählen das Rotstängelmoos (*Pleurozium schreberi*), Grünstängelmoos (*Pseudoscleropodium purum*), Zypressen- bzw. Heideschlaflmoos (*Hypnum cupressiforme* agg.) und verschiedene Gabelzahnmoos-Arten (*Dicranum* spp.). Die Krautschicht wird überwiegend von der Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) dominiert, teilweise begleitet von Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) und Sand-Segge (*Carex arenaria*). Naturverjüngung aus Eichen (meist Stiel- und Rot-Eiche), Faulbaum (*Rhamnus frangula*), Spätblühender Trauben-Kirsche (*Prunus serotina*) und Gemeiner Birke (*Betula pendula*) ist meist spärlich. Die obere Baumschicht besteht allein aus Gemeinen Kiefern (*Pinus sylvestris*). Starke Brände haben zur Folge, dass die Kiefern bis auf wenige (zunächst) überlebende Individuen absterben. Die Krautschicht verbrennt meistens ebenfalls, wobei einige Arten (Land-Reitgras, Sand-Segge) wieder vegetativ aus unverbrannten unterirdischen Sprossachsen (Rhizomen) austreiben können. Die Mooschicht verbrennt meist komplett. Im Gegensatz zu den unverbrannten Referenzflächen mit einer durchschnittlichen Moosdeckung von über 90 %, erreichten neubesiedelnde Moose auf den Brandflächen zu Beginn (ein Jahr (JB) bzw. zwei Jahre (TB) nach dem Brand) nur rund 6 % Deckung. Die Krautschicht auf den unverbrannten Flächen hatte durchschnittlich 32 % Deckung. Auf den Brandflächen erreichte die Krautschicht knapp 16 %. Auf den Brandflächen war bereits häufig eine ausgeprägte Naturverjüngung zu verzeichnen, während diese auf den unverbrannten Flächen mit weniger als 1 % Deckung kaum eine Rolle spielte. Von der Baumschicht überlebten nur wenige Individuen den Brand. Daher lag die Deckung der Altbäume unter 5 %, während sie auf den unverbrannten Referenzflächen etwa ein Drittel der Fläche bedeckten (Abb. 6.4-1).

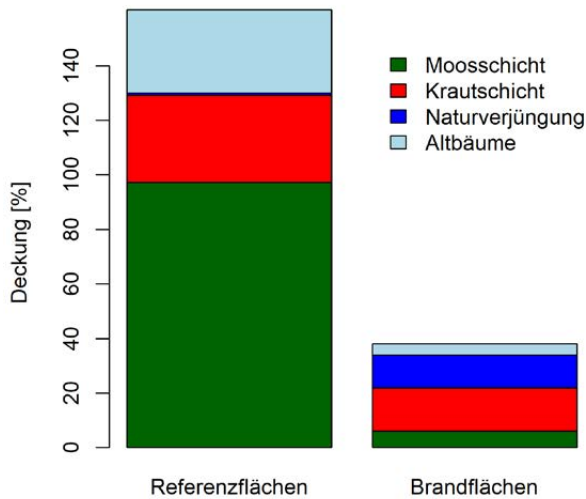


Abb. 6.4-1: Prozentuale Deckung der (überlebenden) Altbäume, Naturverjüngung, Kraut- und Moosschicht für die Brandflächen (n=90) und die unverbrannten Referenzflächen (n=20) im ersten Untersuchungsjahr

### Diversität

Ein Waldbrand führt meist zu einer deutlichen Erhöhung der Diversität der Vegetation. Durch ein weitgehend komplettes Verbrennen der Moos- und Krautschicht mitsamt der Humusaufgabe entsteht offener Mineralboden, der es vielen Arten ermöglicht, diese Flächen zu besiedeln. Nur wenige Arten dominieren die untersuchten unverbrannten Referenzflächen (durchschnittlich zwölf Arten pro Probekreis). Ein bis zwei Jahre nach dem Brand hat sich die Anzahl an Pflanzenarten mit durchschnittlich knapp 26 Arten im Vergleich zu den unverbrannten US mehr als verdoppelt (Abb. 6.4-2). Auch in Kiefernwäldern anderer Regionen wie in Litauen (MAROZAS et al. 2007) oder Polen (DZWONKO et al. 2018) erhöhte sich die Diversität nach einem Brand.

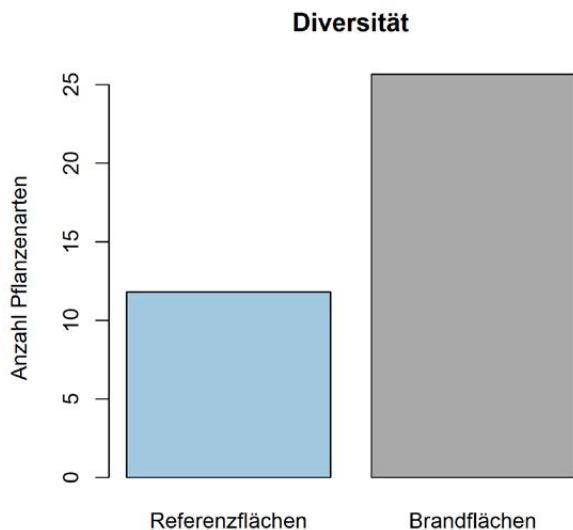


Abb. 6.4-2: Anzahl an Pflanzenarten (Gefäßpflanzen, Moose und Flechten) für die Brandflächen (n=90) und die unverbrannten Referenzflächen (n=20) im ersten Untersuchungsjahr

### Zeigerwerte

Durch einen Waldbrand ändern sich die Standortbedingungen entscheidend. Diese spiegeln sich auch in der Vegetation wider. Die Ellenberg-Zeigerwerte sind gut geeignet, Rückschlüsse von der Vegetation auf die Standortbedingungen zu ziehen. Der mittlere Ellenberg-Zeigerwert für Licht (mL) war auf den Brandflächen deutlich höher als auf den Referenzflächen. Durch den Brand wurde der schattenspendende Oberbestand weitestgehend vernichtet und auch die schattentoleranten Waldarten verbrannten. Auch der mittlere Ellenberg-Zeigerwert für Feuchte (mF) war auf den Brandflächen etwas höher, was daran liegen mag, dass zu den Erstbesiedlern von Brandflächen auch einige Arten wie die Flatter-Binse (*Juncus effusus*) oder das Niederliegende Johanniskraut (*Hypericum humifusum*) gehören, die normalerweise in feuchteren Habitaten vorkommen, aber ohne Konkurrenz auch unter trockenen Bedingungen wachsen können. Durch das Verbrennen organischer Materialien werden die Nährstoffverfügbarkeit und der pH-Wert kurzfristig meist stark erhöht. Dies spiegelt sich darin wider, dass die mittleren Ellenberg-Zeigerwerte für Stickstoff (mN) der unverbrannten, nährstoffarmen Referenzfläche deutlich niedriger als die der Brandfläche sind, da sich durch die erhöhte Nährstoffverfügbarkeit Stickstoffzeigerarten wie Schmalblättriges Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*) und Wald-Greiskraut (*Senecio sylvaticus*) ansiedeln. Die Brandflächen zeigten ebenfalls höhere Reaktionszahlen (mR) im Vergleich zur unverbrannten Referenzfläche (Abb. 6.4-3).

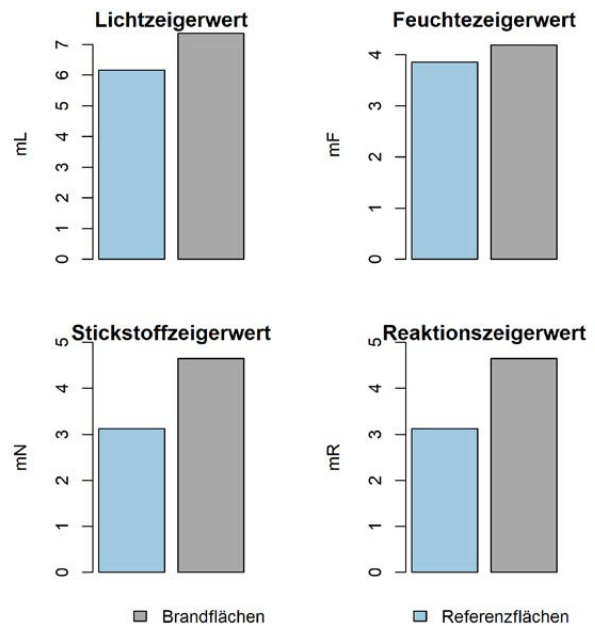


Abb. 6.4-3: Mittlere Ellenberg-Zeigerwerte für Licht (mL), Feuchte (mF), Stickstoff (mN) und Reaktion (mR) für die Brandflächen (n=90) und die unverbrannten Referenzflächen (n=20) im ersten Untersuchungsjahr



### 6.4.1.2 Entwicklung der Biomasse auf Brandflächen

Allometrische Schätzungen der pflanzlichen Biomasse (Trockengewicht) zeigen, dass sich die Anteile und auch die Gesamtbiomasse (Summe unter- und oberirdische Biomasse) auf den US stark unterscheiden. Die Biomasse der Verjüngung (hauptsächlich Aspe, *Populus tremula*) war auf den vollständig geräumten US (H, I, J) in TB am höchsten und nahm von Jahr zu Jahr zu, bis die Gesamtbiomasse im fünften Jahr nach dem Brand auf H etwa 3.000 kg/ha, auf I etwa 5.650 kg/ha und auf J sogar etwa 8.600 kg/ha betrug. Durch den Rückschnitt der Aspen auf H ist die Biomasse der Naturverjüngung allerdings geringer als auf I und J. Während die Gesamtbiomasse der Kunstverjüngung (gepflanzte Trauben-Eichen (*Quercus petraea*)) auf H etwa 1.400 kg/ha betrug, gab es auf J (gepflanzte Kiefern) kaum Kunstverjüngungsbiomasse, da ein Großteil der Pflanzung die Trockenheit der letzten Jahre nicht überlebt hatte.

Auf den unverbrannten Referenzflächen (G/L und Z) war die oberirdische Biomasse, obwohl die adulte Kiefernbestockung nicht miteinbezogen wurde, deutlich höher als auf den Brandflächen. Nur auf I und J erreichte die oberirdische Biomasse im fünften Jahr nach dem Brand ähnlich hohe Werte. Auf den Referenzflächen machte die dichte Mooschicht mit rund 2.800 bis 3.600 kg/ha den Hauptanteil der pflanzlichen Biomasse aus. Aber auch auf Brandflächen machten die Moose teilweise sehr große Anteile der oberirdischen Biomasse aus mit zunehmender Tendenz. Auf den US ohne forstliches Management in JB (U, V, X, Y) zeigt sich eine deutliche Zunahme der Grasbiomasse (überwiegend Drahtschmiele) über die Jahre hinweg. Die Biomasse der Verjüngung war dagegen minimal. Durch den erneuten Brand 2022 wurde die pflanzliche Biomasse auf B und K drastisch von knapp 2.300 kg/ha auf 150 kg/ha (B) bzw. rund 3.600 kg/ha auf 530 kg/ha (K) reduziert (Abb. 6.4-4). Die Biomasse, die sich ein Jahr nach dem zweiten Brand gebildet hatte, wurde überwiegend durch das erneute Austreiben der Aspe und krautiger Arten wie dem Adlerfarn (siehe Kap. 6.4.5) verursacht. Die unterirdische Biomasse machte bei der Verjüngung etwa die Hälfte der Gesamtbiomasse aus und trägt daher wesentlich zur Kohlenstoffspeicherung bei.

### 6.4.1.3 Sukzession in den ersten fünf Jahren nach Brand

Im UG Jüterbog konnte in den ersten fünf Jahren nach dem Brand die natürliche Sukzession der Vegetation ohne forstliches Management untersucht werden.

#### Moose

In den ersten Jahren nach dem Brand dominierte das Purpurstielige Hornzahnmoos (*Ceratodon purpureus*) die Mooschicht und nahm bis zum vierten Jahr in der Deckung zu. Danach ging die Art massiv von ca. 15 % Deckung auf knapp 6 % zurück. Das Wetteranzeigende Drehmoos (*Funaria hygrometrica*) spielte in den ersten beiden Jahren nach Brand eine Rolle, war aber ab dem dritten Jahr rückläufig und im fünften Jahr kaum noch vorhanden (Abb. 6.4-5). Das Brunnenlebermoos (*Marchantia polymorpha*), wie die beiden oben genannten Arten ein typischer Erstbesiedler von Brandflächen, spielte ebenfalls nur in den ersten beiden Jahren eine Rolle und war danach fast gar nicht mehr vorhanden. Grund dafür ist wahrscheinlich der nach anfänglicher erhöhter Nährstoffverfügbarkeit rasche Rückgang an Nährstoffen in den Jahren nach dem Brand, die der Stickstoffzeigerart keine geeigneten Standortsbedingungen mehr bieten. Die beiden Widertonmoosarten (*Polytrichum juniperinum* und *P. piliferum*) nahmen sukzessive von Jahr zu Jahr in ihrer Deckung zu und dominierten im fünften Jahr klar die Mooschicht. Im Laufe der Jahre kam es zu einer beginnenden Wiederbesiedlung durch walddtypische Moosarten wie Rotstängelmoos, Gewöhnliches Galbelzahnmoos (*Dicranum scoparium*), Gemeines Kurzbüchsenmoos (*Brachythecium rutabulum*) und Schlafmoos. Diese Arten kommen ebenfalls auf den unverbrannten Referenzflächen vor und deuten auf eine sukzessive Wiederherstellung der Mooschicht von Kiefernwäldern hin. Das nicht heimische, sich stetig ausbreitende Kaktusmoos (*Campylopus introflexus*) (KLAWITTER et al. 2002), war in den ersten beiden Jahren nicht auf den untersuchten Brandflächen zu finden. Im dritten Jahr nach dem Brand wurde die Art erstmalig auf zwei Probekreisen nachgewiesen und breitete sich zunehmend aus, so dass es im fünften Jahr bereits auf 20 Probekreisen zu finden war. Allerdings ist die Deckung mit durchschnittlich unter 1 % noch sehr gering. Es ist aber zu erwarten, dass sich diese Art in den nächsten Jahren weiter auf den Brandflächen ausbreitet. Sehr hohe Deckungen des Kaktusmooses können die Pflanzendiversität reduzieren (EWALD et al. 2020). Erwähnenswert ist zudem die beginnende Besiedlung mit Erdflechten (*Cladonia* sp.) im fünften Jahr nach dem Brand.

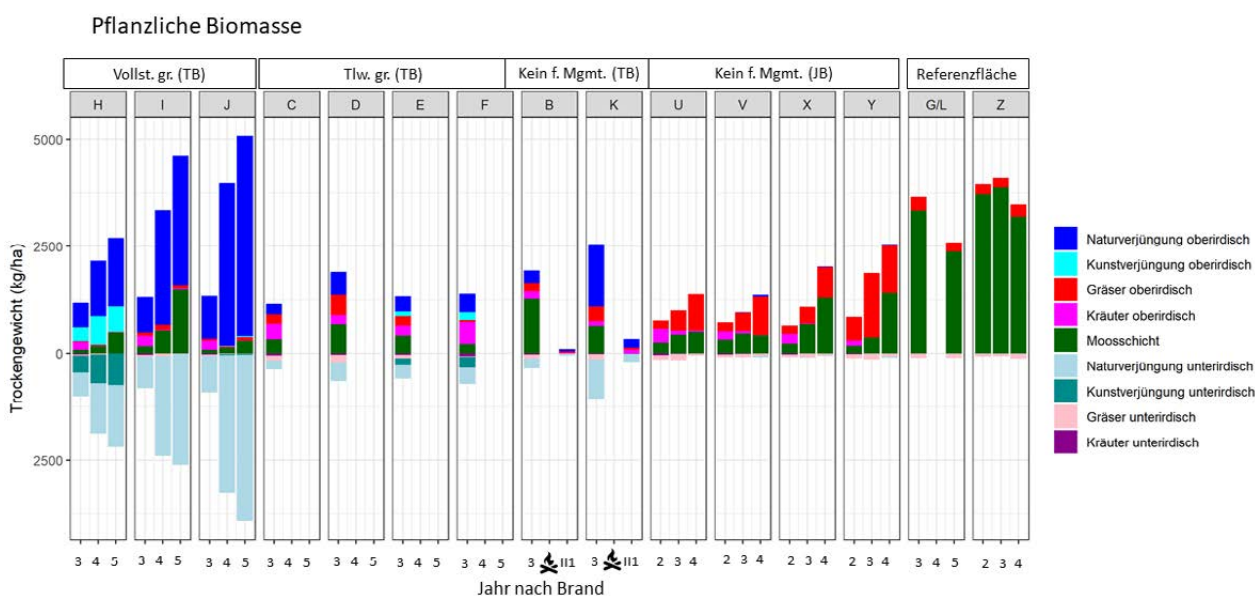


Abb. 6.4-4: Allometrisch geschätzte unter- und oberirdische pflanzliche Biomasse (mittleres Trockengewicht in kg/ha) auf den 15 US vom zweiten bis zum vierten Jahr nach Brand (JB) bzw. vom dritten bis zum fünften Jahr (TB) nach dem Brand. Für die US B und K ist das dritte Jahr nach Brand und das erste Jahr nach dem zweiten Brand (II) dargestellt. Die Anteile der Kompartimente Naturverjüngung, Kunstverjüngung, Gräser, Kräuter und Moose sind farblich markiert. Bei den Referenzflächen sind die Bäume nicht berücksichtigt.

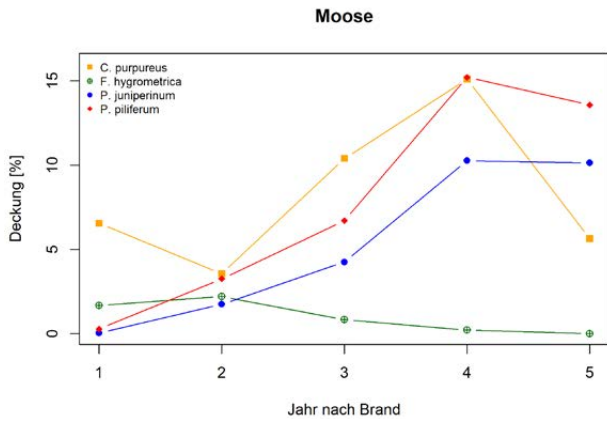


Abb. 6.4-5: Prozentuale Deckung der dominanten Moosarten (*Ceratodon purpureus*, *Funaria hygrometrica*, *Polytrichum juniperinum* und *P. piliferum*) in den ersten fünf Jahren nach dem Brand im UG Jüterbog. Im ersten Jahr nach dem Brand wurden nur die US U und V (20 Probekreise) untersucht. In den folgenden Jahren wurden die US U, V, X und Y (40 Probekreise) untersucht.

### Gräser

In der Krautschicht nahmen in erster Linie die Gräser von Jahr zu Jahr in ihrer Deckung zu. Die Drahtschmiele, die auch in den unverbrannten Referenzflächen die Krautschicht prägt, war auf den Brandflächen die dominante Grasart. Somit deutet sich bereits die Wiederherstellung der typischen krautigen Waldvegetation an. Die sich vegetativ über unterirdische Ausläufer ausbreitenden Arten Sand-Segge und Landreitgras nahmen ebenfalls sukzessive in ihrer Deckung zu, allerdings größtenteils nur auf den Probekreisen, wo sie schon direkt nach dem Brand vorkamen. Daher kann bisher nicht von einer problematischen Ausbreitung des Landreitgrases gesprochen werden. Die Sandtrockenrasen-Pionierart Silbergras (*Corynephorus canescens*) nahm ebenfalls stetig von Jahr zu Jahr zu, bis sie im fünften Jahr durchschnittlich etwa 4 % Deckung erreichte (Abb. 6.4-6).

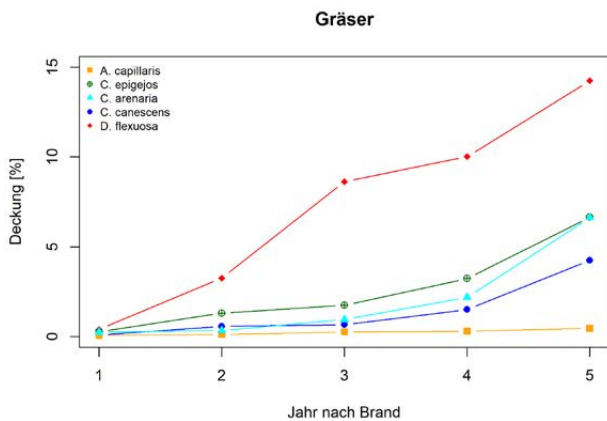


Abb. 6.4-6: Prozentuale Deckung der dominanten Süß- und Sauergrasarten (*Agrostis capillaris*, *Calamagrostis epigejos*, *Carex arenaria*, *Corynephorus canescens* und *Deschampsia flexuosa*) in den ersten fünf Jahren nach dem Brand im UG Jüterbog. Im ersten Jahr nach dem Brand wurden nur die US U und V (20 Probekreise) untersucht. In den folgenden Jahren wurden die US U, V, X und Y (40 Probekreise) untersucht.

### Krautschicht

Krautige Arten hatten häufig sehr unterschiedliche Sukzessionsverläufe. Einige Arten kamen bevorzugt in einzelnen Jahren vor, andere Arten nahmen sukzessive zu bzw. ab. Unter den krautigen Arten dominierte das Kanadische Berufkraut (*Erigeron canadensis*), eine einjährige Ruderalpflanze, mit rund 7 % Deckung klar im ersten Jahr nach dem Brand. Die Art nahm allerdings rapide ab und hatte ab dem dritten Jahr nur noch weniger als 1 % Deckung. Grund hierfür ist wahrscheinlich der Rückgang an Nährstoffen,

sowie weniger offener Boden für die Keimung. Im zweiten Jahr nach dem Brand kam es zu einem verstärkten Auftreten des für Kahlschläge typischen Wald-Greiskrauts das im ersten Jahr kaum vorhanden war und nach dem Peak im zweiten Jahr auch rasch wieder in der Deckung abnahm. Der Kleinköpfige Pippau (*Crepis capillaris*) und das Gewöhnliche Ferkelkraut (*Hypochaeris radicata*), Arten magerer Grasländer, nahmen bis zum dritten Jahr nach Brand zu und danach wieder ab. Alle diese Arten sind Korbbütler mit gut flugfähigen Samen. Das Sand-Hornkraut (*Cerastium semidecandrum*) nahm ebenfalls bis zum dritten Jahr zu, nahm allerdings danach nur leicht wieder ab (Abb. 6.4-7).

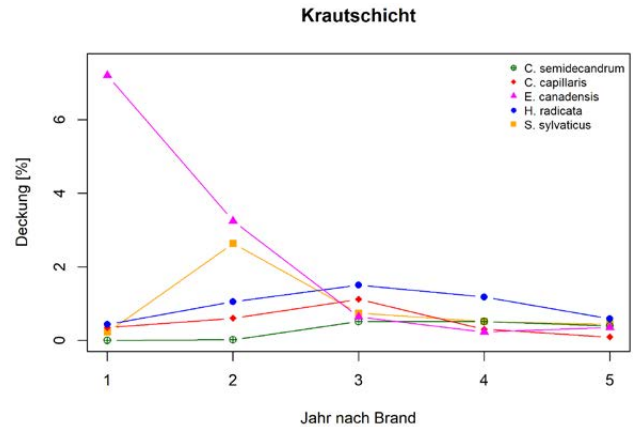


Abb. 6.4-7: Prozentuale Deckung einiger dominanter Arten der Krautschicht (*Cerastium semidecandrum*, *Crepis capillaris*, *Erigeron canadensis*, *Hypochaeris radicata* und *Senecio sylvaticus*) im UG Jüterbog in den ersten fünf Jahren nach dem Brand. Im ersten Jahr nach dem Brand wurden nur die US U und V (20 Probekreise) untersucht. In den folgenden Jahren wurden die US U, V, X und Y (40 Probekreise) untersucht.

Einige Arten besiedelten die Brandflächen erst ab dem dritten Jahr. Diese Arten wanderten wahrscheinlich von der westlich an die Brandfläche angrenzenden Ackerbrache auf U und V ein und haben eher schlecht flugfähige Samen, die sich daher nicht so schnell und weit ausbreiten können. Die Samen von Hunds-Kerbel (*Anthriscus caucalis*) werden durch das Anhaften an Fell/Federn und das Acker-Stiefmütterchen (*Viola arvensis*) durch Ameisen ausgebreitet (TYLER et al. 2021). Nachdem einige Arten im dritten Jahr, andere im vierten Jahr nach Brand die höchste Deckung erreichten, nahm die Deckung dieser Arten nach dem vierten Jahr rapide ab (Abb. 6.4-8).

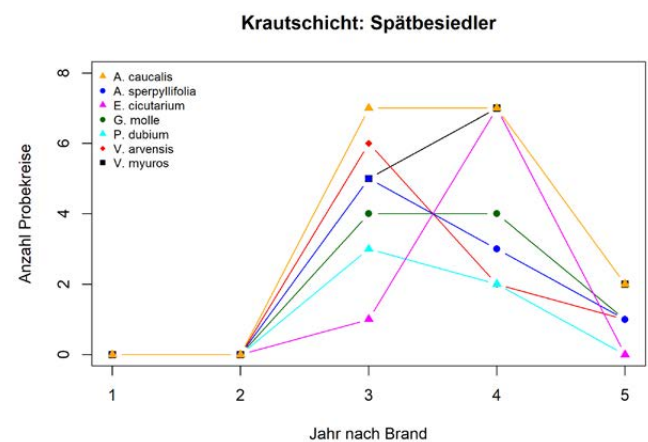


Abb. 6.4-8: Anzahl der Probekreise auf denen die Arten *Anthriscus caucalis*, *Arenaria serpyllifolia*, *Erigeron canadensis*, *Geranium molle*, *Papaver dubium*, *Viola arvensis* und *Vulpia myuros* im UG Jüterbog in den ersten fünf Jahren nach dem Brand vorkamen. Im ersten Jahr nach dem Brand wurden nur die US U und V (20 Probekreise) untersucht. In den folgenden Jahren wurden die US U, V, X und Y (40 Probekreise) untersucht.

## 6.4.2 Baumverjüngung

Anja Binder<sup>1</sup>, Danica Clerc<sup>2</sup>, Pierre L. Ibisch<sup>1</sup>, Lilly Rohlf<sup>2</sup>, Marina Schirrmacher<sup>2</sup>, Jens Schröder<sup>2</sup>

- 1 Centre for Ecomics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde
- 2 Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde

### Das erste Jahr nach dem Brand in Treuenbrietzen (Projekt CleverForst)

Für das erste Jahr nach dem Brand in Treuenbrietzen wird auf Ergebnisse des Projektes CleverForst, dem Vorgängerprojekt von PYROPHOB, zurückgegriffen. Im Projekt CleverForst wurden 2019 und 2020 Flächen mit den Managementvarianten a) vollständig geräumt b) teilweise geräumt und c) kein forstliches Management v.a. bezüglich Baumverjüngung und Mikroklima untersucht (BLUMRÖDER et al. 2022). Die Aufnahmen erfolgten in direkter Nachbarschaft zu späteren PYROPHOB-Untersuchungsstandorten, jedoch wurde zunächst eine andere Aufnahmemethodik verwendet, was den direkten Vergleich mit PYROPHOB-Ergebnissen einschränkt.

Festzuhalten ist, dass sich bereits im ersten Jahr nach dem Waldbrand sehr viele Pionierbäume einstellten. Nahezu flächendeckend kam es zur Dominanz der Aspe. Die höchste Anzahl an Bäumen wurden auf den unbehandelten Untersuchungsstandorten festgestellt (Mittelwert = 39.248/ha; Standardabweichung = 15.181). Die Anzahl der Bäume auf den vollständig geräumten Untersuchungsstandorten war um 14,1 % geringer (Mittelwert = 33.709/ha; Standardabweichung = 12.392). Unabhängig von den Managementvarianten wurde in der Umgebung von Reisig bzw. Kronenresten am Boden ein vermehrtes Aufkommen an Aspen beobachtet (vgl. 6.4-24). Mit Ausnahme der Kiefer war nach der ersten Vegetationsperiode die Mehrheit der Sämlinge noch am Leben. Wenige Individuen der Aspe zeigten Anzeichen von Schäden an der Spitze und den Seitentrieben. Die höchste Sterblichkeit wiesen die gepflanzten Kiefern auf. Der Großteil starb etwa ein Jahr nach der Pflanzung ab (Überlebensrate von 23–40 %), während natürlich verjüngte Kie-

fern überwiegend überlebten (Überlebensrate 91–100 %). An allen Untersuchungsstandorten war die Gesamtzahl der überlebenden Kiefern, die sich auf natürliche Weise etabliert hatten, höher als die der gepflanzten. Die Kiefern Sämlinge, die auf dem Untersuchungsstandort ohne forstliches Management ein Jahr nach dem Brand in relativ hoher Anzahl auftraten (2.928–16.202/ha), waren ein weiteres Jahr später zum größten Teil nicht mehr vorhanden.

Auf den vollständig geräumten Untersuchungsstandorten stellen sich vier bis fünf Baumarten ein. Die Rot-Eiche war die einzige Baumart im Gebiet, die sich nur in Einzelfällen natürlich verjüngt hat. An den unbehandelten Untersuchungsstandorten kamen zwei bis fünf Arten vor, auf den teilweise geräumten Untersuchungsstandorten fünf Arten. In der ersten Vegetationsperiode wiesen die unbehandelten Untersuchungsstandorte einen höheren Diversitätsindex (sog. Shannon-Index) auf als die vollständig geräumten Untersuchungsstandorte.

### Das erste Jahr nach dem Brand in Jüterbog (Projekt PYROPHOB)

Nach dem Jüterbog-Feuer von 2019 entwickelte sich in der ersten Vegetationsperiode (und in den Folgejahren) auf den meisten Untersuchungsstandorten eine deutlich geringere Anzahl an Baumsämlingen (Abb. 6.4-9). Die durchschnittliche Anzahl nach einem Jahr betrug 13.372 Bäume/ha – das ist etwa ein Drittel der Anzahl der Bäume auf den unbehandelten Untersuchungsstandorten in Treuenbrietzen. Die stärkste Baumverjüngung, die überwiegend aus Kiefern bestand, war auf V zu verzeichnen (26.193 Bäume/ha) – das entspricht zwei Drittel der Baumanzahl auf den unbehandelten Untersuchungsstandorten in Treuenbrietzen. Grund für die starke Kiefernverjüngung auf V könnten einige Kiefern-Altbäume sein, die das Feuer überlebt hatten und somit als Samenbäume dienten (vgl. Abb. 6.4-20). Die geringste Anzahl an Verjüngung ist auf Y zu finden. Dieser Standort war geprägt von einem sehr jungen Kiefernbestand, der vermutlich rasch abbrannte, ohne dass hohe Temperaturen erreicht wurden. Nach dem Feuer kam es zur schnellen Dominanz von Gräsern, die mutmaßlich den Brand unterirdisch überlebt hatten. Dies dürfte die Etablierung von Naturverjüngung erschwert haben (vgl. Abb. 6.4-4).

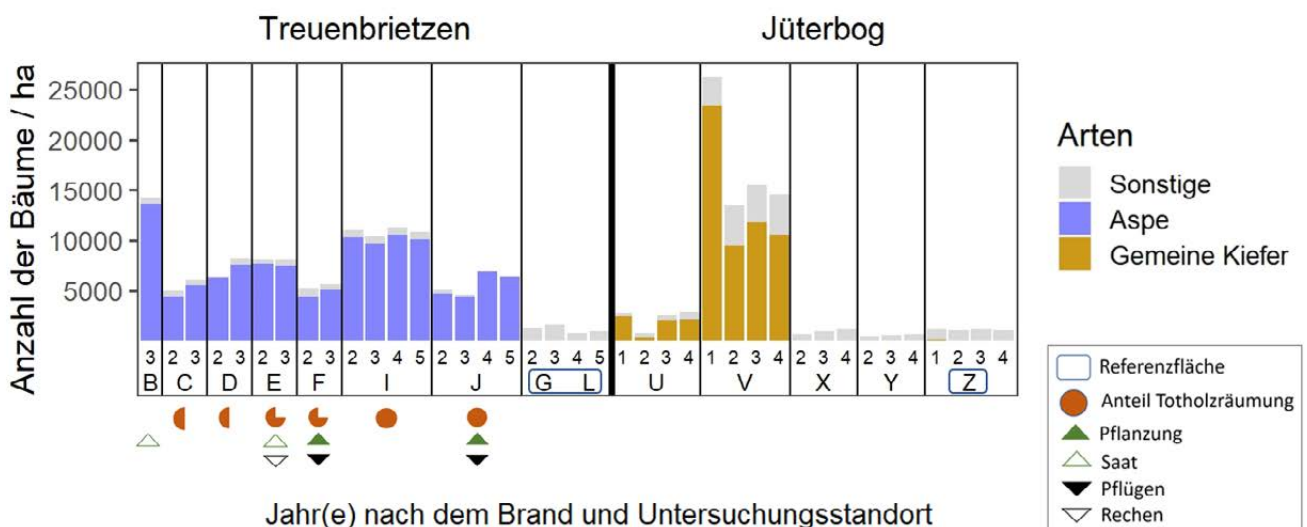


Abb. 6.4-9: Anzahl der Bäume pro Hektar in der zeitlichen Entwicklung. Bei einigen Untersuchungsstandorten sind aufgrund von Datenlücken nicht alle Jahre dargestellt (vgl. Kapitel 5.4.2).

### Entwicklung der Baumverjüngung in den Folgejahren

Die schon im ersten Jahr nach dem Brand festgestellte Dominanz der Aspe blieb in Treuenbrietzen auch in den folgenden Jahren erhalten (89 % aller Bäume zwei Jahre nach dem Brand). Während die Aspe in Jüterbog in deutlich geringerer Anzahl vorkommt (zwei Jahre nach Brand in JB: 679/ha; TB: 6.289/ha), stellt sie auf zwei von vier Untersuchungsstandorten die dominante Baumart dar (U und X). Auf V, dem Untersuchungsstandort mit der dichtesten Verjüngung in Jüterbog, ist die Zahl der Kiefern Sämlinge nach einem Jahr um 60 % gesunken (Jahr eins nach Brand: 23.378/ha, Jahr zwei: 9.472/ha). Dennoch weist der Untersuchungsstandort V weiterhin die vergleichsweise größte Baumzahl in Jüterbog auf (Jahr 3: 15.518/ha). Eine vergleichbare Reduktion der Kiefernanzahl war in Treuenbrietzen beobachtet worden (BLUMRÖDER et al. 2022). Insgesamt gab es zwei Jahre nach dem Brand keine großen Veränderungen in der Baumzahl. Drei Jahre nach dem Brand wurde die höchste Baumdichte auf dem Untersuchungsstandort ohne forstliches Management erfasst (B: 14.148/ha), während der vollständig geräumte und gepflügte Untersuchungsstandort J die geringste Anzahl an Naturverjüngung in Treuenbrietzen aufwies (4.600/ha). Für den zweiten Untersuchungsstandort ohne forstliches Management in Treuenbrietzen (K) existieren lediglich Daten von den kleinen Probekreisen (ITP); unter den ITPs jedoch verzeichnet K die mit Abstand höchste Baumdichte (das 3,1-fache des Durchschnitts der übrigen Untersuchungsstandorte in Treuenbrietzen drei Jahre nach dem Brand).

### Auswirkung der verschiedenen Behandlungen auf die Baumsämlinge

Die Behandlungen nahmen Einfluss auf die Zahl der Sämlinge, deren Wachstum sowie deren räumliche Verteilung (vgl. auch 6.4.4). An den vollständig geräumten Untersuchungsstandorten in Treuenbrietzen ist die Anzahl der Aspen zwei Jahre nach dem Brand auf ungepflügtem Boden (Untersuchungsstandort I) mit ca. 10.000 Bäumen etwa doppelt so hoch wie auf dem Untersuchungsstandort J, der noch im Jahr des Brands gepflügt worden war. Die Anzahl der gepflanzten Kiefern auf J nahm vor allem in den ersten Jahren ab; nach zwei Vegetationsperioden waren lediglich noch 32,8 % vorhanden. Fünf Vegetationsperioden nach Pflanzung waren noch 14,7 % am Leben, reihenweise war die Kiefer abgestorben. Nur wenige überlebten und zeigten praktisch kein Höhenwachstum (Abb. 6.4-10).



Abb. 6.4-10: Gepflanzte Kiefern auf J waren fünf Jahre nach Pflanzung größtenteils abgestorben. (Foto: A. Wenning)

Das Unterlassen von Bodenbehandlungen und das Belassen des stehenden Totholzes führten von Beginn an zu einer größeren Strukturvielfalt der Vegetation. So variierte drei Jahre nach dem Brand die Dichte der Naturverjüngung auf den Hauptprobekreisen (VIP,  $r = 10$  m) am stärksten auf den Untersuchungsstandorten ohne Bodenbearbeitung und stehendem Totholz (Standardabweichung auf B = 5.154/ha; auf D = 4.544/ha). Auch die kleinräumige Variabilität (unter den kleinen Probekreisen; ITP,  $r = 2$  m) war auf den Untersuchungsstandorten ohne Bodenbearbeitung am höchsten (Standardabweichung auf I = 38.423/ha; D = 38.025/ha; K = 37.538 Bäume/ha, gefolgt von B = 11.365/ha). Die gleichmäßigste Verteilung der Bäume findet sich auf dem Untersuchungsstandort E, der mit dem Rechen bearbeitet worden war.

### Ausgleichs- und Ersatzfläche

Auf einem Teil der vollständig geräumten Untersuchungsstandorte wurden Trauben-Eichen als Ausgleichs- und Ersatzmaßnahme (vgl. 5.4.2) gepflanzt (US H). Hier wurden zwei Jahre nach dem Brand die gesamte Naturverjüngung zurückgeschnitten, um eine erwartete Konkurrenzwirkung zu reduzieren. Die Aspe besitzt allerdings neben der Fähigkeit zum Stockausschlag die Fähigkeit des Wurzelaustriebs. Beides führte bereits im selben Jahr wie der Rückschnitt zu einer fünfmal höheren Stammanzahl als auf dem Untersuchungsstandort J, der zum selben Zeitpunkt wie H gepflügt worden war (H: 23.534/ha, J: 4.716/ha). Im folgenden Jahr wies die Aspe auf H eine zehnfach höhere Stammanzahl auf als auf J (H: 43.874/ha, J: 4.406/ha).

### Artenvielfalt

In Treuenbrietzen ist die Baumartenvielfalt nach dem Brand erheblich angestiegen. Drei Jahre nach dem Brand wurden insgesamt 14 natürlich verjüngte Baumarten erfasst, während die Referenzfläche des unverbrannten Kiefernforsts nur vier Arten aufweist. In Jüterbog ist die Artenzahl mit sechs zwar genauso hoch wie auf der Referenzfläche, jedoch ist die Zusammensetzung eine andere (Abb. 6.4-11). Neben der Aspe und der Kiefer kommen die Birke und die Sal-Weide in beiden Untersuchungsgebieten regelmäßig vor. Die Birke kommt drei Jahre nach dem Brand auf dem Untersuchungsstandort V am häufigsten vor (1.485/ha). Auch auf Y ist die Birke nennenswert vertreten (427/ha). Hier wuchsen vor dem Brand bereits Birken, die nach dem Brand Stockausschlag bildeten. In Treuenbrietzen kommt sie am häufigsten auf H vor (1.300/ha), gefolgt von I (495/ha) und B (252/ha). Die Sal-Weide hat ebenfalls auf V das größte Vorkommen (534/ha), gefolgt von den Treuenbrietzener Untersuchungsstandorten F (417/ha), C (349/ha) und E (330/ha).

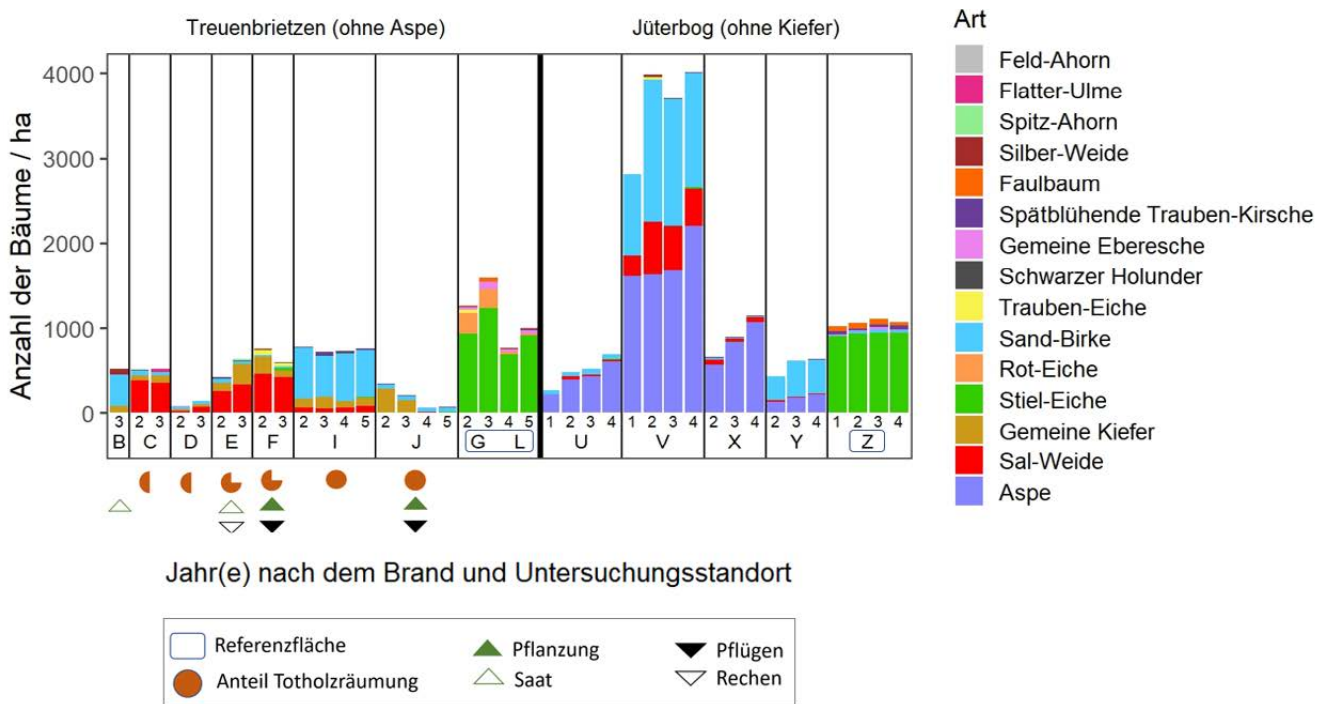


Abb. 6.4-11: Anzahl aller natürlich verjüngten Arten außer der jeweils häufigsten Art pro Untersuchungsgebiet (Abb. 6.4-9), das heißt in Treuenbrietzen alle Arten außer Aspe und in Jüterbog alle außer Kiefer.

### Wachstum der Bäume

Die meisten Baumarten waren zwei Jahre nach dem Brand zwischen 10,5 und 30 cm hoch (Aspe, Birke, Sal-Weide), die meisten Kiefern waren noch kleiner als 10 cm. Drei Jahre nach dem Brand sind die meisten Birken mit 70,5–110 cm am höchsten, gefolgt von den Aspen mit größtenteils 30,5–90 cm, die meisten Sal-Weiden waren 10,5–50 cm hoch. Die Kiefer war 10,5–30 cm hoch. Betrachtet man die Untersuchungsstandorte, an denen die Arten nennenswert vertreten sind (ab 50/ha), so sind drei Jahre nach dem Brand die Birkensämlinge mit durchschnittlich 99 cm auf B am höchsten, gefolgt von H (94 cm) und I (91 cm). Die Aspe erreich-

te drei Jahre nach dem Brand auf J die durchschnittlich größte Höhe (182 cm), gefolgt von B (162 cm) (Abb. 6.4-12). Die größte Maximalhöhe erreichten die Aspen ebenfalls auf J (530 cm), gefolgt von I (472 cm). Die Sal-Weide ist auf E mit durchschnittlich 89 cm am höchsten, gefolgt von F (66 cm). In Jüterbog waren die Aspen auf X durchschnittlich am höchsten (64,7 cm), was im Vergleich zu den Baumhöhen auf dem ebenfalls unbehandelten Untersuchungsstandort B in Treuenbrietzen dennoch 60 % weniger ausmacht. Die Kiefer war auf C durchschnittlich am höchsten (42,5 cm), gefolgt von den gepflügten Untersuchungsstandorten J, F und H (21 cm; 21 cm; 20 cm).

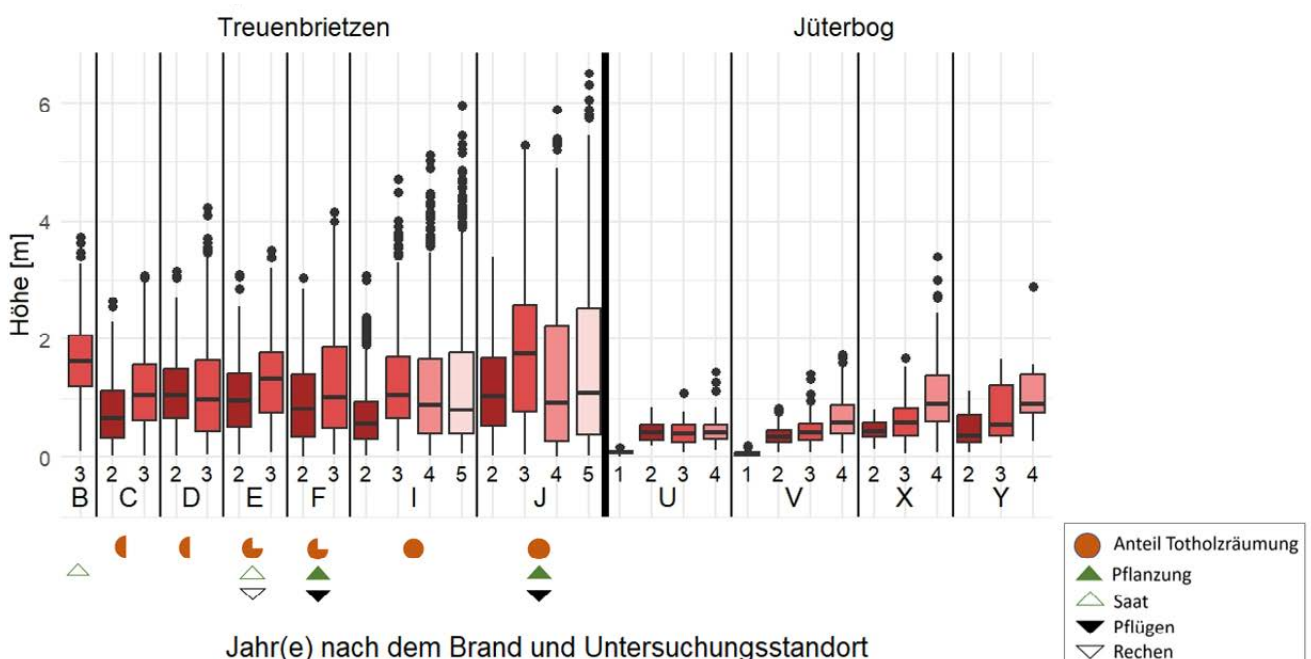


Abb. 6.4-12: Höhe der Aspen pro Untersuchungsstandort in der zeitlichen Entwicklung.

## Biomasse

Betrachtet man die gesamte Biomasse der Aspen im Jahr drei nach dem Brand, bevor 2022 ein erneuter Brand einen Teil der Forschungsflächen erfasste (Berechnungsmethodik s. 5.4.2), so verzeichnet der Untersuchungsstandort K, der keinem forstlichen Management unterlag, den höchsten Biomassewert (2.765 kg/ha oberirdische und unterirdische Biomasse, vgl. Abb. 6.4-13). Die zweithöchste Biomasse verzeichnet der gepflügte und vollständig geräumte Untersuchungsstandort J (2.425 kg/ha), gefolgt von dem zweiten Untersuchungsstandort ohne forstliches Management, B (1.672 kg/ha). Die Biomasse am Untersuchungsstandort U in Jüterbog ist außerordentlich gering (3 kg/ha).

Die zweitgrößte Biomasse entfällt auf die Sand-Birke. Drei Jahre nach dem Brand ist sie auf Y am größten (138 kg/ha, vgl. Abb. 6.4-14). Dort standen bereits vor dem Brand einige Birken, die nach dem Brand wieder ausgetrieben sind. Die zweitgrößte Birken-Biomasse wird auf V erreicht (49 kg/ha). In Treuenbrietzen kommt die Birke am häufigsten auf I vor (28 kg/ha). Die Sal-Weide kommt nur in Treuenbrietzen in nennenswertem Ausmaß vor (mit größeren Anteilen auf F, E und K; 20 kg/ha, 18 kg/ha, 16 kg/ha). Die Kiefer macht auch dort, wo sie häufiger vorkommt, nur einen geringen Teil der gesamten Biomasse aus (36 kg/ha auf V drei Jahre nach dem Brand, Abb. 6.4-15).

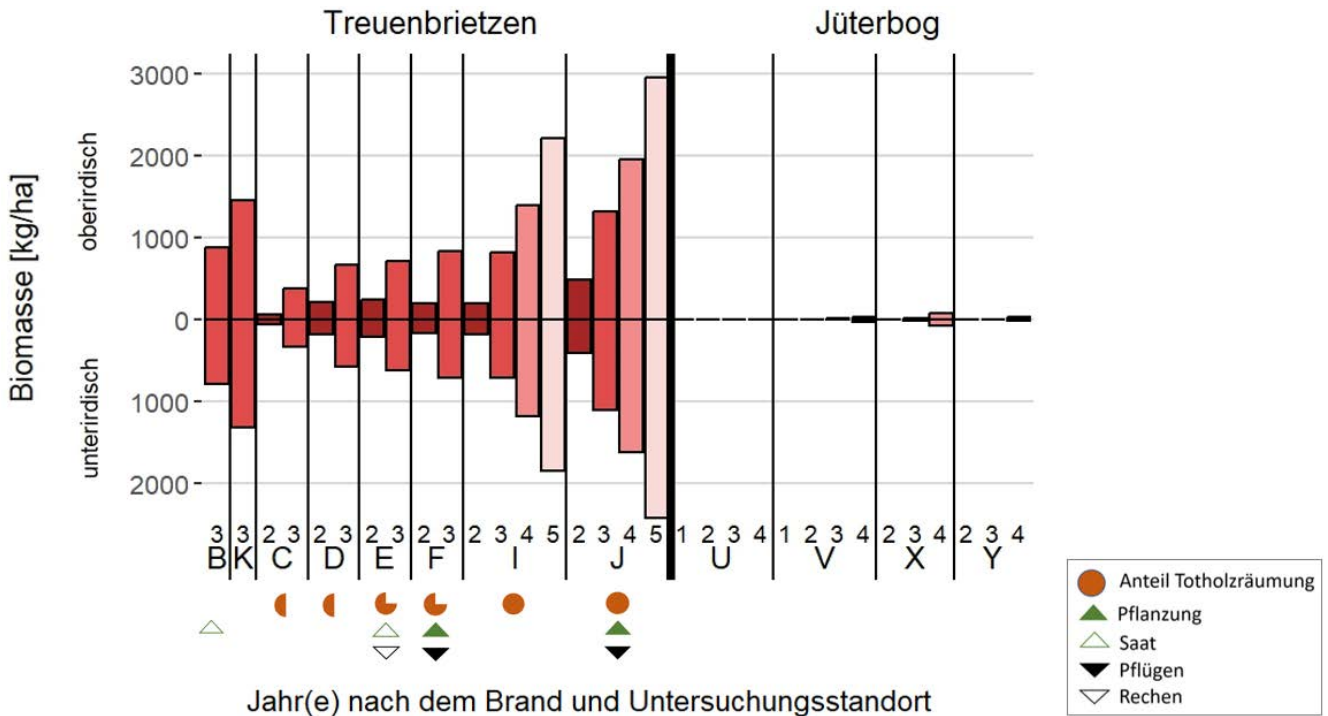


Abb. 6.4-13: Ober- und unterirdische Biomasse der Aspe und ihre Entwicklung über die Jahre. In allen dargestellten Jahren pro Untersuchungsstandort ist Aspen-Biomasse vorhanden, auch wenn sie nicht ersichtlich ist. Die Farben der Balken sind nach den Jahren nach dem Brand unterteilt.

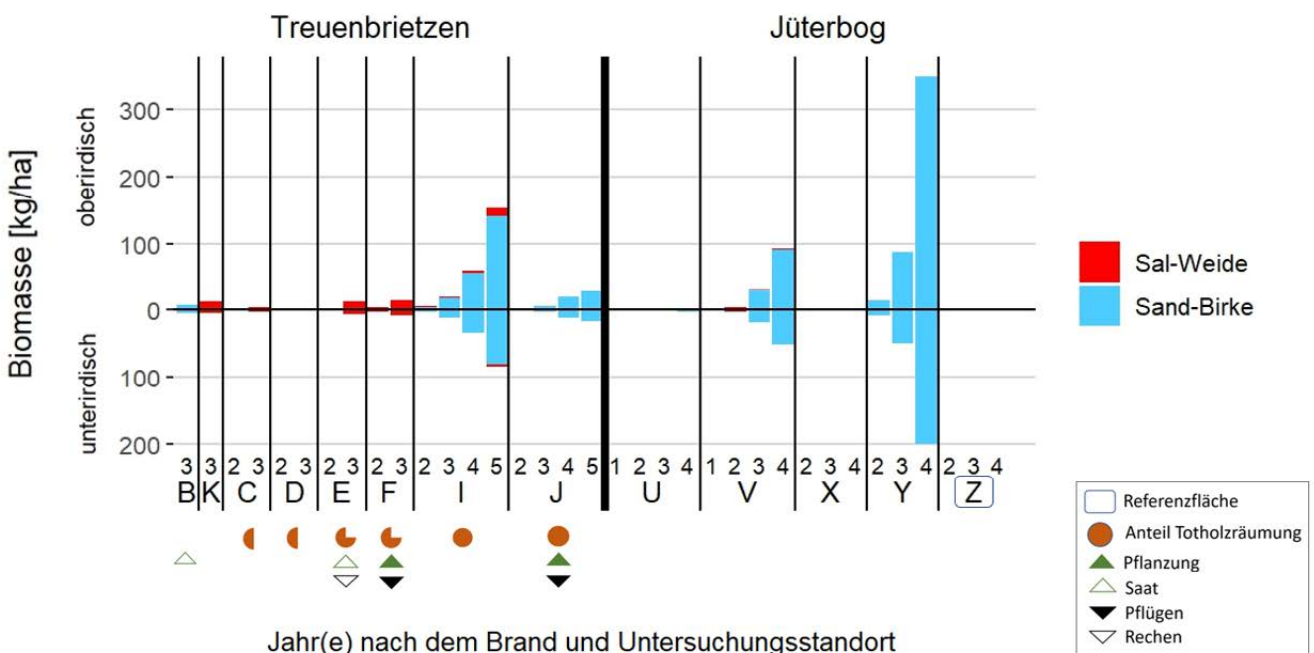


Abb. 6.4-14: Ober- und unterirdische Biomasse von Sand-Birke und Sal-Weide in der zeitlichen Entwicklung. In allen dargestellten Jahren pro Untersuchungsstandort ist Biomasse vorhanden.

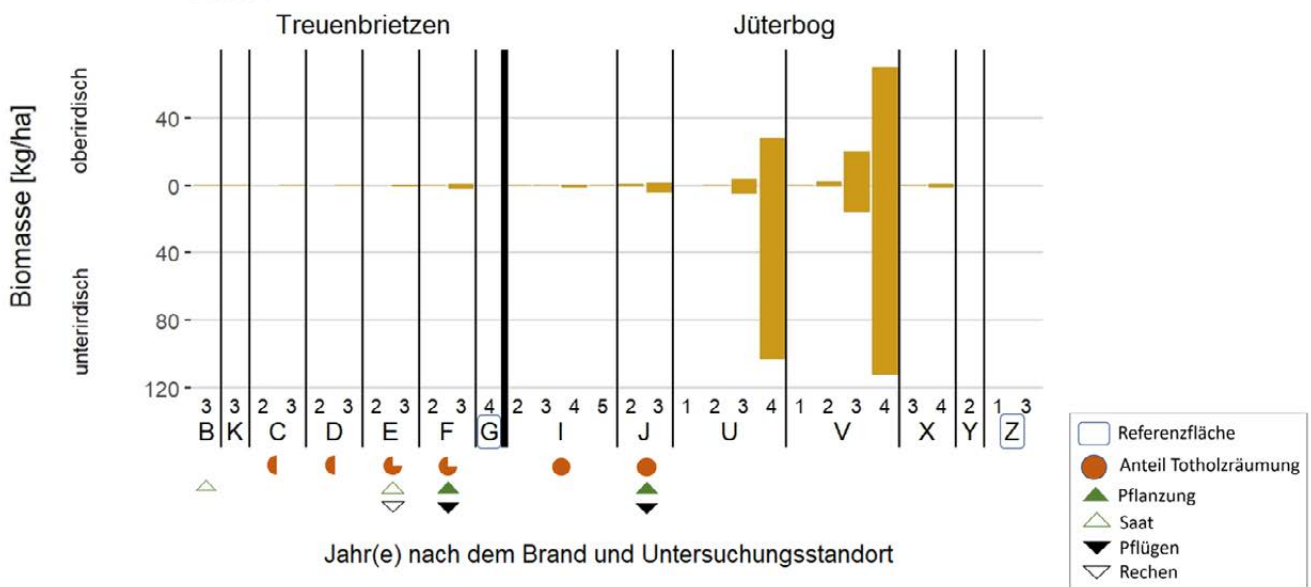


Abb. 6.4-15: Ober- und unterirdische Kiefern-Biomasse in der zeitlichen Entwicklung. In allen dargestellten Jahren ist Kiefern-Biomasse vorhanden.

### Schäden

Der Anteil der geschädigten Bäume hat nach zwei Vegetationsperioden nach dem Brand zugenommen; bei einigen Bäumen wurden Mehrfachschäden festgestellt. Drei Jahre nach dem Brand waren in Jüterbog alle Untersuchungsstandorte vom Verbiss betroffen, während er in Treuenbrietzen nur vereinzelt vorkam. Wenn man von Untersuchungsstandorten absieht, die vom Rückschnitt (H) oder Bruch durch umfallende Alt-Bäume (B) betroffen waren, kamen die meisten Trockenheitsschäden am Haupttrieb auf I vor (90 %). Blattfraß durch Insekten kam auf allen Untersuchungsstandorten vor. In Treuenbrietzen war der Blattfraß durch Insekten im vierten Jahr nach dem Brand besonders ausgeprägt. Den höchsten Anteil verzeichneten die Untersuchungsstandorte ohne forstliches Management (durchschnittlich 26–60 %), den niedrigsten Anteil die vollständig geräumten Untersuchungsstandorte (0–10 %; außer H). Die häufigsten Vertreter waren der Pappelblattkäfer (*Chrysomela populi*) und der Zitterpappel-Blattkäfer (*Phratora laticollis*) (GAWLICK 2022) (vgl. Abb. 6.4-16). Jedoch verhinderte selbst ein zeitweilig vollständiges Abfressen der Blätter den weiteren Wuchs der Aspen nicht, da sie rasch neue Blätter bildeten. Neben einer Vielzahl an Käfern wurden auf den Brandflächen auch Vertreter von Arten beobachtet, die als ihre Fraßfeinde in Frage kommen, beispielsweise die Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*) oder das Heupferd (*Tettigonia*) (vgl. Abb. 6.4-17).



Abb. 6.4-16: Pappelblattkäfer (links) und Zitterpappel-Blattkäfer (rechts). (Fotos: F. Gawlick)



Abb. 6.4-17: Artenvielfalt im Ökosystem: Die in großer Zahl auftretenden Pappelblattkäfer wurden z. T. selbst zur Nahrungsquelle, unter anderem für das Heupferd (links). Auch Gottesanbeterinnen wurden regelmäßig gesichtet (rechts). (Foto links: F. Gawlick, Foto rechts: L. Faniqi)

### Eichensaat und Eichenpflanzung

Ein Jahr nach Pflanzung bzw. Aussaat betrug die Dichte der gepflanzten Trauben-Eichen (TEI) auf der Untersuchungsfläche F 8.841/ha, die der gesäten Rot-Eichen (REI) auf E 21.709/ha (vgl. Abb. 6.4-18). Der Anteil toter Bäume betrug bei den TEI auf F 1,4 % (127/ha) und 0,05 % bei den REI (11/ha). Die durchschnittliche Höhe der REI betrug 20 cm, die der TEI auf F 27 cm. Zwei Jahre nach Pflanzung bzw. Aussaat haben sich die Höhen nahezu angeglichen: Die REI waren im Durchschnitt 41 cm hoch (Standardabweichung = 22,3 cm), die TEI 43 cm (Standardabweichung = 26,6 cm). Der Wurzelhalsdurchmesser betrug nach einem Jahr bei den REI 3 mm und bei den TEI 7 mm, nach zwei Jahren 7 mm bzw. 11 mm. Auf dem Untersuchungsstandort H war die Dichte vergleichbar mit der auf F (9.054/ha nach zwei Vegetationsperioden). Der Anteil toter Bäume betrug hier 0,6 % (53 Bäume/ha). Die durchschnittliche Höhe betrug zwei Jahre nach der Pflanzung 45 cm (Standardabweichung = 21,4 cm), der Wurzelhalsdurchmesser 9 mm. Nennenswerte Schäden im Jahr 2021 hatten lediglich die TEI auf H zu verzeichnen, hier betrug der Anteil mit Vertrocknung am Haupttrieb 24,1 %, während er auf den übrigen Untersuchungsstandorten bei unter 4 % lag.

Die Naturverjüngung kann nicht nur zwischen den Jahren erheblich variieren (vgl. auch das Kapitel zum zweiten Brand; 6.4.5.3), auch die unterschiedlichen Behandlungen innerhalb eines Gebietes beeinflussen den Etablierungserfolg. Die Schaffung von Strukturen, die ein günstiges Mikroklima unterstützen, kann daher gerade im Kontext des zunehmenden Klimawandeleinflusses von erheblicher Relevanz sein.

### 6.4.3 Samenbäume der Umgebung

Thilo Heinken<sup>1</sup>, Maren Schüle<sup>1,2</sup>, Anja Binder<sup>2</sup>

- 1 Allgemeine Botanik, Institut für Biologie und Biochemie, Universität Potsdam, Maulbeerallee 3, 14469 Potsdam
- 2 Centre for Ecnics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

### Treuenbrietzen

Die Treuenbrietzener Brandfläche ist fast komplett von Kiefernforst umgeben. In einigen Bereichen innerhalb der Brandfläche überlebten kleinere Kiefernbestände. Allerdings wurden in den vollständig geräumten Bereichen auch überlebende Kiefern entfernt (SCHÜLE et al. 2023). Innerhalb der Brandfläche stehen auch vereinzelt überlebende Birken. Potentielle Birken-Samenbäume sind auch immer wieder in der näheren Umgebung der Brandfläche zu finden. Aspen sind insgesamt deutlich seltener als Birken in der näheren Umgebung der Brandfläche zu finden. Größere Aspenbestände finden sich vor allem östlich der Brandfläche (Abb. 6.4-19). Westlich der Brandfläche gibt es Bestände bei Frohnsdorf. Bäume, die einen Brand überleben und zumindest zunächst auf der Fläche belassen werden, sind wichtige potentielle Samenquellen für Naturverjüngung. Birken und vor allem Kiefern sind allerdings in ihrer Ausbreitungsdistanz limitiert (SCHÜLE et al. 2023).

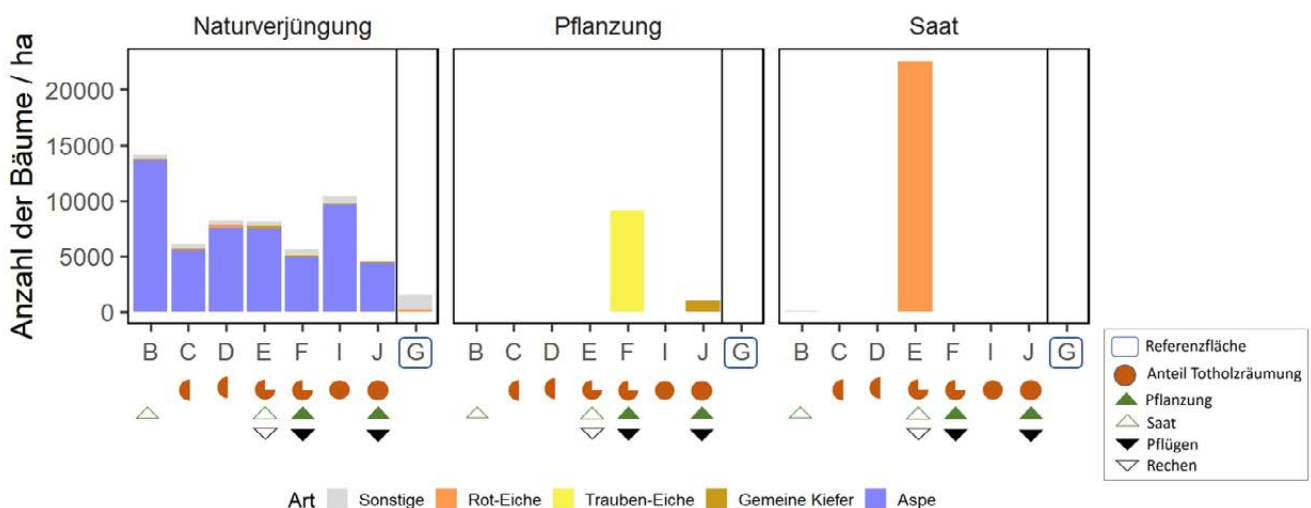


Abb. 6.4-18: Anzahl der Naturverjüngung, Pflanzung und Saat im Vergleich drei Jahre nach dem Brand.



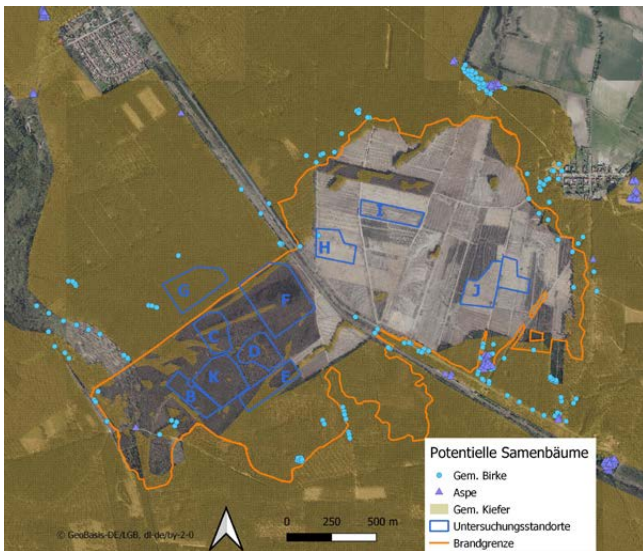


Abb. 6.4-19: Potentielle Samenbäume von Gemeiner Birke, Aspe und Gemeiner Kiefer innerhalb der Treuenbrietzener Brandfläche und in der näheren Umgebung basierend auf einem Luftbild von 2019

### Jüterbog

Kiefernbestände finden sich vor allem westlich, aber auch nördlich und östlich der Brandfläche. Innerhalb der Brandfläche haben nur in wenigen Bereichen Kiefern überlebt. Allerdings überlebten in der Untersuchungsfläche V einige Kiefern. Auf dieser Fläche wurde in den Jahren nach dem Brand auch eine besonders hohe Verjüngungsdichte von Kiefer festgestellt (siehe Kapitel 6.4.2). Westlich der Brandfläche sowie auf den halboffenen Sukzessionsflächen im Südwesten gibt es auch eine hohe Dichte an Birken und einige Bestände an Aspen (Abb. 6.4-20).

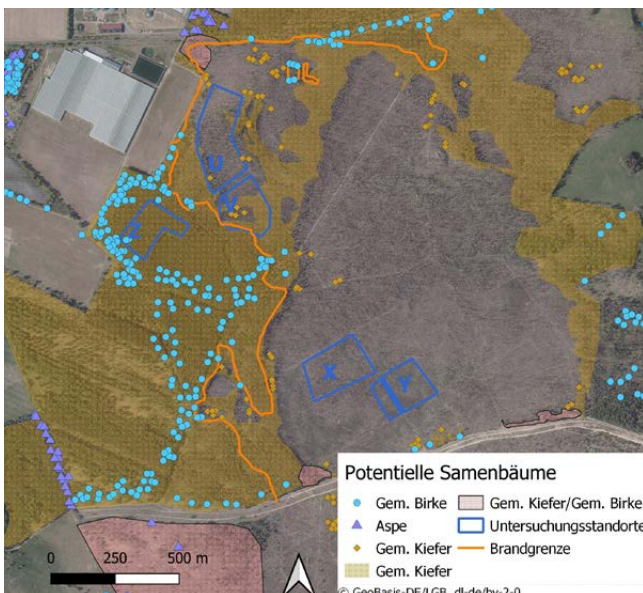


Abb. 6.4-20: Potenzielle Samenbäume von Gemeiner Birke, Aspe und Gemeiner Kiefer innerhalb der Jüterboger Brandfläche und in der näheren Umgebung basierend auf einem Luftbild von 2022

## 6.4.4 Vegetationsstrukturen

Marie-Therese Schmehl<sup>1</sup>

1 Hydrologie und Klimatologie, Institut für Umweltwissenschaften und Geographie, Universität Potsdam, Karl-Liebknecht-Str. 24-25, 14476 Potsdam

Im folgenden Kapitel sollen einzelne, besonders auffallende Vegetationsstrukturen im ehemaligen Stadtwald Treuenbrietzen beschrieben werden, die in den Aufnahmen aus Befliegungen besonders deutlich sichtbar sind. Diese Strukturen wurden innerhalb des Projektes nicht explizit untersucht, sollen hier aber trotzdem vorgestellt werden, da ihr Entwicklungspotential für die Bewirtschaftung nach einem Waldbrand gegebenenfalls gezielt genutzt werden kann.

Abb. 6.4-21 zeigt einen Überblick über die Fläche zwei Jahre vor dem Brand, welche in den Jahren 2019-2023 regelmäßig befliegen wurde. Strukturen, die in dieser Aufnahme zu erkennen sind und überwiegend aus der voran gegangenen Nutzung resultieren, werden unter „Vorbestand“ weiter erläutert. Unter „Aufwuchs“ werden Strukturen gezeigt, die sich vor allem aus der Behandlung nach dem Brand, bzw. den Rahmenbedingungen auf der Fläche ergeben. Eine Übersicht über die Entwicklung der Flächen ist in Abb. 6.4-22 dargestellt.

Alle Flugaufnahmen sind mit 100 % Sättigung und teilweiser Helligkeitsanpassung dargestellt, um vor allem vitale Vegetation besser unterscheiden zu können.

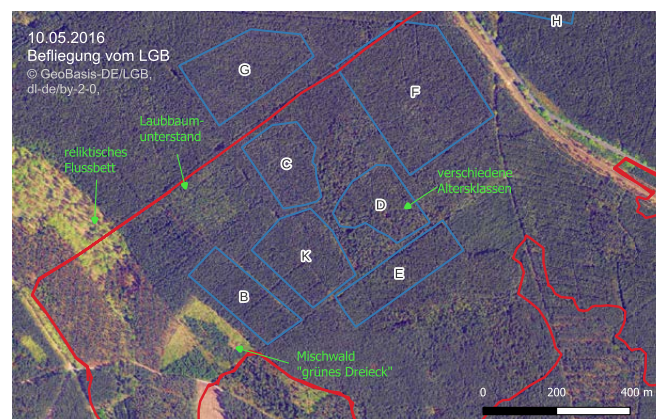


Abb. 6.4-21: Luftbild vom Land Brandenburg, 10.05.2016, Auflösung = 20cm/px. Zustand zwei Jahre vor dem Feuer. Rote Linie: Brandfläche 2018; blaue Linie: Untersuchungsstandorte; weiß gestrichelte Linie: markante Vegetationsstrukturen © GeoBasis-DE/LGB, dl-de/by-2-0.

### 6.4.4.1 Vorbestand

Die Strukturen, die sich am deutlichsten von der vorherrschenden, zum Brandzeitpunkt 52 bis 152 Jahre alten Kiefernmonokultur abheben, sind ein 60 bis 130 m breiter Streifen in einer Niederung im reliktschen Flussbett der Nieplitz, welcher im nördlichen Teil als Eichenforst, im südlichen Teil als Kiefern- und Lärchenforst bewirtschaftet wurde, und eine etwa 2,6 ha große, heterogene, als Mischwald bewirtschaftete Fläche südlich der Untersuchungsfläche B, im Folgenden als „grünes Dreieck“ bezeichnet (Baumalter des Vorbestandes 24 - 28 Jahre). Diese liegt teilweise in einem Ausläufer der Niederung. Beide zeichnen sich durch einen relativ hohen Anteil vitaler Bäume (auch Kiefern) nach dem Feuer aus und in den Folgejahren vor allem durch einen sehr rasch entwickelten, fast flächendeckenden Unterwuchs. In der Niederung sind das vor allem Aspen und Birken, auf dem „grünen Dreieck“ auch Lärche und Trauben-Eichen. Die schnelle Regeneration des Unterwuchses ist auch nach dem zweiten Feuer vor allem in der Niederung sehr deutlich zu sehen und vermutlich auf eine erhöhte Bodenfeuchte zurückzuführen.

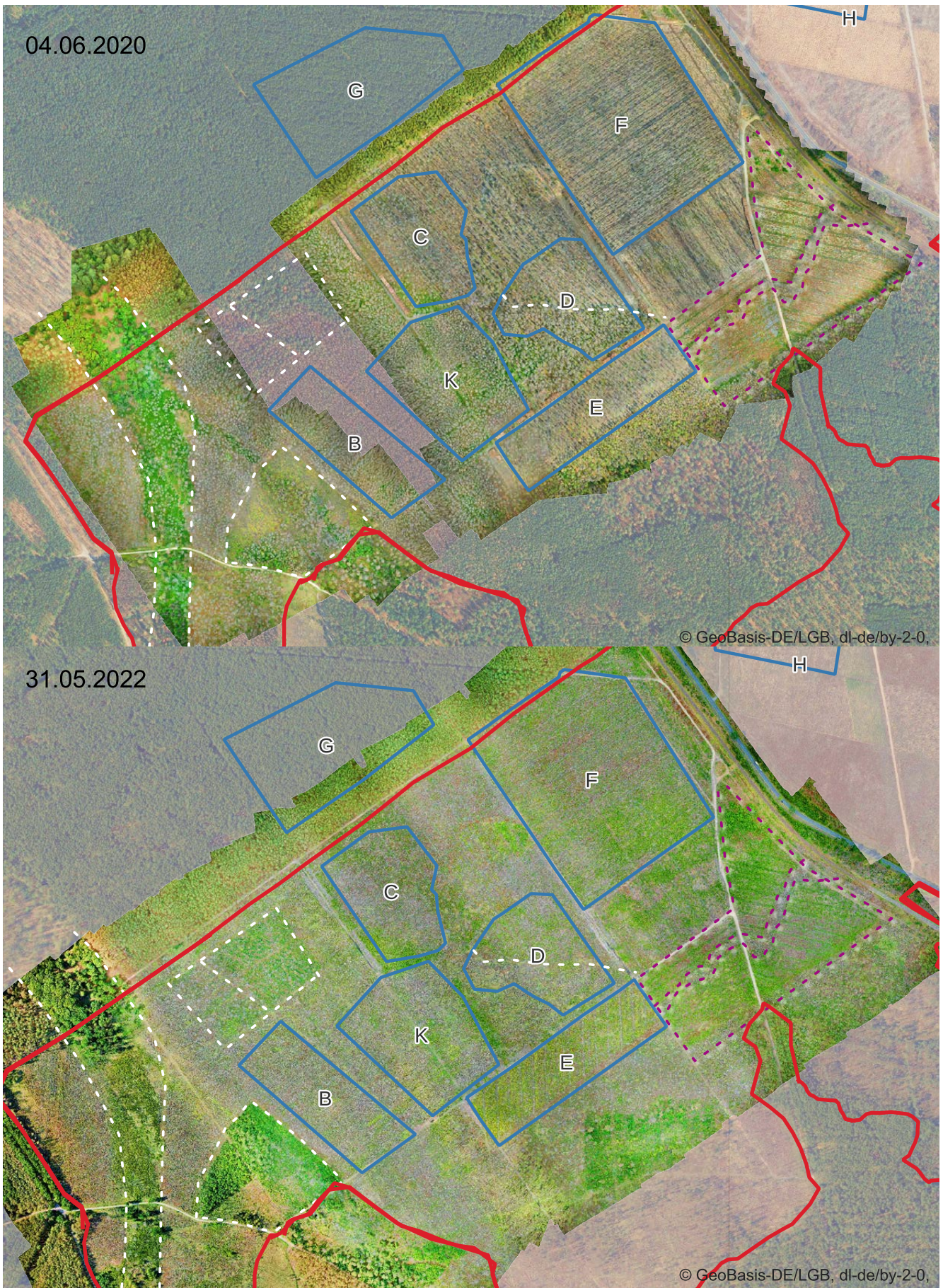


Abb. 6.4-22: Drohnenaufnahmen aus den Jahren 2020 (oben) und 2022 kurz vor dem zweiten Brand (unten). Zusätzlich markiert (pink gestrichelt) ist der Bereich, der im Gegensatz zum Rest der Fläche schon in den ersten Monaten nach dem Brand geräumt wurde. Im Hintergrund sind jeweils die Aufnahmen des LGB vom 23.04.2019 und 09.05.2022 dargestellt.

Ebenfalls eine überdurchschnittlich hohe Überlebensrate der Kiefern ist auf einer etwa 3,2 ha großen, rechteckigen Fläche nördlich von B zu beobachten, welche sich durch einen lichterem Bestand auszeichnet und auf der 18 Jahre vor dem Brand Trauben-Eichen und Douglasien unterpflanzt wurden. Auch diese Fläche fällt vier Jahre nach dem Brand durch ihren starken Unterwuchs auf (zum Teil überlebende Trauben-Eichen und einzelne junge Kiefern, überwiegend jedoch Aspen). Es ist die einzige Fläche in dem beflügten Gebiet, auf der nach fünf Jahren (und einem zweiten Brand) noch vitale Kiefern stehen.

Fläche D fällt in der Übersicht durch eine klare Trennung der Altersklassen auf: nördlich eines ehemaligen Weges ist der Bestand mit 68 Jahren deutlich jünger und dichter, südlich mit 102 Jahren deutlich älter. Nach der Durchforstung im Frühjahr 2020 nur nördlich des Weges, ist dieser Unterschied noch auffälliger und spiegelt sich auch in der Regeneration der Fläche wider. Im südlichen Teil ist im zweiten Jahr der Boden überwiegend durch Aspen, kanadisches Berufkraut und andere krautige Pflanzen bedeckt, während der nördliche Teil noch deutlich mehr offenen Boden zeigt. Im vierten Jahr hat sich das Bodendeckungsverhältnis durch vitale Gehölze umgedreht, wobei sich im nördlichen Teil überwiegend die Aspen durchgesetzt haben. Der südliche Teil ist dem Bild nach durch liegendes Totholz und krautige, gelbliche Vegetation dominiert. Beim zweiten Brand lagen dadurch auf beiden Flächen sehr verschiedene Brandlasten vor. Diese Trennung ist sowohl direkt nach dem Brand als auch im Folgejahr in der neuerlichen Regeneration noch deutlich zu sehen.

#### 6.4.4.2 Aufwuchs

Strukturen, die sich vor allem aus dem Aufwuchs ergeben, sind deutlich kleinteiliger als die sich aus dem Vorbestand ergebenden und dennoch meist in größeren Ausschnitten sichtbar. Auf TB werden sie von Aspen dominiert.

Die kleinteiligsten sind dabei Pflugstrukturen, die in den ersten zwei Jahren vor allem durch den überwiegend streifenartigen Aufwuchs des Kleinen Sauerampfers und offenen Boden zu erkennen sind. Auf Flächen, die schon in den ersten Monaten nach dem Brand geräumt wurden (pink gestrichelter Bereich in Abb. 6.4-22) fallen sie außerdem durch einen bevorzugten Aspensaufwuchs in den Furchen auf (Abb. 6.4-23a). Westlich dieser Flächen und auf US F ist diese Aspenanordnung nur vereinzelt, teilweise dafür aber auch auf scheinbar älteren Pflugstrukturen in ost-west Richtung zu beobachten (Abb. 6.4-23b). Auf allen anderen Flächen sind die Pflugstrukturen in den ersten Jahren primär durch offenen Boden, später dann durch die Pflanzungen zu erkennen (Abb. 6.4-23c).

Ebenfalls von Aspen bevorzugt besiedelt wurden die Ränder von maximal einem Meter hohen Reisigwällen, beispielhaft in Abb. 6.4-24 zu sehen. Diese wurden auf allen durchforsteten und geräumten Flächen entlang ehemaliger Rückegassen angelegt, der deutliche Randaufwuchs zeigt sich jedoch nur auf den früh geräumten Flächen (vgl. Abb. 6.4-22 und 6.4-23). Auch entlang der Schattenseite dichter, stehender Baumbestände, wie am Rand im SO dieser Fläche und entlang eines nicht geräumten Streifens, wurde ein schnellerer Aspensaufwuchs beobachtet, der sich ein bis zwei Jahre nach dem Fallen der Bäume jedoch nur noch unwesentlich von der Umgebung abhebt. Dieser Streifen wurde bei der Beräumung ausgespart, da alle Bäume im ersten Jahr nach dem Brand noch vital und vollständig grün benadelt waren. In beiden Fällen spielt vermutlich die höhere Wasserverfügbarkeit eine entscheidende Rolle für die schnelle Entwicklung der Pflanzen. Für die dichte Aspenbesiedlung auf den frühzeitig geräumten Flächen könnte der Grund auch besonders günstige Keimbedingungen im Frühjahr 2019 sein.

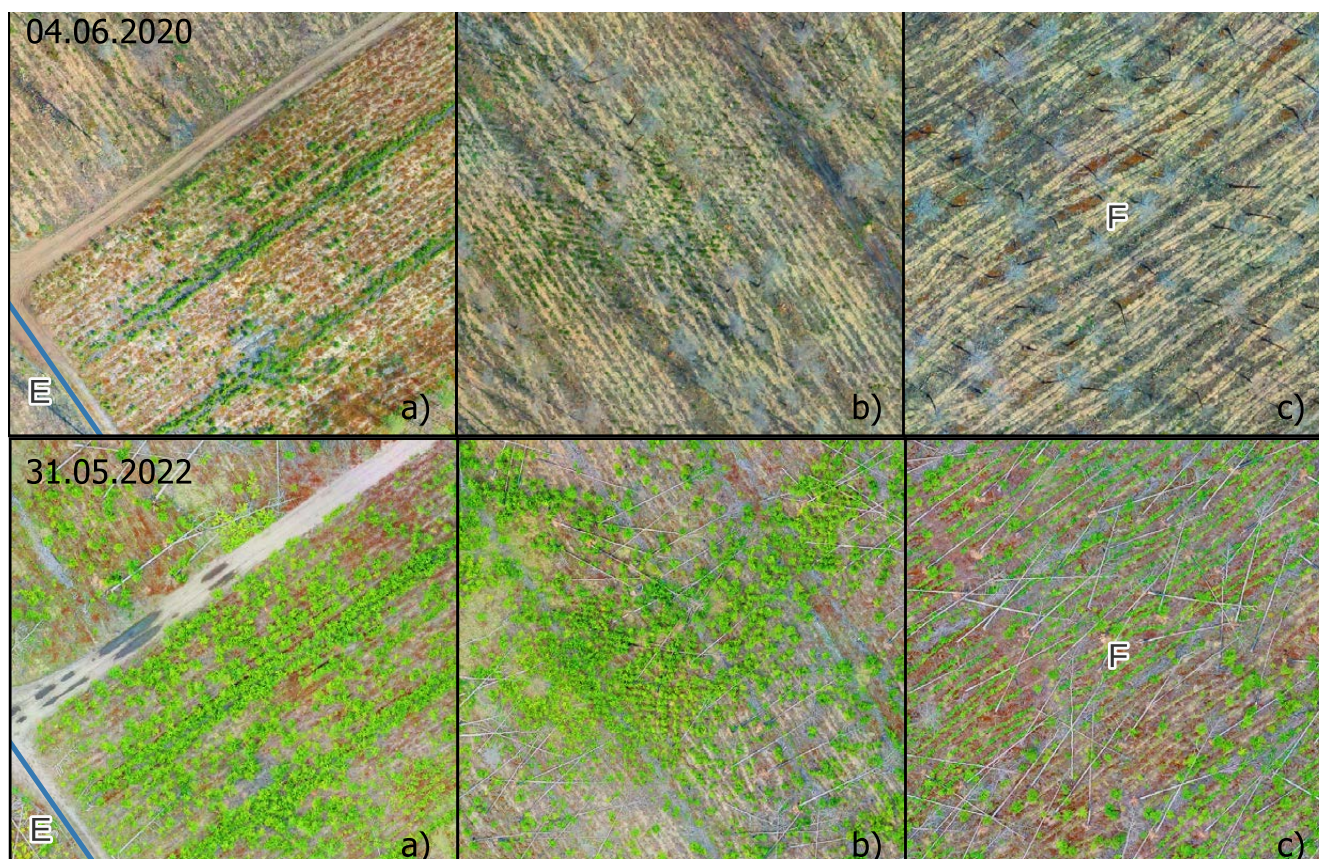


Abb. 6.4-23: Vegetationsstrukturen entlang von Pflugstrukturen und Reisigwällen in den Jahren 2020 (obere Reihe) und 2022 (untere Reihe). a) Nordost von US E auf frühzeitig geräumter Fläche b) Südost von US F Aspensaufwuchs in älteren Pflugstrukturen c) Ausschnitt von US F mit Aspensaufwuchs unabhängig von Pflugstruktur; in 2022 sind die Kiefern entlang der Rinnen zu erkennen.



Abb. 6.4-24: Blick auf die früh geräumte Fläche in Richtung nicht geräumtes Band. Bevorzugter Aufwuchs in Pflugfurchen und entlang des Reisigwalls. Links im Bild dichter Robinienaufwuchs. Robinienaufwuchs (22.08.2019; Foto: T. Heinken).

Völlig unabhängig von im Bild sichtbaren Landschaftsstrukturen bildeten sich über den Untersuchungszeitraum auf der gesamten Brandfläche einzelne Areale von etwa 0,5–1 ha Größe mit besonders dichtem, überwiegendem Aspenuf-wuchs heraus. Diese sind in Abb. 6.4-22 zum Beispiel im südöstlichen Teil von F, zwischen F und C und auch am Südrand von C gut erkennen. Südlich von D und östlich von F handelt es sich um sehr dichten Robinienaufwuchs, der auch im Gelände gut erkannt werden kann und meist kleinere Flächen abdeckt. In Abbildung Abb. 6.4-24 ist er links im Bild gut zu erkennen. Bei den Robinien kann davon ausgegangen werden, dass sie in dem lichten Bestand gute Wuchsbedingungen hatten und sich durch Stockausschlag schnell vermehrt haben. Beide Arten von besonders dichtem Bewuchs zeigten sich schon in den ersten ein bis zwei Jahren nach dem Brand und könnten gezielt bei der Weiterbewirtschaftung genutzt werden.

### 6.4.5 Veränderungen durch den zweiten Brand

Im Juni 2022, knapp vier Jahre nach dem Treuenbrietzen-Feuer von 2018, brach ein zweites Feuer aus, das einen Teil der Untersuchungsstandorte erfasste. Die Intensität des zweiten Brands war deutlich geringer als die des ersten Brands (schwache bis mäßige Brandintensität).

#### 6.4.5.1 Beobachtungen aus der Fernerkundung

Marie-Therese Schmehl<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Hydrologie und Klimatologie, Institut für Umweltwissenschaften und Geographie, Universität Potsdam, Karl-Liebknecht-Str. 24-25, 14476 Potsdam

Der zweite Brand im Sommer 2022 auf der Treuenbrietzener Fläche stellte für die Fernerkundung eine unerwartete Gelegenheit dar, auch Strukturen direkt nach einem Brand zu untersuchen. Rückschlüsse auf die "Pyrophobizität" einzelner Flächen können hieraus jedoch nur sehr bedingt abgeleitet werden und beschränken sich hauptsächlich auf die vorhandene Brandlast und die Regenerationsfähigkeit. Diese erscheinen gerade im Hinblick auf den Umgang mit Flächen mit hohem wiederkehrenden Entzündungsrisiko durch z.B. Munitionsbelastung jedoch erwähnenswert.

Alle unter „Vorbestand“ erläuterten Strukturen zeichnen sich durch einen vergleichsweise hohen Anteil von Laubbäumen aus und sind auch nach dem zweiten Brand noch deutlich sichtbar. Zum einen durch die abweichende Brandlast (tote und vitale Biomasse) und zum anderen durch eine erhöhte Regenerationsfähigkeit. Letztere ist besonders in der Niederung und auf dem „grünen Dreieck“ zu sehen. Auch entlang der Reisigwälle und des nicht geräumten Bandes, in dem die Bäume letztlich alle abgestorben und größtenteils gefallen sind, konnte beobachtet werden, dass die Wälle zwar meist komplett verbrannt sind, die belaubte Vegetation zwischen den Wällen jedoch entweder nicht gebrannt oder sich sehr schnell wieder erholt hat (umso schneller, je mehr belaubte Vegetation darauf stand). Dieser Sachverhalt wird nicht mit dem Mikroklima zusammenhängen, sondern mit weniger Harz in Blättern und Trieben sowie mit der Stockausschlagsfähigkeit des Vorbestandes.

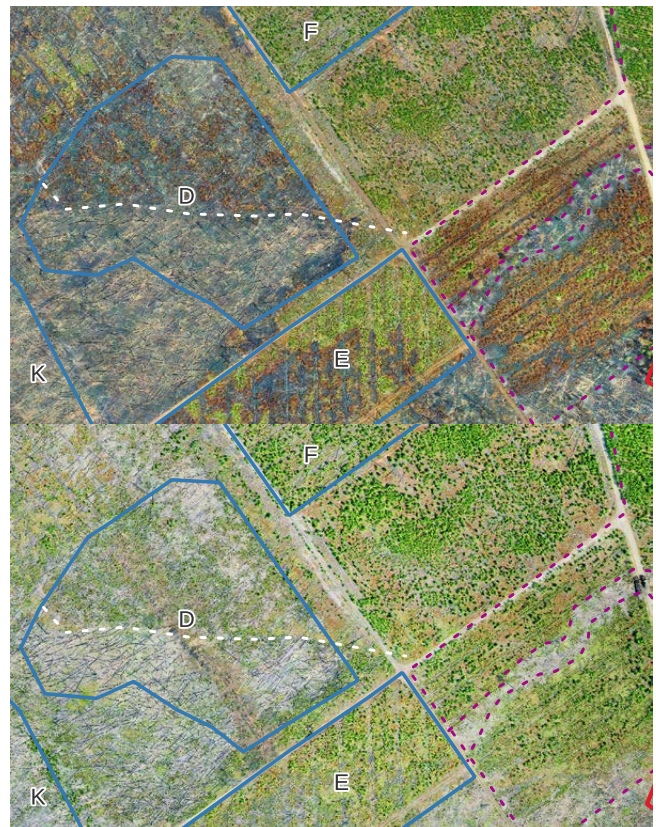


Abb. 6.4-25: Drohnenbefliegungen vom 27.06.2022 (oben) ca. zwei Wochen nach dem Brand und ein Jahr später am 26.05.2023 (unten). Flächen mit dicht liegendem Totholz erscheinen zunächst komplett verbrannt, erholen sich je nach Vorbestand aber auch schnell wieder. Auf D sind in der Aufnahme von 2023 die Spuren eines Harvesters zur Beräumung der Flächen zu sehen.

Durch das Abbrennen der Vegetation werden auch Bodenstrukturen wie beispielsweise alte Pflugspuren oder Wege wieder sichtbar, die Einfluss auf das Muster der Wiederbesiedelung nehmen. In Abb. 6.4-26 ist gut zu sehen, wie sich auf dem geräumten, ehemaligen Referenzstandort G zunächst die krautige Vegetation wieder entlang der Pflugrinnen ansiedelt, stellenweise haben sich dort auch Aspen etabliert. Gleiches ist auf den US B und K zu sehen. Ebenso wurde beobachtet, dass gepflanzte Kiefern auf Stellen, wo starker Graswuchs herrschte, gut angewachsen sind. Von daher ist es möglich, dass derartige Bodenstrukturen in Kombination mit weiteren Strukturen, die ein günstiges Mikroklima befördern, die Verjüngung unterstützen können.



Abb. 6.4-26: Blick auf den geräumten, ehemaligen Referenzstandort G ein Jahr nach dem zweiten Brand (15.08.2024, Foto: L. Faniqi)

#### 6.4.5.2 Bodenvegetation

Maren Schüle<sup>1,2</sup>, Thilo Heinken<sup>1</sup>

- 1 Allgemeine Botanik, Institut für Biologie und Biochemie, Universität Potsdam, Maulbeerallee 3, 14469 Potsdam
- 2 Centre for Ecomics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

Drei Jahre nach dem ersten Brand war die Mooschicht auf B und K mit einer Deckung von knapp 50 % bereits gut entwickelt. Diese wurde durch den zweiten Brand wieder vollständig vernichtet. Ein Jahr nach dem zweiten Brand war zwar wieder eine beginnende Besiedlung durch verschiedene Moosarten zu beobachten, die jedoch weniger als 1 % Deckung ausmachte. Die Deckung der Krautschicht war nach dem zweiten Brand ebenfalls geringer (3,6 %) als drei Jahre nach dem ersten Brand (11,7 %). Die höchsten Deckungsgrade erreichten hierbei Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*), Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) und Schmalblättriges Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*). Alle drei sind Arten, deren unterirdische Organe den zweiten Brand überlebt hatten, weshalb sie vegetativ wieder austreiben konnten. Während das Silbergras (*Corynephorus canescens*) nach dem ersten Brand nur vereinzelt vorkam (zwei von 20 Probekreisen), war die Art, die sich überwiegend aus der Bodensamenbank regeneriert, nach dem zweiten Brand auf allen 20 Probekreisen zu finden. Interessanterweise kam es nach dem zweiten Brand zu einem gelegentlichen Auftreten von Felsen-Fetthenne (*Sedum rupestre agg.*) und Falscher Strandkamille (*Tripleurospermum perforatum*), die vorher auf diesen US nicht vorkamen.



Abb. 6.4-27: Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) trieb nach dem zweiten Brand rasch wieder aus (links); die Felsen-Fetthenne (*Sedum rupestre agg.*) trat nach dem zweiten Brand auf einigen Probekreisen auf (rechts)



Abb. 6.4-28: Das Schmalblättrige Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*) trieb großflächig nach dem zweiten Brand wieder mittels Wurzelsprossen aus.



Abb. 6.4-29: Wiederaustrieb der Aspen, zwei Monate nach dem erneuten Brand in 2022. (Foto: A. Binder)

### 6.4.5.3 Baumverjüngung

Anja Binder<sup>1</sup>, Pierre Ibisch<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centre for Ecomics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

Nach dem zweiten Brand bildeten die oberirdisch verbrannten oder versengten jungen Laubbäume zum Teil sehr rasch wurzelbürtige Sprosse (Abb. 6.4-29) und zeigten somit eine sehr ausgeprägte Feuerresilienz. Auf der Fläche B betrug der Anteil der Naturverjüngung vier Monate nach dem zweiten Brand 34 % der Anzahl, die zuvor erfasst worden war. Während sie auf F sogar fast gleichblieb (+3 %), stieg sie auf D und C noch im Spätsommer nach dem 2022-Feuer deutlich an (+22 % bzw. +37 %). Den mit Abstand größten Zuwachs verzeichnete der Untersuchungsstandort E, auf dem die Anzahl der Naturverjüngung um das 2,6-fache anstieg (BINDER et al. (in Vorbereitung)). Die durchschnittliche Höhe der Aspen betrug vier Monate später 54,7 cm. Die Anzahl der Birken über alle Untersuchungsstandorte hinweg sank um 82,5 %, die der Sal-Weide um 58,1 % (was u.a. daran liegt, dass einige auf F vorkommende Sal-Weiden aufgrund der schwachen Brandintensität überlebten). Bei den gepflanzten Eichen auf F überlebte etwa die Hälfte, davon waren 5,8 % durch Stockausschlag wieder ausgetrieben. Die hohe Überlebensrate ist auf die schwache Brandintensität auf einigen Plots zurückzuführen. Von den gesäten Rot-Eichen überlebten 56,6 %, davon waren 65,3% durch Stockausschlag wieder ausgetrieben. Dass Eichenbestände bereits wenige Jahre nach Etablierung eine deutliche Feuerresistenz entwickeln, zeigte ein junger Eichenbestand in dem Gebiet (ca. 10–15 Jahre alt, ein Voranbau mit einem Bestockungsgrad von min. 0,3) bereits nach dem ersten Brand von 2018 (im Unterschied zur Resilienz bezeichnet Resistenz hier die Eigenschaft, einen Brand aufzuhalten bzw. ihm zu widerstehen; „Pyrophobizität“). Dieser hatte damals das Feuer ausbremsen können; die Bäume überlebten das Feuer (vgl. Abb. 6.4-21; „grünes Dreieck“). Die ausgeprägte Naturverjüngung, die sich nach dem ersten Brand entwickelte, könnte ein Grund für die deutlich geringere Intensität des zweiten Brands sein.

Auf den Kiefernforstflächen, die 2022 erstmals abbrannten und rasch geräumt wurden (in etwa an dem ehemaligen Referenzstandort G), stellte sich ein Jahr nach dem Feuer bemerkenswerterweise eine viel geringere Zahl von Pionierbäumen ein als dies 2019 auf den unmittelbar benachbarten Flächen erfolgte (BLUMRÖDER et al. 2022). Mit 458 Bäumen/ha lag die Anzahl sogar deutlich unter der Anzahl der verjüngten Bäume ein Jahr nach dem 2019-Feuer in Jüterbog (14.445/ha). Die häufigsten Baumarten waren die Gemeine Kiefer, die Stiel-Eiche und die Sand-Birke. Die Etablierung auf den Rückegassen, auf denen Kronenreste aneinandergereiht waren, war um das 2,8-fache höher. Hier war die Aspe dominant, gefolgt von der Sand-Birke. Die Etablierung von Pionierbaumsämlingen sowie die Artzusammensetzung in demselben Gebiet kann also von Jahr zu Jahr erheblich variieren. Möglicherweise könnte die kumulative Wirkung von Hitze- und Dürreextremen ab 2018 das Naturverjüngungspotenzial reduziert haben. Strukturen, die ein günstiges Mikroklima für die Keimung sowie Etablierung der Naturverjüngung unterstützen, können im Kontext des zunehmenden Klimawandeleinflusses erheblich zum Erfolg der Verjüngung beitragen.

## 6.5 Totholz

Danica Clerc<sup>1</sup>, Lilly Rohlf<sup>1</sup>, Jens Schröder<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Landeskompentenzentrum Forst Eberswalde (LFE), Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde

Totholz erfüllt vielfältige Funktionen und spielt somit eine zentrale Rolle im Ökosystem Wald. Nach Störungen bleibt durch das verbleibende Totholz Biomasse erhalten und trägt zum Regenerationsprozess des Ökosystems bei. So dient Totholz beispielsweise als Puffer von Temperatur- und Feuchtigkeitsschwankungen am und im Boden. Insbesondere starkes, am Boden liegendes Totholz speichert mehr Feuchtigkeit und kann so zur Senkung der Waldbrandgefahr beitragen (LARJAVAA et al. 2023). Die unterschiedlichen Strukturen und Dimensionen des Totholzes bieten zudem Nist- und Brutplätze für zahlreiche Vogelarten sowie Lebensräume für Insekten, Pilze und andere Organismen (z. B. SCHIEGG 1998, STOKLAND 2012, LACHAT et al. 2019). Die Strukturen haben darüber hinaus Einfluss auf die räumlich-zeitliche Dynamik der Vegetationsentwicklung. So kann Totholz auch zum physischen Schutz vor Verbiss von Jungpflanzen beitragen (CHANTAL 2007).

Insbesondere in den ersten Jahren nach einem Brandereignis können v. a. durch gering dimensioniertes Totholz (Reisig, Kronenmaterial) allerdings auch Risiken entstehen, beispielsweise durch verbleibende Brandlast. Durch stark dimensioniertes Totholz wiederum kann die Zugänglichkeit der Flächen enorm eingeschränkt sein und die Arbeitssicherheit u. U. nicht gewährleistet werden (vgl. MLUK 2022).

Nach einem Waldbrand können unterschiedliche Totholzstrukturen zurückbleiben: tote stehende oder hängende Bäume, abgebrochene Bäume (Hochstubben), herabgefallenes Kronenmaterial, starke Äste, Feinreisig, flach auf dem Boden liegende oder gestapelte Baumstämme, gebrochene oder umgeworfene Stubben, in der Erde verbliebene oder herausgeworfene Wurzelteller. Diese können natürlich entstehen und hängen u. a. vom Ausgangszustand des Waldes und der Brandintensität ab. Oder sie werden künstlich herbeigeführt, indem Bäume teilweise oder vollständig entnommen werden oder Totholz zu Wällen angehäuft wird. Das Zusammenschieben der verbliebenen Totholzstücke dient häufig als Vorbereitung für eine Pflanzung oder Saat. Das angehäufte Holz bleibt auf der Fläche erhalten und steht dem Nährstoffkreislauf zur Verfügung. Ein Wall bietet ein günstiges Mikroklima für die Keimung und erhöht die Wahrscheinlichkeit, dass sich dort Samen von Pionierbäumen verfängen (LINGUA et al. 2023). Auch verschiedene Vogelarten bevorzugen solche Habitats (FRANZ et al. 2006). Andererseits wird mit solchen Wällen häufig der umliegende Boden durch Herstellung eines Walles stark beansprucht. Außerdem bedeutet die Konzentration des Totholzes auf Wälle, dass seine positiven kleinflächigen Wirkungen auf den übrigen Flächen verloren gehen.

Die verschiedenen Behandlungsstrategien nach einem Waldbrand, auch hinsichtlich des Umgangs mit Totholz (vgl. Tab. 5.1-2 sowie Kap. 5.1), waren Grundlage des Forschungsdesigns im Projekt. Es kamen unterschiedliche Forschungsansätze (vgl. Kap. 5.5 Totholz) zum Einsatz, womit Ergebnisse zur Menge, Art und Struktur des oberirdischen Totholzes ermittelt werden konnten.

## 6.5.1 Totholzdynamik

### 6.5.1.1 Stehendes Totholz

Danica Clerc<sup>1</sup>, Lilly Rohlf<sup>1</sup>, Marina Schirmacher<sup>1</sup>, Jens Schröder<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde

Bei der ersten Grundaufnahme erfolgte eine Einmessung jedes Baumes anhand von Azimut und Distanz zum Plot-Mittelpunkt. Auf diese Weise wurde den Bäumen eine ID zugeordnet, sodass bei dann halbjährlich folgenden Aufnahmen die Zustandsveränderungen erfasst werden konnten.

#### Stammfußkarte

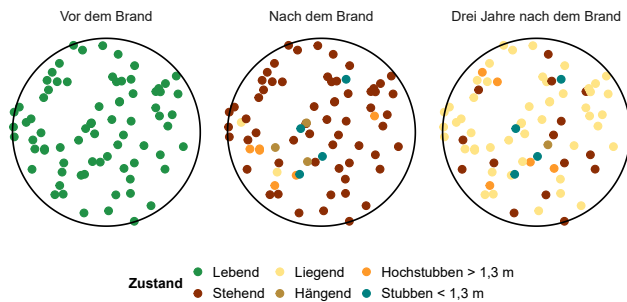


Abb. 6.5-1: Die Stammfußkarte zeigt die Dynamik des Zusammenbruchs des zuvor stehenden Totholzes, exemplarisch für den Hauptprobekreis U2.

Die zeitlichen Veränderungen des zunächst stehenden Totholzes („Totholzdynamik“) sind u.a. durch das Alter bzw. die Dichte des Bestandes bestimmt. Es konnte festgestellt werden, dass in den vorherrschenden Kiefernbeständen der Großteil des stehenden Totholzes drei Jahre nach dem Brand umfällt. Dabei fällt auf, dass die Stabilität des Restbestandes je nach vorherigem Beräumungsgrad (vgl. Tab. 5.1-2 sowie Abb. 6.5-2) variiert. Die Untersuchungsstandorte B und K wurden nicht geräumt, hier zeigt sich, dass ein Großteil der Stämme zum gleichen Zeitpunkt zu Boden fällt, so dass im Herbst 2021/22 nur noch wenige Stämme standen. Im Gegensatz dazu blieb ein größerer Anteil an Stämmen im selben Herbst auf den Untersuchungsstandorten C, D, E und F stehend erhalten.

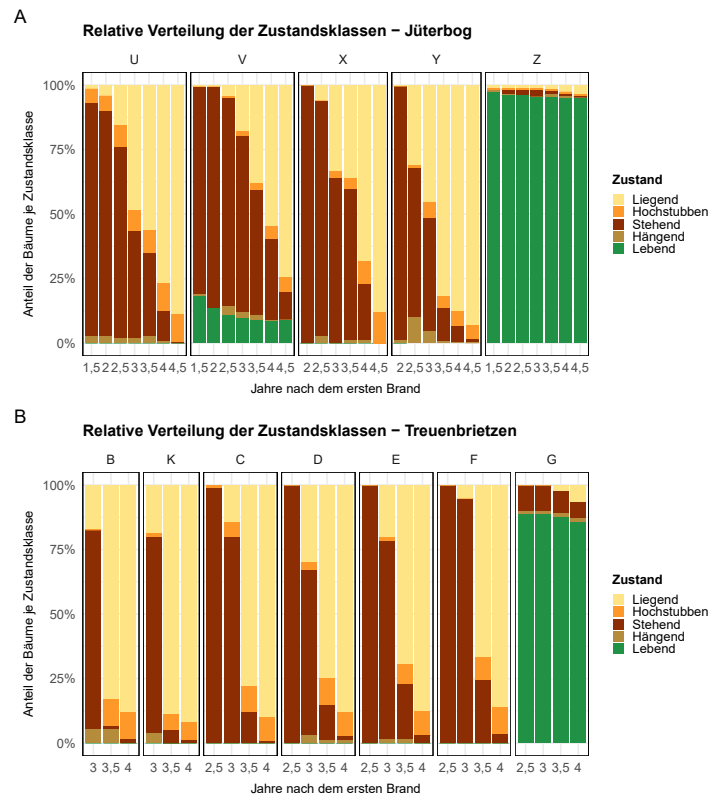


Abb. 6.5-2: Diese Abbildungen zeigen die Veränderungen des stehenden Totholzes. Betrachtet werden die einzelnen Untersuchungsstandorte jeweils im zeitlichen Verlauf nach dem ersten Brand (A: Jüterbog 2019, B: Treuenbrietzen 2018). Die Wiederholungsaufnahmen erfolgten etwa alle sechs Monate. Dargestellt ist die relative Stammzahl in Prozent. Beispielsweise beträgt bei US E der Anteil stehenden Totholzes nach drei Jahren > 75 % aller im Probekreis erfassten Bäume.

In Jüterbog konnte die Zustandsentwicklung über viereinhalb Jahre dokumentiert werden, da hier kein zweiter Brand stattgefunden hat. Auch hier war zu beobachten, dass ein Großteil der Bäume nach drei Jahren umstürzt. Auf diesen Flächen gibt es keine Unterschiede bezüglich der Beräumungsintensität, da auf allen Flächen das Totholz komplett belassen wurde. Es bestehen jedoch Unterschiede hinsichtlich der Brandintensität (beispielsweise gering auf Fläche V), Altersstruktur (beispielsweise Stangenholz auf Fläche Y) und Bestockungsgrad (beispielsweise gering und hohes Alter auf Fläche X).

Hinsichtlich der Überlebensrate konnte nur für US V eine Auswertung erfolgen – der einzige US, auf dem Bäume des Altbestands den Brand dauerhaft überlebten. Zweieinhalb Jahre nach Brand wurden in den Kategorien „stehend“, „hängend“, „liegend“ und „lebend“ insgesamt 222 Bäume erfasst, darunter waren 40 lebende Bäume. Ausgehend vom Untersuchungsbeginn haben demnach 18 % der Bäume auf diesem US überlebt. Von diesen Bäumen ist wiederum die Hälfte im weiteren Untersuchungsverlauf abgestorben, sodass am Ende noch 9 % der Bäume als lebend dokumentiert werden konnten. (Nähere Untersuchungen zur Überlebensrate vgl. Kapitel 5.5.4).

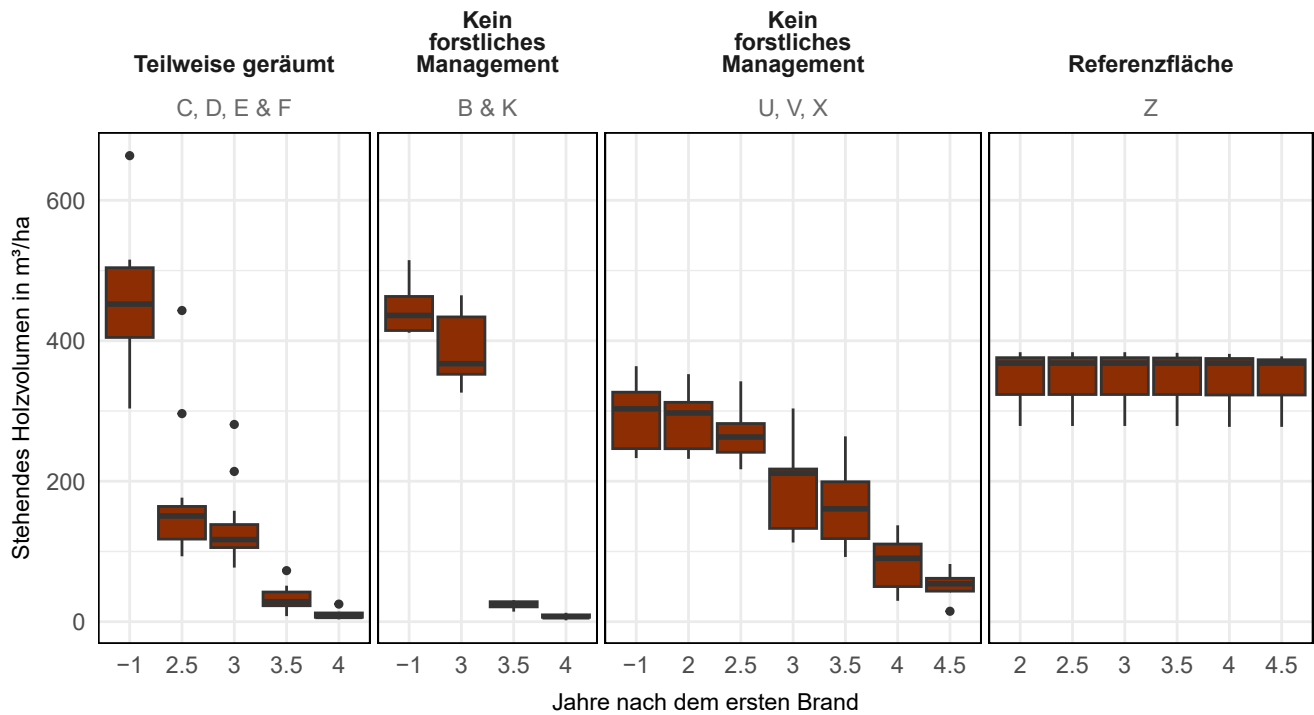


Abb. 6.5-3: Stehendes Holzvolumen in  $\text{m}^3/\text{ha}$  je Behandlungsvariante. Das angegebene Volumen schließt stehende tote Bäume, hängende Bäume und lebende Bäume ein. Der US Y (kein forstl. Mgmt.) wurde nicht hier nicht integriert, da dieser US durch Stangenholz geprägt und daher nicht repräsentativ für die Totholzdimensionen der übrigen Bestände ist.

Über Alter und Dichte der Bestände vor dem Brand lagen während des Projekts keine Informationen vor. Um das Volumen vor dem Brand dennoch abzuschätzen, wurde dieses aufgrund der erhobenen Daten rekonstruiert (vgl. Abb. 6.5-3 „Jahr -1“). Dafür wurden neben den erfassten stehenden, hängenden und liegenden Bäumen noch folgende weitere Strukturen in die Analyse integriert: liegende Stämme, gebrochene Stämme und Stubben sowie Stubben mit glatter Sägekante (vgl. Kap. 5.5.1). Auf diese Weise wurde der Bestand vor dem Feuer geschätzt, mit dem wiederum die Folgejahre verglichen werden können. Dabei fällt auf, dass die US in Treuenbrietzen (B-K) grundsätzlich dichter bestockt waren (vgl. Abb. 6.5-3), als die US in Jüterbog (U-Z), was möglicherweise Einfluss auf die Totholzdynamik nahm. So kann auf B und K ein deutlicher Einbruch nach etwa drei Jahren aufgezeigt werden: Innerhalb eines sechsmonatigen Untersuchungsintervalls ist das mittlere stehende Holzvolumen von über 300 auf unter 50  $\text{m}^3/\text{ha}$  gesunken. In dieser Zeit kam es zu heftigen Winterstürmen, die einen nahezu vollständigen Umsturz der bis dahin stehenden Bäume forcierten. In Jüterbog (U-X) hingegen erfolgte der größere Einbruch des stehenden Holzes erst nach etwa 3,5 Jahren. Auch ist zu bemerken, dass hier selbst im weiteren Zeitverlauf größere Volumina stehen blieben, im Vergleich: Das mittlere stehende Holzvolumen in Treuenbrietzen liegt nach vier Jahren bei 9,12  $\text{m}^3/\text{ha}$  und in Jüterbog auch nach viereinhalb Jahren noch bei 51,26  $\text{m}^3/\text{ha}$ .

### Entstehung von Hochstubben

Als Hochstubben (englisch *snags*) werden stehende, tote Baumstümpfe bezeichnet, die höher als 1,5 m sind und keine Krone mehr aufweisen. Hochstubben entstehen u. a., wenn Stämme infolge der Aktivität von Pilzen der Gattung *Fomitopsis*, aber auch durch die Einwirkung anderer umkippender Stämme, brechen. Es hat sich gezeigt, dass diese Bäume häufig in einer Höhe von rund vier Metern brechen, dieser Wert jedoch auch streut (Mittelwert = 4,69 m; Standardabweichung = 3,48 m). Die Bruchhöhe liegt bei 50 % der Bäume zwischen 2,3 m und 5,2 m. Weiterhin sind ungefähr 10 % der Bäume ein zweites Mal gebrochen. Hochstubben zeigen sich als vielversprechender Faktor auf Schadflächen. So tragen

sie u. a. zur Windberuhigung, zur kleinflächigen Beschattung zur Wasserspeicherung und zum Frostschutz für aufkommende Verjüngung bei (SCHULZE 2021). In anderen Projekten (Seddin, LFB 2024; ResEtFi, ThüringenForst 2024) auf Kalamitätsflächen werden künstlich hergestellte Hochstubben als Totholzvariante eingesetzt, um deren Effekte detaillierter zu untersuchen.

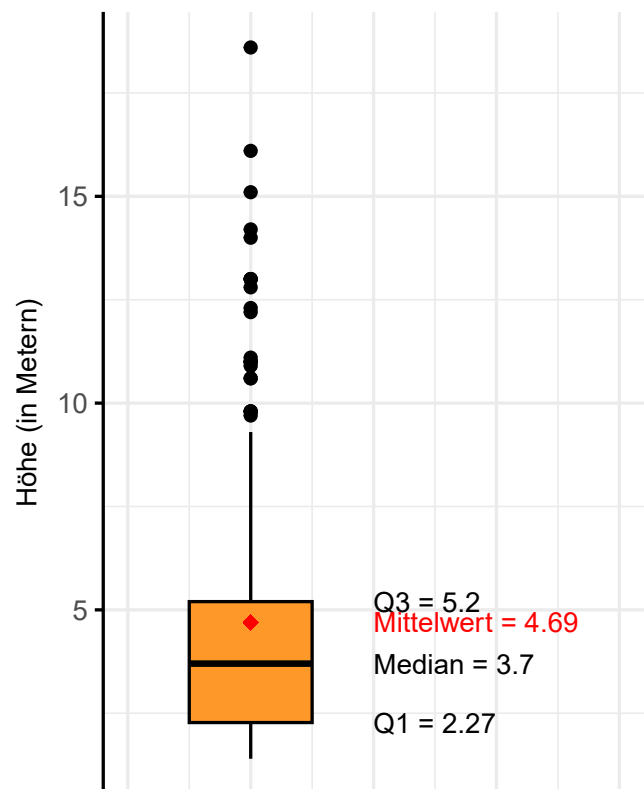


Abb. 6.5-4: Verteilung der Bruchhöhen der Hochstubben





Abb. 6.5-5: Beispiele für Hochstubben in Treuenbrietzen (a) und Jüterbog (b)

### 6.5.1.2 Liegendes Totholz

Danica Clerc<sup>1</sup>, Anja Binder<sup>2</sup>, Lilly Rohlf<sup>1</sup>, Marina Schirmmacher<sup>1</sup>, Jens Schröder<sup>1</sup>

- 1 Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde
- 2 Centre for Ecomics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

In den Jahren 2021 bis 2023 wurde in einem jährlichen Intervall das liegende Totholz in seinen unterschiedlichen Dimensionen und Zuständen erfasst (vgl. Kap. 5.5.1). Bei den folgenden Grafiken werden in vergleichbarer Weise insbesondere die Veränderungen über die Zeit für die unterschiedlichen Behandlungsvarianten dargestellt:

- vollständig geräumt
- teilweise geräumt
- nicht geräumt (kein forstliches Management)
- in Treuenbrietzen B und K
- in Jüterbog U, V, X und Y
- kein Brand (Referenzfläche Z)

Deutlich sichtbar sind in der Abb. 6.5-6 die unterschiedlichen Volumenanteile von grobem (gelb) und feinem (lila) Totholz. Betrachtet werden die einzelnen Behandlungsvarianten jeweils im zeitlichen Verlauf nach dem ersten Brand.

Nach dem zweiten Brandereignis ist auf den teilweise geräumten US C, D, E und F zunächst ein leichter Anstieg des liegenden Totholzvolumens zu erkennen. Dieses lässt sich dadurch erklären, dass im Zuge des zweiten Brandes die zunächst noch stehenden toten Bäume zu Boden fielen. Auf den US B und K hingegen war bereits vor dem zweiten Brand der stehende Bestand fast vollständig eingebrochen, sodass sich das Holz bereits im liegenden Zustand befand. Dieses Holz wurde beim zweiten Brand dann stärker vom Feuer erfasst und das Volumen insgesamt deutlich verringert. Die US in Jüterbog ohne Behandlung zeigen eine stetige Zunahme des liegenden komplementär zur Abnahme des stehenden Totholzes (vgl. Abb. 6.5-6 und Abb. 6.5-3).

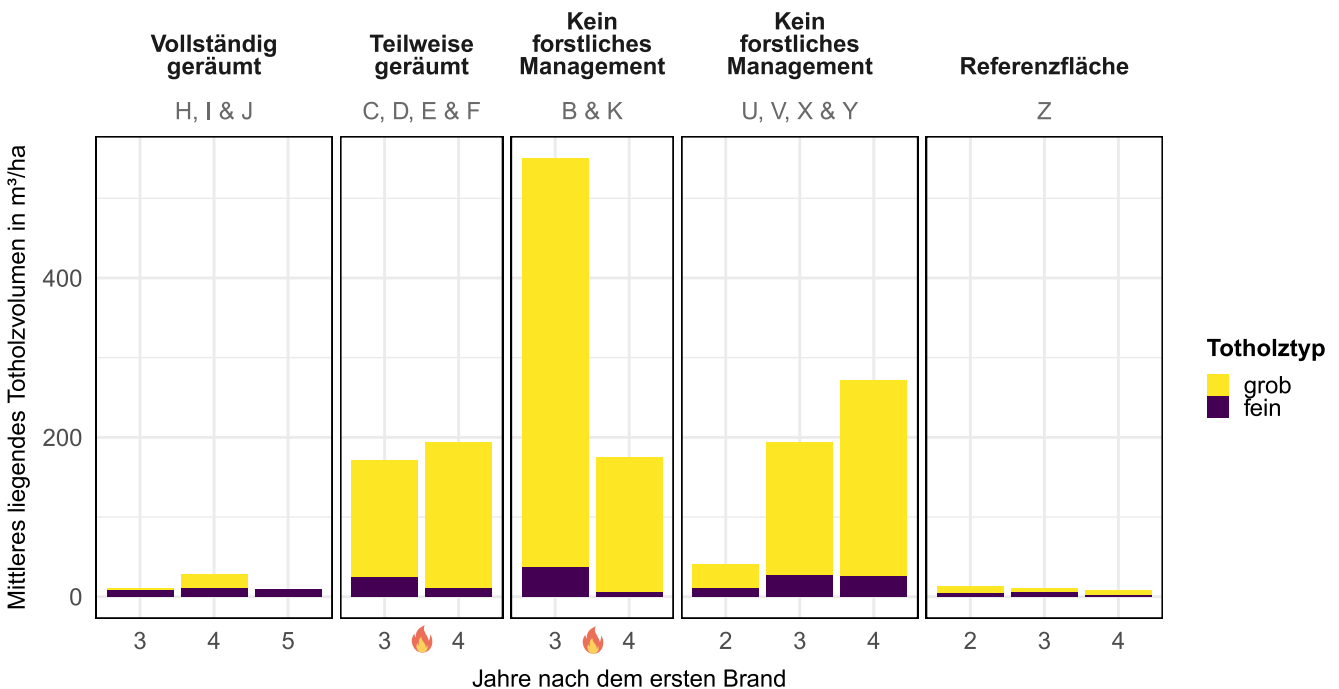


Abb. 6.5-6: Mittleres Volumen des liegenden Totholzes in  $m^3/ha$  in der Gegenüberstellung der Klassen  $<7,0\text{ cm}$  (feines; FWD) und  $>7,0\text{ cm}$  (grobes; CWD). Der zweite Brand im Juni 2022 in Treuenbrietzen ist durch das Flammensymbol auf der x-Achse gekennzeichnet.

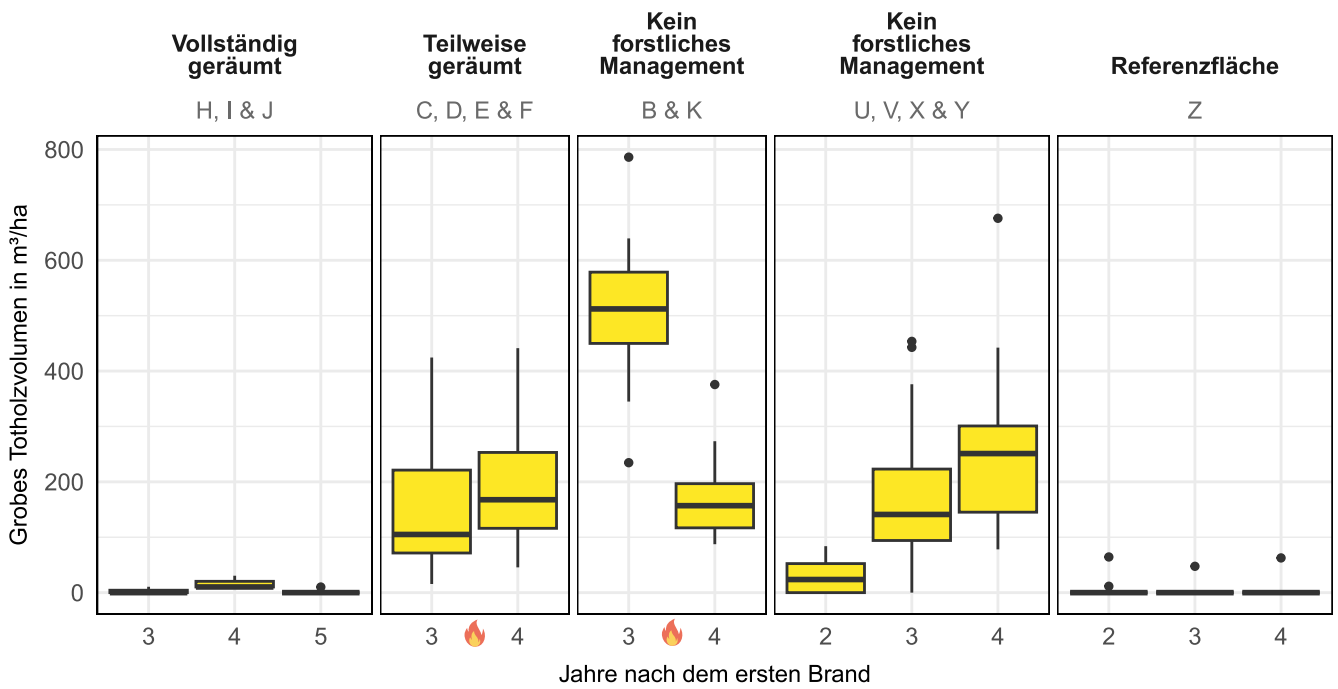


Abb. 6.5-7: Grobes Totholzvolumen (CWD) in  $m^3/ha$ . Der zweite Brand im Juni 2022 in Treuenbrietzen ist durch das Flammensymbol auf der x-Achse gekennzeichnet.

In Abb. 6.5-7 wird das Volumen des groben Totholzes nochmals losgelöst von der Gegenüberstellung zum feinen dargestellt. Dabei wird deutlich, dass sich die Werte innerhalb der einzelnen Plots pro Untersuchungsstandort teilweise stark unterscheiden. Die Boxplots lassen u. a. die Streuungen der Messwerte innerhalb einer Behandlungsvariante erkennen. Diese werden jeweils im zeitlichen Verlauf nach dem ersten Brand betrachtet.

Die Abbildung (Abb. 6.5-8) veranschaulicht die Mengen bzw. Stückzahlen der unterschiedlichen feinen Totholzsortimente, die auf den Untersuchungsstandorten erfasst wurden. Auf den vollständig geräumten Flächen nahm deren Anzahl beispielsweise bereits im Jahr fünf nach dem Brand ab. Diese Beobachtung deckt sich mit anderen Studien, die den schnelleren Abbau des feinen Totholzes - in Abhängigkeit von weiteren Faktoren wie Feuchtigkeit - belegen (ABBOTT und CROSSLEY 1982, FASTH et al. 2011).

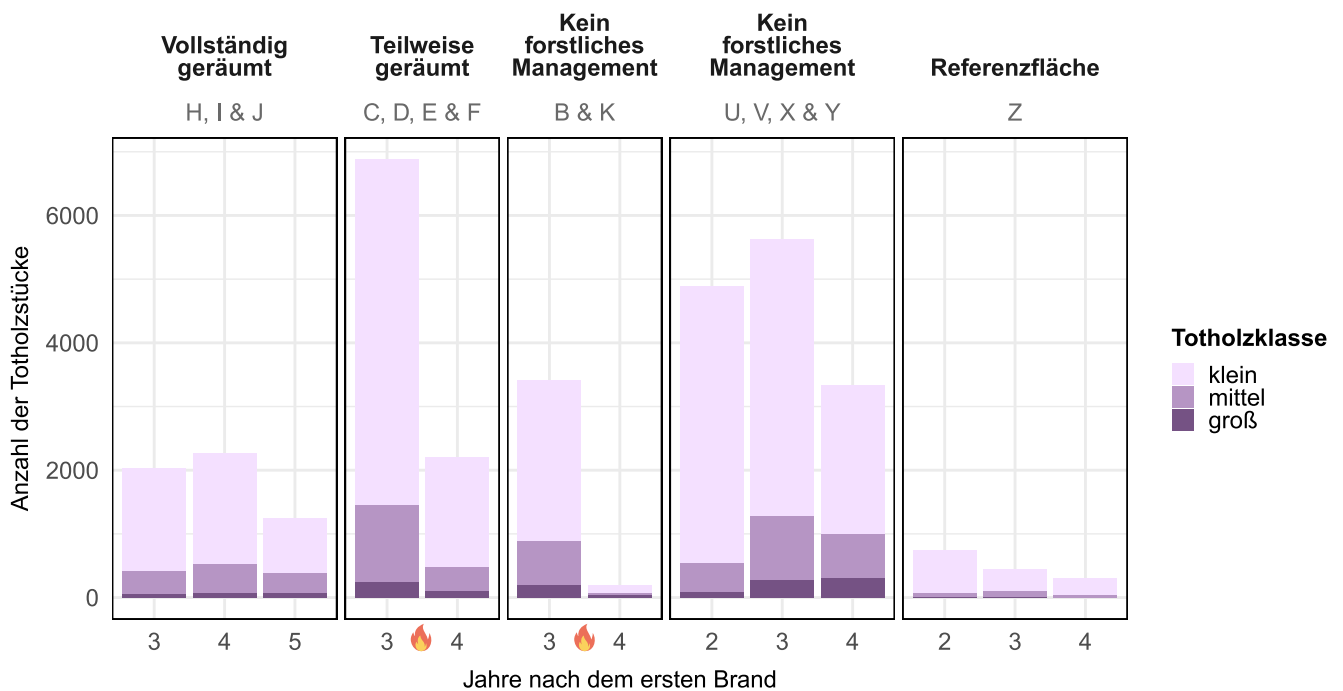


Abb. 6.5-8: Anzahl der erfassten Stücke, unterteilt in die drei Durchmessergruppen klein (0-0,6 cm), mittel (0,7-2,5 cm) und groß (2,6-7,0 cm) sowie in Behandlungsvarianten im zeitlichen Verlauf nach dem ersten Brand. Der zweite Brand im Juni 2022 in Treuenbrietzen ist durch das Flammensymbol auf der x-Achse gekennzeichnet.

Die starke Reduktion der Stückzahlen auf den US C-F hingegen, hängt direkt mit dem zweiten Brandereignis zusammen. Abzugrenzen davon ist wiederum der Anstieg der Totholzstücke im vierten Jahr auf den vollständig geräumten US (H, I, J). Da es sich um Flächen handelt, wo es keinen stehenden Altbestand mehr gab, konnten nicht noch mehr Stücke dazugekommen sein, zum Beispiel durch herab- oder umfallendes Holz. Auch beim groben Totholz ist hier ein geringfügiger Anstieg zu beobachten (vgl. Abb. 6.5-7). Grundsätzlich lassen sich leichte Schwankungen auch auf Messfehler bzw. darauf zurückzuführen, dass

- die Transekte nicht immer identisch ausgelegt werden können,
- auch andere Forschungstätigkeiten genau hier stattfinden – also Menschen umherlaufen, Materialien transportiert werden. Dabei kann es u. U. zu einer Verschiebung der Totholzstücke kommen oder
- Wind kleinere Holzstücke bewegt haben könnte, die dadurch im Folgejahr an einer anderen Stelle lagen.

Die in den vorangegangenen Diagrammen zusammengeführten Ergebnisse sind wichtige Grundlagen zur Quantifizierung der Begleitumstände, die die Verjüngungsentwicklung maßgeblich beeinflussen. Zusätzlich wurden über die Projektlaufzeit auch auf methodischem Gebiet viele Verfahren angepasst, weiterentwickelt und zum Teil neu angewandt (vgl. Kap. 5.5.4). Diese qualitativen „Gewinne“ sind ebenfalls ein wichtiger Teil der Projektergebnisse. Insgesamt ist die Frage nach der forstlichen Behandlung nach dem

Brand komplex, da es gilt, die ökologischen Vorteile des Totholzes gegen Nachteile sowie Risiken abzuwägen und hierbei lokal angepasste Lösungen zu entwickeln.

### 6.5.2 Terrestrisches Laserscanning: Veränderungs- dynamik im Stammvolumen und Kronenschluss

Carsten Hess<sup>1</sup>, Torsten Welle<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Naturwald Akademie gGmbH, Roeckstraße 40, 23568 Lübeck

Für eine räumlich hochaufgelöste Zeitreihenauswertung der Daten des terrestrischen Laserscannings ist es notwendig, die jährlich erstellten Messpunktwolken räumlich möglichst exakt aufeinander auszurichten. Die Abbildung Abb. 6.5-9 zeigt beispielhaft und vergleichend die Zeitreihenaufnahmen der stehenden Kiefernstrukturen (lebend, tot) für die Hauptprobekreise US V und Z (Referenz). Abb. 6.5-10 zeigt die zeitlichen Veränderungen der ermittelten Kronenflächen auf dem US V.

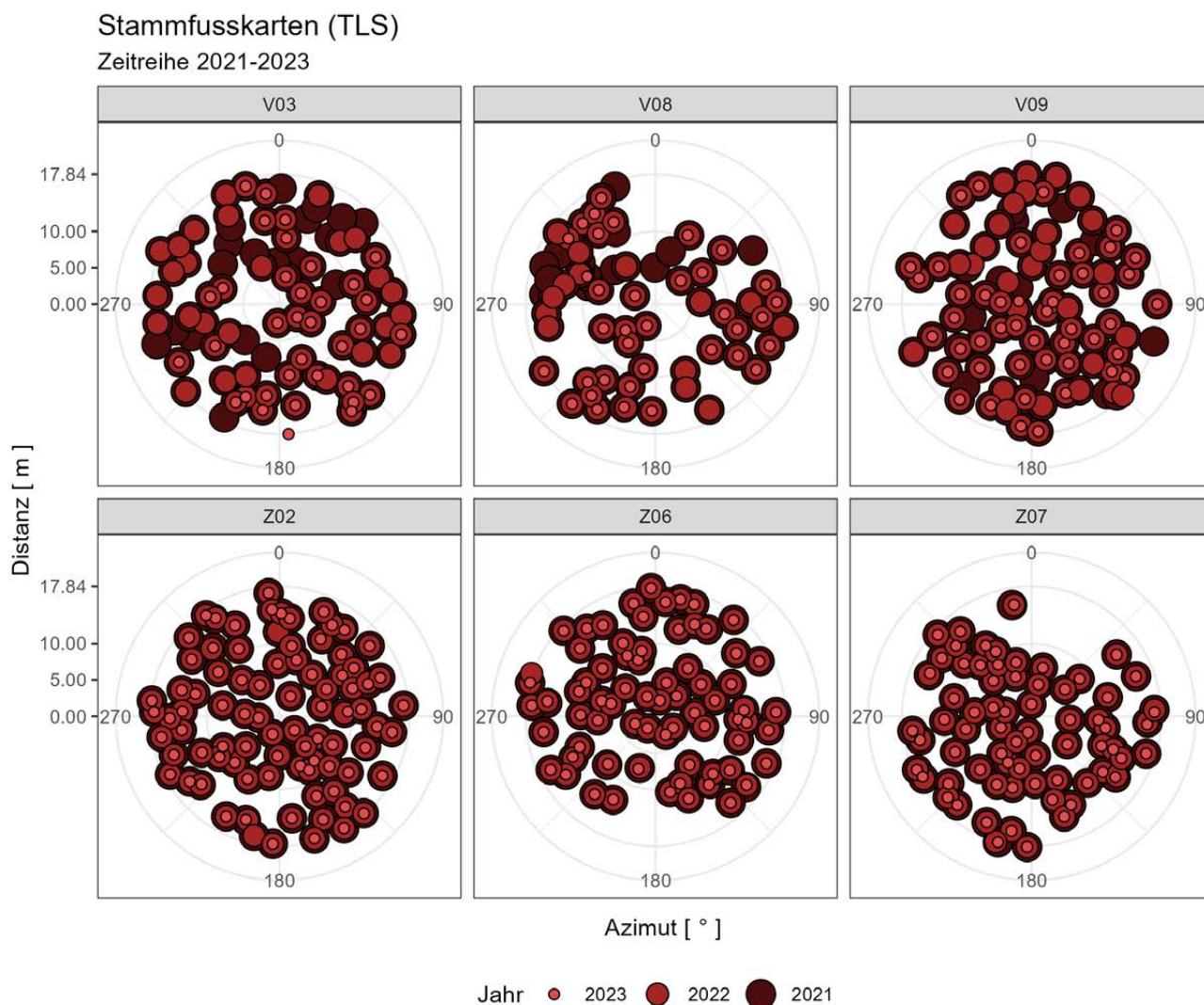


Abb. 6.5-9: Stammfußkarten noch stehender Kiefernstämme der US V und Z (Referenz) für die Jahre 2021, 2022 und 2023

## Kronenprojektionen (TLS)

Zeitreihe 2021-2023

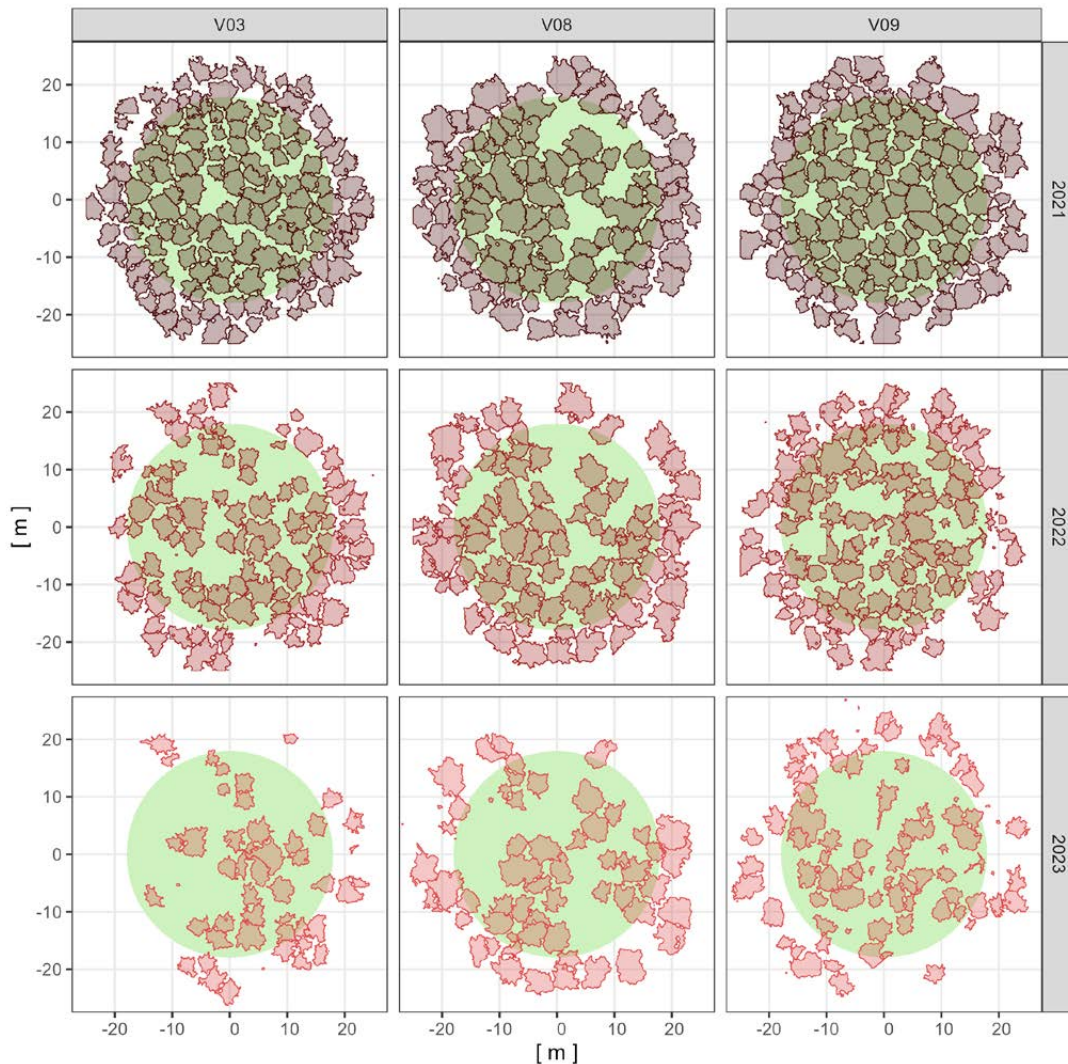


Abb. 6.5-10: Entwicklung der Kronenflächen auf dem US V für die Jahre 2021, 2022 und 2023

### Ergebnisse Stammvolumen stehend

Abb. 6.5-11 zeigt die zeitliche Entwicklung der ermittelten Stammvolumen der stehenden Kiefern (*Pinus sylvestris* L.) für die Jahre nach dem jeweiligen Brandereignis im UG TB (2018: B, C, D, E, F, G, K) und UG JB (2019: U, V, X, Z). Die Flächen G und Z sind die brandfreien Referenzflächen im jeweiligen UG.

Für die Untersuchungsflächen C, D, E, F und G konnten Messungen nur in den Jahren 2021 und 2022 durchgeführt werden. Die Messungen für B und K im dritten Jahr, wurden nach dem zweiten Brandereignis in 2022 durchgeführt, mit dem nahezu vollständigen Verlust an verbliebenden stehenden Kiefernstrukturen.

Für die Untersuchungsflächen H, i und J wurde kein Stammvolumen abgeleitet, da auf diesen Flächen der ursprüngliche Kiefernbestand nach dem Feuer von 2018 vollständig geräumt wurde.

In der Zeitreihe zeigt sich auf allen Untersuchungsflächen ein deutlicher Rückgang im stehenden Stammvolumen. B und K zeigen für TB deutlich höhere Stammvolumen als die US C, D, E und F. Dies ist in erster Linie durch eine deutlich höhere mittlere Gesamtanzahl an Stämmen pro Fläche begründet.

Aus der jährlichen Reduzierung der hier ermittelten Werte für das stehende Stammvolumen, kann der jährliche Zuwachs des liegenden Totholzes direkt abgeleitet werden. Ein Vergleich der Stamm-

volumen zwischen den Jahren drei und vier nach dem jeweiligen Brandereignis zeigt, dass sich die Verluste in den Untersuchungsgebieten unterscheiden. Im vierten Jahr nach dem Brand zeigt sich dies besonders deutlich in einem höheren mittleren Gesamtvolumen pro Plot, als auch in der ermittelten Anzahl der verbliebenden stehenden Stämme bzw. Hochstubben auf den Untersuchungsflächen V, X und U.

Ausschlaggebende Faktoren für das stehende Stammvolumen sind die Anzahl der Stämme, deren mittlere Höhe, das Bestandsalter (Baumhöhen, BHD). Die Schwere des Brandes bzw. die Schwere der Schädigung hat Einfluss auf die verbliebende Standfestigkeit gegenüber Windwurf.

### Ergebnisse Kronenprojektionen und Kronenschluss

Bei den brandbedingten jährlichen Änderungen in den Kronenflächen bzw. Kronenschluss zeigen sich auf nahezu allen Hauptprobekreisen vergleichbare Entwicklungen zum Stammvolumen. Auf allen brandgeschädigten Untersuchungsflächen hat sich der Kronenschluss stetig und deutlich reduziert (Abb. 6.5-12).

US V ist die einzige Fläche, die auch nach dem vierten Jahr noch einen Kronenschluss von über 20 % aufweist. Wenn auch nur im einstelligen Prozentbereich, hat sich auch auf den Referenzflächen G und Z der Kronenschluss zwischen 2021 und 2023 verringert.

## Stehendes Stammholzvolumen (TLS)

Zeitreihen 2021-2023

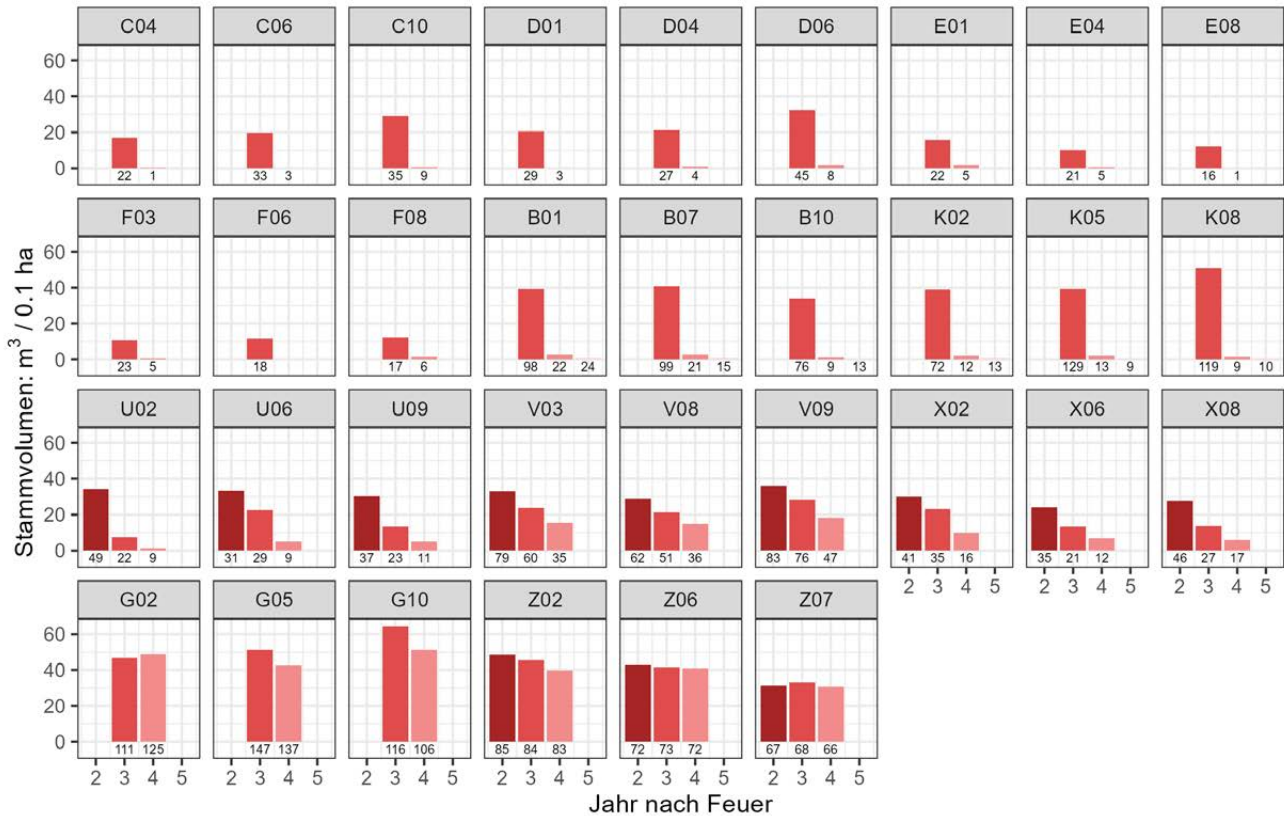


Abb. 6.5-11: Zeitliche Entwicklung des Gesamtstammvolumens des stehenden Kiefernbestandes (lebend und tot). Die jeweilige Stammanzahl in unter jedem Balken aufgeführt.

## Kronenprojektionsflächen (TLS)

Zeitreihe 2021-2023

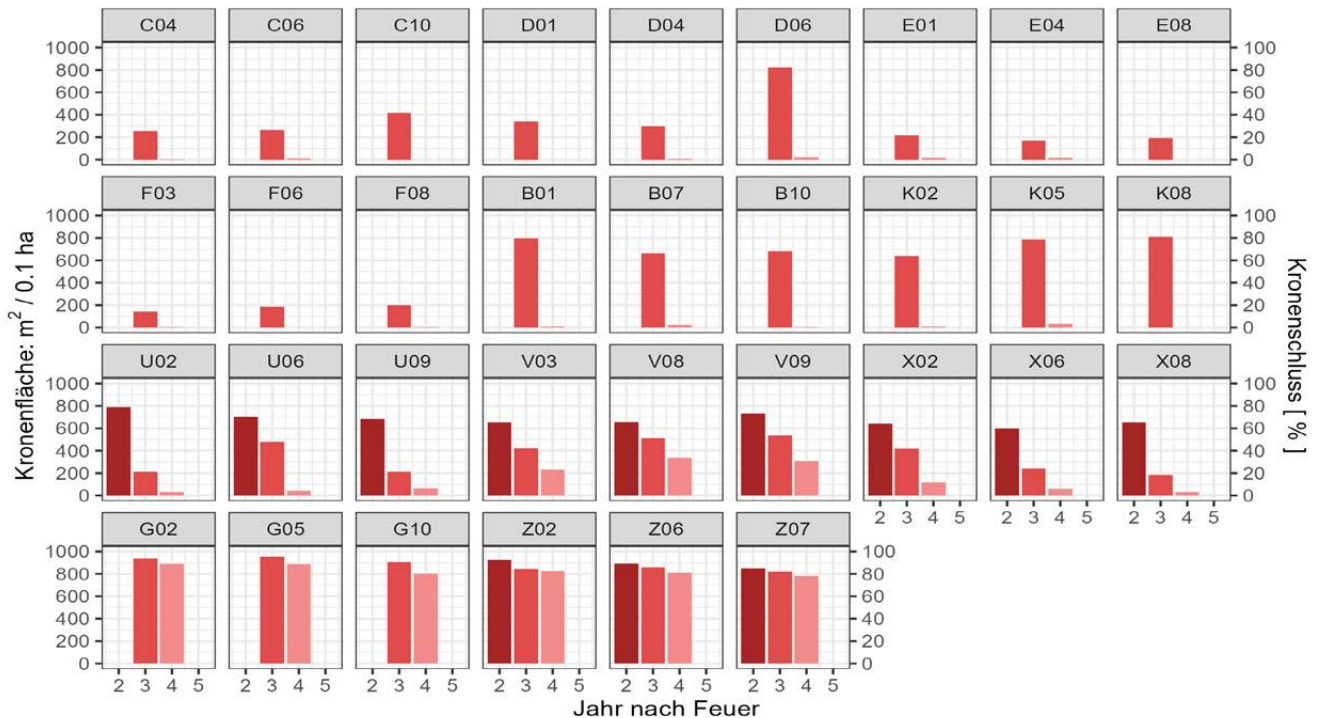


Abb. 6.5-12: Zeitliche Entwicklung der Gesamtkronenflächen des stehenden Kiefernbestandes (lebend und tot).

## 6.6 Funga

Ben Bubner<sup>1</sup>, René Jarling<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Resistenzforschung, Thünen-Institut für Forstgenetik, Eberswalder Chaussee 3A, 15377 Waldsiedersdorf

Die Untersuchung der Pilzarten auf den ehemaligen Brandflächen unterteilt sich auf drei Aufgabenbereiche: A) die Erfassung aller fruchtkörperbildender Pilzarten durch regelmäßige Begehungen der Flächen, B) die Erfassung aller phytoparasitischen Pilzarten im Rahmen der Begehungen und C) die Erfassung von (Ekto-)Mykorrhiza-Pilzarten an den Wurzelspitzen der Baumarten auf den Flächen sowie die Auswahl geeigneter Mykorrhiza-Pilzarten für die Kultur im Labor mit dem Ziel Jungbäume, die auf Brandfläche gepflanzt werden sollen, damit auszustatten.

### 6.6.1 Die fruchtkörperbildenden Pilzarten

Im Rahmen der Begehungen wurden in den Jahren 2020 bis 2023 insgesamt (einschließlich der Phytoparasiten) 12.555 Pilzproben genommen und mit morphologischen Methoden bestimmt. Davon wurden bereits alle Basidiomyceten (8.238 Proben) und alle Rostpilze (678 Proben) im Labor hinsichtlich ihrer DNS untersucht. Dabei wurde versucht die Markergenregion ITS, bestehend aus einem Teil der großen Untereinheit (LSU), dem internen Transkript Spacer 1 (ITS-1), der 5.8S, der ITS-2 und einem Teil der kleinen Untereinheit (SSU) der fürs Ribosom codierenden DNS zu amplifizieren und zu sequenzieren. Mit Hilfe dieser genetischen Informationen konnten zum einen Datenbankabgleiche (Genbank, UNITE) durchgeführt werden, um die morphologischen Bestimmungsergebnisse zu überprüfen und zum anderen können Stammbäume berechnet werden, die die Verwandtschaftsverhältnisse der vorgefundenen Taxa aufklären.

Zahlreiche Bestimmungen konnten so verifiziert werden, allerdings zeigten sich auch die Grenzen der morphologischen Bestimmungskonzepte. Insbesondere wurden bei zahlreichen Gattungen das Vorhandensein von kryptischen Artkomplexen festgestellt, d.h. bisher unbeschriebene Arten, die sich durch ihre Ähnlichkeit hinter bekannten Arten „versteckten“. Um die Artenvielfalt auf den Untersuchungsflächen besser auswerten zu können, müssen also zunächst neue Arten beschrieben werden.

#### Moosparasitierende Pilzarten

Eine besonders auffällige und häufige Pilzart ließ sich morphologisch nur einer Gattung, nämlich der Moos-Nabelinge (*Arrhenia*) zuordnen und ein Vergleich ihrer ITS-Sequenz führte zu keinem Treffer in einer Datenbank. Sie besiedelt Moospolster von *Funaria hygrometrica* und *Ceratodon purpureus* und bringt diese zum Absterben. Um die kleinen graubraunen Fruchtkörper herum bilden sich auffällige braune, nekrotische Flecke im Moos.

Eine zweite moosbesiedelnde Art, ein kleines, hell cremefarbenes Keulchen wurde ebenfalls an mehreren Stellen bereits kurz nach dem Brand auf den Flächen festgestellt. Sie wurde zunächst als Brandstellen-Keulchen (*Clavaria tenuipes*) bestimmt, aber die genetische Untersuchung deutete an, dass sich diese Art nicht in die Gattung *Clavaria* einordnen lässt. Eine eingehende Literaturrecherche zeigte zudem, dass die original als *C. tenuipes* beschriebene Art nicht auf Brandstellen vorkommt.

Da beide Arten auch von Kollegen auf Brandstellen in Sachsen gefunden und als unbeschrieben erkannt wurden, bot sich an, diese in einer gemeinsamen Publikation neu zu beschreiben (KARICH et al. 2024). Sie erhielten die Namen *Arrhenia bryophthora* (Moostötender Moos-Nabeling) und *Bryopistillaria clavarioides* (Keulchenartiges Mooskeulchen). Beide Arten (Abb. 6.6-1) haben die Funktion im Moostepppich Platz zu schaffen, damit sich neue Arten ansiedeln können.

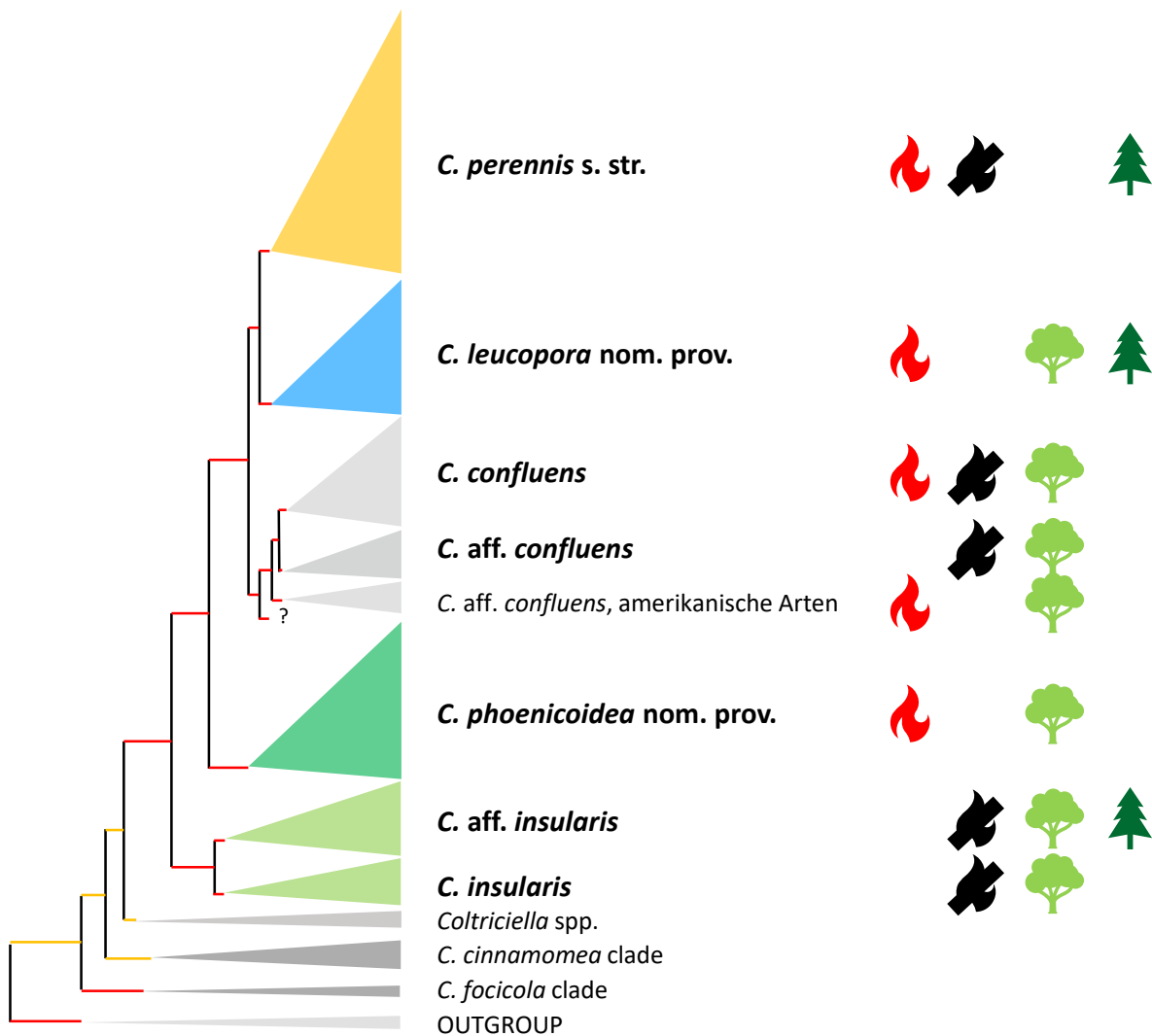


Abb. 6.6-1: A) *Arrhenia bryophthora* und B) *Bryopistillaria clavarioides*. (Foto A: J. Neuendorf; Foto B: W. Linder)

#### Dauerporlinge

Bereits im ersten Jahr nach dem Brand wurden bei Begehungen der Pilzkundlichen Arbeitsgemeinschaft Berlin-Brandenburg e. V. (PABB) auf den Brandflächen bei Treuenbrietzen Fruchtkörper von kleinen Dauerporlingen (*Coltricia*) gefunden. Die Fruchtkörper von Dauerporlingen sind in Hut und Stiel unterteilt, ledrig hart und wachsen auf dem Boden. Ihre Hüte sind verschieden braun gefärbt und oft mit einer Ringzeichnung versehen. Im Laufe des PYROPHOB-Projekts konnten 141 Proben von Dauerporlingen auf den Untersuchungsflächen genommen werden. Die Auswertung ihrer genetischen Informationen deutete bereits an, dass es sich um mehrere Arten handeln muss.

Neben den Proben aus dem Projekt standen noch weitere in Berlin und Brandenburg von PABB-Mitgliedern gesammelte Proben zur Verfügung. Es zeigte sich, dass in der Region ca. 7 verschiedene *Coltricia*-Arten vorkommen (Abb. 6.6-2). Zu drei dieser Arten lagen zu wenige Proben vor, um die morphologischen Daten statistisch sinnvoll auswerten zu können. Dabei handelt es sich um eine Probe aus Berlin, die sequenzidentisch mit der kürzlich beschriebenen *C. insularis* (JAYAWARDENA et al. 2022) ist, zwei weitere Proben, die nahe mit dieser Art verwandt sind (*C. aff. insularis*) sowie drei Proben einer kleinen, rotbraun gefärbten Art aus basenreichen Laubwäldern (*C. aff. confluens*).



**Fundbedingungen:**



Brandstelle



keine Brandstelle



bei Laubbäumen



bei Nadelbäumen

Abb. 6.6-2: Vereinfachtes Kladogramm des Verwandtschaftskreises um *Coltricia perennis*. Mehrere Sequenzen sind zu Dreiecken zusammengefasst. Statistisch unterstützte Knoten sind rot dargestellt (Maximum Likelihood Bootstrap > 90). Kladen, die Proben aus Berlin-Brandenburg enthalten, sind fett beschriftet.

Zu den übrigen vier Arten (Abb. 6.6-3) war die Datenlage ausreichend, um morphologische Unterschiede herauszuarbeiten. Sie konnten alle auf den Brandstellen gefunden werden, zeigen jedoch eine unterschiedliche Affinität zu solchen Flächen.

Bereits im ersten Jahr nach dem Brand erscheint bei den aufwachsenden Pappeln und Birken eine bisher unbeschriebene Art, die wir *C. phoenicoidea* nom. prov. nennen möchten. Sie bildet sehr kleine, kräftig braun gefärbte Fruchtkörper, deren Hutoberfläche glänzt. Außerdem besitzt sie die kürzesten Sporen von allen untersuchten Arten und hat damit den kleinsten Länge:Breite-Quotienten mit durchschnittlich 1,5. Vier Jahre nach dem Brand stellt diese Art die Fruchtkörperbildung wieder ein.

Ab dem zweiten Jahr nach dem Brand kann eine sehr ähnliche, kleine Art bei Kiefern, Pappeln und Birken fruktifizieren. Sie unterscheidet sich durch mattere Hutfarben, längere Sporen, nach unten hin stark verjüngte Stiele und einem deutlichen Kontrast zwischen dem zimtbraunen Stiel und den fast weißen Poren. Eine solche Art wurde bereits 1799 von Holmskjöld als *Boletus leucoporus* beschrieben, später aber von Fries (1821) mit *C. perennis* synonymisiert. Wir wollen den alten Namen wieder aufgreifen und diese Art als *C. leucopora* nom. prov. umkombinieren.

Im Gegensatz zu den letzten beiden Arten ist *C. confluens* (KEIZER 1997) nicht ausschließlich an Brandstellen gebunden. Sie kann aber ab dem zweiten Jahr nach dem Brand bei Laubbäumen auch auf Brandstellen Fruchtkörper bilden und unterscheidet sich durch größere Fruchtkörper, im Vergleich zum Durchmesser dickfleischigere Hüte und gelbbraune Poren. Ihr namensgebendes Merkmal, die Ausbildung von zusammengewachsenen Fruchtkörpern, konnte auf den Brandstellen nur sehr selten beobachtet werden.

Die meisten untersuchten Proben ließen sich jedoch einer genetischen Gruppe zuordnen, die am ehesten dem von Linné (1753) als *Boletus perennis* beschriebenen Gebänderten Dauerporling (*C. perennis*) entspricht. Diese Art kommt zirkumpolar auf der nördlichen Hemisphäre bei Nadelbäumen, vor allem Kiefern vor. Sie wird am größten, hat einen dünnfleischigen, immer gebänderten Hut und gelbbraune Poren. In der Region wächst sie typischerweise in sandigen Kiefernbeständen, kann aber auch nach einem Waldbrand bei überlebenden Altkiefern angetroffen werden. Auf den Brandflächen erschienen die ersten Fruchtkörper im dritten Jahr nach dem Brand bei gepflanzten Jungkiefern.

Von dem Gebänderten Dauerporling ist bereits eine Weile bekannt (z. B. DANIELSON 1984), dass diese Art eine Assoziation mit Kiefernurzeln eingehen kann. Vermutlich bildet sie eine Ektomykorrhiza. Im Rahmen des Projekts konnten wir auch an den Wurzeln einer Waldkiefer *C. perennis* nachweisen. Die nahe verwandte *C. insularis* geht mit Cistaceae, wie *Cistus* und *Halimimum* eine Ektomykorrhiza ein (LEONARDI et al. 2020, JAYAWARDENA et al. 2022). Deshalb liegt es nahe, dass auch die anderen hier besprochenen Arten in der Lage sind Ektomykorrhiza zu bilden, da sie eng mit *C. perennis* und *C. insularis* verwandt sind. So scheinen *C. phoenicoidea* nom. prov., *C. leucopora* nom. prov. und *C. confluens* mit Jungbäumen (Keimlinge bis wenige Jahre) auf Brandstellen eine Assoziation einzugehen und ihnen zu helfen, die ersten Jahre zu überleben, bis andere Mykorrhizapilzarten sie ablösen. Wir planen unsere Ergebnisse zu den Dauerporlingen zeitnah in einem gesonderten Artikel zu publizieren.



Abb. 6.6-3: A) *Coltricia phoenicoidea* nom. prov., B) *C. leucopora* nom. prov., C) *C. confluens* und D) *C. perennis*. (Foto A: J. Neuendorf; Foto B: W. Linder; Foto C: N. Scharnofski; Foto D: T. Röthling)

### Weitere Artenkomplexe

Die genetischen Untersuchungen der Proben von den Brandflächen haben gezeigt, dass zahlreiche Funde anhand von morphologischen Merkmalen nicht bis zur Art bestimmt werden können. So handelt es sich bei der bisher als „*Clitocybe diatreta*“ bestimmten Art um bis zu fünf kryptische Spezies (Abb. 6.6-4A). Auch bei den Gallerttränen (*Dacrymyces*) im Verwandtschaftskreis um die zerfließende Gallertträne (*D. stillatus*) verstecken sich viele unerkannte Arten (Abb. 6.6-4B). Zudem scheint auf den Brandflächen bei Aspen eine unbeschriebene Täublingsart (*Russula*) und auf den verrottenden Aspenblättern eine unbeschriebene Keulchenart (*Typhula*) vorzukommen.



Abb. 6.6-4: A) Wenn ja, wie viele? – Kryptische Artenkomplexe auf den Brandflächen: A) „*Clitocybe diatreta*“ und B) *Dacrymyces* sp. (Fotos: T. Röthling)

Eine überraschend hohe Diversität bei den Arten konnten wir bei den Flämmlingen (*Gymnopilus*), den Risspilzen (*Inocybe* s. lat.), den Schleierlingen (*Cortinarius*), den Kugelschnellern (*Sphaerobolus*) und den Büschelraslingen (*Lyophyllum decastes* s. lat.) auf den Untersuchungsflächen feststellen. Trotz der Sequenzierung können Proben aus den Gattungen *Hirschioporus*, *Xeromphalina* und *Clitopilus* nicht bis zur Art bestimmt werden, da diese Gattungen taxonomisch schlecht bearbeitet sind.

Andererseits zeigen die genetischen Daten auch, dass es sich beispielsweise bei dem Kohlen-Schüppling (*Pholiota highlandensis*) und dem Falschen Pfifferling (*Hygrophoropsis aurantiaca*) um diskrete Arten mit großer Variationsbreite in der ITS-Region handelt. Mit den im Rahmen des Projekts gesammelten Daten und Proben lassen sich noch zahlreiche taxonomische Studien durchführen. Die Proben werden daher nach Projektende an das Herbar des Botanischen Museums Berlin übergeben.

### Artenzusammensetzung auf den Brandstellen

Eine konkrete Auswertung der Funddaten liegt bisher nur für die Basidiomyceten im Zeitraum von 2020 bis 2022 vor. Bei der Auswertung der Basidiomycetenfunde wurden die Flächen B, K und L nicht einbezogen, weil die Erhebung dort nur lückenhaft stattfinden konnte und die Datensätze sehr unvollständig sind. Die Datenlücken bei den Flächen X und Y in 2020 und Flächen C, D, E, F und G in 2022 wurden mit entsprechenden, gemittelten Daten aus den anderen Begehungen geschätzt.

Insgesamt wurden in diesem Untersuchungszeitraum 221 verschiedene Taxa von Basidiomyceten auf den Flächen gefunden, wobei für die Auswertung kryptische Artenkomplexe jeweils zu einem Taxon zusammengefasst wurden. Auf den einzelnen Flächen variiert die Anzahl der Taxa zwischen 46 (Fläche Y) und 83 (Fläche Z). Dabei fällt auf, dass auf den unverbrannten Referenzflächen durchschnittlich deutlich mehr Taxa gefunden worden als auf den verbrannten Flächen. Das Feuer hat also zunächst die pilzliche Artenvielfalt reduziert.

Wird die Artenzusammensetzung der unterschiedlichen Flächen mit Hilfe der Jaccard-Distanz analysiert, so zeigt sich, dass die Referenzflächen G und Z einander sehr ähnlich sind. Sie weisen zudem die meisten Arten auf. Auch die Flächen H, I und J, auf denen das Totholz vollständig geräumt wurde, ähneln sich untereinander sehr, besitzen aber eine vergleichsweise geringe Artenvielfalt bei den Basidiomyceten. Weiterhin bilden die Flächen C, D, E und F einen Cluster. Hier wurde nur teilweise geräumt und durchschnittlich die meisten Arten auf den Brandflächen gefunden. Die naturbelassenen Flächen U, V und X, welche zuvor mit Kiefern-Altbäumen bestanden waren, bilden ebenso eine Gruppe. Ihre Artenvielfalt



liegt zwischen denen der vollständig und teilweise geräumten Flächen. Die Artenzusammensetzung der naturbelassenen Fläche Y unterscheidet sich von allen anderen Flächen.

Für die weitere Analyse werden die Basidiomyceten entsprechend ihrer Ökologie zu vier Gruppen zusammengefasst: 1) Mykorrhizapilze, die eine symbiotische Beziehung zu Bäumen eingehen; 2) Parasiten, die obligat an ihren Wirt bzw. Wirte angepasst sind; 3) Saprobionten, die abgestorbenes organischen Material abbauen; 4) Schwächeparasiten, eigentliche Saprobionten, die in der Lage sind, geschwächtes lebendes Gewebe zum Absterben zu bringen.

Die meisten Mykorrhizapilzarten (Abb. 6.6-5) wurden auf den Referenzflächen gefunden. Dabei handelt es sich um regional typische Arten der schwach bis mäßig mit Nährstoffen versorgten Kiefernbestände, wie Täublinge (*Russula* spp.), Kahler Krempling (*Paxillus involutus*) und Marone (*Imleria badia*). Viele Mykorrhizapilze weist auch die Fläche V auf, wo viele Altbäume das schwache Bodenfeuer zunächst überstanden. Dort wurden Arten gefunden, die auch auf den Referenzflächen vorkommen, also mit ihren Baumpartnern das Feuer überlebt haben. Auf den übrigen Brandflächen ist die Anzahl der Mykorrhizaarten geringer und in ihrer Zusammensetzung unterschiedlich. Dabei fällt auf, dass die Anzahl an Mykorrhizapilzen mit dem Grad der Bearbeitung der Flächen zunimmt. Auf den Kahl-schlag-Flächen H, I und J zeigten sich besonders viele Mykorrhizapilzarten, darunter begehrte Speisepilze, wie Steinpilz (*Boletus edulis*), Pfifferling (*Cantharellus cibarius*) und Rotkappe (*Leccinum leucopodium*). Auf den unbehandelten Flächen U, X und Y konnten fast keine Mykorrhizapilze gefunden werden. Das liegt zum einen an der schwächeren Naturverjüngung der Gehölze und zum anderen an der besseren Nährstoffversorgung durch den Abbau der reichlich vorhandenen organischen Substanz. Gut versorgte Bäume müssen keine Symbiosen eingehen.

Bei den echten Parasiten ist das Bild umgekehrt. Auf den Referenzflächen konnten nur wenige Parasiten – meist Moosparasiten, wie Häublinge (*Galerina* spp.) – gefunden werden, da es kaum krautige Pflanzen oder Jungbäume gibt. Auf den verbrannten Flächen konnten je nach Pflanzenbestand mehr oder weniger viele Parasiten nachgewiesen werden. Am meisten finden sich auf den Flächen C, D, E und F, die nur teilweise geräumt wurden.

Die umfangreichste Gruppe unter den Pilzen bilden die Saprobionten (Abb. 6.6-6) auf den Untersuchungsflächen. Unter den Basidiomyceten sind sowohl Arten, ausschließlich auf Brandstellen gefunden worden, wie Brandstellen-Flämmling (*Gymnopilus decipiens*) und Kohlen-Leistling (*Faerberia carbonaria*), als auch Arten, die ebenso auf unverbrannten Flächen vorkommen, wie Grünblättriger Schwefelkopf (*Hypholoma fasciculare*) oder Wilder Hausschwamm (*Serpula himantioides*). Die Anzahl der saprotrophen Pilzarten variiert nur schwach, hängt aber in gewisser Weise vom Tothholzangebot ab. Umso vielfältiger dieses Angebot ist, umso mehr Saprobionten können sich ansiedeln. So wurden die wenigsten Arten auf Fläche Y gefunden, wo nur junge, abgestorbene Kiefern zur Verfügung standen. Die vollständig geräumten Untersuchungsstandorte H und J weisen kaum mehr Arten auf, da hier nur sehr wenig Tothholz verblieben ist. Auf US I hingegen, wo die Stubben belassen wurden, werden fast so viele Saprobionten gefunden, wie auf den Referenzflächen und den übrigen Brandflächen. Das starke Überangebot an Tothholz auf den naturbelassenen Flächen hat die Anzahl der saprotrophen Arten im Untersuchungszeitraum nur sehr wenig positiv beeinflusst. Bemerkenswert ist zudem, dass auf den Brandflächen vermehrt typische Zersetzer von Laubholz an Kiefernholz gefunden wurden. So konnten unter anderem Austerseitling (*Pleurotus ostreatus*), Spaltblättrling (*Schizophyllum commune*) und Hahnenkamppilz (*Phlebia radiata*) an *Pinus sylvestris* nachgewiesen werden.

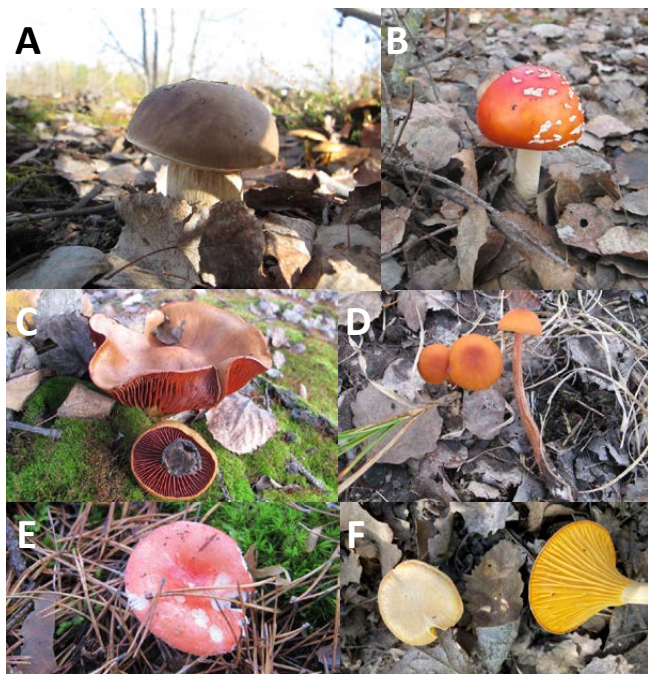


Abb. 6.6-5: Fruchtkörperbildende Mykorrhizapilzarten auf den Untersuchungsflächen: A) Steinpilz (*Boletus edulis*), B) Fliegenpilz (*Amanita muscaria*), C) Rotüberfaserter Hautkopf (*Cortinarius purpureus*), D) Braunroter Lacktrichterling (*Laccaria proxima*), E) Kiefern-Speitäubling (*Russula silvicola*) und F) Pfifferling (*Cantharellus cibarius*). (Fotos A-E: D. Demski; Foto F: J. Neumann)

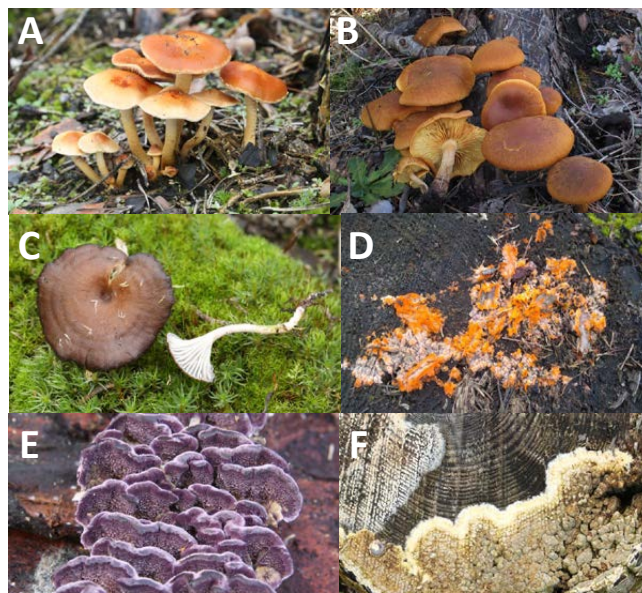


Abb. 6.6-6: Saprobionten auf den Brandflächen: A) Kohlen-Schüppling (*Pholiota highlandensis*), B) Flämmling (*Gymnopilus* sp.), C) Kohlen-Leistling (*Faerberia carbonaria*), D) Hahnenkamppilz (*Phlebia radiata*) an Kiefer, E) Violettporling (*Hirschioporus* sp.) und F) Kellerschwamm (*Coniophora* sp.). (Fotos A, C, E, F: J. Neuendorf; Foto B: J. Ehrlich; Foto D: T. Röthling)

Die untersuchten Schwächeparasiten scheinen am ehesten auf das Vorhandensein von Altbäumen angewiesen zu sein. Deren Anzahl ist auf allen Flächen mehr oder weniger gleich, außer auf den vollständig geräumten Flächen. Hier lassen sich auf Grund des Mangels an Holz weniger Schwächeparasiten finden. Auffällig oft wurden noch stehende Stämme gefunden, die in zwei bis vier Metern Höhe gebrochen und mit Rotrandigem Baumschwamm (*Fomitopsis pinicola*) oder der Astzelligen Krusten-Tramete (*Dichomitus squalens*) besiedelt waren (Abb. 6.6-7). So entstehen natürlicherweise Hochstubben, die anderen Lebewesen einen Lebensraum schaffen und den Boden längerfristig beschatten.



Abb. 6.6-7: Natürliche Bildung von Hochstubben nach Besiedlung mit Rotrandigem Baumschwamm (*Fomitopsis pinicola*). (Foto: R. Jarling)

Im bisher untersuchten Zeitraum lassen sich bereits zeitliche Trends zur Artenzusammensetzung ableiten. Typische Pilzarten, die kurz nach einem Brand auf den Flächen auftauchen (MOSER 1949), verschwinden im Zeitraum von fünf Jahren nach dem Brand wieder. Dazu zählen zahlreiche Schlauchpilze, die bereits im ersten Jahr nach dem Brand fruktifizieren und im Rahmen des Projektes nicht mehr erfasst werden konnten. Bei den Basidiomyceten im Zeitraum von 2020 bis 2022 zeichnet sich ab, dass typische phoenicoide Arten, wie Kohlen-Mürbling (*Psathyrella pennata*), Kohlen-Schüppling (*Pholiota highlandensis*) und Kohlen-Graublatt (*Tephrocybe anthracophila*) stark abnehmen (Abb. 6.6-8).

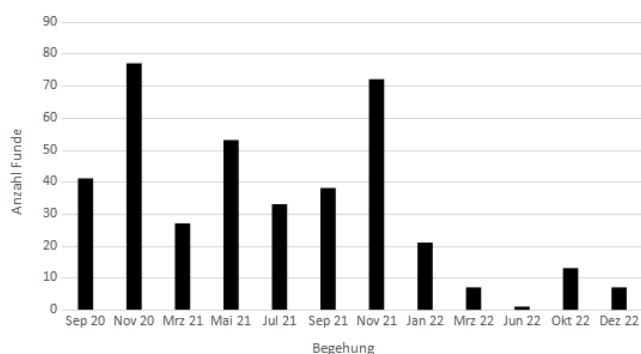


Abb. 6.6-8: Abnahme der Fundanzahl der phoenicoiden Basidiomyceten im Untersuchungszeitraum 2020-2022

Vergleicht man den Zeitraum Herbst 2020 bis Frühjahr 2021 mit der darauffolgenden Saison (Herbst 2021 bis Frühjahr 2022), so ändert sich an der Gesamtzahl der nachgewiesenen Taxa nur wenig. Ihre Zusammensetzung ändert sich aber deutlich, wobei im zweiten Jahrgang vor allem mehr Mykorrhizapilzarten festgestellt werden konnten. Dies entspricht zwar der Tendenz, dass sich im Laufe der Sukzession immer mehr Mykorrhizapilzarten auf den Brandflächen ansiedeln, wird aber auch durch die Saisonalität der Fruchtkörperbildung beeinflusst, die nicht nur von der Witterung abhängt. So gibt es bei Pilzen auch „Mastjahre“, ähnlich wie bei den Bäumen, in denen mit erhöhter Fruchtkörperbildung zu rechnen ist. Diese Prozesse sind aber noch weitgehend unverstanden.

## 6.6.2 Phytoparasitische Pilzarten

Besonderes Augenmerk wurde bei den Begehungen auf die Phytoparasiten gelegt, die in der Lage sind, Gehölze zu besiedeln. Dabei entwickelte der Kiefern-Drehrost (*Melampsora pinitorqua*) die größte Bedeutung auf den Brandflächen (Abb. 6.6-9). Dieser Rostpilz ist in der Lage die frischen Triebe junger Kiefern zu befallen und einseitig zum Absterben zu bringen. Dabei wächst die gesunde Seite des Triebs weiter, was zu einer starken Verdrehung führt. Befallene Bäume verbuschen und bilden zunächst keinen geraden Stamm aus. Das auf den Kiefern gebildete Aezidien-Stadium produziert Sporen, die die Blätter von Aspen befallen können. Dabei scheinen die Blätter von frischen Wurzelaustrieben besonders empfänglich zu sein (FJELLBORG 2009). Sie unterscheiden sich durch anders geformte Blätter und behaarte Zweige. Bei einer gesonderten Begehung des US J zum Zeitpunkt der Aezidien-Bildung auf den Kiefern konnte 2022 bei allen neun Plots der Drehrost auf den Wurzelaustrieben festgestellt werden, jedoch nicht auf den normal ausgebildeten Blättern der adulten Triebe und Bäume. Später im Jahr lässt sich der Drehrost auch auf den übrigen Blättern finden. Das belegt die Annahme, dass zunächst Wurzelaustriebe der Aspen befallen werden. Die dort gebildeten primären Uredien produzieren Sporen, die auch die Blätter von adulten Trieben befallen können und dort sekundäre Uredien bilden. Später entwickeln sich aus den Uredien die Telien mit denen der Pilz überwintert. Aus den Telien im Falllaub treiben dann im Frühling bei geeigneter Witterung die Basidien aus, deren Sporen dann wieder die Kiefern infizieren können. Während der Projektzeit konnte auf den Flächen bei Treuenbrietzen ein massenhaftes Auftreten des Kiefern-Drehrosts beobachtet werden. Auf Untersuchungsstandort J war fast der gesamte Bestand gepflanzter Kiefern betroffen (96 %). Weitere Kiefernplantagen des TI-FG und die Naturverjüngung am Nordrand der Brandflächen waren stark befallen. Dies könnte mit den Maßnahmen auf US H im Zusammenhang stehen. Dort wurden die austreibenden Aspen mehrfach abgeschnitten. Diese reagierten darauf mit einem starken Wurzelaustrieb, der die Verbreitung des Drehrosts sicherlich begünstigt hat. Diese Erfahrungen zeigen deutlich, dass es ungünstig ist, gleichzeitig Aspen und Waldkiefern auf forstlichen Flächen anzubauen. Die Erkenntnisse zum Kiefern-Drehrost sollen in einem separaten Artikel ausführlich dargestellt werden (JARLING et al., nicht publiziert).

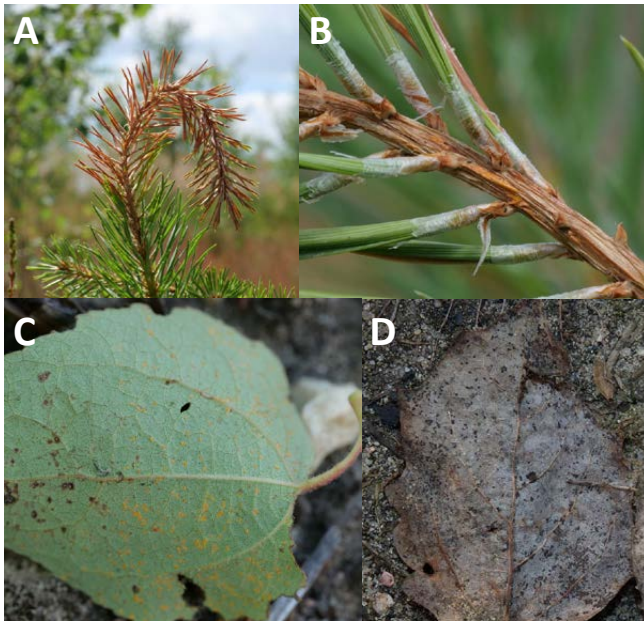


Abb. 6.6-9: Kiefern-Drehrost (*Melampsora pinitorqua*): A) Befallsbild an Kiefer, B) Aezidien an Kiefern-Zweig, C) Uredien an Aspen-Blatt und D) Telien an Aspen-Blatt. (Fotos A-C: T. Röthling; Foto D: W. Linder)

Ein weiterer Rostpilz, der in der Lage ist, Aspen zu befallen, ist der Pappel-Schöllkraut-Rost (*Melampsora magnusiana*). Der Aezidien-Wirt dieses Rostes ist das Schöllkraut. Der Pilz schadet der Aspe nicht sonderlich, konkurriert aber mit dem Kiefern-Drehrost um die besiedelbare Blattfläche. Beide Roste bilden Uredien auf den Aspenblättern und sind im Feld im Prinzip ununterscheidbar. Durch genetische Untersuchungen können wir zeigen, dass zu Projektbeginn 2020 der Pappel-Schöllkraut-Rost auf den Aspen-Blättern deutlich dominierte. Im Herbst 2021 dominierte bereits der Drehrost und im Herbst 2022 konnte kein Pappel-Schöllkraut-Rost mehr auf den Blättern nachgewiesen werden (Abb. 6.6-10). Das liegt einerseits am Massenausbruch des Drehrostes und einem damit verbundenen starken Infektionsdruck ab 2021. Andererseits wurde im Rahmen des Projekts kein Schöllkraut auf den Flächen nachgewiesen. Wenn der Pappel-Schöllkraut-Rost obligat auf den Wirtswechsel angewiesen ist und ihn auf kurze Distanz nicht durchführen kann, sinkt der Infektionsdruck deutlich.

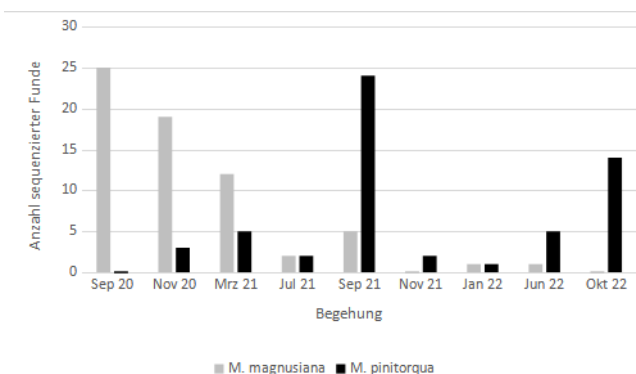


Abb. 6.6-10: *Melampsora* auf Aspen-Blätter (Zeitreihe)

Auf Weidenröschen, die häufig Brandstellen besiedeln, konnte ein weiterer, möglicherweise forstlich relevanter Rostpilz oft nachgewiesen werden. Der Weidenröschen-Tannen-Rost (*Pucciniastrum abietis-chamaenerii*) ist nicht auf den Wirtswechsel angewiesen, kann aber Tannen befallen und dort Deformationen auslösen. Dies wird z. B. bei Ziergehölzen relevant. Es ist also nicht ratsam auf einer Brandfläche eine Weihnachtsbaumplantage anzulegen.

Zudem wurde noch der Kreuzkraut-Kiefern-Rost (*Coleosporium senecionis*) regelmäßig auf verschiedenen Kreuzkräutern (*Senecio* spp.) auf den Brandflächen nachgewiesen, aber nicht auf Kiefern. Der Rostpilz kann junge, geschwächte Kiefern schädigen, ist aber forstlich nicht relevant. An jungen Birken konnte der Birken-Lärchen-Rost (*Melamporidium betulinum*) und an jungen Weiden *Melampsora*-Roste nachgewiesen werden. Diese Roste können einen Wirtswechsel zu Lärchen vollziehen, richten aber keine bemerkenswerten Schäden an. Und nicht zuletzt wurde auf jungen Stiel- und Traubeneichen regelmäßig der Eichen-Mehltau (*Erysiphe alphitoides*) festgestellt, der den Eichen aber nicht sonderlich schadet. Die vorgefundenen Parasiten sind typisch für die Region und haben sich – bis auf den Drehrost – im natürlichen Rahmen ausgebreitet.

### 6.6.3 Ektomykorrhiza

Viele der Mykorrhizapilzarten, die bereits überirdisch anhand ihrer Fruchtkörper nachgewiesen wurden, konnten auch an den Wurzelspitzen (Abb. 6.6-11) wiedergefunden werden. Bei einer größeren Anzahl an Beprobungen zu unterschiedlichen Terminen im Jahr wäre der Deckungsgrad sicherlich höher gewesen, wie sich in den Arbeiten bereits andeutet. Es konnten aber auch Arten an den Wurzelspitzen nachgewiesen werden, die sehr kleine, unterirdische oder gar keine Fruchtkörper ausbilden. Zu letzteren zählen *Cenococcum geophilum* und *Phialocephala fortinii*. Eine wichtige Rolle als Symbiosepartner für die Jungbäume spielt der Erdwarzenpilz (*Thelephora terrestris*), der sehr oft an allen untersuchten Baumarten gefunden wurde. An den jungen Kiefern auf US V wurde zudem der Schlauchpilz *Wilcoxina mikolae* sehr häufig nachgewiesen, ohne dass irgendwelche Fruchtkörper dieser Pilzart auf der Fläche entdeckt wurden. Die jungen Eichen bilden oft Mykorrhiza mit Kartoffelbovisten (*Scleroderma* spp.) und Lacktrichterlingen (*Laccaria* spp.). Überraschenderweise konnten auch der Weißmilchende Helmling (*Mycena galopus*) und der Gallenbittere Scheinnabeling (*Pseudolaccaria pachyphylla*) an den Wurzelspitzen wiedergefunden werden. Es ist aber unklar, ob diese hier wirklich eine echte Mykorrhiza mit dem Baum eingehen. An den Wurzeln der jungen Aspen wurde noch häufig der Perlpilz (*Amanita rubescens*) und *Meliniomyces variabilis* nachgewiesen; an den Wurzeln der Birken öfters noch Kartoffelboviste. Interessant ist zudem, dass Aspen und Birken mit dem Becherchen *Sphaerospora brunnea* in Verbindung stehen, dessen Fruchtkörper nur vor Projektbeginn 2019 auf den Flächen gefunden wurde. Erstmals gelang der Nachweis, dass Steinpilz und Marone mit Aspen eine Symbiose eingehen können.

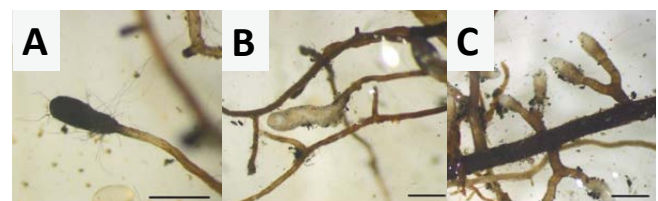


Abb. 6.6-11: Wurzelspitzen mit Ektomykorrhiza: A) *Cenococcum geophilum* an Birke, B) Marone (*Imleria badia*) an Kiefer, C) Erdwarzenpilz (*Thelephora terrestris*) an Aspe. (Fotos: L. Malich)

### Kultur von brandstellenspezifischen Ektomykorrhizapilzarten

Um die positiven Aspekte der Mykorrhiza auszunutzen, sollten im Rahmen des Projektes Kulturen von den auf den Brandflächen vorkommenden Pilzarten im Labor gezogen werden, um damit gezielt Jungbäume auszustatten, die auf Brandflächen gepflanzt werden sollen. Die Experimente zeigten, dass insbesondere modifiziertes Melin-Norkrans-Medium mit 10 % Glukose zur Isolation von Ektomykorrhizapilzarten auf Agarplatten geeignet ist. Eine zweite Methode zur Kultur von Ektomykorrhizapilzen wurde ebenfalls erfolgreich getestet. Dabei werden bewurzelte in-vitro-Kulturen von Waldbäumen (Stieleiche, Aspe, Hängebirke, Rotbuche) auf einem geeigneten Bewurzelungsmedium (z. B. WB10) direkt mit einem Stück frischen Pilzfruchtkörper inokuliert (Abb. 6.6-12). Mit beiden Methoden gelang die Kultur von zahlreichen Ektomykorrhizapilzarten, wie Steinpilz (mehrere Stämme), Perlpilz, Brauner Lacktrichterling (*Laccaria proxima*), Kurzstieliger Fälbübling (*Hebeloman nanum*), Kahler Krempling und einigen Schleierlingen (*Cortinarius* spp.). Leider ließen sich der Erdwarzenpilz und die Dauerporlinge auf Grund ihrer Fruchtkörpermorphologie nicht kontaminationsfrei in die Kultur überführen.

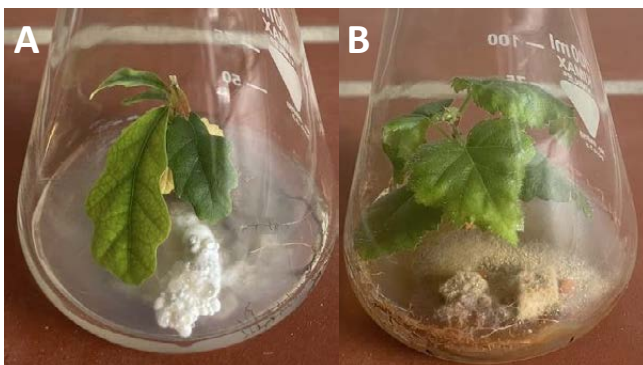


Abb. 6.6-12: Co-Kulturen von Ektomykorrhizapilzarten mit in-vitro Bäumchen: A) Steinpilz (*Boletus edulis*) mit Stieleiche und B) Kahler Krempling (*Paxillus involutus*) mit Birke. (Fotos: L. Mollhoff)

Mit den Kulturen wurden Versuche unternommen, diese zu vermehren und das Wachstum zu stimulieren. Auf Agarplatten gezogene Pilzkulturen wurden auf in-vitro-Kulturen von Waldbäumen übertragen. Außerdem wurden je zwei Stämme derselben Pilzart kombiniert mit in-vitro-Bäumen kultiviert. Insgesamt wachsen Ektomykorrhizapilzarten unter Laborbedingungen nur sehr langsam. Den größten Einfluss auf das Wachstum hatte der Baumpartner, wobei mit Eichen und Birken das beste Pilzwachstum erreicht wurde. Interessanterweise konnte unter in-vitro-Bedingungen die Ausbildung von Mykorrhiza an den Wurzelspitzen der Bäume nicht eindeutig nachgewiesen werden.

## 6.7 Fauna

Die Untersuchung der faunistischen Diversität auf Waldbrandflächen ist von großer ökologischer Bedeutung, da Waldbrände tiefgreifende Veränderungen in der Struktur und Zusammensetzung von Lebensräumen verursachen und damit die Tierwelt stark beeinflussen (KELLY et al. 2020). Diese Untersuchungen helfen, das komplexe Zusammenspiel zwischen Flora, Fauna und abiotischen Faktoren nach einem Brand besser zu verstehen. Da Waldbrände sowohl Artenverlust als auch -zuwachs bewirken können, ist die Untersuchung der faunistischen Diversität entscheidend, um zu erkennen, welche Arten von diesen veränderten Bedingungen profitieren und welche gefährdet sind (KELLY und BROTONS 2017). Besonders spezialisierte Arten, die sich an gestörte oder offene Lebensräume angepasst haben, können von Waldbrandflächen profitieren und zur Wiederbesiedlung beitragen (HE et al. 2019). Diese Art von Forschung ermöglicht es, die Resilienz von Ökosystemen zu bewerten und spezifische Arten zu identifizieren, die als Bioindikatoren dienen können. So können Erkenntnisse gewonnen werden, wie schnell

und in welchem Umfang sich die Tierwelt nach einem Waldbrand regeneriert und welche Faktoren diesen Prozess begünstigen oder behindern (FENG et al. 2022). Zudem ist die Untersuchung der faunistischen Diversität auf Waldbrandflächen relevant für den Artenschutz und die Entwicklung von Schutzstrategien. Sie kann wertvolle Hinweise für das Management von Waldflächen liefern, indem sie hilft, den Einfluss von Waldbränden auf die Biodiversität besser zu verstehen. Auch im Kontext des Klimawandels, der die Häufigkeit und Intensität von Waldbränden steigern könnte, gewinnen solche Studien an Bedeutung, um langfristige Effekte und mögliche Anpassungsstrategien für bedrohte Arten und Ökosysteme zu entwickeln (NITSCHKE und INNES 2007). Die Tiergruppen, die im Rahmen von PYROPHOB untersucht werden, erfüllen wichtige Funktionen im Wald und haben spezifische Eigenschaften in Bezug auf Waldbrände und Wiederbesiedlung. Die Untersuchung von Säugetieren auf Waldbrandflächen ist wichtig, um die Auswirkungen von Waldbränden auf ihre Lebensräume, Nahrungsquellen und Populationen zu verstehen. Säugetiere tragen zur Wiederbesiedlung bei, indem sie Samen verbreiten und durch ihre Aktivitäten die Bodenstruktur beeinflussen, was die Regeneration fördert (GRIFFITHS und BROOKS 2014). Vögel sind oft die ersten Arten, die auf brandgeschädigten Flächen erscheinen und die Verbreitung von Samen sowie die Schädlingsbekämpfung fördern, was die Regeneration unterstützt. Darüber hinaus sind bestimmte Vogelarten empfindliche Bioindikatoren für die Umweltqualität und zeigen an, wie stark und nachhaltig ein Brand das Ökosystem beeinflusst hat (SMUCKER et al. 2005). Nachtfalter spielen eine wichtige Rolle als Bestäuber und Nahrungsquelle für andere Tiere im Ökosystem und tragen so zur Wiederherstellung der Artenvielfalt bei (HAHN und BRÜHL 2016). Holzkäfer gehören zu den ersten Arten, die verbranntes Holz besiedeln und so den Abbau und die Rückführung von Nährstoffen in das Ökosystem beschleunigen (MORETTI und BARBALAT 2004). Sie fördern die Regeneration, indem sie Lebensraum für nachfolgende Pflanzen- und Tierarten schaffen. Spinnen spielen als Räuber eine wichtige Rolle in terrestrischen Ökosystemen und tragen zur Regulierung von Insektenpopulationen bei (CARDOSO et al. 2024). Spinnen reagieren schnell auf Veränderungen in ihrem Lebensraum und ihre Artenzusammensetzung gibt wertvolle Hinweise auf die Bodenqualität und die Struktur des neu entstehenden Lebensraums.

### 6.7.1 Säugetiere

Loretta Leinen<sup>1</sup>, Torsten Welle<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Naturwald Akademie gGmbH, Roekstraße 40, 23568 Lübeck

Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum von 2021 bis 2023 im gesamten Untersuchungsgebiet zehn verschiedene Säugetierarten nachgewiesen. Darunter waren aus der Familie der Hunde (Canidae) der nach dem Bundesnaturschutzgesetz streng geschützte Wolf (*Canis lupus*, Linnaeus 1758), der auf der Roten Liste in der Kategorie 3 als „gefährdet“ eingestuft ist, der Fuchs (*Vulpes vulpes*, Linnaeus 1758) (Abb. 6.7-1) und der Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*, Gray 1834). Aus der Familie der Marder (Mustelidae) wurden der Dachs (*Martes martes*, Linnaeus 1758) und der Baumarder (*Martes martes*, Linnaeus 1758) nachgewiesen. Aus der Familie der Hirsche (Cervidae) wurden der Rothirsch (*Cervus elaphus*, Linnaeus 1758) und das Reh (*Capreolus capreolus*, Linnaeus 1758) nachgewiesen. Aus der Familie der Hasen (Leporidae) kommt der Feldhase (*Lepus europaeus*, Pallas 1778) vor, der nach der Roten Liste als „gefährdet“ (Kategorie 3) eingestuft ist. Auch das Wildschwein (*Sus scrofa*, Linnaeus 1758) aus der Familie der Echten Schweine (Suidae) wurde auf einigen Flächen festgestellt. Als weiteres Neozoon neben dem Marderhund wurde der Waschbär (*Procyon lotor*, Linnaeus 1758) aus der Familie der Kleinbären (Procyonidae) nachgewiesen. Wölfe wurden nur in den Jahren 2022 und 2023 nachgewiesen. Von den elf unabhängigen Beobachtungen entfallen sieben auf das Jahr 2022 und weitere vier Beobachtungen auf das Jahr 2023. Im gesamten Untersuchungszeitraum wurden sechs unabhängige Beobachtungen auf den Wildnisflächen in

Jüterbog, vier auf den Flächen des ehemaligen Stadtwaldes von Treuenbrietzen vor dem erneuten Brand im Sommer 2022 und eine Beobachtung auf den Flächen der Forstbetriebsgemeinschaft bei Treuenbrietzen gemacht. Die Anwesenheit von Füchsen wurde über den gesamten Untersuchungszeitraum und die verschiedenen Feldphasen insgesamt 69-mal dokumentiert. Mit 271 voneinander unabhängigen Beobachtungen ist der Rotfuchs der mit Abstand häufigste Vertreter der Familie der Hunde. Im Jahr 2021 gab es 18 Beobachtungen in Jüterbog, fünf auf den Flächen des ehemaligen Stadtwaldes von Treuenbrietzen und sogar eine Beobachtung in der vollständig eingezäunten Fläche H auf den Flächen der Forstbetriebsgemeinschaft bei Treuenbrietzen. Im Folgejahr 2023 wurden besonders viele Füchse in Jüterbog (109) und jeweils 25 auf den beiden Flächen bei Treuenbrietzen beobachtet, wobei in diesem Jahr auch wieder zwei Fuchsbeobachtungen in der fest eingezäunten Fläche H gelangen.



Abb. 6.7-1: Rotfuchs auf Untersuchungsfläche B im Januar 2023 nach dem Feuer von 2022

Der Marderhund wurde nur einmal im Jahr 2022 mit einer Kamerafalle in Jüterbog nachgewiesen. Für den Dachs liegen für den gesamten Untersuchungszeitraum 23 unabhängige Beobachtungen vor. Im Jahr 2021 wurde er dreimal auf den Treuenbrietzen-Flächen fotografiert. Im Jahr 2022 wurde er elfmal beobachtet, davon neunmal in Jüterbog und nur zweimal auf den Privatwaldflächen bei Treuenbrietzen. Im Folgejahr 2023 wurde der Dachs einmal auf den Privatwaldflächen beobachtet und auch auf den Wildnisflächen blieb die Anzahl der Beobachtungen mit acht vergleichbar mit dem Vorjahr. Der Baummarde (Abb. 6.7-2) wurde im Jahr 2021 nur einmal in Jüterbog beobachtet. Im Folgejahr wurde er 13-mal auf den Treuenbrietzen-Flächen und siebenmal auf den Wildnisflächen nachgewiesen. Nach dem Brand im Jahr 2022 und dem Verlust aller Habitatstrukturen durch die Flächenberäumung wurde der Baummarde im Jahr 2023 nur noch fünfmal auf den Flächen von Jüterbog nachgewiesen. Insgesamt wurde der Baummarde im gesamten Untersuchungszeitraum also 26-mal nachgewiesen.



Abb. 6.7-2: Baummarde auf Untersuchungsfläche D

Im Jahr 2021 wurden männliche und weibliche Rothirsche 24-mal auf den ehemaligen Kommunalwaldflächen in Treuenbrietzen und nur einmal auf den benachbarten Bardenitzer Privatwaldflächen beobachtet. In Jüterbog wurden 33 Beobachtungen gemacht. Im Jahr 2022 wurde vor dem neuerlichen Brand nur ein Rothirsch auf der Fläche F beobachtet, danach wurde kein Individuum der Art mehr auf den Flächen in Treuenbrietzen beobachtet. In Jüterbog wurden dagegen 65 Einzelbeobachtungen registriert. Dieser Trend setzt sich auch 2023 fort und ist wahrscheinlich dem Habitatverlust auf den Treuenbrietzen-Flächen geschuldet. Mit nur sechs Beobachtungen auf den Flächen in Treuenbrietzen bleibt das Vorkommen des Rothirsches dort gering. Mit 45 Beobachtungen in Jüterbog gilt die Art hingegen als etabliert. Über den gesamten Zeitraum wurde die Art 132-mal beobachtet. Demgegenüber steht das Reh mit einer Gesamtzahl von 582 Beobachtungen im Untersuchungszeitraum. Auf den Flächen in Treuenbrietzen mit beginnender Pappelverjüngung wurden Rehe im Jahr 2021 43-mal beobachtet; auf den vollständig geräumten Flächen auf der anderen Seite der Bundesstraße dagegen nur einmal. In Jüterbog wurden 118 Rehe beobachtet. Im Jahr 2022 blieb die Anzahl der beobachteten Rehe mit sechs (ehemaliger Stadtwald) und vier (Privatwaldflächen) in Treuenbrietzen gering, in Jüterbog mit 197 vergleichbar, da 2022 eine Aufnahme mehr als 2021 erfolgte. Im Jahr 2023 ist in Treuenbrietzen mit fortschreitender Sukzession ein Anstieg der Rehbeobachtungen zu verzeichnen (22 in Treuenbrietzen, 13 auf den Privatwaldflächen), während die Rehbeobachtungen in Jüterbog auf dem Niveau der Vorjahre bleiben (178).

Der Feldhase wurde im gesamten Untersuchungszeitraum 404-mal an 55 Standorten beobachtet. Im Jahr 2021 verteilten sich die Beobachtungen fast gleichmäßig auf die drei Untersuchungsflächen: 30 in Treuenbrietzen, 29 auf den angrenzenden Privatwaldflächen und 38 in Jüterbog. Im Jahr 2022 wurde bis zum Brand keine Hasen auf den Treuenbrietzen-Flächen dokumentiert. Dagegen wurden auf den Privatwaldflächen 95, unter anderem zwei auf der gezäunten Fläche H, und auf den Wildnisflächen 74 Beobachtungen gemacht. Ein Jahr später wurden auf den verbliebenen Flächen B und K in Treuenbrietzen 42 und auf den Privatwaldflächen 83 Hasen beobachtet. In diesem Jahr wurden innerhalb des Zaunes auf der Untersuchungsfläche H achtmal Hasen beobachtet. Auf den Wildnisflächen wurden dagegen nur 13 Tiere dokumentiert. Wildschweine wurden einzeln oder in Gruppen beobachtet. Für den gesamten Zeitraum ergeben sich 165 unabhängige Beobachtungen. In den Jahren 2021 und 2022 wurden auf den Treuenbrietzen-Flächen keine und auf den Privatwaldflächen nur wenige Wildschweine beobachtet (2021: fünf, 2022: sieben). Mehr Beobachtungen wurden in Jüterbog gemacht, aber die Anzahl der Beobachtungen nahm dort bis 2023 kontinuierlich ab (2021: 60, 2022: 41, 2023: 32). Auf den Privatwaldflächen blieb die Zahl der Beobachtungen im Jahr 2023 mit vier gering, auf den verbliebenen Flächen in Treuenbrietzen wurden jedoch 16 Wildschweine beobachtet. Auf den Flächen des PYROPHOB-Projekts wurden einige Waschbären gesichtet. Insgesamt ist die Anzahl der Beobachtungen mit zwölf als gering einzustufen. 2021 wurden nur fünf Waschbären auf den Treuenbrietzen-Flächen beobachtet. Im Jahr 2022 wurden Waschbären auf allen drei Untersuchungsflächen nachgewiesen (Treuenbrietzen: zwei, Privatwaldflächen: ein, Jüterbog: drei) und im Jahr 2023 wurde wiederum nur ein Waschbär auf den Privatwaldflächen beobachtet.

## 6.7.2 Vögel

Knut Sturm<sup>1</sup>, Torsten Welle<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Naturwald Akademie gGmbH, Roekstraße 40, 23568 Lübeck

### 6.7.2.1 Vogeldichte

Im Gesamtuntersuchungsgebiet ist die Vogelabundanz zwischen 2021 und 2023 gesunken (Abb. 6.7-3). War sie 2021 und 2022 noch auf einem vergleichbaren Niveau bei ca. 50 revieranzeigenden Vögeln pro zehn Hektar, fiel sie in 2023 auf die Hälfte ab. Grund dafür dürfte der zweite Brand auf einem Teil der Flächen sowie das Umfallen von vielen abgestorbenen Kiefern im zweiten und dritten Jahr der Erfassungen gewesen sein. Beide Ereignisse haben vor allem viele stehende Totholzstrukturen verschwinden lassen. Die Abundanz der typischen Waldvogelarten hat sich dementsprechend halbiert, von 13 bis 14 auf sieben revieranzeigende Vögel pro zehn Hektar. Diese Abnahme der typischen Waldvogelarten konnte nicht durch Arten, die auf Offenlandhabitate angewiesen sind, oder Buschbrüter in Kombination mit einzelnen solitären Bäumen ersetzt werden. Sie haben zwar kontinuierlich von fünf revieranzeigenden Vögeln über sieben zu zwölf zugenommen, konnten aber die Dichteverluste der typischen Waldvogelarten nicht ausgleichen. Auch die Zunahme der typischen Arten von Rohböden konnte die Abnahme der Waldvogelarten nicht kompensieren (0,5 – 1 – 2 revieranzeigende Vögel pro 10 ha).

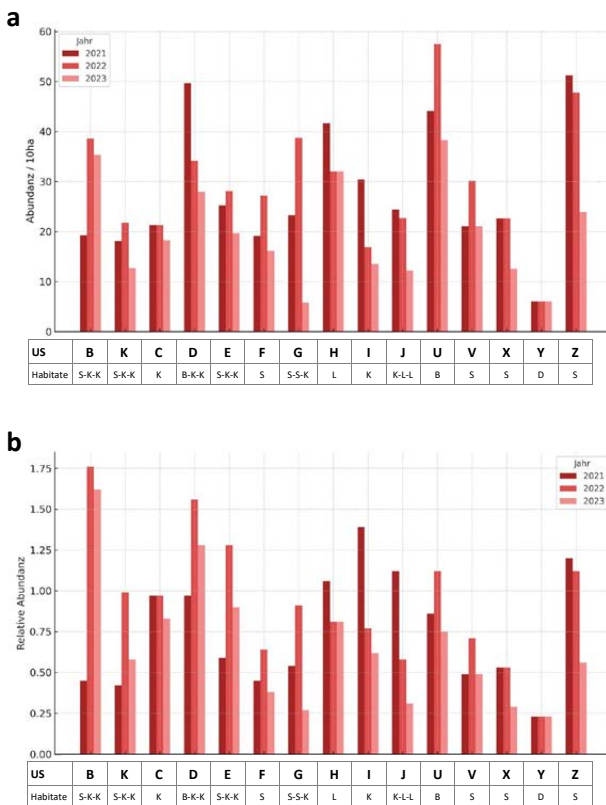


Abb. 6.7-3: Entwicklung der a) Vogeldichte (Abundanz/10ha) auf den verschiedenen Flächen, die zugeordneten Habitats und b) der relative Abgleich der Dichte mit den Dichteerwartungswerten von Flade (1994). Habitats: K = Kiefern-Kultur, D = Kiefern-Dickung, S = Kiefern-Stangenholz, B = Kiefern-Baumholz und L = Laubholz-Dickung. Anmerkung: Die zugeordneten Habitats nach Flade bilden idR keine Brandflächen ab.

Zusammenfassend werden die Kiefern-Baumhölzer am dichtesten besiedelt, gefolgt von den Stangenhölzern. Die Kiefern-Dickungen sind am dünnsten besiedelt. Dazwischen liegt die Laubholzdickung und mit einer sehr großen Spannbreite versehen die Kiefern-Kulturen. Hier spielen die vorhandenen Habitat Strukturen und das entsprechende Mosaik von unterschiedlichen frühen Pionierentwicklungsphase eine wesentliche Rolle.

Bei der relativen Vogeldichte stechen die Kiefern-Kulturen mit einer sehr großen Spanne an Werten heraus. Hohe relative Dichten erreichen vor allem solche Flächen, die im Laufe der Entwicklung der letzten drei Jahre stärkere Veränderungen der Struktur erfahren. Deutlich nach unten weicht die abgebrannte Kiefern-Dickung ab. Ansonsten sind die Schwankungen groß, aber im Bereich der Erwartungswerte. Erwähnenswert ist noch, dass sich die mit lebenden Bäumen ausgestatteten Referenzflächen in der Vogeldichte nicht von den abgebrannten unterscheiden.

### 6.7.2.2 Vogelartendichte

Insgesamt konnten 41 revieranzeigende Vogelarten auf den Flächen beobachtet werden. Die Artenzahlen der verschiedenen Untersuchungsgebiete in den verschiedenen Probestellen und deren errechnete Artendichte (s.o.) zeigt Abb. 6.7-4.

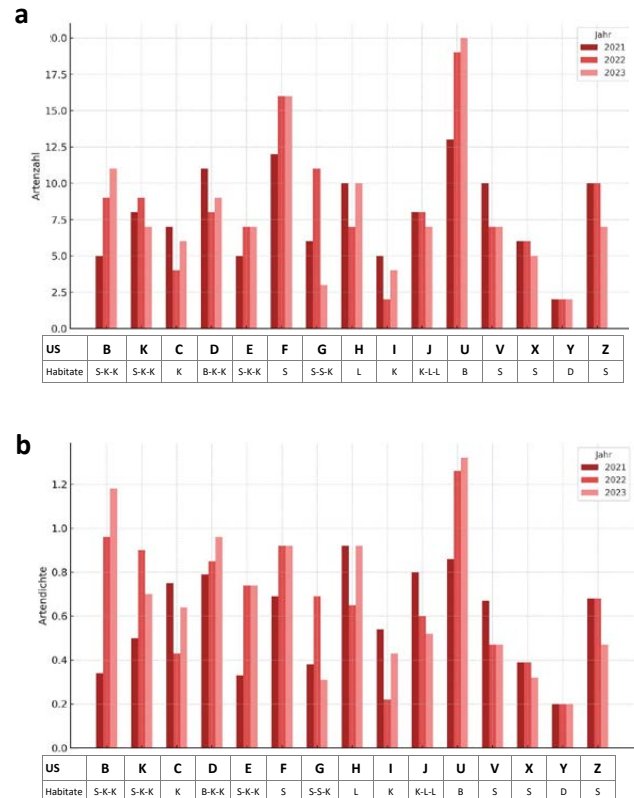


Abb.6.7-4: Vogelartenzahl (a) und -dichte (b) nach Untersuchungsstandort (US). Habitats: K = Kiefern-Kultur, D = Kiefern-Dickung, S = Kiefern-Stangenholz, B = Kiefern-Baumholz und L = Laubholz-Dickung. Anmerkung: Die zugeordneten Habitats nach Flade bilden idR keine Brandflächen ab

Bei der Artendichte fällt auf, dass nur in wenigen Probestellen und das auch nicht jedes Jahr die Erwartungswerte erreicht werden. Generell hohe Werte erreichen die Flächen B, F und U, die durch eine hohe strukturelle Vielfalt gekennzeichnet sind. Flächen mit einheitlichen Strukturen wie zum Beispiel X und Y weisen sehr geringe Artendichten auf.

### 6.7.2.3 Hinweise zu speziellen Vogelarten

#### Neuntöter (*Lanius collurio* Linnaeus, 1758)

Ein knapp staren großer Vogel (Abb. 6.7-6 aus US B) der mitteleuropäischen extensiv bewirtschafteten Kulturlandschaften. Besonders in Gebieten mit kleinteiligem Wechsel von unterschiedlich landwirtschaftlich genutzten Flächen verbreitet wie zum Beispiel auch Sukzessionsflächen. Er kommt fast in ganz Europa vor.

Der Neuntöter hat die Probeflächen erst zögerlich besiedelt, so trat 2021 nur ein revieranzeigendes Pärchen in Fläche B am Rand zu einem Eichenwald auf. Die gleiche Fläche wurde auch 2022 besiedelt und zusätzlich noch die Fläche U. In 2023 erhöhte sich der Bestand auf 6 revieranzeigende Pärchen. Dabei wurden die Flächen von den Rändern aus immer mehr ins Zentrum besiedelt. Auffällig war vor allem die hohe Vermehrungsrate des Neuntötters. Alle Paare hatten mindestens 4 Junge. Über hohe Bruterfolge auf Störungsflächen ist auch aus anderen Regionen Europas für den Neuntöter berichtet worden (HEMERIK et al. 2015, SÖDERSTRÖM und KARLSSON 2011), so dass die Vermutung naheliegt, dass dies der eigentliche Lebensraum des Neuntötters ist.

### Heidelerche (*Lullula arborea* Linnaeus, 1758)

Eine kleine rundliche Lerche, etwa spatzengroß (Abb. 6.7-6). Besiedelt lichte Kiefernwälder und seltener Eichenwälder und lückig bestandene Heidesukzessionsflächen. Sie kommt in ganz Europa mit Ausnahme der borealen Nadelwaldzone vor.

Die Heidelerche hat vermutlich aus einem latent vor dem Feuer vorhandenen Grundbestand die gesamte Fläche besiedelt. Mit einer hohen Kontinuität und Dichte wurden die US B, E, F, U und X besiedelt; alles Flächen mit noch vorhandenen stehenden Bäumen, ob lebend oder tot. Die von der Heidelerche nur gering bis gar nicht besiedelten Flächen sind i. d. R. Schwerpunktfelder der Feldlerchen-Verbreitung auf den Untersuchungsflächen. Die Dichte hat im Untersuchungszeitraum insgesamt leicht zugenommen (Abb. 6.7-5).

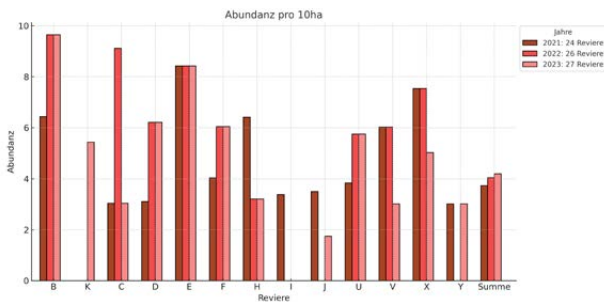


Abb. 6.7-5: Abundanz der Heidelerche auf den verschiedenen Probe­flächen in revieranzeigenden Exemplaren pro 10 ha.

### Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe* Linnaeus, 1758)

Ein schlanker Singvogel, etwas kleiner als ein Spatz (siehe Abb. 6.7-6 auf Fläche D). Besiedelt weitgehend vegetationslose Lebensräume, wie zum Beispiel Dünengebiete und ist in ganz Europa verbreitet.

Der Steinschmätzer hat die Untersuchungsflächen erst zaghaft besiedelt und ist 2021 auf US J mit einem Pärchen aufgetreten. In 2022 waren es dann drei revieranzeigende Männchen auf den US J und F. In 2023 waren es schließlich sieben revieranzeigende Männchen in den US K, C, D, E, F und G. Hierbei hatte der zweite Brand wahrscheinlich positive Auswirkungen auf die Ausbreitung der Art auf den Flächen.

### Wiedehopf (*Upupa epops* Linnaeus, 1758)

Der Wiedehopf ist ein fast taubengroßer schlanker auffälliger Vogel (Abb. 6.7-6 von Fläche B). Er besiedelt ähnliche Habitats wie der Neuntöter, jedoch eher in trocken und warmen Regionen und mit mehr altem Baumbestand. Er ist vor allem im mediterranen Gebieten Europas zu Hause, kommt im Osten aber auch bis Estland vor.

Der Wiedehopf hat relativ konstant, mit drei revieranzeigenden Exemplaren, die Flächen besiedelt. Konstant war er dabei immer auf dem US U anzutreffen und jeweils zweimal auf E und X. Diesen Flächen gemeinsam ist, dass sie lange stehende Bäume aufwiesen, die als Anstanzwarten wohl von Bedeutung sind. Nach dem zweiten Brand gab es einen regelrechten Einflug des Wiedehopfes auf den US B, K und E. Nach einer Massenvermehrung diverser Heuschreckenarten haben sich die Wiedehopfe diese Nahrungsquelle erschlossen. An einigen Tagen konnte man im Bereich dieser drei Flächen bis zu 20 Wiedehopfe bei der Heuschreckenjagd beobachten.



Abb. 6.7-6: Neuntöter auf USB, Heidelerche, Steinschmätzer auf verkohltem Hochstubben auf USD und Wiedehopf im Anflug auf USB (Fotos: K. Sturm)

### 6.7.3 Nachtfalter

Cathrina Balthasar<sup>1,2</sup>, Thomas Schmitt<sup>1,2</sup>, Martin Wiemers<sup>1</sup>

- 1 Senckenberg Deutsches Entomologisches Institut, Eberswalder Str. 90, Müncheberg
- 2 Universität Potsdam, Am Neuen Palais 10, Institut für Biologie und Biochemie, Potsdam

Im gesamten Untersuchungszeitraum von 2021 bis 2023 wurden insgesamt 4.131 Nachtfalter gefangen, welche 195 Arten repräsentierten. Bei den fünf häufigsten Arten handelt es sich um 1) *Agrotis vestigialis* (Hufnagel, 1766) 2) *Lomaspilis marginata* (Linnaeus, 1758) 3) *Caradrina selini* (Boisduval, 1840) 4) *Euxoa tritici* (Linnaeus, 1761) und 5) *Cerura vinula* (Linnaeus, 1758).

Auf den Waldflächen in Jüterbog wurden 133 Arten und 1.538 Individuen gefangen; auf den Waldflächen in Treuenbrietzen 156 Arten und 2.593 Individuen.

Die charakteristischen Arten der Waldbrandfläche waren *Agrotis vestigialis* (Hufnagel, 1766), *Cerura vinula* (Linnaeus, 1758), *Euxoa tritici* (Linnaeus, 1761), *Idaea sylvestriaria* (Hübner, 1799) und *Lomaspilis marginata* (Linnaeus, 1758).

Im unverbrannten Kiefernforst waren *Eugnorisma glareosa* (Esper, 1788), *Hylaea fasciaria* (Linnaeus, 1758), *Lymantria monacha* (Linnaeus, 1758), *Pachetra sagittigera* (Hufnagel, 1766) und *Sphinx pinastri* (Linnaeus, 1758) besonders charakteristisch.

Aus der Roten Liste Brandenburgs (GELBRECHT et al. 2023) wurde *Dyscia fagaria* (Thunberg, 1784) der Kategorie 1 (vom Aussterben bedroht) nachgewiesen. In der Kategorie 2 (stark gefährdet) kommen drei Arten im Untersuchungsgebiet gesichert vor: *Acrionicta cinerea* (Hufnagel, 1766), *Apamea lateritia* (Hufnagel, 1766) und *Charissa obscurata* (Denis und Schiffermüller, 1775). Weitere zehn Arten der Kategorie 3 (gefährdet) wurden ebenfalls nachgewiesen. Von den Rote-Liste-Arten kommen *Apamea lateritia* (Hufnagel, 1766), *Charissa obscurata* ([Denis und Schiffermüller], 1775), *Costaconvexa polygrammata* (Borkhausen, 1794), *Dyscia fagaria* (Thunberg, 1784), *Lasiocampa quercus* (Linnaeus, 1758), *Pachycnemia hippocastanaria* (Hübner, [1799]), *Perconia strigillaria* (Hübner, 1787) und *Xylena exsoleta* (Linnaeus, 1758) nur auf den Brandflächen vor. *Nola aerugula* (Hübner, 1793) wurde mit einem Individuum lediglich in den unverbrannten Flächen nachgewiesen. *Lithophane furcifera* (Hufnagel, 1766) gilt in Brandenburg als ungefährdet, ist aber auf der Roten Liste für Deutschland als gefährdet (Kategorie 3) eingestuft.

#### 6.7.3.1 Steckbriefe ausgewählter Nachtfalter (nach STEINER (2014))

##### Sandflur-Staubeule *Caradrina selini* Boisduval, 1840 (Abb. 6.7-7a)

Die Falter können von Juni bis Juli gefunden werden. Als Lebensraum bevorzugen sie lichte Wälder, sowie Waldrandbereiche oder verbuschtes Offenland. Bei den Raupennahrungspflanzen handelt es sich um krautige Pflanzen. Auf den untersuchten Flächen wurde *C. selini* auf den Brandflächen, sowie im unverbrannten Referenzwald in höheren Individuenzahlen, insbesondere in Jüterbog, nachgewiesen (Treuenbrietzen 15 Individuen, in Jüterbog mit 265 Individuen).

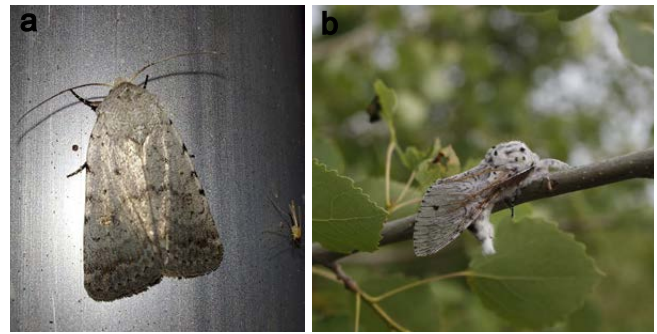


Abb. 6.7-7: a) *Caradrina selini* (Foto: R. Molajoli, iNaturalist unter CO Lizenz); b) *Cerura vinula* (Foto: C. Balthasar)

##### Großer Gabelschwanz *Cerura vinula* (Linnaeus, 1758) (Abb. 6.7-7b)

Die Art ist weit verbreitet und häufig. Die Imagines können zwischen Mitte April bis Anfang Juli angetroffen werden. Die Imagines können von Mitte April bis Anfang Juli angetroffen werden. Die Raupen ernähren sich von den Blättern junger Zitterpappeln oder Weiden. Lebensraum sind Laubwälder oder auch offene Strukturen mit Futterpflanzen. *C. vinula* wurde ausschließlich auf den Brandflächen bei Treuenbrietzen nachgewiesen (191 Individuen). Hier hat sich nach dem Brand ein starker Aspenaufwuchs gebildet. Neben den Lichtfängen wurde auch die Reproduktion auf den Flächen durch Funde verschiedener Raupenstadien nachgewiesen.

##### Kiefernsaateule *Agrotis vestigialis* (Hufnagel, 1766) (Abb. 6.7-8a)

Dieser Eulenfalter kommt lokal in sandigen Lebensräumen (z.B. Sandmagerrasen, Brachen und Ruderalfluren) vor. Die Raupen ernähren sich von Wurzeln, Gräsern und Kräutern. Die Imagines fliegen von Juli bis September. *Agrotis vestigialis* wurde in großer Zahl auf den Brandflächen nachgewiesen (Treuenbrietzen 320 Individuen, in Jüterbog 119 Individuen).



Abb. 6.7-8: a) *Agrotis vestigialis* (Foto: N. Voaden, iNaturalist unter CO Lizenz); b) *Xestia c-nigrum* (Foto: waldmannchen, iNaturalist unter CO Lizenz)

##### Schwarzes *Xestia c-nigrum* (Linnaeus, 1758) (Abb. 6.7-8b)

Die Art gilt als Wanderfalter und besiedelt fast alle Lebensräume bis in den Siedlungsbereich hinein. Die Raupen ernähren sich von krautigen Pflanzen und Sträuchern. Die Imagines fliegen in zwei Generationen von Mai bis Oktober. Auf den Brandflächen wurde *X. c-nigrum* vor allem auf den Flächen bei Treuenbrietzen (insgesamt 28 Individuen) nachgewiesen, während im geschlossenen Kiefernwald und in Jüterbog nur Einzeltiere auf den Flächen gefunden wurden (15 Individuen).



### Nonne *Lymantria monacha* (Linnaeus, 1758) (Abb. 6.7-9a)

Die Falter kommen in einer hellen und einer dunklen Form vor. Die Imagines werden von Juni bis September beobachtet. Als Lebensraum werden Laub- und Nadelwälder bevorzugt. Die Raupen ernähren sich von Blättern von Nadelbäumen, aber auch von verschiedenen Laubbäumen. Gelegentliche Massenvermehrungen führen zu Kahlfraß in Kiefernmonokulturen, weshalb die Art als Forstschädling gilt. Auf den Untersuchungsflächen wurde *L. monacha* nur auf der unverbrannten Referenzfläche in Treuenbrietzen (G mit 62 Individuen) im Jahr 2021 nachgewiesen, hier jedoch in sehr hoher Individuenzahl. Aufgrund des Brandes im Jahr 2022 konnte keine Nachuntersuchung durchgeführt werden.

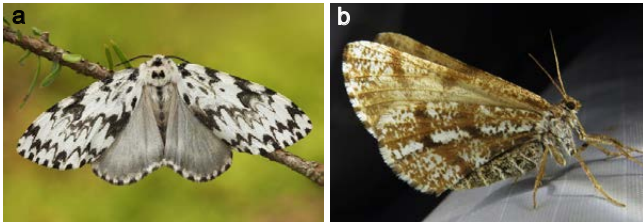


Abb. 6.7-9: a) *Lymantria monacha* (Foto: Lukas Jonaitis, iNaturalist unter CO Lizenz); b) *Bupalus piniaria* (Foto: annikaml, iNaturalist unter CO Lizenz)

### Kiefernspanner *Bupalus piniaria* (Linnaeus, 1758) (Abb. 6.7-9b)

Die Falter können von Ende April bis Juli beobachtet werden. Ihre Färbung ist sehr variabel. Lebensraum sind Kiefern- und Nadelmischwälder. Die Raupen bevorzugen die Waldkiefer als Futterpflanze. Sie gelten als Forstschädlinge in Kiefernmonokulturen. *Bupalus piniaria* wurde vor allem auf unverbrannten Referenzflächen nachgewiesen, nicht aber auf Flächen, auf denen durch den Brand lebende Kiefern fehlten (Treuenbrietzen 24 Individuen, Jüterbog 18 Individuen)

## 6.7.4 Holzkäfer (xylobionte Käfer)

Heinrich Hartong<sup>1</sup>

<sup>1</sup> UmLand Büro für Umwelt- und Landschaftsplanung, Berkenbrücker Dorfstr. 11, 14947 Nuthe-Urstromtal / OT Berkenbrück

Mit der Untersuchung der Holzkäferfauna im Rahmen des Forschungsprojektes PYROPHOB liegt erstmals eine umfassende und mehrjährige Studie zur Besiedlung großflächiger Kiefernwaldbrandflächen in Nordostdeutschland durch holzbewohnende Käfer vor. Sowohl das sehr hohe Totholzvolumen, insbesondere in den nicht oder nur teilweise geräumten Flächen, als auch die sehr wärmebegünstigten mikroklimatischen Verhältnisse auf den Brandflächen bieten besonders günstige Habitatbedingungen für eine Vielzahl von Holzkäferarten. Dementsprechend zeigen die Ergebnisse eine artenreiche Besiedlung mit typischen und teilweise hoch spezialisierten Vertretern der Artengruppe. Aufgrund des fast ausschließlichen Vorkommens von Kiefern-Totholz ist auch ein hoher Anteil der nachgewiesenen xylobionten Käfer eng an Nadelhölzer bzw. die Kiefer gebunden. Besonders hervorzuheben ist, dass von den vergleichsweise wenigen heimischen Holzkäferarten, die in ihrer Entwicklung mehr oder weniger eng an brandgeschädigte Bäume angepasst sind, ein erheblicher Anteil auf den untersuchten Brandflächen nachgewiesen werden konnte.

Die Teilflächen im Raum Treuenbrietzen, auf denen die abgestorbenen Baumbestände vollständig geräumt wurden, bieten nur einem eingeschränkten Artenspektrum geeignete Lebensbedingungen. Dies betrifft insbesondere Holzkäfer, die sich bevorzugt in Stubben und im Wurzelbereich von Kiefern entwickeln.

Insgesamt konnten in den drei Untersuchungsjahren 257 xylobionte Käferarten mit 27.480 Individuen nachgewiesen werden. Das Gesamtartenspektrum der beiden Untersuchungsgebiete Jüterbog und Treuenbrietzen weist aufgrund der sehr ähnlichen Habitatstrukturen insgesamt eine hohe Übereinstimmung auf.

In Bezug auf die Artenvielfalt wurde in Jüterbog mit 193 Holzkäferspezies im Vergleich zu Treuenbrietzen mit 203 Arten ein nur leicht geringerer Wert festgestellt. Die Individuenzahl liegt in Jüterbog mit 5.490 Exemplaren dagegen deutlich unter der Zahl von 21.990 Tieren in Treuenbrietzen. Dies ist vor allem auf das sehr dominante Auftreten einer Schnellkäferart, des Randhalsigen Herzschild-Schnellkäfers *Cardiophorus ruficollis* (Linnaeus, 1758), auf den vollständig geräumten Flächen in Treuenbrietzen zurückzuführen.

Nach den Roten Listen der Käfer Deutschlands (SCHAFFRATH 2021, BENSE et al. 2021, BUSSLER UND BENSE 2021, ESSER 2021, SCHMIDL et al. 2021a, SCHMIDL et al. 2021b, SCHMIDL et al. 2021c, SPRICK et al. 2021) sind 39 der nachgewiesenen Holzkäferarten in einer Gefährdungskategorie eingestuft. Von diesen gelten zwei als vom Aussterben bedroht, sieben als stark gefährdet, 22 als gefährdet und acht sind extrem selten oder weisen eine Gefährdung unbekanntes Ausmaßes auf. Weitere zwölf Holzkäferarten stehen auf der Vorwarnliste und für zehn Arten war eine Gefährdungseinstufung aufgrund einer defizitären Datenlage nicht möglich.

An allen Untersuchungsstandorten wurden verschiedene Borken-, Pracht- und Bockkäferarten, die aus forstlicher Sicht als Folgeschadorganismen eingestuft werden (MLUK 2022), festgestellt. Insbesondere der Zwölfzähnlige Borkenkäfer *Ips sexdentatus* (Boerner, 1767) zählte im ersten Untersuchungsjahr zu den am häufigsten nachgewiesenen Käferarten. Daneben traten auch der Sechszähnlige Kiefernborckenkäfer *Ips acuminatus* (Gyllenhal, 1827), der Halsgrubenbock *Arhopalus rusticus* (Linnaeus, 1758), der Zangenbock *Rhagium inquisitor* (Linnaeus, 1758) und der Blaue Kiefernprachtkäfer *Phaenops cyanea* (Fabricius, 1775) regelmäßig auf. Massenvermehrungen der entsprechenden Arten konnten im Rahmen der Untersuchungen nicht festgestellt werden. Da die Holzkäferfänge erst im zweiten (Jüterbog) bzw. dritten Jahr (Treuenbrietzen) nach den Bränden begannen, dürften die höchsten Abundanz der entsprechenden Arten, die als Frischholzbesiedler besonders zahlreich im ersten Jahr nach dem Absterben der Bäume auftreten, jedoch unvollständig erfasst worden sein.

Trotz des zum Teil individuenreichen Auftretens verschiedener als Folgeschadorganismen eingestufte Käferarten auf den Brandflächen sowie mehrerer anhaltend trocken-warmer Witterungsperioden mit entsprechendem Trockenstress für die Baumbestände wurden in den unmittelbar an die Brandflächen angrenzenden Kiefernwäldern keine Schäden durch entsprechende Käferarten festgestellt. Auch in den Fallenfängen der nicht vom Feuer betroffenen Referenzflächen traten Borken-, Pracht- und Bockkäfer nicht in erhöhter Anzahl auf.

Als wesentliches Ergebnis der Holzkäferuntersuchungen ist festzustellen, dass sich durch das vollständige oder teilweise Belassen von Totholz nach Waldbränden eine sehr artenreiche Holzkäferfauna mit vielen bundesweit stark bedrohten Arten sowie verschiedenen eng an brandgeschädigtes Holz angepassten Arten entwickeln kann. Beeinträchtigungen angrenzender, nicht vom Waldbrand betroffener Kiefernwälder durch sich auf den Brandflächen entwickelnde Holzkäferpopulationen sind nach den Untersuchungsergebnissen dagegen kaum zu erwarten. Im Folgenden werden einige besonders charakteristische, seltene oder gefährdete Holzkäferarten der untersuchten Waldbrandflächen vorgestellt.

### 6.7.4.1 Steckbriefe ausgewählter xylobionter Käferarten

Die mit Abstand dominierende Käferart im Gebiet Treuenbrietzen ist der Randhalsige Herzschild-Schnellkäfer *Cardiophorus ruficollis* (Linnaeus, 1758) (Abb. 6.7-10a), der hier mit 14.751 Exemplaren, im Gegensatz zu 539 Individuen in Jüterbog, vorkam. Die Larven dieser Art leben räuberisch im Bereich von Stubben vor allem abgestorbener Kiefern auf wärmebegünstigten Sandstandorten. Auf den vollständig geräumten Flächen bei Treuenbrietzen sind diese Bedingungen besonders gut erfüllt, so dass die Art hier in sehr hohen Individuenzahlen auftrat.



Abb. 6.7-10: a) Randhalsiger Herzschild-Schnellkäfer *Cardiophorus ruficollis* (Linnaeus, 1758) b) Waldbock *Spondylis buprestoides* (Linnaeus, 1758) (Fotos: H. Hartong)

Die häufigste Bockkäferart auf Brandflächen ist der Waldbock *Spondylis buprestoides* (Linnaeus, 1758) (Abb. 6.7-10b) (TB 254, JB 197 Individuen), dessen Larven vor allem Wurzeln und Stubben von Kiefern als Entwicklungshabitat nutzen. Die Art ist daher maßgeblich daran beteiligt, dass die abgestorbenen Kiefern auf den Brandflächen nach zwei bis drei Jahren ihre Standfestigkeit verlieren und umstürzen.

Als zweithäufigster Bockkäfer konnte der Dunkelbraune Halsgrubenbock *Arhopalus rusticus* (Linnaeus, 1758) (Abb. 6.7-11a) (TB 160, JB 130 Individuen) nachgewiesen werden, der sich ebenfalls im Holz abgestorbener, stärkerer Kiefern vor allem in Bodennähe entwickelt. Die deutlich selteneren Bockkäfer Schwarzbrauner Halsgrubenbock *Arhopalus ferus* (Mulsant, 1839) (TB 52, JB 11 Individuen) und Gelbrandiger Kugelhalsbock *Acmaeops marginatus* (Fabricius, 1781) (TB 13, JB 28 Individuen) nutzen häufig brandgeschädigte Nadelbäume als Entwicklungshabitat.

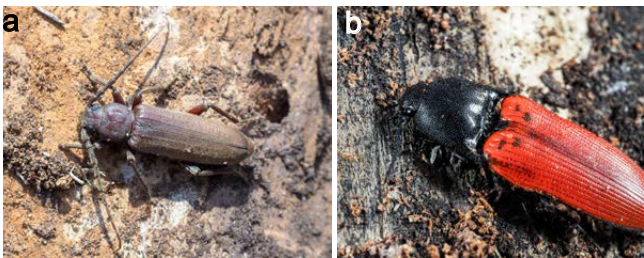


Abb. 6.7-11: a) Dunkelbrauner Halsgrubenbock *Arhopalus rusticus* (Linnaeus, 1758); b) Blutrote Schnellkäfer *Ampedus sanguineus* (Linnaeus, 1758) (Fotos: H. Hartong)

Unter den Käfern, die sich als Larven von anderen Holzinsekten ernähren, ist der Blutrote Schnellkäfer *Ampedus sanguineus* (Linnaeus, 1758) (Abb. 6.7-11b) (TB 971, JB 102 Individuen) die häufigste Art. Daneben treten u.a. mit *Ampedus balteatus* (Linnaeus, 1758) (RB 658, JB 219 Individuen) und *Ampedus elongatulus* (Fabricius, 1787) (TB 345, JB 32 Individuen) weitere Schnellkäferarten sehr regelmäßig und individuenreich auf.

Der Zwölfzähnlige Kiefernborckenkäfer *Ips sexdentatus* (Boerner, 1767) (Abb. 6.7-12a) wird als Folgeschadensekt eingestuft und ist mit 375 Exemplaren (TB 284, JB 95 Individuen) die häufigste Borkenkäferart in den Untersuchungsgebieten. Die Larven entwickeln sich in den Stammbereichen älterer, frisch abgestorbener Kiefern.



Abb. 6.7-12: a) Zwölfzähnliger Kiefernborckenkäfer *Ips sexdentatus* (Boerner, 1767); b) Schwarzer Kiefernprachtkäfer *Melanophila acuminata* (DeGeer, 1774) (Fotos: H. Hartong)

Der Schwarze Kiefernprachtkäfer *Melanophila acuminata* (DeGeer, 1774) (Abb. 6.7-12b) (TB 65, JB sechs Individuen) ist in seiner Entwicklung sehr eng an frisch brandgeschädigte Laub- oder Nadelbäume gebunden. Mit Hilfe des Geruchssinns und eines speziellen infrarotempfindlichen Grubenorgans kann die Art die Brandflächen schon aus großer Entfernung finden.

Die Halsplattkäferart *Laemophloeus muticus* (Fabricius, 1781) (Abb. 6.7-13a) (TB ein Exemplar) ist ebenfalls auf Waldbrandflächen spezialisiert und in Deutschland sehr selten. Für Brandenburg stellt der aktuelle Fund den Erstnachweis dar.

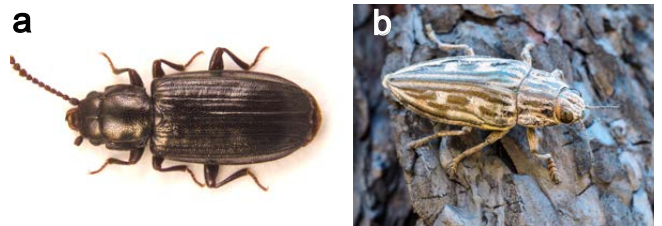


Abb. 6.7-13: a) Halsplattkäfer *Laemophloeus muticus* (Fabricius, 1781); b) Marienprachtkäfer *Chalcophora mariana* (Linnaeus, 1758) (Fotos: H. Hartong)

Die größte heimische Prachtkäferart ist der Marienprachtkäfer *Chalcophora mariana* (Linnaeus, 1758) (Abb. 6.7-13b) (TB 55, JB vier Individuen). Die Larven entwickeln sich in besonnten Kiefernstümpfen und -stämmen und die Art wurde daher besonders regelmäßig auf den vollständig geräumten Flächen in Treuenbrietzen nachgewiesen.

Gleiches gilt für den Mulmbock *Ergates faber* (Linnaeus, 1760) (Abb. 6.7-14a) (TB 35 Individuen), der mit bis zu 60 mm Körperlänge die größte der nachgewiesenen Holzkäferarten ist. Aufgrund ihrer Größe können die Larven des Marienprachtkäfers und des Mulmbocks wesentlich zur schnellen Zersetzung von Kiefernstümpfen beitragen.



Abb. 6.7-14: a) Mulmbock *Ergates faber* (Linnaeus, 1760); b) Haarscheinrüssler *Mycterus curculioides* (Fabricius, 1781); c) Kleinster Kiefernbastkäfer *Carphoborus minimus* (Fabricius, 1798) (Fotos: H. Hartong)

Der Nachweis des Haarscheinrüsslers *Mycterus curculioides* (Fabricius, 1781) (Abb. 6.7-14b) (TB 22, JB 13 Individuen) stellt den Wiederfund einer Reliktpopulation nach über 100 Jahren dar und ist aktuell das einzige Vorkommen in Deutschland (HARTONG 2021). Deutschlandweit gilt die Art als vom Aussterben bedroht.

Der nur knapp über einen Millimeter große Kleinste Kiefernbastkäfer *Carphoborus minimus* (Fabricius, 1798) (Abb. 6.7-14c) (TB zwei, JB 51 Individuen) wurde erstmals für Brandenburg nachgewiesen. Die nächsten Vorkommen liegen weit entfernt in Südwestdeutschland (BLEICH et al. 2024). Die Art wird in der Roten Liste Deutschlands als stark gefährdet eingestuft.

## 6.7.5 Spinnen

Klaus Birkhofer<sup>1</sup>, Fredrik Arvidsson<sup>1</sup>, Benjamin Schnerch<sup>1</sup>, El Aziz Djoudi<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Fachgebiet Ökologie, 03046 Cottbus

Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum 10.179 adulte Spinnen in 180 Arten gefunden, mit den fünf häufigsten Arten 1.) *Pardosa lugubris* (Gruppe mit sechs sehr ähnlichen Arten), 2.) *Trochosa terricola* (Thorell, 1856) 3.) *Agyrta rurestris* (C. L. Koch, 1836), 4.) *Xerolycosa nemoralis* (Westring, 1861) und 5.) *Enoplognatha thoracica* (Hahn, 1833). Die am häufigsten nachgewiesenen Familien waren 1.) Lycosidae (Wolfsspinnen), 2.) Linyphiidae (Baldachinsspinnen) und 3.) Gnaphosidae (Plattbauchspinnen) mit jeweils deutlich über 1.000 adulten Individuen. Mit jeweils weniger als 10 Individuen wurden die Familien Atypidae (Tapezierspinnen), Dysderidae (Sechsaugenspinnen), Tetragnathidae (Strecker-spinnen), Clubionidae (Sackspinnen) und Cheiracanthiidae (Dornfingerspinnen) gefunden. Auf den Untersuchungsflächen bei Jüterbog wurden 131 Arten mit 3.608 Individuen gefunden. Auf Untersuchungsflächen bei Treuenbrietzen wurden 156 Arten mit 6.571 Individuen gefunden. Sowohl auf den Brandflächen als auch auf den Kontrollflächen wurden im Mittel ca. sechs Individuen pro Falle und Beprobungstermin über den Untersuchungszeitraum gefunden. Die charakteristischen Arten der Waldbrandflächen im Vergleich zu den unverbrannten Flächen waren *A. rurestris* (Aeronautenweberchen), *P. lugubris* (Waldlaufwolf) und *X. nemoralis* (Großer Sonnenwolf). Für unverbrannte Flächen waren *T. terricola* (Gewöhnlicher Nachtwolf), *Hahnia helveola* (Simon, 1875) (Große Bodenspinne) und *Pelecopsis radicola* (L. Koch, 1872) (Blasen-Ballonköpfchen) charakteristisch.

Aus der Roten Liste der Spinnen Brandenburgs (Platen 1999) wurde *Micaria dives* (Lucas, 1846) (Grazile Schillerspinne) in der Kategorie 1 (vom Aussterben bedroht) der Roten Liste der Spinnen nachgewiesen. In der Kategorie 2 (stark gefährdet) kommen insgesamt 14 Arten im Untersuchungsgebiet vor: *Alopecosa cursor* (Hahn, 1831) (Eilige Scheintarantel), *Bassaniodes robustus* (Hahn, 1832) (Dunkle Krabbenspinne), *Berlandina cinerea* (Menge, 1872) (Steppenplattbauchspinne), *Drassyllus pumilus* (C. L. Koch, 1839) (Mooskammbein), *Eresus kollari* (Rossi, 1846) (Herbstströhrenspinne), *Maro minutus* (O. P.-Cambridge, 1907) (Kleines Sumpfwespenchen), *Pellenes nigrociliatus* (Simon, 1875) (Streifen-Schneckenspringer), *Scotina gracilipes* (Blackwall, 1859) (Langfuß-Moosstreuner), *Scotina palliardi* (L. Koch, 1881) (Kleiner Moosstreuner), *Thanatus formicinus* (Clerck, 1757) (Silbergras-Herzfleckläufer), *Trachyzelotes pedestris* (C. L. Koch, 1837) (Gewöhnliche Stiefelspinne), *Xysticus luctator* (L. Koch, 1870) (Kräftige Krabbenspinne), *Xysticus luctuosus* (Blackwall, 1836) (Braune Krabbenspinne) und *Zelotes erebeus* (Thorell, 1871) (Herbst-Schwarzspinne). In der Kategorie 3 (gefährdet) kommen insgesamt 15 Arten im Untersuchungsgebiet vor: *Alopecosa trabalis* (Clerck, 1757) (Balken-Scheintarantel), *Argenna subnigra* (O. P.-Cambridge, 1861) (Gewöhnliche Bodenkräuselspinne), *Attulus saltator* (O. P.-Cambridge, 1868) (Heide-Sandhockling), *Cheiracanthium campestre* (Lohmander, 1944) (Gelber Dornfinger), *Erigonoplus foveatus* (Dahl, 1912) (Flaches Schwellbeinchen), *Gibbaranea gibbosa* (Walckenaer, 1802) (Grüne Buckelkreuzspinne), *Gnaphosa bicolor* (Hahn, 1833) (Zweifarbige Plattbauchspinne), *Haplodrassus dalmatensis* (L. Koch, 1866) (Gestreifter Nachtjäger), *Pellenes tripunctatus* (Walckenaer, 1802) (Kreuz-Schneckenspringer), *Psammittis ninnii* (Thorell, 1872) (Geschnürte Krabbenspinne), *Spiracme striatipes* (L. Koch, 1870) (Streifbeinige Krabbenspinne), *Steatoda albomaculata* (De Geer, 1778) (Weißfleckige Fettspinne), *Thanatus arenarius* (L. Koch, 1873) (Sand-Herzfleckläufer), *Thanatus sabulosus* (Menge, 1875) (Lichtungs-Herzfleckläufer) und *Zelotes aeneus* (Simon, 1878) (Stein-Schwarzspinne). Außerdem wurden *Alopecosa aculeata* (Clerck, 1757) (Spießfleck-Scheintarantel) und *Cheiracanthium oncognathum* (Thorell, 1871) (Beulenkiefer-Dornfinger) aus der Kategorie G (Gefährdung anzunehmen) und *Aulonia albimana* (Walckenaer, 1805) (Netzwolf), *Gongylidiellum vivum* (O. P.-Cambridge, 1875) (Nagel-Däumlingsspinnchen), *H. helveola*, *Pardosa agricola* (Thorell, 1856) (Variabler Laufwolf) und *Peponocranium orbiculatum* (O. P.-Cambridge, 1882) (Moos-Turmköpfchen) aus der Kategorie R (extrem selten) der Roten Liste der Spinnen Brandenburgs nachgewiesen. Besonders bemerkenswert sind die Funde der als gefährdet gelisteten Art *H. helveola*, die mit 191 Individuen die 13. häufigste Spinne im Untersuchungsgebiet war, aber laut Roter Liste in Brandenburg extrem selten ist. In der Kategorie 2 (stark gefährdet) der deutschlandweiten Roten Liste wurden neben *M. dives* auch *B. cinerea*, *E. kollari* und *P. nigrociliatus* nachgewiesen. In der Kategorie G (Gefährdung anzunehmen) der deutschlandweiten Roten Liste wurden *C. campestre* und *S. albomaculata* nachgewiesen.

Als gebietsfremde, nicht heimische Arten wurden im Untersuchungsgebiet *Mermessus trilobatus* (Emerton, 1882) (Amerikanische Zwergspinne: aus Nordamerika seit 1981 in Deutschland nachgewiesen) und *Ostearius melanopygius* (O. P.-Cambridge, 1880) (Schwarzhintern, Misthaufenspinne: aus Südamerika seit 1957 in Deutschland nachgewiesen) nachgewiesen (Rabitsch und Nehring 2022). Die Art *Silometopus acutus* (Holm, 1977) ist bisher in Deutschland nicht nachgewiesen und hat ihre nächsten Fundorte in Polen und Schweden (für beide Arten: Arachnologische Gesellschaft (2024)).

### 6.7.5.1 Steckbriefe ausgewählter Spinnen

#### Familie Lycosidae (Wolfspinnen) (Abb. 6.7-15)

Wolfspinnenarten bevorzugen oftmals offene, eher vegetationsarme Habitats. Die im Untersuchungsgebiet häufigen Arten, *P. lugubris* (Teil einer Gruppe mit sechs ähnlichen Arten), *X. nemoralis* und *T. terricola* sind typische Bewohner von Wäldern, wobei *X. nemoralis* insbesondere in Nadelwäldern häufig ist (HÄNGGI et al. 1995). Wolfspinnen jagen ihre Beute aktiv und ernähren sich primär von Insekten. Eine Ausnahme stellt die im Untersuchungsgebiet auf fast allen Untersuchungsflächen (B, C, D, F, G, H, I, K, X und Z) gefundene Art *A. albimana* dar. Sie ist die einzige Wolfspinnenart in Europa, welche ein Fangnetz baut, daher auch der deutsche Name Netzwolf. *Alopecosa cursor* ist eine wärmeliebende in Brandenburg als stark gefährdet, eingestufte Spinnenart mit Nachweisschwerpunkt im Osten Deutschlands und einer Präferenz für sandige Standorte (SACHER 2001). Die Art bevorzugt kalkarme, trockene Habitats in der Offenlandschaft (bspw. Trockenrasen) und diese Lebensraumtypen sind in Deutschland allgemein gefährdet. Sie wurde auf den Untersuchungsflächen I und J gefunden.



Abb. 6.7-15: Die Wolfspinnen Arten a) *P. lugubris* (Foto: ruebezah, iNaturalist unter C0 Lizenz), b) *X. nemoralis* (Foto: baartek, iNaturalist unter C0 Lizenz), c) *T. terricola* (Foto: ruebezah, iNaturalist unter C0 Lizenz) d) *A. cursor* (Foto: user alexis\_orion: iNaturalist unter C0 Lizenz).

#### Familie Thomisidae (Krabbenspinnen) (Abb. 6.7-16)

*Xysticus luctator* ist eine in Deutschland in Laub- und Nadelwäldern anzutreffende Art (HÄNGGI et al. 1995), die in Sachsen und Brandenburg auch auf Tagebaukippen nachgewiesen wurde (RATSCHKER et al. 2005). Im Untersuchungsgebiet wurde sie auf den Untersuchungsflächen D, G und K gefunden. *Spiracme striatipes* bevorzugt im Gegensatz sandige Offenlebensräume (HÄNGGI et al. 1995) und wurde in Berlin recht zahlreich auf Trockenrasenflächen nachgewiesen (MÖLLER et al. 2019) und im Untersuchungsgebiet auf Untersuchungsfläche I gefunden.

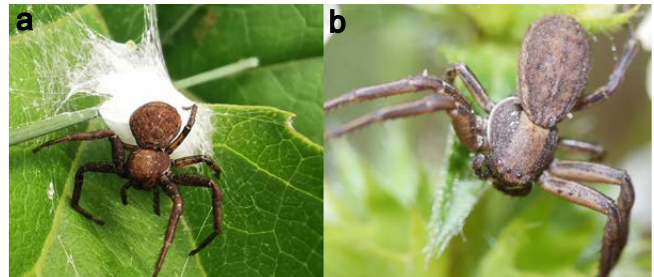


Abb. 6.7-16: Die Krabbenspinnen Arten a) *X. luctator* (Foto: baartek, iNaturalist unter C0 Lizenz) und b) *S. striatipes* (Foto: oecophylla, iNaturalist unter C0 Lizenz)

#### Gattung Thanatus (Herzfleckläufer, Familie Philodromidae, Laufspinnen) (Abb. 6.7-17)

*Thanatus formicinus* ist eine hauptsächlich auf Magerasen und frischen Wiesen vorkommende Art, die nur selten in Wäldern gefunden wird (HÄNGGI et al. 1995; auf Untersuchungsflächen E, F und I). Die Art ist wärmeliebend (PLATEN und RADEMACHER 2002) und jagt ihre Beute aktiv auf dem Boden. *Thanatus arenarius* ist ebenfalls wärmeliebend (PLATEN und RADEMACHER 2002) und bevorzugt offene Sandflächen und ist daher in Steppengebieten häufig (HÄNGGI et al. 1995) mit einem Verbreitungsschwerpunkt im Osten Deutschlands (BUCHHOLZ et al. 2014). Beide Arten sind für die untersuchten Waldgebiete eher untypisch und gelten in Brandenburg als stark gefährdet, bzw. gefährdet.

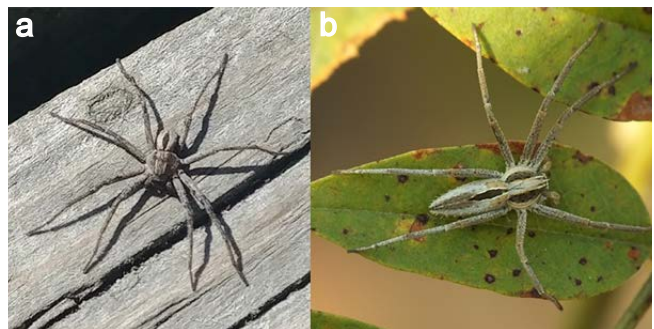


Abb. 6.7-17: Die Krabbenspinnen Arten a) *T. formicinus* (Foto: ngoomie, iNaturalist unter C0 Lizenz) und b) *T. arenarius* (Foto: ivanprst, iNaturalist unter C0 Lizenz)

**Art *Eresus kollari* (Herbströhrenspinne, Familie Eresidae, Röhrenspinnen: Untersuchungsfläche Y mit einem Individuum) (Abb. 6.7-18)**

Die Art lebt auf offenen sandigen und wärmeexponierten Flächen in Kolonien und ist vor allem durch die charakteristische Rotfärbung der Männchen auch in der Öffentlichkeit relativ bekannt. Die Lebensweise ist bemerkenswert, da die Spinnen in bis zu 30 cm langen Gespinstschläuchen sehr zurückgezogen leben und nur die Männchen während der Paarungszeit auf der Bodenoberfläche aktiv sind. Die Weibchen dieser Art werden bis zu vier Jahre alt. Ehemalige Truppenübungsplätze in Brandenburg sind geeignete Lebensräume für die Art (BARNDT 2010). Die Art ist eine der wenigen gesetzlich geschützten Spinnenarten in Deutschland (Bundesnaturschutzgesetz).



Abb. 6.7-18: *E. kollari* a) Männchen (Foto: oecophylla, iNaturalist unter CO Lizenz) und b) Weibchen (Foto: ivanprst, iNaturalist unter CO Lizenz)

**Art *Ostearius melanopygius* (Schwarzhintern, Misthaufenspinne, Familie Linyphiidae, Zwerg-/Baldachinspinnen, Untersuchungsfläche U mit 7 Individuen) (Abb. 6.7-19)**

Die deutschen Namen der Art leiten sich von einem schwarzen Fleck am hinteren Ende des Hinterleibs, bzw. aus dem häufigen Auftreten auf Misthaufen ab. Mist- und Komposthaufen können durch Massenaufreten der Art komplett mit Spinnnetzen der Art überzogen sein (BENZ et al.1983). Im Gegensatz zur früheren Annahme, dass diese Art aus Neuseeland über Warentransport 1959 Deutschland über den Hamburger Hafen erreicht hat, geht man aktuell eher von einer Herkunft aus Südamerika aus (World Spider Catalog 2024). Die Art ist mittlerweile kosmopolitisch verbreitet und kann sich hervorragend über Windverdriftung auch über größere Distanzen ausbreiten (HÄNGGI und GLOOR 2020).

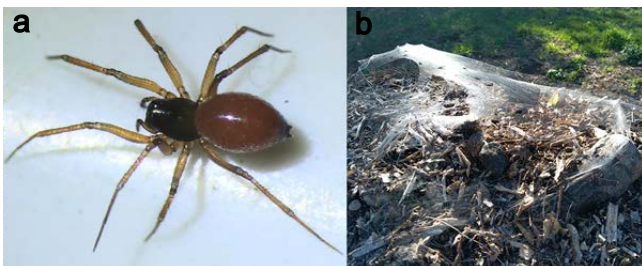


Abb. 6.7-19: *O. melanopygius* a) adultes Individuum (Foto: jonathan\_whitaker, iNaturalist unter CO Lizenz) und b) Massenaufreten mit entsprechendem Netz (Foto: crebassa, iNaturalist unter CO Lizenz)

Betrachtet man die Fauna insgesamt, so zeigt sich über alle Artengruppen hinweg ein Unterschied zwischen den Brandflächen in Treuenbrietzen und Jüterbog. Hier dürfte, neben der unterschiedlichen Behandlung der Flächen, auch der zweite Brand im Jahr 2022 auf den Flächen in Treuenbrietzen eine wesentliche Rolle gespielt haben. Die Säugetiere (6.7.1) weisen auf den Brandflächen in Jüterbog relativ stabile Populationen auf, während sie auf den Flächen in Treuenbrietzen größeren Schwankungen unterliegen. Bei den Vögeln (6.7.2) nehmen die Waldarten mit steigendem Totholzanteil ab, werden aber nicht durch Offenlandarten ersetzt. Bei den Arthropoden (Nachtfalter, Holzkäfer und Spinnen; 6.7.3, 6.7.4, 6.7.5) konnten einige Rote-Liste-Arten nachgewiesen werden, die nicht nur in Brandenburg, sondern bundesweit als gefährdet gelten. Insbesondere bei den Spinnen wurden einige seltene Arten gefunden, darunter ein Erstnachweis für Deutschland. Trotz der starken Veränderungen und des hohen Totholzanteils und Pappelaufwuchses wurde weder bei den Nachtfaltern noch bei den Holzkäfern eine Massenvermehrung der typischen Forstschädlinge festgestellt. Insgesamt kann festgestellt werden, dass durch den Brand und die anschließenden Managementmaßnahmen ein Mosaik unterschiedlicher Sukzessionsstadien entstanden ist. Dies führte zu einer Erhöhung der faunistischen Artenvielfalt im gesamten Untersuchungsgebiet und über alle Artengruppen hinweg.



# 7. Nach dem Feuer: Analyse und Diskussion der Ökosystementwicklung nach Waldbränden und unter unterschiedlichen Managementansätzen

Pierre L. Ibisch<sup>1</sup>

1 Centre for Ecomics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

Waldbrandflächen sind sozialökologische Systeme, deren Betroffenheit vom Feuer mehr oder weniger stark von der Landnutzung und ihrer Geschichte abhängt und deren Entwicklung nach dem Brand nicht nur von standörtlichen Gegebenheiten und ökologischen Prozessen beeinflusst wird, sondern auch von Entscheidungen der Flächeneigentümer:innen sowie von Maßnahmen der Bewirtschafter:innen. In dieser Hinsicht boten die Untersuchungsflächen reichliche Möglichkeiten für den Erkenntnisgewinn, der nicht nur im Zuge der naturwissenschaftlichen Forschung des Vorhabens erfolgte, sondern auch (Re-)Aktionen von Menschen umfasste. Eine unvorhersehbare Komplikation und auch eine gewisse Chance zur Erreichung zusätzlicher Erkenntnisse stellte im Laufe der Untersuchungen der Folgebrand im Jahr 2022 auf einem Teil der Flächen dar.

## 7.1 Kurzfristige Auswirkungen der Brände auf das Ökosystem

Maren Schüle<sup>1,2</sup>, Pierre L. Ibisch<sup>1</sup>

1 Centre for Ecomics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde  
2 Allgemeine Botanik, Institut für Biologie und Biochemie, Universität Potsdam, Maulbeerallee 3, 14469 Potsdam

Wie zu erwarten, hatten die relativ großen und intensiven Waldbrände in den Untersuchungsgebieten bedeutsame Auswirkungen auf das Forstökosystem. Die Brände bedeuteten einen starken Impuls, der der Ökosystementwicklung eine neue Richtung gab.

Trotz der überwiegend hohen Brandintensität überlebten einige Kiefern gemeinsam mit ihren Mykorrhizapartnern zunächst das Feuer (6.4.1.1 & 6.6.1). Auch wenn ein Großteil dieser zunächst überlebenden Kiefern in den Folgejahren abstarb (6.4.1.1), fungierten sie als wichtige Samenquelle innerhalb der Brandfläche und konnten die Verjüngungsdichte in der näheren Umgebung positiv beeinflussen (SCHÜLE et al. 2023A). Die toten Bäume, die auf den meisten Flächen als Strukturen verblieben, übernahmen wichtige Funktionen für die Ökosystementwicklung. Hierzu gehören abiotische Wirkungen wie etwa die mikroklimatische Pufferung (BLUMRÖDER et al. 2022) und die aus anderen Untersuchungen bekannte Speicherung und Freisetzung von Nährstoffen während der Zersetzung (MARAÑÓN-JIMÉNEZ und CASTRO 2013) genauso wie die Bereitstellung von Habitaten und Energiequellen für Konsumenten und Destruenten.

Abgesehen von der abrupten Vegetationsveränderung waren auch die Feuerwirkungen auf den Boden substanziell. Die mächtige Humusaufgabe und die Moosschicht der Kiefernforsten verbrannten fast vollständig (6.4.1.1 & 6.3.1), was vor allem die Keimung von windausgebreiteten krautigen Pflanzen und Pionierbaumarten auf dem nun offenen Mineralboden begünstigte, die sich zuvor nicht etablieren konnten.

Die Asche hatte eine alkalisierende Wirkung, was zu einem Anstieg des pH-Wertes in den oberen Bodenschichten führte (6.3.1). Durch die kurzfristig erhöhte Verfügbarkeit von Nährstoffen siedelten sich vermehrt stickstoffanzeigende Pflanzenarten an (6.4.1.1). Allerdings hatte der Brand kaum direkte Auswirkungen auf den Mineralboden (6.3.1); indirekte ergaben sich etwa durch die Zersetzung der absterbenden unterirdischen Biomasse und die Auswaschung von Nährstoffen.

Durch den Waldbrand entstand ein neuer Lebensraum für viele, teils hoch spezialisierte Arten. So konnten auf den Brandflächen mehrere xylobionte Käferarten nachgewiesen werden, die eng an brandgeschädigtes Holz gebunden sind, teils sehr selten sind und lange Zeit in der Region nicht nachgewiesen wurden (6.7.4). Bei den Pilzen wurden etliche auf Brandstellen spezialisierte Arten gefunden, von denen einige noch nicht taxonomisch beschrieben sind (6.6). Brandflächen bieten auch einen Lebensraum für nichtheimische Arten. Es wurden u. a. mehrere nichtheimische Spinnenarten (darunter Erstnachweise für Brandenburg) nachgewiesen (6.7.5). Die veränderten Standortbedingungen auf Brandflächen, wie u. a. mehr Lichtverfügbarkeit, führten zur Besiedlung durch Offenlandarten. So kamen auf den Brandflächen mehr Lichtzeiger-Pflanzen als auf den unverbrannten Referenzflächen vor (6.4.1.1). Auch unter den Nachfaltern und Vögeln wurden mehrere Arten beobachtet, die charakteristisch für das Offenland sind (6.7.2 & 6.7.3). Während der Waldbrand den Waldcharakter der betroffenen Landschaftsteile und auch Waldhabitate mehr oder weniger komplett zerstört, kann er zumindest kurzfristig einen Lebensraum für viele (teils seltene) Tier- und Pflanzenarten mit anderen Habitatsansprüchen schaffen und in bestimmten Gruppen (wie etwa Pflanzen) sogar die Artenvielfalt deutlich erhöhen (6.4.1.1).

Viele der in unseren Untersuchungsgebieten dokumentierten Veränderungen durch die Brände wurden auch auf anderen Waldbrandflächen beobachtet. So kam es in verbrannten Kiefernwäldern in Polen (LOSTER et al. 2011) und der Schweiz (MOSER et al. 2010) zu einer Besiedlung mit Pionierbaumarten. Auch in Ponderosa-Kiefernwäldern der USA kam es in den ersten Monaten nach dem Brand zu einem kurzzeitigen Anstieg an Nährstoffen (Ammonium) (KNELMAN et al. 2017). In borealen Wäldern Finnlands wurden mehrere feuerassozierte Insektenarten nach einem Brandereignis nachgewiesen (KOUKI et al. 2012); abgebrannte Kiefernwälder in der Lüneburger Heide wurden rasch von auf Brandstellen spezialisierten Pilz- und Moosarten besiedelt (BUTIN und KAPPICH 1980). In Kiefernwäldern in Estland (PARRO et al. 2009) und Litauen (MAROZAS et al. 2007) konnte ebenfalls ein Anstieg an Pflanzenarten nach dem Brand beobachtet werden.

## 7.2 Auswirkungen verschiedener forstlicher Maßnahmen auf Brandflächen

### 7.2.1 Forstliche Entscheidungen und Reaktionen

Pierre L. Ibisch<sup>1</sup>

1 Centre for Ecomics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

Forstliche Behandlungen auf Brandflächen können enorme Auswirkungen auf das Ökosystem und dessen Entwicklung haben (BEGHIN et al. 2010, CASTRO et al. 2011, MARCOLIN et al. 2019). Im Falle des PYROPHOB-Projekts bestimmten die Flächeneigentümer:innen eigenständig über die verschiedenen Maßnahmen, die dann die Grundlage für die vergleichenden Untersuchungen bildeten. Es ergab sich ein Gradient von der Nullintervention über mittelmäßig starke Eingriffe bis hin zu sehr intensivem Management mit der Räumung sämtlicher Biomasse und intensiver Bodenbearbeitung. Zudem wurde auf einzelnen Flächen diverses Pflanzmaterial von heimischen und nichtheimischen Baumarten eingebracht. Im Gegensatz zum – anfänglich noch auf den Treuenbrietzener Flächen arbeitenden – kommunalen Förster entschieden sich die Kleinprivatwaldeigentümer nach entsprechender Beratung durch die zuständigen Förster für das intensive Management<sup>1</sup>. Dabei wurden in Gesprächen mit Vertretern des Privatwaldes überwiegend ökonomische Gründe ins Feld geführt, die sich darauf bezogen, dass man sich zunächst kaum andere zukünftige Bewirtschaftung vorstellen konnte als diejenige der Kiefernmonokultur. Selbst nachdem bereits 2019 neu gepflanzte Kiefernsetzlinge überwiegend abgestorben waren, wurden auch in den Folgejahren – trotz der dann zu verzeichnenden Rekordwetterverhältnisse mit großer Hitze und Trockenheit – neben Eichen und Birken immer wieder auch Kiefern gepflanzt. Es ist nicht bekannt, ob Kosten für Flächenbearbeitung, Pflanzungen, Zäunen etc. dem aktuellen Ertrag durch Inverkehrbringen der Restbiomasse der toten und geschädigten Kiefern für energetische Nutzung sowie potenziell erwartbaren zukünftigen Erträgen gegenübergestellt wurden. Hier sollte eine ökonomische Analyse angeschlossen werden.

Leider wurden im Rahmen vieler waldbaulichen Entscheidungen wie etwa der Kiefern-Neupflanzungen aktuelle wissenschaftliche Erkenntnisse zum Klimawandel nur unzureichend berücksichtigt. Auf Teilflächen wurden von Vertretern des Privatwaldes verschiedene Baumarten gepflanzt, ohne dabei Erfahrungen z.B. mit Mortalitätsraten zu berücksichtigen, die zuvor auf Nachbarflächen gesammelt wurden. Grundsätzlich war eine ausgeprägte Neigung festzustellen, innerhalb sehr kurzer Zeit aktiv managend einzugreifen, ohne abzuwarten, welche spontane Vegetationsentwicklung sich einstellen würde, obwohl es auch in Brandenburg deutliche Hinweise auf eine entsprechende erfolgreiche Sukzession auf Waldbrandflächen gab (STÄHR 2012) und ein Abwarten der Etablierung von Naturverjüngung empfohlen wurde.

Die Entscheidungen wurden auch von Sachzwängen beeinflusst. Es gab zum Beispiel Hinweise, dass nichtheimische Rot-Eichen zumindest von einem Akteur nur deshalb gesät wurden, da Pflanzmaterial heimischer Eichen nicht zur Verfügung stand. Die Problematik, dass Rot-Eichen nachgewiesenermaßen ungünstige Eigenschaften für die Bodenentwicklung haben und außerdem – auch im Untersuchungsgebiet gut beobachtbar – ein starkes

invasives Potenzial aufweisen (z.B. BONIFACIO et al. 2015, RIEPŠAS und STRAIGYTE 2008, STANEK und STEFANOWICZ 2019, STANEK et al. 2020, 2024), schien forstliche Akteur:innen nicht in ihrem Handeln zu beeinflussen.

Im Rahmen eines anderen Forschungsprojekts („Plan Birke“) wurden kleinere Flächen u.a. mit Birken bepflanzt, deren Bestände entsprechend homogener aufwuchsen als die Naturverjüngung. Dies illustriert exemplarisch, dass gepflanzte Flächen eine geringere strukturelle Vielfalt ausweisen. Es fehlt die Heterogenität, die sich bei spontaner Sukzession durch eine räumlich-zeitliche Dynamik einstellt, also etwa dadurch, dass sich Bäume unregelmäßiger auf den Flächen verteilen, unterschiedlich alt und groß sind sowie dass verschiedene Arten in Mischung vorkommen. Als extrem problematisch muss eingestuft werden, dass auf einer den Untersuchungsplots benachbarten Privatwaldfläche nicht nur Pestizide zum Unterdrücken der spontanen Vegetation zum Einsatz kamen, sondern später auch die sechsjährige Pioniervegetation aus Aspen beseitigt wurde, um hernach den Boden zu pflügen und mit Baumschulware zu bepflanzen (darunter Rot-Eichen). Diese forstbehördlich betreute Pflanzung wurde offiziell als vermeintliches Klimaschutzprojekt eines Unternehmens ausgewiesen.

Die Bereitschaft, sich von Vorerfahrungen und wissenschaftlichen Ergebnissen orientieren zu lassen, war bei einigen Akteur:innen, die zu gewissen Maßnahmen rieten oder sie umsetzten, offenkundig nicht vorhanden. So gab es zum Beispiel eine Präsentationsveranstaltung für den Käufer der ehemaligen Kommunalwaldflächen, in der auf landschaftsökologische Auswirkungen von vollständigen Biomasse- und Totholzräumungen hingewiesen wurde. Besonders bemerkenswert war auch die Eigentümer-Entscheidung, nach dem 2022-Treuenbrietzen-Feuer auf den ehemaligen kommunalen Waldflächen wiederum sämtliche betroffene Flächen komplett zu räumen, nachdem schon vom Projekt mit Daten belegt war, dass eine solche Behandlung zu Bodenschädigungen führen und die initiale Waldentwicklung hemmen würde. Zudem erfolgte nach zwei Jahren (2024) eine Befahrung und Räumung von auf der Fläche verbliebenem Totholz. Von Beginn an war die Totholz-Skepsis bei einigen Akteur:innen ausgeprägt. 2022 wurde es von manchen mit dem neuerlichen Brand ursächlich in Verbindung gebracht. Dabei wurde meist ignoriert, dass der Brand natürlich nicht durch Totholz ausgelöst wurde und die Ausbreitung des Feuers wesentlich mit der Tatsache in Verbindung stand, dass dieses trotz sehr schneller Entdeckung nicht frühzeitig von der Feuerwehr gelöscht werden konnte. Dafür mag es verschiedene Gründe gegeben haben, ein wesentlicher war die starke Munitionsbelastung der Fläche. Die Kartierung und Teilräumung der Munition im Rahmen von PYROPHOB konnte nach dem Ausbrechen des Feuers leider von Kommune, Feuerwehr und Eigentümer nicht nutzbringend eingesetzt werden. Bezüglich des Umgangs mit dem anfallenden Totholz war auch bemerkenswert, dass von beratenden Personen (auch öffentlich in Medien) ab 2019 über zu erwartende phytosanitäre Probleme gesprochen wurde, ohne dass diesbezüglich eine Evidenz vorlag oder diese plausibel erschienen.

Die angeführten Beispiele belegen, dass es bezüglich der Ausbildung und Beratung von Waldbesitzenden und anderen forstlichen Akteuren für den Umgang mit Waldbrandflächen noch erheblichen Verbesserungsbedarf gibt.

1 Die Empfehlungen des LFE gingen in eine andere Richtung (Totholz dort belassen, wo es keine Gefahr darstellt, Entwicklung abwarten, Bodenschutz gewährleisten).



## 7.2.2 Ökosystementwicklung und forstliches Management

Maren Schüle<sup>1,2</sup>, Pierre L. Ibisch<sup>1</sup>

- 1 Centre for Ecomics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde
- 2 Allgemeine Botanik, Institut für Biologie und Biochemie, Universität Potsdam, Maulbeerallee 3, 14469 Potsdam

In unseren Untersuchungsgebieten war grundsätzlich ein Trend zu abiotisch extremeren Bedingungen auf stärker behandelten Untersuchungsstandorten zu beobachten. So führte vollständiges Räumen der Baumbiomasse für längere Zeit sowohl zu höheren Landoberflächentemperaturen (LST) und Lufttemperaturen als auch zu höheren Dampfdruckdefizit-Werten, die für die Mortalität von Pflanzen von großer Bedeutung sind (6.2). Die extremeren oberirdischen Bedingungen äußerten sich auch in zunehmendem Hitze- und Kältestress im Boden (6.3.3). Die Zunahme dieser Extreme ist wahrscheinlich einerseits ein direkter Effekt der Biomasseberäumung, da stehendes, aber auch liegendes Totholz (sowie überlebende Bäume) Schatten spenden und extreme Temperaturen auf der Bodenoberfläche und im Boden abpuffern können (cf. MARCOLIN et al. 2019, BLUMRÖDER et al. 2022). Ebenso gibt es starke Evidenz für die Bedeutung von Totholz für die hydrische und mikroklimatische Regulation (FLORIANCIC et al. 2022), die Kohlenstoffdynamik und das Mikrobiom im Boden (SHANNON et al. 2022, BŁOŃSKA et al. 2023, 2024). Wie auch andere Studien etwa in den Alpen zeigten, reduziert die Totholzuräumung die Möglichkeiten für die Ökosystemerholung (LINGUA et al. 2023). Zum anderen war auf komplett geräumten Flächen langfristig (v. a. zwischen den Bäumen) weniger Bodenvegetation (Moos-, Krautschicht) vorhanden. Auch die Bodenvegetation hat einen Puffereffekt (WANG et al. 2019, STICKLEY und FRATERRIGO 2021).

Drei Jahre nach dem Brand war auf den Untersuchungsflächen in Treuenbrietzen ohne aktive forstliche Maßnahmen die höchste Verjüngungsdichte zu finden (6.4.2). Allerdings waren auf den vollständig geräumten Flächen trotz der abiotisch eher ungünstigen Bedingungen sehr wüchsige Individuen vorhanden, was zu einer hohen Biomasse führte (6.4.1.2 & 6.4.2). Insbesondere an Mikrostrukturen wie Pflugfurchen und Reisigwällen war ein verstärkter Aufwuchs zu beobachten (6.4.4.1). Die zahlreiche und wüchsige Naturverjüngung auf den vollständig geräumten Flächen, bestand überwiegend aus Aspe. Allerdings kann eine so erfolgreiche Aspenverjüngung, wie sie nach einem 2018-Feuer in Treuenbrietzen festzustellen war, keinesfalls aufgrund der zeitlichen und räumlichen Heterogenität von Samenverfügbarkeit und Keimungsbedingungen als selbstverständlich gesehen werden. Dies zeigt z. B. der Vergleich mit den Flächen des 2019-Feuers von Jüterbog (JOUY et al. in Revision) bzw. anderen Brandflächen in der Region (MINTEL 2024). Zudem könnten die ungünstigeren Standortbedingungen auf vollständig geräumten Flächen für andere Baumarten möglicherweise negative Effekte haben. Außerdem können intensive forstliche Behandlungen negative Auswirkungen auf die Diversität anderer Artengruppen haben. So waren in unserem Untersuchungsgebiet auf vollständig geräumten Flächen u. a. weniger Pflanzenarten (SCHÜLE et al. 2023b) und Ständerpilzarten (6.6.1) zu beobachten.

Auch weitere forstliche Behandlungen hatten erhebliche Konsequenzen für den Boden: Pflügen reduzierte die oberflächennahen Stickstoffvorräte in der Furche (6.3.1). Das Befahren der Flächen für das Räumen von Totholz, sowie das Pflügen verdichteten den Boden (6.3.1). Auf vollständig geräumten Flächen war die Nährstoffverfügbarkeit geringer (6.3.1). Vollständiges Räumen nach einem Waldbrand führt zu weniger am Stickstoffkreislauf beteiligten Mikroben und damit auch zu geringerer Nährstoffverfügbarkeit (PEREG et al. 2018).

## 7.3 Zeitliche Dynamik von Waldbrandflächen

Maren Schüle<sup>1,2</sup>, Pierre L. Ibisch<sup>1</sup>

- 1 Centre for Ecomics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde
- 2 Allgemeine Botanik, Institut für Biologie und Biochemie, Universität Potsdam, Maulbeerallee 3, 14469 Potsdam

In den ersten Jahren nach einem Waldbrand ist eine intensive zeitliche Dynamik zu beobachten. Einige typische Erstbesiedler von Brandflächen unter den Pilzen, Moosen und Gefäßpflanzen nehmen bereits wieder ab bzw. sind schon verschwunden (6.4.1.3 & 6.6.1). Häufig konnte eine zunehmende Besiedlung von Gräsern beobachtet werden (Abb. 7.3-1 und 6.4.1.3). Standortbedingungen auf Brandflächen ändern sich schnell in den ersten Jahren nach Brand, was sich häufig in der Artzusammensetzung widerspiegelt. Die durch den Brand erhöhte Nährstoffverfügbarkeit ist meist nur von kurzer Dauer (CERTINI 2005), was teilweise zu einem Rückgang an nährstoffbedürftigen Pflanzenarten führte (6.4.1.3).

Die Baumverjüngung nahm von Jahr zu Jahr in ihrer Wuchshöhe und somit auch in ihrer Biomasse zu (6.4.1.2 & 6.4.2). Im Untersuchungsgebiet Treuenbrietzen erreichten einige Pionierbäume drei Jahre nach Brand teilweise schon Wuchshöhen von mehr als 5 m (6.4.2 und Abb. 7.3-1).

Etwa drei Jahre nach dem Brand kommt es zu einem Zusammenbrechen des noch stehenden Totholzes u. a. durch Pilzbefall (6.5.1.1 und Abb. 7.3-1). Dadurch wurde ein Rückgang an Waldvogelarten beobachtet (6.7.2).

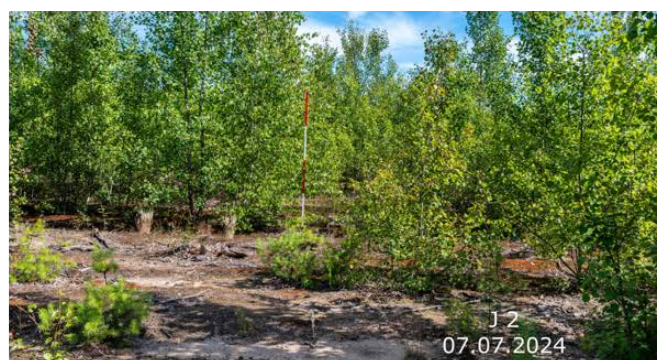


Abb. 7.3-1: Zeitreihe des wissenschaftlichen Fotomonitorings für die Jahre 2020 bis 2024 exemplarisch für einen Probekreis ohne forstliche Behandlung (U9, Jüterbog, links) und einen voll geräumten und gepflügten Probekreis (J2, Treuenbrietzen, rechts). Fotos: Tilo Geisel

## 7.4 Übergeordnete Bewertung der Ökosystementwicklung vor dem Hintergrund der initialen Hypothesen und zukünftige Szenarien

Pierre L. Ibisch<sup>1</sup>

1 Centre for Ecomics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

### 7.4.1 Ergebnisse im Lichte der initialen Hypothesen

Nach fünf Jahren Projektumsetzung und der Auswertung wesentlicher Ergebnisse lohnt nicht allein die Formulierung von Handlungsempfehlungen, die dem Stand der Kenntnis entsprechen (Kapitel 8), sondern auch eine Betrachtung der ursprünglichen Hypothesen (vgl. Kapitel 3.2), die der Projektkonzeption zugrundeliegen. Sie sollen im Folgenden knapp kommentiert werden.

*Hypothese 1: Es ist sinnvoll, von anderen wissenschaftlich untersuchten Waldbrandflächen auch im Ausland zu lernen und dabei vor allem von den Vorteilen einer allenfalls schonenden Bearbeitung der Brandflächen zu profitieren. Dabei geht es vor allem um die Ausnutzung der spontan ablaufenden Sukzession mit Pionierbaumarten, also einen ökosystembasierten Ansatz der Waldregeneration.*

Die nach dem Treuenbrietzen-Feuer einsetzende Sukzession bestätigte bzw. übertraf sogar die Erwartungen zur Ökosystementwicklung. Das Ökosystem zeigte eine ausgeprägte Resilienz und eine vielversprechende Revitalisierung. Zum Abschluss des Vorhabens würde eine Mehrheit der beteiligten Forschenden die Idee unterstützen, auch in Zukunft nach Kalamitäten einen ökosystembasierten Ansatz zu verfolgen.

Die Vegetationsentwicklung nach dem 2019-Feuer in Jüterbog deutet allerdings darauf hin, dass die Sukzession nicht notwendigerweise in jedem Jahr gleichartig abläuft und ggf. unter extremeren Rahmenbedingungen deutlich verlangsamt sein kann oder auch gar nicht zu einer (raschen) Wiederbewaldung führen muss.

*Hypothese 2: Die nach einem Feuer verbleibende Biomasse der abgestorbenen Bäume befördert die Ökosystementwicklung, u. a. durch positive Wirkungen auf das Mikroklima sowie die langfristige Bodenentwicklung. Beschattung, Kühlung und Wasserrückhaltung spielen dabei angesichts des fortschreitenden Klimawandels eine besonders große Rolle.*

Die puffernd-kühlende Wirkung der verbleibenden stehenden toten Bäume konnte gemessen werden. Für die Überprüfung der Hypothese der Bodenverbesserung durch sich zersetzendes Totholz wird mehr Zeit benötigt, als in einem kurzfristigen Projekt wie PYROPHOB zur Verfügung steht. Hierfür sollten langfristige Untersuchungen realisiert werden. Die meisten abgestorbenen Bäume stürzten schon relativ früh, nach zwei bis drei Jahren, um. Das liegende tote Holz kann sich oberflächlich sehr stark erwärmen, umso größer ist allerdings die schützende Wirkung für den darunterliegenden Boden (wie im Rahmen des Projekts mit vereinzelt Messungen beobachtet werden konnte). Dies erscheint auch wegen der geringen relativen Wärmekapazität bzw. Wärmeleitfähigkeit und der entsprechenden wärmedämmenden Eigenschaft von Holz plausibel.

Leider konnte die Dauer der positiven Wirkungen des Totholzes in Treuenbrietzen nur drei Jahre lang untersucht werden, da dann diejenigen Flächen mit der besten Vegetationsentwicklung von einem erneuten Feuer betroffen waren. In Jüterbog besteht auf den Wildnisflächen weiterhin die Möglichkeit, die Zersetzung und Wirkung des Totholzes zu untersuchen.

*Hypothese 3: Das Feuer bedeutet einen Impuls für die Ökosystementwicklung, und eine geringe Interventionsintensität erlaubt eine ökologisch wünschenswerte sowie ökonomisch effiziente Waldregeneration.*

Die Untersuchungen der Böden und der Pflanzenartenvielfalt sowie auch der lebenden Biomasse sprechen eindeutig für das Belassen von möglichst viel abgestorbener Baumbiomasse auf der Fläche bzw. das Unterlassen der multiplen Störungen, die mit der flächigen Holzernte einhergehen. Das Feuer ermöglicht dem Ökosystem durch das Verbrennen der Nadelstreu eine rasche Entwicklung hin zu einem Laub(misch)wald. Nichtsdestotrotz ist hier erneut auf die ungünstigen landschaftsökologischen Wirkungen großflächiger Feuer auf Böden sowie Mikro- und Mesoklima hinzuweisen. Der positive Einfluss von Feuer für die Vegetationsentwicklung unter Beteiligung von sich spontan einstellenden Laubbäumen lässt aber deshalb dennoch an eine Strategie des kontrollierten und räumlich stark beschränkten Abbrennens der Nadelstreu bzw. der Bodenaufgabe denken. Beim kontrollierten Brennen geht es nicht, wie häufig missverstanden wird, um das Abbrennen von bestehenden Wäldern bzw. die großflächige Schädigung von Bäumen, sondern um das (ggf. mosaikartige) Verbrennen der Rohhumusaufgabe.

Die aufwachsenden Pionierbäume zeigen bezüglich Individuenzahl und Wüchsigkeit ein erhebliches Potenzial. Es wurden keine ökonomischen Untersuchungen durchgeführt, doch ist deutlich, dass die spontane (und damit kostenlose) Ökosystemerholung der Effektivität von Pflanzungen nicht nachsteht, eher sogar effektiver ausfällt. Pflanzungen gingen in Treuenbrietzen offenkundig mit einem erheblichen finanziellen Risiko einher, da (mit Ausnahme von Eichenarten und Birken) sehr viele gepflanzte Bäume abstarben.

Es zeigte sich, dass die natürliche Vegetation auch auf geräumten Flächen mit Bodenbearbeitung gepflanzten Baumbeständen überlegen war.

*Hypothese 4: Die im Zuge der Sukzession auftretenden weniger brennbaren krautigen Pflanzen und Laubbäume sowie das sich mittelfristig auf der Fläche zersetzende Totholz werden die Brennbarkeit reduzieren bzw. die Pyrophobizität erhöhen.*

Es war nicht Ziel des Vorhabens, eine zunehmende "Pyrophobizität" der Vegetation zu testen. Die gute Entwicklung einer kraut- und pionierbaumreichen Vegetation deutete in Treuenbrietzen allerdings auf eine entsprechende Tendenz hin. Wichtig ist unter anderem, dass die Bodenvegetation nicht von austrocknenden Gräsern dominiert wird, wie sie in lichten Kiefernforsten typisch sind. Das Folgefeuer von 2022 in Treuenbrietzen brach in einem ungünstigen Zeitfenster aus, da die Ergebnisse der Sukzession mit krautigen Pflanzen und Pionierbäumen die abrupte Zunahme von trockenem, brennbarem Reisig am Boden nicht kompensieren konnten. Es ist plausibel, dass Brandtemperatur und Ausbreitungsgeschwindigkeit des Feuers gesenkt wurden<sup>2</sup>, was wegen der Munitionsbelastung der Flächen und der Beschränkung des Löscheinsatzes letztlich keinen Vorteil für das Kontrollieren des Brandes bedeutete.

2 Das Überleben vieler oberflächennahen Aspenwurzeln könnte bestätigen, dass sich die oberen Bodenschichten nicht so stark erhitzt haben. Die geringere Ausbreitungsgeschwindigkeit des Feuers wurde nicht gemessen, entspricht aber der Einschätzung eines Vertreters der Feuerwehr.

## 7.4.2 Zukunftsszenarien und Ausblick

Es überrascht nicht, dass im Projektverlauf extremere abiotische Bedingungen festgestellt wurden; mit dem Klimawandel steigen Temperaturen sowie die für Vegetationsentwicklung und Waldbrandrisiken besonders relevanten Werte des Dampfdruckdefizits, also der austrocknenden Wirkung der Luft. Der Untersuchungszeitraum fiel in eine Periode einer Mehrjahresdürre mit der Verkopplung von mehreren klimatischen Rekorden, die in Zukunft allerdings eher ein neues Normal darstellen dürften. Die Erwärmung in Europa läuft schneller ab als vorhergesehen (VAUTARD et al. 2023). Auch die Veränderungen der Niederschlagsregimes könnten noch pointierter eintreten, als von vielen erwartet. Dabei spielt die Vegetationsentwicklung eine entscheidende Rolle. So kann etwa zusätzliche Hitze über Land den Import von Meeresfeuchtigkeit blockieren und zu schwerer Dürre führen; der Verlust von Bäumen bzw. vitalem Wald erhöht die fühlbare Wärme und verstärkt die entsprechenden Extreme im Wasserkreislauf (MAKARIEVA et al. 2022).

Allein die Temperaturanomalien der Jahre 2023–2024 geben Anlass zu verstärkter Besorgnis und sind mindestens Beleg für eine deutlich fortschreitende globale Erwärmung (SAMSET et al. 2024). Angesichts der Tatsache, dass die globale Temperatur von 2023 vermutlich schon 1,48°C über dem vorindustriellen Niveau lag, wurde schon vor Jahresende 2024 sehr wahrscheinlich, dass die Jahrestemperatur für 2024 um mehr als 1,5°C über dem vorindustriellen Niveau liegen würde (COPERNICUS 2024). Verschiedene Faktoren führen dazu, dass die Frequenz von meteorologischen Extremereignissen zunehmen dürfte – so könnte etwa die Häufigkeit von mehrjährigen La-Niña-Ereignissen von einem Ereignis alle 12,1 Jahre im Zeitraum 1900–1999 auf ein Ereignis alle 9,1 Jahre im Zeitraum 2000–2099 anwachsen (GENG et al. 2023).

Die Waldbrandrisiken sowie die Risiken für Waldvitalität und Wiederbewaldung nehmen klimabedingt zu, und werden kurzfristig durch die regionalen Landschaftsbedingungen verschärft. Größere Flächen mit wenig Vegetation, vor allem Kahlfächen, tragen lokal zur Erwärmung und damit auch zur Austrocknung der Landschaft bei. Die Folgen können insbesondere in Gebieten mit sehr sandigen Böden für Wald und Forstwirtschaft kritisch ausfallen. Zunehmende Evidenz zeigt, wie sehr Hitze und Trockenheit über Rückkopplungen miteinander verknüpft sind und sich selbst verstärken können (MIRALLES et al. 2019, BARRIOPEDRO et al. 2023, LEMUS-CANOVAS et al. 2024). Derartige Entwicklungen könnten also eine entsprechende Dynamik hin zu einer zeitverzögerten, schwachen oder ausbleibenden Wiederbewaldung verschärfen. Es erscheint deshalb von größter Bedeutung, weitere großflächige Brände möglichst zu vermeiden sowie auch mit Kalamitätsflächen ökosystemschonender umzugehen, damit sich die Landschaftstemperatur nicht unnötig erhöhen möge.

Die Erfahrungen (nicht nur) in Treuenbrietzen deuten darauf hin, dass etliche forstliche Akteur:innen die zukünftigen Risiken unterschätzen und teilweise immer noch davon ausgehen, dass waldbauliche Strategien der Vergangenheit (wie etwa das Anlegen und Pflegen von Nadelbaumreinbeständen) auch zukünftig verfolgt werden können. Entsprechende Erwartungen bezüglich des zukünftigen Waldwachstums scheinen etwaige Zweifel zu zerstreuen, die angesichts der inzwischen beobachtbaren Vitalitätseinbußen auch bei Kiefern (vgl. Daten etwa gemäß <https://forestwatch.lup-umwelt.de/>) angemessen erscheinen. Dabei sieht vor allem die traditionelle Kiefernforstwirtschaft allein wegen der steigenden Brandwahrscheinlichkeit unkalkulierbaren Risiken entgegen. Das mancherorts noch beobachtbare Anlegen großer Kahlfächen und das wiederholte Anpflanzen homogener Reinbestände weisen darauf hin, dass etliche Praktiker:innen den Stand der waldökologischen, (mikro)klimatologischen und ökohydrologi-

schen Kenntnis noch nicht rezipiert haben. In dieser Hinsicht sollte daher unbedingt die fachliche Beratung der Waldbesitzenden und die Weiterbildung forstlicher Praktiker:innen intensiviert werden.

Die sich abzeichnenden globalen Klimaveränderungen erschweren in Kombination mit den klimatischen ökohydrologischen Veränderungen auf lokaler bzw. landschaftlicher Ebene sowie den realistischen Reaktionen des forstlichen Managements die Vorhersagbarkeit der mittelfristigen Vegetationsentwicklung in der Untersuchungsregion. Sollten weitere starke forstliche Eingriffe und erneute Feuer auf den ehemaligen Brandflächen ausbleiben, ist eine Wiederbewaldung weiterhin plausibel. Wie Offenlandflächen auf den ehemaligen Truppenübungsplätzen schon heute andeuten, könnten die Chancen dafür mit zunehmender Größe der vegetationsarmen Gebiete, vor allem auf Böden mit hohem Sandanteil sinken. Bei starker Verschärfung der klimatischen Bedingungen mit weniger Niederschlag und größerer Aridität wäre ein Biomwechsel hin zu einer grasdominierten Vegetation mit Gebüschern unter deutlicher Beteiligung von nichtheimischen Arten durchaus zu befürchten.

# 8. Empfehlungen für die Praxis

Pierre L. Ibisch<sup>1</sup>

1 Centre for Econics and Ecosystem Management, Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

Das interdisziplinäre Konsortialprojekt PYROPHOB ergab eine große Zahl von Befunden zu ökosystemaren Wirkungen von Feuern in Kiefernforsten und der Entwicklung von entsprechenden Brandflächen bei unterschiedlicher forstlicher Behandlung. Die von zwei Brandflächen in Brandenburg stammenden Ergebnisse erlauben die Ableitung von Empfehlungen für den Umgang mit Brandflächen unmittelbar nach dem Feuer und auch die längerfristige Behandlung. Außerdem gibt es einige Rückschlüsse und Empfehlungen zur Vermeidung von Wald- bzw. Forstbränden.

Die folgenden Empfehlungen beruhen auf der fünfjährigen Forschungsarbeit der acht Institutionen und wurden im Rahmen eines Workshops des Konsortiums gemeinsam identifiziert und im Nachgang kommentiert. Dies bedeutet nicht notwendigerweise, dass alle Teilnehmenden alle Empfehlungen uneingeschränkt unterstützen. Nach der redaktionellen Zusammenfassung hatten alle Institutionen eine erneute Möglichkeit der Kommentierung, die zur entsprechenden Veränderung des vorliegenden Texts führte. Nicht alle Arbeitsgruppen des Projektkonsortiums machten von der Rückmeldungsmöglichkeit Gebrauch bzw. fühlten sich berufen, aus ihrer fachlichen Perspektive Empfehlungen zu formulieren oder mitzutragen. Viele Empfehlungen gehen recht eindeutig aus den in den vorstehenden Kapiteln präsentierten Ergebnissen hervor. Bei anderen mag es Bedenken geben, denen es in einer zukünftigen wissenschaftlichen Diskussion Rechnung zu tragen gilt.

Im Folgenden wird deutlich, welche empfehlenswerten Maßnahmen besonders differenziert zu betrachten sind.

Die Herausgabe einer Handreichung mit praxisrelevanten Handlungsempfehlungen ist geplant.

## Zur Waldbrandvermeidung

- Da das aktuelle Waldbrandrisiko neben den Witterungsbedingungen insbesondere in Verbindung mit den ausgedehnten und strukturarmen Kiefernforsten steht, gilt es vor allem und weiterhin, diese zügig und konsequent in standorts- und klimagerechte Laubmischwälder umzuwandeln. Dies ist auch zur Förderung der Anpassung an den Klimawandel, der Kühlung der Landschaft an heißen Tagen, der Verbesserung des Landschaftswasserhaushalts und der Förderung der biologischen Vielfalt dringend geboten. Da Bäume Wasser benötigen und verdunsten, scheint es paradox zu sein, dass sie positiv zum Landschaftswasserhaushalt beitragen können. Man könnte zur Schlussfolgerung kommen, dass eine „Schotterpiste“ besser zur ‚Wassergewinnung‘ ist als Vegetation. Die ökohydrologische Literatur widmet sich diesem komplexen Thema immer ausführlicher. Entscheidend sind u.a. die positiven Wirkungen von Laubwald auf Böden, Mikroklima, Versickerung und Wasserspeicherfähigkeit, aber eben auch auf die Verhinderung von positiven Rückkopplungen, die zur Selbstverstärkung von Hitze und Dürre führen können. Vitale Vegetation senkt das Risiko sehr hoher Temperaturen und der austrocknenden Wirkung stark erwärmter Luft.

- Die Feuergefahr kann schon vor einer vollständigen Umwandlung durch die Entwicklung einer feuchtigkeits- und kühlungsfördernden Strauch- und Jungbaumschicht aus Laubbaumarten unter den Kiefern bedingt reduziert werden. Im Landschaftskontext kann jedoch bis zur großflächigen Etablierung von Mischbeständen nicht auf die Anlage und Unterhaltung von Waldbrandschutzriegeln und anderen Maßnahmen des vorbeugenden Waldbrandschutzes verzichtet werden.
- Stärkeres, am Boden aufliegendes und in die fortschreitende Zersetzung übergehendes Totholz kann zunehmend Wasser speichern und dann Bodenfeuer hemmen.
- Bei der Förderung der Waldentwicklung durch einen ökologischen Waldumbau geht es u.a. wesentlich um die Vermeidung einer Baumvegetation, die die Entstehung mächtiger und gut brennbarer Rohhumusaufgaben fördert, wie es z.B. in Kiefernreinbeständen der Fall ist.
- Kontrolliertes Brennen, das nicht zum Abbrennen oder einer Vitalitätsminderung der Baumschicht führt, sollte in diesem Zusammenhang zumindest erforscht und erprobt werden.
- Obwohl die Lichtsteuerung für die Förderung der Laubbaumentwicklung in der Verjüngungsschicht sehr relevant ist, sollte das Kronendach mit Bedacht geöffnet werden, um die mikroklimatische Pufferung des Waldes möglichst wenig zu beeinträchtigen. Höhere Maximaltemperaturen und ansteigende Werte des Dampfdruckdefizits erhöhen die Brandgefahr und erschweren die Waldentwicklung. Vor allem ist räumliche Heterogenität anzustreben und eine homogene Behandlung größerer Flächen zu vermeiden.
- Auf Landschaftsebene sollte angestrebt werden, dass die Oberflächentemperaturen an heißen Tagen nicht unnötig ansteigen. Große Offenlandflächen sind – wenn möglich – zu vermeiden bzw. zu reduzieren. Gehölze, Hecken und Laubwaldbestände verringern extreme Höchsttemperaturen, senken das Dampfdruckdefizit, wirken günstig auf Bodenbildung sowie die Wasserspeicherkapazität in der Landschaft und reduzieren u. a. auch die austrocknende Wirkung von Wind.
- Zur Förderung der Strukturvielfalt gehört auch die Entwicklung einer Mosaikstruktur auf Landschaftsebene mit einer angemessenen Waldbedeckung.
- Pionierbaumarten sollten grundsätzlich gefördert werden und in möglichst vielen Waldflächen in Mischung vorkommen, damit im Kalamitätsfall vitale Samenbäume für die Naturverjüngung zur Verfügung stehen.

## Kurzfristige Entwicklung der Brandflächen

- Nach Waldbränden sollte unter Berücksichtigung der Anforderungen an die Zugänglichkeit für Löschfahrzeuge sowie der Verkehrssicherung eine maximale Menge an Biomasse auf den betroffenen Flächen verbleiben. Dies gilt vor allem für tote und absterbende Bäume. Sie fördern kurzfristig die mikroklimatische Pufferung, erhöhen die für die Wiederbewaldung sehr wichtige strukturelle und biologische Vielfalt sowie mittel- bzw. langfristig den Schutz und die Entwicklung des Bodens.

- Das Verbleiben von Totholz auf den Flächen nach einem Brand von Nadelbaumforsten erhöht über mehrere Jahre das Risiko und die potenzielle Intensität nachfolgender Brände. Dies liegt daran, dass die abgestorbenen Bäume zunächst stehen bleiben und erst mit fortschreitender Zersetzung sowie Bodenkontakt einen höheren Feuchtegehalt entwickeln. Als potenzielles Brennmaterial ist vor allem leicht durchtrocknendes Reisig der nach drei bis vier Jahren zu Boden stürzenden Baumkronen problematisch. Deshalb sind in dem entsprechenden Zeitfenster besondere Anstrengungen der Brandvermeidung und –früherkennung erforderlich. Ebenso ist sicherzustellen, dass kurzfristig Löschwasser bereitgestellt werden kann sowie alle Zufahrtswege passierbar sind. Idealerweise liegen mit der Feuerwehr und den Eigentümer:innen abgestimmte Notfall- und Einsatzpläne vor, die auch eine räumliche Zonierung und Priorisierung von Löscharbeiten umfassen, insbesondere wenn eine Belastung mit Munition gegeben oder wahrscheinlich ist. Bei hohem Risiko (Munitionsbelastung, Siedlungsnähe) sollten ggf. breitere Streifen vor allem entlang der Hauptwege von Totholz befreit werden, um eine schnelle Feuerbekämpfung gewährleisten zu können.
- In jedem Falle sollte ein großflächiges Räumen der Biomasse auf Brandflächen unterlassen werden. Mindestens ist vorzusehen, einen Teil der toten oder geschädigten Bäume zu belassen, idealerweise in unterbrochenen Streifen und auch in größeren Blöcken. Dies kann mikroklimatischen Extremen vorbeugen, die Windgeschwindigkeit senken und zur Vermeidung negativer Bodenveränderungen sowie zur strukturellen und biologischen Vielfalt beitragen. Die dreidimensionalen Strukturen unterstützen das Etablieren und Aufwachsen von Sämlingen (dazu gehört auch der Schutz vor dem Fraß großer Herbivoren).
- Die Bodenbearbeitung mag kurzfristig für das Etablieren einiger Baumarten Vorteile bieten, geht aber mit erheblichen kollateralen Wirkungen auf Nährstoffverfügbarkeit, Bodenstruktur und –leben einher. Langfristig kann auch die Ausbildung des lateralen Wurzelwachstums gehemmt werden. Zur Vermeidung von Verdichtung und Reduktion der Wasserrückhaltefähigkeit des Bodens sowie von Nährstoffverlusten sollte auf flächiges Befahren sowie auf flächige Bodenbearbeitung verzichtet werden. Wenn hindernde Umstände wie flächige Vergrasung die Etablierung von Verjüngung erschweren, sollten bodenbearbeitende Verfahren nur kleinflächig oder streifenweise eingesetzt werden.
- Vor der Planung und Umsetzung von Pflanzungsmaßnahmen sollte zunächst beobachtet werden, wie sich die spontane Sukzession der Vegetation in den ersten Jahren nach dem Brand entwickelt.
- Sollte die Notwendigkeit einer ergänzenden Einbringung von Baumarten bestehen, ist Saat dem Pflanzen vorzuziehen. Dies kann auch noch zu späteren Zeitpunkten erfolgen, nachdem die natürliche Ökosystemerholung eingesetzt hat. Bevorzugt kämen Bäumchen zum Einsatz, die mit geeigneten Mykorrhizapilzen ausgestattet sind. Diese stellen mögliche Symbiosepartner für keimende Jungbäume bereit.
- Das Pflanzen von Bäumen auf Brandflächen und etwaige vorbereitende Maßnahmen dürfen die natürliche Verjüngung und Waldentwicklung einschließlich der Erholung des Bodens nicht behindern oder aufhalten.
- Bei der Einbringung von nichtheimischen Baumarten ist immer abzuwägen, welche Spätfolgen im Ökosystem auftreten können (z. B. negative Bodenveränderungen, potenzielle Invasivität).

## Längerfristige Entwicklung der Brandflächen

- Die zukünftige Baumartenzusammensetzung und die Rolle der verschiedenen Baumarten ist angesichts des raschen Klimawandels, der zunehmend auftretenden Extremwetterereignisse und weiterer Risiken nur schwer vorhersagbar oder modellierbar. Deshalb sollten alle spontan auftretenden Arten in die weiteren Planungen zur Waldentwicklung und Nutzung integriert werden.
- Insbesondere wird eine positive Haltung insbesondere gegenüber Pionierbaumarten empfohlen, und ihre Berücksichtigung in Nutzungsplanungen ist ratsam.
- Grundsätzlich gilt, dass die Waldentwicklung nach Feuer für längere Zeit möglichst ungestört verlaufen sollte – dabei geht es darum, die Bodenentwicklung, den Verlauf der Sekundärsukzession und die Erholung des mikroklimatischen Puffervermögens nicht zu beeinträchtigen.







# Glossar und Abkürzungsverzeichnis

<b>AP</b>	Arbeitspaket
<b>Behandlungsvariante</b>	Synonym für Bewirtschaftungsvariante oder Managementvariante: dieser Begriff wird genutzt, um die unterschiedlichen Maßnahmen, die nach dem Brand auf dem Waldstück durchgeführt wurden, voneinander abzugrenzen
<b>Bewirtschaftungsvariante</b>	Synonym für Behandlungsvariante oder Managementvariante: dieser Begriff wird genutzt, um die unterschiedlichen Maßnahmen, die nach dem Brand auf dem Waldstück durchgeführt wurden, voneinander abzugrenzen
<b>BHD</b>	Brusthöhendurchmesser
<b>BMEL</b>	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
<b>BMU</b>	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
<b>BTU</b>	Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg
<b>Ca</b>	Calcium
<b>C<sub>t</sub></b>	Gesamtgehalt Kohlenstoff
<b>CO<sub>2</sub></b>	Kohlenstoffdioxid
<b>CEEM</b>	Centre for Ecomics and Ecosystem Management
<b>C/N-Verhältnis</b>	Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis
<b>CWD</b>	Coarse Woody Debris (grobes Totholz)
<b>C<sub>org</sub></b>	Organischer Kohlenstoff
<b>C<sub>pyr</sub></b>	Pyrogener Kohlenstoff
<b>DDD</b>	Dampfdruckdefizit: beschreibt den Unterschied zwischen der Menge an Feuchtigkeit, die die Luft bei einer bestimmten Temperatur aufnehmen könnte, und der tatsächlichen Menge an Feuchtigkeit in der Luft.
<b>DDW</b>	Downed Deadwood (liegendes Totholz)
<b>DWD</b>	Deutscher Wetterdienst
<b>dGPS</b>	Differentielles Global Positioning System
<b>dNBR</b>	Difference Normalized Burn Ratio
<b>DOC</b>	Dissolved Organic Carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
<b>DON</b>	Dissolved Organic Nitrogen (gelöster organischer Stickstoff)
<b>EC</b>	Elektrische Leitfähigkeit
<b>Fe</b>	Eisen
<b>FI</b>	Forstinventur
<b>FDR</b>	Frequency domain reflectometry
<b>FIA</b>	Fließinjektionsanalyse
<b>FNR</b>	Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V.
<b>FWD</b>	Fine Woody Debris (feines Totholz)
<b>FZLB</b>	Forschungszentrum Landschaftsentwicklung und Bergbaulandschaften
<b>GCP</b>	Ground Control Points (Referenzpunkte: Punkte, deren Koordinaten bekannt sind)
<b>GIS</b>	Geoinformationssystem
<b>ha</b>	Hektar
<b>HNEE</b>	Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde
<b>Hochstubben</b>	Stehender Reststamm ohne Krone und höher als 1,30 m
<b>IC</b>	Ionenchromatographie
<b>ICP-OES</b>	Induktiv gekoppelter Plasma-Optischer Emissionsspektrometer
<b>intensiv Mgmt.</b>	Pflügen mit teilweise oder vollständig geräumt
<b>ITP</b>	Individual Tree Plot: diese Bezeichnung wurde für die jeweils sieben Probekreise pro Untersuchungsstandort genutzt, die das VIP-System (siehe VIP) ergänzten. Hier fanden zum Teil zusätzliche Aufnahmen statt; nicht alle Partner nutzten diese Plots für ihre Untersuchungen.
<b>JB</b>	Jüterbog, eingerichtete Versuchsflächen, auf einer Waldbrandfläche von 2019 (744 ha). Diese Waldflächen gehören der Stiftung Naturlandschaften Brandenburg.
<b>K</b>	Kalium
<b>KAS</b>	Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage

<b>kein f. Mgmt.</b>	Kein forstliches Management, ohne Maßnahmen
<b>KGE</b>	Kling-Gupta-Effizienzindex
<b>LAI</b>	Leaf Area Index (Blattflächenindex)
<b>LFE</b>	Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde
<b>LOESS</b>	Locally Estimated/Weighted Scatterplot Smoothing
<b>LST</b>	Land Surface Temperature: Landoberflächentemperatur
<b>Managementvariante</b>	Synonym für Behandlungsvariante oder Bewirtschaftungsvariante: dieser Begriff wird genutzt, um die unterschiedlichen Maßnahmen, die nach dem Brand auf dem Waldstück durchgeführt wurden, voneinander abzugrenzen
<b>Mg</b>	Magnesium
<b>NIR</b>	Near-Infrared (Nahinfrarot)
<b>Na</b>	Natrium
<b>N<sub>min</sub></b>	Summenparameter für mineralischen Stickstoff (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> + NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )
<b>NWA</b>	Naturwald Akademie
<b>OS</b>	Organische Bodensubstanz
<b>P</b>	Phosphor
<b>PAR</b>	Photosynthetically Active Radiation (Lichtintensität)
<b>PCR</b>	Polymerase-Kettenreaktion
<b>Plot</b>	Synonym für Probekreis: eine kreisförmige Aufnahmefläche, die in der Mitte mit einem Pflock markiert ist
<b>Probekreis</b>	Synonym für Plot
<b>REI</b>	Rot-Eiche
<b>Referenz-US</b>	Referenz-Untersuchungsstandorte: jeweils in Treuenbrietzen und Jüterbog wurde ein US auf einer unverbrannten Fläche neben dem Waldbrandgebiet etabliert, als Vergleich (Referenz).
<b>RFLP</b>	Restriktionsfragmentlängenpolymorphismus
<b>SfM</b>	“Structure from Motion” Verfahren: RGB-Bilder einer Befliegung werden zu einem einzigen großen Bild, einem Orthosoamk zusammengefügt.
<b>SDEI</b>	Senckenberg Deutsches Entomologisches Institut
<b>SDW</b>	Standing Deadwood (stehendes Totholz)
<b>SRC</b>	Soil respiration chamber (Bodenatmungskammer)
<b>SRL</b>	Soil respiration rate-linear (lineare Bodenatmungsrate)
<b>SNLB</b>	Stiftung Naturlandschaften Brandenburg
<b>Stockausschlag</b>	Fähigkeit von Bäumen und Sträuchern, nach dem Verlust der primären Sprossachse Triebe neu aus dem verbliebenen Stumpf zu bilden
<b>TA</b>	Teilaufgabe
<b>TB</b>	Treuenbrietzen, eingerichtete Versuchsflächen, auf einer Waldbrandfläche von 2018 (334 ha). Ein zweiter Brand ereignete sich hier 2022 (173 ha). Die vom Waldbrand betroffenen Flächen gehören im Norden zur Waldgenossenschaft Bardenitz und im Süden zum Stadtwald Treuenbrietzen. Dieser wurde im Frühjahr 2022 an die Muhr'sche Forstverwaltung verkauft.
<b>TEI</b>	Trauben-Eiche
<b>TDT</b>	Time Domain Transmissiometry
<b>TDR</b>	Time Domain Reflectometry
<b>TIC</b>	Total Inorganic Carbon (gesamte anorganische Kohlenstoffgehalt)
<b>TIFG</b>	Thünen-Institut für Forstgemeinschaft
<b>TIRS</b>	Thermal Infrared Sensor (thermischer Infrarotsensor)
<b>TLS</b>	Terrestrisches Laserscanning
<b>TV</b>	Teilvorhaben
<b>UAV</b>	Unmanned Aerial Vehicles: unbemannte Fluggeräte, häufig Drohnen
<b>UG</b>	Untersuchungsgebiet: die beiden Standorte Treuenbrietzen und Jüterbog werden auch als Untersuchungsgebiete bezeichnet
<b>US</b>	Untersuchungsstandort: damit werden Areale innerhalb der Versuchsflächen bezeichnet, die unterschiedliches Management nach dem Brand erfahren haben. Zum Beispiel ist der US J eine Fläche, die vollständig beräumt und gepflügt wurde, zudem wurden hier Kiefern gepflanzt.
<b>UP</b>	Universität Potsdam
<b>Vegetationsperiode</b>	Zeitraum, in dem Pflanzen aktiv wachsen, z.B. April-Oktober; zu beachten: die unterschiedlichen Forschungsgruppen verwenden u.U. verschiedene Zeiträume unter diesem Begriff, diese sind jeweils angegeben
<b>VIP</b>	Very Important Plot: diese Bezeichnung wurde innerhalb des Projekts für die Haupt-Probekreise genutzt. Hier haben alle Projektpartner ihre Untersuchungen gemacht. Pro Untersuchungsstandort wurden jeweils drei VIPs etabliert. In der Regel fanden die Aufnahmen hier in einem Radius von 10 m statt.
<b>VPD</b>	Vapor pressure deficit - siehe DDD
<b>wenig Mgmt.</b>	Harken, teilweise oder totale Räumung ohne Pflug
<b>X<sub>mass</sub></b>	Magnetische Suszeptibilität

# Literaturverzeichnis

- ABBOTT, D. T.; CROSSLEY, D. A., JR. (1982): Woody Litter Decomposition Following Clear-Cutting. *Ecology*, 63, 35–42. <https://doi.org/10.2307/1937028>
- ABRAM, N. J.; HENLEY, B. J.; SEN GUPTA, A.; LIPPMANN T. J. R.; CLARKE, H.; DOWDY, A. J.; SHARPLES, J. J.; NOLAN, R. H.; ZHANG, T.; WOOSTER, M. J.; WURTZEL, J. B.; MEISSNER, K. J.; PITMAN, A. J.; UKKOLA, A. M.; MURPHY, B. P.; TAPPER, N. J.; BOER, M. M. (2021): Connections of climate change and variability to large and extreme forest fires in southeast Australia. *Communications Earth & Environment*, 2 (1). <https://doi.org/10.1038/s43247-020-00065-8>
- ADHIKARI, Y.; BACHSTEIN, N.; GOHR, C.; BLUMROEDER, J.S.; MEIER, C.; IBISCH, P. L. (2024): Old-growth beech forests in Germany as cool islands in a warming landscape. *Scientific Report* 14, 30311. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-81209-0>
- AG BODEN (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*, 5. Auflage. Hannover.
- ANDREAE, H.; EICKENSCHIEDT, N.; EVERS, J.; GRÜNEBERG, E.; ZICHE, D.; AHREND, B.; HÖHLE, J.; NAGEL, H.-D.; WELLBROCK, N. (2016): Stickstoffstatus und dessen zeitliche Veränderungen in Waldböden. In: Wellbrock, N.; Bolte, A.; Flessa, H. (Hrsg.): *Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland, Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008*, Thünen Report, 43, Braunschweig, 135–180.
- ANNIGHÖFER, P.; AMEZTEGUI, A.; AMMER, C.; BALANDIER, P.; BARTSCH, N.; BOLTE, A.; COLL, L.; COLLET, C.; EWALD, J.; FRISCHBIER, N.; GEBEREYESUS, T.; HAASE, J.; HAMM, T.; HIRSCHFELDER, B.; HUTH, F.; KÄNDLER, G.; KAHL, A.; KUEHNE, C.; LACOINTE, A.; LIN, N.; ...; MUND, M. (2016): Species-specific and generic biomass equations for seedlings and saplings of European tree species. *European Journal of Forest Research*, 135, 313–329.
- ANNIGHÖFER, P.; MUND, M.; SEIDEL, D.; AMMER, C.; AMEZTEGUI, A.; BALANDIER, P.; BARTSCH, N.; BOLTE, A.; BERBE, I.; COLL, L.; COLLET, C.; HAMM, T.; HUTH, F.; SCHNEIDER, H.; KUEHNE, C.; LÖF, M.; PETRITAN, A. M.; PETRITAN, I. C.; SCHALL, P.; BAUHUS, J. (2021): Examination of aboveground attributes to predict belowground biomass of young trees. *Forest Ecology and Management*, 505. DOI:10.1007/s10342-016-0937-z
- ARACHNOLOGISCHE GESELLSCHAFT (2024): *Atlas der Spinnentiere Europas*, [atlas.arages.de](https://atlas.arages.de) (letzter Aufruf: 01.07.2024).
- ARCHIBALD, S.; LEHMANN, C. E.; BELCHER, C. M.; BOND, W. J.; BRADSTOCK, R. A.; DANIAU, A. L.; ...; ZANNE, A. E. (2018): Biological and geophysical feedbacks with fire in the Earth system. *Environmental Research Letters*, 13 (3), DOI:10.1088/1748-9326/aa9ead
- BALAGUER-ROMANO, R.; DIAZ-SIERRA, R.; DE CÁCERES, M.; VOLTAS, J.; BOER, M. M.; RESCO DE DIOS, V. (2023): Modeling fuel moisture dynamics under climate change in Spain's forests. *Fire Ecology*, 19, 65. <https://doi.org/10.1186/s42408-023-00224-0>
- BARNDT, D. (2010): Beitrag zur Arthropodenfauna des Naturparks Dahme-Heideseen (Land Brandenburg) -Faunenanalyse und Bewertung. *Märkische Entomologische Nachrichten*, 12 (2), 195–298.
- BARRIOPEDRO, D.; GARCÍA-HERRERA, R.; ORDÓÑEZ, C.; MIRALLES, D. G.; SALCEDO-SANZ, S. (2023): Heat waves: physical understanding and scientific challenges. *Reviews of Geophysics*, 61 (2). <https://doi.org/10.1029/2022RG000780>
- BEGHIN, R.; LINGUA, E.; GARBARINO, M.; LONATI, M.; BOVIO, G.; MOTTA, R.; MARZANO, R. (2010): *Pinus sylvestris* forest regeneration under different post-fire restoration practices in the northwestern Italian Alps. *Ecological Engineering*, 36, 1365–1372.
- BENSE, U.; BUSSLER, H.; MÖLLER, G.; SCHMIDL, J. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der Bockkäfer (Coleoptera: Cerambycidae) Deutschlands. In: Ries, M.; Balzer, S.; Gruttke, H.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G.; Matzke-Hajek, G. (Red.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3)*. Münster (Landwirtschaftsverlag). *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 70 (5), 269–290.
- BENZ, G.; NYFFELER, M.; HUG, R. (1983): *Ostearius melanopygius* (OP-Cambridge) (Aran., Micryphantidae) neu für die Schweiz. Über ein Massenaufreten der Spinne in Zürich und die Zerstörung der Population durch Schneefall. *Mitteilungen der schweizerischen entomologischen Gesellschaft*, 56, 201–204.
- BERTHOLD, P. (1976): Methoden der Bestandeserfassung in der Ornithologie: Übersicht und kritische Betrachtung. *Journal für Ornithologie*, 117, 1–69.
- BERTHOLD, P.; E. BEZZEL; G. THIELCKE (1974): *Praktische Vogelkunde. Ein Leitfaden für Feldornithologen*. Kilda Verlag, Greven, 144 Seiten.
- BEZZEL, E. (1982): *Vögel in der Kulturlandschaft*. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 350 Seiten.
- BLANCKENFELDT, J. (2023): *Auswertung hemisphärischer Fotos zur Quantifizierung lichtökologischer Verhältnisse nach Waldbrand (unveröffentlichte Bachelorarbeit)*, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde.
- BLEICH, O.; GÜRLICH, S.; KÖHLER, F. (2024): *Verzeichnis und Verbreitungsatlas der Käfer Deutschlands*. [www.coleokat.de](http://www.coleokat.de) (letzter Aufruf: 21.07.2024).
- BLONSKA E; PRAZUCH, W.; LASOTA, J. (2023): Deadwood affects the soil organic matter fractions and enzyme activity of soils in altitude gradient of temperate forests. *Forest Ecosystems*, 10. <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2023.100115>
- BLONSKA, E.; WAZNY, R.; GORSKI, A.; LASOTA, J. (2024): Decomposing benefits: Examining the impact of beech deadwood on soil properties and microbial diversity. *Science of The Total Environment*, 20. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172774>
- BLUMRÖDER, J. S.; IBISCH, P. L. (2023): Wald- und Forstbrände im Klimawandel. *Geographische Rundschau*, 11-2023, 32–36.

- BLUMRÖDER, J. S.; MAY, F.; HÄRDTLE, W.; IBISCH, P. L. (2021): Forestry contributed to warming of forest ecosystems in northern Germany during the extreme summers of 2018 and 2019. *Ecological Solutions and Evidence*, 2 (3).
- BLUMRÖDER, J. S.; SCHMIDT, F.; GORDON, A.; GROSSE, S. IBISCH, P. L. (2022): Ecosystemic resilience of a temperate post-fire forest under extreme weather conditions. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.1070958>.
- BLUMRÖDER, J. S.; BUROVA, N.; WINTER, S.; GORONCY, A.; HOBSON, P.; SHEGOLEV, A.; DOBRYNIN, D.; AMOSOVA, I.; ILINA, O.; PARINOVA, T.; VOLKOV, A.; GRAEBENER, U.; FRANK, U.; IBISCH, P.L. (2019): Ecological effects of clearcutting practices in a boreal forest (Arkhangelsk Region, Russian Federation) both with and without FSC certification. *Ecological Indicators*, 106. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105461>
- BOND, W. J.; WOODWARD, F. I.; MIDGLEY, G. F. (2005): The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New phytologist*, 165 (2), 525–538.
- BONIFACIO, E.; PETRILLO, M.; PETRELLA, F. (2015): Alien red oak affects soil organic matter cycling and nutrient availability in low-fertility well-developed soils. *Plant Soil*, 395, 215–229.
- BRAUNE, A. (2023): Betrachtung der Zusammenhänge von Totholz auf die Naturverjüngung nach dem Waldbrand von 2018 auf der Untersuchungsfläche Treuenbrietzen (unveröffentlichte Bachelorarbeit), Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde.
- BUCHHOLZ, S.; FARON, M.; BLICK, T. (2014): Die Spinnen (Arachnida: Araneae) im Nationalpark Unteres Odertal – kommentierte Artenliste. *Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal*, 11, 82–100.
- BÜLBÜL, R. (2023): Calculation of the amount of deadwood in slash piles with point cloud captured by a handheld personal laser scanner using light detection and ranging technology: Treuenbrietzen case (unveröffentlichte Masterarbeit), Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde.
- BUSSLER, H.; BENSE, U. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der Borkenkäfer, Kernkäfer und Breitwürler (Coleoptera: Scolytidae, Platypodidae, Anthribidae) Deutschlands. In: Ries, M.; Balzer, S.; Gruttke, H.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G.; Matzke-Hajek, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). Münster (Landwirtschaftsverlag). *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 70 (5), 415–432.
- BUTIN, V. H.; KAPPICH, I. (1980): Untersuchungen zur Neubesiedlung von verbrannten Waldböden durch Pilze und Moose. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 99, 283.
- CARDOSO, P.; PEKAR, S.; BIRKHOFER, K.; CHUANG, A.; FUKUSHIMA, C. S.; HEBETS, E. A.; HENAULT, Y.; MALUMBRES-OLARTE, J.; MICHÁLEK, O.; MICHALKO, R.; SCOTT, C.; WOLFF, J.; MAMMOLA, S. (2024): Ecosystem services provided by spiders. *Authorea*.
- CASTRO, J.; ALLEN, C. D.; MOLINA-MORALES, M.; MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S.; SÁNCHEZ-MIRANDA, Á.; ZAMORA, R. (2011): Salvage logging versus the use of burnt wood as a nurse object to promote post-fire tree seedling establishment. *Restoration Ecology*, 19, 537–544.
- CERTINI, G. (2005): Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143, 1–10.
- CHANTAL, M. DE; GRANSTRÖM, A. (2007): Aggregations of dead wood after wildfire act as browsing refugia for seedlings of *Populus tremula* and *Salix caprea*. *Forest Ecology and Management*, 250 (1–2), 3–8. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.035>
- CHAWLA, N. V.; BOWYER, K. W.; HALL, L. O.; KEGELMEYER, W. P. (2002): SMO-TE: Synthetic minority over-sampling technique. *Journal of Artificial Intelligence Research*, 16, 321–357. <https://doi.org/10.1613/jair.953>
- CHEN, Y.; HALL, J.; VAN WEES, D.; ANDELA, N.; HANTSON, S.; GIGLIO, L.; VAN DER WERF, G. R.; MORTON, D. C.; RANDERSON, J. T. (2023): Multi-decadal trends and variability in burned area from the fifth version of the Global Fire Emissions Database (GFED5). *Earth System Science Data*, 15, 5227–5259. <https://doi.org/10.5194/essd-15-5227-2023>
- COPERNICUS (2024): 2024 virtually certain to be the warmest year and first year above 1.5°. <https://climate.copernicus.eu/copernicus-2024-virtually-certain-be-warmest-year-and-first-year-above-15degc#:~:text=According%20to%20Samantha%20Burgess%2C%20Deputy,according%20to%20the%20ERA5%20dataset> (letzter Aufruf: 01.07.2024).
- CUNNINGHAM, C. X.; WILLIAMSON, G. J.; BOWMAN, D. M. J. S. (2024): Increasing frequency and intensity of the most extreme wildfires on Earth. *Nature Ecology & Evolution*, 8, 1420–1425. <https://doi.org/10.1038/s41559-024-02452-2>
- DANIELSON, R. M. (1984): Ectomycorrhizal associations in jack pine stands in northeastern Alberta. *Canadian Journal of Botany*, 62 (5), 932–939.
- DAUGHTRY, C. S. T.; WALTHALL, C. L.; KIM, M. S.; BROWN DE COLSTOUN, E.; MCMURTREY, J. E. (2000): Estimating corn leaf chlorophyll concentration from leaf and canopy reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 74 (2), 229–239. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(00\)00113-9](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(00)00113-9)
- DDA – DACHVERBAND DER DEUTSCHEN AVIFAUNISTEN (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. *Radolfzell*, 790 Seiten.
- DE CONTO, T. (2023): TreeLS: Terrestrial Point Cloud Processing of Forest Data. R package version 2.0.5, [github.com/tiagodc/TreeLS/](https://github.com/tiagodc/TreeLS/)
- DEGENHARDT, A. (1999): Schaftform- und Rindenstärkefunktionen für die Baumart Kiefer und Roterle. *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie*, 33 (1), 39–41.
- DELUCA, T.H.; BOISVENUE, C. (2012): Boreal forest soil carbon: distribution, function and modelling. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, Volume 85 (2), 161–184. <https://doi.org/10.1093/forestry/cps003>
- DFG 2024, DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT, PROJEKT BIODIVERSITÄTS-EXPLORATORIEN: [www.biodiversity-exploratories.de](http://www.biodiversity-exploratories.de) (letzter Aufruf: 24.10.2024).
- DORNBUSCH, M.; G. GRÜN; H. KÖNIG; B. STEPHAN (1968): Zur Methode der Ermittlung von Brutvogel-Siedlungsdichten auf Kontrollflächen. *Mitteilungen der IG Avifauna DDR*, Band 1, 1–7.
- DWD (2023): Deutscher Wetterdienst: Pressemitteilung “Deutschlandwetter im September 2023”. [https://www.dwd.de/DE/presse/pressemitteilungen/DE/2023/20230929\\_deutschlandwetter\\_september2023.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=3](https://www.dwd.de/DE/presse/pressemitteilungen/DE/2023/20230929_deutschlandwetter_september2023.pdf?__blob=publicationFile&v=3) (letzter Aufruf: 14.09.2024).

- DWD (2024): Daten extrahiert vom DWD Climate Data Center (CDC): Tagesmaximum und Tagesminimum der Lufttemperatur in 2m Höhe, Version: CDC-v2.1.b22.09 (letzter Aufruf: 23.7.2024).
- DWD (2024a): Deutscher Wetterdienst: Wetter- und Klimalexikon - Heißer Tag. <https://www.dwd.de/DE/service/lexikon/Functions/glossar.html?lv3=101162&lv2=101094> (letzter Aufruf: 14.09.2024).
- DWD (2024b): Deutscher Wetterdienst: Anzahl heißer Tage nach Bundesland von 1951 bis 2023. [https://opendata.dwd.de/climate\\_environment/CDC/regional\\_averages\\_DE/annual/hot\\_days/regional\\_averages\\_txbs\\_year.txt](https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/regional_averages_DE/annual/hot_days/regional_averages_txbs_year.txt) (letzter Aufruf: 14.09.2024).
- DZWONKO, Z.; LOSTER, S.; GAWROŃSKI, S. (2018): Effects of fire severity on understory community regeneration and early succession after burning of moist pine forest. *Tuexenia*, 38, 197–214.
- EASAC 2023. CHANGING WILDFIRES - POLICY OPTIONS FOR A FIRE-LITERATE AND FIRE-ADAPTED EUROPE. PRE-PUBLICATION PROJECT. [HTTPS://easac.eu/projects/details/changing-wildfires-policy-options-for-a-fire-literate-and-fire-adapted-europe](https://easac.eu/projects/details/changing-wildfires-policy-options-for-a-fire-literate-and-fire-adapted-europe)
- EISENBEIS, G.; PAULUS, R. (1997): Bodenbiologische Untersuchungen auf forstlichen Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz mit dem Minicontainer- und Köderstreifen-Test. In: Schröck, H.W. (Hrsg.): Untersuchungen an Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz, Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, 40, Trippstadt, 1–25.
- EISENBEIS, G.; LENZ, R.; HEIBER, T. (1999): Organic Residue Decomposition: The Minicontainer-System A multifunctional Tool in Decomposition Studies. *Environmental Science and Pollution Research*, 6, 220–224.
- ELLENBERG, H.; WEBER, H.E.; DÜLL, R.; WIRTH, V.; WERNER, W.; PAULISSEN, D. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl., *Scripta Geobotanica*, 18, 1–262.
- ENDRES, A. (2024): Wie man dem deutschen Wald die Zukunft raubt. <https://www.zeit.de/wissen/umwelt/2024-11/klimakrise-wald-zukunft-brandenburg-klimaanpassung-umweltforschung/komplettansicht> (letzter Aufruf 28.11.2024).
- ERZ, W.; MESTER, H.; MULSOW, R.; OELKE, H.; PUCHSTEIN, K. (1968): Empfehlungen für die Untersuchungen der Siedlungsdichte von Sommervogelbeständen. *Vogelwelt*, 89, 69–78.
- ESRI WORLD IMAGERY WAYBACK (2024): [livingatlas.arcgis.com/wayback/#active=60013&mapCenter=13.04782%2C52.08627%2C15](https://livingatlas.arcgis.com/wayback/#active=60013&mapCenter=13.04782%2C52.08627%2C15) (letzter Aufruf: 12.09.2024).
- ESSER, J. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der „Clavicornia“ (Coleoptera: Cucujoidea) Deutschlands. In: Ries, M.; Balzer, S.; Gruttke, H.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G.; Matzke-Hajek, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). Münster (Landwirtschaftsverlag). *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 70 (5), 127–161.
- EWALD, M.; SKOWRONEK, S.; AERTS, R.; LENOIR, J.; FEILHAUER, H.; VAN DE KERCHOVE, R.; HONNAY, O.; SOMERS, B.; GARZÓN-LÓPEZ, C. X.; ROCCHINI, D.; SCHMIDTLEIN, S. (2020): Assessing the impact of an invasive bryophyte on plant species richness using high resolution imaging spectroscopy. *Ecological Indicators*, 110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105882>
- FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (2006): Fire management: voluntary guidelines: principles and strategic actions. *FAO Fire Management Working Paper*, 17.
- FARO TECHNOLOGIES INC (2019): FARO SCENE, Version 2019.2.
- FARO TECHNOLOGIES INC (2021): FARO Focus 3D Laser Scanner, Technische Spezifikationen, Version 13.12.2021, <https://www.faro.com/>
- FASTH, B.; HARMON, M. E.; SEXTON, J. (2011): Decomposition of fine woody debris in a deciduous forest in North Carolina. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 138, 190–204.
- FENG, L.; LYSAKOWSKI, B.; EISENSCHMIDT, J.; BIRKHOFER, K. (2022): The impact of wildfire and mammal carcasses on beetle emergence from heathland soils. *Ecological Entomology*, 47 (5), 883–894.
- FISCHER, M.; BOSSDORF, O.; GOCKEL, S.; HÄNSEL, F.; HEMP, A.; HESSENMÖLLER, D.; KORTE, G.; NIESCHULZE, J.; PFEIFFER, S.; PRATI, D.; RENNER, S.; SCHÖNING, I.; SCHUMACHER, U.; WELLS, K.; BUSCOT, F.; KALKO, E. K. V.; LINSENMAIR, K. E.; SCHULZE, E.-D.; WEISSER, W. W. (2010): Implementing large-scale and long-term functional biodiversity research: The Biodiversity Exploratories. *Basic and Applied Ecology*, 11, 473–485. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.07.009>
- FJELLBORG, A. (2009): Examensarbeit „Infection rate of pine twisting rust (*Melampsora pinitorqua*) in Scots pine (*Pinus sylvestris*) regenerations with retained aspens (*Populus tremula*)“. Institutionen für skogens ekologi skötsel (SLU).
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. Echingen. 789 Seiten.
- FLORIANCIC, M. G.; ALLEN, S. T.; MEIER, R.; TRUNIGER, L.; KIRCHNER, J.W. MOLNAR, P. (2023): Potential for significant precipitation cycling by forest-floor litter and deadwood. *Ecohydrology*, 16. <https://doi.org/10.1002/eco.2493>
- FORD, T. W.; McROBERTS, D. B.; QUIRING, S. M.; HALL, R. E. (2015): On the utility of in situ soil moisture observations for flash drought early warning in Oklahoma, USA. *Geophysical Research Letters*, 42 (22), 9790–9798.
- FÖSTE, C. (2022): DEUTSCHER WALDPREIS – das sind die Gewinner 2022. <https://www.forstpraxis.de/deutscher-waldpreis-das-sind-die-gewinner-2022-19098> (letzter Aufruf 28.11.2024).
- FRANZ, C.; ZAHNER, V.; MÜLLER, J.; UTSCHICK, H. (2006): Nahrungsbiotop, Brutraum und Trommelplatz. Totholz erfüllt für viele Waldvogelarten multifunktionale Aufgaben.
- FRIES, E. (1821): *Systema Mycologicum Sistens Fungorum Ordines, Genera Et Species, Huc Usque Cognitas, Quas Ad Normam Methodi Naturalis Determinavit*, Lundae: Ex Officina Berlingiana.
- FRÖHLICH, A. (2019): Großschadenslage beendet: Riesiger Waldbrand bei Jüterbog ist gelöscht. *Tagesspiegel*. <https://www.tagesspiegel.de/berlin/riesiger-waldbrand-bei-juterbog-ist-geloscht-6606592.html> (letzter Aufruf: 27.11.24).
- GAWLICK, F. (2022): Unterschiedliche Verteilung blattfressender Käfer an Zitterpappeln: Besteht ein Zusammenhang mit verbliebenem Totholz auf den zuvor abgebrannten Flächen? (unveröffentlichte Bachelorarbeit), Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde).
- GELBRECHT, J.; WEIDLICH, F. C.; EICHSTÄDT, D.; RÄMISCH, F.; RATERING, S.; RICHERT, A. (IN DRUCK): Rote Liste der gefährdeten Schmetterlinge Brandenburgs (Makrolepidoptera, Pyraloidea).

- GENG, T.; JIA, F.; CAI, W.; WU, L.; GAN, B.; JING, Z.; LI, S.; MCPHADEN, M. J. (2023): Increased occurrences of consecutive La Niña events under global warming. *Nature*, 619, 774–781.
- GLASSPOOL, I. J., EDWARDS, D.; AXE, L. (2004): Charcoal in the Silurian as evidence for the earliest wildfire: *Geology*, 32, 381–383, <https://doi.org/10.1130/G20363.1>
- GOHR, C.; BLUMRÖDER, J.S.; SHEIL, D.; IBISCH, P.L. (2021): Quantifying the mitigation of temperature extremes by forests and wetlands in a temperate landscape. *Ecological Informatics*, Volume 66.
- GOLDMANN, S. UND KAUFMANN, M. (2018). EIN BESUCH IM ZERSTÖRTEN GEBIET: Treuenbrietzen: Warum der Waldbrand absehbar war. *Tagesspiegel*. <https://www.tagesspiegel.de/potsdam/brandenburg/treuenbrietzen-warum-der-waldbrand-absehbar-war-7836226.html> (letzter Aufruf: 27.11.24).
- GRAAE, B. J.; DE FRENNE, P.; KOLB, A.; BRUNET, J.; CHABRERIE, O.; VERHEYEN, K.; PEPIN, N.; HEINKEN, T.; ZOBEL, M.; SHEVTSOVA, A.; NIJS, I.; MILBAU, A. (2012): On the use of weather data in ecological studies along altitudinal and latitudinal gradients. *Oikos*, 121 (1), 3–19.
- GRIFFITHS, A. D.; BROOK, B. W. (2014): Effect of fire on small mammals: a systematic review. *International Journal of Wildland Fire*, 23 (7), 1034–1043.
- GROSSIORD, C.; BUCKLEY, T. N.; CERNUSAK, L. A.; NOVICK, K. A.; POULTER, B.; SIEGWOLF, R. T. W.; SPERRY, J. S.; McDOWELL, N. G. (2020): Plant responses to rising vapor pressure deficit. *New Phytologist*, 226, 1550–1566.
- GRÜNEBERG, E.; RIEK, W.; SCHÖNING, I.; EVERS, J.; HARTMANN, P.; ZICHE, D. (2016): Kohlenstoffvorräte und deren zeitliche Veränderungen in Waldböden. In: Wellbrock, N., Bolte, A., Flessa, H. (Hrsg.): *Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland, Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008, Thünen Report*, 43, Braunschweig, 181–209.
- GRÜNIG, M.; SEIDL, R.; SENF, C. (2023): Increasing aridity causes larger and more severe forest fires across Europe. *Global Change Biology*, 29, 1648–1659. <https://doi.org/10.1111/gcb.16547>
- GUPTA, H. V.; KLING, H.; YILMAZ, K. K.; MARTINEZ, G. F. (2009): Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, 377 (1–2), 80–91. DOI:10.1016/j.jhydrol.2009.08.003
- HABOUDANE, D.; MILLER, J. R.; PATTEY, E.; ZARCO-TEJADA, P. J.; STRACHAN, I. B. (2004): Hyperspectral vegetation indices and novel algorithms for predicting green LAI of crop canopies: Modeling and validation in the context of precision agriculture. *Remote Sensing of Environment*, 90 (3), 337–352. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.12.013>
- HAHN, M.; BRÜHL, C. A. (2016): The secret pollinators: an overview of moth pollination with a focus on Europe and North America. *Arthropod-Plant Interactions*, 10, 21–28.
- HAHNKE, H. (1991): Großräumige Bestandesermittlungen häufiger Brutvogelarten Deutschlands – Aufbau und Nutzung einer Datenbank quantitativer avifaunistischer Untersuchungen 1955 bis 1990. Dissertation, Universität Greiswald.
- HÄNGGI, A.; GLOOR, D. (2020): Vom Wert alter Amateursammlungen – vier Spinnenarten neu für die Schweiz in der Sammlung Ketterer. *Arachnologische Mitteilungen: Arachnology Letters*, 59, 88–96.
- HÄNGGI, A.; STÖCKLI, E.; NENTWIG, W. (1995): Lebensräume mitteleuropäischer Spinnen: Charakterisierung der Lebensräume der häufigsten Spinnenarten Mitteleuropas und der mit diesen vergesellschafteten Arten. *Miscellanea Faunistica Helvetiae*, 4, 4569 S.
- HARDY, C.C. (1996): Guidelines for estimating volume, biomass, and smoke production for piled slash. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. [www.fs.usda.gov/pnw/pubs/pnw\\_gtr364.pdf](http://www.fs.usda.gov/pnw/pubs/pnw_gtr364.pdf)
- HARGREAVES, G.H. (1994): Defining and Using Reference Evapotranspiration. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-ASCE*, 120, 1132–1139.
- HARTONG, H. (2021): Wiederfund des Haarscheinrüsslers *Mycterus curculioides* (Fabricius, 1781) (Coleoptera, Mycteridae) in Deutschland und Brandenburg. *Entomologische Nachrichten und Berichte*, 65, 87–88.
- HE, T.; LAMONT, B. B.; PAUSAS, J. G. (2019): Fire as a key driver of Earth's biodiversity. *Biological Reviews*, 94 (6), 1983–2010.
- HEINKEN, T. (2008): Dicrano-Pinon, Sand- und Silikat-Kiefernwälder. – In: DIERSCHKE, H. (Hrsg.): *Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands*, Heft 10: Vaccinio-Piceetea (H7), Beerstrauch-Nadelwälder. Göttingen, 88 S.
- HEINKEN, T.; BLUMRÖDER, J. S.; ADHIKARI, Y.; BALTHASAR, C.; BINDER, A.; BIRKHOFER, K.; BISCHOFF, A.; BROSIANSKY, A.; BUBNER, B.; CLERC, D.; DJOUDI, E.A.; DOBKOWITZ, S.; FRANCKE, T.; GERWIN, W.; HARTONG, H.; HESS, C.; JARLING, R.; JOUY, F.; LEINEN, L.; MEISSNER, A.; ...; IBISCH, P. L. (2024): PYROPHOB – A post-fire ecosystem research project to inform management for resilient forest development. *Tuexenia*, 44. DOI:10.14471/2024.44.004
- HEMERIK L.; GEERTSMA, M.; WAASDORP, S.; MIDDELVELD, R. P.; VAN KLEEF, H.; KLOK, C. (2015): Survival, reproduction, and immigration explain the dynamics of a local Red-backed Shrike population in the Netherlands. *Journal of Ornithology* 156, 35–46. DOI:10.51812/of.124729
- HERRMANN, S.; DUNGER, S.; STÜMER, W.; OEHMICHEN, K. (2022): Verbesserung der Schätzung der Totholz-Kohlenstoffvorräte für die deutsche Treibhausgas-Berichterstattung (Totholz-THG).
- HFA – HANDBUCH FORSTLICHE ANALYTIK (2009): Teil A: Boden- und Humusuntersuchungen.
- HOLMSKJOLD, T. (1799): *Beata Ruris Otia Fungis Danicis*, Kopenhagen.
- ICKRATH, L. (2022): Forest fire severity mapping and post-fire vegetation monitoring on different silvicultural treatment scenarios - A case study with Sentinel-2 Data of three years in Treuenbrietzen (unveröffentlichte Bachelorarbeit), Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde.
- JAEGER, E. (2024): Analyse verschiedener Totholzkatgorien in einer Waldbrandfläche (unveröffentlichte Bachelorarbeit), Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde.
- JAYAWARDENA, R. S.; HYDE, K. D.; WANG, S.; SUN, Y.-R.; SUWANNARACH, N.; SYSOPHANTHONG, P.; ABDEL-WAHAB, M. A.; ABDEL-AZIZ, F. A.; ABEYICKRAMA, P. D.; ABREU, V. P.; ARMAND, A.; APTROOT, A.; BAO, D.-F.; BEGEGROW, D.; BELLANGER, J.-M.; BEZERRA, J. D. P.; BUNDHUN, D.; CALABON, M. S.; CAO, T.; CANTILLO, T.; ...; WANG, Y. (2022): Fungal diversity notes 1512-1610: taxonomic and phylogenetic contributions on genera and species of fungal taxa. *Fungal Diversity*, 117 (1), 1–272.

- JENSEN, D.; HARGREAVES, G.; TEMESGEN, B.; ALLEN, R. (1997): Computation of ETo under Nonideal Conditions. *Journal of Irrigation and Drainage*. DOI:10.1061/(ASCE)0733-9437(1997)123:5(394)
- JOUY, F.; SCHÜLE, M.; ADHIKARI, Y.; BINDER, A.; CLERC, D.; GERWIN, W.; HEINKEN, T.; RAAB, T.; REPMANN, F.; RÖNNEFARTH, S.; SCHIRRMACHER, M.; SCHMEHL, M.-T.; SCHRÖDER, J.; IBISCH, P. L. (2024): Factors impacting the variability of post-fire forest regeneration in Central European pine plantations? In Revision.
- JURKSCHAT, R. (2024): Brandenburg: Polizei ermittelt nach zahlreichen Brandstiftungen in Brandenburger Wäldern. *Tagesschau*. <https://www.tagesschau.de/inland/regional/brandenburg/rbb-polizei-ermittelt-nach-zahlreichen-brandstiftungen-in-brandenburger-waldern-100.html> (letzter Aufruf: 27.11.24).
- KARICH, A.; JARLING, R.; ULLRICH, R.; DEMSKI, D.; BUBNER, B.; HOFRICHTER, M. (2024): Two new Agaricomycetes related to post-fire mosses. *Mycological Progress*, 23, 28. DOI:10.1007/s11557-024-01965-1
- KAUFMANN, M. (2018): Nach Waldbrand in Treuenbrietzen: Im abgebrannten Wald beginnt schwierige Aufforstung. *Tagesspiegel*. <https://www.tagesspiegel.de/potsdam/brandenburg/im-abgebrannten-wald-beginnt-schwierige-aufforstung-7846021.html> (letzter Aufruf: 27.11.24).
- KEIZER, P. J. (1997): *Coltricia confluens*: a new polypore from the Netherlands. *Persoonia. Molecular Phylogeny and Evolution of Fungi*, 16 (3), 389–391.
- KELLY, L. T.; BROTONS, L. (2017): Using fire to promote biodiversity. *Science*, 355 (6331), 1264–1265.
- KELLY, L. T.; GILJOHANN, K. M.; DUANE, A.; AQUILUÉ, N.; ARCHIBALD, S.; BATLLORI, E.; ...; BROTONS, L. (2020): Fire and biodiversity in the Anthropocene. *Science*, 370 (6519). DOI:10.1126/science.abb0355
- KEY, C. H.; BENSON, N. C. (2006): Landscape assessment: Ground measure of severity, the Composite Burn Index, and remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio. In: Lutes, D. C.; Keane, R. E.; Caratti, J. F.; Key, H. C.; Benson, N. C.; Sutherland, S.; Gangji, L. J. (Hrsg.) FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System (Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164-CD, pp. LA1-51). USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- KLAWITTER, J.; S. RÄTZEL, S.; SCHAEPE, A. (2002): Gesamtartenliste und Rote Liste der Moose des Landes Brandenburg. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg*, 4, 3–103.
- KNELMAN, J. E.; GRAHAM, E. B.; FERRENBURG, S.; LECOEUVE, A.; LABRADO, A.; DARCY, J. L.; NEMERGUT, D. R.; SCHMIDT, S. K. (2017): Rapid shifts in soil nutrients and decomposition enzyme activity in early succession following forest fire. *Forests*, 8, 347.
- KOUKI, J.; HYVÄRINEN, E.; LAPPALAINEN, H.; MARTIKAINEN, P.; SIMILÄ, M. (2012): Landscape context affects the success of habitat restoration: large-scale colonization patterns of saproxylic and fire-associated species in boreal forests. *Diversity and Distributions*, 18, 348–355.
- KUNERT, N.; HAJEK, P. (2022): Shade-tolerant temperate broad-leaved trees are more sensitive to thermal stress than light-demanding species during a moderate heatwave. *Trees, Forests and People*, 9. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100282>
- KUNERT, N.; HAJEK, P.; HIETZ, P.; MORRIS, H.; ROSNER, S.; THOLEN, D. (2022): Summer temperatures reach the thermal tolerance threshold of photosynthetic decline in temperate conifers. *Plant Biology*, 24 (7), 1254–1261.
- KWAK, J.-H.; CHANG, S.X.; NAETH, M.A.; SCHAAF, W. (2016): Nitrogen transformation rates are affected by cover soil type but not coarse woody debris application in reclaimed oil sands soils. *Restoration Ecology*, 24, 506–516.
- LACHAT, T.; BRANG, P.; BOLLIGER, M.; BOLLMANN, K.; BRÄNDLI, U.-B.; BÜTLER, U.; HERRMANN, S.; SCHNEIDER, O.; WERMELINGER, B. (2019): Totholz im Wald. Entstehung, Bedeutung und Förderung. *Merkblatt für die Praxis* 52/2019.
- LANGE, K. T. (2022): Erfassung von liegendem Totholz auf Waldbrandflächen in Südbrandenburg (unveröffentlichte Bachelorarbeit), Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde.
- LARJAVAARA, M.; BROTONS, L.; CORTICEIRO, S.; ESPELTA, J.M.; GAZZARD, R., A.; MAIA, P. SANDERS, T.; SVOBODA, M.; THOMAS, A.; VANDEKERKHOVE, K. (2023): Deadwood and Fire Risk in Europe – Knowledge Synthesis for Policy, Publications Office of the European Union. doi.org/10.2760/553875
- LEMBCKE, G.; KNAPP, E.; DITTMAR, O. (1975): DDR-Kiefern-Ertragstafel 1975. Institut für Forstwissenschaften Eberswalde, Abt. Ertragskunde.
- LEMUS-CANOVAS, M.; INSUA-COSTA, D.; TRIGO, R.M. ET AL. (2024): Record-shattering 2023 Spring heatwave in western Mediterranean amplified by long-term drought. *npj Climate and Atmospheric Science*, 7, 25.
- LEONARDI, M.; FURTADO, A. N. M.; COMANDINI, O.; GEMI, J.; RINALDI, A. C. (2020): Halimium as an ectomycorrhizal symbiont: new records and an appreciation of known fungal diversity. *Mycological Progress*, 19, 1495–1509.
- LFB 2024, PROJEKT SEDDIN: <https://forst.brandenburg.de/lfb/de/ueber-uns/landeskompetenzzentrum-lfe/versuchsflaeche-seddin> (letzter Aufruf: 24.10.2024).
- LINDGREN, B.S. (1983): A Multiple Funnel Trap for Scolytid Beetles (Coleoptera). *The Canadian Entomologist*, 115, 299–302.
- LINGUA, E.; MARQUES, G.; MARCHI, N.; GARBARINO, M.; MARANGON, D.; TACCALITI, F.; MARZANO, R. (2023): Post-Fire Restoration and Deadwood Management: Microsite Dynamics and Their Impact on Natural Regeneration. *Forests*, 14 (9), 1820. <https://doi.org/10.3390/f14091820>
- LINNE, C. VON (1753): *Species Plantarum Exhibentes Plantas Rite Cognitas Ad Genera Relatas, Cum Diferentiis Specificis, Nominibus Trivialibus, Synonymis Selectis, Locis Natalibus, Secundum Systema Sexuale Digestas*.
- LOSTER, S.; DZWONKO, Z.; GAWROŃSKI, S. (2011): Early post-fire vegetation regeneration in a Scots pine forest site in southern Poland. *Geobotanist and Taxonomist*, 117–130.
- LÜER, B.; BÖHMER, A. (2000): Vergleich zwischen Perkolatation und Extraktion mit 1 M NH<sub>4</sub>Cl-Lösung zur Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität (KAK<sub>eff</sub>) von Böden. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163, 555–5557.

- MAILLY D. (2017): Hemispherical Photography in Support of Forest Inventory and Silviculture. In: Fournier R., Hall R. (eds) Hemispherical Photography in Forest Science: Theory, Methods, Applications. Managing Forest Ecosystems, vol 28. Springer, Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/978-94-024-1098-3\\_8](https://doi.org/10.1007/978-94-024-1098-3_8)
- MAKARIEVA, A. M.; NEFIODOV, A. V.; NOBRE, A. D.; SHEIL, D.; NOBRE, P.; POKORNÝ, J.; HESSLEROVÁ, P.; LI, B.-L. (2022): Vegetation impact on atmospheric moisture transport under increasing land-ocean temperature contrasts. *Heliyon*, 8.
- MALICKI, M. A.; PLAGGE, R.; ROTH, C. H. (1996): Improving the calibration of dielectric TDR soil moisture determination taking into account the solid soil. *European Journal of Soil Science*, 47, 357–366. [doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01409.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01409.x)
- MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S.; CASTRO, J. (2013): Effect of decomposing post-fire coarse woody debris on soil fertility and nutrient availability in a Mediterranean ecosystem. *Biogeochemistry*, 112, 519–535.
- MARCOLIN, E.; MARZANO, R.; VITALI, A.; GARBARINO, M.; LINGUA, E. (2019): Post-Fire Management Impact on Natural Forest Regeneration through Altered Microsite Conditions. *Forests*, 10.
- MAROZAS, V.; RACINSKAS, J.; BARTKEVICIUS, E. (2007): Dynamics of ground vegetation after surface fires in hemiboreal *Pinus sylvestris* forests. *Forest Ecology and Management*. 250, 47–55.
- MARX, A. (2024): Dürremonitor Deutschland. <https://www.ufz.de/index.php?de=37937> (letzter Zugriff: 24.07.2024).
- MAZ.DE (2020): Ehre für den Stadtförster von Treuenbrietzen. MAZ-Online. <https://www.maz-online.de/lokales/potsdam-mittelmark/treuenbrietzen/ehre-fuer-den-stadtfuerster-von-treuenbrietzen-OPYHE5T52A2NH2RJSIVHRTEQCM.html> (letzter Aufruf: 27.11.24).
- MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE ENTWICKLUNG, UMWELT UND KLIMASCHUTZ DES LANDES BRANDENBURG (MLUK) (2020): Waldbrandstatistik 2019. <https://forst.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/wbra2019.pdf>
- MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND KLIMASCHUTZ (MLUK) (2022): Empfehlungen zum Umgang mit Waldbrandflächen. Potsdam, 34 S.
- MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE ENTWICKLUNG, UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT DES LANDES BRANDENBURG (MLUL) (2019): Waldbrandstatistik 2018. <https://forst.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/wbra2018.pdf>
- MINTEL, M. (2024): Impact of Fire Severity on Seed Bank and the Early Vegetation Recovery of Burned Pine Forests (unveröffentlichte Masterarbeit), Universität Potsdam.
- MIRALLES, D. G.; GENINE, P.; SENEVIRATNE, S. I.; TEULING, A.J. (2018): Land-atmospheric feedbacks during droughts and heatwaves: state of the science and current challenges. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1436, 19–35.
- MÖLLER, M.; BLICK, T.; BUCHHOLZ, S. (2019): Spinnen der Trockenrasen in und um Berlin–Vielfalt, Verbreitung und Gefährdung. *Arachnologische Mitteilungen: Arachnology Letters*, 58, 52–61.
- MONNET, J. (2023): lidaRtRee: Forest Analysis with Airborne Laser Scanning (LiDAR) Data. R package version 4.0.5, [CRAN.R-project.org/package=lidaRtRee/](https://CRAN.R-project.org/package=lidaRtRee)
- MORETTI, M.; BARBALAT, S. (2004): The effects of wildfires on wood-eating beetles in deciduous forests on the southern slope of the Swiss Alps. *Forest Ecology and Management*, 187 (1), 85–103.
- MOSER, B.; TEMPERLI, C.; SCHNEITER, G.; WOHLGEMUTH, T. (2010): Potential shift in tree species composition after interaction of fire and drought in the Central Alps. *European Journal of Forest Research*, 129, 625–633.
- MOSER, M. M. (1949): Untersuchungen über den Einfluss von Waldbränden auf die Pilzvegetation. *Sydowia*, 3, 336–383.
- MÜNCHINGER, I. K.; HAJEK, P.; AKDOGAN, B.; CAICOYA, A. T.; KUNERT, N. (2023): Leaf thermal tolerance and sensitivity of temperate tree species are correlated with leaf physiological and functional drought resistance traits. *Journal of Forestry Research*, 34 (1), 63–76.
- NEUMANN, C. (2020): Habitat sampler - A sampling algorithm for habitat type delineation in remote sensing imagery. *Diversity and Distributions*, 26, 1752–1766. <https://doi.org/10.1111/ddi.13165>
- NITSCHKE, C. UND INNES, J. (2007): Interactions between fire, climate change and forest biodiversity. *CAB Reviews Perspectives in Agriculture Veterinary Science Nutrition and Natural Resources*, 1. <https://doi.org/10.1079/PAVSNNR20061060>
- OEHMICHEN, K. (2007): Erfassung der Totholzmasse – Zusammenstellung von Verfahrensansätzen und Bewertung ihrer Eignung für massenstatistische Erhebungen. [https://literatur.thuenen.de/digbib\\_extern/dk039310.pdf](https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dk039310.pdf)
- OELKE, H. (1974): Kapitel 4.1. Siedlungsdichte. In: P. BERTHOLD; E. BEZEL; G. THIELCKE (HRSG.): *Praktische Vogelkunde. Ein Leitfaden für Feldornithologen*. Kilda-Verlag, Münster, S. 33–44.
- OELKE, H. (1975): Empfehlungen für Siedlungsdichte-Untersuchungen sogenannter schwieriger Arten. *Vogelwelt*, 96, 148–158.
- ONISHI, M.; ISE, T. (2021): Explainable identification and mapping of trees using UAV RGB image and deep learning. *Scientific Reports*, 11, 903. DOI:10.1038/s41598-020-79653-9
- PARRO, K.; KOSTER, K.; JOGISTE, K.; VODDE, F. (2009): Vegetation Dynamics in a Fire Damaged Forest Area: the Response of Major Ground Vegetation Species. *Baltic Forestry*, 15, 206–215.
- PEINELT, N.; KATHKE, S.; HÖNIG, L.; JOHST, A.; PLANEK, J.; SCHWILL, S.; SCHLEYER, E. (2016): *Handbuch Fotomonitoring auf Flächen des Nationalen Naturerbes*. Hrsg.: Naturstiftung David. 28 S.
- PEREG, L.; MATAIX-SOLERA, J.; McMILLAN, M.; GARCÍA-ORENES, F. (2018): The impact of post-fire salvage logging on microbial nitrogen cyclers in Mediterranean forest soil. *Science of the total environment*, 619–620, 1079–1087.
- PLATEN, R. (1999): Gesamtartenliste und Rote Liste der Webspinnen Weberknechte und Pseudoskorpione des Landes Brandenburg (Arachnida: Araneae Opiliones Pseudoscorpiones) mit Angaben zur Häufigkeit und Ökologie. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg*, 8.
- PLATEN, R.; RADEMACHER, J. (2002): Charakterisierung von Kiefernwäldern und -forsten durch Spinnen in den Bundesländern Berlin und Brandenburg. *Naturschutz und Landschaftspflege Brandenburg*, 11, 243–251.
- POSIT TEAM (2023): RStudio: Integrated Development Environment for R. Posit Software, PBC, Boston, MA, [www.posit.co/](https://www.posit.co/)
- PYNE, S. J. (2021): *The Pyrocene: How we created an age of fire, and what happens next*. Univ of California Press.



- R CORE TEAM (2022): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [www.R-project.org/](http://www.R-project.org/)
- R CORE TEAM. (2023): R: A language and environment for statistical computing (Version 4.3.1). R Foundation for Statistical Computing. [www.R-project.org/](http://www.R-project.org/)
- R CORE TEAM. (2024): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. [www.R-project.org/](http://www.R-project.org/)
- RABITSCH, W.; NEHRING, S. (2022): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wildlebende gebietsfremde terrestrische Wirbellose Tiere, Teil 1: Non-Insecta. BfN Schriften 626.
- RADA, U. (2022): Treuenbrietzen verkauft den Stadtwald: Das Ende des Waldumbaus. [taz.de](http://taz.de); <https://taz.de/Treuenbrietzen-verkauft-den-Stadtwald/!5871438/> (letzter Aufruf: 27.11.24).
- RAHMLOW, A. (2019): Forschung zu Bränden in Brandenburg: Die Selbstheilungskräfte des Waldes verstehen. Deutschlandfunk Kultur. <https://www.deutschlandfunkkultur.de/forschung-zu-braenden-in-brandenburg-die-100.html> (letzter Aufruf: 21.11.24).
- RATSCHKER, U.; MEIER, J.; WETZEL, A. (2005): Die Zönose der Araneae in Kiefern- und Birkenforsten rekultivierter Tagebaukippen in Sachsen und Brandenburg. Arachnologische Mitteilungen, 29, 3–16.
- RIEPŠAS, E.; STRAIGYTE, L. (2008): Invasiveness and ecological effects of red oak (*Quercus rubra* L.) in Lithuanian forests. Journal of Baltic Studies, 2, 122–130.
- ROTH, A.; KENNEL, E.; KNOKE, T.; MATTHES, U. (2003): Die Linien-Intersekt-Stichprobe: Ein effizientes Verfahren zur Erfassung von liegendem Totholz? Forstwissenschaftliches Centralblatt, 122, 318–336.
- ROUSSEL, J.R.; AUTY, D. (2024): Airborne LiDAR Data Manipulation and Visualization for Forestry Applications. R package version 4.1.1., [cran.r-project.org/package=lidR/](http://cran.r-project.org/package=lidR)
- ROUSSEL, J.R.; AUTY, D.; COOPS, N.C.; TOMPALSKI, P.; GOODBODY, T.R.H.; SÁNCHEZ MEADOR, A.; BOURDON, J.F.; DE BOISSIEU, F.; ACHIM, A. (2020): lidR : An R package for analysis of Airborne Laser Scanning (ALS) data. Remote Sensing of Environment, 251. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112061>
- SACHER, P. (2001): Beiträge zur Wirbellosen-Fauna des NSG „Harslebener Berge und Steinholz“ im Nordharzvorland/Sachsen-Anhalt Teil 1: Webspinnen (Arachnida: Araneae). Abhandlungen und Berichte des Museum Heineanum, 5, 105–124.
- SAFONOVA, A.; TABIK, S.; ALCARAZ-SEGURA, D.; RUBTSOV, A.; MAGLINETS, Y.; HERREIRA, F. (2019): Detection of fir trees (*Abies sibirica*) damaged by the bark beetle in unmanned aerial vehicle images with deep learning. Remote Sensing, 11 (6), 643. <https://doi.org/10.3390/rs11060643>
- SAMSET, B. H.; LUND, M. T.; FUGLESTVEDT, J. S. (2024): 2023 temperatures reflect steady global warming and internal sea surface temperature variability. Communications Earth & Environment, 5, 460.
- SCHAFFRATH, U. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der Blatthornkäfer (Coleoptera: Scarabaeoidea) Deutschlands. In: Ries, M.; Balzer, S.; Gruttke, H.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G.; Matzke-Hajek, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). Münster (Landwirtschaftsverlag). Naturschutz und Biologische Vielfalt, 70 (5), 189–266.
- SCHERNER, E. R. (1981): Die Flächengröße als Fehlerquelle bei Brutvogel-Bestandesaufnahmen. Ökologie der Vögel, 3, 145–175.
- SCHIEFER, F.; SCHMIDTLEIN, S.; FRICK, A.; FREY, J.; KLINKE, R.; ZIELEWSKA-BÜTTNER, K.; JUNTILA, S.; UHL, A.; KATTENBORN, T. (2023): UAV-based reference data for the prediction of fractional cover of standing deadwood from Sentinel time series. ISPRS Open Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 8. <https://doi.org/10.1016/j.ophoto.2023.100034>
- SCHIEGG, K. (1998): Totholz bringt Leben in den Wirtschaftswald. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 149, 784–794.
- SCHIERMANN, G. (1930): Studien über die Siedlungsdichte im Brutgebiet. Journal für Ornithologie, 78, 137–180.
- SCHIRRMACHER, M.; CLERC, D. (2023): Liegendes Totholz auf Schadflächen erfassen. AFZ – Der Wald, 11, 16–19.
- SCHMIDL, J.; BENSE, U.; BUSSLER, H.; FUCHS, H.; LANGE, F.; MÖLLER, G. (2021A): Rote Liste und Gesamtartenliste der „Teredilia“ und Heteromera (Coleoptera: Bostrichoidea: Lyctidae, Bostrichidae, Anobiidae, Ptinidae; Tenebrionidea) Deutschlands. In: Ries, M.; Balzer, S.; Gruttke, H.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G.; Matzke-Hajek, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). Münster (Landwirtschaftsverlag). Naturschutz und Biologische Vielfalt, 70 (5), 165–186.
- SCHMIDL, J.; BUSSLER, H.; HOFMANN, G.; ESSER, J. (2021B): Rote Liste und Gesamtartenliste der Kurzflüglerartigen, Stutzkäferartigen, landbewohnenden Kolbenwasserkäfer und Ufer-Kugelkäfer (Coleoptera: Polyphaga: Staphylinoidea, Histeroidea, Hydrophiloidea partim; Myxophaga: Sphaeriusidae) Deutschlands. In: Ries, M.; Balzer, S.; Gruttke, H.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G.; Matzke-Hajek, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). Münster (Landwirtschaftsverlag). Naturschutz und Biologische Vielfalt, 70 (5), 31–95
- SCHMIDL, J.; WURST, C.; BUSSLER, H. (2021C): Rote Liste und Gesamtartenliste der „Diversicornia“ (Coleoptera) Deutschlands. (Jürgen Schmidl, Claus Wurst und Heinz Bussler) In: Ries, M.; Balzer, S.; Gruttke, H.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G.; Matzke-Hajek, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). Münster (Landwirtschaftsverlag). Naturschutz und Biologische Vielfalt, 70 (5), 99–124.
- SCHMIDT, M. (2001): Prognosemodelle für ausgewählte Holzqualitätsmerkmale wichtiger Baumarten, Dissertation im Bereich der Forstwissenschaften und Waldökologie an der Georg-August-Universität Göttingen.
- SCHRÖDER, V. (2024): Assessing Drivers of Post-Fire Forest Regeneration: A Remote Sensing Approach in Treuenbrietzen, Brandenburg (unveröffentlichte Bachelorarbeit). Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde.
- SCHUBERT, M. (2021): Entwicklung der Verjüngung standortstypischer Baumarten auf der Brandfläche Treuenbrietzen bei verschiedenen Totholzvorräten (unveröffentlichte Masterarbeit), Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde.
- SCHÜLE, M.; HEINKEN, T. (2024): Allometric estimation models for aboveground and belowground biomass of pre-fire and post-fire vegetation in Scots pine forests. Forestry.

- SCHÜLE, M.; DOMES, G.; SCHWANITZ, C.; HEINKEN, T. (2023): Early natural tree regeneration after wildfire in a Central European Scots pine forest: Forest management, fire severity and distance matters. *Forest Ecology and Management*, 539. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120999>
- SCHÜLE, M.; DOMES, G.; SCHWANITZ, C.; HEINKEN, T. (2023): Vegetationsentwicklung nach Waldbrand – Erste Ergebnisse aus dem Projekt PYROPHOB. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe*, 73, 35–42.
- SCHULZE, L.; WAGEMANN, O. (2021): Wiederbewaldung von Kalamitätsflächen mithilfe von Mutterstöcken. *AFZ – Der Wald*, 10, 21–23.
- SCHÖNBERG, A. (2022): Räumliche Untersuchung zur initialen Vegetationsentwicklung nach Waldbränden auf bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Flächen Brandenburgs auf Basis von Sentinel-2 Satellitenbildern (unveröffentlichte Masterarbeit), Universität Potsdam.
- SHANNON, V. L.; VANGUELOVA, E. I.; MORISON, J. I. L.; SHAW, L. J. (2022): The contribution of deadwood to soil carbon dynamics in contrasting temperate forest ecosystems. *European Journal of Forest Research*. 141, 241–252.
- SIMMEL, J.; AHRENS, M.; POSCHLOD, P. (2021): Ellenberg N values of bryophytes in Central Europe. *Journal of Vegetation Science*, 32. <https://doi.org/10.1111/jvs.12957>
- ŠIMÚNEK, J.; ŠEJNA, M.; SAITO, H.; SAKAI, M.; VAN GENUCHTEN, M. TH. (2018): The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media - Version 4.17. Riverside: Department of Environmental Sciences & University of California Riverside.
- SMUCKER, K. M., HUTTO, R. L. UND STEELE, B. M. (2005): Changes in bird abundance after wildfire: importance of fire severity and time since fire. *Ecological Applications*, 15, 1535–1549. <https://doi.org/10.1890/04-1353>
- SÖDERSTRÖM, B.; KARLSSON, H. (2011): Increased reproductive performance of Red-backed Shrikes *Lanius collurio* in forest clear-cuts. *Journal of Ornithology*, 152, 313–318. DOI: 10.1007/s10336-010-0587-8.
- SPIEGEL.DE (2018): Brände in Brandenburg: Forscher sieht verkohlten Wald als Chance. SPIEGEL Online. <https://www.spiegel.de/wissenschaft/natur/braende-in-brandenburg-was-wird-aus-dem-verkohlten-wald-a-1225640.html> (letzter Aufruf: 21.11.24).
- SPRICK, P.; BEHNE, L.; MAUS, C. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der Rüsselkäfer (i. e. S.) Deutschlands (Überfamilie Curculionoidea; exklusive Anthribidae, Scolytidae, Platypodidae). In: Ries, M.; Balzer, S.; Gruttke, H.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G.; Matzke-Hajek, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). Münster (Landwirtschaftsverlag). *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 70 (5), 335–412.
- STÄHR, F. (2012): Wie Phönix aus der Asche – Sekundärsukzession nach Waldbrand als Grundlage für die Entwicklung von Wirtschaftswald? *Eberswalde Forstliche Schriftenreihe*, Band 49, 10–22.
- STANEK, M.; STEFANOWICZ, A. M. (2019): Invasive *Quercus rubra* negatively affected soil microbial communities relative to native *Quercus robur* in a semi-natural forest. *Science of the Total Environment*, 696, 1–11.
- STANEK, M.; KAPUSTA, P.; STEFANOWICZ, A. M. (2024): Effect of simulated litterfall and sapling growth of invasive *Quercus rubra* and native *Q. robur* on soil in a pot experiment. *Forest Ecology and Management*, 551. DOI: 10.1016/j.foreco.2023.121505
- STANEK M.; PIECHNIK, L.; STEFANOWICZ, A. M. (2020): Invasive red oak (*Quercus rubra* L.) modifies soil physicochemical properties and forest understory vegetation. *Forest Ecology and Management*, 472. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118253>
- STEINER, A. (2014): Die Nachtfalter Deutschlands: ein Feldführer: sämtliche nachtaktiven Großschmetterlinge in Lebendfotos und auf Farbtafeln. Bugbook Publishing.
- STICKLEY, S. F.; FRATERRIGO, J. M. (2021): Understory vegetation contributes to microclimatic buffering of near-surface temperatures in temperate deciduous forests. *Landscape Ecology*, 36, 1197–1213.
- STIFTUNG NATURLANDSCHAFTEN BRANDENBURG (2024). DIE WILDNIS STIFTUNG. <https://www.wildnisstiftung.de/presse/entwicklung-und-neue-wildnisgebiete-brandenburg-gibt-beispiel-auch-fuer-andere-bundeslaender/> (letzter Aufruf: 27.11.24)
- STÖCKIGT, B. (2020): Qualitative und quantitative Analyse photogrammetrischer Methoden zur Pflegekostenberechnung von Natura 2000 Gebieten unter besonderer Berücksichtigung von Unmanned Aerial Vehicles (UAVs) (unveröffentlichte Masterarbeit), Universität Potsdam.
- STOKLAND, J. N.; SIITONEN, J.; JONSSON, B. G. (2012): Biodiversity in Dead Wood. DOI:10.33112/nm.8.1.27
- SVOBODA, M.; LECOMTE, D.; HAYES, M.; HEIM, R.; GLEASON, K.; ANGEL, J.; RIPPEY, B.; TINKER, R.; PALECKI, M.; STOOKSBURY, D.; MISKUS, D.; STEPHENS, S. (2002): The Drought Monitor. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 83 (8), 1181–1190.
- TANG, J.; QI, Y.; XU, M.; MISSON, L.; GOLDSTEIN, A. H. (2005): Forest thinning and soil respiration in a ponderosa pine plantation in the Sierra Nevada. *Tree physiology*, 25 (1), 57–66. <https://doi.org/10.1093/treephys/25.1.57>
- THÜRINGENFORST 2024, PROJEKT RESETFi: [www.reset-fi.de](http://www.reset-fi.de) (letzter Aufruf: 24.10.2024).
- TOLSON, B. A.; SHOEMAKER C. A. (2007): Dynamically dimensioned search algorithm for computationally efficient watershed model calibration. *Water Resources Research*, 43, W01413. DOI:10.1007/s10336-010-0587-8
- TYLER, T.; HERBERTSSON, L.; OLOFSSON, J.; OLSSON, P.A. (2021): Ecological indicator and traits values for Swedish vascular plants. *Ecological Indicator*, 120.
- USGS (2017): Agisoft PhotoScan workflow - Based on Agisoft PhotoScan Professional - Version 1.2.6 build 2834.
- VAN BREUGEL, M.; BONGERS, F.; NORDEN, N.; MEAVE, J.A.; AMISSAH, L.; CHANTHORN, W.; CHAZDON, R.; CRAVEN, D.; FARRIOR, C.; HALL, J.S.; HÉRAULT, B.; JAKOVAC, C.; LEBRIJA-TREJOS, E.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MUÑOZ, R.; POORTER, L.; RÜGER, N.; VAN DER SANDE, M.; DENT, D.H. (2024): Feedback loops drive ecological succession: towards a unified conceptual framework. *Biological Reviews*, Volume 99 (3), 928–949.
- VAN WAGNER, C.E. (1982): Practical aspects of the line intersect method. Canadian Forestry Service, Maritimes Forest Research Centre, Fredericton, New Brunswick. Information Report PI-X-12E. 11 p.

- VAUTARD, R.; CATTIAUX, J.; HAPPE, T.; SINGH, J. (2023): Heat extremes in Western Europe increasing faster than simulated due to atmospheric circulation trends. *Nature Communications*, 14, 6803.
- VERAVERBEKE, S.; ROGERS, B. M.; GOULDEN, M. L.; JANDT, R. R.; MILLER, C. E.; WIGGINS, E. B.; AND RANDERSON J T 2017 LIGHTNING AS A MAJOR DRIVER OF RECENT LARGE FIRE YEARS IN NORTH AMERICAN BOREAL FORESTS. *NATURE CLIMATE CHANGE*, 7, 529–34.
- VRIES, P. G. DE (1974): Multi-Stage Line Intersect Sampling. *Forest Science*, 20, 129–133.
- WADDEL, K. L. (2002): Sampling Coarse Woody Debris for Multiple Attributes in Extensive Resource Inventories. *Ecological Indicators*, 1, 139–153.
- WANG, C.; YANG, J.; ZHANG, Q. (2006): Soil respiration in six temperate forests in China. *Global Change Biology*, 12, 2103–2114, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01234.x>
- WANG, Q.; ZHAO, C.; ZHENG, Y.; ASHIQ, M. W.; WANG, X.; ZHOU, S.; ZHAO, Y.; DANG, H.; XU, M. (2019): Moss coverage improves the microclimates of subalpine forests: Implications of Qinghai spruce recruitment in Qilian Mountains, northwest China. *Pakistan Journal of Botany*, 51, 1719–1735.
- WANGEMANN, U. (2024): „Wie man es nicht machen soll“: Warum die Waldbrand-Wunde bei Treuenbrietzen nicht heilt. <https://www.maz-online.de/brandenburg/waldbrand-folgen-in-treuenbrietzen-greenpeace-beurteilt-umgang-mit-flaechen-als-negativ-beispiel-AW5SORIO6BEDTEQO222EIRPTCY.html> (letzter Aufruf 28.11.2024).
- WEBER, T. K. D.; DURNER, W.; STRECK, T.; DIAMANTOPOULOS, E. (2019): A modular framework for modeling unsaturated soil hydraulic properties over the full moisture range. *Water Resources Research*, 55, 4994–5011.
- WEBER, T. K. D.; FINKEL, M.; DA CONCEIÇÃO GONÇALVES M.; VEREECKEN, H.; DIAMANTOPOULOS, E. (2020): Pedotransfer function for the Brunswick soil hydraulic property model and comparison to the van Genuchten-Mualem model. *Water Resources Research*, 56. <https://doi.org/10.1029/2019WR026820>
- WEYAND, D. (2021): Wie ein Waldbrand einen Forst in Brandenburg in ein riesiges Freilandlabor verwandelte. *Stern.de*. <https://www.stern.de/gesundheit/wie-ein-waldbrand-einen-forst-in-brandenburg-in-ein-riesiges-freilandlabor-verwandelte-30722940.html> (letzter Aufruf: 27.11.24).
- WILL, R. E.; WILSON, S. M.; ZOU, C. B.; HENNESSEY, T. C. (2013): Increased vapor pressure deficit due to higher temperature leads to greater transpiration and faster mortality during drought for tree seedlings common to the forest-grassland ecotone. *New Phytologist*, 200, 366–374.
- WOLF, K. D.; HIGUERA, P. E.; DAVIS, K. T.; DOBROWSKI, S. Z. (2021): Wildfire impacts on forest microclimate vary with biophysical context. *Ecosphere*, Volume 12 (5).
- WOODALL, C. W. (2014): FIA's Down Woody Materials Field Sampling Protocols 2nd of 3 Part Training Series (unveröffentlichtes Manuskript).
- WOODALL, C. W.; MONLEON, V. J. (2007): Sampling Protocol, Estimation, and Analysis Procedures for the Down Woody Materials Indicator of the FIA Program. United States Department of Agriculture (USDA). General Technical Report NRS-22. [doi.org/10.2737/NRS-GTR-22](https://doi.org/10.2737/NRS-GTR-22)
- WOODALL, C. W.; MONLEON, V. J. (2010): Estimating the quadratic mean diameters of fine woody debris in forests of the United States. *Forest Ecology and Management*, 260 (6), 1088–1093. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.036>
- WOODALL, C. W.; MONLEON, V. J.; FRAVER, S.; RUSSEL, M. B.; HATFIELD, M. H.; CAMPBELL, J. L.; DOMKE, G. M. (2019): Data Descriptor: The downed and dead wood inventory of forests in the United States. *Scientific Data*, 6 (1), 180303. DOI:10.1038/sdata.2018.303
- WORLD SPIDER CATALOG (2024): Natural History Museum Bern. <http://wsc.nmbe.ch>, Version 22.0 (letzter Aufruf: 01.07.2024).
- ZACHARIAS, D. (1996): Vegetationskundliche Dauerbeobachtung; Konzepte und Beispiele aus der Praxis Niedersachsens. In: Tagungsmappe zum Seminar on Monitoring for Nature.
- ZEIT ONLINE (2022): Dorf in Brandenburg nach Waldbrand evakuiert. <https://www.zeit.de/gesellschaft/2022-06/waldbrand-treuenbrietzen-hitzewelle> (letzter Aufruf: 27.11.24).



# In der Eberswalder Forstlichen Schriftenreihe sind bisher erschienen:

SCHULZ, P.M.: Biographie Walter Pfalzgraf, des ersten Leiters des Zentralforstamtes in der Sowjetischen Besatzungszone von 1945–1948. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 1. ISBN 3-933352-02-9

MILDNER, H.; SCHWARTZ, E.: Waldumbau in der Schorfheide, zum Andenken an Oberlandforstmeister Dr. phil. Erhard Hausendorff. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 2. ISBN 3-933352-06-1

HEINSDORF, D. ET AL.: Forstliche Forschung im Nordostdeutschen Tiefland (1992–1997). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 3. ISBN 3-933352-07-X

HOLLENDER, H. ET AL.: Planung der Waldentwicklung im Land Brandenburg, Vorträge zur Fachtagung am 4. November 1998 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 4. ISBN 3-933352-10-X

KÄTZEL, R. ET AL.: Forstsaatgutprüfung in Eberswalde 1899–1999, Grundlage für eine nachhaltige Forstwirtschaft. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 5. ISBN 3-933352-12-6

HEINSDORF, D.: Das Revier Sauen – Beispiel für erfolgreichen Waldumbau. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 6. ISBN 3-933352-22-3

HÖPPNER, K. ET AL.: Ökologische und ökonomische Gesichtspunkte der Waldbewirtschaftung im südlichen Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 7. ISBN 3-933352-24-X

KRAUT, H.; MÖCKEL, R.: Forstwirtschaft im Lebensraum des Auerehuns, ein Leitfaden für die Waldbewirtschaftung in den Einstandsgebieten im Lausitzer Flachland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 8. ISBN 3-933352-23-1

KÄTZEL, R. ET AL.: Die Birke im Nordostdeutschen Tiefland; Eberswalder Forschungsergebnisse zum Baum des Jahres 2000. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 9. ISBN 3-933352-30-4

Abteilung Forstwirtschaft des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg: Landeswaldbericht 1997 und 1998, mit einem Sonderkapitel zur Naturalplanung in Brandenburg. (Sonderband) Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 10. ISBN 3-933352-31-2

JOACHIM, H.F.: Die Schwarzpappel (*Populus nigra* L.) in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 11. ISBN 3-933352-32-0

BRUECK, C.: Zertifizierung von Forstbetrieben. Beiträge zur Tagung vom 5. November 1999 in Fürstenwalde/Spree (Brandenburg). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 12. ISBN 3-933352-34-7

HEINSDORF, D.; BERGMANN, J.H.: Sauen 1994 – ein gelungener Waldumbau. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 13. ISBN 3-933352-35-5

Abteilung Forstwirtschaft des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg: Landeswaldbericht 1999 mit einem Sonderkapitel „Regionaler Waldbericht für die Zertifizierung der Waldbewirtschaftung in Brandenburg.“ (Sonderband) Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 14. ISBN 3-933352-37-1

RIEK, W. ET AL.: Funktionen des Waldes und Aufgaben der Forstwirtschaft in Verbindung mit dem Landschaftswasserhaushalt. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 15. ISBN 3-933352-47-9

MÜLLER, J. ET AL.: Privatwald in Brandenburg – Entwicklung, Rahmenbedingungen und aktuelle Situation. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 16. ISBN 3-933352-48-7

AUTORENKOLLEKTIV: Die Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa* [L.] GAERTN.) im nordostdeutschen Tiefland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 17. ISBN 3-933352-52-5

AUTORENKOLLEKTIV: Zertifizierung nachhaltiger Waldbewirtschaftung in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 18. ISBN 3-933352-53-3

RIEK, W.; STÄHR, F. ET AL.: Eigenschaften typischer Waldböden im Nordostdeutschen Tiefland unter besonderer Berücksichtigung des Landes Brandenburg – Hinweise für die Waldbewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 19. ISBN 3-933352-56-8

AUTORENKOLLEKTIV: Kommunalwald in Brandenburg – Entwicklung, Rahmenbedingungen und aktuelle Situation. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 20. ISBN 3-933352-57-6

AUTORENKOLLEKTIV: Naturverjüngung der Kiefer – Erfahrungen, Probleme, Perspektiven. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 21. ISBN 3-933352-58-4

MÜLLER, J. ET AL.: Die zweite Bundeswaldinventur (BW12) – Ergebnisse für Brandenburg und Berlin. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 22. ISBN 3-933352-59-2

AUTORENKOLLEKTIV: Zukunftsorientierte Waldbewirtschaftung: Ökologischer Waldumbau im nordostdeutschen Tiefland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 23.

HOFMANN, G.; POMMER, U.: Potentielle Natürliche Vegetation von Brandenburg und Berlin mit Karte im Maßstab 1:200.000. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 24. ISBN 3-933352-62-2

AUTORENKOLLEKTIV: Aktuelle Ergebnisse und Fragen zur Situation der Eiche und ihrer Bewirtschaftung in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 25. ISBN 3-933352-63-0

Wissenstransfer in die Praxis, Tagungsband zum 1. Eberswalder Winterkolloquium am 2. März 2006. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 26. ISBN 3-933352-64-9

AUTORENKOLLEKTIV: Die Schwarz-Pappel, Fachtagung zum Baum des Jahres 2006. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 27. ISBN 3-933352-63-0

Naturschutz in den Wäldern Brandenburgs. Beiträge der Naturschutztagung vom 2. November 2006 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 28. ISBN 3-933352-97-8

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum zweiten Winterkolloquium am 1. März 2007 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 29.

AUTORENKOLLEKTIV: Waldwachstumskundliche Grundlagen für eine effektive Waldbewirtschaftung, Zum 100. Geburtstag von Professor Dr. habil. Werner Erteld. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 30.

AUTORENKOLLEKTIV: 100 Jahre Naturschutzgebiet Plagefenn. Ein Beispiel für erfolgreiches Zusammenwirken von Forstwirtschaft und Naturschutz. Tagungsband zur Tagungs- und Exkursionsveranstaltung vom 11. – 12. Mai 2007 in Chorin. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 31.

AUTORENKOLLEKTIV: Die Kiefer im Nordostdeutschen Tiefland. Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 32.

Wald, Forstwirtschaft, Förster und Gesellschaft - Wälder schaffen Wachstum und sichern Lebensgrundlagen. Tagungsbericht der gemeinsamen Forstpolitischen Jahrestagung vom 14. Juni 2007 in Paaren/Glien. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 33.

GROSS, J.: Waldfunktionen im Land Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 34.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum dritten Winterkolloquium am 28. Februar 2008 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 35.

Biodiversität-Lebensversicherung des Waldes–Tagungsband zur gemeinsamen Jahrestagung des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz und des Brandenburgischen Forstvereins e. V. am 24.04.2008. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 36.

HOHENLÜBBICHOW: Naturgemäße Waldwirtschaft zwischen Verklärung und Realität– Natur- und Landschaftsschutz im Gebiet um Bellinchen/Bielinek und Hohenlubbichow/Lubiechów Górný. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 37.

HEINSDORF, D.; KRAUSS, H.H.: Herleitung von Trockenmassen und Nährstoffspeicherungen in Buchenbeständen. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 38.

HOFMANN, G. ET AL.: Wildökologische Lebensraumbewertung für die Bewirtschaftung des wiederkäuenden Schalenwildes im nordostdeutschen Tiefland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 39.

Wissenstransfer in die Praxis: Beiträge zum vierten Winterkolloquium am 26. Februar 2009 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 40.

LOCKOW, K.-W.: Die Hainbuche im nordostdeutschen Tiefland-Wuchsverhalten und Bewirtschaftungshinweise. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 41.

AUTORENKOLLEKTIV: Risikomanagement im Forstbetrieb. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 42.

AUTORENKOLLEKTIV: Die Douglasie im nordostdeutschen Tiefland. Chancen und Risiken in Klimawandel. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 43.

Wissenstransfer in die Praxis: Beiträge zum fünften Winterkolloquium am 25. Februar 2010 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 44.

AUTORENKOLLEKTIV: Aktuelle Beiträge zur Wildökologie und Jagdwirtschaft in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 45.

AUTORENKOLLEKTIV: Naturnahe Waldwirtschaft-Dauerwald heute? Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 46.

Wissenstransfer in die Praxis: Beiträge zum sechsten Winterkolloquium am 24. Februar 2011 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 47.

AUTORENKOLLEKTIV: Technik für den Wald–Eine Retrospektive zur Entwicklung der forstlichen Verfahrenstechnik und Mechanisierung in der DDR. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 48.

Wissenstransfer in die Praxis: Beiträge zum siebten Winterkolloquium am 23. Februar 2012 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 49.

Nachhaltige Waldbewirtschaftung – Realität oder visionärer Anspruch? Tagungsband zur gemeinsamen Jahrestagung mit dem Brandenburgischen Forstverein e. V. am 10. Mai 2012 in Rangsdorf. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 50.

Wissenstransfer in die Praxis: Beiträge zum achten Winterkolloquium am 21. Februar 2013 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 51.

HEINSDORF, D.: Zur Entwicklung und waldökologischen Bedeutung von neun Baumarten bei unterschiedlicher Nährstoffversorgung auf trockenen Sandstandorten Ergebnisse einer Langzeitstudie (1968-2012) im Süden Brandenburgs (Forstrevier Preschen). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 52.

Die Eiche – Chancen und Risiken einer Charakterbaumart im nordostdeutschen Tiefland. Tagungsband zur gemeinsamen Vortrags- und Exkursionsveranstaltung mit dem Brandenburgischen Forstverein am 23. Mai 2013 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 53.

HOFMANN, G. ET AL.: Die Waldvegetation Nordostdeutschlands. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 54.

Wissenstransfer in die Praxis: Beiträge zum neunten Winterkolloquium am 27. Februar 2014 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 55.

AUTORENKOLLEKTIV: Biomasseschätzung für Wälder mittels Fernerkundung und Modellierung - Ergebnisse des deutsch-polnischen Verbundprojekts „ForseenPOMERANIA“ / Szacowanie biomasy leśnej za pomocą teledetekcji i modelunku - Wyniki projektu zrealizowanego w ramach współpracy polsko-niemieckiej „ForseenPOMERANIA“. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 56.

Wald-Monitoring-Konzeption des Landes Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 57.

Erhaltung und nachhaltige Nutzung forstlicher Genressourcen. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 58.

Wissenstransfer in die Praxis: Beiträge zum 10. Winterkolloquium am 19. Februar 2015 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 59.

Waldbodenbericht Brandenburg. Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebungen BZE-2 und BZE-2a (Band 1). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 60.

Maßnahmen zur Abwehr des Kiefern-Wurzelschwammes (*Heterobasidion annosum*) in der Bergbaufolgelandschaft Südbrandenburgs. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 61.

Wissenstransfer in die Praxis: Beiträge zum 11. Winterkolloquium am 25. Februar 2016 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 62.

30 Jahre forstliches Umweltmonitoring in Brandenburg. Beiträge zur Fachtagung am 6. und 7. Juli 2016 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 63.

Wissenstransfer in die Praxis: Beiträge zum 12. Winterkolloquium am 23. Februar 2017 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 64.

Wissenstransfer in die Praxis: Beiträge zum 13. Winterkolloquium am 22. Februar 2018 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 65.

Ergebnisse der ersten Landeswaldinventur 2013 im Land Brandenburg im Kontext mit der dritten Bundeswaldinventur 2012 und der Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung 2012-2052. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 66.

Wissenstransfer in die Praxis: Beiträge zum 14. Winterkolloquium am 21. Februar 2019 in Eberswalde. Die Auswirkungen des Dürrejahres 2018 auf den Wald in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 67.

Waldbodenbericht Brandenburg. Zustand und Entwicklung der brandenburgischen Waldböden. Weitere Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebung und Folgerungen für die nachhaltige Waldnutzung (Band 2). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 68.

Wissenstransfer in die Praxis: Beiträge zum 15. Winterkolloquium am 20. Februar 2020 in Eberswalde. „Wald im Wandel – Risiken und Lösungsansätze.“ Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 69.

Wissenstransfer in die Praxis: Tagungsband zum Jubiläumskolloquium „150 Jahre Waldforschung in Brandenburg“ am 9. Juni 2021. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 70.

Zustand und Entwicklung der Rot-Buche in den Wäldern Brandenburgs unter den Bedingungen des Klimawandels. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 71.

Wissenstransfer in die Praxis: Beiträge zum 17. Winterkolloquium am 7. Juli 2022 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 72.

Wissenstransfer in die Praxis: „Waldbrand – Katastrophe, Störung oder Chance?“ Tagungsband zum 18. Eberswalder Waldkolloquium am 16. Februar 2023 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 73.

LUTHARDT, M. E.: UNESCO-Weltnaturerbe Grumsin. Zustands- und Entwicklungsbeschreibung auf der Grundlage wissenschaftlicher Untersuchungen. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 74.

Wissenstransfer in die Praxis: „Waldverjüngung & Wiederbewaldung“ Tagungsband zum 19. Eberswalder Waldkolloquium am 29. Februar 2024. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 75.

KNOCHE, D.: 125 Jahre Forstliche Rekultivierung im Lausitzer Braunkohlenrevier. Landschaftswandel & Neuer Wald. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 76.

Am Forschungsprojekt PYROPHOB waren folgende Institutionen beteiligt:



Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz unter dem Förderkennzeichen 2219WK50A4 bis-H4 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei der Autorin/beim Autor.

Gefördert durch:



aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages





**Ministerium für Land- und Ernährungswirtschaft,  
Umwelt und Verbraucherschutz (MLEUV)  
des Landes Brandenburg**

Landesbetrieb Forst Brandenburg  
Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde

Alfred-Möller-Straße 1  
16225 Eberswalde  
Telefon: 0 33 34 / 2759-203  
Telefax: 0 33 34 / 2759-206  
E-Mail: [lfe@lfb.brandenburg.de](mailto:lfe@lfb.brandenburg.de)  
Internet: [www.forst.brandenburg.de](http://www.forst.brandenburg.de)

