Merkblatt für die Praxis

ISSN 2296-4428

Eidg. Forschungsanstalt WSL
CH-8903 Birmensdorf

© WSL Birmensdorf, 2020

WSL, Zürcherstrasse 111
CH-8903 Birmensdorf
www.wsl.ch/publikationen

65
April
2020

Feuerökologie montaner Buchenwälder

Waldleistungen und waldbauliche Massnahmen nach Waldbrand

Janet Maringer, Davide Ascoli, Eric Gehring, Thomas Wohlgemuth, Massimiliano Schwarz, Marco Conedera



Abb. 1. Typisches Bestandesmosaik eines durch Brand geschädigten montanen Buchenwaldes der Alpensüdseite. Stark brandgeschädigte Bereiche, in denen kaum eine Buche überlebt, sind benachbart zu schwach geschädigten Partien mit noch fast vollständig intakten Kronenschlüssen.

Durch den Klimawandel wird es wärmer und extreme Trockenheitsperioden werden häufiger. Deshalb steigt das Waldbrandrisiko – selbst in Waldgesellschaften, in denen historisch selten Feuer brennen. Zu diesen Waldgesellschaften gehören mitteleuropäische montane Buchenwälder. Sie erbringen nicht nur ökologische und ökonomische Leistungen, sondern schützen insbesondere in steilen Hanglagen auch vor Naturgefahren. Mit einem umfassenden Wissen zur Feuerökologie kann besser abgeschätzt werden, ob Schutzleistungen brandgeschädigter Buchenwälder erhalten bleiben oder waldbauliche Massnahmen zu treffen sind.

Ungestörte, strukturreiche Buchenwälder (*Fagus sylvatica* L.) oberhalb von Verkehrswegen, Bauten und anderen Infrastrukturen schützen vor Steinschlag, flachgründingen Rutschungen und Bodenerosion (Perzl 2009). Gemessen am gesamten Schutzwaldbestand der Schweiz übernehmen montane Buchenwälder dabei einen Anteil von rund 14 Prozent (WSL 2019). Grossflächige Störungen beeinträchtigen generell die Schutzleistungen des Waldes (Vacchiano *et al.* 2016). Wie lange und wie stark diese Schutzleistungen durch eine Störung beeinträchtigt werden, hängt zum einen von deren Art, Intensität und Ausdehnung ab, zum anderen von der Widerstands- und Regenerationsfähigkeit der betroffenen Bestände

sowie den ergriffenen waldbaulichen Massnahmen vor oder nach einer Störung (Bebi *et al.* 2015).

Brände treten in Buchenwäldern Mitteleuropas im Gegensatz zu Windwürfen selten auf. Die frischen, gut mit Wasser versorgten Buchenbestände verhindern das Entzünden von Brandgut, insbesondere der Streuschicht am Boden (Houston *et al.* 2016; Henning 2019). In gut gepflegten Buchen-Altbeständen auf wüchsigen Standorten – sogenannten Buchen-Hallenwäldern – verhindern hochgewachsene, astlose Stämme mit vollständigem Kronenschluss einen biomassereichen, brennbaren Unterwuchs. In diesen recht dunklen, luftfeuchten Wäldern kann sich die kompakte, sauerstoffarme und feuchte Streuauflage kaum entzünden (Pezzatti *et al.* 2010; Henning 2019). Im Gegensatz dazu sind junge oder (ehemalige) Buchenniederwälder mit kleineren Stammdurchmessern und unvollständigen Kronenschlüssen feueranfälliger.

Während langanhaltender Trockenheit können aber auch in Buchenwäldern Streu- und obere Humusschichten austrocknen, sodass mit erhöhter Waldbrandgefahr zu rechnen ist. Die mehrmonatigen Hitze- und Trockenperioden der Jahre 2003, 2017 und 2018 führten vor allem auf der Alpensüdseite zu ausgedehnten Bränden in Buchenwäldern (Abb. 1). Prognosen gehen von einer deutlichen Zunahme solcher klimatischen Extremereignisse bis zum Ende des 21. Jahrhunderts aus (Schär *et al.* 2004; Pezzatti *et al.* 2016). Dies wirft Fragen zu Waldleistungen, Resilienz und ökologischen Funktionalitäten langlebiger Buchenbestände auf (Allgaier Leuch *et al.* 2017; Ascoli *et al.* 2013). Die Feuerökologie der Buche kann uns helfen zu verstehen, wie durch Brand beschädigte Buchenwälder reagieren und in welcher Weise sie nach einem Feuer waldbaulich behandelt werden sollten.

Feuer in Buchenwäldern

Im Gegensatz zu sehr intensiven Kronenbränden, die in Europa üblicherweise im Mittelmeerraum und in den zentralen Alpentälern auftreten, entwickeln sich in montanen Buchenwäldern der Alpen vor allem oberflächliche Lauffeuer. Diese verbrennen das am Boden liegende Brandgut wie Streu, Humusauflagen, Totholz und allfälligen Unterwuchs. Unabhängig von der Brandsaison (Winter- oder Sommerbrände) werden oberflächliche Lauffeuer unter normalen Witterungsbedingungen von

Definitionen zu Brandintensität und -schwere

Die freigesetzte Hitzestrahlung an der Feuerfrontlinie (gemessen in kW m^{-1}) wird als **Brandintensität** definiert. Beeinflusst wird sie von der Qualität (Aufbau, Struktur, Feuchtigkeitsgehalt und räumliche Verteilung) und Menge der verfügbaren Biomasse. Lokale Witterungsbedingungen, insbesondere lokale Winde, haben Einfluss auf die Sauerstoffzufuhr und können somit im Zusammenspiel mit der Geländeform die Verbrennungsprozesse und die daraus resultierende Brandintensität mitsteuern.

Die **Brandschwere** bezeichnet hingegen den Schweregrad (Magnitude), aus dem sich im Zeitraum nach einem Feuer Änderungen in Bezug auf die Vegetationsbedeckung und -zusammensetzung, die Akkumulation von Biomasse sowie die chemische Zusammensetzung des Oberbodens ergeben.

Bestimmung der Brandschwere

In Buchenwäldern kann sich die Brandschwere je nach lokalen morphologischen Gegebenheiten und Bestandesstrukturen auch sehr kleinräumig ändern. Deshalb sollten in einem ersten Schritt unterschiedlich stark betroffene Teile innerhalb einer Brandfläche visuell, zum Beispiel über Luftbilder oder Feldbegehungen, abgegrenzt werden.

Bei einer Feldbegehung innerhalb der ersten drei Jahre sind Biomasseverluste im Kronenbereich (Blätter, Äste) und erhalten gebliebene Grundfläche (Anteil der überlebenden Bäume an der ursprünglichen Stammquerschnittfläche) zu ermitteln (Abb. 2).

Bereiche mit **geringer Brandschwere** weisen geringe Kronen- und Grundflächenverluste auf, d.h. das Kronendach ist immer noch zu über 85 Prozent geschlossen und es sind mindestens 80 Prozent der ursprünglichen Grundfläche vorhanden. Diese bleibt in der Regel nach einem Brand bestehen.

Bei **mittlerer Brandschwere** sind die Verluste im Kronenbereich und an der Grundfläche sehr variabel, nehmen jedoch im zeitlichen Verlauf nach dem Feuer deutlich zu und sind immer höher als bei geringer Brandschwere. Der Kronenschluss erreicht hier Deckungsgrade zwischen 50 und 80 Prozent. Vom alten Bestand überleben 60 bis 90 Prozent der Bäume. Aufgrund des verzögerten Absterbens kann der Anteil toter Bäume weiterhin ansteigen, weshalb mit fortschreitender Zeit der Anteil lebender Bäume nur noch 45 bis 80 Prozent der ursprünglichen Grundfläche ausmacht (Abb. 2).

Eine sehr schnelle Bestandesdynamik setzt nach **schweren Bränden** ein. Blattverluste von etwa 50 Prozent sind bereits unmittelbar in der darauffolgenden Vegetationsperiode nach einem Brand feststellbar. Mit der Zeit reduziert sich die ursprüngliche Grundfläche um bis zu 80 Prozent (Abb. 2).

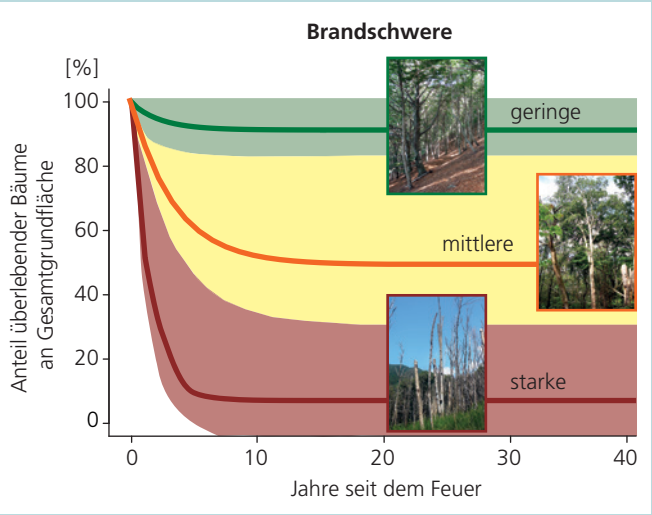


Abb. 2. Unterteilung der Brandschwere in gering, mittel und schwer, basierend auf dem Verhältnis zwischen dem Grundflächenanteil überlebender Buchen zu jenem vor dem Brand.

der Feuerwehr schnell eingedämmt, weshalb Brandflächen im Durchschnitt kaum grösser sind als ein Hektar. Entzünden sich Feuer jedoch unter sehr trockenen, windigen Bedingungen, können ausgedehnte Waldbrände entstehen, die während der Vegetationsperiode sogar die Kronenbereiche der Bäume erfassen (Ascoli *et al.* 2015).

Typisch für Brände in montanen Buchenwäldern sind ausserdem variierende Brandintensitäten auf sehr kleinem Raum, hervorgerufen durch die unterschiedliche Akkumulation von Biomasse und das heterogene Feuerverhalten in reliefreichem Gelände. So entsteht ein Mosaik aus unterschiedlich stark beschädigten Flächen, darunter oft auch Inseln von unversehrten Waldpartien (siehe Abb. 1).

Feuerökologie der Buche

Primäre Mortalitätsfaktoren

Die Entwicklung hin zu schattenreichen Reinbeständen mit einer kompakten, sauerstoffarmen Streuschicht schränkt die Feueranfälligkeit von Buchenwäldern stark ein. Entsprechend fehlen der Buche morphologische Anpassungen (bspw. eine dicke Borke) oder physiologische Eigenschaften (bspw. Stockausschlag, Freisetzung von Samen nach Hitzeeinfluss), die sie vor Feuer schützen.

Die Buche verfügt selbst im fortgeschrittenen Alter nur über eine dünne Borke, welche die darunterliegenden Vitalorgane, insbesondere das Kambium, nur unzureichend gegen Feuer und Hitze schützen kann. Im Unterschied zu Eichen und Kastanien verlieren Buchen im Alter sehr schnell die Fähigkeit, sich nach einem Brand über Stockausschlag zu verjüngen. Wie die Samen der meisten Waldbäume Mitteleuropas überdauern Bucheckern im Boden nicht. Somit ist der Aufbau einer dauerhaften Samenbank, die nach einem Brand aktiv zur Verjüngung beitragen könnte, nicht möglich (Wagner *et al.* 2010).

Trotz des Mangels an spezifischen morphologischen Anpassungen können Buchen einen Waldbrand überleben. Entscheidend dabei ist, wie die Brandintensität (siehe «Definitionen zu Brandintensität und -schwere») im Zusammenspiel mit individuellen Baumeigenschaften ein schnelles oder verzögertes Absterben herbeiführt oder die Buche einen Brand überleben lässt.

Eine wichtige morphologische Einflussgrösse, die über Leben und Tod einer feuergeschädigten Buche entscheidet, ist ihr Stammdurchmesser. Häufig wird durch die Brandhitze der gesamte Stammumfang dünner Buchen geschädigt oder vollständig zerstört (Abb. 3a). Der Hitze fällt meist auch das Vitalgewebe zur Aufrechterhaltung lebenswichtiger Funktionen zum Opfer. Anders ist es bei dickstämmigen Buchen, bei denen das Feuer nur Borkenpartien zumeist auf der windabgewandten Seite des Stammes schädigt (Abb. 3b; Abb. 4). Dicke Buchen haben deshalb generell eine höhere Wahrscheinlichkeit, einen Brand zu überleben als dünne, wobei dieser Effekt mit zunehmender Intensität der Feuerfront nachlässt. Auf mittelschwer geschädigten Flächen ist zudem entscheidend, ob Buchen als Einzelstamm oder als mehrstämmige Struktur wachsen (z. B. aus Stockausschlägen). In einem mehrstämmigen Stock werden häufiger die der Feuerfront abgewandten Stämme geschädigt, da dort die

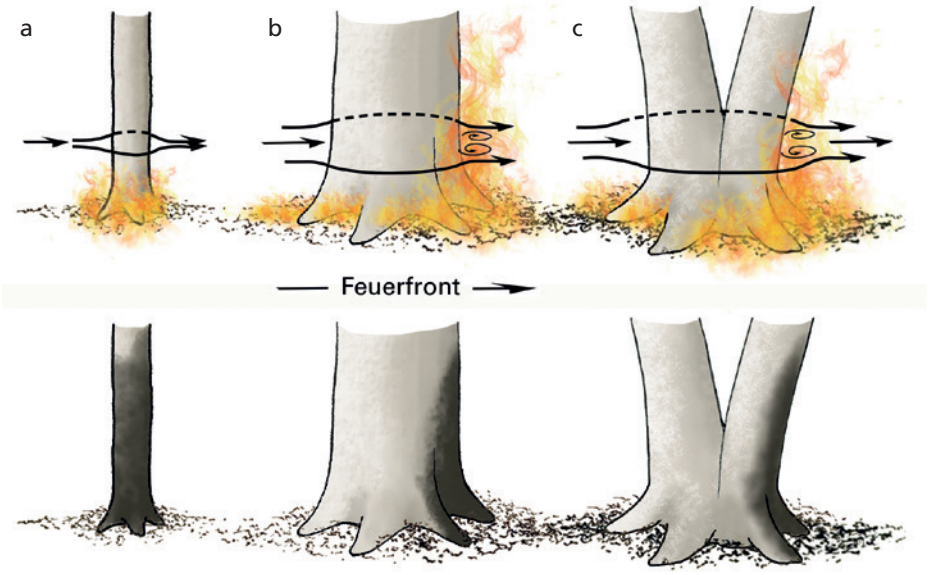


Abb. 3. Zusammenspiel zwischen Feuerfront und (a) dünner, (b) dicker und (c) mehrstämmiger Buche. ■ hohe Hitzeeinwirkung, lange Feuerverweilzeit ■ letale Borkenschädigung
Illustration: Silvana Wölfle (modifiziert aus Gutsell und Johnson 1996).



Abb. 4. Typische dreieckige Brandspur auf der feuerfront-abgewandten Seite eines Buchenstammes.



Abb. 5. Typische Vertreter von Pilzarten, die Buchen nach einem Feuer besiedeln können: a) Aschgrauer Wirrling *(Cerrena unicolor)*, b) Milchweisser Eggenpilz *(Irpex lacteus)*, c) Holzkohlenpilze (*Daldinia* sp.).

Verweilzeit sowie die Höhe der Flammen und die damit verbundene Hitzeeinwirkung grösser ist (Abb. 3c).

Generell können Buchen unmittelbar nach einem schweren Brand absterben. Der überwiegende Teil feuergeschädigter Buchen stirbt jedoch langsam über einen Zeitraum von bis zu 10 Jahren ab. Nach leichten und mittelschweren Bränden ist dieser Prozess verzögert und erstreckt sich über einen Zeitraum von bis zu 20 Jahren. Zudem betrifft er nur einen Teil des Bestandes (Maringer *et al.* 2016a).

Sekundäre Mortalitätsfaktoren

Bricht die Borke einer von Feuer geschädigten Buche auf, beginnt für sie ein Wettlauf gegen die Zeit. Um sich vor Schadorganismen zu schützen, muss das freiliegende Holzgewebe zuerst abgegrenzt werden, bevor naheliegendes, gesundes Gewebe die Wunde verschliessen (überwallen) kann (Schweingruber 2001). Die Fähigkeit zur Ausbildung eines Wundkallus und von Überwallungsgewebe hängt stark vom Vitalitätszustand des Baumes ab. Dieser Prozess dauert bis zu drei Jahre nach der Schädigung (Dujesiefke *et al.* 2005). Innerhalb dieses Zeitraumes besteht ein erhöhtes Risiko, dass Schadorganismen eindringen. Sehr häufig befallen holzzersetzende Pilze das geschädigte Holz und lassen den Baum schliesslich zusammenbrechen oder absterben (Maringer *et al.* 2016a). Die Rate der Pilzinfektionen kann je nach Standort und Wetterverhältnissen stark variieren. Mindestens zehn verschiedene Pilzarten können an feuergeschädigten Buchen gefunden werden. Sie unterscheiden sich von Pilzen, die häufig nach mechanischer Schädigung auftreten und ähneln jenen, die bei Hitze- oder Trockenstress auftreten

Tab. 1. Pilzarten, die verwundete Buchen befallen können.

Pilzarten	Kurze biologische Beschreibung
Pilze, die nach Waldbränden auftreten	
Armillaria sp.	–
Cerrena cf. unicolor	lichte Wälder, auf feuchtem Boden stockend
Daldinia sp.	speziell auf Waldbrände angepasst; können mehrere Jahrzehnte unentdeckt bleiben.
Formes fomentarius	verursacht Weissfäule bei Buchen und anderen Laubbäumen; besiedelt geschwächte Bäume und zersetzt langsam ihr Holz, was zu Instabilität führt
Inonotus nodulosus	bevorzugt humide Böden und kommt meist in späteren Entwicklungsstadien der Wälder vor
Irpex lacteus	kommt sehr häufig nach einem Brand vor und verursacht Weissfäule in den Feuernarben
Oudemansiella micida	holzzersetzender Pilz, der in frühen Stadien nach einer Störung auftritt, speziell in Regionen mit hoher Luftfeuchte
Schizophyllum commune	befällt sehr häufig Bäume, die durch schnelles Freistellen einen «Sonnenbrand» erlitten haben
Stereum hirsutum	gehört mit zu den erstbesiedelnden Pilzen nach einem Feuer
Trametes hirsuta	befällt verletzte Bäume, die in sehr kurzer Zeit freigestellt wurden
Digitodochium rhodoleucum	bisher nur auf der Japanischen Buche beschrieben
Nectria sp.	Pustelpilze
Biscogniauxia mediterranea	gehört zur Gattung der Rindenkugelpilze; befällt geschwächte Bäume an Rindenpartien
Biscogniauxia nummularia	Rotbuchen-Rindenkugelpilze, befällt Buchen saprobiontisch
Pilze, die nach mechanischer Verletzung auftreten	
Cylindrobasidium evolvens	holzzersetzender Pilz
Daedalea quercina	verursacht Rotfäule
Fomitopsis pinicola	besiedelt verwundete Bäume
Ganoderma applanatum	verbreitet durch eine pilzfressende Fliege; verursacht Weissfäule
Hypoxylon fragiforme	holzzersetzender Pilz
Hypoxylon cohaerens	holzzersetzender Pilz
Inonotus radiatus	kann an absterbenden Buchen vorkommen
Inonotus obliquus	sorgt für schlecht verheilende Wunden und führt zur Holzzersetzung im Stamm
Inonotus cuticularis	Braunfäule
Laetiporus sulphureus	holzzersetzender Pilz
Meripilus giganteus	Weissfäule
Nectria galligena	befällt verwundete Buchen mit der Hilfe von *Cryptococcus fagisuga*
Oxyporus populinus	Weissfäule
Pholiota squarrosa	befällt geschwächte Bäume
Polyporus squamosus	Weissfäule
Pleurotus ostreatus	befällt verwundete Laubbäume

Quelle: Shigo (1970); Schwarze und Baum (2000); Krieglsteiner (2000); Reinartz und Schlag (2002); Zarzyński (2007); Webster und Weber (2007); Conedera *et al.* (2007); Kahl (2008).

(Langer und Busskamp 2020; Tab. 1). Zu den häufigeren Pilzarten auf feuergeschädigten Buchen zählen der Aschgraue Wirrling *(Cerrena unicolor),* der Milchweisse Eggenpilz *(Irpex lacteus)* sowie Holzkohlenpilze (*Daldinia* sp.; Abb. 5).

Neben den physiologischen Eigenschaften und der Anfälligkeit gegenüber sekundären Störungen beschleunigen Umweltbedingungen wie Wasserunterversorgung (geringe Niederschläge, insbesondere bei wasserdurchlässigem Untergrund) oder niedrige Temperaturen (kurze Vegetationsperioden, Spätfrost) den Absterbeprozess feuergeschädigter Buchen.



Abb. 6. Hohe Dichte keimender Buchensamen nach einem Mastjahr auf einem Waldboden kurz nach einem Feuer.

Fazit

- Wie rasch Buchen nach einem Waldbrand absterben bzw. ob sie diesen überleben, ergibt sich aus der Interaktion zwischen Brandintensität und individuellen morphologischen Eigenschaften (bspw. Brusthöhendurchmesser) sowie der Wahrscheinlichkeit sekundären Pilzbefalls.
- Je dicker der Stamm und je geringer die Brandintensität, desto höher ist generell die Überlebenswahrscheinlichkeit.
- Holzzersetzende Pilze können freiliegendes Holz brandverletzter Buchen befallen und das Mortalitätsrisiko erhöhen.
- Nach schweren Bränden stirbt der überwiegende Teil der von Feuer geschädigten Buchen innerhalb der ersten zehn Jahre ab. Bei geringen und mittelschweren Bränden dauert der Absterbeprozess 15 bis 20 Jahre.



Abb. 7. Im Schutz von Totholz verjüngen sich Buchen erfolgreich durch lokalen Schatten, erhöhte Bodenfeuchte und gute Nährstoffversorgung.

Erholung von Buchenwäldern nach Feuer

Feuer schafft günstige Keimungs- und Entwicklungsbedingungen, indem es die für Buchenwälder typische, kompakte Streuauflage reduziert oder gar vernichtet und das Kronendach des Altbestandes langsam auflichtet (Abb. 6). Krankheitserregende, wachstumshemmende oder toxische Stoffe werden abgebaut bzw. eliminiert (Mazzoleni *et al.* 2015). Verbleibende Kohlereste können Phenole binden, die hemmend auf stickstofffixierende Bakterien wirken und Wasser absorbieren, welches verzögert an die Bodenumgebung abgegeben wird. Diese höhere Wasserverfügbarkeit im Boden schützt Keimlinge zu einem gewissen Teil vor Austrocknung.

Wichtig für eine erfolgreiche Buchenansamung sind überlebende Samenbäume, die in Mastjahren einen beträchtlichen Eintrag von Bucheckern gewährleisten (Ascoli *et al.* 2015; Maringer *et al.* 2020). Auch schützt der noch lebende Altbestand Buchenkeimlinge (Höhe ≤ 20 cm) vor zu intensiver Sonneneinstrahlung, harschen Witterungsbedingungen (z. B. Spätfrösten) und hohen Tag-Nacht-Temperaturschwankungen. Neben überlebenden Bäumen können am Boden akkumuliertes Totholz (Abb. 7) oder in grösseren Bestandeslücken neu siedelnde Pionierbaumarten diese Schutzwirkungen übernehmen (Abb. 8). Totholz spendet lokal Schatten, erhöht kleinräumig die Bodenfeuchte und schützt Keimlinge so vor Austrocknung. Darüber hinaus werden durch den Verrottungsprozess kontinuierlich Nährstoffe an den Boden abgegeben. Pionierbaumarten fördern das Wachstum der Buchensämlinge (Höhe > 20 cm), indem sie vor hoher Sonneneinstrahlung und Verbiss schützen. Einmal etabliert, benötigen junge Buchen für ihr Längenwachstum zunehmend Licht, das durch die graduell zusammenbrechenden Altbestände fortlaufend entsteht (Maringer *et al.* 2016b).

Im Gegensatz zu dunklen, ungestörten Buchenwäldern, in denen die Buchenverjüngung meist nicht mehr als zwei Jahre überlebt, wachsen in mittel- bis schwergeschädigten Wäldern dank günstiger Wuchsbedingungen viele Buchen unterschiedlichen Alters. Auf 10 bis 20 Jahre alten Brandflächen ist die Buchenverjüngung durchschnittlich 5 bis 8 Jahre alt, auf 21 bis 40 Jahre alten Brandflächen verdoppelt sich ihr mittleres Alter. Im Verlauf der weiteren Sukzession keimen immer wieder neue Samen, wodurch auf 40 Jahre alten Brandflächen ein typisch breites Altersspektrum der Buchenverjüngung entsteht.

Fazit

- Feuer erzeugt günstige Keimungsbedingungen für die Ansamung von Buchen.
- Ein durchlässiger Schirm überlebender Buchen begünstigt die Buchenverjüngung (Höhe ≤ 20 cm). Dieser schützt sie vor intensiver Sonneneinstrahlung, harschen Witterungsbedingungen und sorgt gleichzeitig für einen adäquaten Sameneintrag.
- Buchensämlinge (Höhe > 20 cm) profitieren vor allem von fortlaufend absterbenden feuergeschädigten Buchen und damit von einem hohen Lichteinfall am Boden.
- Pionierbaumarten wirken eher fördernd auf das Buchenwachstum.



Abb. 8. Verjüngung nach einem starken Brand mit dominanten, raschwüchsigen Pionierbaumarten (Birke) und dichter Buchenverjüngung im Unterwuchs.

Mastjahrereignisse als Samenlieferanten

Eine typische Überlebensstrategie der Pflanzen in feuergeprägten Ökosystemen ist die Ausbildungen von dauerhaften Boden- oder Kronensamenbanken. Aus einer Bodensamenbank keimen die Samen brandresistenter Baumarten erst durch den feuerbedingten Wärme- oder Raucheinfluss. Bei einer Kronensamenbank werden die Samen bei starker Hitzeeinwirkung (z. B. einem Feuerereignis) ausgebreitet, so dass sie auf ideale Keimungsbedingungen treffen (Kraus *et al.* 2019). In temperierten Ökosystemen Mitteleuropas, in denen Feuer bisher eine untergeordnete Rolle spielen, fehlen solche Anpassungsstrategien. Insbesondere bei der Buche hängt die Verjüngung nach einem Feuer von der Anzahl überlebender, reproduktionsfähiger Buchen ab. Hinzu kommen die grossen Samenmengen während eines Mastjahres.

In Mitteleuropa und in den Alpen werden grossräumige Mastereignisse der Buche in der Regel alle vier bis zehn Jahre durch weiträumige meteorologische Prozesse gesteuert und synchronisiert (Ascoli *et al.* 2017). Auch auf Waldbrandflächen folgen Buchen diesen grossräumigen Mastzyklen (Maringer *et al.* 2020). Die Mastintensität ähnelt auf gering und mittelschwer geschädigten Flächen jenen in ungestörten Wäldern, während sie auf stark geschädigten Flächen durch den Verlust des Altbestandes geringer ist. Die Samenproduktion von einzelnen Buchen, die durch den Brand freigestellt werden, kann aufgrund des erhöhten Lichteinfalls und der damit erhöhten Biomasseproduktion jedoch deutlich höher sein als in intakten Wäldern (Ascoli *et al.* 2015; Abb. 9).

Je stärker die Samenproduktion und je offener das Kronendach, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass sich die Buchenverjüngung etabliert. Aufgrund der zeitlichen Verzögerung, mit der ein feuergeschädigter Buchenaltbestand zusammenbricht, vermögen Mastjahre noch bis zu 30 Jahre nach einem Brand Impulse für eine Buchenverjüngung zu geben. Diese Zeit nach einer Waldöffnung, in der sich Waldbäume über Samen oder Stockausschlag rasch etablieren können, wird als Verjüngungsfenster bezeichnet. Wird der Lichteinfall am Boden als Folge von zu starkem Kronenschluss des Altbestandes oder wegen

bereits etablierter Baumverjüngung zu gering, schliesst sich dieses Fenster und weitere Verjüngungsschübe bleiben aus (MARINGER *et al.* 2020).

Fazit

- Wenn überlebende Samenbäume vorhanden sind, sorgen Mastjahre auf Buchenbrandflächen bei ausreichendem Lichtdurchlass der Krone für Verjüngungsschübe.
- Das Verjüngungsfenster kann bei günstigen Entwicklungsbedingungen für die Buche bis zu 30 Jahre nach einem Waldbrand offenbleiben – entscheidend für den Verjüngungserfolg sind allerdings vor allem die ersten 15 Jahre.
- Buchenmastjahre können bei offenem Verjüngungsfenster zu mehreren Verjüngungsschüben beitragen.



Abb. 9. Trotz der Schwächung durch einen Brand produzieren Buchen während eines Mastjahres reichlich Samen.

Bestandesdynamik in Abhängigkeit der Brandschwere

Da die Absterberate und -geschwindigkeit bei der Buche im Wesentlichen der Brandschwere entsprechen, ist diese auch massgebend für die Verjüngungsdynamik (siehe Abb. 11). In stark feuergeschädigten Flächen können aufgrund der hohen Buchenmortalität und der darauffolgenden lichten bzw. lückigen Bestandesverhältnisse innerhalb der ersten zehn Jahre neben Buchenkeimlingen auch reichlich lichtliebende Pioniergehölze oder verjüngungshemmende Kräuter und Gräser aufkommen. In den atlantisch geprägten Alpen dominiert die Hängebirke *(Betula pendula)*. Nur auf sehr trockenen, kalkreichen Standorten der westlichen Südalpen wird sie durch den Goldregen *(Laburnum anagyroides)* abgelöst. In tiefgelegenen oder südexponierten Buchenwäldern können vor allem auf der Alpensüdseite exotische Baumarten wie Robinie *(Robinia pseudacacia)*, Götterbaum *(Ailanthus altissima)* und Blauglockenbaum *(Paulownia tomentosa)* vereinzelt oder dominant auftreten (Abb. 10; MARINGER *et al.* 2012). Verjüngungshemmend wirkt nach schweren Bränden häufig eine dicht auftretende, krautige und strauchige Pioniervegetation (häufig Ginster, Pfeifengras und Adlerfarn), die in grösseren Bestandeslücken Deckungsgrade von mehr als 50 Prozent erreicht.

Nach mittelschweren bis schweren Bränden können je nach Artenzusam-



Abb. 10. Nach einem schweren Brand können sich auch Neophyten wie der Götterbaum *(Ailanthus altissima)* verjüngen.

Zeit
Zustand/Prozess


Buche (gesund, angeschlagen)

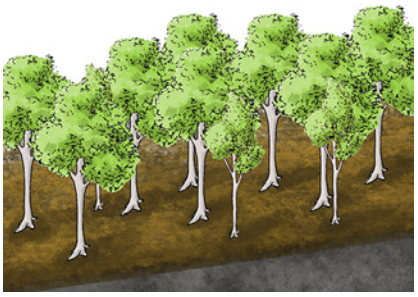

Mastbuche (gesund, angeschlagen)


Buchenverjüngung

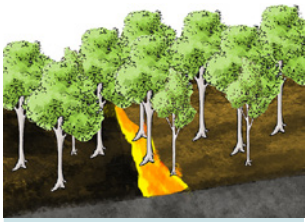

Pionierbaum

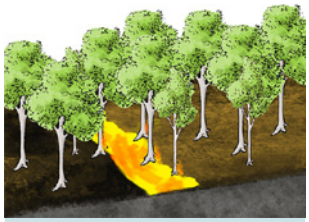

Totholz (stehend, liegend)

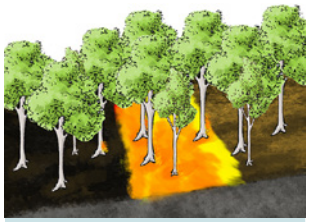

Feuerfront



Buchenbestand vor Feuerereignis



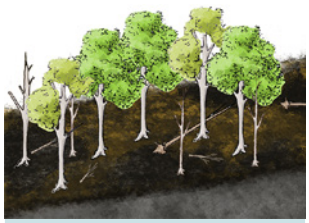




Jahr des Feuerereignisses

schwach	mittel	stark	Intensität des Waldbrandes

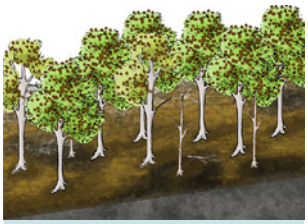


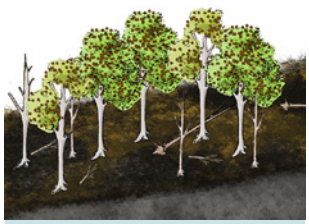


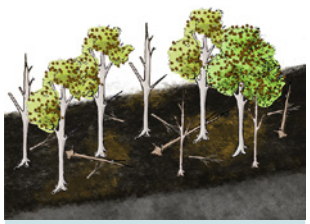


0–10 (20) Jahre nach Feuerereignis

gering/langsam	mittel/verzögert	hoch/rasch	Mortalitätsrate/-geschwindigkeit
gering	mittel	reichlich	Anteil liegendes Totholz
reichlich	spärlich bis mittel	spärlich	Streuschicht

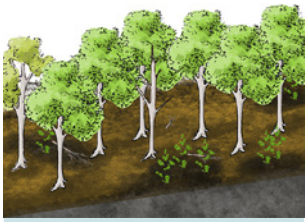


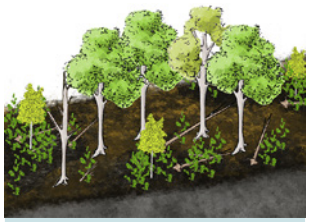




1–10 (20) Jahre nach Feuerereignis

gut	gut	gering	Samenproduktion in Mastjahren

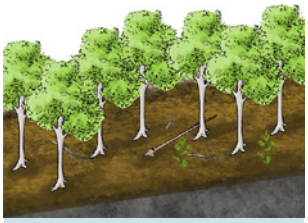


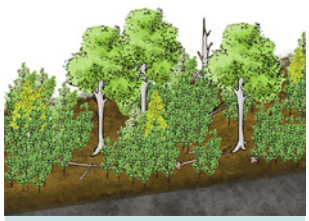




1–15 (20) Jahre nach Feuerereignis

schwach und kaum zukunftsfähig	sehr gut, z.T. zusammen mit Pionierbaumarten	(sehr) gut, oft zusammen mit Pionierbaumarten	Ansamung und Etablierung der Buchenverjüngung







Buchenbestand 40 Jahre nach Feuerereignis

ähnlicher Zustand wie vor einem Brand	Pionierbaumarten kaum vorhanden, dichte Buchenverjüngung	vereinzelte Pionier- und andere Laubbaumarten, mitteldichte Buchenverjüngung

Abb. 11. Schematische Darstellung der Bestandesdynamik in unterschiedlich stark brandgeschädigten Buchenwäldern. Illustrationen: Silvana Wölfle.

mensetzung des Altbestandes in den ersten Jahren auch andere Baumarten gedeihen: Eichen *(Quercus petraea, Q. robur)*, Eschen *(Fraxinus excelsior, F. ornus)*, Ahorne *(Acer campestre, A. pseudoplatanus, A. platanoides)*, Winterlinde *(Tilia cordata)* und einige Nadelhölzer wie Waldföhre *(Pinus sylvestris)* und Lärche *(Larix decidua)*. In den unteren Hanglagen der südlichen Silikatalpen wächst zudem die Esskastanie *(Castanea sativa)*. Kommen Jungpflanzen von Buchen und anderen Baumarten in den ersten Jahren nach einem Feuer noch häufig zusammen vor, erlangt die Buche mit zunehmender Zeit immer mehr an Dominanz.

Bei schwachen Bränden sterben zu wenige Altbäume ab, um eine spezifische Bestandesdynamik auszulösen. Die Buchenkeimlinge samen sich zwar vor allem nach einem Mastjahr an, sterben jedoch meistens aufgrund von Lichtmangel relativ rasch ab.

Fazit

- Die Buchenverjüngung setzt nach mittelschweren und schweren Waldbränden unmittelbar ein und findet überwiegend mit direktem Einwuchs statt, d. h. mittelfristig folgt auf Buche wieder Buche.
- In kleinen bis mittelgrossen Lücken (< 0,5 ha) findet eher ein gleichzeitiges Aufkommen von Pionierbaumarten, Buchen und anderen Edellaubhölzern statt.
- Bei der Entstehung von grösseren Lücken nach schweren Bränden verjüngt sich häufig die Buche im Schutz aufkommender Pionierbaumarten.
- In der Regel dominiert die Buche ab etwa 20 Jahren nach einem Brand wieder das Bestandesbild.

Auswirkungen auf die Schutzleistungen

Intakte Buchenbestände haben eine hohe Schutzwirkung gegenüber Steinschlag und flachgründigen Rutschungen. Buchenholz vermag die freigesetzte kinetische Energie herabrollender Steine besonders gut zu kompensieren (Dorren *et al.* 2004). Das feine, dichtverzweigte Wurzelwerk stabilisiert den Oberboden an steilen Hängen (Schwarz *et al.* 2012, Gehring *et al.* 2019). Nach einem Feuer können diese Eigenschaften stark eingeschränkt sein oder vollständig wegfallen. Entscheidend sind dabei die je nach Brandschwere einsetzende Bestandesdynamik und die daraus entstehenden Strukturen (Artenzusammensetzung, Stammzahl pro Hektar, Durchmesserverteilung der Bäume; Abb. 12; Dorren *et al.* 2015, Gehring *et al.* 2019).

Nach leichten Bränden bleiben die Zahl pro Hektar und die Durchmesserverteilung der Stämme vergleichbar mit jener ungestörter Wälder, weshalb die Schutzleistung praktisch vollständig erhalten bleibt. Hingegen nimmt die Schutzwirkung nach mittelschweren und schweren Bränden ab und erreicht je nach Bestandesdynamik ihre Tiefstwerte 15 bis 20 Jahre nach dem Brand. Auf mittelschwer geschädigten Flächen sinkt die Schutzwaldfunktion durch den verzögerten Zusammenbruch des Altbestandes eher langsam, auf stark gebrannten Flächen durch den sofortigen Zusammenbruch des Altbestandes schnell (Abb. 13; Maringer *et al.* 2016c). Auch liegendes Totholz vermag, zeitlich durch die Zersetzung des Holzes begrenzt, einen gewissen Schutz gegenüber rollenden Steinen aufrecht zu erhalten. Totes stehendes und liegendes Holz hat aber keine Wirkung auf die Wurzelverstärkung im Boden. Die



Abb. 12. Durch schweren Brand zerstörter Buchenbestand, der keinen Schutz vor Steinschlag mehr bietet und anfällig auf oberflächliche Rutschungen ist.

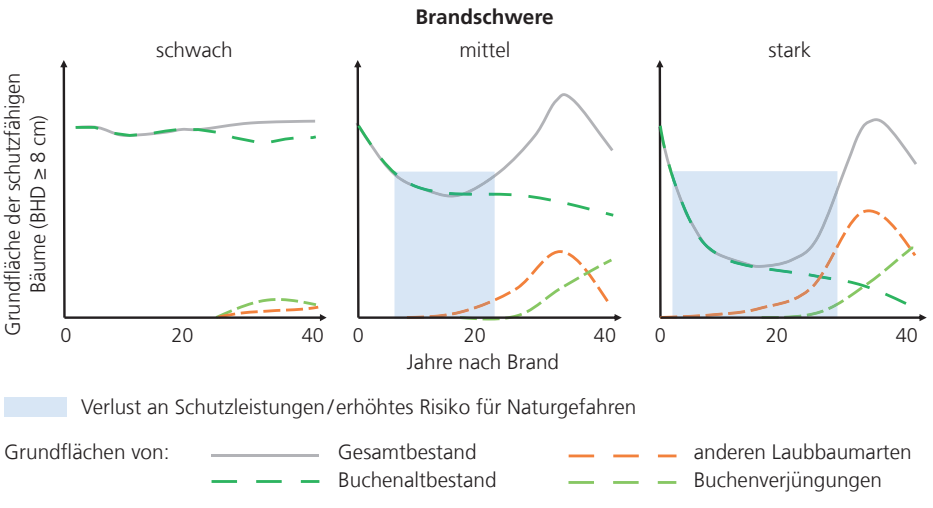


Abb. 13. Zeitliche Entwicklung der schutzwirksamen Grundfläche (BHD ≥ 8 cm) gegen Steinschlag und oberflächliche Rutschungen in leicht, mittel und schwer brandgeschädigten Buchenwäldern. Die hellblauen Bereiche markieren Zeitfenster mit reduzierter Schutzleistung und erhöhtem Risiko gegenüber Naturgefahren.

Schutzfunktion eines Waldes gegen oberflächliche Rutschungen hängt damit nur von der Struktur (Artzusammensetzung, Durchmesser- und räumliche Verteilung) und dem Gesundheitszustand der lebenden Bäume ab (SCHWARZ *et al.* 2017; SCHWARZ *et al.* 2019). Die Baumverjüngung erfolgt auf diesen Flächen zwar sehr rasch, doch dauert es fast 20 Jahre, bis die jungen Bäume adäquat zur Schutzleistung beitragen können, was ab einem Brusthöhendurchmesser ≥ 8 cm der Fall ist.

Fazit

- Je nach Gefahrensituation (z. B. Steingrösse, bewaldete Hanglänge, Hangneigung) und der Bestandesdynamik (Zusammenbruch des Altbestandes, aufkommende Verjüngung) kann es nach mittelschweren und schweren Bränden vorübergehend zu Einschränkungen der Schutzleistung kommen.
- Solche kritischen Phasen der Schutzleistung bleiben in mittel und schwer geschädigten Beständen über einen Zeitraum von 40 Jahren bestehen, sind aber am häufigsten zwischen 5 und 30 Jahren nach einem Brand.

Waldbauliche und technische Massnahmen

Die Entscheidungsgrundlage für Massnahmen nach einem Brand sind die Einschätzung der Brandschwere (siehe «Definitionen zu Brandintensität und -schwere») und die daraus resultierende Bestandesdynamik (Zusammenbruch des Altbestandes, Verjüngung). Mastjahre oder lokale Gegebenheiten wie Wilddruck, Schädlinge, Einwanderung invasiver Baumarten sowie die herrschenden Klimaverhältnisse können dabei die Bestandesdynamik beeinflussen und müssen deshalb bei der Beurteilung immer berücksichtigt werden.

Aus dieser Analyse lassen sich die nötigen waldbaulichen und/oder technischen Massnahmen je nach prioritärer Waldleistung (Schutz, Holzproduktion oder Erholung) nach einem Brand ableiten. Wir unterscheiden hier zwischen der Beurteilung von unmittelbar geschädigten Einzelbäumen, die gegebenenfalls aus Sicherheitsgründen entfernt werden müssen, und der Betrachtung auf Bestandesebene, wie sie für Schutz- und Wirtschaftswälder erforderlich ist.

Im Erholungswald und in der unmittelbaren Nähe von Verkehrswegen erfolgt die Beurteilung der Brandschwere direkt am feuergeschädigten Einzelbaum innerhalb der ersten Jahre nach einem Brand. Beträgt der Blattmassenverlust einer Buche mehr als 70 Prozent und/oder misst eine Brandwunde am Stamm mehr als einen Meter, ist die Wahrscheinlichkeit sehr hoch, dass der Baum innerhalb der kommenden Jahre von Pilzen besiedelt wird. Gleichzeitig steigt die Gefahr, dass grosse Äste zu Boden fallen oder der Baum abstirbt (CONEDERA *et al.* 2010). Solche Bäume müssen frühzeitig aus dem Bestand entfernt werden. Auf den Befall mit Pilzfruchtkörpern muss unabhängig davon, wie viel Borke des Stammes geschädigt ist, geachtet werden. Pilzbefall schwächt den Baum und kann mittel- und langfristig zu seinem Absterben führen. Bäume mit sichtbarem Pilzbefall sollten unter dem Aspekt der Sicherheit immer gefällt werden. Durch die Freistellung von Bäumen steigt auch die Gefahr von sekundären Störungen wie etwa Windwurf. Solche dynamischen Situationen sollten ständig überprüft werden.

Im Wirtschaftswald stehen ökonomische Aspekte im Vordergrund. Fragen bezüglich des Zeitpunktes der Holzentnahme oder zum Bestandesumbau müssen unter Berücksichtigung neuer Waldleistungen und geeigneter Massnahmen relativ rasch nach einem Brand geklärt werden, bevor das Holz durch Austrocknung oder holzzersetzende Pilze an Wert verliert. Die Brandschwere sollte deshalb zeitnah vor Ort beurteilt werden – dies im Bewusstsein, dass die Holzqualität sehr schnell abnimmt und dass jeglicher Schlag mit fortschreitender Zeit teurer und für die Waldarbeiter riskanter wird, da instabile Bäume nur schwer in eine gewünschte Richtung zu fällen sind.

Im Schutzwald liegt das Augenmerk bei waldbaulichen Entscheidungen nach einem Waldbrand strukturreiche Bestände zu erhalten oder zu schaffen. In schwach brandgeschädigten Beständen entstehen nur sehr kleinräumige Lücken, die sich durch laterales Kronenwachstum schnell wieder schliessen. Hier ist die Verjüngung im Unterholz durch Auflichten des Altbestandes gegebenenfalls zu unterstützen, um einer allfälligen Überalterung des Bestandes entgegenzuwirken. Massnahmen zum Schutz vor oberflächlichen Rutschungen und Steinschlag sind in solchen Beständen nicht zwingend notwendig.

In von mittelschweren Bränden betroffenen Wäldern ähnelt die Bestandesdynamik jener eines Schirmschlags. Trotz des verzögerten Zusammenbruchs des Altbestandes und der nachwachsenden Verjüngung ist 5 bis 30 Jahre nach einem Brand mit einer verringerten Schutzleistung zu rechnen (MARINGER *et al.* 2016a; GEHRING *et al.* 2019). Vor diesem Hintergrund bringen regelmässige Begehungen vor Ort Aufschluss über die Bestandesdynamik. In Abhängigkeit der lokalen Gegebenheiten und der zu erbringenden Schutzleistung sind waldbauliche Eingriffe wie die Fällung absterbender Bäume und das Querlegen von Totholz erforderlich.

Nach schweren Bränden muss die mittel- bis langfristige Schutzwirkung von Buchenbeständen genau analysiert werden. Durch die feuerbedingte rasche und hohe Mortalität ist für die Sicherung der Naturverjüngung der Erhalt noch lebender Buchen als Samenquellen vordringlich. Gleichzeitig muss nach ausgedehnten Bränden stark aufkommende, verjüngungshemmende, krautige Bodenvegetation wo möglich unterdrückt werden. Hingegen sind Pioniergehölze auf der Fläche zu belassen, da sie wie ein Vorbau die aufkommende Buchenverjüngung schützen. Totholz, insbesondere liegendes, sollte sofern es die sicherheitstechnischen Umstände (Muren, talwärts rutschende Totholzstämme, erhöhte Waldbrandgefahr) zulassen, zum Schutz der Verjüngung auf der Fläche belassen werden.

Die Bestandesdynamik und die Entwicklung des am Boden liegenden Totholzes muss im Hinblick auf dessen Schutzwirkung gegen Steinschlag ständig überwacht werden. Gegebenenfalls sind technische Massnahmen wie die Installation von Steinschlagnetzen vorzusehen. In rutschungsgefährdeten Gebieten sollten präventiv Rückhaltebecken im Auslaufbereich potenziell entstehender Murgänge eingerichtet werden.

Wo forstliche Eingriffe zur wirtschaftlichen Nutzung oder aus sicherheitstechnischen Gründen nötig sind, sollte auf Mastjahre geachtet werden. Hier ist ein Abwägen zwischen Belassen des Altbestandes (überlebende Bäume, stehendes und liegendes Totholz) und Holzentnahme notwendig. Nur das Vorhan-

densein von Samenbäumen, wenngleich in schlechtem Zustand, sichert eine standortsangepasste Naturverjüngung und reduziert langfristig die Kosten.

Fazit

- Buchenbrandflächen sind resiliente Systeme, die sich innert einiger Dekaden durch Naturverjüngung wieder zu Buchenwäldern entwickeln können.
- Die natürliche Dynamik kann durch gezielte waldbauliche Eingriffe unterstützt und beschleunigt werden, wobei auf vorherrschende Waldleistungen und Buchenmastjahre zu achten ist.
- Wo Verkehrswege, Bauten und andere Infrastrukturen unmittelbar gefährdet sind, müssen absterbende Buchen umgehend entfernt werden.
- Wo die erforderliche Schutzwirkung des Waldes nicht durchgehend garantiert ist, müssen zusätzlich zu waldbaulichen auch technische Massnahmen in Betracht gezogen werden.

Literaturverzeichnis

Allgaier Leuch, B.; Streit, K.; Brang, P., 2017: Naturnaher Waldbau im Klimawandel. Merkbl. Prax. 59:12 S.

Ascoli, D.; Castagneri, D.; Valsecchi, C.; Conedera, M.; Bovio, G., 2013: Post-fire restoration of beech stands in the Southern Alps by natural regeneration. Ecol. Eng. 54: 210–217.

Ascoli, D.; Vacchiano, G.; Maringer, J.; Bovio, G.; Conedera, M., 2015: The synchronicity of masting and intermediate severity fire effects favors beech recruitment. For. Ecol. Manage. 353: 126–135.

Ascoli, D.; Vacchiano, G.; Turco, M.; Conedera, M.; Drobyshev, I.; Maringer, J.; Motta, R.; Hacket-Pain, A., 2017: Interannual and decadal changes in teleconnections drive continental-scale synchronization of tree reproduction. Nat. Commun. 8. 220 S.

Bebi, P.; Putallaz, J.-M.; Frankhauser, M.; Schmid, U.; Schwitter, R.; Gerber, W., 2015: Schutzfunktion in Windwurfflächen. Schweiz. Z. Forstwes. 166: 168–176.

Conedera, M.; Lucini, L.; Holdenrieder, O., 2007: Pilze als Pioniere nach Feuer. Wald Holz 11: 45–48.

Conedera, M.; Lucini, L.; Valese, E.; Ascoli, D.; Pezzatti, G.B., 2010: Fire resistance and vegetative recruitment ability of different deciduous trees species after low- to moderate-intensity surface fires in southern Switzerland. D.X. Viegas (Ed.), 12 p.

Dorren, L.; Berger, F.; Imeson, A.C.; Mauer, B.; Rey, F., 2004: Integrity, stability and management of protection forests in the European Alps. For. Ecol. Manage. 195: 165–176.

Dorren, L.; Berger, F.; Frehner, M.; Huber, M.; Kühne, K.; Métral, R.; Sandri, A.; Schwitter, R.; Thormann, J.-J. Wasser, B., 2015: Die neue NaiS-Anforderungsprofil Steinschlag. Schweiz. Z. Forstwes. 166: 16–23.

Dujesiefke, D.; Shortle, W.; Minocha, R., 2005: Response of beech and oaks to wounds made at different times of the year. Eur. J. For. Res. 124: 113–117.

Gehring, E.; Conedera, M.; Maringer, J.; Giadrossich, F.; Guastini, E.; Schwarz, M., 2019: Shallow landslide disposition in burnt European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. Sci. Rep. 9: 8638.

Gutsell, S.L.; Johnson, E. A., 1996: How fire scars are formed: coupling a disturbance process to its ecological effect. Can. J. For. Res. 26: 166–174.

Henning, B. 2019: Waldbrand – Prävention, Bekämpfung, Wiederbewaldung. Bern, Haupt. S 216.

Houston, D.T.; de Rigo, D.; Caudullo, G., 2016: *Fagus sylvatica* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel-Ayanz, J.; De Rigo, D.; Caudullo, G.; Houston Durrant, T.; Mauri, A. (Eds.), European atlas of forest tree species Luxembourg: European Union. 94–95.

Kahl, T., 2008: Kohlenstofftransport aus dem Totholz in den Boden. Ph.D. thesis, Freiburg i. Br.

Kraus, D.; Wohlgemuth, T.; Conedera, M., 2019: Abiotische Störungen. Störungen durch Feuer in Waldökosystemen: Prozesse und Managementstrategien. In: Wohlgemuth, T.; Jentsch, A.; Seidl R. (Eds.), Störungsökologie. Bern, Haupt. 5018: 129–155

Krieglsteiner, G.J. (Ed.), 2000: Die Großpilze Baden-Württembergs. Stuttgart, Erwin Ulmer Verlag.

Langer, G.J.; Busskamp, 2020: Absterbeerscheinungen bei Rotbuche durch Trockenheit und Wärme. AFZ/Wald 4: 24–27.

Maringer, J.; Wohlgemuth, T.; Neff, C.; Pezzatti, G. B.; Conedera, M., 2012: Post-fire spread of alien plant species in a mixed broad-leaved forest of the Insubric region. Flora 207: 19–29.

Maringer, J.; Ascoli, D.; Küffer, N.; Schmidtlein, S.; Conedera, M., 2016a: What drives European beech *(Fagus sylvatica L.)* mortality after forest fires of varying severity? For. Ecol. Manage. 368: 81–93.

Maringer, J.; Conedera, M.; Ascoli, D.; Schmatz, D. R.; Wohlgemuth, T., 2016b: Resilience of European beech forests *(Fagus sylvatica L.)* after fire in a global change context. Int. J. Wildland Fire 25: 699–710.

Maringer, J.; Ascoli, D.; Dorren, L.; Bebi, P.; Conedera, M., 2016c: Temporal trends in the protective capacity of burnt beech forests (*Fagus sylvatica* L.) against rockfall. Eur. J. For. Res. 135: 657–673.

Maringer, J.; Wohlgemuth, T.; Hacket-Pain, A.; Ascoli, D.; Berretti, R.; Conedera, M., 2020: Drivers of persistent post-fire recruitment in European beech forests. Sci Total Environ 699: 134006.

Mazzoleni, S.; Bonanomi, G.; Incerti, G.; Chiusano, M. L.; Termolino, P.; Mingo, A.; Senatore, M.; Giannino, F.; Carteni, F.; Rietkerk, M.; Lanzotti, V., 2015: Inhibitory and toxic effects of extracellular self-DNA in litter: a mechanism for negative plant-soil feedbacks? New Phytol. 205: 1195–1210.

Perzl, F., 2009: Die Buche – eine Baumart des Objektschutzwaldes. BFW – Praxisinformation 12: 29–31.

Pezzatti, G.-B.; Reinhard, M.; conedera, M., 2010: Swissfire: Die neue schweizerische Waldbranddatenbank. Schweiz. Z. Forstwes. 161: 465–469.

Pezzatti, G.B.; De Angelis, A.; Conedera, M., 2016: Potenzielle Entwicklung der Waldbrandgefahr im Klimawandel. In: Pluess, A.R.; Augustin, S.; Brang, P. (Red.), Wald im Klimawandel. Grundlagen für Adaptationsstrategien. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern; Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf; Bern, Stuttgart, Wien, Haupt. 223–245.

Reinartz, H.; Schlag, M., 2002: Baumschädigende Pilze: Wirkungs- und Ausbreitungsweise baumschädigender Pilze zur Einschätzung der Höhe von Wertminderungen im Rahmen der Gehölzwertermittlung. Köln: Deutsche Akademie für Sachverständige.

Schär, C.; Vidale, P.L.; Lüthi, D.; Frei, C.; Häberli, C. Liniger, M.A.; Appenzeller, C., 2004: The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. Letter to Nature 427: 332–336.

Schwarz M.; Thormann, J.J.; Zürcher K.; Feller, K., 2012: Quantifying root reinforcement in protection forests: Implications for slope stability and forest management. Interpraevent: 2012.

Schwarz, M.; Cohen, D.; Louis, K., 2017: Beurteilung der Wirkung biologischer Objektschutz Massnahmen: Anwendungsbeispiel des Modells SOSlope. FAN Agenda 2: 9–12.

Schwarz, M.; Dorren, L.; Kühne, K., 2019: Wirkung des Waldes gegen flachgründige Rutschungen und Risikoreduktion auf Bahnanlagen und Bahnbetrieb der SBB AG: Anwendung des Konzepts PROTECT Bio anhand von drei Fallbeispielen in den Kantonen TI und LU. Zollikofen: Hochschule Agrar- Forst- Lebensmittelwissenschaften, Projektbericht.

Schwarze, F.; Baum, S., 2000: Mechanisms of reaction zone penetration by decay

fungi in wood of beech *(Fagus sylvatica)*. New Phytol. 146: 129–140.
SCHWEINGRUBER, F.H., 2001: Dendroökologische Holzanatomie. Anatomische Grundlagen der Dendrochronologie. Bern, Haupt. 472 S.
SHIGO, A., 1970: Growth of *Polyporus glomeratus, Poria obliqua, Fomes igniarius,* and *Pholiota squarrosaadiposa* in media amended with manganese, calcium, zinc, and iron. Mycologia 62: 604–607.
VACCHIANO, G.; BERRETTI, R.; MONDINO, E.B.; MELONI, F.; MOTTA, R., 2016: assessing the effect of disturbances on the functionality of direct protection forests. Mt. Res. Dev. 36: 41–55.
WAGNER, S.; COLLET, C.; MADSEN, P.; NAKASHIZUKE, T.; NYLAND, R.; SAGHEB-TALEBI, K., 2010: Beech regeneration research: from ecological to silvicultural aspects. For. Ecol. Manage. 259: 2172–2182.
WEBSTER, J.; WEBER, R., 2007: Introduction to fungi. Cambridge (UK): Cambridge University Press, 3rd ed.
WSL, 2019: Schweizerisches Landesforstinventar LFI. Spezialauswertung der Erhebung 2009–13 vom 12.09.2019. Fabrizio Cioldi. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL.
ZARZYŃSKI, P., 2007: The range of trophic preferences of oak mazegill (*Daedalea quercina* L.: Fr.) isolate examined in Vitro. Acta Sci. Pol. Silv. Colendar. Rat. Ind. Lignar 6: 112–118.

Weiterführende Informationen

Kurzfilm zur Feuerökolologie der Buche: www.wsl.ch/video-feueroekologie-buche

Dank

Diese Publikation wurde mit der Unterstützung und im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) erstellt.

Abbildungen

Davide Ascoli (Abb. 1, 4, 6, 8, 9), Ottmar Holdenrieder (Abb. 5), Marco Conedera (Abb. 7, 10), Janet Maringer (Abb. 12)

Adressen der Autoren

Marco Conedera, Janet Maringer und Eric Gehring
Istituto federale di ricerca WSL
Campus di Ricerca, a Ramél 18
CH-6593 Cadenazzo

Thomas Wohlgemuth
Eidg. Forschungsanstalt WSL
Zürcherstrasse 111
CH-8903 Birmensdorf

Davide Ascoli,
Università degli Studi di Torino (I)

Massimiliano Schwarz,
Berner Fachhochschule, Zollikofen (CH)

Zitierung

MARINGER, J.; ASCOLI, D.; GEHRING, E.; WOHLGEMUTH, T.; SCHWARZ, M.; CONEDERA, M., 2020: Feuerökologie montaner Buchenwälder. Waldleistungen und waldbauliche Massnahmen nach Waldbrand. Merkbl. Prax. 65.12 S.

Merkblatt für die Praxis ISSN 1422-2876

Konzept

Im **Merkblatt für die Praxis** werden Forschungsergebnisse zu Wissenskonzentraten und Handlungsanleitungen für Praktikerinnen und Praktiker aufbereitet. Die Reihe richtet sich an Forst- und Naturschutzkreise, Behörden, Schulen und interessierte Laien.

Französische Ausgaben erscheinen in der Schriftenreihe **Notice pour le praticien** (ISSN 1012-6554). Italienische Ausgaben erscheinen in loser Folge in der Schriftenreihe **Notizie per la pratica** (ISSN 1422-2914).

Die neuesten Ausgaben (siehe www.wsl.ch/merkblatt)

Nr. 64: Habitatbäume kennen, schützen und fördern. R. Bütler *et al.* 2019. 12 S.
Nr. 63: Die Roten Waldameisen – Biologie und Verbreitung in der Schweiz. B. Wermelinger *et al.* 2019. 12 S.
Nr. 62: Verbissprozent – eine Kontrollgrösse im Wildmanagement. O. Odermatt. 2018. 62: 8 S.
Nr. 61: Zyklen und Bedeutung des Lärchenwicklers. B. Wermelinger *et al.* 2018. 12 S.
Nr. 60: Der Waldboden lebt – Vielfalt und Funktion der Bodenlebewesen. M. Walser *et al.* 2018. 12 S.
Nr. 59: Der Schweizer Wald im Klimawandel: Welche Entwicklungen kommen auf uns zu? B. Allgaier Leuch *et al.* 2017. 12 S.
Nr. 58: Kupferstecher und Furchenflügeliger Fichtenborkenkäfer. B. Forster 2017. 8 S.
Nr. 57: Das Eschentriebsterben. Biologie, Krankheitssymptome und Handlungsempfehlungen. D. RIGLING *et al.* 2016. 8 S.
Nr. 56: Siedlungs- und Landschaftsentwicklung in agglomerationsnahen Räumen. Raumansprüche von Mensch und Natur. S. TOBIAS *et al.* 2016. 16 S.

Managing Editor

Martin Moritzi
Eidg. Forschungsanstalt WSL
Zürcherstrasse 111
CH-8903 Birmensdorf
martin.moritzi@wsl.ch
www.wsl.ch/merkblatt

Die WSL ist ein Forschungsinstitut des ETH-Bereichs.

Layout: Jacqueline Annen, WSL

Druck: Rüegg Media AG

klimaneutral
powered by ClimatePartner°
Druck | ID 11726-1503-1001

FSC Mix
Produktgruppe aus vorbildlicher Waldwirtschaft und anderen kontrollierten Herkünften
www.fsc.org Cert no. SQS-COC-100271
©1996 Forest Stewardship Council