

Anwendung von Feuer zur Pflege und Erhaltung von Heidekraut-Trockenrasen-Komplexen in der Porphyrkuppenlandschaft des unteren Saalelets

Stefan KLEIN, Urs G. JÄGER, Sabine TISCHEW

3 Abbildungen und 7 Tabellen

Abstract

KLEIN, S.; JÄGER, U. G., TISCHEW, S.: Use of fire for conservation and regeneration of complexes of heather and dry grasslands in the landscape of porphyry outcrops in the lower Saale-valley. – *Hercynia N.F. 42* (2009): 217–238.

The effects of controlled fire on a grass-rich dwarf shrub heathland (*Calluna vulgaris*) were investigated in a landscape of porphyry outcrops characterized by a slightly continental climate. In a field experiment, changes in vegetation structure, diaspore bank as well as the carbon and nitrogen pool in plant biomass and soil were assessed.

After six months, the vegetation height on fire treated plots was lower than on control plots. Under field conditions 50% of the individuals of *Calluna vulgaris* showed stem base sprouting in the first year after fire application. In the field, a very low and sparse seedling emergence rate was noticed only in the second year after fire. In a greenhouse experiment with standardized soil samples, first seedlings emerged after six months. However, the number of germinated seedlings of *Calluna vulgaris* was significantly increased by fire application. There was a considerable decrease of the aboveground carbon- and nitrogen pool, but only negligible changes in soil chemistry.

The main reason for the moderate regeneration of *Calluna vulgaris* under field conditions is considered to be the diagnosed overaged of the heather stand (19 years) as well as the intense competition by grasses (*Agrostis capillaris*, *A. vinealis*). Furthermore, heather regeneration may be limited by high seedling mortality and reduced vitality of individuals due to climatic constraints (e.g. low precipitation) in the study area. Thus, it is concluded that controlled fire contributes to the regeneration of heather stands by increasing the germination rate of their seed bank and temporarily reducing competition intensity.

Key words: porphyry landscape, lower Saale-valley, dwarf shrub heathlands, restoration, fire management, seed bank

1 Einleitung

Die Anwendung von Feuer ist durch den Menschen schon lange bewusst erfolgt und war ein fester Bestandteil traditioneller Landbewirtschaftungsformen. Mindestens bis in die erste Hälfte des 20. Jahrhunderts war das Flämmen in der Landnutzung gängige Praxis, besonders auf Weideflächen zur Entfernung des nicht mehr verwertbaren, abgestorbenen Aufwuchses. Jedoch sind auch Hecken, Raine und Böschungen zum Teil unkontrolliert und unverantwortlich abgebrannt worden. Durch die Umstellung der Strategien der Landnutzung, aber auch durch die Naturschutz- und Abfallgesetze wurde die Anwendung von Feuer im ländlichen Raum weitgehend unterbunden (SCHREIBER 1981, GOLDAMMER et al. 1997a, b).

Seit den 1970er Jahren hat es wieder Überlegungen zur zielgerichteten Anwendung des Feuers gegeben, beispielsweise regte TÜXEN (1970) Studien zur Eignung des Feuers für Landschaftspflege und Naturschutz an. Untersuchungen des kontrollierten Feueereinsatzes erfolgten u. a. bei der Böschungspflege im Weinbaugbiet des Kaiserstuhls (ZIMMERMANN 1979, PAGE et al. 2001), zur Pflege von Halbtrockenrasen in Thüringen (KEMPF 1981, WEGENER & KEMPF 1982), bei Bracheversuchen in Baden-Württemberg (SCHIEFER 1981, 1983, SCHREIBER 1997), bei der Heidepflege in Nordwestdeutschland (u. a. MUHLE & RÖHRIG 1979,

LÜTKEPOHL et al. 1997, NIEMEYER et al. 2005) sowie auf dem aktiven Truppenübungsplatz Oberlausitz in Sachsen (WANNER et al. 2004). Auch aus Sachsen-Anhalt liegen Arbeiten über Feuereinsätze in der Landschaftspflege (BÖHNERT 1975, WEGENER 1993) sowie unkontrollierte Feuerereignisse (MAHN 1966) vor. Die zahlreichen positiven Erfahrungen mit dem Feuereinsatz bei der Erhaltung von Grünländern und Heidekrautheiden sind Anlass und Begründung für eine mögliche (Wieder)Aufnahme des Feuers in die Maßnahmenpalette der Landbewirtschaftung und Biotoppflege im mitteldeutschen Raum.

In der Porphyrkuppenlandschaft bei Halle liegen seit etwa 1990 viele der bis dahin regelmäßig beweideten Trockenrasen und Heidekrautbestände (*Calluna vulgaris*) brach und sind daher vielfach von Überalterung sowie Biomasse- und Streuakkumulation gekennzeichnet (vgl. PARTZSCH 2000, 2001). Für die Wiederaufnahme der traditionellen Beweidung sind ersteinrichtende Maßnahmen zur Verjüngung der Bestände sowie die Entfernung der überständigen Biomasse und der Streuauflagen erforderlich. Ziel der Untersuchungen war, die naturschutzfachliche Eignung des Einsatzes von kontrolliertem Feuer zur Regeneration und Pflege von Heidekrautbeständen zu prüfen. Dafür sollten folgende Fragen geklärt werden:

- Sind Veränderungen der Vegetation und/oder der Habitatstruktur zu verzeichnen?
- Welchen Einfluss hat der Feuereinsatz auf den Stickstoffvorrat im Boden und in der Biomasse?
- Welche Auswirkung hat der Feuereinsatz auf den Samenvorrat im Boden?
- Kann sich Heidekraut (*Calluna vulgaris*) nach dem Feuereinsatz erfolgreich verjüngen?

2 Untersuchungsgebiet

Gegenstand dieser Arbeit ist ein Teil des Porphyrkomplexes im unteren Saaletal, welcher sich im Mitteldeutschen Trockengebiet befindet. Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich, nordwestlich der Stadt Halle beginnend und dem Verlauf der Saale am Ostufer folgend, bis südlich der Ortschaft Wettin. Administrativ ist es dem Landkreis Saalekreis in Sachsen-Anhalt zugeordnet (Abb. 1).

Das Untersuchungsgebiet gehört zur Naturräumlichen Haupteinheit „Östliches Harzvorland und Börden“ entsprechend der naturräumlichen Gliederung Deutschlands nach SSYMANEK et al. (1998) sowie zur kontinentalen biogeographischen Region im Sinne der FFH-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG). Die klimatische Sonderstellung des Mitteldeutschen Trockengebietes wird durch seine Lage im Wind- und Regenschatten des Harzes verursacht. Mit einem durchschnittlichen jährlichen Niederschlag von ca. 475 mm und der mittleren Jahrestemperatur von 9,1 °C zählt der Raum bei Halle nicht nur zu den trockensten, sondern auch zu den wärmsten Regionen Deutschlands.

Pflanzengeographisch wird das Gebiet zum „Mansfelder Hügelland“ gerechnet. Die Flora umfasst nach KLOTZ (1992) ca. 700–1000 Gefäßpflanzenarten. Viele Sippen der Felsfluren, Trocken- und Halbtrockenrasen und xerothermen Gebüsche, welche das Erscheinungsbild zahlreicher Porphyrkuppen prägen, sind in ihrem Artenspektrum in Mitteleuropa einmalig und stellen ein wesentliches Merkmal der Vegetation Mitteldeutschlands dar. Detaillierte Untersuchungen zur Vegetation im Porphyrkomplex bei Halle liegen durch MEUSEL (1940), MAHN (1957, 1965), SCHUBERT (1960), WALLASCHEK et al. (1996), PARTZSCH (2000, 2001, 2007) und RICHTER et al. (2003) vor.

Seit dem Mittelalter wurden die Porphyrkuppen des Untersuchungsgebietes als Hutungsflächen genutzt. Die kleinräumigen abiotischen Standortunterschiede sowie die über Jahrhunderte währende Beweidung durch Schafe und Ziegen wird als Ursache dafür angesehen, dass sich ein Mosaik aus Trocken- und Halbtrockenrasen sowie Zwergstrauch-Beständen ausbilden und erhalten konnte. Allerdings erfolgt heute auf den meisten Kuppen keine oder nur eine gelegentliche Beweidung. Durch fehlenden Biomasseentzug und Gehölzverbiss sind viele der nicht primär waldfreien Standorte der natürlichen Sukzession unterworfen. Die in dieser Arbeit untersuchten Heidekraut-Bestände (*Calluna vulgaris*) sind häufig grasreich ausgeprägt oder mit Trockenrasen verzahnt. Daher sollen sie im Folgenden als Heidekraut-Trockenrasen-Komplexe bezeichnet werden.

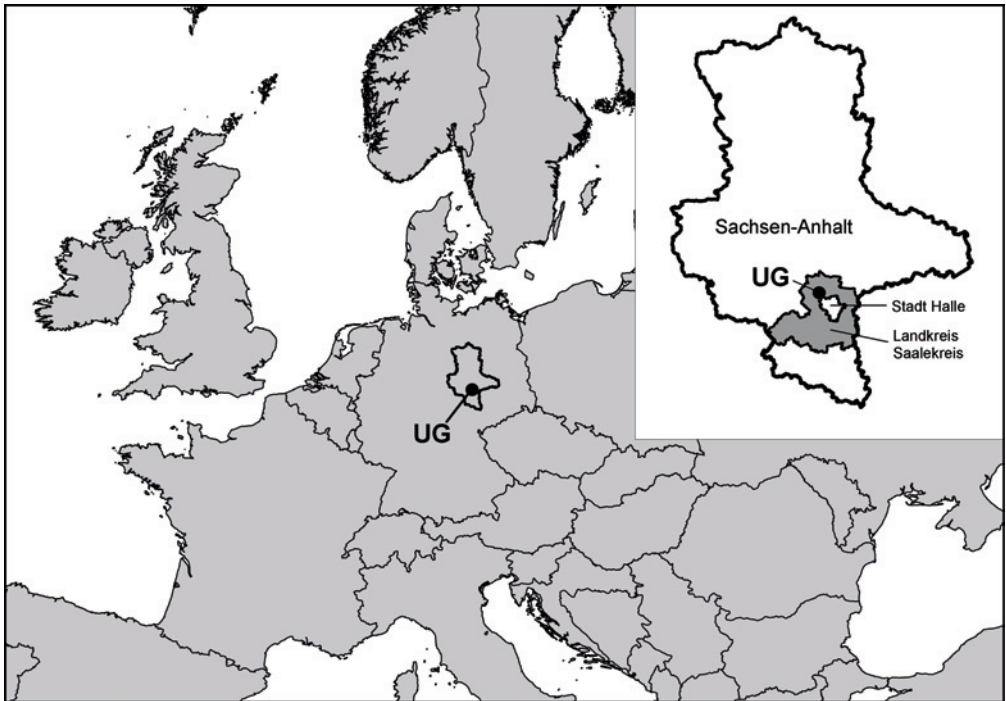


Abb. 1 Lage des Untersuchungsgebietes (UG).

Fig. 1 Position of investigation area (UG).

Das Untersuchungsgebiet ist Bestandteil des LSG „Saale“ sowie des Naturparks „Unteres Saaletal“ und befindet sich im FFH-Gebiet „Porphyrlandschaft nordwestlich Halle“ (SCI 118, DE 4437-302), welches die Naturschutzgebiete (NSG) „Lunzberge“, „Porphyrkuppenlandschaft bei Brachwitz“ sowie „Porphyrkuppenlandschaft bei Gimritz“ umfasst. Das FFH-Gebiet hat eine Fläche von 674 ha, wovon Lebensraumtypen (LRT) des Anhangs I der FFH-Richtlinie lediglich 89,61 ha (13,3 %) im Jahr 2007 einnahmen (SALIX 2007). Davon haben mit 46,7 ha der LRT 6210 (Naturnahe Kalkmagerrasen und deren Verbuchungsstadien [Festuco-Brometalia]), mit 20,4 ha der LRT 4030 (Trockene europäische Heiden [Euphorbio-Callunetum]) und mit 15,7 ha der LRT 8230 (Silikatfelsen mit Pioniervegetation des Sedo-Scleranthion oder des Sedo albi-Veronicion dillenii) den größten Anteil. Mit einem deutlich geringeren Flächenanteil von 5,6 ha ist der LRT 6240 (Subpannonische Steppen-Trockenrasen [Festucetalia valesiaca]) ausgebildet, während der LRT 8220 (Silikatfelsen mit Felsspaltenvegetation) auf unter einem Hektar Fläche vorhanden ist. Insgesamt nehmen aber die genannten wertgebenden LRT im FFH-Gebiet nur eine geringe Gesamtfläche ein.

3 Methoden

3.1 Versuchsanordnung und Feuereinsatz

Für die Untersuchungen wurden in einem Heidekraut-Magerrasen-Komplex auf einer Porphyrkuppe südlich des Teichgrundes bei Gimritz (Goldberg) zwei ähnliche Flächen mit jeweils 2.500 m² Größe (50 x 50 m) markiert. Während eine Fläche durch ein Mitwindfeuer behandelt wurde (Brandfläche), erfolgte auf der zweiten kein Feuereinsatz (Kontrollfläche). Die auf beiden Flächen durchgeführten Untersu-

chungen werden im Folgenden beschrieben. Die Witterungsbedingungen am 03.2.2007 waren für einen Feueereinsatz nur bedingt geeignet. Drei Tage zuvor hatten ergiebige Niederschläge die Vegetation und die Auflagedecken durchfeuchtet. Da in den folgenden Tagen aber keine Niederschläge zu verzeichnen waren und bei Temperaturen um 7°C kräftige Winde aus Nordwest bis West wehten, war die stehende Biomasse ausreichend abgetrocknet. Die Auflagehorizonte waren oberflächlich ebenfalls trocken, erwiesen sich aber in wenigen Zentimetern Tiefe als fühlbar feucht. Die hohe Luftfeuchtigkeit (70%–80%) in den Tagen vor und am Tag der Maßnahme ließen aber ein stärkeres Abtrocknen der Vegetation und der Auflagedecken nicht zu. Aufgrund des erwarteten baldigen Endes der Winterruhe von Tieren und Pflanzen und der ungünstigen Wetterprognosen für die nächsten Wochen erfolgte der Feueereinsatz trotz suboptimaler Rahmenbedingungen. Wegen des relativ hohen Wassergehaltes der Biomasse und des böigen Windes konnte aber nicht, wie geplant, ein Gegenwindfeuer entzündet werden, so dass alternativ ein Mitwindfeuer eingesetzt werden musste.

3.2 Vegetationsaufnahmen und Strukturerefassungen

Innerhalb der Brand- und Kontrollfläche erfolgten die Vegetationsaufnahmen auf jeweils sechs Flächen von fünf mal fünf Metern Kantenlänge (Aufnahmeflächen) in der Vegetationsperiode nach dem Feueereinsatz. Dabei wurde für alle vorgefundenen Arten die Deckung entsprechend der Skala nach LONDO (1976), modifiziert nach ZACHARIAS (1996) geschätzt. Da für Vegetationsaufnahmen auch häufig die Skala nach BRAUN-BLANQUET verwendet wird, erfolgt die Angabe der Deckungswerte in beiden Skalen. Eine Gegenüberstellung ist in Tab. 1 ersichtlich. Die Nomenklatur der Arten entspricht JÄGER & WERNER (2005), die pflanzensoziologische Zuordnung folgt SCHUBERT et al. (2001).

Tab. 1 Verwendete Skalen für Deckungsschätzung (TRAXLER 1997).

Table 1 Scales used for estimation of vegetation cover (TRAXLER 1997).

Braun-Blanquet			Zacharias/Londo		
Code	Deckung in %	Erläuterung	Code	Deckung in %	Erläuterung
r		1 Ex.	r		1 Ex.
+	< 5	2–5 Ex.	+	<1	2–5 Ex.
			0,1	<1	6–50 Ex.
			0,1m	<1	> 50 Ex.
1	1–5	6–50 Ex.	0,2	1–3	
			0,2m	1–3	> 50 Ex.
			0,4	3–5	
2m	1–5	> 50 Ex.	0,4m	3–5	> 50 Ex.
2a	5–12,5		1	5–15	
2b	12,5–25		2	15–25	
3	25–50		3	25–35	
			4	35–45	
			5a	45–50	
4	50–75		5b	50–55	
			6	55–65	
			7	65–75	
5	75–100		8	75–85	
			9	85–95	
			10	95–100	

Um die Unterschiede der Vegetationsstruktur der Brand- und der Kontrollfläche erfassen zu können, wurden im Juli (6 Monate nach dem Feuereinsatz) Messungen der mittleren Vegetationshöhe durchgeführt. Für jede Aufnahme­fläche wurde dafür an zehn zufällig ausgewählten Messpunkten ein Wert erfasst. Die Messung erfolgte mittels eines Messstabes und einer kreisrunden Scheibe mit einem Durchmesser von 25 cm. Diese Scheibe wurde an ihrem Mittelpunkt mit einem ausreichend großen Loch versehen, so dass diese auf dem Messstab leicht beweglich aufsaß. Für jede Messung wurde der Messstab aufrecht in den Bestand gestellt und die Scheibe aus einer Höhe von 100 cm fallen gelassen. Die Vegetationshöhe ergab sich aus der ablesbaren Höhe am Messstab, in der die Scheibe ohne weitere Manipulation auf der Vegetation liegen blieb (vgl. TRAXLER 1997). Die statistische Absicherung der Mittelwertvergleiche zwischen Brand- und Kontrollfläche erfolgte durch einen Students t-Test.

3.3 Boden- und Biomasseuntersuchungen

Für die Untersuchung der Auswirkungen des kontrollierten Feuers auf den Boden wurden entsprechend BGR (2005) Bodenproben (Bp) entnommen. Innerhalb der Brand- und Kontrollfläche (je 50 x 50 m) wurden systematisch verteilt je 64 Einzelproben mit einem Stechzylinder aus 0–5 cm Tiefe und aus 5–10 cm Tiefe entnommen und zu jeweils einer Mischprobe vereint. Die Beprobung der Brandfläche erfolgte wenige Tage vor und nach dem Feuereinsatz und nach etwa drei Monaten, um neben kurzfristigen auch die mittelfristigen Auswirkungen des Feuereinsatzes erfassen zu können. Auf der Kontrollfläche wurden kurz vor dem Feuereinsatz Bodenproben entnommen. Die Bestimmung der Parameter pH-Wert, Kohlenstoff (C) und Gesamt-Stickstoff (N) erfolgte an auf 2 mm gesiebten, luftgetrockneten Mischproben im Elementaranalysator „Truspec“ der Firma Leco mittels Verbrennungsanalyse nach Dumas.

Für die Analyse der Auswirkungen auf die oberirdische Biomasse wurden auf der Brandfläche vor dem Feuereinsatz vier Flächenpaare mit jeweils homogenem Heidekrautbestand abgesteckt. Jede Einzelfläche dieser zufällig verteilten Flächenpaare hatte eine Größe von 50 x 50 cm. Von je einer Fläche (A-Flächen) eines solchen Paares wurde vor dem Feuereinsatz die gesamte oberirdische Biomasse (Pflanzenteile, Streuauflage) beerntet. Nach dem Feuereinsatz geschah dies auf der anderen Fläche (B-Flächen) ebenso mit den Resten der oberirdischen Biomasse und den Brandrückständen. Diese Proben wurden luftgetrocknet und in einer Kornmühle staubfein zermahlen. An den so homogenisierten Proben erfolgte die Bestimmung der Variablen mittels Verbrennungsanalyse nach Dumas. Dabei wurden das Trockengewicht der Proben sowie der prozentuale Anteil von Stickstoff und Kohlenstoff ermittelt.

3.4 Keimungsversuche

Für die Untersuchung der Auswirkungen des kontrollierten Feuers auf den Samenvorrat im Boden (Diasporenbank) sind aus 0–5 cm und aus 5–10 cm Tiefe Proben entnommen worden. Die Brand- und die Kontrollfläche (je 50 x 50 m) wurden dazu in jeweils 4 Teilflächen gegliedert. Auf jeder Teilfläche erfolgte mit einem Stechzylinder von 5 cm Durchmesser die Entnahme von 16 Einzelproben aus den o. g. Tiefen, welche dann zu Mischproben vereint wurden (Tab. 2).

Die Bestimmung der Samenbankdichte erfolgte durch die Auflaufmethode. Dazu wurden die Mischproben in Pflanzschalen ausgebracht. Zur Vermeidung von standortuntypischer Staunässe wurde eine Fließschicht, eine dünne Lage Quarzsand und eine etwa 5 cm starke Schicht Isoperlit eingefüllt. Auf diesem Substrat sind in einer maximal 2 cm starken Lage die Mischproben aufgelegt worden. Die so präparierten Proben kamen ab Anfang März unter Gewächshausbedingungen (ohne Heizung, Tageslichtrhythmus) und erhielten täglich Wassergaben. Um die gesamte Diasporenbank mittels Auflaufmethode erfassen zu können, mussten die Mischproben regelmäßig durch Manipulation gestört werden, um auch den tiefer liegenden Diasporen die Keimung zu ermöglichen. Die Kontrolle hinsichtlich auflaufender Keimlinge erfolgte in einem Turnus von 14 Tagen über einen Zeitraum von sechs Monaten (März bis August 2007).

Die statistische Absicherung der Mittelwertvergleiche innerhalb der Probefläche (Vor-Feuer- und Nach-Feuer-Proben) erfolgte mittels gepaartem t-Test. Zum Vergleich der Maßnahme- und Kontrollfläche wurde ein Students t-Test durchgeführt.

Tab. 2 Herkunft der Bodenproben für Keimungsversuche.

Table 2 Origin of soil samples for germination tests.

Probengruppe	Teilfläche	Bodentiefe	Versuchscode	Einzelproben
Brandfläche vor dem Feueinsatz (Vor-Feuer-Probe)	1	0–5 cm	1a	16
		5–10 cm	1b	16
	2	0–5 cm	2a	16
		5–10 cm	2b	16
	3	0–5 cm	3a	16
		5–10 cm	3b	16
	4	0–5 cm	4a	16
		5–10 cm	4b	16
Brandfläche 2 Tage nach dem Feueinsatz (Nach-Feuer-Probe)	5	0–5 cm	5a	16
		5–10 cm	5b	16
	6	0–5 cm	6a	16
		5–10 cm	6b	16
	7	0–5 cm	7a	16
		5–10 cm	7b	16
	8	0–5 cm	8a	16
		5–10 cm	8b	16
Kontrollfläche (Kontrolle)	9	0–5 cm	9a	16
		5–10 cm	9b	16
	10	0–5 cm	10a	16
		5–10 cm	10b	16
	11	0–5 cm	11a	16
		5–10 cm	11b	16
	12	0–5 cm	12a	16
		5–10 cm	12b	16

3.5 Altersstruktur des Bestandes von Heidekraut (*Calluna vulgaris*)

Für die Untersuchung der Altersstruktur der Heidekrautbestände waren zwei Aspekte von Interesse. Zum einen sollte das Höchstalter von *Calluna vulgaris* ermittelt werden, da vermutet wurde, dass sich unter dem zunehmenden klimatischen Stress kontinentaler Bedingungen die Lebensdauer der *Calluna*-Individuen verkürzt. Dafür wurden die stärksten Stämmchen von abgängigen oder abgestorbenen Pflanzen als Probe entnommen. Andererseits ist die Kenntnis der Altersstruktur eines Bestandes für die Bewertung seiner Regenerationsfähigkeit von Bedeutung. Hierfür wurde eine Fläche von 15 x 15 m abgesteckt und von den darin befindlichen 30 Individuen eine Probe entnommen. Da *Calluna vulgaris* nach der Pionierphase zur Bildung niederliegender Seitentriebe mit Adventivbewurzelung (polsterartiger Wuchs ohne klar erkennbares Hauptstämmchen) neigt, war die Unterscheidung der einzelnen Individuen in einigen Fällen nicht sicher möglich. Die Ermittlung des Alters der entnommenen Proben erfolgte durch Auszählen der Jahresringe mit Hilfe eines Binokulars. Hierfür wurden dünne Scheibchen von den Proben abgetrennt und in Öl getaucht, um den Kontrast der Holzmaserung zu verstärken.

4 Ergebnisse

4.1 Vegetationsstruktur

Der untersuchte Heidekraut-Trockenrasen-Komplex wird durch Heidekraut (*Calluna vulgaris*) geprägt und ist der Wolfsmilch-Heidekrautheide (Euphorbio-Callunetum SCHUB. 1960 em. SCHUB. 1995) zuzuordnen. Die Vegetationsaufnahmen belegen diese Pflanzengesellschaft in den vorgefundenen Ausprägungen. Charakteristisch ist das stete Auftreten von kontinentalen Grasarten wie Echtem Wiesenhafer (*Helictotrichon pratense*) und Kleinem Schillergras (*Koeleria macrantha*) sowie weiterer wärmeliebender Arten wie z. B. Zypressen-Wolfsmilch (*Euphorbia cyparissias*) und Kleinem Habichtskraut (*Hieracium pilosella*). Die beiden erstgenannten Arten weisen auf „die Vorpostenstellung im kontinentalen Klima des Mitteldeutschen Trockengebietes“ hin (SCHUBERT 1960). Als Begleitarten sind die höchst auftretende Kartäuser-Nelke (*Dianthus carthusianorum*) und die weniger häufige Berg-Jasione (*Jasione montana*) erwähnenswert. Sowohl im Ausgangszustand als auch nach dem Feueereinsatz werden durch Straußgras (*Agrostis capillaris*, *A. vinealis*) größere Anteile der Vegetationsbedeckung eingenommen (vgl. Tab. 3, im Anhang).

Von besonderem floristischen Interesse ist die Tatsache, dass auf der Brandfläche am 5.5.2008 15 blühende Individuen des Kleinen Knabenkrautes (*Orchis morio*) festgestellt wurden (bestätigt durch H. JOHN, Halle).

Die Vegetationshöhe der Brandfläche ist in der Vegetationsperiode nach der Maßnahme signifikant niedriger als die der Kontrollfläche (Students t-Test: $t_{11} = 3,97$; $p = 0,002$)(Abb. 2).

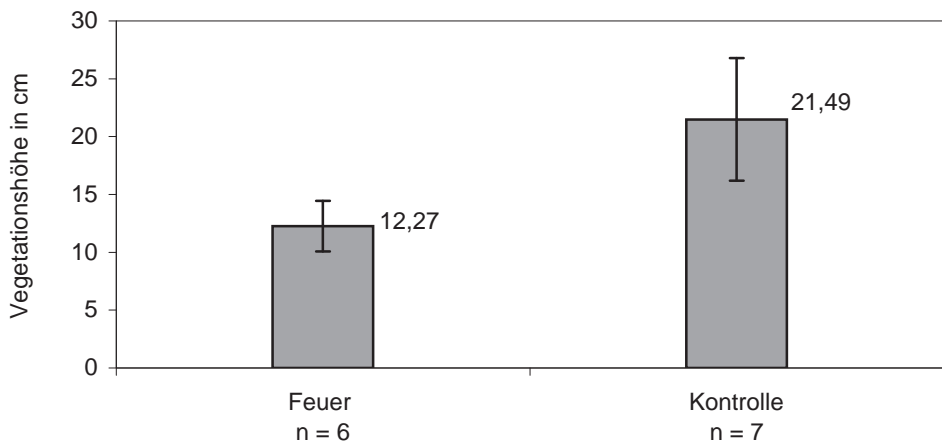


Abb. 2 Mittlere Vegetationshöhe von Maßnahme- und Kontrollfläche (+/- Standardabweichung).

Fig. 2 Mean vegetation height on fire treated plots and control plots (+/- standard deviation).

4.2 Boden- und Biomasseuntersuchungen

In den Bodenproben ist ein deutliches Absinken des prozentualen Stickstoff- und Kohlenstoffanteils zur tieferen Schicht hin zu erkennen. Dagegen ist der pH-Wert in den Proben aus beiden Tiefen annähernd gleich (Tab. 4). Unmittelbar nach dem Brand entnommene Proben (Bp3 & Bp4) zeigen kaum eine Veränderung des pH-Wertes und des Stickstoffgehaltes. In den Proben, welche drei Monate nach dem Brand entnommen wurden (Bp7 & Bp8), sind dagegen geringe Anstiege des pH-Wertes und des Stickstoffgehaltes zu erkennen. Die pH-Werte der Nach-Feuer-Proben liegen aber auf dem Niveau der Kontrollfläche. Der bodensaure Charakter der Maßnahmenfläche wird durch den Feueereinsatz nicht wesentlich verändert.

Der Stickstoffgehalt des Bodens weist in der oberen Schicht direkt nach dem Brand (Bp3) eine leichte Erhöhung im Vergleich zum Ausgangszustand (Bp1) auf. In den 3 Monate später entnommenen Proben aus dieser Schicht (Bp7) ist eine weitere leichte Steigerung zu erkennen. Der Stickstoffgehalt der tieferen Bodenschicht bleibt dagegen nahezu konstant (Bp2, Bp4, Bp8).

Tab. 4 Ergebnisse der chemischen Bodenanalyse.

Table 4 Results of chemical soil analysis.

Herkunft	Bodentiefe	Versuchscode	pH-Wert	% N	% C
Brandfläche vor dem Feueinsatz	0–5 cm	Bp 1	3,90	0,62	8,6
	5–10 cm	Bp 2	3,94	0,32	4,1
Brandfläche 2 Tage nach dem Feueinsatz	0–5 cm	Bp 3	3,92	0,65	9,0
	5–10 cm	Bp 4	3,92	0,32	4,1
Brandfläche 3 Monate nach dem Feueinsatz	0–5 cm	Bp 7	4,10	0,74	10,5
	5–10 cm	Bp 8	4,19	0,34	4,5
Kontrollfläche	0–5 cm	Bp 5	4,10	0,73	10,1
	5–10 cm	Bp 6	4,07	0,27	3,3

Für die oberirdische Biomasse wurde ein feuerbedingter Verlust von Trockenmasse, Gesamt-Stickstoff und Kohlenstoff von jeweils etwa der Hälfte des Ausgangszustandes ermittelt. Nach dem Feueinsatz war das C/N-Verhältnis leicht reduziert (Tab. 5 und Tab. 6).

Tab. 5 Ergebnisse der Biomasseanalyse vor und nach dem Feuer.

Table 5 Results of biomass analysis before and after fire.

Probe- flächen	Gewicht der luftgetrockneten Biomasse in g		Stickstoff (N)		Kohlenstoff (C)		C/N
	je 0,25 m²	je 1,0 m²	(in % = g je 100 g)	in g je m²	(in % = g je 100 g)	in g je m²	
Zustand vor dem Feueinsatz							
1 A	554,4	2217,6	1,36	30,09	45,74	1014,33	34
2 A	354,1	1416,4	1,35	19,18	33,55	475,20	25
3 A	441,8	1767,2	1,92	34,02	44,58	787,73	23
4 A	208,4	833,6	1,58	13,15	39,04	325,44	25
MW	389,7	1558,7	1,6	24,1	40,7	650,7	27
Zustand nach dem Feueinsatz							
1 B	207,8	831,2	1,65	13,7	45,30	376,5	27
2 B	220,8	883,2	1,74	15,4	38,00	335,6	22
3 B	194,1	776,4	1,65	12,8	42,30	328,4	26
4 B	138,1	552,4	2,07	11,4	39,40	217,7	19
MW	190,2	760,8	1,8	13,3	41,3	314,6	23

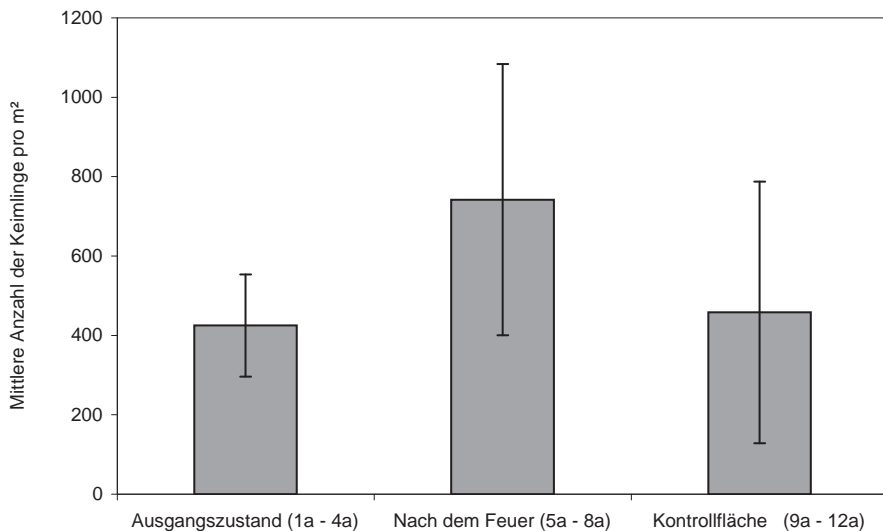
Tab. 6 Vergleich der Analyseergebnisse.

Table 6 Comparison of analysis results .

Parameter	Vor dem Feuer	Nach dem Feuer	Export
Trockengewicht	15.587 kg/ha ⁻¹ (100%)	7.608 kg/ha ⁻¹ (49%)	7.979 kg/ha ⁻¹ (51%)
Stickstoffgehalt	241 kg/ha ⁻¹ (100%)	133 kg/ha ⁻¹ (55%)	108 kg/ha ⁻¹ (45%)
Kohlenstoffgehalt	6.507 kg/ha ⁻¹ (100%)	3.146 kg/ha ⁻¹ (48%)	336 kg/ha ⁻¹ (52%)

4.3 Untersuchung der Samenbank

Die Ergebnisse der Keimungsversuche sind in Tab. 7 für die Einzelproben der jeweils vier Teilflächen einer Probengruppe dargestellt. Dabei sollen im Folgenden nur die Proben der oberen Bodenschicht (0–5 cm) betrachtet werden. Insgesamt konnten 2.450 (Vor-Feuer), 2.542 (Nach-Feuer) und 2.800 (Kontrolle) aufgelaufene Keimlinge/m² determiniert werden. Die nachgewiesenen Gesamtartenzahlen der Untersuchungsfläche vor und nach dem Feuer sind etwa gleich. Auffällig ist die deutlich höhere Anzahl von Keimlingen von *Calluna vulgaris* in den Nach-Feuer-Proben im Vergleich zu den Vor-Feuer-Proben (gepaarter t-Test: $t_3 = 2,94$; $p = 0,06$) und der Kontrollfläche (Students t-Test: $t_6 = 1,19$; $p = 0,28$). Die Hochrechnung der Keimlingszahlen auf eine Fläche von einem Quadratmeter ergab für *Calluna vulgaris* in den Nach-Feuer-Proben einen Mittelwert von 741 Individuen, für die Vor-Feuer-Proben wurden durchschnittlich 425 und für die Kontrollfläche 458 Individuen ermittelt (siehe Abb. 3).

Abb. 3 Mittlere Anzahl der Keimlinge von *Calluna vulgaris* (+/- Standardabweichung).Fig. 3 Mean number of seedlings of *Calluna vulgaris* (+/- standard deviation).

4.4 Altersstruktur des Bestandes von *Calluna vulgaris*

Für die Untersuchungen zur Altersstruktur wurde auf einer Fläche von etwa 15 x 15 m das Alter der vorhandenen 30 Individuen des Heidekrautes (*Calluna vulgaris*) ermittelt. Das mittlere Alter des untersuchten Ausschnittes liegt bei 15 Jahren. Die Verteilung des Alters aller Individuen zeigt eine größere Lücke zwischen 8 und 17 Jahren. Es konnte nur jeweils ein Individuum von 10, 14 und 15 Jahren festgestellt werden.

Weiterhin wurden von den augenscheinlich alten bzw. habituell degenerierten Individuen von der gesamten Untersuchungsfläche Proben entnommen. Das Höchstalter dieser Individuen liegt bei 26 Jahren, als mittleres Alter wurden hier 18,6 Jahre ermittelt, wobei die überwiegende Anzahl ein Alter von 17–20 Jahren aufwies.

5 Diskussion

5.1 Vegetationsstruktur

Trotz geänderter Deckungsanteile bestimmter Arten sind keine pflanzensoziologisch fassbaren Unterschiede zwischen Brand- und Kontrollfläche festzustellen (vgl. Tab. 3). Obwohl für *Calluna vulgaris*, als Leitart des Euphorbio-Callunetum, eine starke Abnahme der Deckungsanteile auf der Brandfläche zu verzeichnen ist, sind die Bestände weiterhin diesem Syntaxon zuzuordnen. Auch das übrige Arteninventar sprach weiterhin für eine Einordnung in das Euphorbio-Callunetum. Allerdings haben bereits in der Vegetationsperiode 2008 Gräser (v. a. *Agrostis* sp.) wieder hohe Deckungsanteile eingenommen und prägen momentan das Bild der Brandfläche.

Auf der Brandfläche konnten in der zweiten Vegetationsperiode nach dem Feuereinsatz 13 blühende Individuen des Kleinen Knabenkrautes (*Orchis morio*) festgestellt werden. Im Umfeld der Brandfläche sind Einzelindividuen und ein größeres Vorkommen mit über 2.000 Individuen schon länger bekannt. Jedoch waren auf der gesamten Untersuchungsfläche bisher keine blühenden Individuen von *O. morio* gesichtet worden, obwohl im Gebiet jährlich durch den Arbeitskreis Heimische Orchideen (AHO) ein Fundortmonitoring (Zählung blühender Individuen) stattfindet. Eine Neuetablierung nach dem Feuereinsatz kann aber ausgeschlossen werden, da für die Art nach der Keimung eine mindestens dreijährige unterirdische mykotrophe Phase bekannt ist (FÜLLER 1983). Für das Untersuchungsgebiet ist das Vorkommen von *O. morio* im Euphorbio-Callunetum als charakteristisch anzusehen. Die Art hat im Untersuchungsgebiet einen ihrer letzten Verbreitungsschwerpunkte Nord- und Mitteleuropas und weist hier etwa 30 Populationen mit weniger als 50 bis einigen 1.000 Individuen auf. In jüngeren und lückigeren Stadien des Euphorbio-Callunetum ist die Art regelmäßig vergesellschaftet und scheint hier günstige Bedingungen zu finden (OEKOKART 1996).

Auf gebrannten Aufnahmeflächen ist die mittlere Vegetationshöhe signifikant niedriger als auf unbehandelten Kontrollflächen. Der strukturelle Zustand der Brandfläche von 2007 ist insgesamt sehr heterogen. Neben kleineren Rohbodenaufschlüssen und verschiedenen kurzrasigen Abschnitten sind auch völlig unbeeinflusste Bereiche mosaikartig angeordnet. Auch der stark verholzte und überalterte Bestand von *Calluna vulgaris* wies neben oberirdisch vollkommen abgebrannten Individuen auch solche mit mehr oder weniger starkem Substanzverlust auf. Zusätzlich zu den dargestellten Unterschieden in der Vegetationsstruktur waren nach dem Feuereinsatz auf der Gesamtfläche feinstufige und kleinteilige Habitatsstrukturunterschiede zu beobachten, welche im Rahmen einer monatlichen Fotodokumentation der Entwicklung der Gesamtfläche sowie der Vegetationsaufnahmeflächen erfasst worden sind (vgl. KLEIN 2008). Dies ist auf die ungleichmäßige Wirkung des Feuers zurückzuführen, da die Brandintensität von verschiedenen Einflussgrößen wie Menge, Lagerung und Wassergehalt der Biomasse sowie Temperatur und Windstärke abhängig ist. Insbesondere der Brennwert der Biomasse stellte keinen regelmäßigen Faktor auf der Untersuchungsfläche dar und trug so zur Variabilität der Brandintensität bei.

5.2 Boden und Biomasse

Die Untersuchungen des Stickstoffgehaltes im Boden zeigen drei Monate nach der Maßnahme einen leichten Anstieg auf der Brandfläche an (siehe Tab. 4). Ähnlich hohe Werte weist aber auch die Kontrollfläche auf, weshalb nicht von einer untypischen Erhöhung des Stickstoffgehaltes ausgegangen werden kann. Die höheren Werte in den Proben aus dem Mai sind wahrscheinlich auf eine gesteigerte Mineralisation in Folge der Zunahme der Tätigkeit von Mikroorganismen im Frühjahr zurückzuführen.

Die Analyse des Austrags der vorhandenen oberirdischen Biomasse ergab eine Reduzierung von 7.979 kg/ha^{-1} oder um 51 %. Diese Werte liegen unter den in der Literatur genannten Ergebnissen. Höhere Werte erzielten beispielsweise NIEMEYER et al. (2005) mit 72 % bzw. 84 % Biomasseaustrag in einem 10jährigen bzw. 15jährigen Heidekraut-Bestand in der Lüneburger Heide. Als Ursache hierfür ist die geringe Brandintensität aufgrund der relativ hohen Luft- und Streufeuchte zu nennen. Dadurch konnten die Verbrennung der Biomasse und Streuauflagen nur unvollständig erfolgen.

Der Stickstoffvorrat der oberirdischen Biomasse des etwa 15–20 Jahre alten Bestandes lag vor dem Feueinsatz bei 241 kg/ha^{-1} (N-Gesamt). Dieser Wert liegt über den Ergebnissen einer anderen Studie zum Stickstoffgehalt der oberirdischen Biomasse von Heidekrautheiden im Untersuchungsgebiet, in der Werte von durchschnittlich $75,25 \text{ kg/ha}^{-1}$ ermittelt wurden (TISCHEW & LORENZ 2008). Dagegen zeigen die Ergebnisse von NIEMEYER et al. (2005) für einen 10jährigen Heidekrautbestand mit $95,3 \text{ kg/ha}^{-1}$ und für einen 15jährigen Bestand mit $196,9 \text{ kg/ha}^{-1}$ eine vergleichbare Zunahme des Biomasse-Stickstoffgehaltes mit steigendem Alter. Nach dem Feueinsatz wurde eine Menge von 133 kg/ha^{-1} Stickstoff in der verbliebenen Biomasse ermittelt. Somit beträgt der Export 108 kg/ha^{-1} oder 45 % des ursprünglich vorhandenen Stickstoffvorrats. In anderen Studien wurden teilweise höhere Austragsmengen ermittelt. So gibt CHAPMAN (1967) einen Wert von $173,1 \text{ kg N/ha}^{-1}$ an, während MUHLE & RÖHRIG (1979) von $200\text{--}280 \text{ kg/ha}^{-1}$ berichten. Der Stickstoffaustrag bei NIEMEYER et al. (2005) von 103 bzw. 110 kg/ha^{-1} zeigt dagegen gute Übereinstimmung mit den eigenen Ergebnissen.

Zur Bewertung von Pflegeverfahren für Zwergstrauchheiden oder gebietstypische Heidekraut-Magerrasen-Komplexe ist die Betrachtung des damit verbundenen Nährstoffexportes von großer Bedeutung. Die Menge des derzeitigen atmosphärischen Stickstoffeintrags im Untersuchungsraum von $14\text{--}18 \text{ kg N/ha}^{-1}/\text{a}^{-1}$ (UBA 2007) überschreitet die bei BOBBINK et al. (2003) angegebene Belastungsobergrenze (critical load) für trockene Zwergstrauchheiden von $10\text{--}15 \text{ kg N/ha}^{-1}/\text{a}^{-1}$. Besonders in von Nährstoffarmut gekennzeichneten Lebensgemeinschaften wie trockenen Zwergstrauchheiden gilt es, unter den gegebenen Einträgen aus der Luft, der Akkumulation von Nährelementen entgegenzuwirken. Eine sinnvolle Möglichkeit, den Erfolg eines Pflegeverfahrens in dieser Hinsicht zu bewerten, stellt das Modell der Theoretischen Wirkungsdauer (TWD) nach HÄRDITL et al. (2004) dar. Dabei wird der jährliche Nährstoffimport durch Einträge aus der Luft dem einmaligen Nährstoffexport von Pflegemaßnahmen in Form einer Bilanz gegenübergestellt. Ausgehend von einem atmosphärischen Eintrag von $14\text{--}18 \text{ kg N/ha}^{-1}/\text{a}^{-1}$ im Mitteldeutschen Trockengebiet kann für das untersuchte Verfahren eine TWD für den Stickstoffexport von $6,0\text{--}7,7$ Jahren ermittelt werden. Nach diesem Zeitraum wäre die exportierte Menge an Stickstoff durch atmosphärische Einträge wieder zugeführt, wenn nicht durch andere Prozesse (z. B. Beweidung) ein zusätzlicher Austrag erfolgt.

Die Regenerationsdauer von atlantischen Heidebeständen, bevor sie erneut gebrannt werden könnten, wird mit $10\text{--}15$ Jahren angegeben (MILLER & MILES 1970, TERRY et al. 2004). Langfristig kann, entsprechend dieser Kalkulation, der untersuchten Zwergstrauchheide durch Brennen allein wahrscheinlich nicht die Menge an Stickstoff entzogen werden, die ihr durch atmosphärische Einträge zugeführt wird. Durch die Akkumulation von Stickstoff in den primär N-limitierten Beständen ist eine Veränderung des Artengefüges sehr wahrscheinlich. *Calluna vulgaris* zeigt bei hohen N-Werten eine eingeschränkte Vitalität, erhöhte Frostanfälligkeit sowie eine verfrühte Seneszenz (STEBING 1993). Die Art ist durch ihre ericoide Mykorrhiza an N-limitierte bzw. N/P-co-limitierte Ökosysteme angepasst. Mit steigendem Stickstoffangebot sinkt ihr Konkurrenzvorteil, beispielsweise gegenüber Gräsern mit arbuskulärer Mykorrhiza (verbesserte P-Verfügbarkeit) (HÄRDITL et al. 2004, 2009b).

5.3 Samenvorrat im Boden

Die Keimungsversuche zeigen keine Beeinträchtigung des Samenvorrates im Boden durch den Feueinsatz. Obwohl dabei über dem Erdboden Temperaturen von $500\text{--}800^\circ\text{C}$ gemessen werden können, ist innerhalb der organischen Auflage bereits in $1\text{--}2 \text{ cm}$ Tiefe keine wesentliche Temperaturerhöhung feststellbar (NIEMEYER et al. 2004). Erwartungsgemäß ist daher für keine Art ein Ausfall oder eine verminderte Keimungsrate im Vergleich zu den Vor-Feuer-Proben und zur unbehandelten Kontrollfläche zu verzeichnen (Tab. 7, im Anhang).

Von besonderem Interesse war das Keimungsverhalten von *Calluna vulgaris*. Im Vergleich der absoluten Keimlingszahlen zeigen die Nach-Feuer-Proben die höchsten Werte gegenüber den Vor-Feuer-Proben und der Kontrolle. Beim Vergleich der mittleren Keimlingszahlen war die Anzahl der Keimlinge in den Nach-Feuer-Proben gegenüber dem Ausgangszustand marginal signifikant erhöht (Abb. 3). Der Unterschied zwischen den Nach-Feuer-Proben und der Kontrollfläche ist etwa genauso groß, aber aufgrund der großen Streuung der Daten nicht vergleichbar. Es kann davon ausgegangen werden, dass auf der Brandfläche eine positive Beeinflussung des Keimungsverhaltens von *Calluna vulgaris* durch das Feuer erfolgt ist. Die Art gilt als typischer „Brandkeimer“ (GOLDAMMER et al. 1997a), die Samen reagieren auf eine mäßige Erwärmung (unter 200 °C) mit gesteigerten Keimraten (RAYNER 1913, MALLIK & GIMINGHAM 1985).

Im Rahmen der vorliegenden Studie konnten Werte von 425–741 *Calluna*-Keimlingen/m² und 2.450–2.800 Keimlingen/m² in der gesamten Diasporenbank ermittelt werden. Die Werte für *Calluna*-Keimlinge sind deutlich niedriger als bei GHORBANI et al. (2003), die nach Untersuchungen in einer degradierten Heide Großbritanniens 1.400–2.000 *Calluna*-Samen/m² angeben. In vitalen ozeanischen Heiden konnten extrem hohe Werte von ca. 60.000 Samen/m² festgestellt werden (CUMMINS & MILLER 2002). Dagegen zeigt eine Untersuchung aus einem spanischen Trockengebiet (Provinz León) recht gute Übereinstimmungen mit den eigenen Werten. Hier waren 90 Keimlinge/m² im Ausgangszustand und nach dem Brennen 690 Keimlinge/m² für *Calluna vulgaris* bei Keimungsversuchen festgestellt worden (VALBUENA et al. 2000). Nach früheren Untersuchungen an der Diasporenbank im Untersuchungsgebiet mit vergleichbaren Auf Laufversuchen berichtet PARTZSCH (2005, 2007) über hohe Keimlingszahlen von *Calluna vulgaris* ab der siebenten Versuchswoche, wobei 3.800–5.700 Keimlinge/m² ermittelt wurden. Diese Werte liegen deutlich über den eigenen Werten und sprechen für eine vergleichsweise gut besetzte Diasporenbank von *Calluna vulgaris* im Untersuchungsgebiet. Von derselben Autorin werden für das Euphorbio-Callunetum insgesamt Keimlingsaufkommen von 10.000 bzw. 13.000 Individuen/m² angegeben, welche ebenfalls deutlich über den eigenen Werten liegen.

Möglicherweise werden die Samenbankdichten allgemein und somit auch die von *Calluna vulgaris* durch die klimatischen Bedingungen beeinflusst. In trockeneren, warmen (kontinental getönten) Gegenden sind diese geringer als in niederschlagsreichen, kühlen (ozeanisch beeinflussten) Gebieten (vgl. PAKEMAN et al. 1999). Die Heidekrautheiden im Untersuchungsgebiet zeigen einen subkontinentalen Charakter (Kap. 2). Der Bestand von *Calluna vulgaris* weist im Vergleich zu Heidegebieten in Küstennähe eine weniger geringe Dichte der Individuen auf. Die lückige Struktur des Euphorbio-Callunetum ist typischerweise reich an Kräutern und Gräsern. Diese strukturellen Merkmale (v. a. die geringe Dichte der *Calluna*-Individuen) der Heidekraut-Magerrasen-Komplexe sowie die unterschiedlichen klimatischen Verhältnisse könnten wesentliche Ursache für die festgestellte geringere Samenbankdichte von *Calluna vulgaris* im Vergleich zu küstennahen Heidegebieten sein.

Zusätzlich kann der Untersuchungszeitraum der Keimungsversuche das Ergebnis wesentlich beeinflusst haben. Die Erfassung der aufgelaufenen Keimlinge erfolgte während eines Zeitraumes von sechs Monaten. Obwohl *Calluna*-Keimlinge noch zwei bis drei Jahre nach Versuchsbeginn auflaufen können, war im Rahmen einer Diplomarbeit kein längerer Untersuchungszeitraum für die Keimungsversuche möglich. Es muss also angenommen werden, dass die Anzahl der aufgelaufenen Keimlinge nicht der Anzahl tatsächlich vorhandener lebender Diasporen entspricht (vgl. PARTZSCH 2008). Daher ist nicht auszuschließen, dass die festgestellten niedrigen Werte der Keimlingszahlen für das Euphorbio-Callunetum im Untersuchungsgebiet nicht repräsentativ sind.

5.4 Regeneration von Heidekraut (*Calluna vulgaris*) nach dem Feuereinsatz

Die festgestellte Altersverteilung und das mittlere Alter (18,6 Jahre) von *Calluna vulgaris* zeigen das fortgeschrittene Entwicklungsstadium des Bestandes. Die meisten Individuen (zwei Drittel) sind älter als 14 Jahre. SCHWEINGRUBER & POSCHOLD (2005) geben als maximales Alter für *Calluna vulgaris* 39 Jahre an. Entsprechend dem Altersmodell nach BARCLEY-ESTRUP & GIMINGHAM (1969) hat *Calluna vulgaris* ab dem 16. Lebensjahr die Reifephase bzw. eine frühe Altersphase erreicht. Nach Untersuchungen von

PETERSEN (1990) tritt *Calluna vulgaris* in subatlantischen Gebieten bereits ab dem 12. Lebensjahr in die Alterphase ein. Demnach befindet sich der untersuchte Bestand von *Calluna vulgaris* in der Alters- oder Degenerationsphase.

Auf der Brandfläche konnten nur eine mäßige vegetative Regeneration und nahezu keine generative Regeneration von *Calluna vulgaris* festgestellt werden. Etwa 50% der vorhandenen Individuen wiesen frische grüne Triebe auf, wobei einige Pflanzen bereits im ersten Jahr nach dem Brand zur Blüte kamen. Dagegen konnte bei den übrigen, an den Strünken erkennbaren Individuen kein Stockausschlag festgestellt werden. Trotz mehrfacher intensiver Suche waren während des Untersuchungszeitraumes im Jahr 2007 keine Keimlinge von *Calluna vulgaris* auf der Brandfläche auffindbar. Durch die Keimungsversuche im Gewächshaus ist die Keimfähigkeit des Samenvorrats für alle Proben belegt worden. Die Untersuchungen zeigen sogar einen Trend zum Anstieg der Keimlingszahlen in den Nach-Feuer-Proben. Dennoch fand unter natürlichen Bedingungen zunächst offenbar keine Keimung von *Calluna vulgaris* statt. Als wesentlichste Ursachen für die mäßige bis geringe Regeneration des Heidekrautes werden die Überalterung des Heidekrautbestandes und der strukturelle Ausgangszustand der Untersuchungsfläche mit einem hohen Grasanteil (vgl. Kap. 4.1) vermutet. Zudem war der April 2007 der wärmste und trockenste seit Beginn regelmäßiger flächendeckender Wetteraufzeichnungen im Jahr 1901. Der Deutsche Wetterdienst registrierte mit durchschnittlichen 11,7 °C Lufttemperatur einen um 4,4 °C höheren Mittelwert (FOCUS-ONLINE 2007). Im Zeitraum vom 24. März bis 6. Mai zeigen die Daten der meteorologischen Station des Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig GmbH mit insgesamt 3,31/m² ungewöhnlich wenige Niederschläge. Vor dieser Dürrephase aufgelaufene Keimlinge dürften mit großer Sicherheit vertrocknet gewesen sein.

Die Regeneration nach dem Feueereinsatz wird von verschiedenen, miteinander in Wechselbeziehungen stehenden Faktoren beeinflusst. Die mit zunehmendem Alter des Bestandes sinkende Regenerationskraft und eingeschränkte Vitalität des Heidekrautes wird von verschiedenen Autoren beschrieben (MILLER & MILES 1970, GIMINGHAM 1972). Dagegen nimmt die Brandhitze durch den steigenden Holzanteil zu und kann bei sehr trockener und windiger Witterung zu Hitzeschäden an den Stämmchen und den obersten Bodenschichten führen (MUHLE & RÖHRIG 1979, HÄRDITTE et al. 2009a). Die Regeneration der Heide gelingt also umso schlechter, je weiter fortgeschritten der Entwicklungszyklus der Heide ist. Die Kenntnis des Alters bzw. Entwicklungsstadiums des Heidekrautbestandes ist daher für die Wahl eines Maßnahmenzeitpunktes bzw. -intervalls von großer Bedeutung. Außerdem besteht ein enger Zusammenhang zwischen der Dichte des Heidekrautbestandes vor der Pflege und der Dichte danach. Jüngere *Calluna*-Pflanzen regenerieren sich zudem generativ und vegetativ, ältere dagegen überwiegend generativ (MUHLE 1974). Durch den beobachteten raschen Aufwuchs der Gräser nach dem Feueereinsatz könnte die Keimung von *Calluna vulgaris* (Lichtkeimer) zumindest teilweise verhindert worden sein, auf die der überalterte Bestand für seine Regeneration aber angewiesen ist.

Weiterhin hatte die Witterung im Maßnahmenjahr einen nicht zu unterschätzenden Einfluss. Das Frühjahr 2007 war geprägt durch eine Dürrephase im April. Das Wasserangebot hat auf die Aufhebung der Dormanz der Samen einen großen Einfluss, eine hohe Luftfeuchtigkeit begünstigt die Keimung (GIMINGHAM 1972, BLUMRICH & WIEGLEB 1998). Es könnte dadurch zu einer starken Einschränkung der generativen Regenerationsfähigkeit gekommen sein. Wie bereits dargestellt, kann diese in trockenen, warmen Gegenden im Maßnahmenjahr ganz ausfallen und erst in den folgenden Jahren einsetzen. Zudem scheint in klimatisch trocken-warmen Gebieten aufgrund der geringeren Individuendichte eine geringere Samenbankdichte als in niederschlagsreichen Gegenden vorzuliegen (vgl. Kap. 5.3). Es ist daher anzunehmen, dass im subkontinentalen Klima des Mitteldeutschen Trockengebietes mit sommerlichen Dürreperioden und winterlichen Kahlfrösten die Fähigkeit zur vegetativen und generativen Regeneration von *Calluna vulgaris* eingeschränkt ist und nur in Jahren mit ausreichendem Feuchtigkeitsangebot erfolgreich verläuft. Die geringe Anzahl von Individuen im Alter zwischen 8 und 17 Jahren ist wahrscheinlich eine Folge der witterungsbedingten Fluktuation in der generativen Regeneration (Kap. 4.4).

Bei Untersuchungen im Jahr 2008 konnten das vereinzelte Auflaufen von *Calluna*-Keimlingen auf der Brandfläche unter Feldbedingungen festgestellt werden (Abb. 5). Allerdings war keine flächige oder individuenreiche generative Verjüngung feststellbar. Die beobachtete zeitlich versetzte Regeneration des

Heidekrautes auf der Brandfläche ist möglicherweise für trockenere Gebiete typisch. Auch bei den Untersuchungen von VALBUENA et al. (2000) in Spanien erfolgte in den ersten 10 Monaten nach dem Feuereinsatz weder eine vegetative noch eine generative Regeneration. Eine Reihe von weiteren Studien zeigt, dass die Regeneration von *Calluna vulgaris* häufig erst in den Folgejahren festzustellen ist (BLUMRICH & WIEGLEB 1998, SEDLAKOVA & CHYTRY 1999, CALVO et al. 2002, FÖTTNER et al. 2004).

Das Einbringen von Saatgut zur Heideregeneration, wie es PYWELL et al. (1996) vorschlagen, ist für Maßnahmen bei denen die Entfernung der organischen Auflagehorizonte bzw. der oberen Bodenschichten erfolgt (Schopfern, Plaggen) angezeigt (HÄRDTLE et al. 2009a). Durch den Massenauswurf bei diesen Verfahren wird auch ein großer Teil der Samenbank entfernt und steht für eine Regeneration nicht zur Verfügung. Dagegen werden bei der Anwendung von mäßig heißem Feuer oder bei einer Mahd die oberen Bodenschichten mit ihrem Diasporenvorrat nicht beeinträchtigt.

5.5 Erhaltung von trockenen Heidekrautheiden

Im Untersuchungsgebiet bzw. im FFH-Gebiet „Porphyrlandschaft nordwestlich Halle“ sind u. a. die Heidekrautheiden als Lebensraumtyp (LRT) 4030 „Trockene europäische Heiden“ entsprechend der „FFH-Kartieranleitung Offenlandlebensraumtypen“ (LAU 2009) erfasst worden. Damit gelten dieser und alle anderen LRT als Schutzgüter bzw. Erhaltungsziele des FFH-Gebietes. Entsprechend Artikel 6 Abs. 2 der FFH-Richtlinie ist auch Sachsen-Anhalt verpflichtet, einen günstigen Erhaltungszustand der Lebensraumtypen sicherzustellen.

Derzeit ist ein Großteil der Heidekrautheiden im Untersuchungsgebiet durch Überalterung und andauernden Nutzungsverzicht gekennzeichnet. Bei fortschreitender Akkumulation von Rohhumus und Streudecken sowie Vergreisung von *Calluna vulgaris* resultieren Biotopstrukturen, welche eine Verjüngung der Heidekrautbestände nachhaltig beeinträchtigen. Dieser Zustand führt auch entsprechend der Bewertungsmatrix für den LRT 4030 (LAU 2009): „Deckungsanteil der Altersphase von über 70 %, offene Bodenstellen von weniger als 5 % und Vergrasung mit über 50 % Deckung“ zu einer ungünstigen Bewertung des Erhaltungszustandes. Daher werden in den kommenden Jahren praktische Maßnahmen zur Erhaltung und Wiederherstellung des LRT 4030 unumgänglich sein, um den bestehenden Verpflichtungen gerecht zu werden.

Für das Management der auf nährstoffarme Verhältnisse und regelmäßige Verjüngung angewiesenen *Calluna*-Heiden wird eine kontinuierliche Beweidung (Hüte- oder mobile Koppelhaltung) in Verbindung mit periodischem Feuereinsatz zur Verjüngung der Bestände empfohlen (SEDLAKOVA & CHYTRY 1999, HÄRDTLE et al. 2004, NIEMEYER et al. 2005). Verschiedene Studien belegen die positive Wirkung von bodennahen heißen Gegenwindfeuern, welche neben der Biomasse auch Rohhumusdecken und Streuauflagen zu reduzieren vermögen, die Keimung der Samen stimulieren und somit die Verjüngung von trockenen Zwergstrauchheiden begünstigen (LÜTKEPOHL et al. 1997, KARLOWSKI 2003, WANNER et al. 2004, HÄRDTLE et al. 2009a). Der derzeitige Zustand der meisten Heidekrautheiden im Untersuchungsgebiet lässt eine Beweidung ohne vorherige Entfernung der überständigen, abgestorbenen Biomasse gar nicht zu. Dafür sind prinzipiell Mahd oder Feuereinsatz gut geeignet, da beide einen nennenswerten Austrag an Biomasse und Stickstoff leisten können. Eine temperaturbedingte Stimulation der *Calluna*-Keimung ist bei einer Mahd aber ausgeschlossen. Allerdings können beide Maßnahmen erst nach einem Zeitraum von etwa 10 Jahren erneut angewandt werden, ohne eine Förderung regenerationsstarker Sippen (v. a. Gräser) zu bewirken. Dagegen ist eine Beweidung jährlich durchführbar, wobei durch Fraßselektion (bevorzugte Aufnahme von Gräsern und Meidung der ligninreichen Heidekrauttriebe) das Heidekraut gefördert wird.

6 Schlussfolgerungen

Aus dem Feuereinsatz resultierte ein Austrag der oberirdischen Biomasse und des Stickstoffvorrates, jedoch keine wesentliche Veränderung des pH-Wertes und des Stickstoffanteils im Boden. Das bewegliche

Feuer verursachte durch die kurze Verweildauer der Brandhitze an einer Stelle auch keine schädigenden Effekte auf den Samenvorrat im Boden. Das Heidekraut (*Calluna vulgaris*) profitiert sogar von einer kurzzeitigen, mäßigen Hitzewirkung auf die Samen durch gesteigerte Keimungsraten. Daher kann hinsichtlich der Fragestellung dieser Arbeit eine positive Wirkung des Feuereinsatzes festgestellt werden.

Dagegen erfolgte die Regeneration des Heidekrautes nach dem Feuereinsatz nur mäßig erfolgreich und zeitlich versetzt. Die Gräser (Poaceae) nahmen spätestens ab der zweiten Vegetationsperiode nach dem Feuereinsatz wieder Deckungsanteile wie im Ausgangszustand ein. Die bereits angesprochene (Kap. 5.4) und auch in dieser Studie festgestellte geringe Regenerationsfähigkeit überalterter Heidekrautbestände in Verbindung mit dem subkontinentalen Klima des Mitteldeutschen Trockengebietes sind hierbei sicherlich als wesentliche Ursachen anzusehen. Dadurch wird die Notwendigkeit von Pflege- und Erhaltungsmaßnahmen vor dem Erreichen der Altersphase der Heidekrautheiden deutlich.

Zukünftig könnten in den Heidekraut-Magerrasen-Beständen kombinierte Pflegeverfahren angewandt werden. Die optimale Grundlage der Erhaltungsmaßnahmen dürfte eine extensive Hütelhaltung von Schafen (2–3 Beweidungsgänge pro Jahr) mit nächtlicher Aufstallung oder Pferchung sein. Alternativ könnte eine zeitlich begrenzte Koppelhaltung mit kurzen Standzeiten und hohen Besatzstärken (min. 0,5 GVE/ha) sowie der Möglichkeit des selektiven Verbisses erfolgen. In 10- bis 15jährigen Zyklen müssen ergänzende Maßnahmen zur Verjüngung der Heidekrautbestände ergriffen werden. Dafür ist der Einsatz von kontrolliertem Feuer eine sinnvolle Option. Durch diese Maßnahmenkombination könnte mit großer Wahrscheinlichkeit der notwendige Stoffaustausch sichergestellt und ein günstiger Erhaltungszustand des LRT 4030 gewährleistet werden. Für die vorher notwendige Wiederherstellung überalterter und strukturell verdichteter Biotopzustände kann Gegenwindfeuer dienen. Zu den Effekten ersteinrichtender Maßnahmen (Brand, Mahd) sowie dem beschriebenen kombinierten Pflegeverfahren besteht weiterer Forschungsbedarf.

Trotz zunehmend positiver Bewertungen der Feueranwendung seitens der Naturschutzakteure bestehen in anderen Teilen der Bevölkerung, aber auch in den Reihen des Naturschutzes selbst, oft starke emotionale Vorbehalte. Es konnte aber gezeigt werden, dass mit steigender Kenntnis der Wirkung der Feueranwendung auch die Akzeptanz gegenüber dieser Maßnahme steigt (ANDERS et al. 2003). Eine Etablierung der Anwendung von kontrolliertem Feuer zur Landschaftspflege sollte daher unbedingt von intensiven Maßnahmen zur Umweltbildung und professioneller Öffentlichkeitsarbeit begleitet werden.

Kontrollierte Feuer als mögliche Pflegevariante zur Umsetzung des Verschlechterungsverbot in FFH-Gebieten zu nutzen ist mit Blick auf die Entstehung und bisherige Erhaltung sowie die Flächendimensionen von trockenen Heidekrautheiden nahezu unausweichlich. Daher sollte ein bestimmter Personenkreis für die Ausübung und Absicherung von Landschaftspflegefeuern geschult und zertifiziert werden. Diese Personen bzw. Institutionen könnten dann eine dauerhafte Genehmigung für den kontrollierten Feuereinsatz in einem bestimmten Zeitraum erhalten. Zur Reduzierung des Antrags- und Verwaltungsaufwandes sollte unter bestimmten Auflagen eine (zeitlich bzw. räumlich begrenzte) Befreiung von den gesetzlichen Verboten für die Feueranwendung zu Zwecken des Naturschutzes und der Landschaftspflege ausgesprochen werden.

7 Zusammenfassung

KLEIN, S.; JÄGER, U.G., TISCHEW, S.: Anwendung von Feuer zur Pflege und Erhaltung von Heidekraut-Trockenrasen-Komplexen in der Porphyrkuppenlandschaft des unteren Saaletals. – *Hercynia N.F.* 42 (2009): 217–238.

In einem Feldexperiment in der kontinental geprägten Porphyrkuppenlandschaft wurde die Wirkung eines kontrollierten Feuereinsatzes auf eine grasreiche Heidekrautheide (*Calluna vulgaris*) untersucht. Dabei wurden Variablen zu feuerbedingten Veränderungen der Bestandesstruktur, zur Diasporenbank, zum Nährstoffhaushalt der Biomasse und des Bodens ermittelt.

Die Vegetationshöhe der mit Feuer behandelten Flächen war sechs Monate nach dem Feuereinsatz geringer als die unbehandelten Flächen. Unter Feldbedingungen zeigte etwa die Hälfte der Individuen von

Calluna vulgaris im ersten Jahr Stockausschläge, während Keimlinge erst im zweiten Jahr verstreut und mit geringer Anzahl aufkiefen. Bei Keimungsversuchen im Gewächshaus liefen *Calluna*-Keimlinge erst im sechsten Monat auf, wobei in den Proben der mit Feuer behandelten Fläche eine wesentlich höhere Individuenzahl von *Calluna vulgaris* gegenüber unbehandelten Flächen festzustellen war. Der oberirdische Bestand an Biomasse und Stickstoff wurde deutlich reduziert, dagegen waren nur unwesentliche Veränderungen der Bodenchemie durch den Feueereinsatz festzustellen.

Als wesentliche Ursachen für die mäßige Regeneration von *Calluna vulgaris* unter Feldbedingungen werden die festgestellte Überalterung des Heidekrautbestandes (ca. 19 Jahre) sowie die Konkurrenz durch den hohen Grasanteil (*Agrostis capillaris*, *A. vinealis*) angenommen. Aufgrund der klimatischen Sonderstellung (Niederschlagsarmut) des Gebietes muss zudem von eingeschränkter Regenerationsfähigkeit durch verminderte Vitalität der Individuen und von hohen Mortalitätsraten der Keimlinge ausgegangen werden. Daher kann geschlussfolgert werden, dass kontrolliertes Feuer zur Regeneration der Heidekrautheiden durch Steigerung der Keimungsrate ihres Diasporenvorrates und kurzfristige Verminderung des Konkurrenzdruckes beiträgt.

8 Literatur

- ANDERS, K.; PROCHNOW, A.; FÜRSTENAU, S.; SEGERT, A.; ZIERKE, I. (2003): Offenlandmanagement durch kontrolliertes Brennen. Ein Beitrag aus sozioökonomischer Perspektive. – *Naturforsch. Landschaftspl.* **35** (8): 242–246.
- BARCLEY-ESTRUP, P.; GIMINGHAM, C.H. (1979): The Description and Interpretation of Cyclical Processes in a Heath Community: I. Vegetational Change in Relation to the *Calluna* Cycle. – *J. Ecol.* **57**: 737–758.
- BLUMRICH, H.; WIEGLEB, G. (1998): Initiierung von Zwergstrauchheiden in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. – *Verh. Ges. Ökol.* **28**: 291–300.
- BOBBINK, R.; ASHMORE, M.; BRAUN, S.; FLÜCKIGER, W.; VAN DEN WYNGAERT, I.J.J. (2003): Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. – In: *Environmental Documentation No. 164, Air, Empirical Critical Loads for Nitrogen, Background Documents*: 43–170.
- BÖHNERT, W. (1975): Ökologisch begründete Pflegemaßnahmen für das NSG "Harslebener Berge-Steinholz". – *Naturforsch. u. naturkundl. Heimatforsch. Bez. Halle und Magdeburg* **11/12**: 30–42.
- CALVO, L.; TARREGA, R.; LUIS, E. (2002): Regeneration patterns in a *Calluna vulgaris* heathland in the Cantabrian mountains (NW Spain): effects of burning, cutting and ploughing. – *Acta Oecol.* **23**: 81–90.
- CHAPMAN, S. B. (1967): Nutrient Budgets for a Dry Heath Ecosystem in the South of England. – *J. Ecol.* **55**: 677–689.
- CUMMINS, R.P.; MILLER, G.R. (2002): Altitudinal gradients in seed dynamics of *Calluna vulgaris* in eastern Scotland. – *J. Veg. Sci.* **13**: 859–866.
- BGR - BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (Ed.) (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. – E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover.
- FOCUS-ONLINE (2007): Internet: http://www.focus.de/panorama/welt/statistik_aid_54880.html (Stand 29.04.2007).
- FOTTNER, S.; NIEMEYER, T.; SIEBER, M.; HÄRDTLE, W. (2004): Zur kurzfristigen Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sand- und Moorheiden. – *NNA Berichte* **17** (2): 126–136.
- FÜLLER, F. (1983): Die Gattungen *Orchis* und *Dactylorhiza*. – *Orchideen Mitteleuropas* – A. Ziemsen Verlag, Lutherstadt Wittenberg.
- GHOORBANI, J.; DAS, P. M.; DAS, A. B.; HUGHES, J. M.; MCALLISTER, H. A.; PALLAI, S. K.; PAKEMAN, R. J.; MARRS, R. H.; LE DUC, M. G. (2003): Effects of restoration treatments on the diaspore bank under dense *Pteridium* stands in the UK. – *Appl. Veg. Sci.* **6**: 189–198.
- GIMINGHAM, C.H. (1972): *Ecology of heathland*. – Chapman & Hall, London.
- GOLDAMMER, J.G.; MONTAG, S.; PAGE, H. (1997a): Nutzung des Feuers in mittel- und nordeuropäischen Landschaften – *NNA-Berichte* **10** (5): 18–38.
- GOLDAMMER, J.G.; PAGE, H.; PRÜTER, J. (1997b): Feueereinsatz im Naturschutz in Mitteleuropa. Ein Positionspapier. – *NNA-Berichte* **10** (5): 2–17.
- HÄRDTLE, W.; FOTTNER, S.; NIEMEYER, T.; SIEBER, M.; MOHAMED, A. (2004): Nährelementeaustrag aus Heideökosystemen durch verschiedene Pflegeverfahren – eine integrierende Betrachtung. – *NNA Berichte* **17** (2): 123–126.
- HÄRDTLE, W.; ASSMANN, T.; VAN DIGGELEN, R.; VON OHEIMB, G. (2009a): Renaturierung und Management von Heiden. – In: ZERBE, S.; WIEGLEB, G. (Eds.): *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*. – Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.

- HÄRDTLE, W.; VON OHEIMB, G.; FOTTNER, S.; NIEMEYER, M.; NIEMEYER, T., (2009b): Zur Wirkung verschiedener Pflegeverfahren auf den Stickstoff- und Phosphorhaushalt von Heideökosystemen. – In: NATURA 2000 - Heiden in Sachsen: 117–124. Sächsische Landesstiftung Natur und Umwelt, Dresden.
- JÄGER, E.J.; WERNER, K. (Eds.) (2005): Exkursionsflora von Deutschland, begründet von W. ROTHMALER. Bd. 4 Gefäßpflanzen: Kritischer Band. – Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- KARLOWSKI, U. (2003): Zwergstrauchheiden. – In: KONOLD, W.; BÖCKER, R.; HAMPICKE, U. (Eds.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. – Ecomed, Landsberg.
- KEMPF, H. (1981): Erfahrungen mit verschiedenen Pflegemethoden im Naturschutzgebiet „Harzgrund“ bei Suhl. – Landschaftspf. Natursch. Thür. **18** (1): 12–16.
- KLEIN, S. (2008): Untersuchungen zur Regeneration einer kontinentalen Zwergstrauchheide (LRT 4030) durch Einsatz von kontrolliertem Feuer. – Dipl.arb. Hochschule Anhalt (FH).
- KLOTZ, S. (1992): Flora und Vegetation des geplanten Naturparks „Unteres Saaletal“. – In: Arbeiten Naturpark „Unteres Saaletal“ **1**: 43–54.
- LAU - LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (2009): Kartieranleitung zur Kartierung und Bewertung der Offenlandlebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie im Land Sachsen-Anhalt. - Stand: Juni 2009. – Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.
- LONDO, G. (1976): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. – Vegetatio **33**: 61–54.
- LÜTKEPOHL, M.; MELBER, A.; PRÜTER, J. (1997): Konzeptionelle Grundlagen und erste Erfahrungen mit dem Einsatz von Feuer im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Schr. R. Landschaftspf. Natursch. **54**: 229–238.
- MAHN, E.G. (1957): Über die Vegetations- und Standortverhältnisse einiger Porphyrkuppen bei Halle. – Wiss. Z. Univ. Halle, Math.-Nat. **VI**: 177–208.
- MAHN, E.G. (1965): Vegetationsaufbau und Standortverhältnisse der kontinental beeinflussten Xerothermrasengesellschaften Mitteldeutschlands. – Abh. Sächs. Akad. Wiss. Leipzig **49**.
- MAHN, E.G. (1966): Beobachtungen über die Vegetationsentwicklung eines durch Brand gestörten Silikattrockenrasenstandortes. – Archiv Natursch. u. Landschaftsforsch. **6** (1/2): 61–90.
- MALLIK, A.U.; GIMINGHAM, C.H. (1985): Ecological effects of heather burning II. Effects of seed germination and vegetative regeneration. – J. Ecol. **73**: 633–644.
- MEUSEL, H. (1940): Die Grasheiden Mitteleuropas. Versuch einer vergleichend-pflanzengeographischen Gliederung. – Bot. Archiv **41**: 337–519.
- MILLER, G.R.; MILES, J. (1970): Regeneration of heather (*Calluna vulgaris*) at different ages and seasons in north-east Scotland. – J. Appl. Ecol. **7**: 51–60.
- MUHLE, O. (1974): Zur Ökologie und Erhaltung von Heidegesellschaften. – Allg. Forst- Jagd. Z. **145**: 232–239.
- MUHLE, O.; RÖHRIG, E. (1979): Untersuchungen über die Wirkungen von Brand, Mahd und Beweidung auf die Entwicklung von Heidegesellschaften. – Schr. forstl. Fak. Univ. Göttingen **61**.
- NIEMEYER, T.; FOTTNER, S.; MOHAMED, A.; SIEBER, M.; HÄRDTLE, W. (2004): Einfluss kontrollierten Brennens auf die Nährstoffdynamik von Sand- und Moorheiden. – NNA Berichte **17** (2): 65–79.
- NIEMEYER, T.; NIEMEYER, M.; MOHAMED, A.; FOTTNER, S.; HÄRDTLE, W. (2005): Auswirkungen extensiver und intensiver Pflegeverfahren auf den Nährstoffhaushalt von *Calluna*-Heiden Nordwestdeutschlands am Beispiel von extensiver Mahd, kontrolliertem Winterbrand, Schopfern und Plaggen. – Kum. Diss., FB Umweltwiss., Univ. Lüneburg.
- OEKOKART - BÜRO FÜR LANDSCHAFTPLANUNG UND ANGEWANDTE ÖKOSYSTEMSTUDIEN (1996): Artenhilfsprogramm Kleines Knabenkraut. – Ministerium für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt, Abt. Naturschutz (Ed.), hm Druck- und Verlagshaus Stendal.
- PAGE, H.; RUPP, L.; WIESSNER, S.; GOLDAMMER, J.G. (2001): Großversuch zum „Feuermanagement auf den Rebböschungen des Kaiserstuhls. – Abschlussbericht zur Vorlage an das Ministerium Ländlicher Raum Baden-Württemberg, Arbeitsgruppe Feuerökologie, Max-Planck-Institut für Chemie, Abteilung Biogeochemie, c/o Univ. Freiburg.
- PAKEMAN R.J.; CUMMINS, R.P.; MILLER, G.R.; ROY, D.B. (1999): Potential climatic control of seedbank density. – Seed Sci. Res. **9**: 101–110.
- PARTZSCH, M. (2000): Die Porphyrkuppenlandschaft des unteren Saaletals – Strukturwandel ihrer Vegetation in den letzten vier Jahrzehnten. – Tuexenia **20**: 153–187.
- PARTZSCH, M. (2001): Die Porphyrkuppenlandschaft des unteren Saaletals – Vergleich der Vegetation in Abhängigkeit von Flächengröße und Genese der Porphyrkuppen. – Bot. Jb. Syst., Pflanzengesch. Pflanzengeogr. **123** (1): 1–45.
- PARTZSCH, M. (2005): Das reproduktive Potential der Diasporenbanken unterschiedlicher Pflanzengesellschaften xerothermer Standorte. – Tuexenia **25**: 341–355.
- PARTZSCH, M. (2007): Flora, Vegetation und historische Entwicklung der Porphyrkuppenlandschaft zwischen Halle und Wettin (Sachsen-Anhalt). – Schlechtendalia **15**: 1–91.

- PARTZSCH, M. (2008): Welchen Einfluss haben Temperatur und Azidität der Bodenlösung auf die Keimungsbiologie ausgewählter Graslandarten. – *Hercynia N.F.* **41**: 239–252.
- PETERSEN, J. (1990): Die Entwicklung von *Calluna vulgaris* im Naturschutzgebiet "Lüneburger Heide" auf Flächen, die zur Umwandlung in Heide abgetrieben wurden. – Dipl.arb., Forstwiss. Fakul. Univ. Göttingen.
- PYWELL, R.F.; WEBB, N.R.; PUTWAIN, P.D. (1996): Harvested heather shoots as a resource for heathland restoration. – *Biol. Con.* **75**: 247–254.
- RAYNER, M. C. (1913): The Ecology of *Calluna vulgaris*. – *New Phytol.* **12** (2): 59–78.
- RICHTER, B.; PARTZSCH, M.; HENSEN, I. (2003): Vegetation, Kultur- und Nutzungsgeschichte der xerothermen Hügellandschaft bei Mücheln/Wettin (Sachsen-Anhalt). – *Hercynia N.F.* **36**: 91–121.
- SALIX - BÜRO FÜR ÖKOLOGIE UND LANDSCHAFTSPLANUNG (2007): Ersterfassung der FFH-Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie im SCI 118 „Porphyrkuppenlandschaft nordwestlich Halle“. – Unveröff. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz (LAU) Sachsen-Anhalt, Halle.
- SCHIEFER, J. (1981): Bracheversuche in Baden-Württemberg. Vegetations- und Standortentwicklung auf 16 verschiedenen Versuchsflächen mit unterschiedlichen Behandlungen. – Beiheft Veröff. Natursch. Landschaftspf. Baden-Württ. **22**: 1–325.
- SCHIEFER, J. (1983): Auswirkungen des kontrollierten Brennens auf Vegetation und Standort auf verschiedenen Brache-Versuchsflächen – In: DFG-Symposium „Feuerökologie“, Bd. 4: 259–276.
- SCHREIBER, K.F. (1981): Das kontrollierte Brennen von Brachland – Belastungen, Einsatzmöglichkeiten und Grenzen. Eine Zwischenbilanz über feuerökologische Untersuchungen. – *Angew. Bot.* **55**: 255–275.
- SCHREIBER, K.F. (1997): 20 Jahre Erfahrung mit dem kontrollierten Brennen auf den Brachflächen in Baden-Württemberg. – *NNA-Berichte* **10** (5): 59–71.
- SCHUBERT, R. (1960): Die zwergstrauchreichen azidiphilen Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. – *Pflanzensoz.* **11**: 1–235.
- SCHUBERT, R. (2001): Prodrum der Pflanzengesellschaften Sachsen-Anhalts. – *Mitt. flor. Kart. Sachs.-Anh.*, **SH 2**.
- SCHUBERT, R.; HILBIG, W.; KLOTZ, S. (2001): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- SCHWEINGRUBER, F.H.; POSCHOLD, P. (2005): Growth rings in herbs and shrubs: life span, age determination and stem anatomy. – *Forest, snow and landscape research* **79/3**: 197–415.
- SEDLAKOVA, I., CHYTRY, M. (1999): Regeneration patterns in a Central European dry heathland: effects of burning, sod-cutting and cutting. – *Plant Ecol.* **143**: 77–87.
- SSYMAN, A.; HAUKE, U.; RÜCKRIEM, C.; SCHRÖDER, E.; MESSER, D. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. – *Schr. R. Landschaftspf. Natursch.* **53**.
- STEBING, L. (1993): Der Eintrag von Schad- und Nährstoffen und deren Wirkung auf die Vergrasung der Heide. – *Ber. Reinhold-Tüxen-Ges.* **5**: 113–134.
- TERRY, A.C.; ASHMORE, M.R.; POWER, S.A.; ALLCHIN, E.A. (2004): Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on *Calluna*-dominated ecosystems in the UK. – *J. Appl. Ecol.* **41**: 897–909.
- TISCHEW, S.; LORENZ, A. (2008): Ermittlung des Biomasse-Stickstoffgehaltes von FFH-Lebensraumtypen in der Porphyrkuppenlandschaft nordwestlich Halle und Quantifizierung des N-Austrages durch Schafbeweidung. – Gutachten für die Deutsche Einheit Fernstraßenplanungs- und -bau GmbH (DEGES), Professor Hellriegel Institut an der Hochschule Anhalt (FH), Bernburg.
- TRAXLER, A. (1997): Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. - Teil A. – Umweltbundesamt Österreich, Wien.
- TÜXEN, R. (1970): Anwendung des Feuers im Naturschutz? – *Ber. Naturhist. Ges.* **114**: 99–104.
- UBA (2007): Internet: www.umweltbundesamt-umwelt-deutschland.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeId=2870 (Stand 27.12.2007).
- VALBUENA, L.; TÁRREGA, R.; LUIS-CALABUIG, E. (2000): Seed banks of *Erica australis* and *Calluna vulgaris* in a heathland subjected to experimental fire. – *J. Veg. Sci.* **11**: 161–166.
- WALLASCHEK, M.; BLISS, P.; SCHÖPKE, H.; WITSACK, W. (Eds.) (1996): Beiträge zur Erfassung der Biodiversität im Unteren Saaletal. – *Arbeiten Naturpark „Unteres Saaletal“* **3**.
- WANNER, M.; ANDERS, K.; BRUNK, I.; BURKART, B.; VAN DORSTEN, P.; FÜRSTENAU, S.; OEHLISCHLÄGER, S.; PROCHNOW, A.; WIESNER, C.; XYLANDER, W.E.R. (2004): Offenhaltung durch Feuer. – In: ANDERS, K.; MRZLIJAK, J.; WALLSCHLÄGER, D.; WIEGLEB, G., (Eds.): *Handbuch Offenlandmanagement*. – Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- WEGENER, U.; KEMPF, H. (1982): Das Flämmen als Pflegemethode landwirtschaftlich nicht genutzter Rasengesellschaften. – *Landschaftspf. Natursch. Thür.*, **19** (3): 57–63.
- WEGENER, U. (1993): Pflegevarianten für Heideflächen am Beispiel des Naturschutzgebietes Harslebener Berge-Steinholz. – *Natursch. Landschaftspf. Brandenb.* **2** (4): 19–22.

- ZACHARIAS, D. (1996): Vegetationskundliche Dauerbeobachtung; Konzepte und Beispiele aus der Praxis Niedersachsens. – In: UMWELTBUNDESAMT (Ed.), Tagungsmappe: Seminar on monitoring for nature.
- ZIMMERMANN, R. (1979): Der Einfluß des kontrollierten Brennens auf Esparsetten-Halbtrockenrasen und Folgegesellschaften im Kaiserstuhl. – Phytocoenologia 5: 447–524.

Manuskript angenommen: 30. Oktober 2009

Anschrift der Autoren:

Dipl. Ing. (FH) Stefan Klein, Kleiststr. 5, 06114 Halle

Email: stefanklein.kontakt@gmail.com

Dipl. Biol. Urs Jäger, Salix - Büro für Ökologie und Landschaftsplanung, Döblitzer Weg 1a, 06198 Wettin,

E-Mail: salix.jaeger@gmail.com

Prof. Dr. Sabine Tischew, Lehrstuhl für Vegetationskunde und Landschaftsökologie, Hochschule Anhalt (FH), Strenzfelder Allee 28, 06406 Bernburg,

E-Mail: s.tischew@loel.hs-anhalt.de

Anhang:

Tab. 3 Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen (Angabe der Deckung in BRAUN-BLANQUET und LONDO/ZACHARIAS, siehe Kap. 3.2).
 Table 3 Results of vegetation assessments (specification of coverage in BRAUN-BLANQUET and LONDO/ZACHARIAS, see Ch. 3.2).

Veg.Aufn.-Fläche	12	11	8	7	10	13	9	2	1	14	4	3	15	5	16
Feuer	ohne	ohne	2005	2005	ohne	ohne	2005	2007	2007	ohne	2007	2007	ohne	2007	ohne
Neigung	0°	1°	0°	0°	2°	0°	0°	0°	0°	0°	0°	0°	0°	0°	0°
Exposition	-	W	-	-	NW	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Frei	1	1	25	20	1	1	25	10	30	5	30	20	5	15	1
Gehölze	<1	0	1	<1	<1	<1	3	0	0	0	0	0	0	0	<1
Krautschicht gesamt	85	95	70	65	85	90	70	50	50	70	70	55	70	35	95
Kryptogamen	5	5	2	5	30	10	5	50	20	20	10	20	20	60	5
Streu	20	20	5	10	20	15	5	1	<1	10	1	<1	10	1	20
Gesamtdeckung	99	99	75	80	99	99	75	90	70	90	70	80	90	85	99
Artenzahl	20	20	19	20	20	23	21	19	24	22	23	27	26	27	22
Gehölze:															
<i>Rosa canina</i>	+0,1	.	+0,1	+0,1	+0,1	+0,1	1/0,4	+0,1
<i>Populus tremula</i>	+0,1	.	.	.
Krautschicht:															
K: Calluno-Ulicetea (Heidekraut-Stechginsterheiden) (SCHUBERT 2001)															
O: Vaccinio-Genistetalia (Beerkraut-Ginsterheiden) (SCHUBERT 2001)															
V: Gemistion pilosae (Subatlantische Ginsterheiden) (SCHUBERT 2001)															
<i>Danthonia decumbens</i>	+/+	2b/2	2b/2	3/3	2b/2	+0,1	2a/1	2b/2	2a/1	+0,1	2a/1	2a/1	.	.	.
A: Euphorbio-Callunetum (Wolfsmilch-Heidekrautheide) (SCHUBERT 2001)															
<i>Calluna vulgaris</i>	3/3	3/5a	1/0,2	1/0,2	3/5a	3/4	1/0,2	+0,1	1/0,2	3/3	+0,1	1/0,2	3/4	1/0,4	2b/2
<i>Euphorbia cyparissias</i>	1/0,2	1/0,2	+0,1	+0,1	+0,1	+0,1	+0,1	1/0,2	1/0,2	1/0,2	1/0,2	1/0,2	1/0,2	2a/1	1/0,2
<i>Hieracium pilosella</i>	1/0,2	1/0,4	1/0,2	2m/0,4m	1/0,4	1/0,4	2a/1	2a/1	2b/2	2b/2	1/0,2	2b/2	2a/1	2b/2	1/0,2
<i>Koeleria macrantha</i>	2a/1	2a/1	+0,1	+0,1	1/0,4	2a/1	1/0,4	2a/1	1/0,2	2a/1	1/0,2	1/0,2	2a/1	2b/2	
Untergesellschaft von <i>Avena pratensis</i> (SCHUBERT 1960)															
<i>Avena pratensis</i>	2a/1	2a/1	+0,1	+0,1	2a/1	2a/1	1/0,2	.	+/+	1/0,2	1/0,2	+/+	1/0,2	.	.
Variante von <i>Dianthus carthusianorum</i> (SCHUBERT 1960)															
<i>Dianthus carthusianorum</i>	+0,1	+0,1	+0,1	+0,1	+0,1	+0,1	+0,1	1/0,2	1/0,2	2m/0,2m	1/0,2	2m/0,4m	2m/0,2m	2m/0,4m	+0,1
Begleitarten:															
<i>Agrostis capillaris</i>	2a/1	1/0,2	2a/1	2a/1	1/0,2	2a/1	2a/1	3/4	3/3	1/0,2	3/3	2b/2	1/0,2	2m/0,4m	2b/2

Tab. 7 Ergebnisse der Keimversuche.
Table 7 Results of germination tests.

Probenherkunft	Σ	Brandfläche vor dem Feuer										Brandfläche nach dem Feuer										Kontrollfläche						
		1a	1b	2a	2b	3a	3b	4a	4b	Σ	5a	5b	6a	6b	7a	7b	8a	8b	Σ	9a	9b	10a	10b	11a	11b	12a	12b	Σ
<i>Calluna vulgaris</i>	250	18	7	9	13	1	11	8	67	37	8	14	10	21	7	17	10	124	23	3	18	14	1					59
<i>Rumex acetosella</i>	184	7	7	5	3	44	5	18	3	92	8	1	9	16	3	7	2	64	17	4	8	3	13	1			46	
<i>Hypericum perforatum</i>	183	10	5	5	1	4	4	19	17	65	22	5	5		7	2	9	4	46	21	11	11	7	2	6	6	46	
<i>Agrostis capillaris</i>	132	14	13			3	20	4	54	6	11			12		11		40	21	4	7	4			2		38	
<i>Agrostis vinealis</i>	61	4		2	1	6	10	1	24	6	3	6	2		1	3		21	8	2	3	2	1				16	
<i>Spergularia rubra</i>	60		4			3	15		22		19			11				30	2	5		1					8	
<i>Danthonia decumbens</i>	43	4	2	5	3	3	6	2	20	5	2	7	1	1	2	3	20					2	1			3	3	
<i>Hieracium pilosella</i>	40	5		2	1	2	1	2	13	1				9	1	1	12	4	1	5	3	1			1	1	15	
<i>Jasione montana</i>	29					1	1	2	3	1	3	3	1	1	3			10	1	8	1	3	4	1	1	18		
<i>Galium album</i>	26																	26									26	
<i>Euphorbia cyparissias</i>	24									1	6	1						8	9	3		1	2				15	
<i>Viola arvensis</i>	17	1							1	1								1	10		2	2	1				15	
<i>Cerastium arvense</i>	16																		15	1							16	
<i>Brachypodium pinnatum</i>	14																											
<i>Trifolium campestre</i>	11									1	2	1	2					5				4	1	1			6	
<i>Campanula rotundifolia</i>	9									1		1						3	3	1						4	4	
<i>Cirsium vulgare</i>	7																	3	2								2	
<i>Festuca rupicola</i>	7									1								1	2								4	
<i>Achillea millefolium</i>	6																	1	2								2	
<i>Artemisia campestris</i>	5																	1	2								2	
<i>Agrimonia eupatoria</i>	3																		6								6	
<i>Luzula campestris</i>	3																			1							1	
<i>Polygonum aviculare</i>	3																			1							1	
<i>Sedum sexangulare</i>	3																			1	2						3	
<i>Anagallis arvensis</i>	2																									3	3	
<i>Arabisopsis thaliana</i>	2																									2	2	
<i>Bentla pendula</i>	2	1							1										2								2	
<i>Comvolvulus arvensis</i>	2																		1								1	
<i>Epilobium montanum</i>	2																			2							2	
<i>Potentilla argentea</i>	2																			1						1	2	
<i>Scleranthus annuus</i>	2																			1							2	
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	1										1																1	
<i>Juncus bufonius</i>	1																										1	
<i>Populus tremula</i>	1																										1	
<i>Thymus serpyllium</i>	1																										1	
<i>Vicia angustifolia</i>	1																										1	
<i>Armeria maritima</i>	1																										1	
Summe Arten	36	9	5	9	4	10	4	12	6	16	12	6	13	3	12	4	12	4	18	23	11	13	4	15	5	12	7	34
Summe Individuen	1155	64	25	45	6	80	11	105	35	371	98	20	79	28	70	11	58	19	383	181	37	72	8	54	6	29	16	403