

Waldbrandbedingte Kohlenstoffemission aus Bodenvegetation und organischer Auflage

Falko Hornschuch, Jörg Kletzin und Joachim Rock

In der deutschen Treibhausgasberichterstattung [13] werden die durch Waldbrände verursachten Verluste an Kohlenstoff (C) aus lebender oberirdischer (Baum-) Biomasse und aus der organischen Auflage über bestehende Inventuren wie z.B. die Bundeswaldinventur (BWI) und Bodenzustandserhebung (BZE) zwar in der Summe erfasst, jedoch nicht direkt ausgewiesen [8, 13]. Dies ist jedoch für die Berechnung der sonstigen Treibhausgasemissionen (Kohlenmonoxid, Methan, andere Kohlenwasserstoffe und Stickstoffverbindungen) notwendig [6], wofür als Eingangsgröße derzeit die gesamte oberirdische Biomasse herangezogen wird. Die allermeisten Waldbrände in Deutschland betreffen als Bodenbrände jedoch vor allem Bodenvegetation und organische Auflage [7]. Da deshalb davon auszugehen ist, dass die waldbrandbedingten Emissionen falsch geschätzt werden, sollten diese in der hier vorgestellten Untersuchung genauer erfasst werden [5].

Menge und Entzündbarkeit brennbaren Materials hängen vom Bestandestyp, dem Altersstadium, der Bestandesbehandlung, der Vegetations- und auch von der Standortform ab. Der Witterungsverlauf in der Zeit vor dem Feuer beeinflusst über den Wassergehalt von Boden, Streu und Totholz die Brandintensität, d.h. welcher Anteil der vorhandenen Biomasse verbrennt.

Die Vergleichsflächenaufnahmen zeigen die Variabilität dieser Faktoren. Durch

die Vereinheitlichung der Randbedingungen sowie dem Ausschluss von Störeffekten (kleinräumige Heterogenität, Materialumlagerung) führten die Brandversuche im Labor zu weniger streuenden Ergebnissen. Unterschiede zwischen Bestandestypen ließen sich besser herausarbeiten und gezielt auch solche Bestände beproben, die in den Feldaufnahmen mangels Brandereignis nicht enthalten waren. In der Zusammenschau sollten diese bei-

Dr. F. Hornschuch leitete das Projekt bei der Fa. UWEG Umwelt-Forschungs- und Dienstleistungsgesellschaft mbH, Eberswalde, Dr. J. Kletzin leitet die Fa. UWEG und Dr. J. Rock betreute das Vorhaben vonseiten des Thünen-Instituts für Waldökosysteme, vormals vTI – WOI, Eberswalde.



Falko Hornschuch
service@uweg-online.de

den Verfahren einen guten Anhalt für die Abschätzung der C-Verluste liefern.

Entzündbarkeit, Feuerintensität und Brandverlauf

Die Geschwindigkeit des Temperaturanstiegs, die Höhe der Endtemperatur und Temperaturgradienten innerhalb der Auflageschicht geben Auskunft über Entflammbarkeit, Branderhaltungsneigung, Feuer- und Brandintensität. Beim Experiment wurden bei 60 °C vollständig getrocknete Proben verwendet. Unter realen Bedingungen sind die untersten Humuslagen jedoch feuchter und der Tiefengradient würde zu einer geringeren (Tiefen-) Wirkung des Feuers und damit zu geringe-

Felddaufnahmen und Laborversuche

In den Jahren 2011 und 2012 wurden in Brandenburg auf 34 frischen Waldbrandflächen (Abb. 1) und benachbarten, idealerweise zum selben Bestand gehörenden Flächen, Proben der Bodenvegetation und der Streuschicht gewonnen (Vergleichsflächenansatz). Das Beprobungsschema orientierte sich an der BZE II [2]. Die mit Humussteckrahmen entnommenen Proben wurden im Labor getrocknet, gewogen, zerkleinert und homogenisiert. Von jeweils drei Unterproben wurde der Kohlenstoffgehalt ermittelt und aus der Differenz zwischen Vergleichs- und Brandfläche die C-Emission berechnet.

Bei den Felddaufnahmen zeigte sich sehr schnell eine hohe Variabilität der Vorräte bis hin zu Aufnahmen, bei denen aufgrund kleinräumiger Unterschiede auf den gebrannten Flächen mehr Kohlenstoff vorhanden war als auf den ungebrannten. Deshalb wurden in

einem zweiten Ansatz experimentelle Brandversuche im Labor durchgeführt. Aus 41 ausgewählten Kiefern- und Laubholzbeständen wurden 50 x 50 cm große Probelöcher (Monolithe) mit Bodenvegetation und kompletter Humusaufgabe gewonnen (Abb. 2) und in drei gleich große Teile geteilt. Ein Teil wurde nicht behandelt, einer 30 Sekunden und der andere 5 Minuten lang mit einem Gasbrenner abgeflammt (Abb. 3). Dabei wurde in drei Tiefen der Temperaturverlauf erfasst (Abb. 4), um Informationen über den Verlauf der Brände zu bekommen. Anschließend wurde die Differenz der C-Vorräte zwischen den Varianten bestimmt und auf die Monolithe und die Flächen hochgerechnet.

¹⁾ Das Forschungsvorhaben wurde vom BMELV gefördert. Mitgewirkt haben Dr. K. MÖLLER und M. WEINK, LFE, Abteilung Waldschutz; Dr. M. SIMON und R. GESSNER, LFE, die Mitarbeiter der Forstbehörden sowie REMO GOTTSCHALK UWEG MBH.

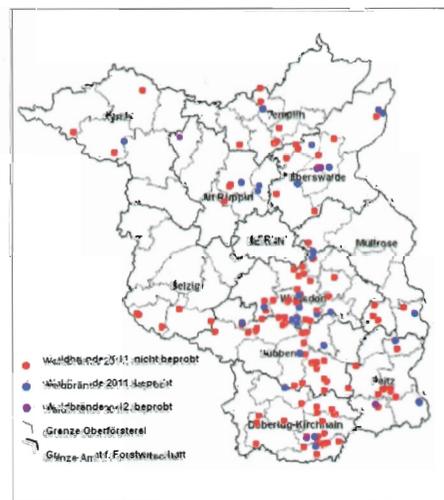


Abb. 1: Lage der 2011 (blau) und 2012 (rot) aufgenommenen Brandflächen und weitere Waldbrände im Jahr 2011 (rot) in Brandenburg (Karte zeigt Grenzen vor der Forst-Verwaltungsreform, nach [8], verändert)



Abb. 2: Entnahme eines Probe-Monolithen für Brandversuche



Abb. 3: Abbrennen der Probe, rechts die Temperaturfühler in drei Tiefen

ren als durch das Experiment ermittelten C-Verlusten führen.

Besonders leicht in Brand geraten Bestände mit ausgetrockneten großen Gräsern, insbesondere mit Sandrohr (Land-Reitgras, *Calamagrostis epigejos*) [11]. Dementsprechend wurden beim Brandexperiment im **Sandrohr-Kiefernforst** sehr hohe Temperaturen an der Oberfläche gemessen (> 700 °C). Die gleiche Temperatur wurde in Monolithen aus dem **Heidekraut-Kiefernforst** (*Calluna vulgaris*) gemessen, an der Oberfläche (700 °C) und in der Tiefe (300 °C). Diese Werte lagen höher als bei der sehr ähnlichen **Blaubeere** (*Vaccinium myrtillus*), die einen höheren Brennpunkt und einen niedrigeren Heizwert besitzt [9]. Bei natürlichen Bränden läuft ein Bodenfeuer daher oft um Blaubeerhorste herum und versengt nur Areale mit Gräsern und Astmoosen. Indem das Fremdfeuer im Experiment auch von Natur aus schwer entflammbar Bestandteile umsetzt (s.u.), wurde im Versuch jedoch mehr C aus der Blaubeer-Decke emittiert (Abb. 5). Auch im **Himbeer-** (*Rubus idaeus*) und **Himbeer-Drahtschmielen-Typ** (*Deschampsia flexuosa*) stellte sich eine hohe Brandtemperatur ein (750, 650 °C). Im **Hagermoos-Kiefernforst** (u.a. mit *Pleurozium schreberi*, *Hypnum cupressiforme*

agg., *Dicranum spec.*, Flechten) ist die Brandintensität geringer (600 °C). Dessen Rohhumusschicht ist zwar dünn, aufgrund der kompakten Lagerung bietet sie jedoch wenig Angriffsfläche und das Feuer dringt nicht tief ein, sodass ein deutlicher Temperaturgradient mit der Tiefe vorhanden ist. Auch im **Glatthafer-Kiefernforst** (*Arrhenatherum elatius*) mit wenig oberirdischer Bodenpflanzen- und Humussubstanz war die Verbrennungstemperatur niedrig (400 °C).

Im **Stangenholzstadium der Kiefer** ist die Bodenvegetation zwar oft nur lückig ausgebildet, die Nadelstreuschicht jedoch aufgrund lockerer Lagerung leicht entzündlich [11]. So kommt es auch hier bei Brandereignissen nicht selten zu hohen Temperaturen (z.B. Drahtschmielen-Typ: > 700 °C).

Die Bodenvegetation in den **Birkenforsten** ist der von Kiefernforsten sehr ähnlich und mit über 600 °C werden vergleichbar hohe Temperaturen erreicht. Nur bei astmoosreicher Bodenbedeckung ohne Gräser sind die Temperaturen niedriger (< 500 °C), weil Nadelstreu fehlt und Laubstreu aufgrund ihres hohen Wasser- und niedrigen C-Gehaltes schwer brennt [11].

In bodenvegetationsarmen bzw. -freien **Buchenwäldern** steigt die Temperatur aufgrund des Mangels an Brennmaterial eher langsamer an und ist auch nach längerer Brennzeit gering (400 bis 600 °C). Auch die **Eichenwälder** weisen i.d.R. eine geringmächtige Auflageschicht auf. Die Brandtemperaturen sind mit bis über 700 °C jedoch höher, was an der besser entwickelten Bodenvegetationsdecke sowie einem niedrigeren Brennpunkt und höheren Heizwert des Eichenlaubes liegen dürfte.

Je nach Art, Struktur und Menge des Brennmaterials ist die Menge emittierten Kohlenstoffs nicht immer direkt von Entzündbarkeit und Verbrennungstemperatur abhängig (Abb. 6). Ein Fremdfeuer kann im Experiment einer natürlicherweise schwer brennbaren Vegetationsschicht (Blaubeere) und/oder einer mächtigen (bei Pfeifengras, *Molinia coerulea*) bzw. kompakten Humusauflage (bei Hagermoos) mehr C entziehen (wenn auch nicht relativ, so doch absolut) als einem stärker brandgefährdeten Typ, dessen Vegetation, Streuschicht und Humusauflage sich in der Natur zwar leichter entzündet, heißer und länger selbsterhaltend brennt, aber

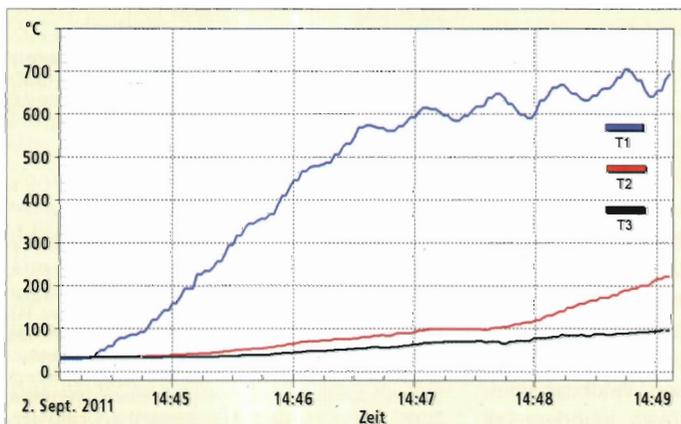


Abb. 4: Beispiel des Temperaturverlaufs in drei Tiefenstufen bei 5-min-Brand eines Monolithen (Drahtschmielen-Typ, Kiefern-Baumholz)

Tab. 1: Kohlenstoffverluste aus Bodenvegetation und Humusauflage für die Bestandestypen (bei Brandflächen Mittelwerte aus allen Beständen, bei Brandversuchen Mittelwerte der Ökosystemtypen) [kg/m²]

Bestandestyp	Stadium ¹⁾	Wiederholungen		C-Verlust [kg/m ²]		
		Brandfläche ²⁾	Brandversuch ³⁾	Brandfläche	Brandversuch kurz	Brandversuch lang
Waldkiefer	BH	25	45 / 15 / 10	0,47	0,47	1,97
	SH	8	39 / 13 / 6	0,36	0,21	1,00
Rotbuche	BH	0	9 / 3 / 2		0,14	0,66
Traubeneiche	BH	0	9 / 3 / 3		0,18	0,94
	DI	1	3 / 1 / 1	0,06	0,06	0,28
Sandbirke	BH, SH	0	12 / 4 / 2		0,15	0,65
Pappel-Hybr.	BH	0	3 / 1 / 1		0,24	1,26
Aspe	BH	0	3 / 1 / t		0,12	0,72
alle Laubholz	BH, SH, DI	1	39 / 13 / 10	0,06	0,17	0,84
alle Bestände	BH, SH, DI	34	123 / 41 / 26	0,41	0,29	1,31

¹⁾ BH: Baumholz, SH: Stangenholz, DI: Dichtung; ²⁾ Anzahl Bestände; ³⁾ Anzahl Monolithe/Bestände/Ökosystemtypen

		Nährkraftstufe				
		reich	kräftig	mittel	ziemlich arm	arm
		R	K	M	Z	A
Feuchtestufe	trocken	1				
	mittelfrisch	2		Glatthafer-KiF 0,39 - 1,81	Drahtschm.-KiF 0,40 - 1,74	
				Himbeer-KiF 0,35 - 1,56	Himb.-Draht.-KiF 0,34 - 1,80	Blaubeer-KiF 0,77 - 2,25
			Sandrohr-KiF 0,45 - 2,07		Hagermoos-KiF 0,40 - 1,76	
frisch	3		Adlerfarn-KiF 0,52 - 2,30		Pfeifengras-KiF 0,67 - 2,77	
feucht/nass	N					

Abb. 5: Beispiel für ein Ökogramm der Kohlenstoff-Emission im Kiefern-Baumholz (schwacher – starker Brand, KiF: Kiefernforst, Nährkraft- und Feuchtestufen n. [12]) [kg C/m²]

eine geringe „Brennstoffdichte“ und damit Kohlenstoff aufweist, der durch eine externe Energiequelle in einer bestimmten Zeiteinheit mobilisiert werden könnte. Unter gleichen Witterungs- und Oberflächenfeuchteverhältnissen (z.B. nach Dürre) wird ein entsprechendes Starkfeuer in den verschiedenen Vegetationstypen daher auch von unterschiedlicher Intensität und Dauer sein. Methodisch bedeutet das, dass sich die Brenndauer eines „Vollfeuers“ gar nicht so einfach bestimmen und im Experiment über alle Vegetationstypen hinweg normieren lässt. Die Brennversuche über 5 Minuten können hierzu Hinweise geben, sind in manchen Ökosystemtypen jedoch zu kurz für ein Vollfeuer, in anderen hingegen wahrscheinlich zu lang.

Kohlenstoffverluste

Die Ergebnisse der beprobten Freilandbestände wurden auf Grundlage der Wald- und Forstökosystemtypen [3, 4] bzw. der Standortsformen des Nordostdeutschen Verfahrens [12] in Gruppen gleicher Bestandestypen (Hauptbaumarten), Altersstadien (Tab. 1), Vegetationsausprägung und/oder Standorte (Abb. 5) zusammengefasst. Diese Systematik diente auch der Auswahl von Beständen für die Brandversuche.

Im Mittel wurden bei den Felddaufnahmen C-Verluste von 0,41 kg C/m² gemessen. Nur etwa 6 % der Trockensubstanz und 9 % des Kohlenstoffs gingen verloren. Das ist etwas mehr als der Verlust, der durch 30 sek langes kontrolliertes Abbrennen lufttrockener Probemonolithen unter Laborbedingungen erfolgt (alle untersuchten Bestände gemittelt: 0,29 kg C/m²). Bei intensivem, 5 min lang anhaltendem Brennen wurden im Mittel 1,31 kg C/m² freigesetzt. Diese Höhe wurde in keiner Felddaufnahme auch nur annähernd erreicht. Wir gehen deshalb davon aus, dass

die C-Emission aus den Speichern Bodenvegetation und Humusaufgabe bisher überschätzt wurden.

Bei den in den Jahren 2011 und 2012 untersuchten Bränden handelte es sich meistens um „kalte“ Bodenfeuer mit vergleichsweise schwachen Brandfolgen, durch die wenig Kohlenstoff freigesetzt wurde. Bei der im Labor durchgeführten Kurzbrand-Variante (30 sec) wurden etwas niedrigere Verluste und bei der Langbrand-Variante (5 min) deutlich höhere Verluste ermittelt. Da auf vielen Untersuchungsflächen die Brände bei relativ niedriger Waldbrandwarnstufe auftraten, kann davon ausgegangen werden, dass die Feuer- und Brandintensität im Freiland (Temperatur und Dauer) witterungsbedingt gering war und in anderen Jahren die Emissionsraten durch Dürre und häufigere Großfeuer höher anzusetzen sind. Bei den 34 Felddaufnahmen war die brandbedingte Abnahme der Aufgabemächtigkeit mit der Schwärzungshöhe an den Baumstämmen ($r^2 = 0,365^*$) sowie mit der Humusstruktur und -farbe ($r^2 = 0,346^*$) korreliert, sodass diese als indirekte Weiser für die Brandintensität herangezogen werden können [1].

Folgerungen und Ausblick

Die Erhebungen haben gezeigt, dass die bisherigen Ansätze zur Bestimmung waldbrandbedingter Treibhausgasemissionen aus der Bodenvegetation und der organischen Auflage zu hohe Werte ergaben. Um die Freisetzung genauer bestimmen zu können, wären Aussagen zum Bestandes-/Vegetationstyp, den Standortverhältnissen, der exakten Brandflächengröße und der Brandintensität in den Waldbrandmeldungen der Länder hilfreich. In jedem Fall sollte wenigstens zwischen Voll- und Bodenfeuer unterschieden werden. Ein zu-

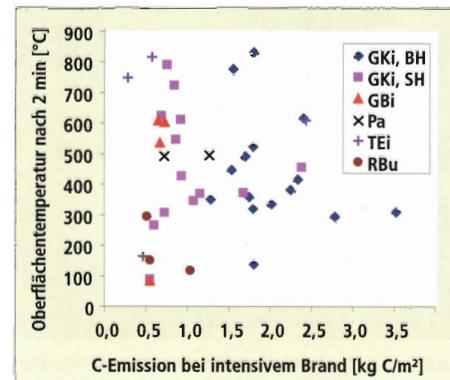


Abb. 6: Zusammenhang zwischen der C-Emissionsrate bei 5-minütigem Brand und der Oberflächentemperatur 2 min nach Zündung

sätzlicher Indikator für die Brandintensität ist die Schwärzungshöhe an Stämmen, die mit geringem Aufwand bei der Begehung miterfasst werden könnte. Hiermit würde eine Einordnung z.B. in den durch die Brandversuche aufgespannten Rahmen an C-Verlusten erleichtert.

Durch die Brandversuche im Labor können nach Standort und Vegetationstyp klassifizierte Hilfen zu Schätzungen der Emissionen erstellt werden. Ein entsprechendes Tafelwerk auch für Praktiker ist noch nicht komplett erstellbar, da bisher nicht alle relevanten Bestandestypen in ausreichender Zahl beprobt werden konnten. Mit der Brandtechnik für Emissionsversuche im Labor steht hierfür ein geeignetes Werkzeug zur Verfügung.

Literaturhinweise:

[1] BADECK, F. W.; ROCK, J. (2005): WP 5.4 – Monitoring standards for detecting carbon sources after major disturbances – Final report. Carboinvent. Potsdam, PIK, 26 S. [2] BMELV (2006): Arbeitsanleitung für die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II), 2. Aufl., Berlin. [3] HOFMANN, G. (1997): Mitteleuropäische Wald- und Forstökosystemtypen in Wort und Bild. AFZ-DerWald, Sonderheft, 85 S.; oder (2001) als CD-Rom bei BLV München. [4] HOFMANN, G. (2002): Entwicklung der Waldvegetation des nordostdeutschen Tieflandes unter den Bedingungen steigender Stickstoffeinträge in Verbindung mit Niederschlagsarmut. In: Anders, S.; Beck, W.; Bolte A.; Hofmann, G.; Jensen, M.; Krakau, U.-K.; Müller, J.: Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. Kessel, Winter, S. 24-41, 201-269. [5] HORNSCHUCH, F.; KLETZIN, J. (2012): Erfassung und Ermittlung von Treibhausgasen bei Waldbränden – Waldbrandbedingte Emissionen von Kohlenstoff aus der organischen Auflage und der Bodenvegetation. Abschlussbericht. UWEG mbH Eberswalde, 108 S. + Anhang 21 S. [6] IPCC (2003): Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry. Hayama, Institute for Global Environmental Strategies, 617 S. [7] KÖNIG, H.-C. (2007): Waldbrandschutz. Kompendium für Forst und Feuerwehr. Fachverlag Matthias Grimm, Berlin, 197 S. [8] LFE (2012): Waldbrandstatistik 2011. Bearb. Möller, K.; Wenk, M., Hrsg. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde, Hauptstelle für Waldschutz, 25 S. [9] MISSBACH, K. (1982): Waldbrand, Verhütung und Bekämpfung, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 3. Aufl., 108 S. [10] OEHMICHEN, K.; DEMANT, B.; DUNGER, K.; GRÜNEBERG, E.; HENNIG, P.; KROIHER, F.; NEUBAUER, M.; POLLEY, H.; RIEDEL, T.; RÖCK, J.; SCHWITZGEBEL, F.; STÜMER, W.; WELBROCK, N.; ZICHE, D.; BÖLLE, A. (2011): Inventurstudie 2008 und Treibhausgasinventar 2008. J. Forstwirtschaft 343, 141 S. [11] RABOTNOV, T. (1995): Phytocönologie. UTB, Eugen Ulmer, Stuttgart, 243 S. [12] SEA (1996): Anleitung für die Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland (Standortserkundungsanleitung). Teile A-D, 2. Aufl. der SEA 1974, Schwerin, Eberswalde, 1996 (Teile A, B), 1997 (Teil C), 1996ff (Teil D). [13] UBA (2011): National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory 1990 – 2009 (NIR 2011). M. Strogies und P. Gniffke (Hrsg.), Dessau - Roßlau, Umweltbundesamt, 755 S.