3.13 Feuer und Biodiversität

Dieter Kasang & Anne Felsberg

Feuer und Biodiversität: *Feuer besitzt im Erdsystem nicht nur eine zerstörerische, sondern auch eine produktive Rolle. Die Geschichte des Feuers reicht soweit zurück wie die der Pflanzen auf dem Land. Unter dem Einfluss des Feuers setzten sich zahlreiche Lebensgemeinschaften der Erde neu zusammen, und Pflanzen bildeten neue Eigenschaften zur Anpassung an Brände aus. Vor etwa acht Mio. Jahren kam es z.B. durch eine Feuer-Gras-Rückkopplung zu einer deutlichen Verschiebung der Grenze zwischen Savanne und Wald und damit zu einer großräumigen Veränderung der Biodiversität. Durch den Menschen wurde der Einfluss des Feuers auf den lokalen Artenreichtum verstärkt, zumeist auf Kosten von Wald und zugunsten von neuen, vielfältigen natürlichen und kulturlandschaftlichen Ökosystemen. An heutigen Brennpunkten der Feueraktivität zeigt sich eine Intensivierung dieser Entwicklung. Im Amazonasgebiet wiederholt sich durch menschliches Einwirken die Ausdehnung der Savanne auf Kosten des Waldes. In den westlichen USA sorgen Megafeuer, die auch unter menschlichem Einfluss und dem des Klimawandels stehen, für die Zerstörung von Wäldern, aber in etlichen Fällen auch für eine Erhöhung der pflanzlichen Biodiversität. Im Mittelmeerraum erhöhte eine aktuelle Landflucht die Feueraktivität, mit drohenden ökologischen Katastrophen in bestimmten Bergregionen, die durch den künftigen Klimawandel wahrscheinlicher werden könnten.*

Fire and Biodiversity: *Fire in the Earth system is not only a destructive power, but influences many ecosystems worldwide in a creative manner. The history of fire goes back to the origin of terrestrial plants. Under the impact of fire, numerous biological communities were altered and plants developed new traits in order to adapt to fire. About eight million years ago, for example, the border between savannah and forest was shifted through a fire-grass-feedback, resulting in a large-scale change of biodiversity. Human use of fire increased the impact on local biodiversity further by creating new, diverse natural and cultural landscapes at the expense of forests. Present hot spots of fire activity show extreme versions of this kind of development: the extension of savannah at the expense of forest is being repeated in the Amazon region, but this time on account of human intervention. Mega fires in the western US, which are being influenced by humans and climate change, destroy large forest areas, thereby also increasing the biodiversity in some places. In the Mediterranean, the current rural exodus leads to an altered fire activity, which could, in some mountainous regions, turn into ecological catastrophes. Such processes might become even more likely as a result of future climate change.*

Feuer im Erdsystem

Feuer treten auf der Erde immer wieder auf. Großfeuer wie die weiträumigen und langanhaltenden Waldbrände bei Fort McMurray im kanadischen Alberta im Frühjahr 2016 oder die Brandserie 2007 in Südkalifornien, USA, werden in den Medien als bedrohliches Ereignis dargestellt. Die menschliche Wahrnehmung von Feuer als Katastrophe ist jedoch eine sehr einseitige Betrachtung. Vielmehr spielt Feuer in der Evolution des Lebens auf der Erde neben der zerstörerischen auch eine kreative Rolle. Traditionell wird die Verteilung von Pflanzen und Tieren auf der Erde ausschließlich durch Klimaverhältnisse und Bodenbeschaffenheit erklärt. Neuere Forschung hat jedoch ergeben, dass auch dem Feuer eine Schlüsselrolle für die Verteilung und Zusammensetzung von Ökosystemen zukommt (Pausas & Keeley 2012).

Damit ein Feuer entsteht, müssen sowohl genügend Sauerstoff in der Atmosphäre als auch genügend Brennmaterial am Boden vorhanden sein. Zudem bedarf es einer Zündquelle; dies können Blitze sein, aber auch Vulkanaktivitäten oder der Mensch. Nicht immer sind die Bedingungen für ein Feuer erfüllt. In manchen Ökosystemen verhindern extreme klimatische Bedingungen wie starke Trockenheit, hohe Feuchtigkeit oder Kälte bzw. der Mangel an Brennmaterial das Ausbrechen von Feuern.

Je nach Vegetation, klimatischen und Wetter-Bedingungen und der Art der Entstehung besitzen Feuer unterschiedliche Eigenschaften: Feuer können häufig oder selten auftreten bzw. sich vorzugsweise zu bestimmten Jahreszeiten ereignen. Räumlich können sich Feuer in der bodennahen Vegetation ausbreiten oder als Kronenfeuer bis in die Baumkronen eines Waldes übergreifen. Das vorhandene Brennmaterial kann je nach klimatischen Bedingungen und Bewuchs reichlich oder spärlich sein. Und der Ursprung von Feuer kann natürlich oder menschengemacht sein. Die spezifische Kombination dieser Eigenschaften wird als »Feuerregime« bezeichnet.

Abb. 3.13-1: *Waldbrand in Südkalifornien 2003. (Quelle: https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Simi_Valley_fire_California_USA.jpg, Author: U.S. Air Force photo by Senior Master Sgt. Dennis W. Goff, Lizenz: Public Domain).*

Feuer hat vor allem drei Auswirkungen auf Ökosysteme. Es bestimmt erstens in manchen Regionen der Erde die Grenze zwischen Wald- und Savannengebieten und setzt damit teilweise klimatische Grenzen außer Kraft (s.u.). Feuer beeinflusst zweitens die Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften in Ökosystemen, indem es Arten begünstigt, die sich an Feuer anpassen und Licht zur frühen Entwicklung benötigen. Und Feuer treibt drittens Pflanzen dazu, neue Eigenschaften als Reaktion auf das Feuer zu entwickeln, die ihre Widerstandsfähigkeit gegenüber wiederholten Bränden erhöhen, z.B. durch dicke Baumrinden, kahle Stämme und hohe Kronen oder Zapfen, die den Samen nur nach starker Hitze freigeben, oder durch im Boden überdauernde Samen. Derartige Pflanzenmerkmale werden als Belege dafür gewertet, dass Feuer im Laufe der Evolution die Diversität von Pflanzen erhöht hat (Pausas 2015).

Feuer und Vegetation in der Erdgeschichte

Feuer existieren auf der Erde seit es Pflanzen an Land gibt, die das Brennmaterial stellen. Die von den Pflanzen betriebene Photosynthese erhöhte außerdem den Sauerstoffgehalt der Atmosphäre über die kritische Grenze von 13% und schuf so die zweite Voraussetzung für das Entstehen von Feuer. Unter heutigen Bedingungen von etwa 21% Sauerstoffanteil in der Atmosphäre muss das Brennmaterial trocken sein, um Feuer zu ermöglichen. Bei einem deutlich höheren Sauerstoffgehalt ab 35% brennen auch nasse Materialien (Bowman & Murphy 2010). Im Laufe der Erdgeschichte finden sich sowohl Phasen mit starker als auch mit geringer Feueraktivität, offensichtlich in Abhängigkeit vom Sauerstoffniveau in der Atmosphäre (Pausas & Keeley 2012).

Feuer hat seit seinem ersten Vorkommen in der Erdgeschichte die weitere Evolution der Vegetation begleitet und beeinflusst. Manche Pflanzen wie der Eukalyptusbaum sind hochgradig an Waldbrände angepasst. Auch andere Pflanzenarten wie die Kiefer oder der nordamerikanische Mammutbaum haben sich durch verschiedene Mechanismen im Laufe der Evolution auf Waldbrände eingestellt. Wahrscheinlich hätte eine Welt ohne Feuer zudem andere Vegetationszonen, als wir sie heute vorfinden: Vegetationsmodelle zeigen, dass sich die Bedeckung mit dichtem Wald auf den Vegetationsflächen der Erde unter rein klimatischen Einflüssen vor allem auf Kosten der Savannen von 27% auf 56% erhöhen würde (Bond et al. 2005). Den Anstoß zur Ausweitung der Savannen hat wahrscheinlich eine fallende CO_2-Konzentration der Atmosphäre vor ca. 8 Mio. Jahren gegeben. Die Gräser der Savanne reagierten darauf mit der Entwicklung der C_4-Photosynthese, die eine effektivere CO_2-Verwertung und weniger Wasserverlust gegenüber der C_3-Phototsynthese von Bäumen ermöglichte. Ein geringerer CO_2-Gehalt bedeutete außerdem ein kühleres und trockeneres Klima, das die Wachstumsbedingungen für Bäume verschlechterte. C_4-Gräser wurden dagegen durch diese trockeneren Bedingungen in ihrem Wachstum und ihrer Ausbreitung begünstigt und drangen in die Randgebiete der Wälder vor. Das förderte die Entstehung von Bränden, die die schnell nachwachsenden Gräser sich weiter ausbreiten ließen, was wiederum das lokale Klima trockener machte, wodurch neue Feuer leichter ausbrachen usw. Durch diese Feuer-Gras-Rückkopplung konnte sich die tropische Savanne über weite Gebiete ausdehnen, die aufgrund der klimatischen Bedingungen eigentlich mit Wald bedeckt sein sollten (Beerling & Osborne 2006).

Feuer und Vegetation unter dem Einfluss des Menschen

Früher Gebrauch des Feuers

Die nächste starke Veränderung in der ökologischen Bedeutung von Feuer ereignete sich durch den Menschen, der den kontrollierten Feuergebrauch vor 1,5 Mio. Jahren in der tropischen Savanne Afrikas entwickelte und diese Technologie vor rund 0,8 Mio. Jahren im Nahen Osten und darüber hinaus verbreitete. In der frühen und mittleren Steinzeit wurde Feuer zu vielfältigen Zwecken genutzt wie die Beseitigung von Bäumen und Sträuchern zur Errichtungen von menschlichen Behausungen, für die Schaffung von offenen Flächen und Wegen durch dichte Wälder, für die Jagd und die Kriegsführung und bei spirituellen Ritualen. Diese Praktiken hatten grundlegende Auswirkungen auf die Verteilung der Vegetation und die Biodiversität. Allgemein wurden Waldgebiete und Buschland mit geschlossener Kronendecke geöffnet und manchmal durch schnell wachsende einjährige Pflanzenarten ersetzt. Die Feuerpraktiken des Menschen haben zusammen mit klimatischen Änderungen nach Ansicht mancher Forscher auch zum Verschwinden der Megafauna am Ende der letzten Eiszeit und Beginn des Holozäns beigetragen (Pausas & Keeley 2012).

Die neolithische Agrarrevolution zu Beginn des Holozäns (vgl. Kap. 2.6 - Kasang et al.) führte verstärkt zum Eingriff in die Landschaft durch den Einsatz von Feuer. Ob für die wichtigsten Änderungen der Vegetation in den letzten 6.000-7.000 Jahren mehr der Mensch oder klimatische Änderungen verantwortlich sind, ist allerdings umstritten. Für die Entwicklungen der letzten 2000 Jahre müssen global gesehen sowohl menschliche als auch klimatische Faktoren wie etwa die Kleine Eiszeit als Erklärung herangezogen werden,

um die schwankende Verbrennung der Biomasse und den Wechsel von Feuerregimen zu erklären. Insgesamt aber hatte der Übergang von der Jäger- und Sammler- über die Ackerbau- und Viehzucht- bis hin zur Industriegesellschaft einen prägenden Einfluss auch auf die Feuerregime der Erde, wobei sich dieser Prozess in verschiedenen Teilen der Welt zu unterschiedlichen Zeiten vollzogen hat. Die Veränderungsraten etwa in den letzten 100 Jahren sind wahrscheinlich historisch beispiellos, global aber kaum abzuschätzen und machen daher eine regionale Betrachtung erforderlich (Pausas & Keeley 2012). Das soll im Folgenden an drei ausgewählten Brennpunkten aktueller Feueraktivitäten geschehen.

Grasinvasion und Sekundärwälder im Amazonasgebiet

In der Evolutionsgeschichte des Amazonas-Regenwaldes sind Waldbrände eher selten. Naturbelassene Regenwälder sind unter Normalbedingungen feucht genug, um Brände zu verhindern, da sie durch ihre Verdunstung gleichzeitig genügend Niederschlag zur Unterdrückung von Bränden generieren. Während der Trockenzeit kann es jedoch zu Bränden in der bodennahen Vegetation oder von isolierten Bäumen kommen. Diese Feuer bewegen sich meistens langsam und sind eher schwach, so dass sie nachts durch die erhöhte relative Feuchte des Regenwaldes schnell wieder erstickt werden und nur wenig Schaden anrichten (Brando et al. 2014). Das lokale Wiederkehrintervall solcher Brände lag wahrscheinlich bei 500 bis 1.000 Jahren (Pivello 2011). Nur bei starken Dürren, die im Amazonasgebiet häufig mit El-Niño-Ereignissen zusammenhängen, können Feuer im tropischen Regenwald auch verheerender sein. Wegen der Seltenheit von Waldbränden unter natürlichen Bedingungen ist die Mehrheit der Vegetation und der Tierarten im Amazonasgebiet an Feuer nicht angepasst. Daher sind einige Pflanzenarten unter den gegenwärtigen, vom Menschen beeinflussten Bedingungen auch bei Bränden von geringer Intensität ernsthaft gefährdet. Besonders sich wiederholende Feuer verschärfen diese Gefahren, und einige Arten können lokal ausgerottet werden (Pivello 2011).

Schon vor 4.000 bis 5.000 Jahren haben die Ureinwohner Brasiliens das Feuer genutzt, um z.B. das Vordringen des Waldes in die Savanne zu verhindern oder Flächen für den Wanderfeldbau zu schaffen. Durch die Ankunft der Portugiesen wurden 90% der indianischen Bevölkerung ausgerottet, meistens infolge von Krankheiten, wodurch auch die Feueraktivität bis ca. 1750 zurückging. Die Europäer übernahmen später den Gebrauch des Feuers beim Wanderfeldbau, ohne jedoch dessen sorgfältige und geplante Nutzung durch die indigene Bevölkerung beizubehalten. Diese entfachte Feuer beispielsweise üblicherweise zu Beginn der Regenzeit, um die Brände besser kontrollieren zu können, während heutige Feuer meistens in der Trockenzeit gelegt werden und dadurch sehr viel größere Ausmaße erreichen (Pivello 2011).

Gegenwärtig ist das Amazonasgebiet neben Südostasien dem Druck von wirtschaftlichen Aktivitäten wie Sojaanbau, Viehweide, Holzgewinnung, kleinbäuerlichem Anbau und Straßenbau sehr stark ausgesetzt, die den Regenwald von den Rändern her, teilweise aber auch in den Kernzonen zerstören (Barlow & Peres 2008). Besonders betroffen ist davon die Übergangszone zwischen Regenwald und Cerrado (der brasilianischen Savanne), wobei die vorhandene Vegetation durch ausgedehnte Viehweiden und Sojafelder ersetzt wird. Der Kahlschlag oder das selektive Herausschlagen großer Bäume geht dem Legen von Feuern häufig voraus. Das Feuer wird anschließend wiederholt genutzt, um das erneute Wachstum von Holzpflanzen zu verhindern. Im Vergleich zur vorkolumbianischen Zeit hat sich das Feuerregime auf diese Weise deutlich verändert, mit der Folge von Bodendegradation, invasiver Besiedlung durch Pflanzen und allgemeinem Verlust von Biodiversität. Wenn diese Praktiken mit Wetterextremen (Dürren) zusammentreffen, können große und verheerende Brände entstehen (Pivello 2011). Dabei kommt es zu ähnlichen Rückkopplungsprozessen wie bei der natürlichen Verdrängung von Wald durch Savanne vor einigen Millionen von Jahren, die heute aber in vergleichsweise kürzester Zeit durch menschliche Einwirkungen vorangetrieben wird. Die Feuer-Gras-Rückkopplung wird besonders begünstigt durch als Viehfutter importierte afrikanische C_4-Grasarten wie Molasse- oder Guineagras, die bei Dürre schnell austrocknen und so ein leicht entzündbares Brennmaterial bilden. In Waldgebieten auf Hawaii z.B.

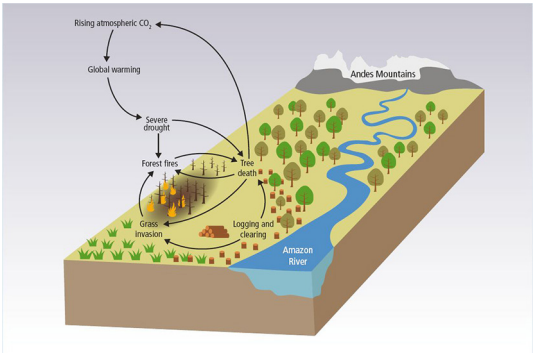

Abb. 3.13-2: *Zurückdrängen des Amazonas-Regenwaldes zugunsten der Savanne: beteiligte Prozesse (Abholzung, Baumsterben, Grasinvasion, Waldbrände, Dürre, erhöhte CO_2-Konzentration der Atmosphäre und globale Erwärmung) und deren Wechselwirkungen (IPCC 2014, Fig.4-8).*

wurde beobachtet, dass sich durch die Einführung dieser C_4-Grasarten die Feuerhäufigkeit verneunfacht hat (Balch et al. 2009).

Waldbrände, die vor dem Hintergrund von starken Dürren entstehen, können jedoch auch im Kerngebiet des Amazonas-Regenwaldes erhebliche Auswirkungen haben. So kam es am Ende einer der längsten Dürren seit Menschengedenken infolge des Jahrhundert-El-Niños 1997/98 im Rio-Maró-Becken im westlichen Pará zu ausgedehnten Waldbränden, die ca. 11.700 km² Regenwald erfassten. Zudem erlebte das Gebiet in den Folgejahren weitere, wenn auch kleinere Brände (Barlow & Peres 2008). In vielen Fällen fielen die ausgewachsenen alten Bäume dem Feuer zum Opfer, das Laubdach wurde ausgedünnt und die typische vertikale Struktur des Regenwaldes ging verloren (*Abb. 3.13-3*). Ab drei Jahren nach dem Feuer wuchsen nur noch brusthohe Bäume mit einem Durchmesser von 10-20 cm. Neun Jahre nach dem Brand konnte ein eindeutiger Wandel der Pflanzengemeinschaft hin zu kleinen Bäumen, Büschen und Sämlingen festgestellt werden. Dabei breiteten sich feueranfällige, meist kurzlebige Pionierpflanzen aus. Die neue Pflanzengemeinschaft entspricht laut Barlow & Peres (2009) eher Sekundärwäldern auf degradiertem Boden als Savannen, wenn auch in der Literatur für den beschriebenen Prozess vielfach die Bezeichnung »Savannisierung« verwendet wird.

Die Sekundärwälder besitzen eine deutlich geringere Biomasse als die Primärwälder, so dass der Amazonas sein Potential als CO_2-Senke weitgehend verlieren könnte. Da für die tropischen Gebiete im Zuge des Klimawandels nicht nur eine Temperaturerhöhung, sondern auch eine Verlängerung der Trockenzeit und eine Zunahme von starken Dürreperioden projiziert werden, ist für die Zukunft ein erhöhtes Feuerrisiko anzunehmen (IPCC 2014, 4.3.3.1.3.). Nach neueren Modellrechnungen ist jedoch eher nicht mit einer deutlichen Dezimierung des Amazonas-Regenwaldes bis 2100, wie frühere Simulationen ergeben hatten, zu rechnen (IPCC 2014, Box 4-3).

Megafeuer und Biodiversität im Westen der USA

In nur zwei Tagen wurden 1910 in Idaho und Montana 1,2 Mio. ha Wald durch ein Großfeuer vernichtet, das von außerordentlich starken Winden angetrieben wurde. Seitdem hat sich in den USA eine Politik der Feuerunterdrückung durchgesetzt (Odion et al. 2014). In den letzten Jahrzehnten kam es jedoch in den westlichen Vereinigten Staaten wieder vermehrt zu Waldbränden von über 50.000 ha, für die sich die Bezeichnung „Megafeuer“ eingebürgert hat (Abella & Fornwalt 2015).

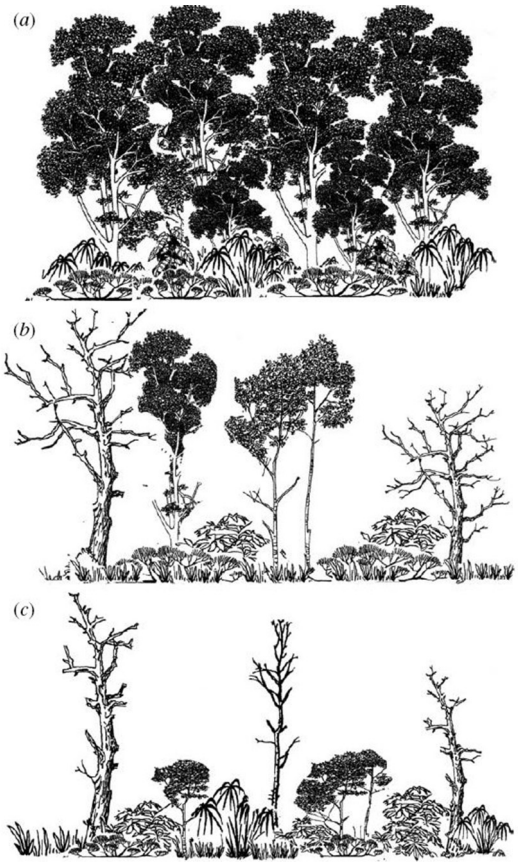

Abb. 3.13-3: *Stufen der Entstehung von Sekundärwald durch Feuer im Amazonasgebiet: a) nicht beschädigter Wald mit geschlossenem Kronendach, b) durch einmaligen Brand beschädigter Wald mit ca. zur Hälfte zerstörtem Kronendach, c) Wald, der mehrfach gebrannt hat, mit Sekundärvegetation und Zerstörung der Stockwerkstruktur des Regenwaldes (Barlow, J. & C. A. Peres 2008, Lizenz: CC BY).*

Ein wichtiger Grund für die neuen Großbrände wird vielfach in der betriebenen Feuerunterdrückung gesehen (Keane et al. 2008), die das Wachstum von Bodenpflanzen begünstige, wodurch dem nächsten Feuer mehr Brennmaterial zur Verfügung stehe. Inzwischen gibt es jedoch Zweifel an dieser These, die sich vor allem auf historische Studien berufen.

In den westlichen Regionen der USA gab es danach Brände mit großer Intensität etwa alle 100-500 Jahre auch vor 1910, in bergigen Regionen oder Steppenlandschaften sogar alle 10-80 Jahre (Keane et al. 2008). Megafeuer scheinen also schon vor der Besiedelung der westlichen USA durch Europäer existiert zu haben. Beobachtungszeiträume von ca. 70 Jahren oder weniger sind nach Keane et al. (2008) bei den historischen Megafeuer-Wiederkehrintervallen von 100-500 Jahren zudem nicht lang genug, um aussagekräftige

Schlüsse über die Auswirkungen der betriebenen Feuerbekämpfung zuzulassen.

Eine andere mögliche Ursache für die Zunahme von Großbränden wären klimatische Änderungen. Sowohl anhaltende Dürren als auch trockene und heiße Sommer sowie starke Winde begünstigen die Entstehung von Megafeuern (Keane et al. 2008). Die globale Erwärmung hat zu einer früheren Schneeschmelze in den Bergen und einer Abnahme des winterlichen Niederschlags geführt, wodurch sich die sommerliche Trockenzeit verlängerte und mehr trockenes Brennmaterial und häufigere und stärkere Feuer entstanden (Westerling et al. 2006). Die Feuerbekämpfung nach 1920 könnte die Wälder jedoch für die klimatischen Einflüsse empfänglicher gemacht haben (Westerling et al. 2006).

Die Berichte in den Medien über zahlreiche Großbrände seit Beginn des neuen Jahrhunderts und vor allem in Kalifornien, die zahlreiche Häuser zerstörten und denen auch Menschen zum Opfer fielen, haben das Bild vom Feuer als Katastrophe auch für die Natur geprägt. Wissenschaftliche Untersuchungen der Folgen von großen Waldbränden auf die Vegetation und Tierwelt in den westlichen USA zeichnen jedoch ein anderes Bild.

So ergaben Arbeiten über die Waldbrände im Yellowstone Nationalpark 1988, die über 1,5 Mio. ha betrafen und zu den größten Waldbränden der jüngeren Geschichte der USA gehören, dass schon ein Jahr nach dem Feuer zahlreiche Kräuter, Gräser und Büsche von ihren unterirdischen Pflanzenteilen her wieder austrieben (Turner 2009). Durch die Wiederbelebung der angestammten Vegetation konnten invasive Pflanzenarten kaum Fuß fassen. Die vorherrschende Küstenkiefer war auch einige Jahre nach dem Feuer wieder zahlreich vertreten, vor allem dort, wo sie Kiefernzapfen entwickelt hatte, die erst bei hohen Temperaturen, wie sie bei Bränden herrschen, Samen frei geben (engl. serotiny). Das betrifft besonders die weniger hoch gelegenen Gebiete.

Eine Studie über das Hayman-Feuer von 2002, den wahrscheinlich bis dahin größten Waldbrand im Staat Colorado, zeigt eine noch deutlichere Erhöhung der Biodiversität nach dem Brand (Abella & Fornwalt 2015). Zwar wurde über ein Drittel der Baumkronen der vorherrschenden Gelbkiefern vollständig vernichtet (*Abb. 3.13-4*). Der Artenreichtum insgesamt erhöhte sich jedoch, besonders durch krautige Pflanzen, Gräser und Sträucher, um 36% gegenüber den Verhältnissen vor dem Feuer. Daran waren auch exotische Pflanzen beteiligt, die vor dem Brand nur geringfügig vertreten waren. Die Einschätzung der Folgen von Waldbränden ist nach Abella & Fornwalt (2015) eine Frage der Sichtweise. Geht es primär darum, das Kronendach eines Waldes zu erhalten, war das Hayman-Feuer eine Katastrophe, da es lange dauert, bis ein mehrere Jahrhunderte alter Wald wieder gewachsen ist. Im Hinblick auf das Unterholz und den Bodenbewuchs hat das Feuer den ursprünglichen Bewuchs jedoch stimuliert, die Invasion exotischer Pflanzen ermöglicht und den Artenreichtum erhöht, einen Artenreichtum jedoch auf Kosten von typischen Lebensgemeinschaften des Waldes und von Biomasse.

Die Folgen neuer Feuerregime durch Landnutzungsänderungen im Mittelmeerraum

85% der jährlich durch Feuer betroffenen Flächen auf dem europäischen Kontinent befinden sich im Mittelmeerraum (San-Miguel-Ayanz et al. 2013). Durch die klimatischen Bedingungen mit einem milden und regenreichen Frühling und trockenem Sommer sind Feuer ein natürlicher Bestandteil der mediterranen Landschaft und haben die Pflanzeneigenschaften deutlich mitgeprägt. Andererseits unterscheiden sich die Landschaften des Mittelmeerraumes von ähnlichen Ökosystemen wie etwa in Kalifornien oder West-Australien durch die Jahrtausende lange Geschichte mehr oder weniger intensiver Landnutzung durch den Menschen (vgl. Kap. 2.6 - Kasang et al.), die die Feuerregime entscheidend beeinflusst haben.

Auch Landnutzungsänderungen der jüngsten Zeit haben sich im Mittelmeerraum in bemerkenswerter Weise auf die Waldbrände ausgewirkt. In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts kam es in vielen Regionen zu einer deutlichen Abwanderung aus ländlichen Regionen in die Städte und damit zu einer Aufgabe zuvor

Abb. 3.13-4: *Ein vom Hayman-Feuer 2002 betroffener Bergrücken 10 Jahre nach dem Brand (Abella & Fornwalt 2015, Public Domain) .*

bewirtschafteter Flächen (San-Miguel-Ayanz et al. 2012). Die verlassenen Felder wurden entweder sich selbst überlassen oder mit Nadelbäumen und Eukalyptus aufgeforstet, während in den bestehenden Wäldern kaum noch Brennholz gesammelt wurde (Pausas 2004). Für Feuer war somit sehr viel mehr brennbares Material vorhanden, und es konnten neben Bodenfeuern vermehrt auch Kronenfeuer entstehen (Pausas et al. 2008). Im Rahmen der Ausdehnung städtischer Siedlungen wurden ländliche Gebiete außerdem zunehmend für Freizeitaktivitäten besucht, die vielfach mit einem unvorsichtigen Gebrauch von Feuer oder beabsichtigter Brandstiftung einhergingen. Die Konsequenz war eine starke Zunahme der Anzahl von Feuern und der verbrannten Flächen in den 1970er Jahren, wie sie von Pausas & Fernández-Muñoz (2011) vor allem für die Region Valencia in Spanien nachgewiesen wurden. Diese Entwicklung trifft jedoch nicht für alle europäischen Mittelmeerregionen zu und hat sich in die jüngste Zeit nicht fortgesetzt. Im Hinblick auf die gesamte Mittelmeerregion der EU kam es als Ergebnis von Maßnahmen zur Feuerbekämpfung bei der Anzahl der Feuer seit der Jahrhundertwende und bei der verbrannten Fläche schon seit den 1980er Jahren zu einer rückläufigen Entwicklung (San-Miguel-Ayanz et al. 2013; *Abb. 3.13-5*).

Viele Pflanzenarten im Mittelmeerraum haben Mechanismen entwickelt, um wiederholten Bränden zu widerstehen oder sich danach zu regenerieren. Sowohl Steineichen, Korkeichen als auch die eher im östlichen Mittelmeerraum heimischen Kermes-Eichen treiben nach einem Waldbrand sehr kräftig wieder aus. Korkeichen z.B. besitzen eine sehr dicke isolierende Rinde, die die Stammknospen schützt, so dass der Baum nach dem Feuer wieder schnell und effektiv austreiben kann (Pausas et al. 2008). Das feuerempfindlichste Ökosystem rund um das Mittelmeer sind Kiefernwälder, besonders gegenüber dem seit einiger Zeit gehäuft auftretenden Kronenfeuer. Kiefern besitzen eine dicke Baumrinde, die gegen Brände schützt. Die vorherrschenden Pinien zeichnen sich zudem durch hoch sitzende, schirmartige Kronen aus, und manche andere Kiefernart besitzt feuerwiderständige Zapfen, die im Mittelmeerraum aber nicht so oft vorkommen wie in Nordamerika. Da die Pinie über keine solchen Zapfen verfügt, hängt ihr Weiterbestehen nach einem größeren Brand von den Samenquellen der Bäume ab, die in dem Brandgebiet oder an dessen Rändern überlebt haben. Die Samenstreuung umfasst dabei jedoch nur einen geringen Radius (Rodrigo et al. 2007), weshalb viele der früheren Kiefernwälder durch eine Strauchvegetation ersetzt wurden. In den letzten Jahren gab es Kronenfeuer auch in Bergebieten, in denen sie früher nicht vorkamen. Die hier existierenden Ökosysteme mit Schwarz- und Waldkiefern haben kaum Möglichkeiten zur Regeneration nach Waldbränden entwickelt. Obwohl einige dieser Waldgebiete eine lange Geschichte mit Bodenfeuern erlebt haben, werden sie heute auf großen Flächen von Kronenfeuern vernichtet.

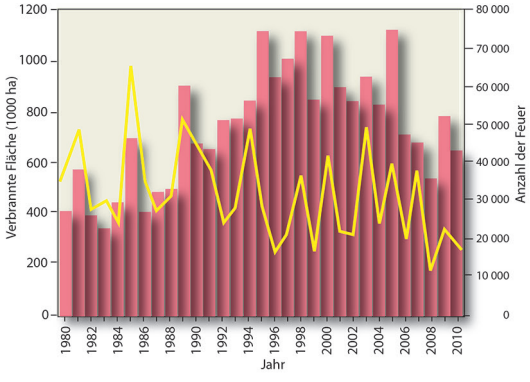

Abb. 3.13-5: *Anzahl der Feuer (rote Säulen) und verbrannte Fläche (gelbe Linie) in mediterranen Regionen der EU (eigene Darstellung nach San-Miguel-Ayanz et al. 2013).*

Zwar ist die Biodiversität im Mittelmeerraum sehr widerstandsfähig gegenüber Bränden, einige Ökosysteme sind dennoch relativ empfindlich gegenüber neuen Feuer-Regimen. Ökologische Katastrophen durch Waldbrände sind daher nach Pausas et al. (2008) regional durchaus möglich, vor allem in Bergregionen mit einer wenig an Feuer angepassten Vegetation. Im Zuge des Klimawandels werden für den Mittelmeerraum erhöhte Temperaturen sowie eine Zunahme von extremen Wärmeereignissen vorhergesagt, was wiederum einen beträchtlichen Einfluss auf die Feuerregime haben wird.

Ausblick: Klimawandel, Feuer und Biodiversität

In Regionen, in denen ein deutlicher Temperaturanstieg, mehr Hitzewellen und eine Abnahme von Niederschlag durch den Klimawandel zu erwarten sind, wird es auch ein extremeres Feuerwetter geben. Ein solcher Trend ist bereits im südöstlichen Australien und in den westlichen USA sichtbar. In Zukunft können jedoch auch Regionen betroffen sein, in denen bisher wenige Brände auftreten und die Pflanzenwelt nicht an Feuer angepasst ist, mit der Folge einer stärkeren Gefährdung der vorhandenen Biodiversität. So kam es während der mitteleuropäischen Hitzewelle 2003, die von vielen Beobachtern als Vorwegnahme künftiger Klimaverhältnisse gewertet wurde, zu einem anhaltenden Großbrand im Schweizer Wallis, der die angestammte Pflanzen- und Tiervielfalt stark veränderte (Wasem et al. 2010). Auch in den Kernbereichen tropischer Regenwälder wie im Amazonasgebiet könnte durch stär-

kere Dürren infolge des Klimawandels in Kombination mit direktem menschlichen Eingreifen die Ausbreitung von Sekundärwäldern durch Waldbrände weiter voranschreiten, mit einer deutlichen Reduktion der ursprünglichen Biodiversität. Außerdem besteht das Risiko, dass etwa der Amazonasregenwald auf diese Weise seine Funktion als CO_2-Senke verlieren könnte.

Die höhere anthropogene CO_2-Konzentration der Atmosphäre besitzt nicht nur über das veränderte Klima, sondern auch an sich einen Einfluss auf die Häufigkeit und Intensität von Bränden. Mehr CO_2 fördert bei hinreichender Wasserverfügbarkeit die Photosynthese, und zwar vor allem die C_3-Photosynthese von Bäumen. Der Vorteil der C_4-Photosynthese von Gräsern in tropischen Savannen wird damit vermindert, und die Gras-Feuer-Rückkopplung könnte ihre Wirkung teilweise verlieren. Gehölze würden sich möglicherweise wieder stärker ausbreiten und die Graslandschaften zurückerobern (IPCC 2014, 4.2.4.4.), was die Grenze zwischen Savanne und Regenwald wieder Richtung Savanne verschieben und zu einer deutlichen Veränderung der regionalen Biodiversität führen würde. Das Verständnis der Reaktion von Ökosystemen auf eine höhere CO_2-Konzentration der Atmosphäre ist jedoch mit großen Unsicherheiten behaftet, so dass über viele der beteiligten Prozesse und deren quantitative Konsequenzen nur Vermutungen angestellt werden können.

Literatur

ABELLA, S. R. & P. J. FORNWALT (2015): Ten years of vegetation assembly after a North American mega fire, Global Change Biology (2015) 21: 789-802, doi: 10.1111/gcb.12722.

BALCH, J. K., D. C. NEPSTAD & L. M. CURRAN (2009): Pattern and process: fire-initiated grass invasion at Amazon transitional forest edges. In: Cochrane, M.A. (editor): Tropical fire ecology: climate change, land use and ecosystem dynamics. 481-502, Springer Praxis Books, Heidelberg.

BARLOW, J. & C.A. PERES (2008): Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. Philosophical Transactions of the Royal Society B 363(1498): 1787-1794. doi: 10.1098/rstb.2007.0013.

BEERLING, D. J. & C. P. OSBORNE (2006): The origin of the savanna biome, Global Change Biology 12: 2023-2031, doi.10.1111/j.1365-2486.2006.01239.x.

BOND, W. J., F. I. WOODWARD & G. F. MIDGLEY (2005): The global distribution of ecosystems in a world without fire. New Phytologist 165: 525-538.

BOWMAN, D. M. J. S. & B. P. MURPHY (2010): Fire and Biodiversity, in: Sodhi, N. S. & P. R. Ehrlich (ed.): Conservation Biology for All, Chapter 9, https://conbio.org/publications/free-textbook/.

BRANDO, P. M., J. K. BALCH, D. C. NEPSTAD, D. C. MORTON et al. (2014): Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 111: 6347-6352.

IPCC (2014): Climate Change 2014, Working Group II: Impacts, Adaptation and Vulnerability.

KEANE, R. E., J. K. AGEE, P. Z. FULÉ, J. E. KEELEY et al. (2008): Ecological effects of large fires on US landscapes: benefit or catastrophe? International Journal of Wildland Fire 17: 696-712.

ODION, D. C., C. T. HANSON, A. ARSENAULT, W. L. BAKER et al. (2014): Examining Historical and Current Mixed-Severity Fire Regimes in Ponderosa Pine and Mixed-Conifer Forests of Western North America. PLoS ONE 9(2): e87852. doi:10.1371/journal.pone.0087852 CC.

PAUSAS, J. G. (2015): Evolutionary fire ecology: lessons learned from pines. Trends in Plant Science 20(5): 318-324.

PAUSAS, J. G. & J. E. KEELEY (2012): A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life, Bio Science 59: 593-601.

PAUSAS, J. G. & S. FERNANDEZ-MUÑOZ (2011): Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: from fuel-limited to drought-driven fire regime, Climatic Change, DOI 10.1007/s10584-011-0060-6.

PAUSAS, J. G., J. LLOVET, A. RODRIGO & R. VALLEJO (2008): Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? - A review. International Journal of Wildland Fires 17: 713-723.

PAUSAS, J. G. (2004): Changes in fire and climate in the eastern Iberian peninsula Mediterranean Basin. Climatic Change 63: 337-350.

PIVELLO, V. R. (2011): The use of fire in the cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. Fire Ecology 7: 24-39. doi: 10.4996/fireecology.0701024.

RODRIGO, A., V. QUINTANA & J. RETANA (2007): Fire reduces Pinus pinea distribution in the northeastern Iberian Peninsula, Ecoscience 14: 23-30.

SAN-MIGUEL-AYANZ, J., M. RODRIGUES, S. SANTOS DE OLIVEIRA, C. KEMPER PACHECO et al. (2012): Land cover change and fire regime in the European Mediterranean region. In: Moreira, F., M. Arianoustsou, P. Corona & J. de las Heras (eds.): Post-Fire Mangement and Restoration of Southern European Forests – Managing Forest Ecosystems. Springer, Berlin, Heidelberg, 21-43.

SAN-MIGUEL-AYANZ, J., J. M. MORENO & A. CAMIA (2013): Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes: Lessons learned and perspectives, Forest Ecology and Management 294: 11-22.

TURNER, M. (2009): Ecological Effects of the ’88 Yellowstone Fires. A Story of Surprise, Constancy, and, Change, Yellowstone Science 17/2: 24-29.

WASEM, U., CH. HESTER, T. WOHLGEMUTH (2010): Waldverjüngung nach Feuer. Vielfältige Wiederbewaldung nach Waldbrand bei Müstair. Wald und Holz 91: 42-45.

WESTERLING, A. L., H. G. HIDALGO, D. R. CAYAN & T. W. SWETNAM (2006): Warming and earlier spring increase Western U.S. forest wildfire activity. Science 313: 940-943 (2006).

Kontakt:
Dr. Dieter Kasang
Anne Felsberg
Deutsches Klimarechenzentrum, Hamburg
kasang@dkrz.de

Kasang, D. & A. Felsberg (2016): Feuer und Biodiversität. In: Lozán, J. L., S.-W. Breckle, R. Müller & E. Rachor (Hrsg.). Warnsignal Klima: Die Biodiversität. pp. 177-183. Online: www.klima-warnsignale.uni-hamburg.de. doi:10.2312/warnsignal.klima.die-biodiversität.29.