

Einfluss von Entfichtung und Wildschutz auf die Bodenrespiration und Vegetation im Nationalpark Eifel (Wüstebachtal)

Influence of deforestation and game protection on soil respiration and
vegetation in the Eifel National Park (Wüstebachtal)



Masterarbeit

vorgelegt am Institut für Umweltforschung,
Lehrstuhl für Umweltbiologie und -chemodynamik (UBC)
der Fakultät für Mathematik, Informatik und Naturwissenschaften
der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule RWTH Aachen

Vorgelegt von Katharina Pick

Aachen, im Juni 2018

Verfasser: Katharina Pick
Adresse: Neuenhöfer Allee 18
PLZ/Ort: 50937 Köln
Email: katharina.pick@rwth-aachen.de
Matrikel-Nr: 359359

Die vorliegende Masterarbeit wurde vom 19.12.2017 bis 19.06.2018 am Institut Bio und Geowissenschaften (IBG-3: Agrosphere) am Forschungszentrum Jülich unter der Anleitung von Herrn Dr. Alexander Graf und Frau Dr. Martina Roß-Nickoll durchgeführt.

Erstgutachter: Dr. Martina Roß-Nickoll (UBC)
Zweitgutachter: Prof. Dr. Andreas Schäffer (UBC)

Danksagung

Mein Dank gilt allen, die mich mit Rat und Hilfe unterstützt haben.

Besonders bedanken möchte ich mich bei Dr. Martina Roß-Nickoll für die Betreuung und Begutachtung meiner Arbeit.

Bei Prof. Dr. rer. nat. Andreas Schäffer möchte ich mich bedanken, dass er sich bereit erklärt hat das Zweitgutachten dieser Arbeit zu übernehmen.

Vor allem möchte ich mich bei Dr. Alexander Graf bedanken, der diese Arbeit angeregt hat und mich mit verständnisvollen und konstruktiven Ratschlägen und Ideen begleitet hat.

Ein großer Dank geht an das Institut Bio und Geowissenschaften (IBG-3: Agrosphere) am Forschungszentrum Jülich, insbesondere an die Arbeitsgruppe von Dr. Alexander Graf. Die ganze Gruppe hat mich sehr herzlich empfangen und war immer für Fragen und Ratschläge offen. Besonders möchte ich mich hier bei Anne Klosterhalfen und Patrizia Ney dafür bedanken, dass sie mich bei Allem unterstützt und oft auch wiederaufgebaut haben. Ohne sie hätte die Arbeit nur halb so viel Spaß gemacht.

Auch möchte ich mich bei Josef Noel bedanken, für die Vermittlung seines schier unerschöpflichen Wissens über Pflanzen und die Unterstützung bei der Bestimmung der Arten.

Ein besonderer Dank gilt meiner Familie, die mich während meines Studiums unterstützt haben und immer an mich geglaubt haben.

Zu guter Letzt möchte ich mich bei meinem Freund Lars Thelen bedanken, dafür dass er mir bei Allem eine große Stütze ist.

Inhaltsverzeichnis

Abstract.....	1
Zusammenfassung.....	3
 1 Einleitung.....	 3
1.1.1 Die Bodenrespiration.....	4
1.1.2 Die Rolle der Pflanzen im Kohlenstoffkreislauf.....	5
1.1.3 Ökosystem Wald – eine natürliche Kohlenstoffsенке	7
1.2 Der Stand der Forschung	8
1.3 Das Untersuchungsgebiet am Wüstebach	9
1.4 Das Ziel dieser Arbeit.....	13
 2 Material und Methoden	 14
2.1 Das Versuchsdesign	14
2.2 Die Messung der CO ₂ -Flüsse.....	15
2.2.1 Das Prinzip der Kammermessung	17
2.3 Die Größe der Aufnahmefläche	18
2.4 Aufnahme der Vegetation	19
2.4.1 Bestimmung der Artmächtigkeit nach Braun-Blanquet	20
2.5 Messung des Blattflächenindex.....	20
2.6 Auswertung und Statistik	22
2.6.1 Varianzanalyse der Bodenrespiration	22
2.6.2 Bestimmung der Pflanzengesellschaft.....	23
2.6.3 Die Zeigerwerte nach Ellenberg.....	24
2.6.4 Clustering der Vegetationsaufnahme	25
2.6.5 Multi-response Permutation Procedures (MRPP)	25
2.6.6 Korrespondenzanalyse	26
2.6.7 Rangkorrelation nach Spearman	27
 3 Ergebnisse.....	 29
3.1 Die Bodenrespiration.....	29
3.1.1 Vortest zur Überprüfung der untersuchten Flächen auf Homogenität.....	29
3.1.2 Vergleich der CO ₂ -Flüsse über die Jahre	30

3.2 Die Vegetation	33
3.2.1 Untersuchung zur Größe der Aufnahme­fläche	33
3.2.2 Tabellarischer Vergleich der Vegetationsaufnahme und Gesellschafts-beschreibung	35
3.2.2.1 Systematische Einordnung der Pflanzengesellschaft	37
3.2.3 Ökologische Einordnung der Vegetation	38
3.2.4 Klassifikation der Standorte anhand der Arten	40
3.2.5 Signifikanzprüfung der Flächen	42
3.2.6 Einordnung der Standorte entlang eines Gradienten	43
3.2.7 Bewertung der ökologischen Struktur	45
3.3 Zusammenhang zwischen Bodenrespiration und Vegetation	47
3.3.1 Einordnung der Standorte entlang der Umweltgradienten	47
3.3.2 Korrelationen zwischen Vegetation und Bodenrespiration	49
4 Diskussion	56
4.1 Methoden.....	57
4.2 Zusammenspiel Bodenrespiration und Vegetation	59
4.3 Auswirkung eines Gatters auf Pflanzen und Bodenrespiration	64
4.4 Fazit und Ausblick.....	68
5. Literaturverzeichnis	71
6 Anhang.....	I
6.1 Abkürzungsverzeichnis	I
6.2 Abbildungsverzeichnis.....	II
6.3 Tabellenverzeichnis	IV
6.4 Trendbereinigung der Bodenrespiration	VI
6.5 Vegetationsaufnahmen	VIII
6.6 Ellenberg-Zeigerwerte	XIII
6.7 Korrespondenzanalysen	XIV

Abstract

The carbon exchange between soil and atmosphere is a central topic in climate change research. Little is known about the interactions between soil respiration and the properties of the plant community, such as species composition and diversity, or the results are partly contradictory. For this motivation, a vegetation survey was carried out at the investigation area at the Wüstebach catchment in the Eifel National Park, around measuring sites of soil respiration. The special feature of the study area is that *Picea abies* in an area of approx. 8 hectares was removed in 2013. Of this area a smaller area is additionally surrounded by a game protection. The aim of this study was to determine whether the successive occurrence of vegetation and individual species could have an influence on soil respiration and whether the influence of the game protection was also visible in this context.

Soil respiration was analyzed using a LICOR chamber system. For the vegetation survey, the species thickness of the plants was measured in defined areas using the Braun-Blanquet scale. Based on the species, a plant sociological classification of the areas was carried out and the Ellenberg indicator values determined. Furthermore, the LAI was measured with a SunScan plant canopy analyzer system. The data were subjected to various statistical tests and correlated using Spearman correlation and correspondence analysis.

Soil respiration on the open land has increased in comparison to the forest since the deforestation. The two open spaces did not differ in terms of plant sociology. Nevertheless, there is a correlation between vegetation and soil respiration. The investigations indicated that the vegetation, which was in a 1 to 2 m radius around a soil respiration measuring point, was connected to the soil respiration. Furthermore, the results showed that individual species, in this case especially *Avenella flexuosa*, seemed to have a greater influence than others. An effect of the game protection fence on vegetation and soil respiration could also be shown in this study. Among other things, this could be shown in the number of species that were lower within the fence than outside. In contrast, the LAI and soil respiration values within the fence were higher than outside. However, the influence of the game protection is not significant.

Zusammenfassung

Der Kohlenstoffaustausch zwischen Boden und Atmosphäre ist ein zentrales Thema in der Erforschung des Klimawandels. Über die Wechselwirkungen zwischen der Bodenrespiration und den Eigenschaften der Pflanzengemeinschaft, wie Artenzusammensetzung und –vielfalt, ist immer noch wenig bekannt oder die Ergebnisse widersprechen sich zum Teil. Aus dieser Motivation heraus wurde im Untersuchungsgebiet am Wüstebach in der Eifel, eine Vegetationsaufnahme um Messstandorte der Bodenrespiration vorgenommen. Die Besonderheit des Untersuchungsgebiets besteht darin, dass 2013 eine ca. 8 ha große Fläche entforstet wurde, von der zusätzlich eine kleinere Fläche von einem Gatter umgeben war. Diese Studie hatte zum Ziel festzustellen, ob die sukzessiv auftretende Vegetation sowie einzelne Arten einen Einfluss auf die Bodenrespiration haben können und ob auch ein Einfluss des Gatters dahingehend sichtbar war.

Die Bodenrespiration wurde mit einem Kammer-System von LICOR analysiert. Für die Vegetationsaufnahme wurden die Artenmächtigkeit der Pflanzen in festgelegten Flächen mittels der Skala von Braun-Blanquet aufgenommen. Anhand der Arten wurde eine pflanzensoziologische Einordnung der Flächen vorgenommen und deren Ellenberg-Zeigerwerte bestimmt. Des Weiteren wurde der LAI mit einem „SunScan plant canopy analyzer system“ gemessen. Die Daten wurden verschiedenen statistischen Tests unterzogen und mittels Spearman-Korrelation und Korrespondenzanalysen zueinander in Beziehung gesetzt.

Die Bodenrespiration ist auf der Freifläche im Vergleich zum Wald seit der Entforstung gestiegen. Pflanzensoziologisch unterschieden sich die beiden Freiflächen nicht. Es zeigte sich dennoch, dass eine Korrelation zwischen Vegetation und Bodenrespiration bestand. Die Untersuchungen deuten darauf hin, dass die Vegetation, die sich oberirdisch in einem 1 bis 2 m Radius um einen Bodenrespirationsmesspunkt befand, mit der Bodenrespiration in Verbindung stand. Ebenfalls konnte gezeigt werden, dass einzelne Arten, in diesem Fall besonders *Avenella flexuosa*, einen größeren Einfluss zu haben schienen als andere. Ein Effekt des Gatters auf die Vegetation und Bodenrespiration konnte in dieser Studie ebenfalls gezeigt werden. Unter anderem konnte dieser in den Artenzahlen, die innerhalb des Gatters niedriger waren als außerhalb, gezeigt werden. Dagegen waren die LAI- und Bodenrespirations-Werte innerhalb des Gatters höher als außerhalb. Der Einfluss des Gatters ist jedoch nicht signifikant.

1 Einleitung

Der Klimawandel ist ein zentrales und aktuelles Problem. Die globale mittlere Temperatur ist im 20. Jahrhundert um $0,6 \pm 0,2$ °C gestiegen (IPCC 2001). Diese Temperaturerhöhung liegt in der Konzentrationszunahme der Treibhausgase wie Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄), und Stickstoffmonoxid (N₂O) begründet (Roose 2006).

Kohlenstoff kann viele chemische Verbindungen bilden und ist damit Grundlage des Lebens auf der Erde. Insgesamt gibt es fünf große globale Kohlenstoffreservoirs: Ozeane, Atmosphäre, Boden, Vegetation und fossile Rohstoffspeicher (Rustad et al. 2000). In Abbildung 1 ist der Kohlenstoffkreislauf mit den einzelnen Quellen, Senken und Flüssen zwischen diesen Reservoirs dargestellt.

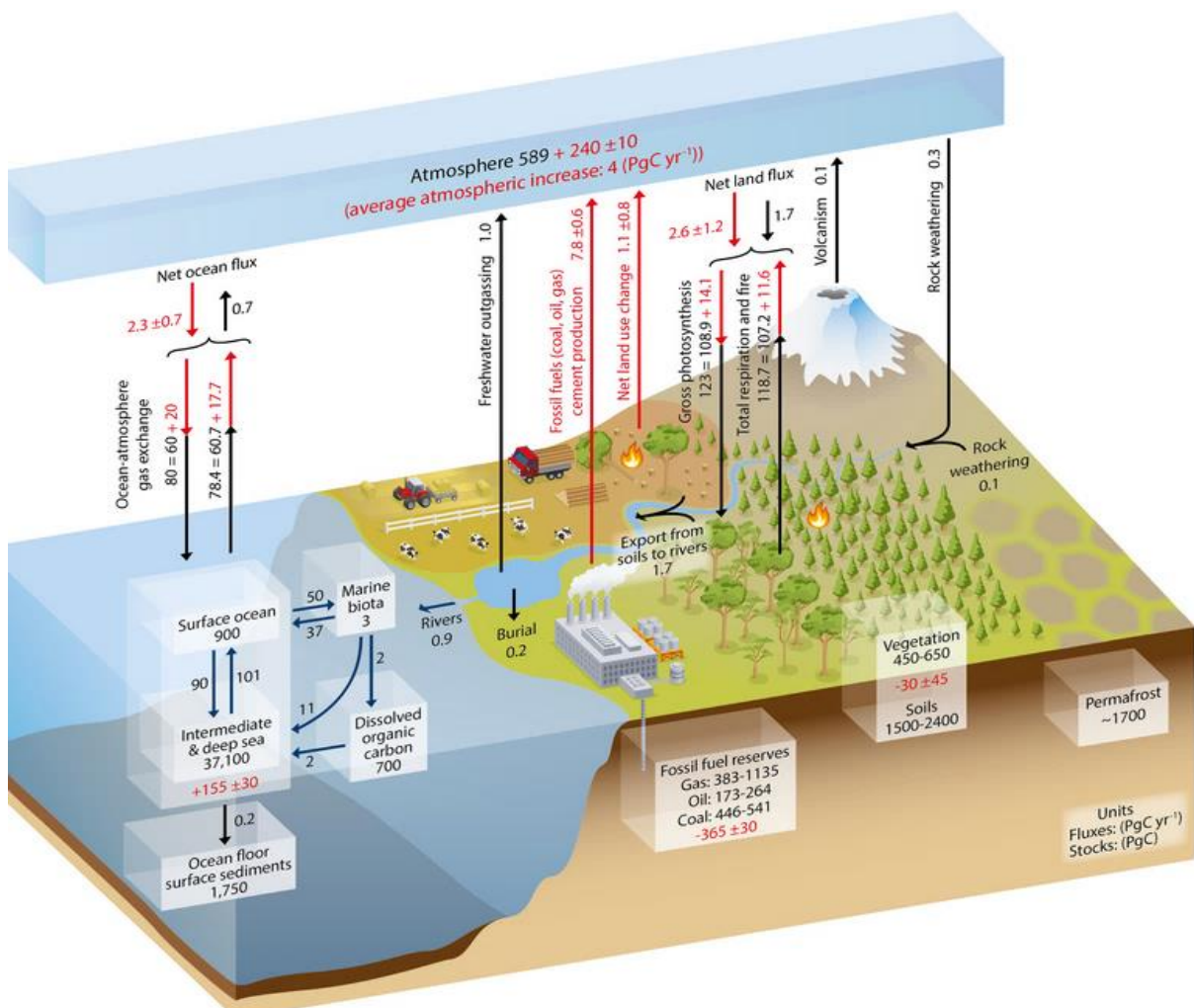


Abbildung 1: Vereinfachte schematische Darstellung des globalen Kohlenstoffkreislaufs. Mengen in den Kohlenstoffreservoirs sind in PgC angegeben und die jährlichen Kohlenstoffflüsse in PgCyr⁻¹. Die roten Pfeile und Zahlen repräsentieren die anthropogenen Flüsse nach der Industrialisierung 1750. Die schwarzen Pfeile und Zahlen stellen die natürlichen Flüsse und Massen für die Zeit vor der Industrialisierung dar (IPCC 2013).

Der Kohlenstoffkreislauf, bei dem Kohlenstoff zwischen den verschiedenen Reservoirs ausgetauscht wird, gehört zu den komplexesten geochemischen Kreisläufen und befindet sich historisch in einem dynamischen Gleichgewicht (Rustad et al. 2000). Eine der wichtigsten Kohlenstoffverbindungen im globalen Kohlenstoffkreislauf ist das Kohlendioxid (CO_2).

Der Großteil des aus terrestrischen Ökosystemen freigesetzten CO_2 , das an die Atmosphäre abgegeben wird, stammt aus dem Boden (Schlesinger und Andrews 2000). Dieser Fluss ist nach der Photosynthese der zweitgrößte Kohlenstofffluss in den Ökosystemen (Franck et al. 2011; Schlesinger und Andrews 2000). Böden sind dazu in der Lage Kohlenstoff zu speichern (Hagedorn 2003; Ney et al. 2018). Dadurch ist in den Böden doppelt so viel Kohlenstoff enthalten wie in der Atmosphäre (Rustad et al. 2000) und sie zählen somit zu einem der bedeutsamsten Kohlenstoffreservoirs (Graf et al. 2008).

Ökologen haben in den letzten Jahrzehnten die Auswirkungen von Umweltfaktoren, wie Strahlung, Temperatur, Wasser und Bodennährstoffe, von biologischen Faktoren und Managementmaßnahmen auf den Kohlenstoffaustausch zwischen Landoberfläche und der Atmosphäre untersucht (Wang et al. 2017). In jüngeren Zeiten haben anthropogene Aktivitäten, insbesondere seit Beginn der industriellen Revolution wie Entwaldung, Be- oder Entwässerung, landwirtschaftliche Praktiken und das Verbrennen fossiler Rohstoffe zu großen Verschiebungen zwischen den Kohlenstoffreservoirs geführt (Rustad et al. 2000). Die vermehrte Freisetzung von CO_2 in die Atmosphäre wird von terrestrischen Ökosystemen und Ozeanen durch erhöhte Primärproduktion bis zu einem gewissen Grad ausgeglichen (Rustad et al. 2000).

1.1.1 Die Bodenrespiration

Der jährliche Kohlenstofffluss durch die Bodenatmung, auch Bodenrespiration genannt, ist zehnmal größer als der Fluss aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe. Kleine Veränderungen der Bodenrespiration können die atmosphärische CO_2 -Konzentration im großen Maßstab beeinflussen. Dies ist wiederum für die Luft- und Erdoberflächentemperatur entscheidend und beeinflusst letztlich die globale Erwärmung (Chen et al. 2016).

In den letzten Jahren wird die Bodenrespiration aufgrund des steigenden Interesses an der Rückkopplung zwischen Böden und Klimawandel zunehmend als wichtiger Faktor im globalen Kohlenstoffkreislauf untersucht (Graf et al. 2008). Des Weiteren ist die Bodenrespiration ein wichtiges Maß für die Ökosystemfunktionen, da sie Eigenschaften wie mikrobielle Aktivität

und Kohlenstoffeinträge aus Einstreu, Wurzeln und Wurzelexsudaten verbindet (Johnson et al. 2008; Grand et al. 2016).

Bei der Bodenrespiration werden organische und energiereiche Verbindungen unter Sauerstoff zu anorganischen energiearmen Verbindungen wie CO₂ oder Wasser oxidiert.

Über absterbende Biomasse gelangt ein Teil des organischen Materials, vorwiegend Streu, in den Boden. Wird der organische Kohlenstoff im Boden von heterotrophen Organismen wie beispielsweise Bakterien, Nematoden, Arthropoden oder Oligochaeta abgebaut, so wird auch von heterotropher Bodenrespiration gesprochen (Schiedung et al. 2016). Wird das CO₂ von den Wurzeln abgegeben, wird dies autotrophe Bodenrespiration bezeichnet. Auch Mykorrhizen und andere heterotrophe Organismen, die sich direkt auf und in den Wurzeln befinden und sich von Wurzeausscheidungen ernähren, können eine Rolle spielen (Herbst et al. 2009; Bond-Lamberty et al. 2004). Hier ist die Zuordnung zum hetero- oder autotrophen Teil der Bodenatmung in der Literatur nicht einheitlich. Teilweise wird auch von „Rhizosphärenatmung“ gesprochen. Gemittelt über verschiedene Ökosysteme werden etwa 54 % der Bodenrespiration der heterotrophen Bodenrespiration zugeordnet (Hanson et al. 2000).

Beeinflusst werden kann die Bodenatmung von vielen verschiedenen Umweltfaktoren. So stellten unter anderen Raich und Schlesinger (1992) fest, dass die Temperatur einer der Hauptfaktoren für die Bodenatmung ist. Aber auch andere Faktoren wie Luftfeuchtigkeit (Kukumägi et al. 2014), Bodenfeuchte (Lloyd und Taylor 1994), Kohlenstoffgehalt des Bodens (Lloyd und Taylor 1994; Akburak und Makineci 2016), die CO₂-Konzentration in der Bodenluft (Bekele et al. 2006), der pH-Wert des Bodens (Kim, 2008), die Waldzusammensetzung (Laganiere et al. 2012), sowie die Standortqualität, der Sukzessionsstatus oder die Landnutzung (Rustad et al. 2001) spielen eine Rolle.

1.1.2 Die Rolle der Pflanzen im Kohlenstoffkreislauf

Über Pflanzen gelangen die größten Mengen Kohlenstoff in den Boden (Johnson et al. 2008). Die Photosynthese stellt den größten Kohlenstofffluss der terrestrischen Ökosysteme dar (Franck et al. 2011). Vereinfacht nehmen Pflanzen im Rahmen der Photosynthese CO₂ aus der Atmosphäre auf und wandeln es mit Hilfe von Sonnenlicht in Sauerstoff, der wieder an die Atmosphäre abgegeben wird, sowie in Glucose bzw. Kohlehydrate um (Schulz und Klein 2011). Diese Kohlenhydrate werden von der Pflanze als Energiequelle für die Atmung verwendet

oder in Form von zunehmender Biomasse gespeichert. Daraus wird deutlich, dass es für Pflanzen von Vorteil sein kann, wenn der CO_2 -Gehalt der Luft ansteigt (Schrumpf und Trumbore 2012). Hier wird auch von einem CO_2 -Düngungseffekt gesprochen, bei dem durch die höhere CO_2 -Konzentration in der Atmosphäre die Aufnahme von CO_2 durch die Stomata für Pflanzen erleichtert wird und diese so mehr Biomasse aufbauen können.

Abgestorbene Pflanzenteile gelangen ober- und unterirdisch in den Boden, dienen den dort vorkommenden Bodenorganismen als wichtige Kohlenstoffquelle und werden über komplexe Nahrungsnetze zu Bodenkohlenstoff und CO_2 ab- bzw. umgebaut (Abbildung 2)(Schrumpf und Trumbore 2012).

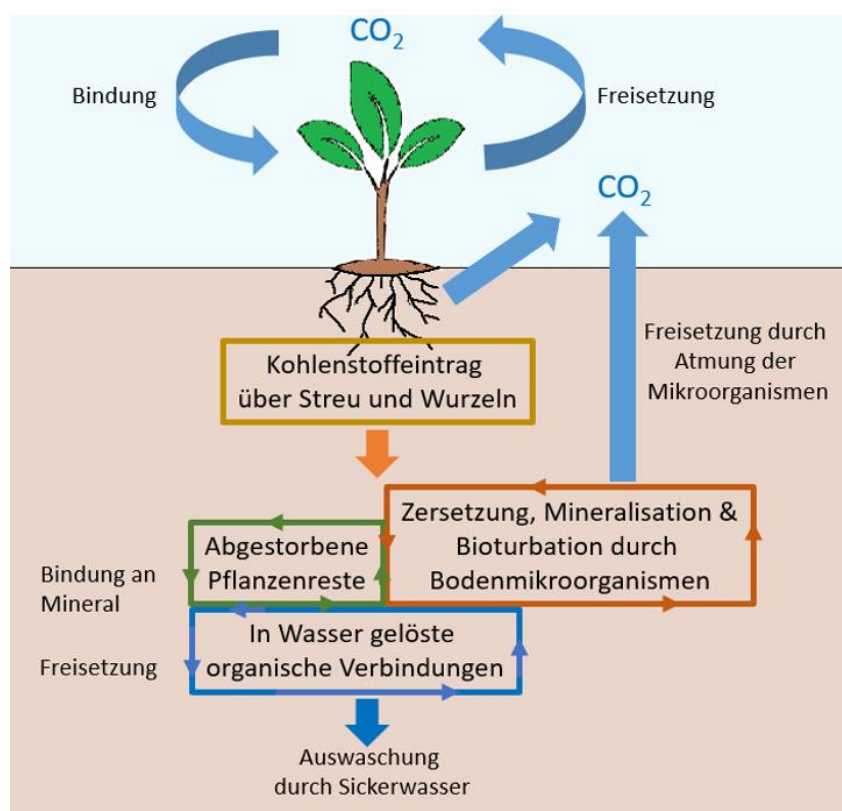


Abbildung 2: Die wichtigsten Kohlenstoffflüsse und Umsetzungen im Boden. Verändert nach (Schrumpf und Trumbore 2012)

Ein Teil des Kohlenstoffs kann in Torf, Kohle oder Erdgas gespeichert werden. Des Weiteren kann der Kohlenstoff dem Kreislauf über längere Zeit auch durch neue Biomasse entzogen werden. Durch den hohen Bedarf an Kohlenstoff seitens der Pflanzen, wird jährlich ein Siebtel des in der Atmosphäre enthaltenen CO_2 bei dem Prozess der Photosynthese assimiliert. Ausgeglichen wird diese CO_2 -Entnahme durch die Respiration, sodass ein Gleichgewicht zwischen diesen beiden Prozessen entsteht. Wie viel Kohlenstoff in der Pflanzenbiomasse vorhanden ist, kann sich zwischen den Vegetationstypen unterscheiden.

Der CO₂-Ausstoß aus dem Boden ist somit eng mit dem Pflanzenwachstum verbunden (Schlesinger und Andrews 2000). Neben der Photosynthese spielen die Wurzeln eine wichtige Rolle. Pflanzen erzeugen verschiedene Mengen und Arten von Wurzelexsudaten und -rückständen, die die Bodenrespirationsrate beeinflussen können (Chen et al. 2016). Durch die Art der Vegetation wird die Zusammensetzung des toten organischen Materials im Boden und dessen Umsetzung beeinflusst. Manche Substanzen können von den Destruenten schneller und besser umgesetzt werden (z.B. Exsudate) als andere (z.B. holzige Materialien). Auch die Größe der Wurzel kann auf die Kohlenstoffdynamik und andere Nährstoffe im Ökosystem einwirken (Hendrick und Pregitzer 1993; Gill und Jackson 2000). Die Atmung der Wurzeln macht fast ein Drittel der gesamten Nettoprimärproduktion (NPP) aus (Jackson et al. 1997). Eine feine Wurzelmorphologie bzw. –architektur wirkt sich auf den Wurzelumsatz, die Kohlenstoffbilanz und den Nährstoffkreislauf von Waldökosystemen aus (Eissenstat und Yanai 1997; Norby und Jackson 2000; Jia et al. 2013). Je feiner die Wurzel beispielsweise ist, desto höher ist die Bodenrespiration.

Weiterhin beeinflusst die Vegetation die Bodenfeuchtigkeit durch Zwischenspeicherung von Niederschlagswasser auf den Blättern (Interzeption). Auch wird das Eindringen der Niederschläge (Infiltration) durch eine gelockerte Bodenstruktur, die durch Wurzeln hervorgerufen wird, verbessert (Rutter et al. 1975). Zudem werden der Wärmehaushalt und die Temperatur des Bodens durch veränderte Sonneneinstrahlung (Schattenwurf, Albedo) und langwellige Ausstrahlung (Abschirmung mit Blätterdach) von der Vegetation geprägt.

1.1.3 Ökosystem Wald – eine natürliche Kohlenstoffsenke

Ein natürliches Waldökosystem fungiert gegenwärtig als eine Kohlenstoffsenke (Schrumpf und Trumbore 2012). Das bedeutet, dass CO₂ aus der Luft aufgenommen und im Boden und in der Vegetation längerfristig gespeichert wird. Desweiteren befindet sich der CO₂-Fluss zwischen Boden und Atmosphäre bei älteren Wäldern in einem Gleichgewicht (Knohl et al. 2003). Zukünftig kann sich diese Eigenschaft auf Grund der Klimaänderungen abschwächen, sodass der Boden keine Senke sondern eine Quelle darstellt (IPCC 2000). Auch Waldbewirtschaftungspraktiken wie Aufforstung (Jandl et al. 2007) oder das Umwandeln von Wäldern und Wiesen zu Äckern beeinflussen die Bodenprozesse und damit den Kohlenstoffkreislauf (Schrumpf und Trumbore 2012). Beispielsweise wird durch eine Entwaldung das Walddach entfernt, sodass die Bodenoberfläche von mehr Strahlung

getroffen wird (Raich und Tufekciogul 2000; Kulmala et al. 2014). Diese erhöhte Strahlung führt tageszeiten- bzw. jahreszeiten-bedingt zu einer Erhöhung oder Verringerung der Bodentemperatur. Die Veränderung der Umgebung und deren Eigenschaften können eine Veränderung der Bodenatmung mit sich bringen und somit ebenfalls dafür sorgen, dass der Boden sich von einer Senke zu einer Quelle für CO₂ wandelt (Schlesinger und Andrews 2000).

1.2 Der Stand der Forschung

Über die Wechselwirkungen zwischen der Bodenrespiration und den Eigenschaften der Pflanzengemeinschaft, wie Artenzusammensetzung und –vielfalt, ist relativ wenig bekannt (Metcalf et al. 2011). Traditionell wurde der Austausch von Kohlenstoff zwischen Atmosphäre und Biosphäre unabhängig von den beteiligten Arten behandelt. Studien in den 90ern haben gezeigt, dass die Bodenrespiration in unterschiedlichen Vegetationstypen variieren kann (Raich und Schlesinger 1992). So haben Nadelwälder beispielsweise eine niedrigere Bodenrespiration als Graslandschaften (Raich und Tufekciogul 2000).

Wie die Pflanzen die Bodenrespiration genau beeinflussen ist noch nicht ganz schlüssig. Ein Wechsel in der Pflanzengemeinschaft und der Diversität kann Folgen für Ökosystemfunktionen haben. Diesbezüglich können sich auch Faktoren ändern, die die Höhe der Bodenrespiration beeinflussen. Die Auswirkung dieser Änderung der Pflanzenvielfalt wird durch Experiment untersucht, die allerdings zu widersprüchlichen Ergebnissen geführt haben. Dabei wurden sowohl positive (Dias et al. 2010) als auch neutrale Korrelationen (Johnson et al. 2008) zwischen der Bodenrespiration und der Diversität festgestellt.

Andere Studien wiederum besagen, dass die Bodenrespiration nicht durch die Diversität der Pflanzen beeinflusst wird, sondern durch die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaft (Johnson et al. 2008; Metcalf et al. 2011). So tragen beispielsweise einige Arten mehr zur Bodenrespiration bei als andere (Li et al. 2017; Jandl et al. 2007).

Wieder andere Studien besagen, dass die Biomasse entscheidend für die CO₂-Flüsse sei (Flanagan und Johnson 2005). Auch zur unterirdischen Biomasse werden Studien durchgeführt. So hängt die Wurzelrespiration, die einen Teil zur Bodenrespiration beiträgt, von der Struktur der Wurzeln ab, also ob es sich um grobe oder feine Wurzeln handelt (Franck et al. 2011; Jia et al. 2013).

Wie oben bereits erwähnt spielt auch die Photosynthese eine Rolle für die Bodenrespiration (Högberg et al. 2001) und speziell auch die Photosynthesepfade (Chen et al. 2016) sind wichtig.

Bei letzterem sind viele verschiedene Faktoren, wie Temperatur und Bodenwassergehalt, von Bedeutung.

Einige Studien befassen sich auch mit der Entwicklung der Vegetation nach Entwaldungen (Hanssen 2003). Diese Studien fokussieren sich in ihrer Arbeit aber entweder hauptsächlich auf die Entwicklung der Bodenrespiration durch eine solche Maßnahme (Kulmala et al. 2014; Pumpanen et al. 2004) oder nur auf die Vegetation. So befassten sich beispielsweise Hanssen (2003) damit, welche Auswirkung Primärpflanzen auf die Folgenden Arten haben können.

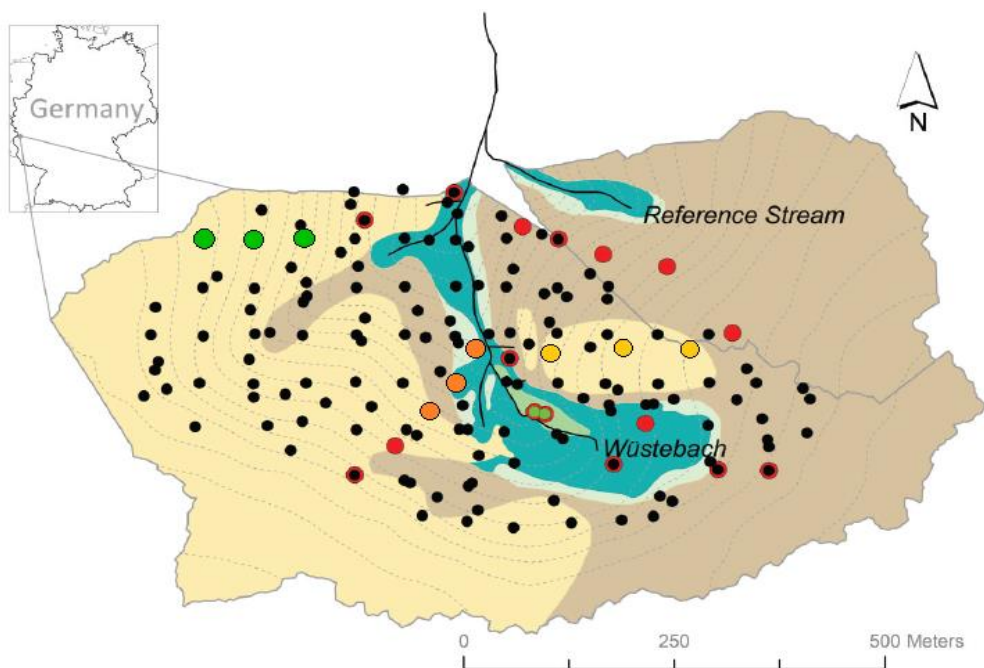
Es konnte keine Studie gefunden werden, die sich damit auseinandergesetzt hat, welche Wirkung ein Wildschutzgatter auf die Bodenrespiration haben kann. Allerdings gibt es Studien, die die Auswirkung von Pflanzenfressern auf die Artenvielfalt (Bakker et al. 2006; Olff und Ritchie 1998) oder das Wachstum einzelner Arten, wie unter anderem das von Moosen, (van der Wal und Brooker 2004) untersucht haben.

Auch wenn alle diese Studien zu unterschiedlichen Ergebnissen gekommen sind, so zeigen sie dennoch, wie komplex das Verhältnis zwischen Bodenrespiration und Vegetation ist und dass es weiterer Forschung bedarf.

1.3 Das Untersuchungsgebiet am Wüstebach

Das Untersuchungsgebiet am Wüstebach liegt im Nationalpark Eifel (50°30'N, 6°19'E) und ist Teil des TERENO (Terrestrial Environmental Observatories) Observatoriums Eifel-Niederrhein in Deutschland (Rosenbaum et al. 2012; TERENO 2017). Gegründet wurde der 110 km² große Nationalpark 2004. Am südwestlichen Rand des Nationalparks entspringt der Wüstebach. Er ist ein Oberflächengewässer und ist Teil des Rureinzugsgebiets im Westen von Deutschland (Rosenbaum et al. 2012). Das Einzugsgebiet des Wüstebachs umfasst eine Fläche von ca. 38,5 ha (Wiekenkamp et al. 2016) und liegt etwa 612 m über dem Meeresspiegel (Zacharias et al. 2011). Das Klima ist feucht-gemäßigt mit einer mittleren jährlichen Niederschlagsmenge von ca. 1200 mm (Bogena et al. 2010; Ney et al. 2018) und einer mittleren Jahrestemperatur von ca. 8,2 °C in den letzten sieben Jahren (Ney et al. 2018). Der Boden besteht größtenteils aus Braunerde (Cambisol) und Stauwasserboden (Planosol). Diese werden in den trockeneren und höher gelegenen Teilen gefunden. Grundwasserböden (Gleysol) und torfhaltige Böden (Histosol) finden sich in den niedriggelegenen Regionen rund

um den Bach (Abbildung 3). Die Bodenart ist überwiegend durch schluffigen Tonlehm gekennzeichnet (Wiekenkamp et al. 2016). In den letzten Jahrhunderten ist die Vegetation des Nationalparks durch anthropogenen Einfluss geprägt worden. Aufgrund der klimatischen Bedingungen und den nährstoffarmen Böden war in der Region in erster Linie Wald anzutreffen. Um den Holzkohlebedarf im 18. Jahrhundert zu befriedigen, wurden die Wälder in der Eifel abgeholzt (Schwind 1997). Nach einer vollständigen Entwaldung des Wüstebach-Einzugsgebiets während des zweiten Weltkriegs wurde die Verbreitung der Fichte (*Picea abies*) vorangetrieben, so dass in der Region hauptsächlich ein 70 Jahre alter Fichtenforst anzutreffen ist.



Symbole

- Regulärer Probenahmepunkt
- Torf Probenahmepunkt
- Transektpunkte
- Waldstandorte
- Standorte auf der Freifläche innerhalb des Gatters
- Standorte auf der Freifläche außerhalb des Gatters
- Wüstebach
- Konturlinien
- Untersuchungsgebiet

FAO Bodeneinheiten

- Cambisol
- Planosol
- Gleysol
- Histosol
- Cambisol/Planosol

Abbildung 3: FAO-Bodeneinheiten, Bodenprobennahmepunkte und Messpunkte für Bodenrespiration am Wüstebach. Des Weiteren sind hier die neun Punkte markiert, die in dieser Arbeit verwendet werden (Grün, Gelb, Orange) (Aufnahmeskala 1:2500, verändert nach (Wiekenkamp et al. 2016).

Die *Picea abies* besitzt ein so genanntes Senkwurzelsystem, das aus horizontal verteilten Wurzeln, aus denen sich vertikale Senkwurzeln entwickeln, besteht (Gruber 1994). Das Wurzelsystem kann sich je nach Bodenbeschaffenheit auch zu Plattwurzelsystemen ändern. Hierbei können die Wurzeln nur horizontal wachsen. Die Wurzeln der Fichten sind sehr empfindlich gegenüber Staunässe und anoxischen Verhältnissen. Das vertikale Wurzelwachstum wird durch nährstoffreiche Böden mit hoher Basensättigung und einer guten Belüftung gefördert (Puhe 1994). Im Einzugsgebiet des Wüstebachs finden die Fichten diese optimalen Bodenbedingungen nicht vor. Daher können sie kein tiefgehendes Wurzelsystem ausbilden und macht sie anfällig für Wind (Dwersteg 2011). Bereits vor der Entfichtung wuchsen Erlen (*Alnus glutinosa*) direkt am Bach, während verstreut europäische Buchen (*Fagus sylvatica*) zu finden waren. Die Dichte des Baumbestands und die ungünstigen Bodenbedingungen mit einem geringen Nährstoffgehalt und einer dicken Streuschicht führten zu einer geringen Artenvielfalt im Unterholz mit Farnen, Kräutern, Moosen, wenigen Sträuchern und Phanerogamen. Die potentielle einheimische Vegetation des oberen Wüstebachtals ist der Waldtyp *Luzula-Fagetum* (Hainsimsen Buchenwald) mit der Buche (*Fagus sylvatica*) und der Hainsimse (*Luzula luzuloides*) als Schlüsselarten (Dwersteg 2011).

Im Rahmen des Forschungsprogramms Terrestrische Umweltobservatorien wurde von 2007 bis 2010 die intensive Instrumentierung des Wüstebach-Einzugsgebiets etabliert (Zacharias et al. 2011). Da die Fichtenmonokultur nicht dem ursprünglichen Baumbestand entspricht, der in der Eifel vorliegen müsste, wurden die Fichten entfernt, um die Entwicklung zu einem natürlichen Wald aus Buche (*Fagus sylvatica*) und Birke (*Betula pubescens*) als potentiell natürlichen Bewuchs zu beschleunigen (Lehmkuhl et al. 2012). Als eine von mehreren Maßnahmen wurde im Spätsommer 2013 eine ca. 9 ha große Fläche in Bachnähe gerodet (Baatz et al. 2015), um die Umstrukturierung zu einem naturnahen Hainsimsen-Buchenwald am Wüstebach zu fördern (Etmann 2009). Seit der Entfichtungsmaßnahme hat sich die Vegetation auf der Freifläche verändert (Abbildung 4).



Oktober 2013



August 2014



Juni 2015



September 2016



Juli 2017

Abbildung 4: Optische Entwicklung der Vegetation am Wüstebach im Nationalpark Eifel im Spätsommer nach der Abholzungsmaßnahme 2013 sowie in den darauffolgenden Sommern 2014 bis 2017 (Graf et al. 2013-2017).

1.4 Das Ziel dieser Arbeit

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der Vegetation und der Bodenatmung im Wüstebachtal im Nationalpark Eifel. Neben den gängigen Umweltfaktoren, die die Bodenrespiration beeinflussen, wird vermutet, dass auch die aufkommende Vegetation eine mögliche Indikatorfunktion einnimmt. Mit Hilfe einer Vegetationsaufnahme, bei der die Bedeckungsgrade der Pflanzen bestimmt werden, wurde überprüft, ob ein Zusammenhang zwischen dem Bedeckungsgrad der Vegetation und der Bodenrespiration im Untersuchungsgebiet festgestellt werden kann. Des Weiteren ergab sich die Fragestellung, ob manche Arten möglicherweise mehr zur Bodenatmung beitragen als andere.

Ergänzend wurde auf der Freifläche ein zusätzliches Gatter mit dem Ziel errichtet, die aufkommende Vegetation vor Fraßschäden (Herbivorie) durch Wild zu schützen. Weil keine Studien gefunden wurden, die sich mit dem Einfluss eines Gatters auf die Bodenatmung beschäftigten, stellte sich die Frage, ob dieser Schutz die aufkommende Vegetation so stark beeinflusst, dass Unterschiede in der Zusammensetzung und der Bedeckungsgrade der Vegetation innerhalb und außerhalb des Gatters messbar sind und ob diese einen Einfluss auf die Bodenrespiration haben.

Für diese Studie ergaben sich folgende Hypothesen:

1. Der Bedeckungsgrad der Vegetation hat einen Einfluss auf die Höhe der Bodenrespiration.
2. Einzelne Arten beeinflussen die Bodenrespiration stärker als andere.
3. Das Gatter hat zu einer unterschiedlichen Zusammensetzung der Vegetation innerhalb und außerhalb geführt.
4. Das Gatter fördert das Wachstum der Vegetation und somit die Bodenrespiration.

2 Material und Methoden

Im Folgenden werden die verwendeten Methoden zur Erfassung und Verarbeitung der Daten beschrieben.

2.1 Das Versuchsdesign

Für die Untersuchung eines möglichen Zusammenhangs zwischen Bodenatmung und der sich am Wüstebach entwickelnden Vegetation wurden aus 24 bereits existierenden Messstandorten der Bodenatmung neun ausgewählt (Abbildung 3). Von diesen neun befinden sich drei im Wald (W1-3) und sechs auf der Freifläche. Von diesen sechs liegen wiederum drei innerhalb des Wildschutzes (iG1-3) und drei außerhalb (aG1-3) (Abbildung 5 und 7). Die Nummerierung der Standorte erfolgte willkürlich. An jedem Standort wurde die Bodenrespiration an drei verschiedenen Punkten (a, b, c) gemessen. Die insgesamt neun Messstandorte wurden so gewählt, dass der Bodentyp bei allen Standorten möglichst gleich ist (Abbildung 3).

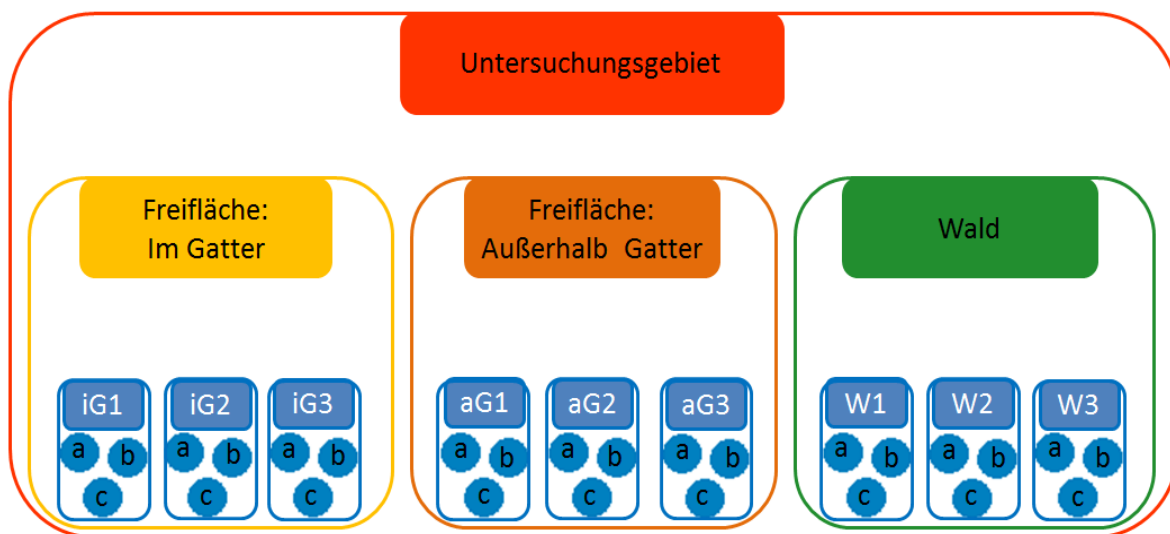


Abbildung 5: Schematischer Aufbau des Versuchsansatzes. Das Untersuchungsgebiet (rot) wurde in drei Flächen unterteilt: in die Waldfläche (dunkelgrün) und in die Freiflächen, die in ein Gebiet außerhalb (orange) und innerhalb (gelb) eines Gatters unterteilt sind. In jedem Gebiet wurden drei Standorte (1, 2, 3), an denen CO_2 -Flüsse gemessen werden, ausgewählt. Jeder Standort erhielt eine Abkürzung entsprechend der Fläche, in der sich der Standort befindet. An jedem Standort wurde der Fluss an drei Messpunkten gemessen (a, b, c).

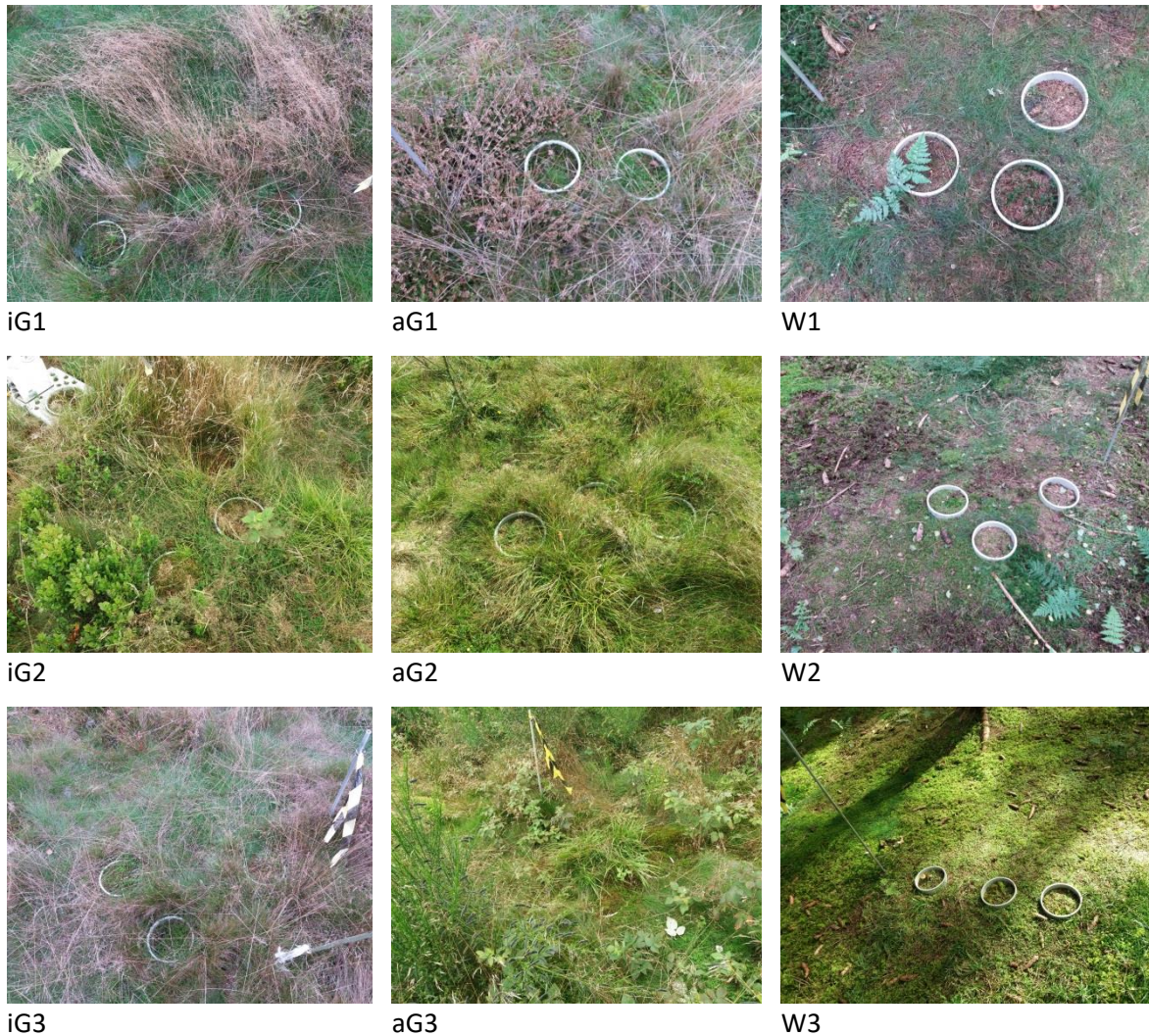


Abbildung 6: Die neun ausgewählten Standorte in den drei untersuchten Flächen innerhalb des Gatters (iG - Spalte 1), außerhalb des Gatters (aG - Spalte 2) und im Wald (W - Spalte 3)

2.2 Die Messung der CO₂-Flüsse

Die Bodenatmungsmessungen am Wüstebach begannen im Oktober 2013, kurz nach der Entfichtungsmaßnahme. Um eine zeitliche Entwicklung von möglichen Veränderungen festhalten zu können, wurde in den Jahren 2013 und 2014 zweimal monatlich gemessen. Ausnahmen sind hier die Monate November und Januar 2014, in denen keine Messungen stattfanden, und Dezember 2013, in dem nur eine Messung durchgeführt wurde. In den folgenden Jahren wurde in einem ein- bis mindestens zweimonatigen Rhythmus gemessen. Die Messungen fanden größtenteils um die Vormittags- bzw. Mittagszeit (Ortszeit) unter regenfreien Bedingungen statt. Gemessen wurde die Bodenatmung, also die Menge CO₂ die pro Quadratmeter und Sekunde an die Atmosphäre abgegeben wird, an neun Messpunkten, die sich sowohl im noch vorhandenen Wald als auch auf der Freifläche befanden (Abbildung 7).

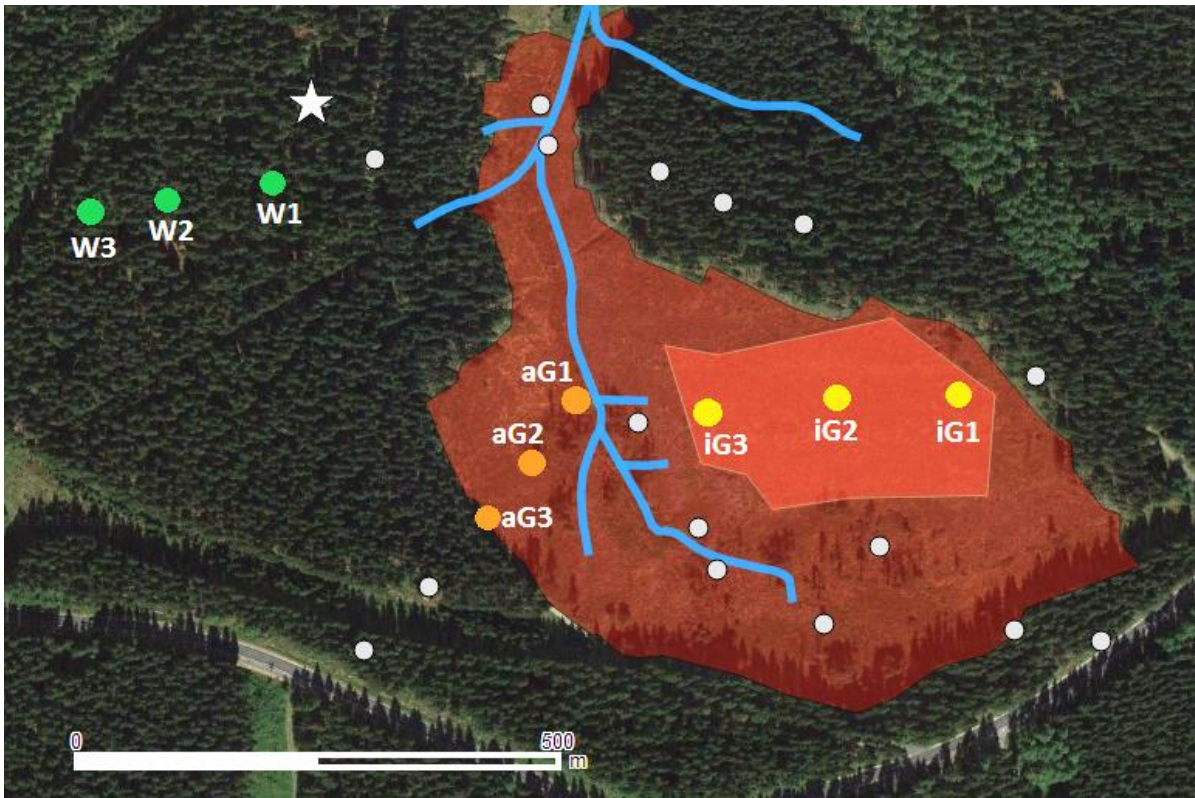


Abbildung 7: Untersuchungsgebiet Wüstebach (1:9000). Blau eingezeichnet ist der Verlauf des Wüstebachs. Der Stern dient als Orientierungspunkt und ist die „Eddy-Kovarianz“-Station im Wald. An allen Punkten wurde die Bodenatmung gemessen. Die neun gelben, orangen und grünen Punkte wurden für die weiteren Untersuchungen gewählt. In blassem Rot ist die gesamte Freifläche eingezeichnet. Die satt rote Fläche ist der Teil der Freifläche, der zusätzlich mit einem Gatter versehen ist.

An den Standorten wurden kurz vor der Abholzungsmaßnahme PVC-Ringe mit einem Durchmesser von 20 cm und einer Höhe von 7 cm etwa 5 cm tief in den Boden eingebracht. Von diesen Ringen wurden an jedem Standort jeweils drei (a, b, c) installiert, die sich in weniger als 1 m Abstand zueinander befinden. Die Ringe verblieben über die Jahre im Feld und mussten aufgrund von Frost gelegentlich in der Höhe korrigiert werden, da dieser die Ringe nach oben drückt. Das Wachstum von Pflanzen innerhalb der Ringe wurde durch regelmäßiges Beschneiden eingedämmt, da ansonsten ein komplettes Schließen der Messkammer und eine vom Boden statt oberirdischer Pflanzenatmung dominiertes Messergebnis nicht gewährleistet werden konnte. Das Zurückschneiden wurde in der Regel, sofern ein ordnungsgemäßes Schließen der Haube möglich war, nach der Messung durchgeführt, um kurzfristige Einflüsse auf die Messung zu vermeiden.

An den meisten Messterminen wurde in zwei Gruppen gemessen, die von den beiden Enden des Messprotokolls in entgegengesetzte Richtungen starteten. An dem Punkt, an dem sich beide Gruppen trafen, wurde die Atmung mit beiden Kammern zum Vergleich zwischen den

beiden Gasanalysatoren gemessen. Weiterhin wurde mit einer Messkammer der Standort iG2 morgens als einer der ersten, und nachmittags als letzter gemessen, um mögliche Schwankungen im Tagesverlauf zu erkennen. Diese Schwankungen werden durch eine Trendbereinigung beseitigt und die Messtermine zeitlich aufeinander abgestimmt (Anhang: „Trendbereinigung“).

2.2.1 Das Prinzip der Kammermessung

Die CO₂-Flüsse vom Boden in die Atmosphäre wurden mit einem geschlossenen dynamischen Kammersystem (LI-8100, LI-COR Biosciences Inc., Lincoln, Nebraska, USA) in Kombination mit einem tragbaren Infrarot-Gasanalysator gemessen (Abbildung 8 und 9).

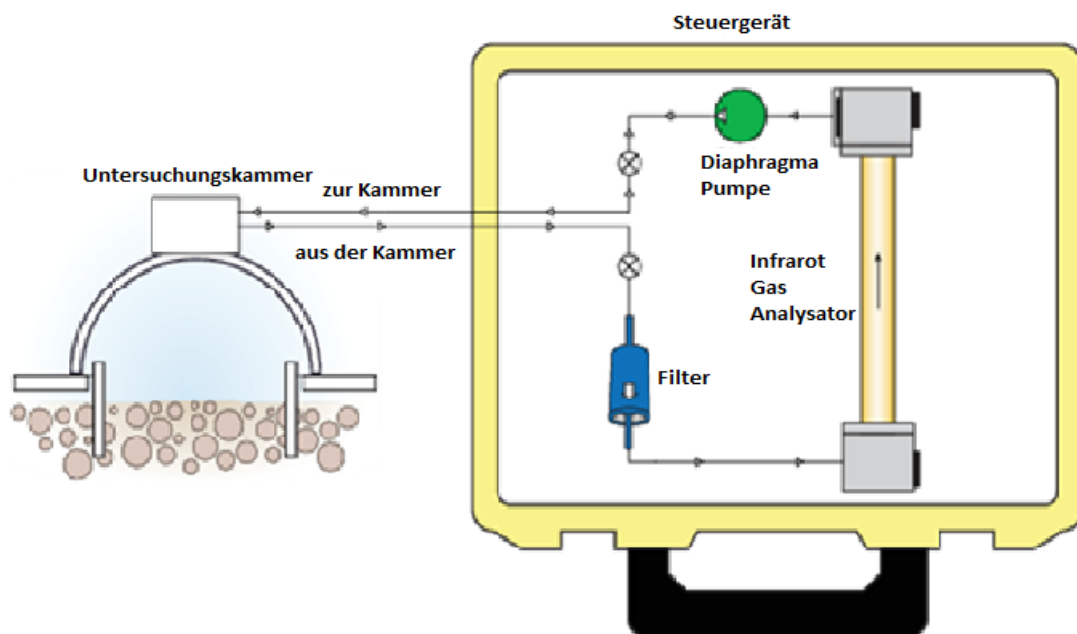


Abbildung 8: Fließrichtung der Luft von der Untersuchungskammer in den Analysator und zurück (LICOR 2017).



Abbildung 9: Fotografie der LICOR Messeinheit.

Für die Messung wurde die Kammer auf einen Ring platziert (Abbildung 8), wobei sich die Kammer automatisch für 90 Sekunden schließt und sich anschließend wieder automatisch öffnet. Während des geschlossenen Zustands wird die CO_2 -Konzentration der Luft in der Haube gemessen. Zusätzlich zur CO_2 -Konzentration wird jede Sekunde die Kammertemperatur bis zum erneuten Öffnen erfasst. Die Luft aus der geschlossenen Kammer wird mit Hilfe einer Membranpumpe im Steuergerät in den Infrarot-Gasanalysator transportiert. Zusätzlich sorgt die Pumpe für einen konstanten Luftstrom. Für eine ausreichende Durchmischung sorgt die Kammerform, sodass Ventilatoren unnötig sind, da diese zu einem Druckgradienten führen könnten. Bevor die Luft in den Gasanalysator geleitet wird, läuft sie über einen Filter (LICOR 2017). Der Infrarot-Gasanalysator misst anschließend gleichzeitig die CO_2 - und H_2O -Konzentrationen, die im Normalfall in den 90 Sekunden stetig ansteigen. Durch die Gasmoleküle wird der Infrarotstrahl teilweise absorbiert, sodass am Detektor weniger Strahlung ankommt. Die Strahlungsdifferenz kann anschließend Auskunft über die CO_2 -Konzentration geben. Diese Konzentrationen werden zur Berechnung der Flussrate verwendet (LICOR 2017). Der CO_2 -Fluss wird mit einer entsprechenden Software, die vom Hersteller mitgeliefert wird, durch Anpassung einer linearen Regression an die CO_2 -Konzentrationen von 30 Sekunden nach der Schließung bis zur Wiederöffnung, berechnet.

2.3 Die Größe der Aufnahmefläche

An jedem Standort wurde eine Auflistung der Arten in unterschiedlichen Flächen vorgenommen und aus den daraus resultierenden Anzahlen der Arten pro Fläche eine Artenarealkurve aufgenommen. Festgelegt wurden die Flächen mit unterschiedlichen Radien um den Triplettmittelpunkt der Bodenatmungsmessringe eines jeden Standortes (Radius: 0,5, 1, 2, 3 und 4 m, Abbildung 10).

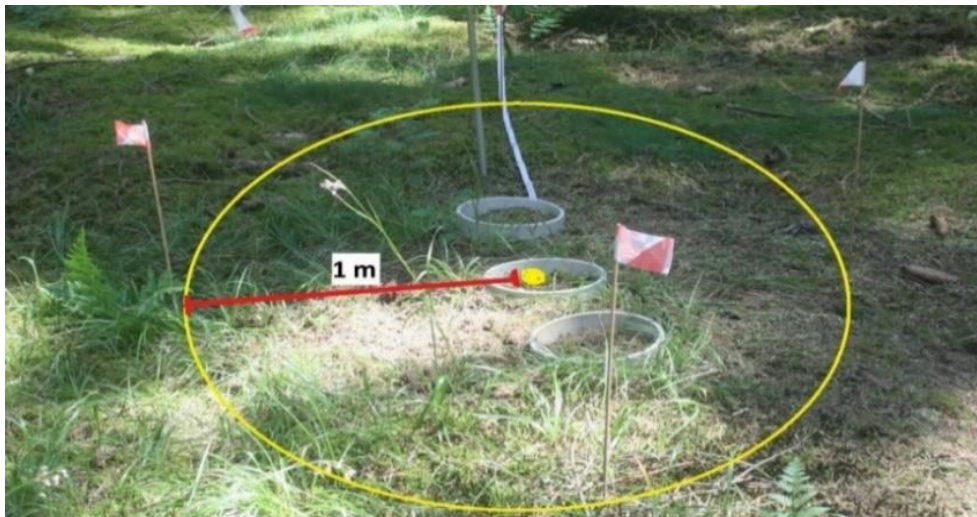


Abbildung 10: Exemplarische Darstellung für eine Aufnahmefläche mit dem Radius 1 m um den Mittelpunkt von drei Ringen.

Die Kurve dient dazu herauszufinden, welches die minimale Aufnahmefläche sein muss, um eine ökologische Aussage zur Pflanzengesellschaft oder zu Standorteigenschaften treffen zu können.

2.4 Aufnahme der Vegetation

Für die Vegetationsaufnahme wurden die bereits erwähnten unterschiedlich großen Flächen an den neun Standorten herangezogen. Es wurden für jeden Aufnahmeradius die Pflanzenarten und ihre Mächtigkeit bestimmt. Des Weiteren wurden die Arten und ihre Mächtigkeit in jedem Messring, also in drei Ringen je Standort (a, b, c) aufgenommen.

Eine Vegetationsaufnahme bezeichnet die Übertragung von realen Vegetationsbeständen in ein Symbol. Die Bestimmung der einzelnen Pflanzen wurde mit Unterstützung des Ehrenamtlers Josef Noel, sowie mit Hilfe der Bestimmungsliteratur von Lüder (2017), Schmeil et al. (2006), Schubert und Rothmaler (1995), Oberdorfer (1994b), und zur ersten Orientierung mit dem Naturführer von Spohn et al. (2015) durchgeführt. Über das regelmäßige Auftreten bestimmter Artenkombinationen können langfristige abiotische und biotische Umweltverhältnisse am Untersuchungsort widerspiegelt werden. Über Pflanzengesellschaften werden diese Verhältnisse gut beschrieben. Die vorangehende pflanzensoziologische Erhebung von Vegetationsaufnahmen und ihre anschließende Bearbeitung erfolgte nach der Methode von Braun-Blanquet. Im Nachfolgenden wird beschrieben, wie die Artmächtigkeit nach Braun-Blanquet und die jeweiligen Pflanzengesellschaften ermittelt wurden.

2.4.1 Bestimmung der Artmächtigkeit nach Braun-Blanquet

Eine gängige Methode für die Bestimmung der Artmächtigkeit einer Vegetation ist, vor allem in Mitteleuropa, die pflanzensoziologische Kartierungsmethode nach Braun-Blanquet. Diese Erfassungsmethode ist halbquantitativ und kann zusätzlich in eine Baum-, Strauch- und Kraut-Schicht unterteilt werden, in denen die vorkommenden Pflanzenarten gelistet und nach der prozentualen Bedeckung des Bodens durch die Pflanze bewertet werden. Die Skala nach Braun-Blanquet gibt dabei die Schätzwerte für die Artmächtigkeit an (Tabelle 1). Die siebenwertige Skala dient in der Pflanzensoziologie zur quantitativen Erfassung der Pflanzen. Jeder Art wird dabei anhand ihrer Individuenzahl und ihres Deckungsgrads ein Symbol zugewiesen.

Tabelle 1: Braun-Blanquet Skala (TREMP 2005) Zusätzlich zu den Schätzwerten und ihren Bedeutungen ist die Transformation angegeben, welche für die weitere Auswertung verwendet wurde.

Symbole	Individuenzahl	Deckung [%]	Transformation (1)
r	Rar, ein oder wenige Individuen	Deutlich < 1	0,1
+	Spärlich, 2-5 Individuen	Bis 1	0,2
1	Reichlich, 6-50 Exemplare	Bis 5	2,5
2	Sehr reichlich, >50 Exemplare	5-25	15
2a		5-15	
2b		16-25	
3	Beliebig	25-50	37,5
4	Beliebig	50-75	62,5
5	Beliebig	75-100	87,5

2.5 Messung des Blattflächenindex

Der Blattflächenindex, auf englisch „leaf area Index“ (LAI), ist ein Maß für die Belaubungsdichte eines Bestands, das Verhältnis von Gesamtblattfläche in m^2 zu der von ihr bedeckten Bodenfläche in m^2 und ergibt somit eine dimensionslose Zahl.

Er kann unter anderem auch als ökophysiologisches Maß für die photosynthetische und transpiratorische Oberfläche innerhalb einer Pflanzendecke verwendet werden (Chen et al. 1997). Weiterhin kann er auch den Einfluss der unterschiedlichen Vegetation auf die Abflussbildung von Niederschlägen, meistens in der Nähe von Gewässern, beschreiben.

Gemessen wurde der LAI mit dem „SunScan plant canopy analyzer system“ (Delta-T Devices Ltd Burwell Cambridge United Kingdom). Er besteht aus einem Messstab, einem Monitor und einem Referenzpunkt (Abbildung 11, Abbildung 12). Das System verwendet Vorortmessungen der „Photosynthetically Active Radiation“ (PAR), um indirekt Informationen über den LAI abzuleiten.

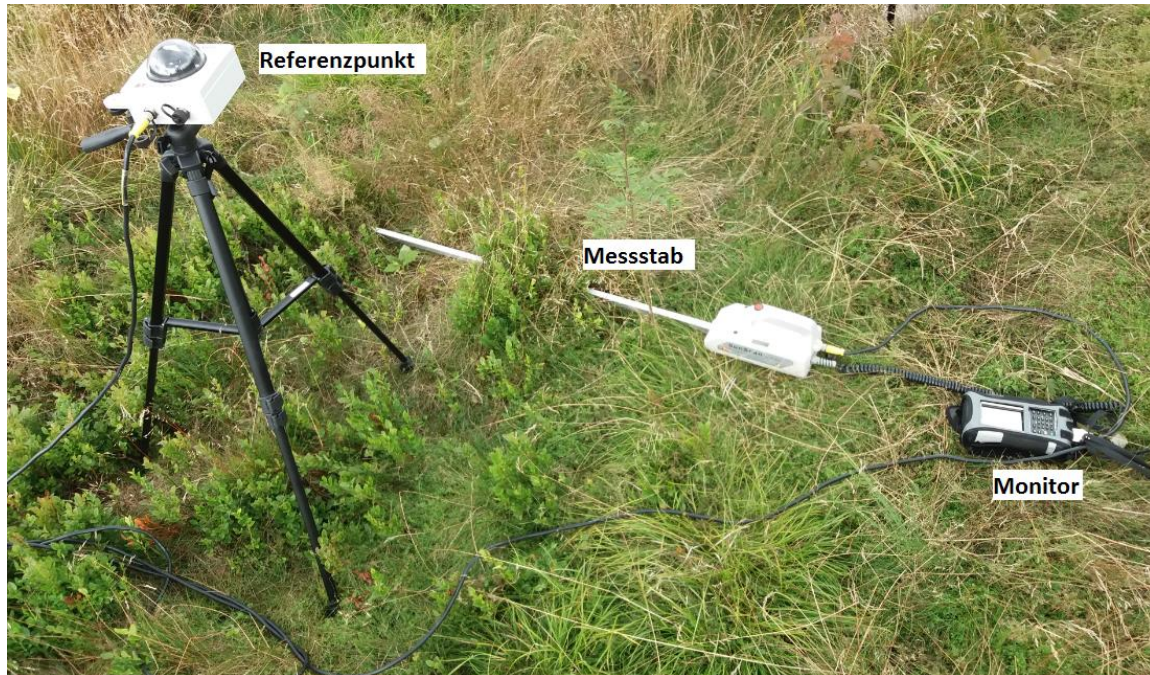


Abbildung 11: Apparatur für die Blattflächenindex (LAI)-Messung, bestehend aus einem Messstab, einem Monitor und einem Referenzpunkt.

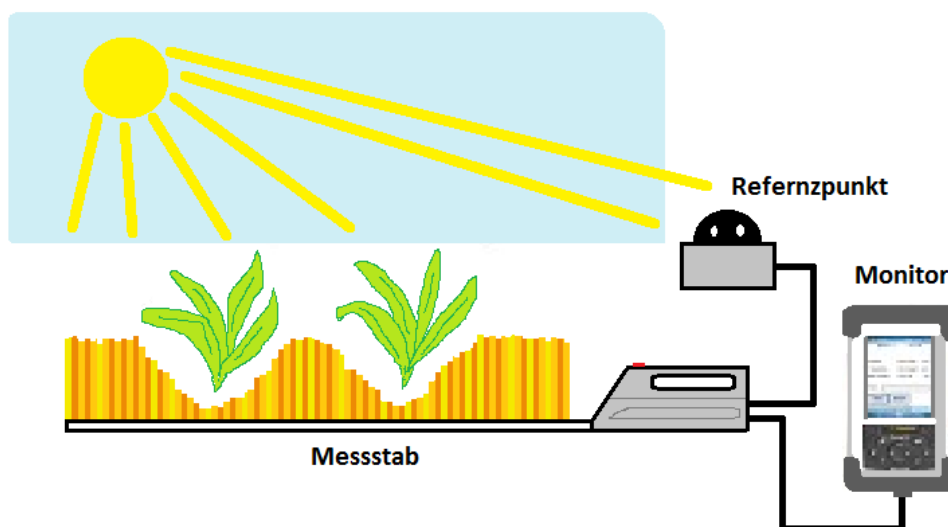


Abbildung 12: Schematische Aufbau des „SunScan plant canopy analyzer system“ (verändert nach Delta-T Devices Ltd 2013, 2013). Durch die Pflanzen wird die Sonneneinstrahlung auf dem Messstab verringert.

Mit einer 1 m langen Sonde (Messstab) wurde entlang der Bodenoberfläche durch die Pflanzendecke gestochen, sodass der Stab auf der Bodenoberfläche aufliegt. Der Messstab besteht insgesamt aus 64 PAR Sensoren, die sich entlang des Stabs aufreihen. Es messen immer alle Sensoren (Abbildung 12). An einem weiteren Punkt wurde mit einem weiteren PAR-Sensor oberhalb der Pflanzendecke die maximale Sonneneinstrahlung als Referenz gemessen.

Am Wüstebach wurde an den Standorten auf der Freifläche in einem Kreuzmuster gemessen. Der Messstab wurde an jedem Standort demnach viermal angesetzt. Als Kreuzmittelpunkt wurde der Mittelpunkt eines Triplets gewählt (Abbildung 10). An den Waldstandorten konnten Messungen der Universität Bonn herangezogen werden.

2.6 Auswertung und Statistik

Im Folgenden wird auf die Herangehensweise an die Auswertung der Ergebnisse, an die verwendeten statistischen Methoden und an die Einstellungen in den Analyseprogrammen eingegangen. Mit den aufgenommenen Daten der Bodenrespiration wurde eine Trendbereinigung durchgeführt (Anhang: „Trendbereinigung“).

2.6.1 Varianzanalyse der Bodenrespiration

Die neun untersuchten Standorte wurden hinsichtlich ihrer Bodenatmung einer Varianzanalyse unterzogen. Durchgeführt wurde die Varianzanalyse in EXCEL (Microsoft Corporation 2016, Washington, USA). Es wurde getestet, ob die Varianz zwischen den Gruppen größer ist als die Varianz innerhalb der Gruppen. Es wurden drei Fälle überprüft:

1. Varianz innerhalb der Flächen (im Gatter, außerhalb des Gatters und im Wald)
2. Varianz innerhalb der Standorte (iG1, iG2, iG3, aG1, aG2, aG3, W1, W2, W3)
3. Varianz innerhalb der Replikate aller Standorte (a,b,c)

Hierzu wurden Daten aus den Monaten September 2014 sowie April, Juli und September 2016 verwendet. Die Daten der Monate aus 2016 sollten einen Überblick der Varianz in den Monaten mit hoher Bodenrespiration geben. Der September 2014 dient als Vergleich ein Jahr nach der Maßnahme.

Anhand einer Varianzanalyse können Mittelwertunterschiede zwischen zwei, drei und mehr Gruppen geprüft werden. Dabei wird getestet, ob die Varianz zwischen den Gruppen größer

ist als die Varianz innerhalb der Gruppen. Durch diese Prüfung kann entschieden werden, ob eine vorgenommene Gruppeneinteilung sinnvoll gewählt wurde und ob sich die Gruppen signifikant unterscheiden.

2.6.2 Bestimmung der Pflanzengesellschaft

Die Vegetation sowie ihre Gliederung nach Vegetationseinheiten wird über die Pflanzensoziologie beschrieben. Die Vegetationsdecke besteht aus unterschiedlichen Arten, die deskriptiv und systematisch aufgenommen wurden. Für die Vegetationsaufnahme wurden die realen Bestände in Symbole übertragen (Tabelle 1) und in pflanzensoziologische Tabellen eingetragen. Die vorkommenden Arten werden in den Zeilen gelistet, die einzelnen Aufnahmen oder Standorte in den Spalten. Diese Tabellen werden anschließend so sortiert, dass Arten mit ähnlichen Eigenschaften zusammengelegt werden. Dies gelingt indem Zeilen und Spalten geordnet werden. Daraus ergeben sich Vegetationsmuster, die Auskunft über eine floristische Struktur geben können.

Artkombinationen werden als Pflanzengesellschaft bezeichnet. Bei einer erfolgreichen Typisierung der Gesellschaft kann sie mit bereits bekannten pflanzensoziologischen Assoziationen verglichen und zugeordnet werden. Eine Assoziation ist eine eindeutig identifizierbare Pflanzengesellschaft mit syntaxonomischem Rang, sie endet auf „-etum“. Die Assoziationen beruhen auf gesellschaftstreuenden Arten, den sogenannten Charakterarten. Diese werden nur in den für sie typischen Assoziationen gefunden. Pflanzenarten, die nicht charakteristisch für eine Assoziation stehen, können die Gesellschaft nicht beschreiben. Der Vollständigkeit halber können sie aber in einer „neutralen Gesellschaft“ beschrieben werden. Nicht selten treffen auf eine Pflanzengesellschaft auch mehrere Assoziationen zu. Assoziationen bilden die Grundeinheiten der Pflanzensoziologie und werden in ein hierarchisches System eingeordnet. So werden miteinander verwandte Assoziationen zu Verbänden, verwandte Verbände zu Ordnungen und diese wiederum zu Klassen zusammengefasst. Die Namensgebung der pflanzensoziologischen Syntax wird im Internationalen Code der Pflanzensoziologischen Nomenklatur (ICPN) geregelt. Die Gesellschaftsnamen bestehen aus einem oder zwei Artnamen und einer Endung, die die syntaxonomische Ebene kennzeichnet.

Die pflanzensoziologischen Angaben erfolgten nach Oberdorfer (1994) und die Bestimmung der Pflanzengesellschaften nach Schubert et al. (2001).

2.6.3 Die Zeigerwerte nach Ellenberg

1974 etablierte der deutsche Geobotaniker Heinz Ellenberg sogenannte Zeigerwerte. Die Werte geben eine ökologische Standortkennzeichnung wieder, die über eine Pflanzenart ermittelt und in einem Zahlenwert ausgedrückt wird. Dadurch können ökologische Bedeutungen der Arten auf Zahlenwerte reduziert werden. Zeigerwerte der Pflanzen ermöglichen Rückschlüsse über Umweltfaktoren. Das Zahlenschema besteht aus einer neunstufigen Skala mit sechs Ziffern. Eins bis drei beschreiben die klimatischen Ansprüche einer Pflanze wie Licht, Temperatur und Grad der Kontinentalität. Die Zahlen Vier bis Sechs sind bodenbedingt wie Feuchte, Reaktion (Boden-pH) und der Stickstoffgehalt. Für die Zuweisung der Zeigerwerte wurde das Zusatzmaterial zu dem Buch „Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen“ (Ellenberg et al. 2010) herangezogen. Für die Kennzeichnung eines Standortes nach den Zeigerwerten wurde der Median oder Mittelwert verwendet. Allerdings sind die Ergebnisse nur bedingt interpretierbar, da es sich um rangskalierte Daten handelt und die Bildung eines arithmetischen Mittels dadurch eigentlich ausgeschlossen ist (Walter und Breckle 1983). Weitgehend wird diese Vorgehensweise allerdings toleriert.

Die Zeigerwerte können ungewichtet

$$X_{(qual.)} = \frac{\sum_{i=1}^n Z_i}{n}$$

n = Anzahl der Arten

Z = Zeigerwert nach Ellenberg der *i*-ten Art in der Vegetationsaufnahme

oder gewichtet

$$X_{(qual.)} = \frac{\sum_{i=1}^n f_i Z_i}{\sum_{i=1}^n f_i}$$

n = Anzahl der Arten

Z = Zeigerwert nach Ellenberg der *i*-ten Art in der Vegetationsaufnahme

f = Gewichtungsfaktor; ein Bedeutungswert, meist die Deckung der *i*-ten Art in Prozent oder ein Rangwert. Damit erhalten Arten mit hohem Deckungsanteil ein im Verhältnis zu gering deckenden Arten stärkeres Gewicht bei der Berechnung des Bestandszeigerwertes.

nach den Bedeutungswerten (*f*) der Arten berechnet werden. Hierzu werden die Deckungsklassen nach Braun-Blanquet als Gewicht herangezogen. Die Symbole werden in Zahlenwerte transformiert (rechte Spalte, Tabelle 1).

Die Berechnung der Ellenberg-Zeigerwerte erfolgte in EXCEL (Microsoft Corporation 2016, Washington, USA) und es wurde der Median, sowohl für die gewichteten, als auch für die ungewichteten Werte, berechnet.

2.6.4 Clustering der Vegetationsaufnahme

Mit Hilfe von RStudio (RStudio Team 2015, Boston) sowie dem Multianalyseprogramm PCord (McCune und M. J. Mefford 2016 Version 7, Oregon USA) wurde eine Clusteranalyse durchgeführt. Unter Clusteranalysen werden Verfahren zur Entdeckung von Ähnlichkeitsstrukturen in großen Datensätzen verstanden. Die so gefundenen Gruppen werden als Cluster beschrieben. Die Clusteranalyse wurde mit den Bedeckungsgraden der Pflanzenarten an den neun Standorten durchgeführt, um Ähnlichkeitsstrukturen zwischen den Standorten und Flächen identifizieren zu können. Als Distanz-Einstellung wurde der Jaccard Koeffizient gewählt, sodass kein „nicht vorkommen“ von Arten berücksichtigt wird. Als zusätzliches Verknüpfungskriterium wurde „farthest neighbour“, auch bekannt als vollständige Verknüpfung, gewählt. Es verbindet Gruppen durch Finden der maximalen paarweisen Entfernung zwischen zwei Proben.

2.6.5 Multi-response Permutation Procedures (MRPP)

Für die Validierung der Clusteranalyse wurde eine Multi-response Permutation Procedures (MRPP) mit dem Multianalyseprogramm PCord (McCune und M. J. Mefford 2016, Version 7, Oregon, USA) durchgeführt. Ermittelt wird die MRPP für die a priori eingeteilten Gruppen, also für die drei Flächen auf der Freifläche innerhalb und außerhalb des Gatters sowie im Wald für die in der Untersuchung relevanten Aufnahmeradien.

Eine MRPP ermittelt die Unterschiede zwischen zwei Gruppen und prüft, wie signifikant diese sind. Die Methode ist philosophisch und mathematisch mit der Varianzanalyse verbunden, indem sie Unähnlichkeiten innerhalb und zwischen Gruppen vergleicht.

Als Distanz-Maß wurde, wie beim Clustering, der Jaccard-Koeffizient und als Gewichtungsfunktion

$$C(I) = n(I)/\text{sum}(n(I))$$

I = Objekt

n = Stichprobenzahl

verwendet.

2.6.6 Korrespondenzanalyse

Das Ziel der Korrespondenzanalyse ist es, Zeilen und Spalten zweier kreuztabellierter nominaler Merkmale nach ähnlicher Zusammensetzung anzuordnen. Mithilfe des Programms CANOCO (Ter Braak 2004, Biometrics, Wageningen, Niederlande) wurden Korrespondenzanalysen durchgeführt. Mit den Vegetationsdaten wurde zunächst eine DCA (detrended correspondence analysis) durchgeführt. Diese prüft, welche Methode für die Interpretation der Daten besser geeignet ist. Entschieden wird dies über die Gradientenlänge. Die Gradientenlänge misst die Beta-Diversität in der Zusammensetzung der Gemeinschaften (das Ausmaß des Artenumsatzes) entlang der einzelnen unabhängigen Gradienten (Ordination/Achsen) (Lepš und Šmilauer 2003). Liegt der größte Wert, also der längste Gradient über 4, sollten die unimodalen Methoden wie DCA, CA (Correspondenceanalysis) oder CCA (canonical Correspondenceanalysis) verwendet werden. Die Verwendung einer linearen Methode wäre nicht angemessen, da die Daten zu heterogen sind und zu viele Arten von dem angenommenen Modell der linearen Antwort abweichen. Wenn andererseits der längste Gradient kürzer als 3 ist, ist die lineare Methode eine bessere Wahl. Im Bereich zwischen 3 und 4 arbeiten beide Arten von Ordinationsmethoden recht gut (Lepš und Šmilauer 2003). In dieser Arbeit liegt die Gradientenlänge zwischen 3 und 4, sodass sich für eine CA und anschließender CCA entschlossen wurde. Bei der Analysemethode der CA wird der gewichtete Mittelwert herangezogen. Es wird angenommen, dass die Arten einem Optimum folgen, das entlang eines Umweltgradienten liegt. Von einer multivariaten Gradientenanalyse ist die Rede, wenn zusätzlich Umweltparameter in die Analyse mit einfließen. Dies ist bei einer CCA der Fall. Hierbei werden Ordinationsachsen unter Berücksichtigung bekannter Umgebungsvariablen ausgewählt, sodass die Achsen lineare Kombinationen von Umgebungsvariablen sind. Im Ordinationsdiagramm sind neben den Speziesdaten die Umweltvariablen als Vektoren dargestellt. Jeder Vektor bildet dabei in einem multidimensionalen Raum eine eigene Achse, die abhängig ist von ihren Eigenwerten. Je länger ein Vektorpfeil ist, umso enger ist seine Korrelation zu den Achsen. Dadurch sind lange Pfeile enger mit dem Variationsmuster der Artenzusammensetzung korreliert als kurze. Aufnahmen mit einem hohen Deckungsgrad für bestimmte Arten sind in der Nähe der Ordinationspunkte dieser Arten angeordnet. Die Lage der Arten lässt sich in Bezug auf die Umweltvariablen interpretieren, indem sie senkrecht auf deren Vektoren projiziert werden. So weist der Ordinationspunkt einer Art, der in der Nähe der Vektorspitze liegt, eine positive

Korrelation zu dem entsprechenden Umweltfaktor auf. Liegt die Art jedoch im entgegengesetzten Quadranten, ist die Korrelation mit diesem Faktor negativ. Auf diese Weise kann die Gemeinschaftsvariation direkt mit der Umgebungsvariation in Verbindung gebracht werden (Ter Braak, C. J. F. 1986). Dies wurde in dieser Arbeit unter anderem dazu genutzt, um festzustellen, welchen Einfluss die Verteilung der Arten auf die Bodenatmung im Diagramm haben könnte.

Für alle drei Methoden (DCA, CA und CCA) gilt, je geringer die Distanz zwischen zwei Punkten im Diagramm ist, desto ähnlicher sind sich die Punkte. Als Einstellung im Programm wurde das Focus Scaling auf „inter-Sample distance“ gesetzt und als Scaling-Typ wurde „Hill’s scaling (L^1a)/(1-L)“ verwendet. Eine Transformation der Daten ist nicht erforderlich, da die Skala nach Braun-Blanquet in Deckungsgrade transformiert wurde, die einer logarithmischen Transformation gleichen (Lepš und Šmilauer 2003).

2.6.7 Rangkorrelation nach Spearman

Für die vergleichenden Analysen zwischen Bodenrespiration und Vegetationsdichte wurde die Spearman-Korrelation herangezogen, die mit RStudio (RStudio Team 2015, Boston) ermittelt wurde. Berücksichtigt wurden die Bedeckungsgrade ohne Baumschicht in den unterschiedlich großen Aufnahmeflächen und die CO₂-Flüsse an verschiedenen Zeitpunkten des Jahres 2017. Bei der Spearman-Korrelation wird der monotone Zusammenhang zwischen zwei Variablen berechnet:

$$r = 1 - \frac{6 \sum D^2}{n \times (n^2 - 1)}$$

$$\text{mit } -1 \leq r \leq 1$$

$$D = \text{Rangdifferenz}$$

Der Koeffizient nimmt Werte zwischen -1 und +1 an, bei denen sich je nach Ausrichtung eine perfekt negative oder positive Korrelation ergeben kann (Trempe 2005). Liegt der Wert nahe Null, liegt keine Korrelation vor. Mit Hilfe der Spearman-Korrelation können Datensätze verglichen werden, die beispielsweise nach Pearson nicht verglichen werden können, weil die tatsächlichen Abstände zwischen Zahlenwerten bei der Rangkorrelation egal sind. Die Ränge werden dabei aufsteigend vergeben, die kleinste Zahl erhält eine 1.

Es werden zwei Rangreihen erstellt. Sollten zwei gleiche Werte im originalen Datensatz enthalten sein, bekommen diese den Durchschnittsrang zugewiesen. Bei beispielsweise vier

Werten mit den Werten 5; 8; 8; 9 werden die Ränge 1; 2,5; 2,5; 4 zugewiesen und nicht 1; 2; 2; 3. Die Rangdifferenzen werden quadriert, wodurch negative Werte positiv werden. Anschließend werden die Differenzen summiert.

Des Weiteren wird die Prüfgröße (p) berechnet, die ggf. die Nullhypothese „es besteht kein monotoner Zusammenhang zwischen den beiden Variablen“ bestätigt.

3 Ergebnisse

Die Ergebnisse zu den unterschiedlichen Fragestellungen werden zunächst getrennt betrachtet. Als erstes werden die Ergebnisse der Bodenrespiration dargestellt und im Anschluss die der Vegetationsaufnahmen. In einem dritten Teil wird das Zusammenspiel zwischen Bodenrespiration und Vegetation behandelt.

3.1 Die Bodenrespiration

Die Messung der Bodenrespiration am Wüstebach im Nationalpark Eifel erfolgte seit September 2013. Im Rahmen dieser Arbeit wurden neun Standorte untersucht.

3.1.1 Vortest zur Überprüfung der untersuchten Flächen auf Homogenität

In einer ersten Untersuchung wurden die ausgewählten Flächen mit ihren je drei Standorten sowie ihrer Triplikate, bestehend aus den drei Ringen (a, b, c), hinsichtlich ihrer Bodenrespiration einer Varianzanalyse unterzogen. Es wurde getestet, ob die Varianz zwischen den Gruppen größer ist, als die Varianz innerhalb der Gruppen, um zu entscheiden, ob die vorgenommene Gruppeneinteilung sinnvoll gewählt wurde. Berechnet wurden die Varianzen für die Bodenrespiration aus dem Monat September 2014 als Zeitpunkt unmittelbar nach der Entfichtung, sowie für die Sommermonate des Jahres 2016. Die Ergebnisse der Analyse sind in Tabelle 2 aufgeführt.

Tabelle 2: Varianzanalyse der Bodenrespiration für die Zeitpunkte September 2014, April 2016, Juli 2016 und September 2016 in unterschiedlichen Betrachtungsebenen. Varianz zwischen den Gruppen in Prozent.

Varianz (%)		September 2014	April 2016	Juli 2016	September 2016
Unter den Ringen (Replikate der Standorte)	a, b, c	15,9	27,0	36,2	18,1
Unter den Standorten	iG1-3, aG1-3, W1-3	58,4	28,6	18,2	17,7
Unter den Flächen	iG, aG, W	25,7	44,5	45,6	64,2

Im Monat September 2014 lag die Varianz (58,4 %) zwischen den neun untersuchten Standorten höher als zwischen den Flächen (25,7 %). Dies bedeutet, dass sich die Flächen weniger voneinander unterschieden, als die Standorte unter sich und sich die gewählten

Flächen nicht unterschieden werden konnten. Dieses Ergebnis war zu erwarten, da sich die Standorte auf der Freifläche noch erholen mussten, weil zunächst noch Einflüsse der vorherigen Bäume bestanden. Für das Jahr 2016 besteht die höchste Varianz zwischen den drei untersuchten Flächen, sodass davon ausgegangen werden kann, dass die drei gewählten Flächen unterschiedlich waren. Die höchste Varianz unter den Flächen hatte der September 2016 mit 64,2 %. Ähnliche Varianzen hatten auch die Monate April und Juli 2016 (ca. 45 %). Im Vergleich dazu erzielten die Standorte ähnliche Ergebnisse (April 2016 ≈ 28.6 %; Juli und September 2016 ≈ 18 %).

Aus der Voruntersuchung konnte also entnommen werden, dass ein Unterschied zwischen den Flächen (iG, aG, W) bestand, und davon ausgegangen werden konnte, dass die Standorte innerhalb ihrer Flächen Ähnlichkeiten aufweisen. Auf genauere Unterschiede und Ähnlichkeiten wird in den folgenden Untersuchungen weiter eingegangen.

3.1.2 Vergleich der CO₂-Flüsse über die Jahre

Für eine weitere erste Orientierung, in wie weit sich die Freifläche gegenüber dem Wald verändert hatte, wurden die beiden Untereinheiten der Freifläche als Einheit zusammengefasst und dem Wald gegenübergestellt, für jeden Termin seit der Entfichtung bis September 2017 (Abbildung 13). Berücksichtigt wurden für die Grafik nur die neun Standorte, die in dieser Arbeit herangezogen wurden. Der Abbildung zu entnehmen ist die Bodenrespiration, gemittelt über die Probennahmepunkte der beiden Freiflächen (iG und aG in orange) und der Waldfläche (W in grün) mit den entsprechenden Fehlerbalken (Abbildung 13). Der Abbildung zeigt eine jahreszeitliche Schwankung der Bodenatmung, mit einer niedrigeren Bodenatmung im Winter als im Sommer. Die Bodenatmung an den Waldstandorten verfolgte hierbei eine gleichbleibende Schwankung mit ähnlichen Minima in den Winter- und ähnlichen Maxima in den Sommermonaten. Vor allem im Winter war die Bodenrespiration in den ersten beiden Jahren im Wald höher. Auffällig ist, dass der Bodenfluss bereits im Sommer 2014 leicht über dem Fluss im Wald lag. Seit dem Sommer 2016 lag der Bodenfluss der Freifläche signifikant über dem des Waldes. Teilweise sogar doppelt so hoch, wie im September 2016 oder Juni 2017.

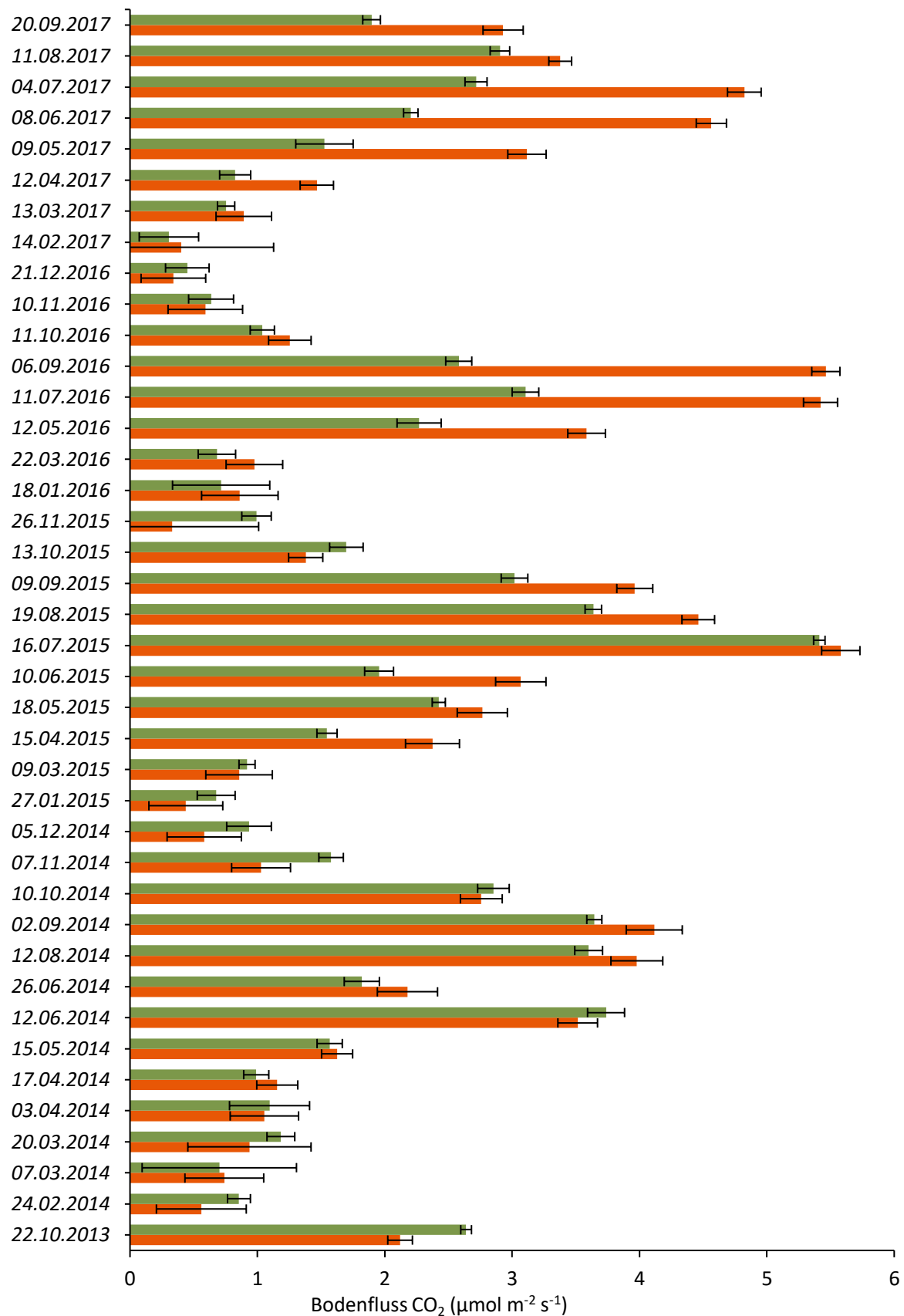


Abbildung 13: Entwicklung der Bodenatmung am Wüstebach in der Eifel, in $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Dargestellt sind die Ergebnisse verschiedener Messtermine seit der Abholzungsmaßnahme (unten) bis zum Messtermin 20.09.2017 (oben). Unterteilt sind die Ergebnisse in Bodenfluss der Freifläche (orange) und des Waldes (grün).

Die Entwicklung der Bodenrespiration am Wüstebach in den drei Flächen, sowie an den neun untersuchten Standorten ist in Abbildung 14 dargestellt. Es wurden die Monate Mai, Juni und Juli betrachtet. Der Mittelwert über die Waldstandorte, über die Mittelwerte der vier Jahre und der drei Monate, diente bei der Berechnung als Divisor für jeden Standort bzw. jede Fläche. Der Quotient wurde gewählt um Abweichungen von den Waldstandorten festzustellen, der als Standard gewählt wurde.

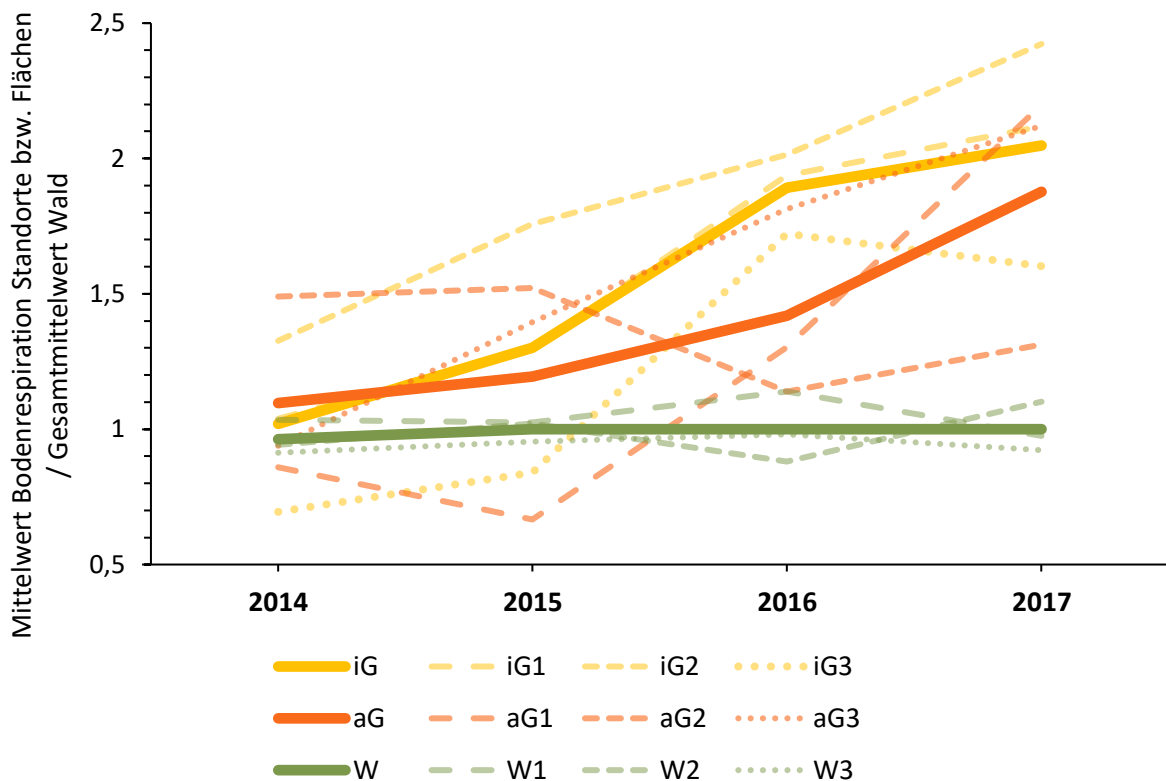


Abbildung 14: Abweichung der Bodenrespiration aus den Monaten Mai, Juni und Juli an den Standorten 1-3 und Flächen im Gatter (iG), außerhalb des Gatters (aG) und Wald (W) vom Mittelwert der Waldstandorte über den Zeitraum 2014 bis 2017.

Auf Grund der Vorgehensweise bei der Berechnung der Quotienten änderte sich der Bodenfluss der Waldfläche über die letzten vier Jahre nicht. Bei der Berechnung der Quotienten für die Standorte und Flächen der Freifläche ist, bis auf eine Ausnahmen, ein Anstieg seit 2014 zu erkennen. Am Standort aG2 findet kein Anstieg im Verhältnis zum Wald über die letzten Jahre statt. Der Quotient war im Jahr 2016 niedriger als im Jahr davor (2015=1,52; 2016=1,14). Im Jahr 2017 war der Quotient etwas höher als im Jahr 2016, jedoch nicht auf dem Niveau wie 2014 und 2015 (2017=1,32).

Auffällig ist weiterhin der Standort aG3, der ein sehr steile Zunahme der Bodenrespiration zeigte.

Die monatlich gemittelten CO₂-Flüsse für die Sommermonate 2017 sind in Abbildung 15 dargestellt. Jeder Standort wurde separat für die einzelnen Monate aufgeführt. Auf der Freifläche lagen die höchsten Flüsse in den Monaten Juni und Juli. Für die Waldstandorte repräsentierte hingegen der Monat August den höchsten Fluss, wobei für diesen Monat die Werte aller Standorte recht ähnlich waren. Auch im Monat April ähnelten sich die Flüsse aller Standorte. Aus der generellen Betrachtung der Flüsse der einzelnen Monate konnte entnommen werden, dass die Bodenrespirationswerte auf der Freifläche eine große Amplitude aufwiesen, wohingegen die Monatswerte der Waldstandorte eine sehr viel kleiner zeigten. An den Gesamtmittelwerten fällt auf, dass für den Standort aG2 der niedrigste Wert berechnet wurde.

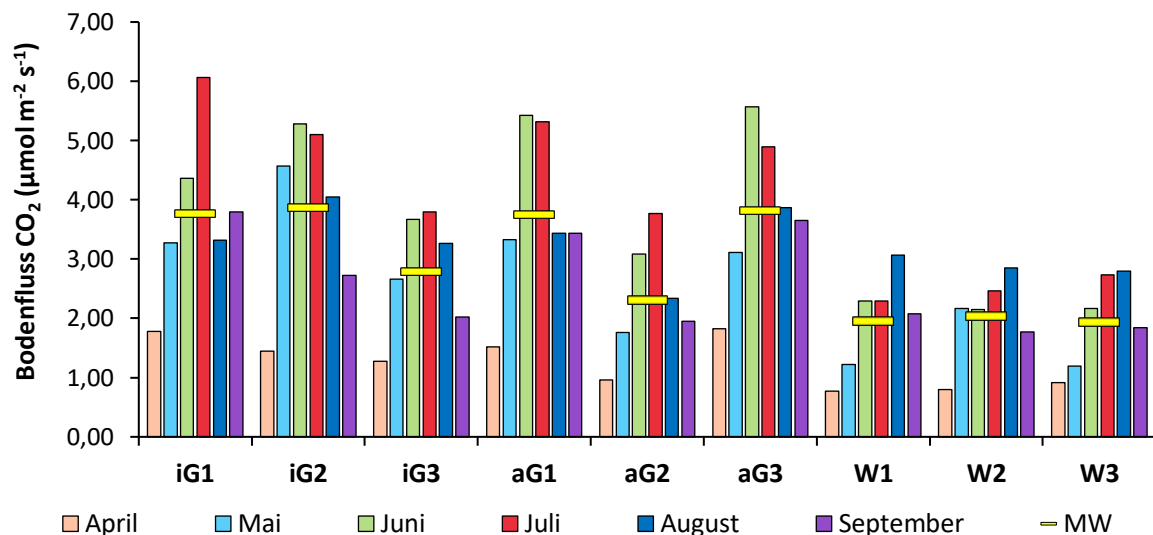


Abbildung 15: Flüsse der Bodenrespiration in den Monaten April bis September 2017 sowie der Mittelwert (MW) der Monate an den neun untersuchten Standorten (innerhalb des Gatters iG1-3, außerhalb des Gatters aG1-3, im Wald W1-3).

3.2 Die Vegetation

Am Wüstebach wurde eine Vegetationsaufnahme an den gleichen neun Standorten wie für die Bodenrespirationmessungen durchgeführt. Drei Standorte befanden sich im Wald, drei auf der Freifläche (nicht von einem Gatter umgeben) und drei auf der Freifläche von einem Gatter umgeben.

3.2.1 Untersuchung zur Größe der Aufnahmefläche

An jedem Standort wurde eine Auflistung aller Arten in unterschiedlichen Flächen vorgenommen und aus den daraus resultierenden Anzahlen der Arten pro Fläche eine

Artenarealkurve aufgenommen. Festgelegt wurden die Flächen mit unterschiedlichen Radien um den Triplettmittelpunkt der Bodenatmungsmessringe eines jeden Standortes. Die Kurven für die neun Standorte sind in Abbildung 16 dargestellt. Die Kurven ermöglichen es, die Aufnahmeflächen festzustellen, die eine ökologische Aussage zur Pflanzengesellschaft oder zu Standorteigenschaften möglich machen. Weiterhin konnten für die verschiedenen Flächen Rückschlüsse auf die Diversität gezogen werden.

Der Abbildung 16 kann entnommen werden, dass auf der Freifläche außerhalb des Gatters mehr Arten gezählt wurden, als auf der Freifläche innerhalb des Gatters. Eine Ausnahme ist der Standort aG3, der eine ähnliche Artenzahl hatte wie iG2. Weiterhin stieg die Artenzahl auf der Freifläche außerhalb des Gatters zu Anfang stärker mit größer werdender Fläche als an den anderen Standorten. So steigt die Artenanzahl an Standort aG2 von 8 Arten bei Fläche Null auf 18 Arten auf einer Fläche von 30 m². iG3 stieg von 4 auf 10 Arten an. Trotz der Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen ist zu erkennen, dass alle Kurven bei einer Fläche von etwa 50 m² abflachen, sodass für die folgenden Untersuchungen ein Aufnahmeradius von 4 m verwendet wurde. Die Ergebnisse der anderen Aufnahmeflächen befinden sich im Anhang.

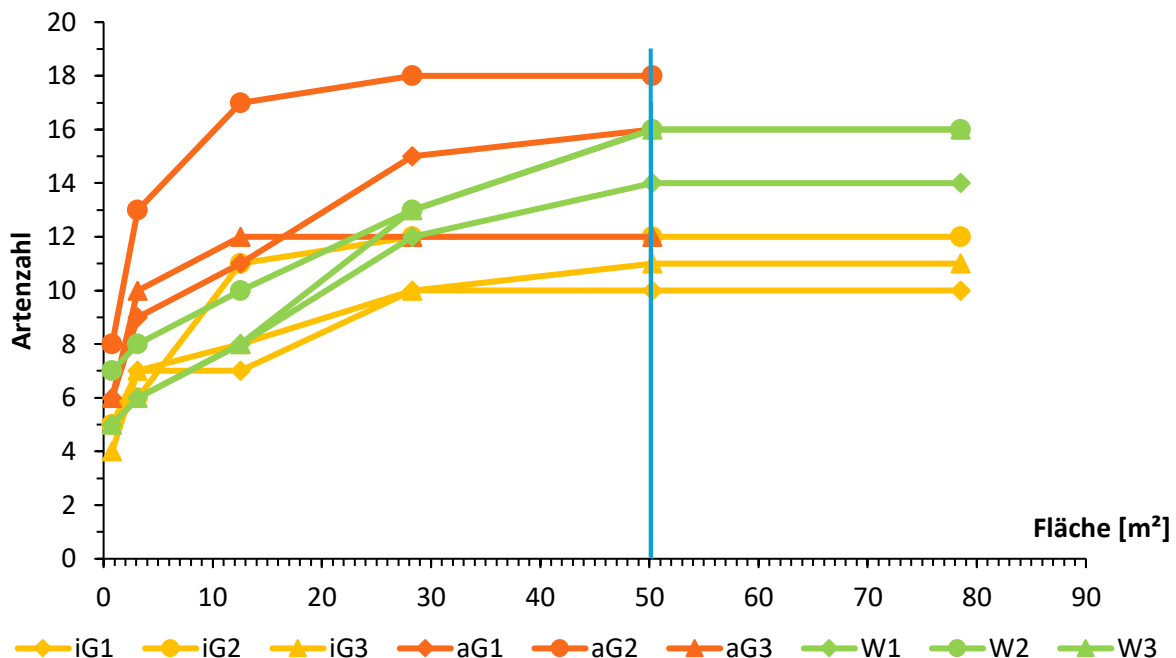


Abbildung 16: Artenarealkurven der neun Standorte (innerhalb des Gatters iG1-3, außerhalb des Gatters aG1-3, im Wald W1-3). Ein Maximum der Artenzahl wurde bei einer Aufnahmefläche von 50,27 m² erreicht. Angefangen wurde mit einem Radius von 50 cm (0,79 m²). Der Radius wurde daraufhin um 50 cm vergrößert und danach immer um 1 m.

3.2.2 Tabellarischer Vergleich der Vegetationsaufnahme und Gesellschaftsbeschreibung

Die Vegetation wurde an den neun Standorten in fünf verschiedenen großen Flächen aufgenommen. Des Weiteren wurde die Vegetation in jedem Messring, also in drei Ringen pro Standort aufgenommen. Die Ergebnisse für jede Flächengröße sind sowohl in Tabelle 3 als auch im Anhang in den Tabelle 12 bis Tabelle 16 dargestellt. Als Aufnahmemaß wurde die Skala nach Braun-Blanquet (Tabelle 1) verwendet.

Für die pflanzensoziologische Untersuchung wurde nur die Tabelle der größten Aufnahmefläche (Radius = 4 m) herangezogen (Tabelle 3). Es konnten drei Gruppen festgestellt werden, die auf die Entfichtung reagiert haben. Eine Nummerierung der Gruppen befindet sich in den Tabellen hinter dem Deutschen Namen.

Die erste Gruppe besteht aus den Arten, die typisch für eine Waldgesellschaft sind. Eine dieser Arten ist das schöne Wiedertonmoos (*Polytrichastrum formosum*). Dieses Moos wurde auch auf der Freifläche gefunden, wo es eher als Artefakt des verschwundenen Waldes zu sehen ist.

In der zweiten Gruppe befinden sich die Arten, die von dem Kahlschlag profitieren, insbesondere die Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*). Des Weiteren scheinen Arten neu hinzugekommen zu sein wie die Besenheide (*Calluna vulgaris*) oder der Besenginster (*Cytisus scoparius*).

Bei der dritten Gruppe handelt es sich um Arten, die nur auf der Freifläche außerhalb des Gatters vorkommen. Sie sprechen für eine feuchte Fläche. Diese waren jedoch bis auf das Rohrpfeifengras (*Molina carulea*) nur in geringen Bedeckungsgraden an den Standorten anzutreffen. Die übrigen Arten haben entweder nicht von dem Kahlschlag profitiert und waren sowohl vorher als auch nachher mit gleich hohen Bedeckungsgraden vertreten, wie die Weiße Hainsimse (*Luzula luzuloides*) und die Eberesche (*Sorbus aucuparia*) oder es sind Einzelfunde, die keinen Rückschluss auf den Standort zulassen.

Tabelle 3: Geordnete Kreuztabelle der vorkommenden Arten an den neun untersuchten Standorten (**Wald W1-3**, **außerhalb des Gatters aG1-3**, **innerhalb des Gatters iG1-3**) für den Aufnahme­radius 4 m entlang eines ökologischen Gradienten in der Skala nach Braun-Blanquet (Tabelle 1). Angegeben sind sowohl der deutsche, als auch der lateinische Name sowie die Schicht (Sc) (K=Krautschicht, S=Strauchschicht, B=Baumschicht), die Stetigkeit (St) und die Artenzahl. Gestrichelt umrandet sind die pflanzensoziologisch ermittelten Gruppen. Die Nummerierung der Gruppen ist als Zahl hinter dem deutschen Namen vermerkt.

Deutscher Name	lateinischer Name	Sc	W1	W2	W3	aG1	aG2	aG3	iG1	iG2	iG3	St
Rotstängelmoos ¹	<i>Pleurozium schreberi</i>	K	+	1	1					1		4
Sauer-Klee ¹	<i>Oxalis fontana</i>	K		2a								1
Fichte ¹	<i>Picea abies</i>	B	3	5	5							3
Dreiblättriger Dornfarn ¹	<i>Dryopteris dilatata</i>	K	2a	2b	1			1				4
Schönes Widertonmoos ¹	<i>Polytrichastrum formosum</i>	K	2b	+	2a	2a		2a	1		1	7
Etagenmoos ¹	<i>Hylocomium splendens</i>	K	+	3	4							3
Fichte ¹	<i>Picea abies</i>	K	r	r		1	1					4
Drahtschmiele ²	<i>Avenella flexuosa</i>	K	2a	1	1	4	3	3	4	3	4	9
Harzer Labkraut ²	<i>Galium Harcynium (saxatile)</i>	K	+	1	r		4	1	3	3	2a	8
Heidelbeere ²	<i>Vaccinium myrtillus</i>	K	+		+	2a		1	1	2b	+	7
Wurmfarn ²	<i>Dryopteris carthusiana</i>	K				+	1		1	r	1	5
Besenginster ²	<i>Cytisus scoparius</i>	K						3	+	1		3
Besenginster ²	<i>Cytisus scoparius</i>	S						2b				1
Besenheide ²	<i>Calluna vulgaris</i>	K				3	1				2a	3
Schwarz-Erle ³	<i>Alnus glutinosa</i>	K				r	r					2
Schwarz-Erle ³	<i>Alnus glutinosa</i>	S					r					1
Sumpf-Kratzdistel ³	<i>Cirsium palustre</i>	K					1	+				2
Sumpf-Kratzdistel ³	<i>Cirsium palustre</i>	S					+					1
Igelsegge ³	<i>Carex echinata</i>	K					1					1
Rohr-Pfeifengras ³	<i>Molinia carulea arundinacea</i>	K	r				2a					2
Zitterpappel	<i>Populus tremula</i>	K				r	r	r				3
Zitterpappel	<i>Populus tremula</i>	S					r					1
Weißer Hainsimse	<i>Luzula luzuloides</i>	K	1	3	2a	+	1	2a		2a	2a	8
Himbeere	<i>Rubus idaeus</i>	K	r	1	r	r	+	4		1	1	8
Schmalblättriges Weidenröschen	<i>Epilobium angustifolium</i>	K		r	+	r				r	+	5
Bergahorn	<i>Acer pseudoplatanus</i>	K		r	+							2
Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>	K		+	+	+			+	r		5
Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>	S	+	+	+	r			1	+	r	7
Habichtskraut	<i>Hieracium spec</i>	K		r	+		1		+			4
Rote Straußgras	<i>Agrostis tenuis (capillaria)</i>	K							1			1
Flatterbinse	<i>Juncus effusus</i>	K					1			r		2
Kriechender Hahnenfuß	<i>Ranunculus repens</i>	K				r	1					2
Rippenfarn	<i>Blechnum spicant</i>	K				+						1
roter Fingerhut	<i>Digitalis purpurea</i>	K	r					1			+	3
Weide	<i>Salix spec.</i>	K				r						1
Buche	<i>Fagus sylvatica</i>	K			r							1
Artenzahl			14	16	16	16	18	12	10	12	11	

3.2.2.1 Systematische Einordnung der Pflanzengesellschaft

Über die Pflanzensoziologie kann die Syndynamik, also die Veränderung einer Pflanzengesellschaft (Sukzession) festgestellt werden, indem die Gesellschaft einem Ideal-Typ einer Pflanzengesellschaft zugeordnet wird. Hierdurch kann erkannt werden, ob durch den Kahlschlag eine Veränderung in der Pflanzengesellschaft stattgefunden hat und sie zusätzlich durch ein Gatter beeinflusst wird. Die Pflanzensoziologie wurde mit der Literatur von Schubert et al. (2001) für jede der drei untersuchten Flächen bestimmt. Hieraus ergab sich für die Waldfläche folgendes:

Klasse: Nadelholzforste

Ordnung: Fichtenforste

Verband: Typischer Sauerkleefichtenforst / Weidenröschenfichtenforst

Es handelt sich dabei um einen künstlich begründeten Nadelholzbestand, in dem vor allem die Fichte (*Picea abies*) allein dominiert. Diese Fichtenforste unterscheiden sich von naturnahen Fichtenwäldern durch das Zurücktreten oder völlige Fehlen von *Calamagrostis villosa*, *Trientalis europaea*, *Blechnum spicant*, *Barbilophozia lycopodioides* und *Barbilophozia floerkei*. Es handelt sich um schattige Bestände und durch die starke Nadelstreubildung wird die Feldschicht nachhaltig stark beeinflusst. Arten, die anzutreffen waren, sind *Avenella flexuosa*, *Vaccinium myrtillus*, *Epilobium angustifolium* und *Dryopteris carthusiana*. Durch das Vorhandensein und Fehlen weiterer Arten konnte weiter differenziert werden. Durch die Arten *Oxalis acetosella* und *Rubus ideas* konnte auf einen „Typischen Sauerklee-Fichtenforst“ geschlossen werden. Allerdings weisen die Arten *Epilobium angustifolium*, *Avenella flexuosa* und *Polytrichastrum formosum* auf einen „Weidenröschen-Fichtenforst“ hin.

Die Pflanzensoziologische Untersuchung ergab für beide Flächen auf der Freifläche das gleiche Bild:

Klasse: *Epilobietea angustifolii* Schlagfluren, Kahlschlaggesellschaften

Ordnung: *Atropetalia belladonnae*

Verband: *Carici piluliferae* - *Epilobion angustifolii*

Assoziation: *Carici piluliferae* - *Avenelletum flexuosae*

Es handelt sich bei den Freiflächen um Schlagfluren bzw. Kahlschlaggesellschaften. Laut Schubert et al. (2001) verläuft die Entwicklung über Pionierstadien mit hohen Anteilen

einjähriger Arten über stauden- und grasreiche Bestände in wenigen Jahren zu Kahlschlaggebüsch. Eine starke Besonnung führt zu einem beschleunigten Streuabbau mit starker Stickstoffmineralisation und höherer Bodenfeuchte infolge geringer Transpiration im Vergleich zum vorherigen Wald. *Atropetalia belladonnae* ist die einzige Ordnung, die im Gebiet vorkommt. Die Arten *Epilobium angustifolium* und *Avenella flexuosa* deuten auf eine Schlagflurengesellschaft mit armen und sauren Böden hin. Durch das zusätzliche Antreffen der Arten *Vaccinium myrtillus* und *Luzula luzuloides* konnte die Assoziation *Carici piluliferae*-*Avenelletum flexuosae* für beide Freiflächen ausgemacht werden.

Das Gatter hat demnach keinen Einfluss auf die Zuordnung der Freiflächen zu einem Ideal-typ einer Pflanzengesellschaft, da beide Flächen den gleichen Typ zugewiesen bekommen haben. Dieses Ergebnis passt gut zu den oben aufgeführten Erkenntnissen bezüglich der Bodenrespiration der verschiedenen Flächen. Daher kann nun davon ausgegangen werden, dass es eine Rolle spielt, welche Pflanzen sich um einen Bodenrespirationsmesspunkt befinden und welche nicht und in welchem Ausmaß.

3.2.3 Ökologische Einordnung der Vegetation

Es wurden die Ellenberg-Zeigerwerte für die vorkommenden Arten mit Hilfe entsprechender Literatur herausgesucht. Sie werden dazu verwendet, anhand der Ansprüche der Pflanzen, die an einem bestimmten Standort vorkommen, Aussagen über den Standort zu machen. Eine Auflistung der Ellenberg-Zeigerwerte für alle in den Aufnahmeflächen der neun untersuchten Standorte vorkommenden Arten befindet sich im Anhang (Tabelle 17). Die Ergebnisse der gewichteten Median-Werte für Licht, Temperatur, Kontinentalität, Feuchtigkeit, Reaktionszahl und Stickstoffgehalt sind in Abbildung 17 für den maximal aufgenommenen Radius von 4 m der neun Standorte dargestellt. Die Ergebnisse der ungewichteten Median-Werte befinden sich im Anhang (Abbildung 29). Für die Charakterisierung des Standortes werden die gewichteten Werte herangezogen, da die Arten anhand ihrer Deckung gewichtet werden, wodurch Ausreißer mit wenig Deckung weniger berücksichtigt werden.

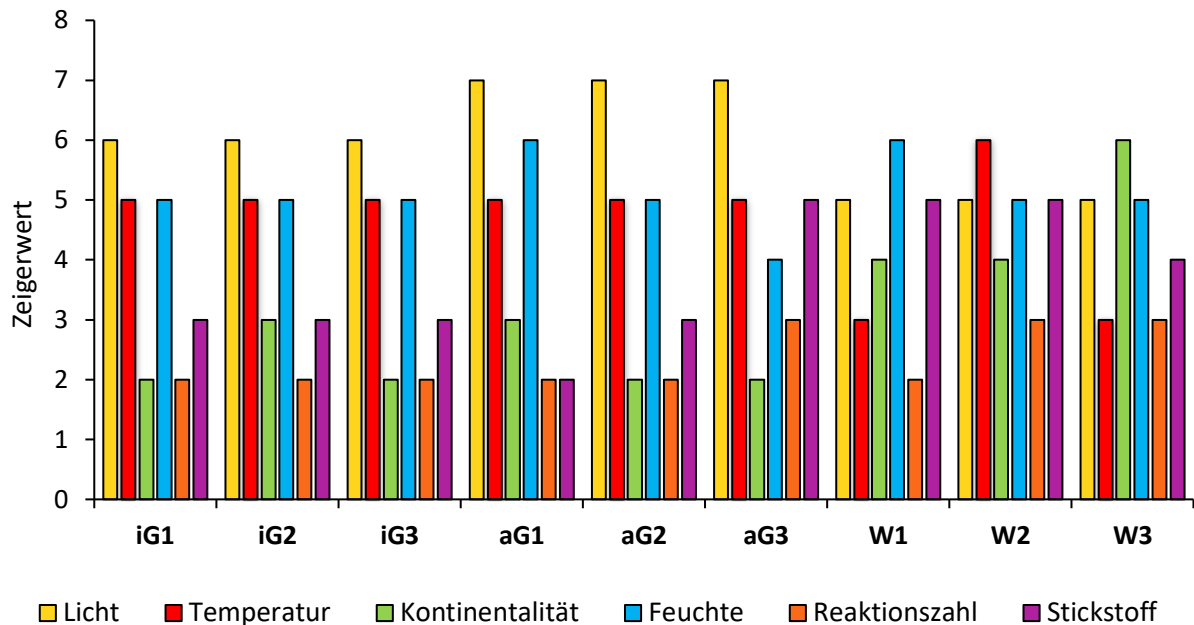


Abbildung 17: Gewichtete Mittelwerte der Ellenbergzeigerwerte für Licht, Temperatur, Kontinentalität, Feuchte, Reaktionszahl und Stickstoff für den maximalen Aufnahmeradius von 4 m an den neun untersuchten Standorten (innerhalb des Gatters iG1-3, außerhalb des Gatters aG1-3, Wald W1-3).

Der Zeigerwert für Licht lag zwischen 6 und 7 an den sechs Standorten auf der Freifläche (iG und aG). An den Standorten fanden sich vorwiegend Halblichtpflanzen, die meistens bei vollem Licht wachsen, die aber auch im Schatten bis etwa 30 % relativer Beleuchtungsstärke wachsen können. An den drei Waldstandorten wuchsen vorzugsweise Halbschattenpflanzen. Der Zeigerwert für die Temperatur lag bei den sechs Standorten auf der Freifläche bei fünf. Es handelt sich bei den aufgenommenen Arten um Mäßigwärmezeiger, die in tiefen bis montanen Lagen vorkommen. Mäßigwärmezeiger fanden sich auch an Standort W2. An den Waldstandorten W1 und W3 wuchsen laut Ellenberg Kühlezeiger. Die Kontinentalitätszahl lag zwischen zwei und vier und geht aus Pflanzen hervor, die ozeanisch bis subozeanisch wachsen. Laut Ellenberg handelte es sich bei Standort W3 um einen subkontinentalen Standort. Diese Einordnung erfolgte auf Grund der *Picea abies*, die ursprünglich in Osteuropa beheimatet ist. Die meisten Standorte am Wüstebach hatten eine Feuchtezahl von fünf. Die Feuchtezahl steht für Feuchtezeiger, die überwiegend auf mittelfeuchten Böden wachsen, aber auf nassen wie auch auf regelmäßig austrocknenden Böden fehlen. Der Standorte aG1 und W2 erreichen eine Feuchtezahl von 6. Es handelte sich bei den aufgenommenen Arten um Pflanzen, die sowohl als Frischezeiger gelten oder als Feuchtezeiger, die gut durchfeuchtete, aber keine nassen, Böden bevorzugen. Durch die Reaktions-Zahl konnte auf die Bodenazidität geschlossen werden. Sie lag zwischen zwei und drei, was auf Säurezeiger schließen lässt, die vorzugsweise

auf sauren Böden anzutreffen sind. Für die Standorte auf der Freifläche mit Ausnahme des Standortes aG3 deuten die vorkommenden Arten auf stickstoffarme Standorte hin. An den Waldstandorten W1 und W2 sowie dem Standort aG3 lag die Stickstoffzahl bei fünf, sodass es sich hier um mäßig stickstoffhaltige Standorte handelte. W3 wurde laut den Ellenberg-Zeigerwerte zwischen stickstoffarmen und mäßig stickstoffhaltigen Standorten eingeordnet.

3.2.4 Klassifikation der Standorte anhand der Arten

Die Ergebnisse der Clusteranalyse der Vegetationsaufnahmen sind in Abbildung 18 für die unterschiedlichen Aufnahmeradien an den neun untersuchten Standorten dargestellt. Für alle Radien mit Ausnahme des 1 m Radius war eine Trennung auf höchster Hierarchieebene zwischen „Freifläche“ und „Wald“ über die Vegetationsaufnahme möglich. Zwischen den Freiflächen iG und aG konnte mit Hilfe der Clusteranalyse kein deutlicher Unterschied festgestellt werden. Die beiden Freiflächen waren demnach sehr ähnlich.

Für die Aufnahmeradien 2 bis 4 m fällt auf, dass der Standort aG3 immer recht spät zu den übrigen Standorten der Freifläche hinzu gruppiert wurde.

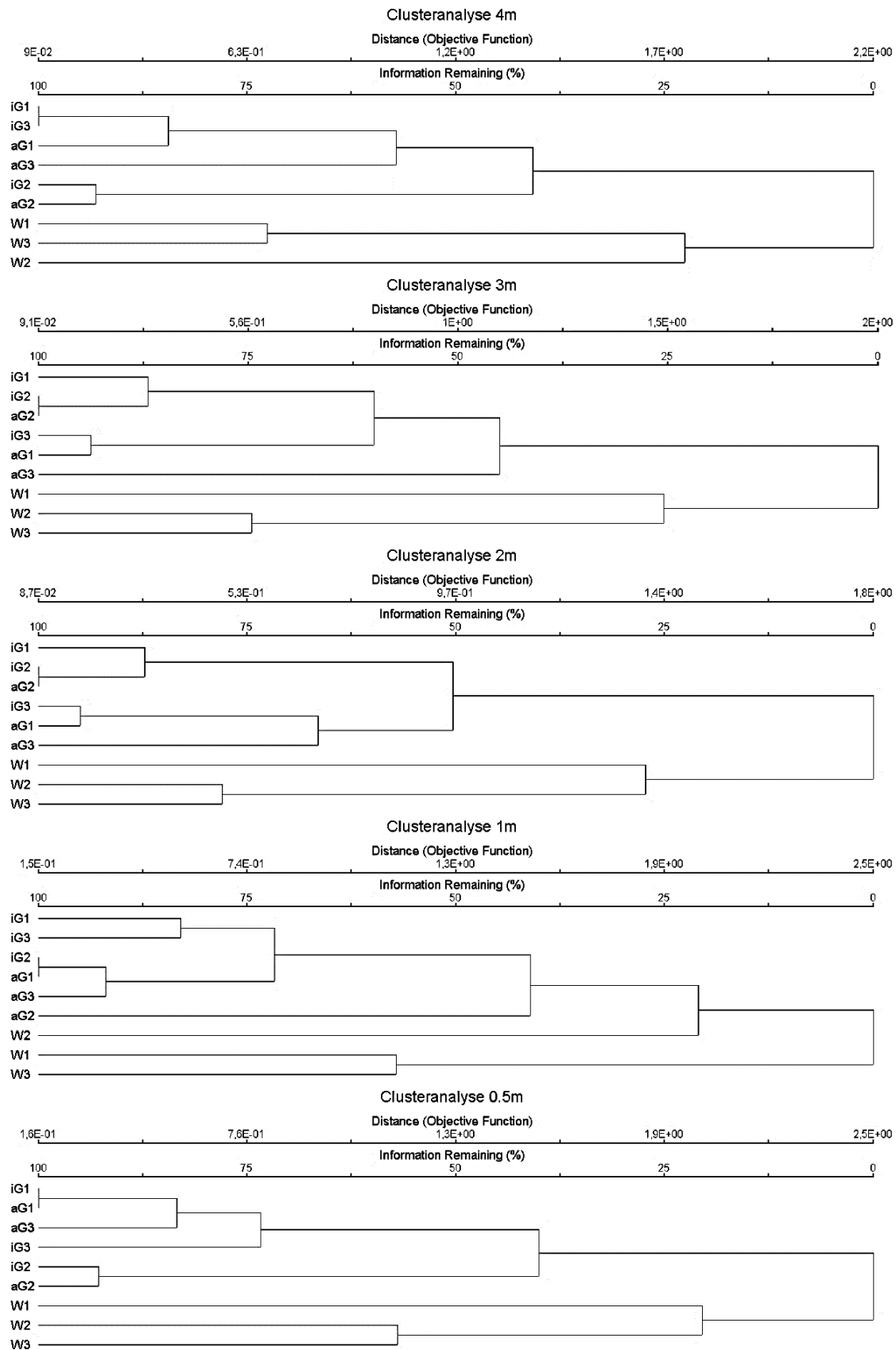


Abbildung 18: Clusteranalyse der unterschiedlichen Aufnahme radien mit dem größten oben (4 m) und dem kleinsten unten (0,5 m) der neun untersuchten Standorte (innerhalb des Gatters iG1-3, außerhalb des Gatters aG1-3, Wald W1-3). Als Distanzmaß wurde der Jaccard-Koeffizient herangezogen mit dem Verknüpfungskriterium „farthest neighbour“.

3.2.5 Signifikanzprüfung der Flächen

Es wurde eine Untersuchung nach dem Schema der „Multi-response Permutation Procedures“ (MRPP) mit den drei Gruppen im Gatter (iG), außerhalb des Gatters (aG) und Wald (W) für die unterschiedlichen Aufnahmeradien gemacht. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4 dargestellt. Die Gruppen wurden immer paarweise miteinander getestet. Demnach unterschieden sich die beiden Gruppen aG und iG nicht signifikant voneinander. Der p-Wert lag bei allen über 0,05. Die beiden Gruppen auf der Freifläche unterschieden sich signifikant von der Waldgruppe. Der p-Wert lag bei allen Vergleichen zwischen 0,02 und 0,03. Eine Ausnahme findet sich bei dem Vergleich aG – W im 1 m Aufnahmeradius. Hier konnte mit Hilfe der MRPP kein signifikanter Unterschied zwischen den beiden Gruppen festgestellt werden. Die Ergebnisse der Clusteranalyse konnte durch die MRPP belegt werden.

Die Werte für die gruppeninterne Homogenität der Proben (A) lagen bei fast allen Vergleichen unter 0,1. Werte über 0,1 wurden bei dem Vergleich iG und W für die Aufnahmeradien ab 1 m und größer erreicht sowie für aG und W mit dem Radius 2 m. Da die Werte alle nahe 1 lagen, entspricht die Heterogenität innerhalb der Gruppen dem Zufall. Für eine ökologische Bewertung ist ein Wert um 0,1 gut (McCune et al. 2002).

Tabelle 4: MRPP der a priori eingeteilten Gruppen im Gatter (iG), außerhalb des Gatters (aG) und Wald (W) für die Bedeckungsgrade der Pflanzen in den unterschiedlichen Aufnahmeradien sowie der gruppeninternen Homogenität (A) und der p-Werte (= signifikant).*

Aufnahmeradius	Gruppenvergleich	A	p-Wert
0,5 m	iG – aG	-0,001	0,894
	iG – W	0,065	0,025*
	aG – W	0,065	0,037*
1 m	iG – aG	-0,022	0,829
	iG – W	0,128	0,023*
	aG – W	0,029	0,130
2 m	iG – aG	-0,040	0,714
	iG – W	0,229	0,023*
	aG – W	0,128	0,028*
3 m	iG – aG	-0,048	0,856
	iG – W	0,192	0,023*
	aG – W	0,099	0,027*
4 m	iG – aG	0,007	0,368
	iG – W	0,213	0,022*
	aG – W	0,083	0,024*

3.2.6 Einordnung der Standorte entlang eines Gradienten

Es wurde zunächst eine DCA durchgeführt. Diese ergab für den Aufnahmeradius von 4 m eine Gradientenlänge von 3,68. Die Ergebnisse der DCA-Untersuchung für diesen und den übrigen Aufnahmeradien sind in Tabelle 18 im Anhang aufgeführt. Für den Radius 1 m ist eine Gradientenlänge von 4,93 ermittelt worden. Für die anderen Radien lag die Gradientenlänge bei ca. 3,17. Ausgehend von den Gradientenlänge wurde eine CA mit anschließender CCA durchgeführt.

Die Ergebnisse der CA-Untersuchung sind in Abbildung 19 für den Aufnahmeradius 4 m dargestellt. Die Ergebnisse der weiteren Radien befinden sich im Anhang, Abbildung 30 bis Abbildung 33. Aus der Berechnung der Eigenwerte ist zu entnehmen, dass die ersten beiden Achsen 56,9 % der Gesamtvarianz ausmachen, wovon die erste Achse einen Anteil von 33,8 % hat (Tabelle 5).

Tabelle 5: Eigenwerte der ersten vier Dimensionsachsen und ihre Anteile an der Gesamtvarianz der CA.

Achsen	1	2	3	4	Gesamt
Eigenwerte	0,753	0,515	0,351	0,302	2,228
Kumulierte prozentuale Abweichung der Speziesdaten	33,8	56,9	72,6	86,2	

In Abbildung 19 ist die Korrespondenzanalyse des 4 m Aufnahmeradius dargestellt. Es ist zu erkennen, dass die erste Achse, dargestellt durch die Abszisse, auf der linken negativen Seite durch die Standorte der Freiflächen determiniert wird. Auf der rechten positiven Seite befindet sich die Gruppe der Waldstandorte. Auf der zweiten Achse (Ordinate) trennen sich die Standorte der Freifläche hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung voneinander. Besonders der Standort aG3 bildet die größte Distanz zu den anderen Gruppen. Geringe Distanzen weisen dagegen die Standorte aG1, iG3 und iG2 zueinander auf. Auch der Standort iG1 liegt nah an dieser Gruppe. In der CA zeigt sich ein ähnliches Bild wie in der Clusteranalyse und MRPP. Die Freiflächen (iG und aG) können deutlich von der Waldfläche abgegrenzt werden.

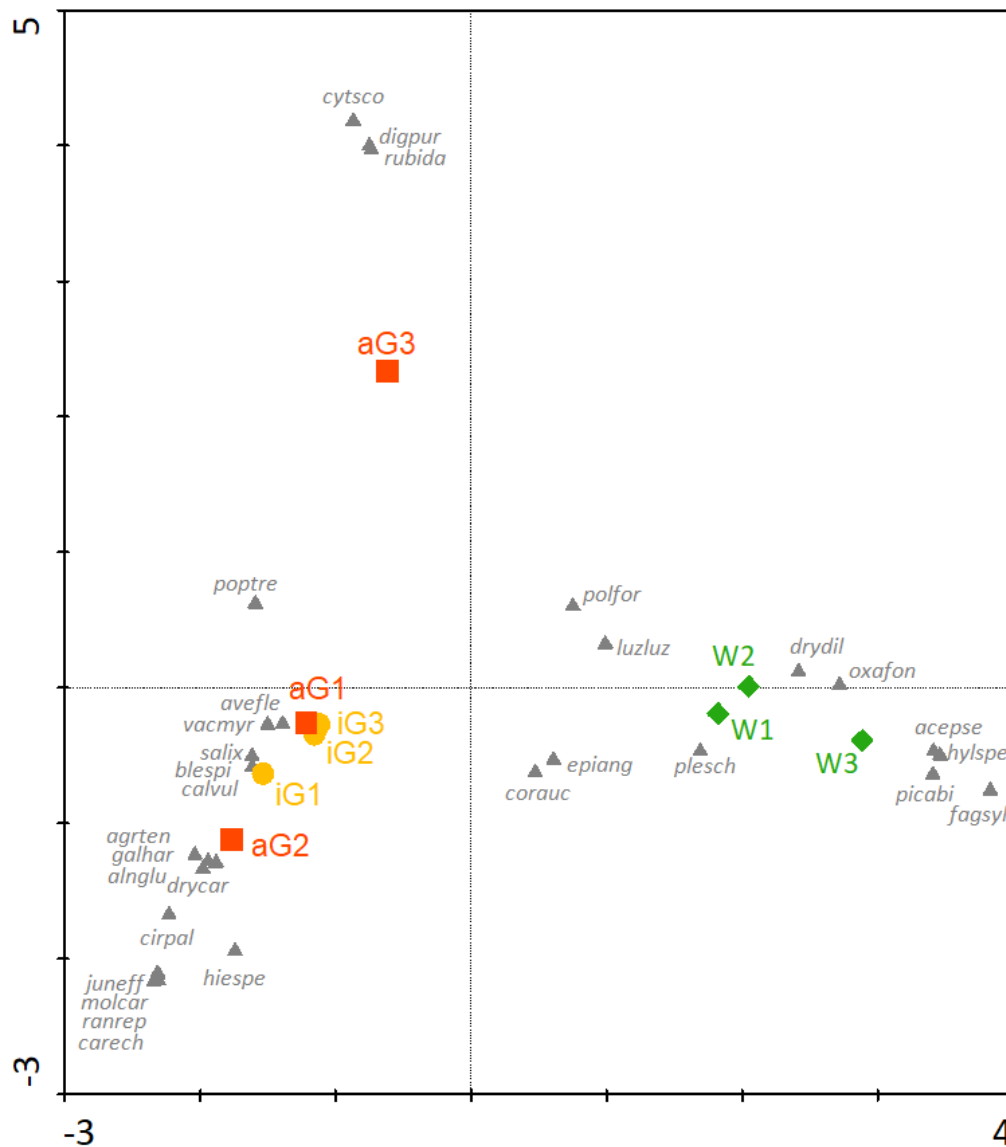


Abbildung 19: Korrespondenzanalyse (CA) der im Aufnahmeradius von 4 m gefundenen Arten (Dreieck, grau) an den neun Standorten in den drei untersuchten Flächen **im Gatter (Kreis, gelb)** **außerhalb des Gatters (Quadrat, orange)** und **im Wald (Raute, grün)**, dargestellt für die erste (Abzissenachse) und zweite (Ordinatenachse) Achse. Die Abkürzungen der Arten befinden sich in Tabelle 19.

Wie bereits in vorherigen Ergebnissen wurde der Standort aG3 als Ausreißer dargestellt. Unter anderem liegt dies an seiner Lage (neben einem Forstweg) und am Besenginster (*Cytisus scoparius*), der auf Grund des Forstwegs bereits vor der Entfichtung vorhanden war. Nah an den Standorten der Freifläche waren unter anderem die Pflanzenarten *Avenella flexuosa* (Drahtschmiele), *Vaccinium myrtillus* (Heidelbeere) oder *Calluna vulgaris* (Besenheide). In der Nähe zum Standort aG2 waren die Pflanzen *Agrostis tenuis* (Rotes Straußgras) oder *Galium Harcynium* (Harzer Labkraut) vertreten. Mit einer Distanz von ca. 1,5 zum Standort aG3 liegen die Arten *Rubus ideaus* (Himbeere), *Digitalis purpurea* (roter Fingerhut) und *Cytisus scoparius*

(Besenginster) zueinander. Die Pflanzen, die die Waldstandorte, von denen der Freifläche trennen, waren unter anderem *Picea abies* (Fichte), *Acer pseudoplatanus* (Bergahorn), *Hylocomium splendens* (Etagenmoos), *Fagus sylvatica* (Buche) und *Oxalis fontana* (Sauer-Klee).

Für die anderen Aufnahmeradien ergab sich ein ähnliches Bild (Anhang, Abbildung 31-32). Die Standorte der Freifläche lagen alle gemäß erster Achse nah beieinander und driften lediglich nach der zweiten Achse etwas auseinander und können als Gruppe von den Waldstandorten abgetrennt werden. Lediglich im Aufnahmeradius 50 cm schloss sich der Standort W1 denen der Freifläche an (Anhang, Abbildung 30). Grund hierfür war die sehr ähnliche Vegetation innerhalb der Ringe für alle Standorte und die in diesen Aufnahmeradien nur für die Standorte W2 und W3 gefundenen Pflanzenarten.

3.2.7 Bewertung der ökologischen Struktur

Der gesamte Kohlenstofffluss im Boden wird in erster Linie durch die Gesamtmenge an durch Photosynthese gewonnenem Kohlenstoff (Bruttoprimärproduktivität (GPP)) bestimmt. Bei Arten, die diesen Ressourcenerwerb priorisieren, ist die Produktivität wahrscheinlich höher und sie weisen sowohl eine größere Blattfläche als auch höhere photosynthetische Raten pro Blattfläche auf (Metcalf et al. 2011). Auf Grund der Korrelation zwischen Bodenatmung und Blattflächenindex (Reichstein et al. 2003) wurde der LAI an allen neun Standorten ermittelt. Die Mittelwerte der drei untersuchten Flächen sind in Abbildung 20 dargestellt. Die Korrelation zwischen Bodenatmung und LAI wird im Kapitel „3.3.2 Korrelationen zwischen Vegetation und Bodenrespiration“ dargestellt.

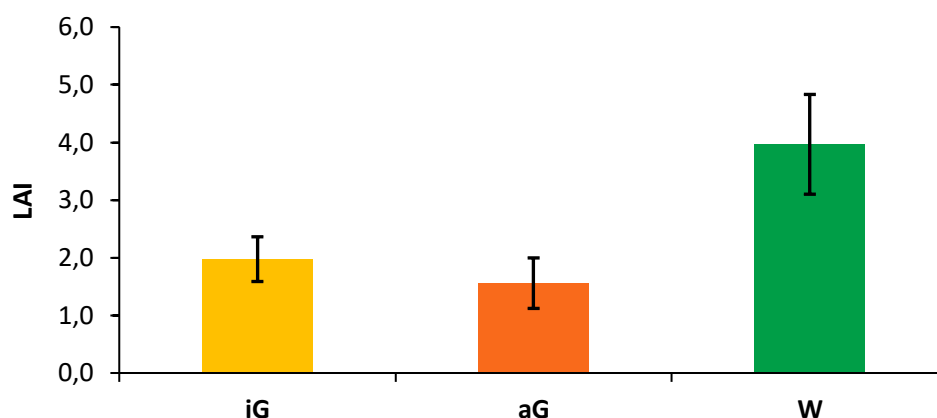


Abbildung 20: Blattflächenindex (LAI) der drei untersuchten Flächen (innerhalb des Gatters = iG, außerhalb des Gatters = aG, Wald = W)

In Abbildung 20 ist zu erkennen, dass die LAI-Werte der Freiflächen (iG und aG) niedriger waren, als der LAI der Waldfläche (W). Die ermittelten LAI-Werte der Freiflächen waren sehr ähnlich, wobei der gemessene LAI auf der Freifläche innerhalb des Gatters (iG) im Mittel allerdings etwas höher war (nicht signifikant), als der LAI der Freifläche außerhalb des Gatters (aG).

In einer weiteren Untersuchung wurde eine Spearman-Korrelation zwischen dem LAI und dem Gesamtbedeckungsgrad der einzelnen Arten berechnet (Abbildung 21) sowie die Wahrscheinlichkeit der berechneten Koeffizienten. Die Berechnung der Korrelation wurde zum einen für den Bedeckungsgrad in der Krautschicht für alle Standorte und zum anderen nur für die Krautschicht der Standorte auf den Freiflächen durchgeführt. Nur die Krautschicht wurde für die Berechnung des Koeffizienten herangezogen und Bäume ausgeschlossen, um einen möglichen Zusammenhang zwischen Bedeckungsgrad und LAI feststellen zu können.

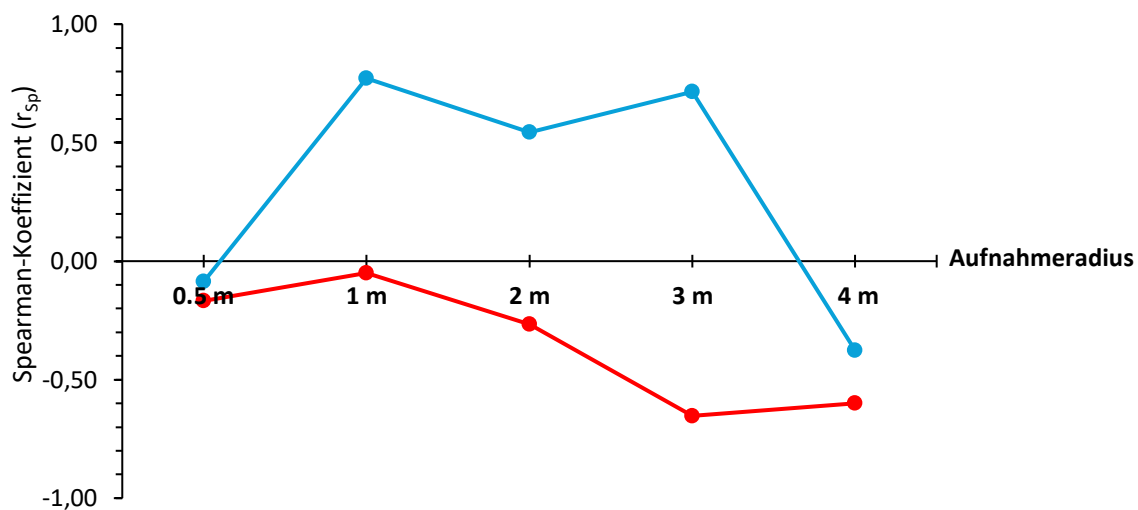


Abbildung 21: Spearman-Korrelation zwischen LAI und Bedeckungsgrade der Vegetation in den unterschiedlichen Aufnahmeradien für die Krautschicht aller Standorte (rot) und die Krautschicht der Standorte auf der Freifläche (blau). Aufgetragen sind die Spearman-Koeffizienten (r_{sp}) gegen die Aufnahmeradien.

Der Abbildung 21 ist zu entnehmen, dass der Bedeckungsgrad der Krautschicht aller Standorte erst ab einem Aufnahmeradius von 3 m mit dem Blattflächenindex korrelierte. Die Korrelation war hier negativ. Das bedeutet, dass mit zunehmendem Bedeckungsgrad der Blattflächenindex sank. Bei der Betrachtung der Standorte nur auf der Freifläche konnte eine positive Korrelation zwischen Blattflächenindex und Bedeckungsgrad festgestellt werden. Diese Korrelation zeigte sich in den Aufnahmeradien 1 bis 3 m, ist jedoch nicht signifikant (Tabelle 6).

Tabelle 6: Spearman-Korrelation zwischen Deckungsgraden der Vegetation in unterschiedlichen Aufnahmeradien in zwei Fällen und LAI. Angegeben sind der Spearman-Koeffizient (r_{sp}) und der p-Wert (= signifikant). Fall 1: Bedeckungsgrad der Krautschicht, Fall 2: Bedeckungsgrad der Krautschicht auf der Freifläche.*

Abstand	Fall 1		Fall 2	
	r_{sp}	p-Wert	r_{sp}	p-Wert
0.5 m	-0,17	0,678	-0,09	0,919
1 m	-0,05	0,912	0,77	0,103
2 m	-0,27	0,493	0,54	0,297
3 m	-0,65	0,057	0,71	0,136
4 m	-0,60	0,097	-0,38	0,462

3.3 Zusammenhang zwischen Bodenrespiration und Vegetation

In diesem Abschnitt wird auf die Fragestellung eingegangen, in wie weit die Vegetation an den untersuchten Standorten einen Einfluss auf die Bodenrespiration haben könnte.

3.3.1 Einordnung der Standorte entlang der Umweltgradienten

Im Folgenden sind die Ergebnisse der kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) aufgeführt. Aus der Berechnung der Eigenwerte für die CCA ist zu entnehmen, dass die ersten beiden Achsen 56 % der Gesamtvarianz ausmachen, wovon die erste Achse einen Anteil von 33,8 % hat (Tabelle 7).

Tabelle 7: Eigenwerte der ersten vier Dimensionsachsen und ihre Anteile an der Gesamtvarianz, sowohl für die Speziesdaten als auch für die Spezies-Umwelt-Relation der kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA).

Achsen	1	2	3	4	Gesamt
Eigenwerte	0,751	0,386	0,311	0,168	2,228
Spezies-Umwelt-Korrelation:	0,999	0,976	0,991	0,723	
Kumulierte prozentuale Abweichung					
der Speziesdaten:	33,7	51,0	65,0	72,6	
Spezies-Umwelt-Relation:	40,3	61,0	77,7	86,8	

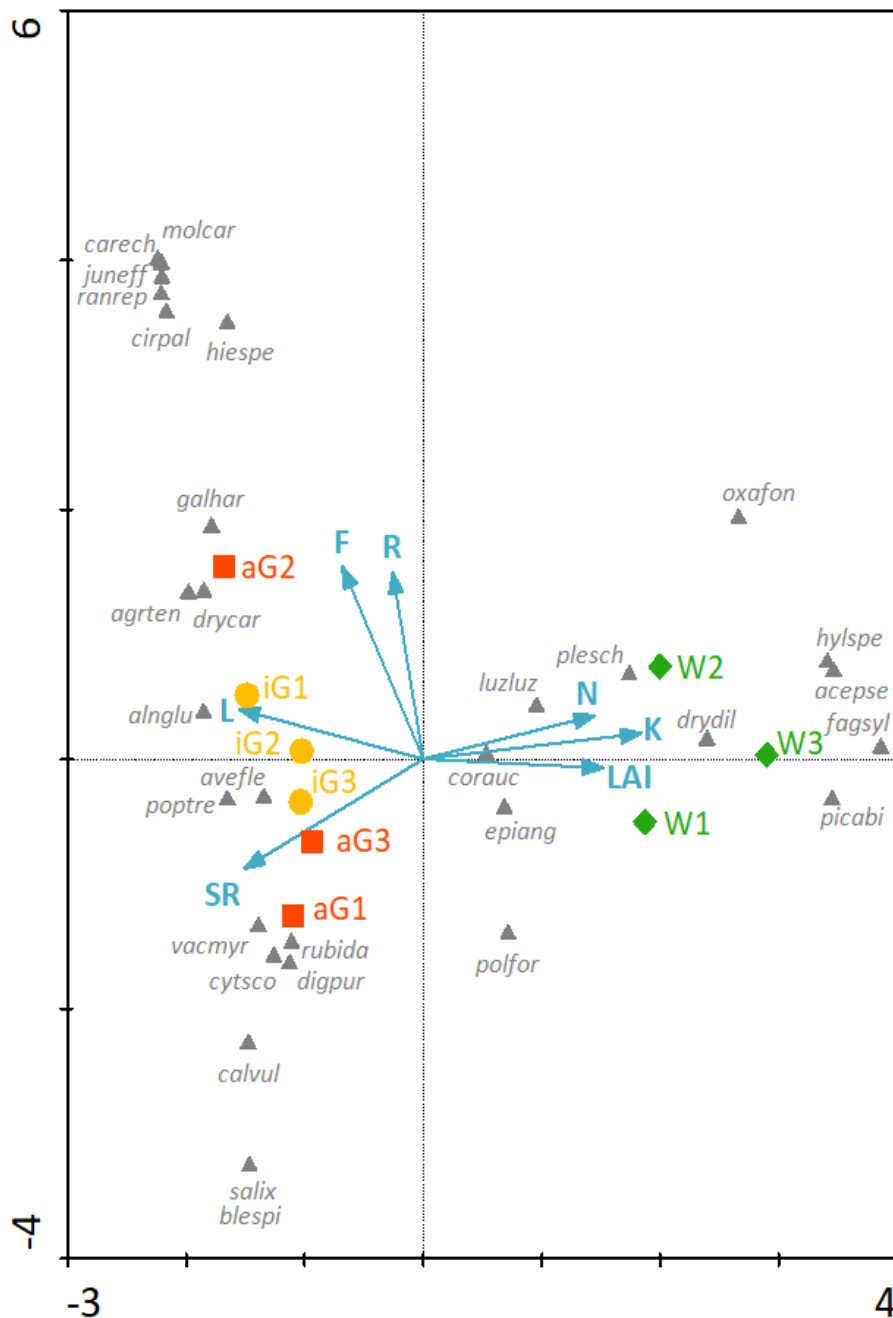


Abbildung 22: Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) der Bedeckungsgrade der gefundenen Arten ohne Baumschicht (Dreieck, grau) an den neun Standorten in den drei untersuchten Flächen *im Gatter* (Kreis), *außerhalb des Gatters* (Quadrat) und *im Wald* (Raute) mit Berücksichtigung der über Ellenberg ermittelten Werte für Licht (L), Feuchtigkeit (F), Reaktionszahl (R), Stickstoff (N) und Kontinentalität (K) sowie für die gemessenen Respirationswerte für den Sommer 2017 (Resp.) (blaue Pfeile) für den Aufnahmeradius 4 m, dargestellt für die erste (Abszissenachse) und zweite (Ordinatenachse) Achse. Die Abkürzungen der Arten befinden sich in Tabelle 19.

In Abbildung 22 ist zu erkennen, dass die erste Achse dargestellt durch die Abszisse auf der linken, negativen Seite durch die Standorte der Freiflächen (iG und aG) determiniert wurde. Auf der rechten, der positiven Seite befindet sich die Gruppe der Waldstandorte (W). Auf der

zweiten Achse (Ordinate) trennen sich die Standorte der Freifläche voneinander. Der Standort aG2 besaß die größte Distanz zu den anderen beiden Standorten aus der Gruppe und korrelierte mit dem Ellenberg-Zeigerwert für die Feuchtigkeit. Geringe Distanzen wiesen dagegen die Standorte, die im Gatter liegen, auf. Die Art *Alnus glutinosa* (alnglu) korrelierte mit dem Umweltfaktor Licht, während unter anderem *Vaccinium myrtillus* (vacmyr) *Avenella flexuosa* (avefle) oder *Cytisus scoparius* (cytsco) mit der Bodenrespiration korrelierten.

In die zu Bodenrespiration und Licht entgegengesetzte Richtung wiesen die Umweltvariablen Stickstoff (N), Kontinentalität (K) und LAI. Die Art *Sorbus aucuparia* (corauc) korrelierte zum Beispiel mit diesen drei Variablen sehr gut.

3.3.2 Korrelationen zwischen Vegetation und Bodenrespiration

Um einen möglichen Zusammenhang zwischen Vegetation und Bodenrespiration zu begründen, wurde eine Spearman-Korrelation zwischen Bodenrespiration und Bedeckungsgrad der Vegetation berechnet. Berücksichtigt wurden die Bedeckungsgrade ohne Baumschicht in den unterschiedlich großen Aufnahmeflächen und die CO₂-Flüsse an verschiedenen Zeitpunkten des Jahres 2017 (Abbildung 23).

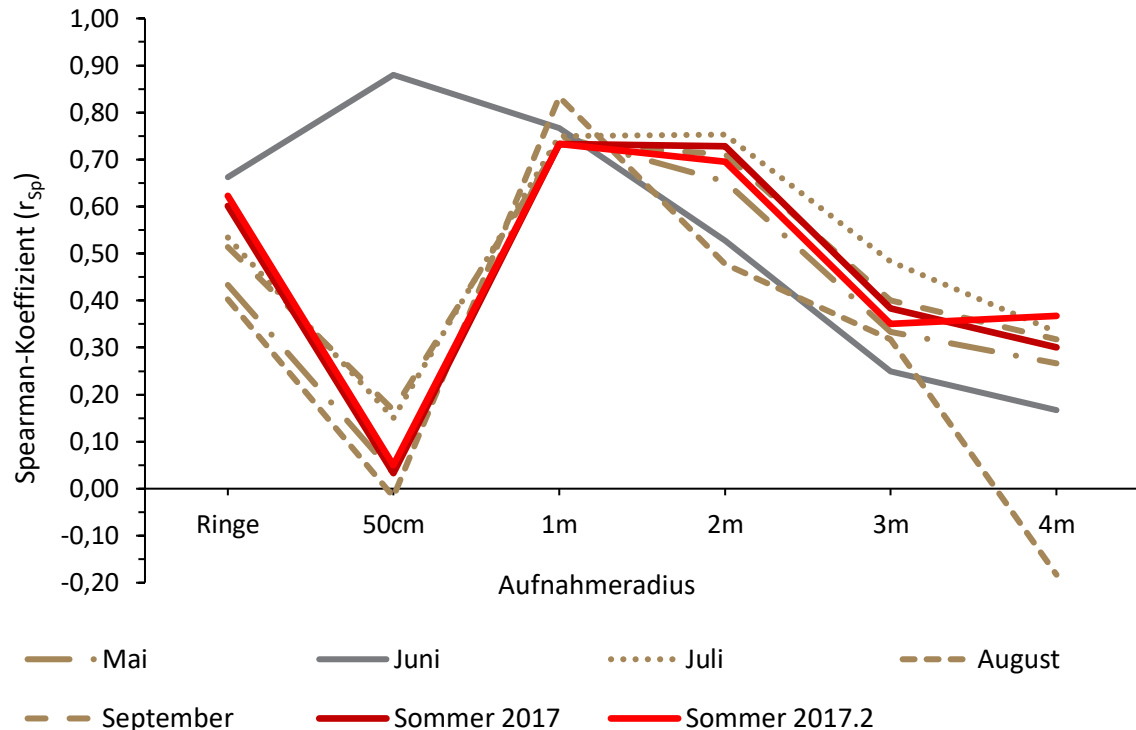


Abbildung 23: Spearman-Korrelation zwischen Bodenrespiration und Bedeckungsgrad ohne Baumschicht der neun Standorte zu unterschiedlichen Zeiträumen im Jahr 2017. Aufgetragen sind die Spearman-Koeffizienten (r_{sp}) gegen die Aufnahmeradien.

In der Abbildung 23 ist der berechnete Spearman-Koeffizient (r_{sp}) gegen die einzelnen Aufnahmeradien für die unterschiedlichen Zeitpunkte aufgetragen. Betrachtet werden die Standorte gemeinsam für die Monate Mai 2017 bis September 2017, wobei einerseits alle Monate zu „Sommer 2017“ und andererseits alle Monate mit Ausnahme von August und September zu „Sommer 2017.2“ zusammengefasst werden, da die Wetterbedingungen auf Grund starker Bewölkung in den beiden Monaten nicht optimal für eine Bodenrespirationsmessung waren.

Eine Auswirkung auf die Spearman-Koeffizienten war zwischen Sommer 2017 und Sommer 2017.2 nicht zu sehen.

Je näher der Koeffizient an der 1 liegt, desto stärker korrelieren Bodenatmung und Bedeckungsgrad mit einander. Positive Werte bedeuten, dass mit steigendem Bedeckungsgrad die Bodenrespiration ansteigt.

Für fast alle Fälle ergab sich eine positive Korrelation. Mit steigender Vegetationsdichte stieg auch die Bodenrespiration. Eine Ausnahme ist die Augustmessung für den Radius 4 m und 50 cm. Die Abbildung zeigt für alle Zeiträume bis auf den Monat Juni zwei Maxima des Spearman-Koeffizienten. Ein Maximum befand sich sowohl in der Distanz in den Ringen als auch im Aufnahmeradius 1 m. Zwischen den beiden Maxima lag der Koeffizient, bei einem Aufnahmeradius von 0,5 m, unter 0,2. Unabhängig von Zeitpunkt lag das höchste Maximum bei 1 m Radius ($r_{sp} \approx 0,75$). Für die höheren Radien nimmt die Korrelation wieder ab. Bei Betrachtung der p-Werte der berechneten Koeffizienten, zeigt sich, dass das Maximum in den Ringen signifikanter war als das Maximum bei 1 m (Tabelle 8).

Auffallend ist der Monat Juni. Hier erreicht der Spearman-Koeffizient bei einem Aufnahmeradius von 50 cm das Maximum. Dieser war aber mit einem p-Wert von über 0,05 nicht signifikant. Signifikant waren die Koeffizienten des kleinsten Aufnahmeradius, in den Ringen, und 1 m. Dies lässt darauf schließen, dass der Bedeckungsgrad der Vegetation sowohl innerhalb der Ringe als auch bis zu einer Entfernung von 1 m für die Ergebnisse der Messung der Bodenrespiration eine Bedeutung hatte.

Tabelle 8: Spearman-Korrelationen für die einzelnen Sommermonate, zusammengefasst als Sommer 2017 und Sommer 2017.2 ohne August und September. Angegeben sind der Spearman-Koeffizient (r_{sp}) und der p-Wert (* = signifikant).

Aufnahmeradius	Sommer 2017	Sommer 2017.2	Mai	Juni	Juli	August	September
Ring	0,433	0,663	0,535	0,402	0,514	0,601	0,623
p-Wert	0,024*	0,000*	0,004*	0,038*	0,006*	0,001*	0,001*
50cm	0,033	0,050	0,033	0,880	0,150	-0,017	0,167
p-Wert	0,948	0,912	0,948	0,067*	0,708	0,982	0,678
1m	0,733	0,733	0,750	0,767	0,750	0,833	0,733
p-Wert	0,031*	0,031*	0,025*	0,021*	0,025*	0,008*	0,031*
2m	0,728	0,695	0,653	0,527	0,753	0,477	0,711
p-Wert	0,026*	0,038*	0,057	0,145	0,019*	0,194	0,032*
3m	0,383	0,350	0,333	0,250	0,483	0,317	0,400
p-Wert	0,313	0,359	0,385	0,521	0,194	0,410	0,291
4m	0,300	0,367	0,267	0,167	0,333	-0,183	0,317
p-Wert	0,437	0,336	0,493	0,678	0,385	0,644	0,410

Um zu testen, ob nicht nur die gesamte Vegetationsdichte einen möglichen Einfluss auf die Bodenrespiration hat, sondern auch einzelne Arten, wurden mit Hilfe der Kreuztabellen die Pflanzen ausgewählt, die an allen neun Standorten in allen fünf Aufnahmeflächen bzw. in den Ringen vorkamen. Daraus ergaben sich die Arten *Avenella flexuosa* (Drahtschmiele), *Polytrichastrum formosum* (Schönes Widertonmoos), *Galium harcynium (saxatile)* (Harzer Labkraut) und *Luzula luzuloides* (Weiße Hainsimse). Die CCA ergab, dass weitere Arten mit der Bodenrespiration korrelierten. So wurden zusätzlich noch die Arten *Vaccinium myrtillus* (Heidelbeere), *Rubus idaeus* (Himbeere) und *Cytisus scoparius* (Besenginster) gewählt. Nicht alle ermittelten Arten aus der CCA konnten für eine Spearman-Korrelation herangezogen werden, da sie nicht ausreichend genug an allen Standorten und in allen Aufnahmeradien vorhanden waren. So konnte mit den drei gewählten Arten auch nur begrenzt eine Korrelation berechnet werden. Auch hier wurde eine Spearman-Korrelation zwischen dem Gesamtbedeckungsgrad der Arten und der Bodenrespiration durchgeführt (Abbildung 24) sowie ihr p-Wert berechnet (Tabelle 9). Auch hier gilt erneut, je näher die Koeffizienten an 1 liegen, desto stärker korrelieren Bodenatmung und Bedeckungsgrad miteinander. Positive Koeffizienten bedeuten, dass mit steigendem Bedeckungsgrad auch die Bodenatmung gestiegen ist.

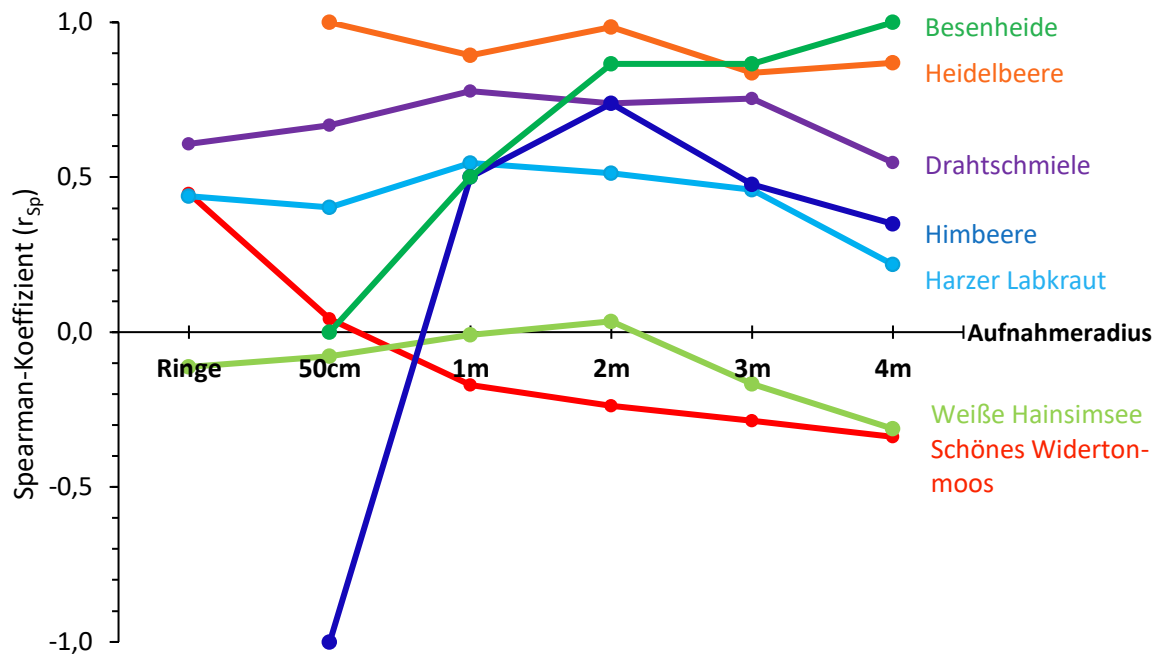


Abbildung 24: Spearman-Korrelation zwischen Bodenrespiration und Deckungsgrad der Arten *Avenella flexuosa* (Drahtschmiele), *Polytrichastrum formosum* (Schönes Widertonmoos), *Galium hircynium* (Harzer Labkraut), *Luzula luzuloides* (Weiße Hainsimse), *Vaccinium myrtillus* (Heidelbeere), *Rubus idaeus* (Himbeere) und *Calluna vulgaris* (Besenheide). Aufgetragen sind die Spearman-Koeffizienten (r_{sp}) gegen die Aufnahmeradien.

Tabelle 9: Spearman-Korrelationen für Sommer 2017. Angegeben sind der Spearman-Koeffizient (r_{sp}) und der p-Wert (* = signifikant) der Arten *Avenella flexuosa* (Drahtschmiele), *Polytrichastrum formosum* (Schönes Widertonmoos), *Galium hircynium* (Harzer Labkraut), *Luzula luzuloides* (Weiße Hainsimse), *Vaccinium myrtillus* (Heidelbeere), *Rubus idaeus* (Himbeere) und *Calluna vulgaris* (Besenheide).

Aufnahmeradius	Drahtschmiele	Schönes Widertonmoos	Harzer Labkraut	Weiße Hainsimse	Himbeere	Heidelbeere	Besenheide
Ring	0,608	0,448	0,438	-0,112			
p	0,001*	0,019*	0,022*	0,579			
50cm	0,667	0,043	0,402	-0,078	-1	1	0
p-Wert	0,050*	0,913	0,284	0,842	1	1	1
1m	0,778	-0,171	0,546	-0,009	0,5	0,894	0,5
p-Wert	0,014*	0,660	0,128	0,981	1	0,106	1
2m	0,738	-0,237	0,513	0,035	0,738	0,984	0,866
p-Wert	0,023*	0,539	0,158	0,928	0,262	0,106	0,333
3m	0,754	-0,286	0,460	-0,168	0,476	0,837	0,866
p-Wert	0,019*	0,456	0,213	0,665	0,234	0,038*	0,333
4m	0,547	-0,338	0,218	-0,312	0,35	0,869	1
p-Wert	0,127	0,374	0,572	0,414	0,395	0,011*	0,333

Die höchsten Koeffizienten in allen Aufnahmeradien wurden für die Heidelbeere errechnet. Die Werte lagen alle über 0,8. Signifikant waren die Koeffizienten für einen Aufnahmeradius von 3 m und 4 m. Die Bedeckungsgrade der Drahtschmiele korrelieren am zweithöchsten mit der Bodenrespiration (nur bei Radius = 4 m ist r_{sp} unter 0,6). Alle Koeffizienten, mit Ausnahme 4 m, sind signifikant (Tabelle 9).

Auch die Bedeckungsgrade des Harzer Labkrauts korrelierten gut mit der Bodenrespiration. Die Werte liegen jedoch nur noch knapp über 0,4 außer für 4 m. Bis auf den berechneten Koeffizienten für die Distanz innerhalb der Ringe waren alle nicht signifikant.

Die Besenheide wies eine stark negative Korrelation bei den Aufnahmeradien unter 0,5 m auf. Dies ist darauf zurück zu führen, dass die Besenheide in diesem Aufnahmeradius nur an drei Standorten vertreten war. Keiner der berechneten Koeffizienten konnte als signifikant angegeben werden, da die Art nicht an ausreichend vielen Standorten anzutreffen war. Gleiches gilt für die gefundenen Himbeeren.

Beim schönen Widertonmoos nahm die Korrelation mit größer werdendem Aufnahmeradius ab. Ab einem Aufnahmeradius von 1 m lag der Koeffizient im negativen Bereich und nimmt bei 4 m einen Wert von ca. -0,4 an. Das bedeutet, je geringer der Deckungsgrad war desto höher war die Respiration. Jedoch kann nur der Koeffizient für die Distanz in den Ringen als signifikant gewertet werden. Dies deutet darauf hin, dass das Moos in den Ringen respiriert. Der Spearman-Koeffizient für die Weiße Hainsimse lag in den Radien ≤ 2 m bei etwa 0 und erreichte eine maximale negative Korrelation bei einem Aufnahmeradius von 4 m ($r_{sp}=-0,312$). Alle Koeffizienten dieser Art waren nicht signifikant.

Reichstein et al. (2003) berichteten von einer Korrelation zwischen Bodenatmung und Blattflächenindex, so dass auch hier die Spearman-Korrelation zwischen den für alle Standorte ermittelten LAI-Werten und der Bodenrespiration berechnet wurden (Abbildung 25). Für die Berechnung wurden die Bodenrespirationswerte der neun untersuchten Standorte für die Monate Februar bis September 2017 herangezogen, wobei jeder Monat separat, gemittelt über das gesamte Jahr bzw. bis September, gemittelt für die Monate April bis September und nur für die Monate Mai bis Juli betrachtet wurden.

Ist der Koeffizient gleich 1 nimmt mit steigendem LAI die Bodenatmung zu. Bei einem Koeffizienten gleich -1 nimmt die Bodenatmung mit steigendem LAI ab.

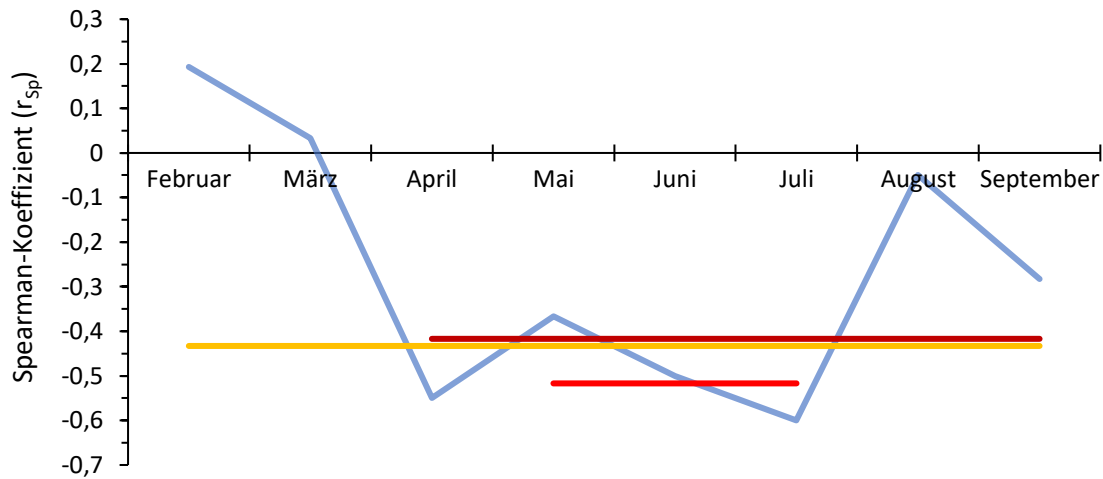


Abbildung 25: Spearman-Korrelation zwischen LAI und der Bodenrespiration aller Standorte zu unterschiedlichen Zeiträumen bzw. Monaten, Der Spearman-Koeffizient wurde für die Bodenrespiration jeden Monat einzeln (blau), gemittelt über das Jahr 2017 (gelb), gemittelt über den Sommer 2017 (hellrot) und gemittelt über den Sommer 2017 ohne September und August (hellrot) bestimmt.

Die berechneten Koeffizienten lagen hauptsächlich im negativen Bereich, demnach nahm mit kleinerem LAI die Bodenatmung zu. Dieses Ergebnis war zu erwarten, da der höchste LAI im Wald gemessen wurde, dieser aber die geringste Bodenrespiration hatte.

Der maximale negative Koeffizient wurde im Monat Juli erreicht ($r_{sp} \approx -0,6$). Der über das gesamte Jahr gemittelte Koeffizient unterschied sich kaum von dem der Mittelwerte der Bodenatmung über den Sommer von April bis September ($r_{sp} \approx -0,4$). Signifikant waren sowohl die Monate März und August als auch der Mittelwert über das Jahr 2017 und Sommer 2017 (Tabelle 10). Keine Korrelation zwischen Bodenatmung und LAI bestand bei den Monaten März und August ($r_{sp} = 0$).

Tabelle 10: Spearman-Koeffizienten (r_{sp}) und zugehörige p-Werte (* = signifikant) für die Korrelation zwischen Bodenrespiration und LAI.

	p-Wert	(r_{sp})
Februar	0,62	0,193
März	0,948	0,033
April	0,133	-0,55
Mai	0,336	-0,367
Juni	0,178	-0,5
Juli	0,097	-0,6
August	0,912	-0,05
September	0,463	-0,283
Jahr 2017	0,25	-0,433
Sommer 2017	0,27	-0,417
Sommer 2017.2	0,162	-0,517

Auf Grund der negativen Spearman-Koeffizienten, die aus hohen gemessenen LAI-Werten an den Waldstandorten entstanden, wurden in einem zweiten Ansatz die LAI-Werte der Waldstandorte nicht berücksichtigt. Zudem wurde erwartet, dass bei hohem LAI auch eine hohe Bodenrespiration gemessen werde (siehe hierzu auch Kapitel 3.2.6). Das Ergebnis aus dieser Überlegung ist in Abbildung 26 dargestellt. Die berechneten Koeffizienten lagen nun im positiven Bereich, sodass mit steigendem LAI auch die Bodenrespiration gestiegen war. Die höchste Korrelation wurde für den Monat August errechnet ($r_{sp} \approx 0,8$). Dieser Koeffizient war jedoch, wie alle anderen auch, nicht signifikant ($p=0,059$) (Tabelle 11).

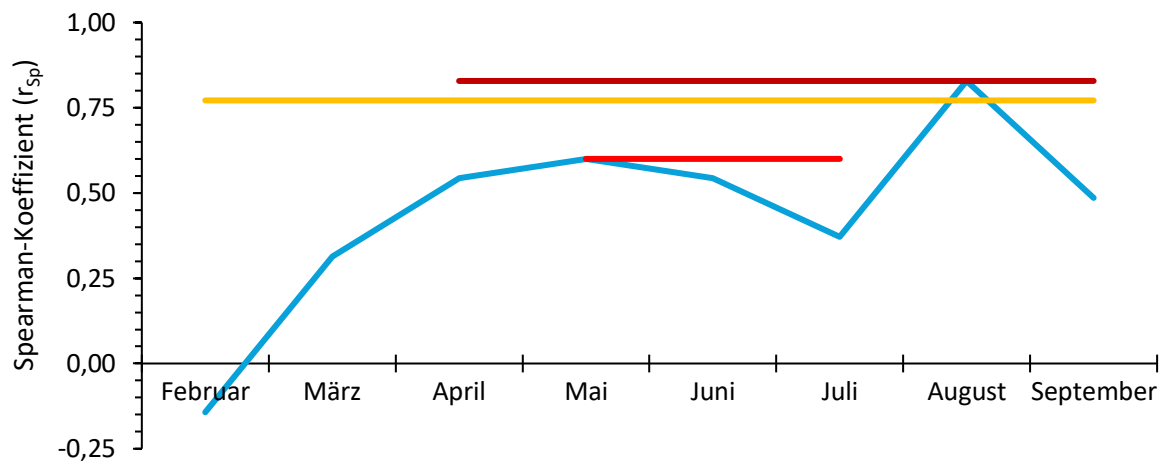


Abbildung 26: Spearman-Korrelation zwischen LAI und der Bodenrespiration der Standorte auf den Freiflächen zu unterschiedlichen Zeiträumen bzw. Monaten. Der Spearman-Koeffizient wurde für die Bodenrespiration jedes Monats einzeln (blau), gemittelt über das Jahr 2017 (gelb), gemittelt über den Sommer 2017 (hellrot) und gemittelt über den Sommer 2017 ohne September und August (hellrot) bestimmt.

Tabelle 11: Spearman-Koeffizienten (r_{sp}) und hinzugehörige p -Werte (* = signifikant) für die Korrelation zwischen Bodenrespiration und LAI.

	p-Wert	(r_{sp})
Februar	0,803	-0,14
März	0,564	0,31
April	0,297	0,54
Mai	0,242	0,60
Juni	0,297	0,54
Juli	0,497	0,37
August	0,058	0,83
September	0,356	0,49
Jahr 2017	0,103	0,77
Sommer 2017	0,058	0,83
Sommer 2017,2	0,242	0,60

4 Diskussion

Bodenrespiration wird unter anderem von den Faktoren Bodentemperatur, Bodenfeuchte, organischem Kohlenstoff und Rhizosphären-Atmung beeinflusst (Raich und Schlesinger 1992; Lloyd und Taylor 1994; Herbst et al. 2009). Diese Faktoren haben auch einen Einfluss auf die Pflanzen, die sich in einem Gebiet befinden oder dort ansiedeln. Aber auch umgekehrt haben Pflanzengemeinschaften einen großen Einfluss auf eben diese Faktoren. Die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaft und -vielfalt kann ausschlaggebend dafür sein, wie die Faktoren ausfallen (z.B. Beschattung, Zusammensetzung des anfallenden organischen Materials in den oberen Bodenhorizonten, Rhizosphärenatmung) und wie diese sich auf die Bodenrespiration auswirken können (Johnson et al. 2008). Ein künstlich hervorgerufenen oder natürliches Wegfallen von Pflanzengemeinschaften und -arten ändert die ökologischen Wechselwirkungen zwischen der (neu entstehenden) Pflanzengemeinschaft und den Umweltfaktoren.

Im Untersuchungsgebiet in der Eifel werden seit 2013 Bodenrespirationsmessungen, sowohl auf einer entforsteten Fläche als auch im noch vorhandenen Fichtenforst, durchgeführt. Die Besonderheit bei der entforsteten Fläche besteht darin, dass ein Teil von ihr zusätzlich von einem Gatter umfasst wurden, um die aufkommende Vegetation innerhalb vor Wildfraß zu schützen. Im Sommer 2017 fanden um neun der Messpunkte für die Bodenrespiration Vegetationsaufnahmen statt.

Zunächst wird auf die verwendeten Methoden eingegangen. Im Nachfolgenden wird auf die Entwicklung der Bodenatmung auf drei unterschiedlichen Flächen, innerhalb des Gatters (iG), außerhalb des Gatters (aG) und Wald (W), und ihrer jeweils drei Standorte (1-3) eingegangen. Dabei wird diskutiert, inwiefern es Anzeichen dafür gibt, dass die Vegetation sowie einzelne ausgewählte Arten die Bodenrespiration am Wüstebach beeinflussen. Auf weitere Faktoren, die sowohl die Pflanzen als auch die Bodenrespiration zusätzlich beeinflussen könnten, wird nur indirekt eingegangen, da sie in dieser Arbeit nicht direkt mit aufgenommen wurden. In einem weiteren Teil wird darüber diskutiert, inwiefern ein Gatter die Vegetation innerhalb und außerhalb verändert haben könnte und wie sich diese Veränderung möglicherweise auf die Bodenrespiration ausgewirkt haben könnte.

4.1 Methoden

Im Vorfeld der Studie wurde über die CO₂-Flüsse getestet wie homogen die ausgewählten Flächen innerhalb und außerhalb des Gatters sowie im Wald waren. Mit Hilfe der **Varianzanalyse** konnte gezeigt werden, dass sich die Standorte innerhalb ihrer Flächen ähnlich waren. Dabei wurde die Varianzanalyse dem t-Test vorgezogen, da bei einem Mehrfachvergleich die Fehlerwahrscheinlichkeit von 5 % auf 14 % ansteigen würde, die Nullhypothese abzulehnen. Mithilfe einer Bonferroni-Anpassung könnte dem entgegengewirkt werden. Allerdings würde diese eventuell dazu führen, dass wahre Mittelwertsunterschiede unentdeckt bleiben würden (Trempe 2005).

Die maximalen Aufnahmeflächen für die Vegetationsaufnahmen wurden mit Hilfe einer **Minimumareal-Kurve** bestimmt. Das Minimumareal ist an dem Punkt der Kurve erreicht, bei der sie abflacht. An diesem Punkt werden bei einer größeren Fläche nicht wesentlich mehr Arten aufgenommen (Dierschke 1994). Bei unterschiedlichen Vegetationstypen kann das Minimumareal schwanken und ist beispielsweise bei Wiesen kleiner als in Forstbeständen, da es von verschiedenen Faktoren abhängt. Diese Faktoren sind die Homogenität des Bestandes, der Artenreichtum der Pflanzengesellschaft und die Vegetationsverteilung im Gelände (Dierschke 1994). In dieser Arbeit ist zwischen den Vegetationstypen Wald und Freifläche kaum ein Unterschied bezüglich des Abflachens der Kurve zu erkennen. Somit war eine maximale Fläche von ca. 50 m² bzw. ein Aufnahmeradius von 4 m für eine ökologische Interpretation ausreichend. Lediglich die Kurven der Standorte, die sich auf der Freifläche außerhalb des Gatters befinden, flachten etwas früher ab als die der anderen Standorte. An der Interpretation der Ergebnisse ändert dieser Kurvenverlauf nichts (Abbildung 16).

Der **Blattflächenindex (LAI)** ist definiert als das Verhältnis der Blattfläche zur Bodenoberfläche (Watson 1947). Dieser Parameter ist unter anderem für die Abschätzung der Primärproduktivität natürlicher und bewirtschafteter Ökosysteme unerlässlich (Zarate-Valdez et al. 2012). Der LAI entspricht in krautigen Pflanzenbeständen mit flachgestellten Blättern einem Wert von 4–6, in Grasbeständen einem von 8–10 und in sommergrünen Wäldern einem von 3–12 (Larcher 1994). Daraus kann geschlossen werden, dass je mehr oberirdische Biomasse anzutreffen ist, desto höher ist auch der LAI. In Wäldern wird die Bodenfläche auch durch Stämme und Äste überdeckt, die bei optischen Messverfahren miterfasst werden. Für die Messung ist es von Vorteil, wenn kein schneller Wolkenwechsel am Himmel und kein

direkter Sonneneinfall stattfindet, sodass bei der Messung darauf geachtet wurde, dass eine leichte Bewölkung vorhanden war. Es kann davon ausgegangen werden, dass die ermittelten LAI-Werte den Literaturwerten entsprechen (Abbildung 20). Die etwas niedrigen Werte auf der Freifläche könnten damit zusammenhängen, dass es nicht möglich war, den Messstab ausreichend auf die Bodenoberfläche aufzulegen, sodass sich möglicherweise noch Blätter unterhalb des Stabes befanden.

Mit Hilfe der **Clusteranalyse und MRPP** wurde überprüft, ob sich die Standorte anhand der bestimmten Arten in ihre Flächen einordnen lassen.

Als Verknüpfungskriterium wurde bei der Clusteranalyse „farthest neighbour“ gewählt, wodurch das sogenannte Verkettungsphänomen verhindert wurde, das beim Verknüpfungskriterium „nearest neighbour“ (einfache Verknüpfung) bestanden hätte. Das Problem bei der einfachen Verknüpfung besteht darin, dass Gruppen anhand naheliegender Elemente gebildet werden, obwohl viele der anderen Elemente sehr weit entfernt liegen. Die vollständige Verknüpfung tendiert dagegen dazu, kompakte Cluster von ungefähr gleichen Durchmessern zu finden (Ottermanns 2017).

Die Übereinstimmungsstatistik der MRPP beschreibt die Homogenität innerhalb der Gruppe, verglichen mit der zufälligen Erwartung. Wenn alle Mitglieder einer Gruppe gleich sind, dann ist $A=1$ und erreicht somit den höchsten Wert (McCune et al. 2002). A entspricht Null, wenn die Heterogenität innerhalb der Gruppen der Erwartung durch Zufall entspricht. Wenn A kleiner Null ist, so ist mehr Heterogenität innerhalb der Gruppen, als durch Zufall zu erwarten ist. In der Gemeinschaftsökologie liegen die Werte für A meistens unter 0,1. Wird ein Wert von 0,3 berechnet, kann dieser als sehr hoch eingestuft werden. In den ermittelten Werten für A konnte bei den Vergleichen Wald (W) gegen eine der Flächen der Freifläche (iG oder aG) Werte um 0,1 berechnet werden, sodass sie als gut bewertet werden können. Der p-Wert ist nützlich, um zu bewerten, wie wahrscheinlich es ist, dass eine beobachtete Abweichung zufällig ist (McCune et al. 2002).

Generell kann zu den **statistischen Methoden** gesagt werden, dass die Anzahl der Standorte wahrscheinlich insgesamt zu gering gewählt war, bzw. diese innerhalb der Flächen zu inhomogen waren, sodass nicht immer signifikante Unterschiede zwischen den Standorten berechnet werden konnten. Im Rahmen dieser Arbeit war es allerdings nicht möglich, die Anzahl der Standorte zu erhöhen, da beispielsweise innerhalb des Gatters nur drei

Messpunkte der Bodenrespiration vorhanden waren. Auch konnte an der räumlichen Anordnung der Standorte nichts geändert werden, da die Messpunkte der Bodenflüsse fest installiert waren.

4.2 Zusammenspiel Bodenrespiration und Vegetation

In der Untersuchung der Bodenrespiration konnte gezeigt werden, dass die Bodenrespiration auf den beiden Untereinheiten der Freifläche (aG und iG) seit der Entfichtung stetig anstieg, wohingegen die Bodenrespiration der Waldfläche unverändert blieb (Abbildung 13). Höhere Werte der Bodenrespiration sind hierbei nicht unbedingt gleichbedeutend damit, dass die CO₂-Konzentration in der Atmosphäre zunimmt. In einer Untersuchung am Wüstebach konnte gezeigt werden, dass der Boden nach der Entfichtung zu einer CO₂-Quelle geworden war. Allerdings entwickelt sich diese Quelle erneut zu einer Senke für CO₂ (Ney et al. 2018). Das bedeutet, dass die erhöhte Bodenrespiration eher ein Zeichen dafür ist, dass über vermehrte Photosynthese mehr CO₂ in den Boden gelangt und die Bodenrespiration somit verstärkt wird.

An den Vergleichen der Kohlenstoffflüsse fiel auf, dass die Freifläche auch nach der Entfichtung leicht höhere Flüsse hatte als der Wald (Abbildung 13, Abbildung 14). Zu erwarten wäre gewesen, dass der Fluss zurück geht, da durch die Entfernung der Bäume der größte Teil der lebenden Wurzelbiomasse und damit die Ektomykorrhiza-Biomasse abgetötet wurde (Kulmala et al. 2014). Wahrscheinlich kompensiert hier allerdings die Zersetzung großer Mengen verfallener Wurzeln und Holzresten nach der Maßnahme die Verluste für die Wurzel- und Rhizosphärenatmung und führte sogar zu leicht höheren CO₂-Emissionen (Kulmala et al. 2014; Pumpanen et al. 2004). Die stark ansteigenden CO₂-Flüsse seit Sommer 2016 sind auf die Wurzelatmung der sukzessiv folgenden Pflanzen zurückzuführen (Kulmala et al. 2014). Es ist zu erwarten, dass die Bodenrespiration auf der Freifläche auch zukünftig höher sein wird als auf der Waldfläche. In einer Untersuchung unterschiedlicher Pflanzenbiome fanden Raich und Tufekciogul (2000) heraus, dass der Vegetationstyp die Bodenatmung verändert. Laubwälder, wie er am Wüstebach entstehen soll, zeigen daher eine höhere Bodenrespiration, als Nadelwälder. Des Weiteren konnte gezeigt werden, dass auch Graslandflächen höhere Bodenrespirationswerte als Nadelwälder haben. Die gleichbleibenden Werte der Bodenrespiration an den Waldstandorten (Abbildung 13, Abbildung 14) können mit dem Alter der Fichten zusammenhängen. Die Fichten auf der Waldfläche sind „ausgewachsen“, wodurch

sie sich in einem Gleichgewicht, bezüglich der CO₂-Aufnahme bzw. -Abgabe befinden (Knohl et al. 2003). Dies ist aber nicht gleich bedeutend damit, dass sie nicht mehr als CO₂-Senke fungieren (Ney et al. 2018; Knohl et al. 2003). Die Bodenrespiration hängt unter anderem auch von der Bodenfeuchtigkeit, Temperatur, Strahlung und weiteren Faktoren ab (Rustad et al. 2000). Die Fichten sorgen bezüglich dieser Parameter für recht konstante Bedingungen am Waldboden, während auf den Freiflächen die Umweltfaktoren viel stärker variieren können. So wurde die Freifläche nach der Entfichtung einer höheren Sonneneinstrahlung ausgesetzt, sodass die Bodentemperatur gestiegen ist und zu einem höheren CO₂-Fluss aus dem Boden geführt hat (Kulmala et al. 2014). Die aufgekommene Vegetation kann die Bodenrespiration dahingehend verändert haben, indem sie das Mikroklima und die Struktur des Bodens, die Menge des dem Boden zugeführten Detritus, die Qualität des Detritus und die Gesamtrate der Wurzelatmung ändert (Raich und Tufekciogul 2000).

Sowohl bei der Respiration im Wald als auch auf der Freifläche fielen in dieser Studie saisonale Unterschiede hinsichtlich Sommer- und Winter-Messungen auf (Abbildung 13). Aber auch innerhalb der Sommermonate konnten Schwankungen der Bodenrespiration festgestellt werden (Abbildung 15). Diese sind unter anderem auf den Einfluss der Temperatur auf die Bodenatmung zurück zu führen. Wildung et al. (1975) fanden heraus, dass die Bodenatmungsrate bei Temperaturen über 15 °C am optimalsten verläuft. Die Wurzelatmung hat hier eine entscheidende Rolle. So findet die höchste Wurzelatmung in den Sommermonaten bei warmen Temperaturen statt. In dieser Zeit trägt die Wurzelatmung typischerweise 50 % zur Bodenatmung bei (Franck et al. 2011; Ney et al. 2018). Im Jahr 2017 waren die wärmsten Monate der Juni und Juli, da der August und speziell der Messtag im August vergleichsweise kühl waren. So ist es nicht nur von Bedeutung, ob es sich generell um einen warmen oder kalten Standort handelt, sondern auch welche Temperaturen zum Zeitpunkt einer Messung herrschen. Am Messtag im August konnte weiterhin gezeigt werden, dass die Bodenrespiration auch durch die Lichtverhältnisse beeinflusst wurde, die in diesem Fall durch einen bedeckten Himmel mit gelegentlichem Regen nicht optimal waren. Die Lichtverhältnisse wirken sich auf die Photosyntheseleistung der Pflanzen aus, wobei letztere bei guten Lichtverhältnissen höher ist. Bei einer höheren Photosyntheseleistung wird mehr CO₂ aus der Atmosphäre aufgenommen und ein größerer Teil in Form von Kohlenstoffderivaten an den Boden weitergegeben (Ney et al. 2018). So ist es nicht verwunderlich, dass an den Messtagen im Juni und Juli 2017 die höchste Bodenrespiration auf

der Freifläche gemessen wurde, wohingegen die Bodenrespiration im Wald sehr ähnlich zu denen der anderen Messtage blieb. Neben den Temperaturen hatte womöglich auch der Entwicklungsstand der Pflanzen in den Monaten Juni und Juli sein Maximum erreicht (Flanagan und Johnson 2005). Anfang August 2017 sah die Freifläche bereits so aus wie im September 2016, wodurch die Photosynthese wahrscheinlich geringer ausfiel und weniger Bodenrespiration gemessen wurde. Dies basiert allerdings nur auf optischen Befunden, da keine Daten hierzu erhoben wurden.

Die Ellenberg-Zeigerwerte ergaben, dass die neun untersuchten Standorte kaum Unterschiede zueinander aufwiesen (Tabelle 18). Die größten Unterschiede bestanden in den Zeigerwerten für Lichtverhältnisse und Stickstoffkonzentration. Laut Ellenberg-Zeigerwerten lagen die Zeigerwerte für Licht auf der Freifläche höher, sodass eine erhöhte Sonneneinstrahlung zu höheren Bodenflüssen auf der Freifläche geführt hat. Die Zeigerwerte für Stickstoff lagen im Wald höher als auf der Freifläche. Wird davon ausgegangen, dass sich die Stickstoffmengen im Boden auf allen untersuchten Flächen vor der Entfichtung ähnelten, kann der entstandene Unterschied wahrscheinlich auf den Verlust der Pflanzendecke und die folgende Pflanzenentwicklung zurückzuführen sein. Der Verlust der Fichten führt zu einem Rückgang der Mykorrhizastrukturen (Kulmala et al. 2014). Des Weiteren nahmen die sich ansiedelnden Pflanzen mehr Stickstoff aus dem Boden auf (Kulmala et al. 2014), wodurch auf der Freifläche wahrscheinlich weniger Stickstoff zur Verfügung steht. Diese Schlussfolgerungen wurde nur aus den Ergebnissen der Ellenberg-Zeigerwerte gezogen. Ob die Stickstoffkonzentrationen im Boden auf der Freifläche wirklich geringer ist als im Wald müssen Bodenanalysen zeigen.

Dias et al. (2010) konnten in ihren Modellen zeigen, dass die durch den Artenreichtum zunehmende Biomasse einen Einfluss auf die Bodenrespiration hat. Die Biomasse wird in dieser Arbeit indirekt über den Bedeckungsgrad der Pflanzen wiedergegeben. Zwischen Bedeckungsgrad und Bodenrespiration konnten ebenfalls positive Korrelationen gezeigt werden. Unabhängig davon zu welcher Jahreszeit die Bodenrespiration gemessen wurde, spielte der Bedeckungsgrad in einem Aufnahmeradius von 1 m bis 2 m um den Messpunkt eine Rolle für die Bodenrespiration (Abbildung 23). Dieses Ergebnis passt zu den Ergebnissen von Dias et al. (2010) und konnte auf einen bestimmten Radius um einen Messpunkt spezifiziert werden. Ob der Radius eher bei 1 m oder 2 m liegt ist unter anderem davon abhängig wer die Vegetationsaufnahme vorgenommen hat, da es sich immer um eine

subjektive Entscheidung, trotz vorhandener Skala, handelt. Des Weiteren ist der Radius wahrscheinlich davon abhängig wie groß das Wurzelsystem ist, weil die Wurzeln in diesem Radius in den Messpunkt hineinwuchsen, sodass es in den Messringen zu einem höheren Bodenfluss gekommen ist.

Der hohe Spearman-Koeffizient innerhalb der Ringe ist durch eine Messdiskrepanz zu erklären. Einerseits soll nur die Bodenatmung gemessen werden, andererseits soll die Vegetation und damit die Bodenstruktur nicht gestört werden. Als Kompromiss wurde daher durch regelmäßige Beschneiden das Wachstum der Vegetation in den Ringen nur eingedämmt, um ein luftdichtes Schließen der Messkammern für die CO₂-Flüsse möglich zu machen. Das Pflanzenwachstum wurde aber nicht vollkommen verhindert. Dadurch wird die Pflanzenrespiration mit aufgezeichnet, wodurch es zu einem hohen positiven Spearman-Koeffizienten innerhalb der Ringe kommt. Sichtbar wurde dies auch am Beispiel des Schönen Widertonmoos in Abbildung 24. Die Art hatte nur in den Ringen einen recht hohen positiven Spearman-Koeffizienten, da die Art in den Ringen dominierte. Dies deckt sich mit der Erwartung, dass für die engstehenden kleinen Individuen kein großer Wurzelradius zu erwarten ist und könnte teilweise auf oberirdische Respiration des Moores zurückzuführen sein.

Die durchgeführten Korrespondenzanalysen lassen den Schluss zu, dass auch einzelne Pflanzenarten einen Einfluss auf die Bodenrespiration zu haben scheinen. Jandl et al. (2007) stellten fest, dass unterschiedliche Baumarten unterschiedliche Mengen Kohlenstoff aufnehmen und damit den Kohlenstofffluss beeinflussen. Aus dieser Annahme heraus wurden einzelne Arten in dieser Arbeit mit der Bodenrespiration in Beziehung gesetzt.

Über die kanonische Korrespondenzanalyse konnten einige Arten und Standorte, die mit der Bodenrespiration korrelierten, identifiziert werden (Abbildung 22). So trat hier besonders die Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*) hervor, da es sich bei ihr auch um die Art handelte, die mit am meisten von der Entfichtung profitiert hatte (Tabelle 3). Die hohe Etablierung wurde bereits von Hanssen (2003) in einem Keimungsexperiment nach einem Kahlschlag festgestellt. Weiterhin konnte in dem Experiment festgestellt werden, dass das vermehrte Auftreten der Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*), Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) und Rotstängelmoos (*Pleurozium schreberi*) das Aufkeimen anderer Arten vermindert haben. Dieses Ergebnis würde mit den hier in dieser Studie ermittelten Artzahlen zusammenpassen (Abbildung 16).

Der hohe Bedeckungsgrad des Besenginsters an Standort aG3 hängt wahrscheinlich mit dem sich daneben befindenden Wirtschaftsweg zusammen, der bereits vor der Entfichtung vorhanden war, sodass an diesem Standort bereits vor der Maßnahme ausreichende Wachstumsverhältnisse vorhanden waren, wodurch sich der Besenginster vorzeitig etablieren konnte.

Für die Korrelation bestimmter Arten mit der Bodenrespiration wurden die Arten aus der kanonischen Korrespondenzanalyse verwendet, die an möglichst vielen Standorten vertreten waren, um einen statistischen Test durchführen zu können. Bei den meisten der getesteten Arten ändern sich die Spearman-Koeffizienten mit dem Aufnahmeradius nicht oder nur wenig (Abbildung 24). Die höchsten Koeffizienten erzielten dabei die Drahtschmiele und die Heidelbeere ($r_{sp} \approx 0,7$; $r_{sp} \approx 0,8$). Die Drahtschmiele spielte eher in engeren Radien eine Rolle, wohingegen die Heidelbeere in den größeren Distanzen einen Einfluss hatte. Eine Ursache für dieses Ergebnis könnte auch hier das Wurzelsystem sein. Die Heidelbeere bildet unterirdische Triebe, die in die Messringe hineinwachsen können. Für die anderen Arten konnte keine genaue Aussage über den Einfluss getroffen werden, da die Signifikanz der Koeffizienten wahrscheinlich aufgrund einer zu geringen Stichprobenzahl nicht bestätigt werden konnte. Dennoch ist nicht ausgeschlossen, dass auch Arten, wie das Harzer Labkraut und die Besenheide, einen Effekt auf die Bodenrespiration haben konnten.

Wie bereits genannt zeichnet sich der Standort aG3 durch sein hohes Aufkommen an Besenginster sowie eine hohe Bodenrespiration aus. Inwieweit nur der Besenginster einen Einfluss auf die Bodenrespiration hat kann in dieser Arbeit nicht geklärt werden, da die Stichprobenzahl der Standorte, in denen Besenginster wächst, für weitergehende Analysen zu gering war. Der Besenginster scheint jedoch ein Grund dafür zu sein, warum an dem Standort nach der Entfichtung hohe Werte der Bodenatmung gemessen werden konnten (Tabelle 3, Abbildung 14, Abbildung 15).

Die relativ hohe Bodenrespiration an Standort aG2 zu Beginn der Messungen (Abbildung 14) könnte an der noch vorhandenen ausgewachsenen Erle gelegen haben, die dafür gesorgt hat, dass bereits unmittelbar nach der Entfichtung eine hohe Bodenrespiration an dem Standort vorhanden war, da die Bodenrespiration in der Umgebung von Laubbäumen höher ist als in der Umgebung von Nadelbäumen (Raich und Tufekciogul 2000). Warum die Werte in den darauffolgenden Jahren nicht gestiegen sind, kann nicht eindeutig geklärt werden. Die

Clusteranalyse gruppiert den Standort auf niedriger Ebene zu Standorten die eine höhere Bodenrespiration hatten. Lediglich durch die Korrespondenzanalysen kann darauf geschlossen werden, dass der Standort im Vergleich zu den anderen auf der Freifläche eine Sonderposition einnahm. Möglicherweise hängt dies mit der räumlichen Nähe zum Bach zusammen, sodass möglicherweise die Bodenfeuchtigkeit zu hoch war und die Bodenrespiration dadurch gehemmt wurde (Reichstein et al. 2003). In der kanonische Korrespondenzanalyse korreliert der Standort beispielsweise mit der Feuchtigkeit. Allerdings würde diese Vermutung eher zu Standort aG1 passen, der jedoch keine Hemmung der Bodenrespiration aufgrund seiner noch näheren räumlichen Lage zum Bach zeigte. Wie feucht die Böden tatsächlich waren konnte im Nachhinein nicht mehr geklärt werden, da die Wartung der Feuchtigkeitssensoren in unmittelbarer Nähe hinterher hing.

In dieser Arbeit konnte gezeigt werden, dass einzelne Arten bei der Auswertung der Bodenrespiration eine Rolle spielen können. Unterstützt wird diese Aussage durch eine Analyse von Johnson et al. (2008), die ergab, dass die Bodenatmung durch die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaft angetrieben wurde. Sie haben die oberirdische Pflanzenbiomasse und Wurzeldichte als Kovariate in die Analyse einbezogen, wobei kein Einfluss auf die Bodenatmung festgestellt wurde. Dieses Ergebnis ist wichtig, weil es darauf hindeutet, dass der Verlust bestimmter Arten den größten Einfluss auf die Bodenatmung hat und nicht die Veränderungen der biologischen Vielfalt an sich. Zusammenhängen kann dies wiederum damit, dass Pflanzen mit unterschiedlichen Photosynthesemustern unterschiedliche Mengen und Arten von Wurzelexsudaten produzieren, die die Bodenrespiration beeinflussen (Chen et al. 2016).

4.3 Auswirkung eines Gatters auf Pflanzen und Bodenrespiration

Das angebrachte Wildschutzgatter scheint, gemessen an der Bodenrespiration der einzelnen Monate im Sommer 2017 an den untersuchten Standorten, nur einen geringen Einfluss auf die Bodenrespiration zu haben (Abbildung 15). Dennoch zeigten die Auswertung der CO₂-Flüsse, dass die Bodenrespiration außerhalb des Gatters langsamer anstieg als innerhalb (Abbildung 14). Eine Ausnahme ist hier der Standort aG3, der sich wie bereits erwähnt durch einen hohen Bedeckungsgrad durch den Besenginster auszeichnete.

Van der Wal und Brooker (2004) fanden bei ihren Untersuchungen in arktischen Systemen heraus, dass Weidegänger die Tiefe des Moores verringern, sodass die Bodentemperatur ansteigt. Dies wiederum kann die Häufigkeit der Gefäßpflanzen und die Zusammensetzung der Gemeinschaft beeinflussen, weil durch die Bodenerwärmung das Wachstum von Gräsern gefördert wird.

Entgegen dieser Aussage, hat der Wildschutz auf die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaft in dieser Studie keinen Einfluss, sodass die beiden Untereinheiten der Freifläche nicht eindeutig über die Pflanzensoziologie voneinander getrennt werden konnten. Für beide Flächen wurde die Assoziation *Avenelletum flexuosae* bestimmt. Dies ist nicht verwunderlich, da beiden Flächen das gleiche Potential hatten, aus dem sich eine neue Pflanzengesellschaft entwickeln konnte.

Feuchte-liebende Pflanzen deuten allerdings auf einen Unterschied zwischen den Freiflächen hin (Tabelle 3). Mit Hilfe der Ellenberg-Zeigerwerte, sowohl gewichtet als auch ungewichtet (Abbildung 17, Abbildung 29), konnte gezeigt werden, dass sich diese Pflanzengruppe nicht auf den Zeigerwert für Feuchtigkeit auswirkten, sodass sich die Standorte der Freifläche außerhalb des Gatters hinsichtlich ihrer Feuchtigkeit von den Standorten innerhalb des Gatters nicht unterscheiden.

Durch die Aufnahme der Pflanzen an den Standorten konnte gezeigt werden, dass die meisten Arten außerhalb des Gatters (aG) gefunden wurden und die wenigsten innerhalb des Gatters (iG) (Abbildung 16). Diversitätsexperiment im Grünland haben gezeigt, dass vielfältigere Pflanzengemeinschaften produktiver sind, was zu höheren Kohlenstoffflüssen in den Boden führt (Dias et al. 2010). Höhere Kohlenstoffflüsse in den Böden hätten zur Folge, dass auch höhere CO₂-Flüsse aus dem Boden gemessen werden können. In dieser Arbeit wurden die höheren Kohlenstoffflüsse aus den Böden jedoch innerhalb des Gatters (iG) gemessen, wo weniger Arten zu finden waren. Es konnte daher kein Zusammenhang zwischen der Artenvielfalt und der Bodenrespiration festgestellt werden.

In Feldversuchen mit Grünlandpflanzengemeinschaften konnte gezeigt werden, dass Pflanzenfresser oft, aber nicht immer, die Pflanzenvielfalt erhöhen (Olf und Ritchie 1998). Dieses Resultat von Olf und Ritchie (1998) würden erklären, warum in dieser Studie außerhalb des Gatters mehr Arten zu finden waren als innerhalb (Abbildung 16).

Unterstützt wird die Aussage durch die Ergebnisse eines 7-jährigen Feldversuchs. An sieben Grünlandstandorten in Nordamerika und Europa wurden die Auswirkungen von Pflanzenfressern unterschiedlicher Körpergröße auf den Artenreichtum der Pflanzen untersucht. Es wurde gezeigt, dass große Pflanzenfresser die Pflanzenvielfalt bei höherer Produktivität erhöhten, aber bei geringer Produktivität reduzierten, während kleine Pflanzenfresser keine konsistenten Effekte hatten (Bakker et al. 2006). Auch wenn Bakker et al. (2006) gezielt Wild auf die untersuchten Flächen gesetzt haben, liefern ihre Ergebnisse eine mögliche Ursache warum die Artenvielfalt außerhalb des Gatters höher lag als innerhalb.

Auch Wu et al. (2009) haben in ihrer Untersuchung zur Beweidung von Graslandflächen gezeigt, dass Zäune, die zum Schutz der Graslandgemeinschaft vor Beweidung aufgestellt wurden, zu einer Reduzierung der Artenvielfalt geführt haben.

Die Ursache warum die Artenanzahl an Standort aG3 bei einer Aufnahme­fläche von ca. 50 m² gleich mit der auf der Freifläche innerhalb war, hängt vermutlich an dem Wirtschaftsweg, durch den sich das Wild nicht länger in der unmittelbaren Nähe aufhielt.

Obwohl die Fläche außerhalb des Gatters mehr Arten aufwies als die Fläche innerhalb (Abbildung 16), konnte anhand der gefundenen Arten kein eindeutiger Unterschied zwischen den beiden Flächen der Freifläche festgestellt werden. Diese Aussage wird sowohl durch die Ergebnisse der Clusteranalyse (Abbildung 18), da die Freifläche erst auf höchster Ebene zusammengefügt wurden, als auch durch das „Multi-response Permutation Procedures“ (MRPP) (Tabelle 4) bestätigt, die zeigte, dass unsere a priori eingeteilten Untereinheiten (iG und aG) der Freifläche sich nicht unterschieden. Bei der MRPP zeigte der Vergleich der Flächen innerhalb und außerhalb des Gatters wurden für A Werte unter Null berechnet, sodass hieraus geschlossen werden kann, dass sich die Flächen nicht unterscheiden. Somit konnte sowohl anhand der Clusteranalyse als auch anhand der MRPP kein signifikanter Einfluss des Gatters festgestellt werden (Abbildung 18, Tabelle 4).

Auch die Korrespondenzanalysen (Abbildung 19; Abbildung 31-34) bestätigen, dass es anhand der Pflanzen und Bedeckungsgrade kaum Unterschied zwischen den Flächen innerhalb und außerhalb des Gatters gab. Lediglich Standort aG3 unterschied sich, laut zweiter Ordinationsachse im Aufnahmeradius 3 m und 4 m, von den anderen Standorten (Abbildung 19, Abbildung 33). Wie im Kapitel zuvor bereits erwähnt, ist dies der Standort, an dem wahrscheinlich bereits vor der Maßnahme Besenginster etabliert war. Der bereits

angesprochene Standort aG2, an dem sich vor der Entfichtung eine Erle befand, kann über die aufgenommenen Pflanzen nur geringfügig von den übrigen Standorten abgetrennt werden. Dies hängt unter anderem damit zusammen, dass sich besagte Erle nicht innerhalb des Aufnahmeradius befindet.

Ein anderes Ergebnis konnte durch die gemessenen LAI-Werte erzielt werden. Der LAI war wie zu erwarten im Wald höher als auf der Freifläche (Abbildung 20). Laut dem gemessenen LAI besteht ein geringer Unterschied zwischen den Flächen innerhalb und außerhalb des Gatters (iG und aG). Dies würde den Ergebnissen von Wu et al. (2009) widersprechen, die in ihrer Untersuchung zur Beweidung von Graslandflächen gezeigt haben, dass Zäune, die zum Schutz der Graslandgemeinschaft vor Beweidung aufgestellt wurden, die Produktivität der oberirdischen Vegetation deutlich verbesserten, aber den Bedeckungsgrad der Pflanzen reduzieren. Eine verringerte Pflanzenbedeckung im geschützten Bereich durch das Gatter hätte Auswirkungen auf den LAI, sodass er im Gatter niedriger sein müsste als außerhalb des Gatters. Hier in dieser Arbeit lag der LAI innerhalb des Gatters höher als außerhalb.

Dadurch, dass der LAI Rückschlüsse auf die Primärproduktion (Photosynthese) erlaubt (Zarate-Valdez et al. 2012; Reichstein et al. 2003) und diese wiederum die Bodenrespiration mit beeinflusst (Chen et al. 2016; Högberg et al. 2001), kann der LAI einen Einfluss auf die Bodenrespiration haben. Die Korrelation zwischen LAI und der Bodenrespiration zeigte in dieser Arbeit, dass die Bodenrespiration mit dem LAI zunimmt (Abbildung 26). Das bedeutet auch, dass die Biomasse auf der Freifläche innerhalb des Gatters auch höher sein musste als außerhalb, da innerhalb des Gatters die höheren Bodenrespirationswerte und höherer LAI gemessen wurde.

Somit besteht ein Zusammenhang zwischen dem Schutz der Biomasse durch ein Gatter und damit auch mit der Bodenrespiration.

4.4 Fazit und Ausblick

In dieser Studie konnte die Hypothese, dass im Untersuchungsgebiet am Wüstebach ein Einfluss durch die Vegetation auf die Bodenrespiration besteht, bestätigt werden. Auch konnte gezeigt werden, dass einzelne Arten einen größeren Einfluss auf die Bodenrespiration hatten als andere Arten. Hier trat besonders die Drahtschmiele zum Vorschein, da sie zu den Arten zählte, die am stärksten von der Entfichtungsmaßnahme profitiert hatte.

Neben dem Einfluss einzelner Arten konnte durch die Artenaufnahme in verschiedenen großen Flächen um einen Messpunkt der Bodenrespiration gezeigt werden, dass die Arten in 1 bis 2 m Abstand zu den Messpunkten die Bodenflüsse variieren lassen konnten. Es wurde vermutet, dass dies unter anderem auf den unterschiedlichen Aufbau der Wurzelsysteme der Pflanzen zurückzuführen sei.

Da sich das Untersuchungsgebiet innerhalb eines Nationalparks befindet und an den Messpunkten der Bodenrespiration diese auch zukünftig weiter gemessen werden soll, war es im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich diese Vermutung genauer zu untersuchen, da die Bodenoberfläche nicht zerstört werden sollte. Gleiches gilt für die Bestimmung der oberirdischen Biomasse. Ein Abernten der Pflanzen hätte hier zur Folge, dass zukünftig gemessene Bodenflüsse verfälscht werden würden. Das Ziel der Arbeitsgruppen am Wüstebach ist es jedoch diese Flüsse auch zukünftig weiterhin zu messen.

Der aufgenommene Bedeckungsgrad und der gemessene Blattflächenindex haben als Ersatzparameter für die Biomasse in dieser Arbeit ausgereicht. Allerdings konnte gezeigt werden, dass die Biomasse nicht unbedingt mit der Bodenrespiration korrelieren musste. Die Fichten haben dafür gesorgt, dass die Biomasse im Wald höher war als auf der Freifläche. Dies wiederum hängt auch mit dem Entwicklungsstadium der Pflanzen zusammen, da die Freifläche insgesamt dynamischer war: viel Biomasse wird gebildet und stirbt wieder ab und wird schnell umgesetzt.

Insgesamt hat diese Studie gezeigt, dass neben den untersuchten Faktoren Temperatur und Bodenfeuchtigkeit auch die umliegende Vegetation verschiedene Ergebnisse der Bodenrespiration erklären kann und dass diese in zukünftige Studien miteinbezogen werden sollte. Der mögliche Umkreis um Messpunkte kann sich allerdings zukünftig ändern, da Bäume größere Wurzelsysteme besitzen, die die Messungen der Bodenrespiration beeinflussen könnten.

Eine weitere Aufgabe dieser Untersuchung bestand darin, den Einfluss des Wildschutzgatters auf die Vegetation und Bodenatmung festzustellen. Das Gatter ist damals angebracht worden, um die innenliegende Vegetation vor Wildfraß zu schützen.

Obwohl in dieser Arbeit kein eindeutiger Einfluss des Gatters über die Vegetationsaufnahme festzustellen war, wie Clusteranalysen, MRPP und Korrespondenzanalysen gezeigt haben, konnte dennoch ein Unterschied, wenn auch kein signifikanter, hinsichtlich der Bodenatmung festgestellt werden. Auch die Artenzahl und die Messungen zum Blattflächenindex zeigen einen Unterschied zwischen den Flächen.

Der Vergleich der Ergebnisse dieser Studie mit anderen hat gezeigt, dass dieser Schutz tatsächlich bestand. Grundsätzlich ist die Anbringung eines Gatters jedoch fraglich bzw. es kommt ganz darauf welches Ziel mit diesem Gatter verfolgt werden soll. Soll eine Zunahme der Biomasse erreicht werden oder sollen Keimlinge und Jungpflanzen bestimmter Arten geschützt werden, so sollte das entsprechende Gebiet mit einem Gatter versehen werden. Soll hingegen die Artenvielfalt auf einer Fläche erhöht werden, so sollte auf die Anbringung eines Gatters verzichtet werden, da durch den Wildfraß zusätzlich Druck auf die Pflanzen ausgeübt wird. Für das eingezäunte Gebiet am Wüstebach bedeutet dies, dass zukünftig überlegt werden könnte, ab wann die Jungpflanzen, die sich im Gebiet ansiedeln sollen keinen Schutz mehr bedürfen um die Artenvielfalt möglicherweise zu erhöhen.

Inwiefern das Gatter den Kohlenstofffluss zwischen Boden und Atmosphäre verändert hat, konnte nicht ganz geklärt werden. Die höheren LAI Werte und Bedeckungsgrade innerhalb des Gatters lassen zwar den Schluss zu, dass durch die höhere Biomasse auch die Bodenatmung gestiegen ist, jedoch kann nicht geklärt werden ob sich der Boden innerhalb des Gatters zu einer größeren Kohlenstoffsene als der Boden außerhalb entwickelt haben könnte. Wäre dies der Fall, so könnten beispielsweise nach Entwaldungen die betroffenen Flächen eingezäunt werden, um den Zeitraum in dem der Boden als Kohlenstoffquelle fungiert, zu minimieren.

In fortführenden Experimenten zu dieser Arbeit könnten Pflanzenversuche im Gewächshaus oder in Mesokosmen durchgeführt werden, in denen die in dieser Arbeit bestimmten Pflanzenarten sowohl in Gemeinschaften als auch Monokulturen gepflanzt werden, um ein besseres Verständnis für die Ergebnisse dieser Arbeit zu erhalten.

Ein detailliertes mechanistisches Verständnis der biotischen Kontrolle der Bodenatmung ist erforderlich, um Modelle des CO₂-Austauschs zwischen Boden und Atmosphäre zu verbessern. Es besteht weiterhin die Notwendigkeit, Wege des unterirdischen

Kohlenstoffflusses in Pflanzengemeinschaften zu identifizieren und zu quantifizieren, um ein mechanistisches Verständnis dieser Ergebnisse zu erhalten. Studien, die sich mit der Zusammensetzung der Vegetation und der Bedeutung einzelner Arten und ihrem Einfluss auf die Bodenatmung befassen, verdienen daher weiterer Aufmerksamkeit.

Literaturverzeichnis

- (1) Akburak, S.; Makineci, E. (2016): Thinning effects on soil and microbial respiration in a coppice-originated *Carpinus betulus* L. stand in Turkey. In: *iForest* 9 (5), S. 783–790. DOI: 10.3832/ifor1810-009.
- (2) Baatz, R.; Bogen, H. R.; Hendricks Franssen, H.-J.; Huisman, J. A.; Montzka, C.; Vereecken, H. (2015): An empirical vegetation correction for soil water content quantification using cosmic ray probes. In: *Water Resour. Res.* 51 (4), S. 2030–2046. DOI: 10.1002/2014WR016443.
- (3) Bakker, E. S.; Ritchie, M. E.; Olff, H.; Milchunas, D. G.; Knops, J. M. H. (2006): Herbivore impact on grassland plant diversity depends on habitat productivity and herbivore size. In: *Ecology letters*, S. 780–788. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2006.00925.x.
- (4) Bogen, H. R.; Herbst, M.; Huisman, J. A.; Rosenbaum, U.; Weuthen, A.; Vereecken, H. (2010): Potential of Wireless Sensor Networks for Measuring Soil Water Content Variability. In: *Vadose Zone Journal* 9 (4), S. 1002. DOI: 10.2136/vzj2009.0173.
- (5) Bond-Lamberty, B.; Wang, C.; Gower, Stith T. (2004): A global relationship between the heterotrophic and autotrophic components of soil respiration? In: *Global Change Biol* 10 (10), S. 1756–1766. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2004.00816.x.
- (6) Chen, J.; Wang, Q.; Li, M.; Liu, F.; Li, W. (2016): Does the different photosynthetic pathway of plants affect soil respiration in a subtropical wetland? In: *Ecology and evolution* 6 (22), S. 8010–8017. DOI: 10.1002/ece3.2523.
- (7) Chen, J. M.; Rich, P. M.; Gower, S. T.; Norman, J. M.; Plummer S. (1997): Leaf area index of boreal forests: Theory, techniques, and measurements.
- (8) Delta-T Devices Ltd (2013): Sunscan - Canopy Analysis System - SS1. Hg. v. Delta-T Devices Ltd. Online verfügbar unter https://www.delta-t.co.uk/wp-content/uploads/2016/10/SS1-DS-8_LR.pdf, zuletzt geprüft am 13.03.2018.
- (9) Dias, A. T. C.; van Ruijven, J.; Berendse, F. (2010): Plant species richness regulates soil respiration through changes in productivity. In: *Oecologia* 163 (3), S. 805–813. DOI: 10.1007/s00442-010-1569-5.
- (10) Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Stuttgart: Ulmer (UTB für Wissenschaft Große Reihe Botanik, Ökologie, Agrar- und Forstwissenschaften, 8078).
- (11) Dwersteg, D. (2011): Spatial and temporal variability of soil CO₂ efflux in a spruce-dominated forest in the Eifel National Park, Germany. Dissertation.
- (12) Eissenstat, D. M.; Yanai, R. D. (1997): The Ecology of Root Lifespan. In: *Advances in Ecological Research* (27), S. 1–276.
- (13) Ellenberg, H.; Leuschner, C.; Dierschke, H. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht ; 203 Tabellen. 27 Zeigerwerte der Pflanzen Mitteleuropas. 6., vollst. neu bearb. und stark erw. Aufl. Stuttgart: Ulmer (UTB Botanik, Ökologie, Agrar- und Forstwissenschaften, Geographie, 8104).
- (14) Etmann, M. (2009): Dendrologische Aufnahmen im Wassereinzugsgebiet Oberer Wüstebach anhand verschiedener Mess- und Schätzverfahren.
- (15) Flanagan, L. B.; Johnson, B. G. (2005): Interacting effects of temperature, soil moisture and plant biomass production on ecosystem respiration in a northern temperate grassland. In: *Agricultural and Forest Meteorology* (130), S. 237–253. Online verfügbar unter <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2005.04.002>.

- (16) Franck, N.; Morales, J. P.; Arancibia-Avenidaño, D.; Cortázar, V. G. de; Perez-Quezada, J. F.; Zurita-Silva, A.; Pastenes, C. (2011): Seasonal fluctuations in *Vitis vinifera* root respiration in the field. In: *The New phytologist* 192 (4), S. 939–951. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2011.03860.x.
- (17) Gill, R. A.; Jackson, R. B. (2000): Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems. In: *New Phytologist* 147 (1), S. 13–31. DOI: 10.1046/j.1469-8137.2000.00681.x.
- (18) Graf, A.; Klosterhalfen, A.; Ney, P.; Pick, K.; Esser, O. (2013-2017): Fotos vom Untersuchungsgebiet am Wüstebach.
- (19) Graf, A.; Weihermüller, L.; Huisman, J. A.; Herbst, M.; Bauer, J.; Vereecken, H. (2008): Measurement depth effects on the apparent temperature sensitivity of soil respiration in field studies. In: *Biogeosciences* 5 (5), S. 1175–1188. DOI: 10.5194/bg-5-1175-2008.
- (20) Grand, S.; Rubin, A.; Verrecchia, E. P.; Vittoz, P. (2016): Variation in Soil Respiration across Soil and Vegetation Types in an Alpine Valley. In: *PloS one* 11 (9). DOI: 10.1371/journal.pone.0163968.
- (21) Gruber, F. (1994): Morphology of coniferous trees: Possible effects of soil acidification on the morphology of Norway spruce and Silver fir. In: *Effects of acid rain on forest processes*. Ed. A. Hüttermann, S. 265–324.
- (22) Hagedorn, F. (2003): Böden - Große Speicher, kleine Senken für CO₂. In: *Infoblatt Forschungsbereich Wald* (15), S. 4–5.
- (23) Hanson, P. J.; Edwards, N. T.; Garten, C. T.; Andrews, J. A. (2000): Separation root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. In: *Biogeochemistry* 48 (1), S. 115–146. DOI: 10.1023/A:1006244819642.
- (24) Hanssen, K. H. (2003): Natural regeneration of *Picea abies* on small clear-cuts in SE Norway. In: *Forest Ecology and Management* 180 (1-3), S. 199–213. DOI: 10.1016/S0378-1127(02)00610-2.
- (25) Hendrick, R. L.; Pregitzer, K. S. (1993): The dynamics of fine-root length, biomass, and nitrogen content in two northern hardwood ecosystems. Hendrick RL, Pregitzer KS (1993) The dynamics of fine-root length, biomass, and nitrogen content in two northern hardwood ecosystems. *Can J For Res* 23:2507–2520. In: *Canadian Journal of Forest Research* (23), S. 2507–2520.
- (26) Herbst, M.; Prolingheuer, N.; Graf, A.; Huisman, J. A.; Weihermüller, L.; Vanderborght, J. (2009): Characterization and Understanding of Bare Soil Respiration Spatial Variability at Plot Scale. In: *Vadose Zone Journal* 8 (3), S. 762. DOI: 10.2136/vzj2008.0068.
- (27) Högberg, P.; Nordgren, A.; Buchmann, N.; Taylor, A. F.; Ekblad, A.; Högberg, M. N. et al. (2001): Large-scale forest girdling shows that current photosynthesis drives soil respiration. In: *Nature* (6839), S. 789–792. DOI: 10.1038/35081058.
- (28) IPCC (2000): Guidance Papers on the Cross Cutting Issues of the Third Assessment Report of the IPCC.
- (29) IPCC (2001): Synthesis report. A contribution of Working Groups I, II and III to the third assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Hg. v. R.T Watson. eds. Cambridge University Press, United Kingdom.
- (30) IPCC (2013): Climate Change 2013: The physical science basis. Summary for policymakers. Working Group I contribution to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change.
- (31) Jackson, R. B.; Mooney, H. A.; Schulze, E.-D. (1997): A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* (94), S. 7362–7366.
- (32) Jandl, R.; Lindner, M.; Vesterdal, L.; Bauwens, B.; Baritz, R.; Hagedorn, F. et al. (2007): How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? In: *Geoderma* 137 (3-4), S. 253–268. DOI: 10.1016/j.geoderma.2006.09.003.

- (33) Jia, S.; McLaughlin, N. B.; Gu, J.; Li, X.; Wang, Z. (2013): Relationships between root respiration rate and root morphology, chemistry and anatomy in *Larix gmelinii* and *Fraxinus mandshurica*. In: *Tree physiology* 33 (6), S. 579–589. DOI: 10.1093/treephys/tpt040.
- (34) Johnson, D.; Phoenix, G. K.; Grime, J. P. (2008): Plant community composition, not diversity, regulates soil respiration in grasslands. In: *Biology letters* 4 (4), S. 345–348. DOI: 10.1098/rsbl.2008.0121.
- (35) Knohl, A.; Schulze, E.-D.; Kolle, O.; Buchmann, N. (2003): Large carbon uptake by an unmanaged 250-year-old deciduous forest in Central Germany. In: *Agricultural and Forest Meteorology* (118), S. 151–167. Online verfügbar unter [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(03\)00115-1](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(03)00115-1).
- (36) Kulmala, L.; Aaltonen, H.; Berninger, F.; Kieloaho, A.-J.; Levula, J.; Bäck, J. et al. (2014): Changes in biogeochemistry and carbon fluxes in a boreal forest after the clear-cutting and partial burning of slash. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 188, S. 33–44. DOI: 10.1016/j.agrformet.2013.12.003.
- (37) Lehmkuhl, F.; Loibl, D.; Borchardt, H. (2012): Geomorphological map of the Wüstebach (Nationalpark Eifel, Germany)—an example of human impact on mid-European mountain areas. In: *Journal of Maps* 6 (1), S. 520–530. DOI: 10.4113/jom.2010.1118.
- (38) Lepš, J.; Šmilauer, P. (2003): Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO. Cambridge: Cambridge University Press. Online verfügbar unter www.cambridge.org/9780521814096.
- (39) Li, W.; Bai, Z.; Jin, C.; Zhang, X.; Guan, D.; Wang, A. et al. (2017): The influence of tree species on small scale spatial heterogeneity of soil respiration in a temperate mixed forest. In: *The Science of the total environment* 590-591, S. 242–248. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.229.
- (40) LICOR (Hg.) (2017): LI-8100A | Exploring the analyzer control unit. Online verfügbar unter https://www.licor.com/env/help/8100/Content/LI-8100/topics/analyzer_control_unit.html, zuletzt aktualisiert am 11.01.2017, zuletzt geprüft am 19.10.2017.
- (41) Lloyd, J.; Taylor, J. A. (1994): On the Temperatur Dependence of Soil Respiration. In: *British Ecological Society* (3), S. 315–323.
- (42) Lüder, R. (2017): Grundkurs Pflanzenbestimmung. Eine Praxisanleitung für Anfänger und Fortgeschrittene. 8., korrigierte und aktualisierte Auflage. Wiebelsheim: Quelle & Meyer Verlag (Quelle & Meyer Bestimmungsbücher).
- (43) McCune, B.; M. J. Mefford (2016): PC-ORD. Multivariate Analysis of. Version 7. Gleneden Beach, Oregon, USA.
- (44) McCune, Bruce; Grace, James B.; Urban, Dean L. (2002): Analysis of ecological communities. Gleneden Beach, Or.: MjM Software Design.
- (45) Metcalfe, D. B.; Fisher, R. A.; Wardle, D. A. (2011): Plant communities as drivers of soil respiration. Pathways, mechanisms, and significance for global change. In: *Biogeosciences* 8 (8), S. 2047–2061. DOI: 10.5194/bg-8-2047-2011.
- (46) Microsoft Corporation (2016): Excel. Version. Redmond, Washington, USA. Online verfügbar unter www.microsoft.com.
- (47) Ney, P.; Graf, A.; Bogen, H.; Dieckrüger, B.; Drüe, C.; Esser, O. et al. (2018): CO₂ Fluxes Before and After Partially Deforestation of a Central European Spruce Forest. In: *Agricultural and Forest Meteorology*.
- (48) Norby, R. J.; Jackson, R. B. (2000): Root dynamics and global change: seeking an ecosystem perspective. In: *New Phytol* (147), S. 3–12.
- (49) Oberdorfer, E. (1994a): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 7., überarb. und erg. Aufl. Stuttgart: Ulmer (Uni-Taschenbücher Botanik, Ökologie, 1828).

- (50) Oberdorfer, Erich (1994b): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 7., überarb. und erg. Aufl. Stuttgart: Ulmer (Uni-Taschenbücher Botanik, Ökologie, 1828).
- (51) Olf, H.; Ritchie, M. E. (1998): Effects of herbivores on grassland plant diversity. In: *Trends in Ecology & Evolution* 13 (7), S. 261–265. DOI: 10.1016/S0169-5347(98)01364-0.
- (52) Ottermanns, R. (2017): Kapitel 5. Classification and cluster analysis. Statistik in der Ökotoxikologie. RWTH. Biologie V, 23.01.2017.
- (53) Puhe, J. (1994): Die Wurzelentwicklung der Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.) bei unterschiedlichen chemischen Bodenbedingungen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Göttingen (Reihe A, Volume108).
- (54) Pumpanen, J.; Westman, C. J.; Ilvesniemi, H. (2004): Soil CO₂ efflux from a podzolic forest soil before and after forest clear-cutting and site preparation. In: *Boreal Environment Research* (9), S. 199–212.
- (55) Raich, J. W.; Schlesinger, W. H. (1992): The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. In: *Tellus* (44B), S. 81–99.
- (56) Raich, J. W.; Tufekciogul, A. (2000): Vegetation and soil respiration: Correlations and controls. In: *Biogeochemistry* 48 (1), S. 71–90. DOI: 10.1023/A:1006112000616.
- (57) Reichstein, M.; Rey, A.; Freibauer, A.; Tenhunen, J.; Valentini, R.; Banza, J. et al. (2003): Modeling temporal and large-scale spatial variability of soil respiration from soil water availability, temperature and vegetation productivity indices. In: *Global Biogeochem. Cycles* 17 (4), n/a-n/a. DOI: 10.1029/2003GB002035.
- (58) Rosenbaum, U.; Bogaen, H. R.; Herbst, M.; Huisman, J. A.; Peterson, T. J.; Weuthen, A. et al. (2012): Seasonal and event dynamics of spatial soil moisture patterns at the small catchment scale. In: *Water Resour. Res.* 48 (10), S. 257. DOI: 10.1029/2011WR011518.
- (59) RStudio Team (2015): RStudio. Integrated Development for R. Version. Boston, MA. Online verfügbar unter <http://www.rstudio.com/>.
- (60) Rustad, L.; Campbell, J.; Marion, G.; Norby, R.; Mitchell, M.; Hartley, A. et al. (2001): A meta-analysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming. In: *Oecologia* 126 (4), S. 543–562. DOI: 10.1007/s004420000544.
- (61) Rustad, L. E.; Huntington, T. G.; Boone, R. D. (2000): Controls on soil respiration: Implications for climate change. In: *Biogeochemistry* (48), S. 1–6.
- (62) Rutter, A. J.; Morton, A. J.; Robins, P. C. (1975): A predictive model of rainfall interception in forests. II Generalization of the model and comparison with observations in some coniferous and hardwood stands. In: *Journal of Applied Ecology* (12), S. 367–380.
- (63) Schiedung, H.; Bauke, S.; Bornemann, L.; Welp, G.; Borchard, N.; Amelung, W. (2016): A simple method for in-situ assessment of soil respiration using alkali absorption. In: *Applied Soil Ecology* 106, S. 33–36. DOI: 10.1016/j.apsoil.2016.05.002.
- (64) Schlesinger, W. H.; Andrews, J. A. (2000): Soil respiration and the global carbon cycle. In: *Biogeochemistry* 48 (1), S. 7–20. DOI: 10.1023/A:1006247623877.
- (65) Schmeil, O.; Fitschen, J.; Seybold, S. (2006): Flora von Deutschland und angrenzender Länder. Ein Buch zum Bestimmen der wild wachsenden und häufig kultivierten Gefäßpflanzen. 93., vollst. überarb. und erw. Aufl. Wiebelsheim: Quelle & Meyer (Quelle & Meyer Bestimmungsbücher). Online verfügbar unter http://deposit.ddb.de/cgi-bin/dokserv?id=2781401&prov=M&dok_var=1&dok_ext=htm.
- (66) Schrumpf, M.; Trumbore, S. (2012): Unser wichtigster Kohlenstoffspeicher: Wie der Boden als dünne Haut der Erde globale Stoffkreisläufe und das Klima beeinflusst. Soil Carbon Storage: How the thin skin of the Earth influences global biogeochemical cycles and climate. Hg. v. Jena Max-Planck-Institut für

- Biogeochemie. Online verfügbar unter https://www.mpg.de/4705567/Kohlenstoffspeicher_Boden, zuletzt geprüft am 10.10.2017.
- (67) Schubert, R.; Hilbig, W.; Klotz, S. (2001): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Heidelberg: Spektrum Akad. Verl.
- (68) Schubert, R.; Rothmaler, W. (1995): Gefäßpflanzen. Atlas. 9., durchges. und verb. Aufl. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag Jena (Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD, Band 3).
- (69) Schulz, C.; Klein, D. (2011): Der kräftige Atem der Waldböden. Iwf (82).
- (70) Schwind, W. (1997): Landschaftsmaler der Eifel im 20. Jahrhundert. Düren: Eifelverein.
- (71) Spohn, M.; Golte-Bechtle, M.; Spohn, R. (2015): Was blüht denn da? 59., aktualisierte und erw. Aufl. Stuttgart: Kosmos (Kosmos-Naturführer).
- (72) Ter Braak, C.J.F. (2004): CANOCO. Biometrics - quantitative methods in the life and earth sciences Plant Research International,. Version 4.53. Wageningen University and Research Centre Box 100, 6700 AC Wageningen, the Netherlands.
- (73) Ter Braak, C. J. F. (1986): Canonical Correspondence Analysis: A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis. In: *Ecology* (Vol. 67), S. 1167–1179.
- (74) TERENO (2017): Willkommen bei TERENO. Online verfügbar unter <http://www.tereno.net/overview-de>, zuletzt aktualisiert am 16.04.2017, zuletzt geprüft am 19.10.2017.
- (75) Tremp, H. (2005): Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten. 41 Tabellen. Stuttgart, Stuttgart: Ulmer; UTB (utb-studi-e-book, 8299). Online verfügbar unter <http://www.utb-studi-e-book.de/9783838582993>.
- (76) van der Wal, R.; Brooker, R. W. (2004): Mosses mediate grazer impacts on grass abundance in arctic ecosystems. In: *Functional Ecology* (18), S. 77–86.
- (77) Wang, B.; Jin, H.; Li, Q.; Chen, D.; Zhao, L.; Tang, Y. et al. (2017): Diurnal and Seasonal Variations in the Net Ecosystem CO₂ Exchange of a Pasture in the Three-River Source Region of the Qinghai-Tibetan Plateau. In: *PloS one* 12 (1), e0170963. DOI: 10.1371/journal.pone.0170963.
- (78) Watson, D. J. (1947): Comparative physiological studies in the growth of field crops. Variation in net assimilation rate and leaf area between species and varieties, and within and between years. In: *Annals of Botany* (11), S. 41–76.
- (79) Wiekenkamp, I.; Huisman, J. A.; Bogaen, H. R.; Graf, A.; Lin, H. S.; Drüe, C.; Vereecken, H. (2016): Changes in measured spatiotemporal patterns of hydrological response after partial deforestation in a headwater catchment. In: *Journal of Hydrology* 542, S. 648–661. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2016.09.037.
- (80) Wildung, R. E.; Garland, T. R.; Buschbom, R. L. (1975): The interdependent effects of soil temperature and water content on soil respiration rate and plant root decomposition in arid grassland soils. In: *Soil Biol. Biochem.* (7), S. 373–378.
- (81) Wu, G.-L.; Du, G.-Z.; Liu, Z.-H.; Thirgood, S. (2009): Effect of fencing and grazing on a Kobresia-dominated meadow in the Qinghai-Tibetan Plateau. In: *Plant Soil* 319 (1-2), S. 115–126. DOI: 10.1007/s11104-008-9854-3.
- (82) Zacharias, S.; Bogaen, H.; Samaniego, L.; Mauder, M.; Fuß, R.; Pütz, T. et al. (2011): A Network of Terrestrial Environmental Observatories in Germany. In: *Vadose Zone Journal* 10 (3), S. 955. DOI: 10.2136/vzj2010.0139.
- (83) Zarate-Valdez, J. L.; Whiting, M. L.; Lampinen, B. D.; Metcalf, S.; Ustin, S. L.; Brown, P. H. (2012): Prediction of leaf area index in almonds by vegetation indexes. In: *Computers and Electronics in Agriculture* 85, S. 24–32. DOI: 10.1016/j.compag.2012.03.009.

6 Anhang

6.1 Abkürzungsverzeichnis

iG innerhalb des Gatters

aG außerhalb des Gatters

W Wald

PgC Petagramm Kohlenstoff

1 Pg = 1 Gt (Gigatonne)

r_{sp} Spearman-Koeffizient

A gruppeninterne Homogenität

LAI „Leaf area index“ = Blattflächenindex

6.2 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Vereinfachte schematische Darstellung des globalen Kohlenstoffkreislaufs. Mengen in den Kohlenstoffreservoirs sind in PgC angegeben und die jährlichen Kohlenstoffflüsse in PgCyr ⁻¹ . Die roten Pfeile und Zahlen repräsentieren die anthropogenen Flüsse nach der Industrialisierung 1750. Die schwarzen Pfeile und Zahlen stellen die natürlichen Flüsse und Massen für die Zeit vor der Industrialisierung dar (IPCC 2013).	3
Abbildung 2: Die wichtigsten Kohlenstoffflüsse und Umsetzungen im Boden (Schrumpf und Trumbore 2012)	6
Abbildung 3: FAO-Bodeneinheiten, Bodenprobennahmepunkte und Messpunkte für Bodenrespiration am Wüstebach. Des Weiteren sind hier die neun Punkte markiert, die in dieser Arbeit verwendet werden (Grün, Gelb, Orange) (Aufnahmeskala 1:2500, verändert nach (Wiekenkamp et al. 2016).....	10
Abbildung 4: Optische Entwicklung der Vegetation am Wüstebach im Nationalpark Eifel im Spätsommer nach der Abholzungsmaßnahme 2013 sowie in den darauffolgenden Sommern 2014 bis 2017 (Graf et al. 2013-2017)...12	12
Abbildung 5: Schematischer Aufbau des Versuchsansatzes. Das Untersuchungsgebiet (rot) wurde in drei Flächen unterteilt: in die Waldfläche (dunkelgrün) und in die Freiflächen, die in ein Gebiet außerhalb (orange) und innerhalb (gelb) eines Gatters unterteilt sind. In jedem Gebiet wurden drei Standorte (1, 2, 3), an denen CO ₂ -Flüsse gemessen werden, ausgewählt. Jeder Standort erhielt eine Abkürzung entsprechend der Fläche, in der sich der Standort befindet. An jedem Standort wurde der Fluss an drei Messpunkten gemessen (a, b, c).	14
Abbildung 6: Die neun ausgewählten Standorte in den drei untersuchten Flächen innerhalb des Gatters (iG - Spalte 1), außerhalb des Gatters (aG - Spalte 2) und im Wald (W - Spalte 3).....	15
Abbildung 7: Untersuchungsgebiet Wüstebach (1:9000). Blau eingezeichnet ist der Verlauf des Wüstebachs. Der Stern dient als Orientierungspunkt und ist die „Eddy-Kovarianz“-Station im Wald. An allen Punkten wurde die Bodenatmung gemessen. Die neun gelben, orangen und grünen Punkte wurden für die weiteren Untersuchungen gewählt. In blasser Rot ist die gesamte Freifläche eingezeichnet. Die satt rote Fläche ist der Teil der Freifläche, der zusätzlich mit einem Gatter versehen ist.....	16
Abbildung 8: Fließrichtung der Luft von der Untersuchungskammer in den Analysator und zurück (LICOR 2017).	17
Abbildung 9: Fotografie der LICOR Messeinheit.	17
Abbildung 10: Exemplarische Darstellung für eine Aufnahme fläche mit dem Radius 1 m um den Mittelpunkt von drei Ringen.	19
Abbildung 11: Apparatur für die Blattflächenindex (LAI)-Messung, bestehend aus einem Messstab, einem Monitor und einem Referenzpunkt.	21
Abbildung 12: Schematische Aufbau des „SunScan plant canopy analyzer system“ (verändert nach Delta-T Devices Ltd 2013, 2013). Durch die Pflanzen wird die Sonneneinstrahlung auf dem Messstab verringert.....	21
Abbildung 13: Entwicklung der Bodenatmung am Wüstebach in der Eifel, in $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Dargestellt sind die Ergebnisse verschiedener Messtermine seit der Abholzungsmaßnahme (unten) bis zum Messtermin 20.09.2017 (oben). Unterteilt sind die Ergebnisse in Bodenfluss der Freifläche (orange) und des Waldes (grün).	31
Abbildung 14: Abweichung der Bodenrespiration aus den Monaten Mai, Juni und Juli an den Standorten 1-3 und Flächen im Gatter (iG), außerhalb des Gatters (aG) und Wald (W) vom Mittelwert der Waldstandorte über den Zeitraum 2014 bis 2017.	32
Abbildung 15: Flüsse der Bodenrespiration in den Monaten April bis September 2017 sowie der Mittelwert (MW) der Monate an den neun untersuchten Standorten (innerhalb des Gatters iG1-3, außerhalb des Gatters aG1-3, im Wald W1-3).	33
Abbildung 16: Artenarealkurven der neun Standorte (innerhalb des Gatters iG1-3, außerhalb des Gatters aG1-3, im Wald W1-3). Ein Maximum der Artenzahl wurde bei einer Aufnahme fläche von 50,27 m ² erreicht. Angefangen wurde mit einem Radius von 50 cm (0,79 m ²). Der Radius wurde daraufhin um 50 cm vergrößert und danach immer um 1 m.	34
Abbildung 17: Gewichtete Mittelwerte der Ellenbergzeigerwerte für Licht, Temperatur, Kontinentalität, Feuchte, Reaktionszahl und Stickstoff für den maximalen Aufnahme radius von 4 m an den neun untersuchten Standorten (innerhalb des Gatters iG1-3, außerhalb des Gatters aG1-3, Wald W1-3).	39
Abbildung 18: Clusteranalyse der unterschiedlichen Aufnahme radien mit dem größten oben (4 m) und dem kleinsten unten (0,5 m) der neun untersuchten Standorte (innerhalb des Gatters iG1-3, außerhalb des Gatters	

aG1-3, Wald W1-3). Als Distanzmaß wurde der Jaccard-Koeffizient herangezogen mit dem Verknüpfungskriterium „farthest neighbour“.	41
Abbildung 19: Korrespondenzanalyse (CA) der im Aufnahmeradius von 4 m gefundenen Arten (Dreieck, grau) an den neun Standorten in den drei untersuchten Flächen im Gatter (Kreis, gelb) außerhalb des Gatters (Quadrat, orange) und im Wald (Raute, grün), dargestellt für die erste (Abszissenachse) und zweite (Ordinatenachse) Achse. Die Abkürzungen der Arten befinden sich in Tabelle 19.	44
Abbildung 20: Blattflächenindex (LAI) der drei untersuchten Flächen (innerhalb des Gatters = iG, außerhalb des Gatters = aG, Wald = W)	45
Abbildung 21: Spearman-Korrelation zwischen LAI und Bedeckungsgrade der Vegetation in den unterschiedlichen Aufnahmeradien für die Krautschicht aller Standorte (rot) und die Krautschicht der Standorte auf der Freifläche (blau). Aufgetragen sind die Spearman-Koeffizienten (r_{sp}) gegen die Aufnahmeradien.	46
Abbildung 22: Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) der Bedeckungsgrade der gefundenen Arten ohne Baumschicht (Dreieck, grau) an den neun Standorten in den drei untersuchten Flächen im Gatter (Kreis), außerhalb des Gatters (Quadrat) und im Wald (Raute) mit Berücksichtigung der über Ellenberg ermittelten Werte für Licht (L), Feuchtigkeit (F), Reaktionszahl (R), Stickstoff (N) und Kontinentalität (K) sowie für die gemessenen Respirationswerte für den Sommer 2017 (Resp.) (blaue Pfeile) für den Aufnahmeradius 4 m, dargestellt für die erste (Abszissenachse) und zweite (Ordinatenachse) Achse. Die Abkürzungen der Arten befinden sich in Tabelle 19.	48
Abbildung 23: Spearman-Korrelation zwischen Bodenrespiration und Bedeckungsgrad ohne Baumschicht der neun Standorte zu unterschiedlichen Zeiträumen im Jahr 2017. Aufgetragen sind die Spearman-Koeffizienten (r_{sp}) gegen die Aufnahmeradien.	49
Abbildung 24: Spearman-Korrelation zwischen Bodenrespiration und Deckungsgrad der Arten <i>Avenella flexuosa</i> (Drahtschmiele), <i>Polytrichastrum formosum</i> (Schönes Widertonmoos), <i>Galium harcynium</i> (Harzer Labkraut), <i>Luzula luzuloides</i> (Weiße Hainsimse), <i>Vaccinium myrtillus</i> (Heidelbeere), <i>Rubus idaeus</i> (Himbeere) und <i>Calluna vulgaris</i> (Besenheide). Aufgetragen sind die Spearman-Koeffizienten (r_{sp}) gegen die Aufnahmeradien.	52
Abbildung 25: Spearman-Korrelation zwischen LAI und der Bodenrespiration aller Standorte zu unterschiedlichen Zeiträumen bzw. Monaten. Der Spearman-Koeffizient wurde für die Bodenrespiration jeden Monat einzeln (blau), gemittelt über das Jahr 2017 (gelb), gemittelt über den Sommer 2017 (hellrot) und gemittelt über den Sommer 2017 ohne September und August (hellrot) bestimmt.	54
Abbildung 26: Spearman-Korrelation zwischen LAI und der Bodenrespiration der Standorte auf den Freiflächen zu unterschiedlichen Zeiträumen bzw. Monaten. Der Spearman-Koeffizient wurde für die Bodenrespiration jedes Monats einzeln (blau), gemittelt über das Jahr 2017 (gelb), gemittelt über den Sommer 2017 (hellrot) und gemittelt über den Sommer 2017 ohne September und August (hellrot) bestimmt.	55
Abbildung 27: Vergleich der Vormittags- (grau) und Mittagsmessungen (blau) am Standort iG2, die je nach Tagesverlauf voneinander abweichen können.	VI
Abbildung 28: Trendbereinigung der Bodenrespiration. Exemplarisch dargestellt für die Mittelwerte der Bodenrespiration an den ausgewählten neun Standorten entlang der Zeit in UTC (Coordinated Universal Time) für Juni 2017. Der blaue Graph steht für die unveränderten Werte und der rote für die bereinigten. Grün dargestellt ist der vermutete lineare Anstieg der Bodenatmung an dem Standort iG2, dessen Wert zu Beginn der Messreihe aufgenommen wurde und erneut am Ende. Das lila Kreuz markiert den Zeitpunkt auf der Geraden, an den alle bereinigten Werte angepasst wurden.	VII
Abbildung 29: Ungewichtete Mittelwerte der Ellenbergzeigerwerte für Licht, Temperatur, Kontinentalität, Feuchte, Reaktionszahl und Stickstoff für den maximalen Aufnahmeradius von 4 m,	XIV
Abbildung 30: Korrespondenzanalyse (CA) der im Aufnahmeradius von 0,5 m gefundenen Arten (Dreieck, grau) an den neun Standorten in den drei untersuchten Flächen im Gatter (Kreis, gelb) außerhalb des Gatters (Quadrat, orange) und im Wald (Raute, grün), dargestellt für die erste (Abszissenachse) und zweite (Ordinatenachse) Achse. Die Abkürzungen der Arten befinden sich in Tabelle 19.	XVI
Abbildung 31: Korrespondenzanalyse (CA) der im Aufnahmeradius von 1 m gefundenen Arten (Dreieck, grau) an den neun Standorten in den drei untersuchten Flächen im Gatter (Kreis, gelb) außerhalb des Gatters (Quadrat, orange) und im Wald (Raute, grün), dargestellt für die erste (Abszissenachse) und zweite (Ordinatenachse) Achse. Die Abkürzungen der Arten befinden sich in Tabelle 19.	XVII
Abbildung 32: Korrespondenzanalyse (CA) der im Aufnahmeradius von 2 m gefundenen Arten (Dreieck, grau) an den neun Standorten in den drei untersuchten Flächen im Gatter (Kreis, gelb) außerhalb des Gatters (Quadrat,	

orange) und im Wald (Raute, grün), dargestellt für die erste (Abszissenachse) und zweite (Ordinatenachse) Achse. Die Abkürzungen der Arten befinden sich in Tabelle 19. XVIII

Abbildung 33: Korrespondenzanalyse (CA) der im Aufnahmeradius von 3 m gefundenen Arten (Dreieck, grau) an den neun Standorten in den drei untersuchten Flächen im Gatter (Kreis, gelb) außerhalb des Gatters (Quadrat, orange) und im Wald (Raute, grün), dargestellt für die erste (Abszissenachse) und zweite (Ordinatenachse) Achse. Die Abkürzungen der Arten befinden sich in Tabelle 19.XIX

Abbildung 34 Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) der Bedeckungsgrade der gefundenen Arten ohne Baumschicht (Dreieck, grau) an den neun Standorten in den drei untersuchten Flächen im Gatter (Kreis) außerhalb des Gatters (Quadrat) und im Wald (Raute) mit Berücksichtigung der über Ellenberg ermittelten Werte für Licht (L), Feuchtigkeit (F), Reaktionszahl (R), Stickstoff (N) und Kontinentalität (K), sowie für die gemessenen Respirationen für den Sommer 2017 (Resp.) (blaue Pfeile) für den Aufnahmeradius 0,5 m dargestellt für die erste (Abszissenachse) und zweite (Ordinatenachse) Achse. Die Abkürzungen der Arten befinden sich in Tabelle 19.XX

Abbildung 35 Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) der Bedeckungsgrade der gefundenen Arten ohne Baumschicht (Dreieck, grau) an den neun Standorten in den drei untersuchten Flächen im Gatter (Kreis) außerhalb des Gatters (Quadrat) und im Wald (Raute) mit Berücksichtigung der über Ellenberg ermittelten Werte für Licht (L), Feuchtigkeit (F), Reaktionszahl (R), Stickstoff (N) und Kontinentalität (K), sowie für die gemessenen Respirationen für den Sommer 2017 (Resp.) (blaue Pfeile) für den Aufnahmeradius 1 m dargestellt für die erste (Abszissenachse) und zweite (Ordinatenachse) Achse. Die Abkürzungen der Arten befinden sich in Tabelle 19.XXI

Abbildung 36 Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) der Bedeckungsgrade der gefundenen Arten ohne Baumschicht (Dreieck, grau) an den neun Standorten in den drei untersuchten Flächen im Gatter (Kreis) außerhalb des Gatters (Quadrat) und im Wald (Raute) mit Berücksichtigung der über Ellenberg ermittelten Werte für Licht (L), Feuchtigkeit (F), Reaktionszahl (R), Stickstoff (N) und Kontinentalität (K), sowie für die gemessenen Respirationen für den Sommer 2017 (Resp.) (blaue Pfeile) für den Aufnahmeradius 2 m dargestellt für die erste (Abszissenachse) und zweite (Ordinatenachse) Achse. Die Abkürzungen der Arten befinden sich in Tabelle 19.XXII

Abbildung 37 Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) der Bedeckungsgrade der gefundenen Arten ohne Baumschicht (Dreieck, grau) an den neun Standorten in den drei untersuchten Flächen im Gatter (Kreis) außerhalb des Gatters (Quadrat) und im Wald (Raute) mit Berücksichtigung der über Ellenberg ermittelten Werte für Licht (L), Feuchtigkeit (F), Reaktionszahl (R), Stickstoff (N) und Kontinentalität (K), sowie für die gemessenen Respirationen für den Sommer 2017 (Resp.) (blaue Pfeile) für den Aufnahmeradius 3 m dargestellt für die erste (Abszissenachse) und zweite (Ordinatenachse) Achse. Die Abkürzungen der Arten befinden sich in Tabelle 19.XXIII

6.3 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Braun-Blanquet Skala (TREMP 2005) Zusätzlich zu den Schätzwerten und ihren Bedeutungen ist die Transformation angegeben, welche für die weitere Auswertung verwendet wurde. 20

Tabelle 2: Varianzanalyse der Bodenrespiration für die Zeitpunkte September 2014, April 2016, Juli 2016 und September 2016 in unterschiedlichen Betrachtungsebenen. Varianz zwischen den Gruppen in Prozent. 29

Tabelle 3: Geordnete Kreuztabelle der vorkommenden Arten an den neun untersuchten Standorten (Wald W1-3, außerhalb des Gatters aG1-3, innerhalb des Gatters iG1-3) für den Aufnahmeradius 4 m entlang eines ökologischen Gradienten in der Skala nach Braun-Blanquet (Tabelle 1). Angegeben sind sowohl der deutsche, als auch der lateinische Name sowie die Schicht (Sc) (K=Krautschicht, S=Strauchschicht, B=Baumschicht), die Stetigkeit (St) und die Artenzahl. Gestrichelt umrandet sind die pflanzensoziologisch ermittelten Gruppen. Die Nummerierung der Gruppen ist als Zahl hinter dem deutschen Namen vermerkt. 36

Tabelle 4: MRPP der a priori eingeteilten Gruppen im Gatter (iG), außerhalb des Gatters (aG) und Wald (W) für die Bedeckungsgrade der Pflanzen in den unterschiedlichen Aufnahmeradien sowie der gruppeninternen Homogenität (A) und der p-Werte. 42

Tabelle 5: Eigenwerte der ersten vier Dimensionsachsen und ihre Anteile an der Gesamtvarianz der CA. 43

Tabelle 6: Spearman-Korrelation zwischen Deckungsgraden der Vegetation in unterschiedlichen Aufnahmeradien in zwei Fällen und LAI. Angegeben sind der Spearman-Koeffizient (r_{sp}) und der p-Wert. Fall 1: Bedeckungsgrad der Krautschicht, Fall 2: Bedeckungsgrad der Krautschicht auf der Freifläche.	47
Tabelle 7: Eigenwerte der ersten vier Dimensionsachsen und ihre Anteile an der Gesamtvarianz, sowohl für die Speziesdaten als auch für die Spezies-Umwelt-Relation der kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA).	47
Tabelle 8: Spearman-Korrelationen für die einzelnen Sommermonate, zusammengefasst als Sommer 2017 und Sommer 2017.2 ohne August und September. Angegeben sind der Spearman-Koeffizient (r_{sp}) und der p-Wert.	51
Tabelle 9: Spearman-Korrelationen für Sommer 2017. Angegeben sind der Spearman-Koeffizient (r_{sp}) und der p-Wert der Arten <i>Avenella flexuosa</i> (Drahtschmiele), <i>Polytrichastrum formosum</i> (Schönes Widertonmoos), <i>Galium harcynium</i> (Harzer Labkraut), <i>Luzula luzuloides</i> (Weiße Hainsimse), <i>Vaccinium myrtillus</i> (Heidelbeere), <i>Rubus idaeus</i> (Himbeere) und <i>Calluna vulgaris</i> (Besenheide).	52
Tabelle 10: Spearman-Koeffizienten (r_{sp}) und zugehörige p-Werte für die Korrelation zwischen Bodenrespiration und LAI.	54
Tabelle 11: Spearman-Koeffizienten (r_{sp}) und hinzugehörige p-Werte für die Korrelation zwischen Bodenrespiration und LAI.	55
Tabelle 12: Geordnete Kreuztabelle der vorkommenden Arten an den neun untersuchten Standorten (Wald W1-3, außerhalb des Gatters aG1-3, innerhalb des Gatters iG1-3) für den Aufnahmeradius „in den Ringen“ entlang eines ökologischen Gradienten in der Skala nach Braun-Blanquet. Angegeben sind sowohl der deutsche, als auch der lateinische Name als auch die Stetigkeit (St) und die Artenzahl. Alle Arten befinden sich in der Krautschicht.	VIII
Tabelle 13: Geordnete Kreuztabelle der vorkommenden Arten an den neun untersuchten Standorten (Wald W1-3, außerhalb des Gatters aG1-3, innerhalb des Gatters iG1-3) für den Aufnahmeradius 0,5 m entlang eines ökologischen Gradienten in der Skala nach Braun-Blanquet. Angegeben sind sowohl der deutsche, als auch der lateinische Name als auch die Stetigkeit (St) und die Artenzahl. Alle Arten wurden in der Schicht Krautschicht (K) gefunden.	IX
Tabelle 14: Geordnete Kreuztabelle der vorkommenden Arten an den neun untersuchten Standorten (Wald W1-3, außerhalb des Gatters aG1-3, innerhalb des Gatters iG1-3) für den Aufnahmeradius 1 m entlang eines ökologischen Gradienten in der Skala nach Braun-Blanquet. Angegeben sind sowohl der deutsche, der lateinische Name als auch die Schicht (Sc): (Krautschicht (K), Strauchschicht (S), Baumschicht (B)) Stetigkeit (St) und die Artenzahl.	X
Tabelle 15: Geordnete Kreuztabelle der vorkommenden Arten an den neun untersuchten Standorten (Wald W1-3, außerhalb des Gatters aG1-3, innerhalb des Gatters iG1-3) für den Aufnahmeradius 2 m entlang eines ökologischen Gradienten in der Skala nach Braun-Blanquet. Angegeben sind sowohl der deutsche, der lateinische Name als auch die Schicht (Sc): (Krautschicht (K), Strauchschicht (S), Baumschicht (B)) Stetigkeit (St) und die Artenzahl.	XI
Tabelle 16: Geordnete Kreuztabelle der vorkommenden Arten an den neun untersuchten Standorten (Wald W1-3, außerhalb des Gatters aG1-3, innerhalb des Gatters iG1-3) für den Aufnahmeradius 3 m entlang eines ökologischen Gradienten in der Skala nach Braun-Blanquet. Angegeben sind sowohl der deutsche, der lateinische Name als auch die Schicht (Sc): (Krautschicht (K), Strauchschicht (S), Baumschicht (B)) Stetigkeit (St) und die Artenzahl.	XII
Tabelle 17: Ellenbergzeigerwerte der gefundenen Arten am Wüstebach, L = Lichtzahl, T = Temperaturzahl, K = Kontinentalitätszahl, F = Feuchtezahl, R = Reaktionszahl, N = Stickstoffzahl/Nährstoffzahl, S = Salzzahl (enthaltene „b“ für Schwermetallresistenz), LF = Lebensform, LF_B = Blattausdauer (Ellenberg et al. 2010). .	XIII
Tabelle 18: Detrended Korrespondenzanalyse (DCA) für alle relevanten Aufnahmeradien.	XIV
Tabelle 19: Abkürzungsverzeichnis für die gefundenen Arten. Aufgeführt werden der deutsche Name, der lateinische Name sowie die jeweilige Abkürzung.	XV

6.4 Trendbereinigung der Bodenrespiration

Durch den Vergleich der Wiederholungsmessung an einem Messtag ist ein Trend in den Daten zu erkennen, abhängig von der Tageszeit (Abbildung 28).

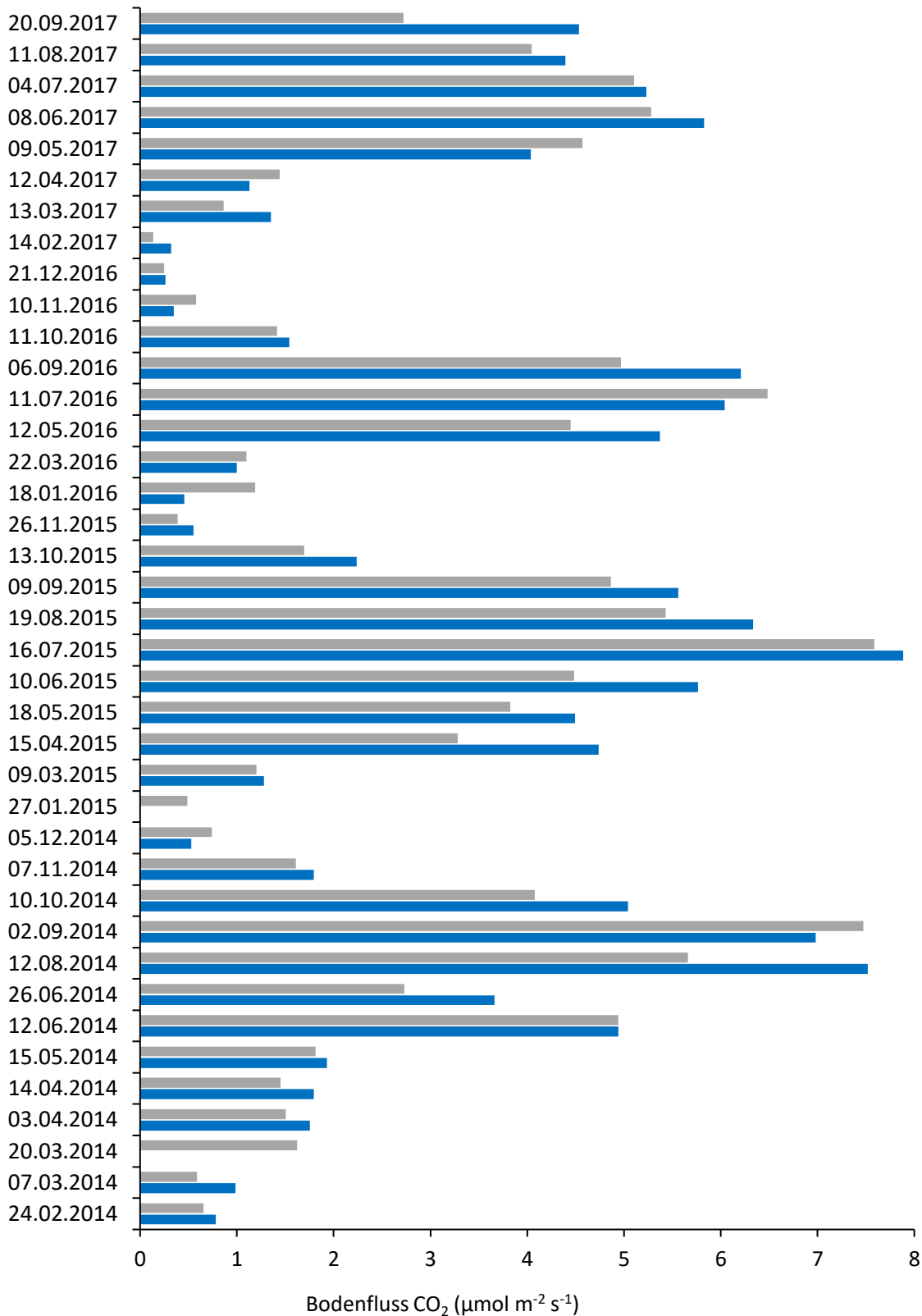


Abbildung 27: Vergleich der Vormittags- (grau) und Mittagsmessungen (blau) am Standort iG2, die je nach Tagesverlauf voneinander abweichen können.

Es wurde eine Trendbereinigung mit EXCEL (Microsoft Office Professional Plus 2016) vorgenommen, damit alle Messtage als gleich gewertet werden können.

Der Wert des Standortes iG2 wurde sowohl zu Beginn einer Messreihe als auch am Ende aufgenommen. Das Zeitformat das aufgenommen wurde entspricht der koordinierten Weltzeit (UTC). Sie ist ein Zeitstandard, von dem die Ortszeiten in Zeitzonen weltweit abgeleitet werden. Die beiden Werte wurden mit einer Geraden miteinander verbunden, da angenommen wird, dass der Anstieg der Bodenatmung linear stattfindet (Abbildung 28, grüne Linie). Über die Geradengleichung kann die Bodenrespiration für 11 Uhr berechnet werden. Anschließend wird die Differenz der gemessenen Bodenatmung der entsprechenden Uhrzeit zur Trendlinie berechnet und die Differenz der gemessenen Bodenatmung zur Trendlinie zum Zeitpunkt 11 Uhr. Aus den beiden Differenzen wird wiederum die Differenz berechnet, die auf den Wert der gemessenen Bodenatmung addiert wird. Das daraus resultierte Ergebnis wird auf die ursprüngliche Bodenatmung addiert, wenn der ursprüngliche Werte unterhalb der Geradengleichung lag oder subtrahiert, wenn dieser oberhalb lag.

Der Unterschied zwischen den bearbeiteten Daten und den unbearbeiteten ist in Abbildung 29 exemplarisch dargestellt. Die unveränderten Daten (blau) wurden durch die Trendbereinigung nach oben korrigiert (rot). Dies wird für jeden einzelnen Messpunkt durchgeführt.

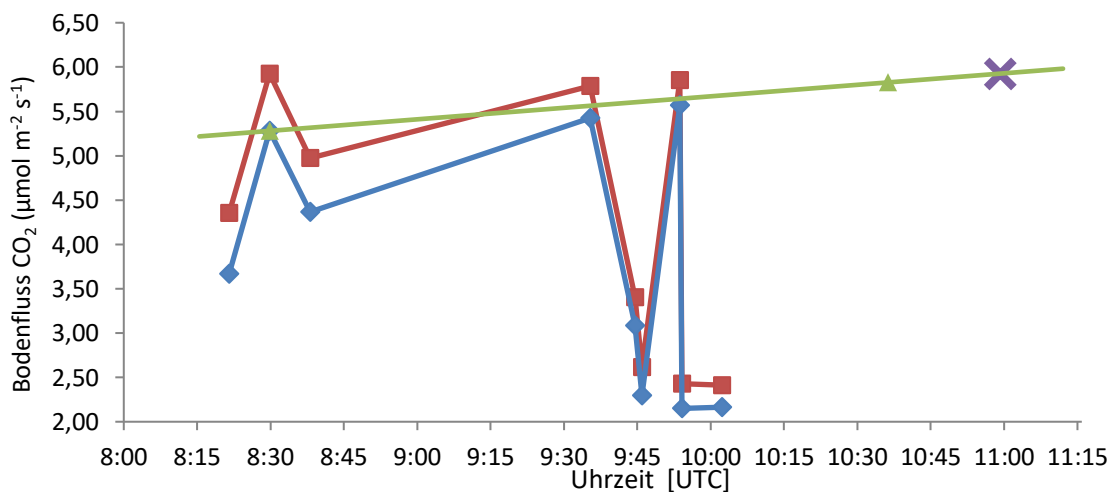


Abbildung 28: Trendbereinigung der Bodenrespiration. Exemplarisch dargestellt für die Mittelwerte der Bodenrespiration an den ausgewählten neun Standorten entlang der Zeit in UTC (Coordinated Universal Time) für Juni 2017. Der blaue Graph steht für die unveränderten Werte und der rote für die bereinigten. Grün dargestellt ist der vermutete lineare Anstieg der Bodenatmung an dem Standort iG2, dessen Wert zu Beginn der Messreihe aufgenommen wurde und erneut am Ende. Das lila Kreuz markiert den Zeitpunkt auf der Geraden, an den alle bereinigten Werte angepasst wurden.

6.5 Vegetationsaufnahmen

Die Vegetationsaufnahme wurde sowohl innerhalb der Ringe für die Messung der Bodenatmung vorgenommen als auch in unterschiedlich großen Aufnahmeradien um ein Messpunkt-Triplett (0,5 m, 1 m, 2 m, 3 m, 4 m). Im Folgenden befinden sich alle Tabellen, mit Ausnahme des Radius 4 m, der sich im obenstehenden Textverlauf befindet.

Tabelle 12: Geordnete Kreuztabelle der vorkommenden Arten an den neun untersuchten Standorten (Wald W1-3, außerhalb des Gatters aG1-3, innerhalb des Gatters iG1-3) für den Aufnahmeradius „in den Ringen“ entlang eines ökologischen Gradienten in der Skala nach Braun-Blanquet. Angegeben sind sowohl der deutsche, als auch der lateinische Name als auch die Stetigkeit (St) und die Artenzahl. Alle Arten befinden sich in der Krautschicht.

Deutscher Name	Lat. Name	i G	i G	i G	i G	i G	i G	i G	i G	a G	a G	a G	a G	a G	a G	a G	a G	a G	w 1	w 1	w 1	w 2	w 2	w 2	w 3	w 3	w 3	St
		1	1	1	2	2	2	3	3	1	1	1	2	2	2	3	3	3	1	1	1	2	2	2	3	3	3	
		a	b	c	a	b	c	a	b	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	
Drahtschmiele	<i>Deschampsia flexuosa</i>	1	1	1	2	5		2	2	2	3	3	1	3	2	1	1	+	r									18
Schönes Widertonmoos	<i>Polytrichastrum formosum</i>	3	2	3				2	4	3	r	3	5			2	3	5				1	r				+	15
Harzer Labkraut	<i>Galium Harcynium (saxatile)</i>	2	4		+	r		2	2					3	3	3												9
Weißer Hainsimse	<i>Luzula luzuloides</i>			2				2					3	2	+	1			2								+	8
Kriechender Hahnenfuß	<i>Ranunculus repens</i>											2	1															2
Heidelbeere	<i>Vaccinium myrtillus</i>						1																					1
Breitblättriger Dornfarn	<i>Dryopteris dilatata</i>																		2									1
Etagenmoos	<i>Hylocomium splendens</i>																				1	2	2	r	2	2		6
Rotstängelmoos	<i>Pleurozium schreberi</i>				3																+			4	3	2	2	6
Artenzahl		3	3	3	3	2	4	3	2	2	2	2	3	4	3	4	1	2	2	1	1	2	2	2	2	2	4	

Tabelle 13: Geordnete Kreuztabelle der vorkommenden Arten an den neun untersuchten Standorten (Wald W1-3, außerhalb des Gatters aG1-3, innerhalb des Gatters iG1-3) für den Aufnahmeradius 0,5 m entlang eines ökologischen Gradienten in der Skala nach Braun-Blanquet. Angegeben sind sowohl der deutsche, als auch der lateinische Name als auch die Stetigkeit (St) und die Artenzahl. Alle Arten wurden in der Schicht (Sc) Krautschicht (K) gefunden.

Deutscher Name	Lat. Name	Sc	iG1	iG2	iG3	aG1	aG2	aG3	W1	W2	W3	St
Drahtschmiele	<i>Deschampsia flexuosa</i>	K	3	2b	4	3	2a	3	1	1		8
Schönes Widertonmoos	<i>Polytrichastrum formosum</i>	K	2a		1	2b		3	1	+	2b	7
Harzer Labkraut	<i>Galium Harcynium (saxatile)</i>	K	3	2b	+		3	+		1		6
Weißer Hainsimse	<i>Luzula luzuloides</i>	K		2b			2a	2a	+	1	3	6
Heidelbeere	<i>Vaccinium myrtillus</i>	K		2b		1						2
Himbeere	<i>Rubus idaeus</i>	K		1				2a				2
Igelsegge	<i>Carex echinata</i>	K					1					1
Kriechender Hahnenfuß	<i>Ranunculus repens</i>	K					2a					1
Besenginster	<i>Cytisus scoparius</i>	K						+				1
Besenheide	<i>Calluna vulgaris</i>	K			+	2b	+					3
Breitblättriger Dornfarn	<i>Dryopteris dilatata</i>	K							+	+		2
Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>	K				r					+	2
Etagenmoos	<i>Hylocomium splendens</i>	K								4	2b	2
Fichte	<i>Picea abies</i>	K				r						1
Flatterbinse	<i>Juncus effusus</i>	K					1					1
Sumpf-Kratzdistel	<i>Cirsium palustre</i>	K					1					1
Rote Straußgras	<i>Agrostis tenuis (capillaria)</i>	K	2b									1
Rotstängelmoos	<i>Pleurozium schreberi</i>	K	+						+	2a	4	4
Artenzahl			5	5	4	6	8	6	5	7	5	

Tabelle 14: Geordnete Kreuztabelle der vorkommenden Arten an den neun untersuchten Standorten (Wald W1-3, außerhalb des Gatters aG1-3, innerhalb des Gatters iG1-3) für den Aufnahmeradius 1 m entlang eines ökologischen Gradienten in der Skala nach Braun-Blanquet. Angegeben sind sowohl der deutsche, der lateinische Name als auch die Schicht (Sc): (Krautschicht (K), Strauchschicht (S), Baumschicht (B)) Stetigkeit (St) und die Artenzahl.

Deutscher Name	Lat. Name	Sc	iG1	iG2	iG3	aG1	aG2	aG3	W1	W2	W3	St
Drahtschmiele	<i>Deschampsia flexuosa</i>	K	3	3	4	3	2a	3	1	1		8
Schönes Widertonmoos	<i>Polytrichastrum formosum</i>	K	1		1	2b		3	2a	+	2b	7
Weißer Hainsimse	<i>Luzula luzuloides</i>	K		2a	1	+	1	2a	1	1	3	8
Harzer Labkraut	<i>Galium Harcynium (saxatile)</i>	K	3	2b	1		2a	1		1		6
Heidelbeere	<i>Vaccinium myrtillus</i>	K		2b	r	2a		r				4
Himbeere	<i>Rubus idaeus</i>	K		1				2b		r		3
Wurmfarn	<i>Dryopteris carthusiana</i>	K	r		r		+					3
Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>	K	r	r		r					+	4
Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>	S	r					r				2
Igelsegge	<i>Carex echinata</i>	K					1					1
Kriechender Hahnenfuß	<i>Ranunculus repens</i>	K					2a					1
Besenheide	<i>Calluna vulgaris</i>	K			1	2b	+					3
roter Fingerhut	<i>Digitalis purpurea</i>	K						+				1
Besenginster	<i>Cytisus scoparius</i>	K						+				1
Besenginster	<i>Cytisus scoparius</i>	S						2a				1
Zitterpappel	<i>Populus tremula</i>	K				r	r					2
Schwarz-Erle	<i>Alnus glutinosa</i>	K				r						1
Habichtskraut	<i>Hieracium spec</i>	K					+					1
Sumpf-Kratzdistel	<i>Cirsium palustre</i>	K					1					1
Sumpf-Kratzdistel	<i>Cirsium palustre</i>	S					r					1
Flatterbinse	<i>Juncus effusus</i>	K					1					1
Fichte	<i>Picea abies</i>	K				+	+					2
Rotstängelmoos	<i>Pleurozium schreberi</i>	K							+	2a	3	3
Breitblättriger Dornfarn	<i>Dryopteris dilatata</i>	K							2a	+	r	3
Etagenmoos	<i>Hylocomium splendens</i>	K								3	2b	2
Rohr-Pfeifengras	<i>Molinia carulea arundinacea</i>	K							r			1
Rote Straußgras	<i>Agrostis tenuis (capillaria)</i>	K	2b									1
Artenzahl			7	6	7	9	13	10	6	8	6	

Tabelle 15: Geordnete Kreuztabelle der vorkommenden Arten an den neun untersuchten Standorten (Wald W1-3, außerhalb des Gatters aG1-3, innerhalb des Gatters iG1-3) für den Aufnahmeradius 2 m entlang eines ökologischen Gradienten in der Skala nach Braun-Blanquet. Angegeben sind sowohl der deutsche, der lateinische Name als auch die Schicht (Sc): (Krautschicht (K), Strauchschicht (S), Baumschicht (B)) Stetigkeit (St) und die Artenzahl.

Deutscher Name	Lat. Name	S	iG1	iG2	iG3	aG1	aG2	aG3	W1	W2	W3	St
Drahtschmiele	<i>Avenella flexuosa</i>	K	4	3	4	4	3	3	1	2a	2a	9
Weißer Hainsimse	<i>Luzula luzuloides</i>	K		2a	2a	+	1	2a	1	2a	2b	8
Harzer Labkraut	<i>Galium Harcynium (saxatile)</i>	K	3	3	2a		3	1	r	1		7
Schönes Widertonmoos	<i>Polytrichastrum formosum</i>	K	1		1	2a		2b	2b	+	2a	7
Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>	K	r	r		+					+	4
Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>	S	+	+		r		r	r			5
Wurmfarn	<i>Dryopteris carthusiana</i>	K	1		r	r	1					4
Zitterpappel	<i>Populus tremula</i>	K				r	r	r				3
Zitterpappel	<i>Populus tremula</i>	S					r					1
Schwarz-Erle	<i>Alnus glutinosa</i>	K				r	r					2
Schwarz-Erle	<i>Alnus glutinosa</i>	S					r					1
Besenginster	<i>Cytisus scoparius</i>	K		1				+				2
Besenginster	<i>Cytisus scoparius</i>	S						2b				1
Besenheide	<i>Calluna vulgaris</i>	K			2a	2b	1					3
Heidelbeere	<i>Vaccinium myrtillus</i>	K		2b	+	2a		+				4
Himbeere	<i>Rubus idaeus</i>	K		1	r			2b		r		4
Igelsegge	<i>Carex echinata</i>	K					1					1
Kriechender Hahnenfuß	<i>Ranunculus repens</i>	K					1					1
Fichte	<i>Picea abies</i>	K				+	1			r		3
Flatterbinse	<i>Juncus effusus</i>	K		r			1					2
Habichtskraut	<i>Hieracium spec</i>	K					1				+	2
Sumpf-Kratzdistel	<i>Cirsium palustre</i>	K					1					1
Sumpf-Kratzdistel	<i>Cirsium palustre</i>	S					+					1
Rohr-Pfeifengras	<i>Molinia carulea arundinacea</i>	K					+		r			2
Rote Straußgras	<i>Agrostis tenuis (capillaria)</i>	K	2b									1
roter Fingerhut	<i>Digitalis purpurea</i>	K						1				1
Schmalblättriges Weidenröschen	<i>Epilobium angustifolium</i>	K		r								1
Sauer-Klee	<i>Oxalis fontana</i>	K								1		1
Rotstängelmoos	<i>Pleurozium schreberi</i>	K		1					+	1	2a	4
Etagenmoos	<i>Hylocomium splendens</i>	K								3	4	2
Breitblättriger Dornfarn	<i>Dryopteris dilatata</i>	K						1	2b	1	+	4
Artenzahl			7	11	8	11	17	12	8	10	8	

Tabelle 16: Geordnete Kreuztabelle der vorkommenden Arten an den neun untersuchten Standorten (Wald W1-3, außerhalb des Gatters aG1-3, innerhalb des Gatters iG1-3) für den Aufnahmeradius 3 m entlang eines ökologischen Gradienten in der Skala nach Braun-Blanquet. Angegeben sind sowohl der deutsche, der lateinische Name als auch die Schicht (Sc): (Krautschicht (K), Strauchschicht (S), Baumschicht (B)) Stetigkeit (St) und die Artenzahl.

Deutscher Name	Lat. Name	Sc	iG1	iG2	iG3	aG1	aG2	aG3	W1	W2	W3	St
Drahtschmiele	<i>Avenella flexuosa</i>	K	4	3	4	4	3	3	2a	1	1	9
Himbeere	<i>Rubus idaeus</i>	K		1	+	r	+	3	r	+	r	8
Weißer Hainsimse	<i>Luzula luzuloides</i>	K		2a	2a	+	1	2a	1	1	1	8
Harzer Labkraut	<i>Galium Harcynium (saxatile)</i>	K	3	3	2b		3	1	+	1	r	8
Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>	S	1	+	r	r		r	+	r	+	8
Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>	K	+	r		+				+	+	5
Schönes Widertonmoos	<i>Polytrichastrum formosum</i>	K	1		1	2a		1	2b	+	2a	7
Heidelbeere	<i>Vaccinium myrtillus</i>	K	1	2b	+	2a		1	+			6
Rote Straußgras	<i>Agrostis tenuis (capillaria)</i>	K	2a									1
Wurmfarn	<i>Dryopteris carthusiana</i>	K	1		+	+	1					4
roter Fingerhut	<i>Digitalis purpurea</i>	K		r	r			1	r			4
Besenginster	<i>Cytisus scoparius</i>	K	r	1				+				3
Besenginster	<i>Cytisus scoparius</i>	S						2b				1
Besenheide	<i>Calluna vulgaris</i>	K			2a	2b	1					3
Flatterbinse	<i>Juncus effusus</i>	K		r			1					2
Habichtskraut	<i>Hieracium spec</i>	K	r				1				+	3
Zitterpappel	<i>Populus tremula</i>	K				r	r	r				3
Zitterpappel	<i>Populus tremula</i>	S					r					1
Schwarz-Erle	<i>Alnus glutinosa</i>	K				r	r					2
Schwarz-Erle	<i>Alnus glutinosa</i>	S					r					1
Fichte	<i>Picea abies</i>	K				1	1			r		3
Igelsegge	<i>Carex echinata</i>	K					1					1
Kriechender Hahnenfuß	<i>Ranunculus repens</i>	K				r	1					2
Rippenfarn	<i>Blechnum spicant</i>	K				+						1
Rohr-Pfeifengras	<i>Molinia carulea arundinacea</i>	K					1		r			2
Sumpf-Kratzdistel	<i>Cirsium palustre</i>	K					1	r				2
Sumpf-Kratzdistel	<i>Cirsium palustre</i>	S					+					1
Weide	<i>Salix spec,</i>	K				r						1
Schmalblättriges Weidenröschen	<i>Epilobium angustifolium</i>	K		r								1
Rotstängelmoos	<i>Pleurozium schreberi</i>	K		1					+	1	2a	4
Breitblättriger Dornfarn	<i>Dryopteris dilatata</i>	K						1	3b	2a	1	4
Etagenmoos	<i>Hylocomium splendens</i>	K								3	4	2
Fichte	<i>Picea abies</i>	B							3	5	5	3
Sauer-Klee	<i>Oxalis fontana</i>	K								2a		1
Bergahorn	<i>Acer pseudoplatanus</i>	K									r	1
Artenzahl			10	12	10	15	18	13	12	13	13	

6.6 Ellenberg-Zeigerwerte

Im Folgenden befinden sich die einzelnen Ellenberg-Zeigerwerte für die einzelnen gefundenen Arten. Des Weiteren befindet sich hier das Ergebnis der ungewichteten Mittelwerte. Sie wurden für die Standortcharakterisierung nicht berücksichtigt, da einzelne Pflanzen einen zu großen Einfluss haben.

Tabelle 17: Ellenbergzeigerwerte der gefundenen Arten am Wüstebach, L = Lichtzahl, T = Temperaturzahl, K = Kontinentalitätszahl, F = Feuchtezahl, R = Reaktionszahl, N = Stickstoffzahl/Nährstoffzahl, S=Salzzahl (enthaltene „b“ für Schwermetallresistenz), LF=Lebensform, LF_B=Blattausdauer (Ellenberg et al. 2010).

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	L	T	K	F	R	N	S	LF	LF_B
Bergahorn	<i>Acer pseudoplatanus</i>	(4)	x	4	6	x	7	0	P	S
Besenginster	<i>Cytisus scoparius</i>	8	5	2	4	3	4	0	N	I,S
Besenheide	<i>Calluna vulgaris</i>	8	x	3	x	1	1	0	Z	I
Breitblättriger Dornfarn	<i>Dryopteris dilatata</i>	4	x	3	6	x	7	0	H	S
Buche	<i>Fagus sylvatica</i>	(3)	5	2	3	x	x	0	P	S
Drahtschmiele	<i>Avenella flexuosa</i>	6	x	2	x	2	3	0	H	I
Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>	(6)	x	x	x	4	x	0	P,N	S
Etagenmoos	<i>Hylocomium splendens</i>									
Fichte	<i>Picea abies</i>	(5)	3	6	x	x	x	0	P	I
Flatterbinse	<i>Juncus effusus</i>	8	5	3	7	3	4	0	H	S
Gewöhnlicher Dornfarn	<i>Dryopteris carthusiana</i> ,	3	x	3	5	5	6	0	H	s
Habichtskraut	<i>Hieracium spec</i>									
Harzer Labkraut	<i>Galium Harcynium (saxatile)</i>	7	5	2	5	2	3	0	C,H	W
Heidelbeere	<i>Vaccinium myrtillus</i>	5	x	5	x	2	3	0	Z	S
Himbeere	<i>Rubus idaeus</i>	7	x	x	x	x	6	0	n	S
Igelsegge	<i>Carex echinata</i>	8	x	3	8~	3	2	0	H	S
Kriechender Hahnenfuß	<i>Ranunculus repens</i>	6	x	x	7~	x	7	1	H	W
Rippenfarn	<i>Blechnum spicant</i>	3	x	2	6	2	3	0	H	I
Rohr-Pfeifengras	<i>Molinia carulea arundinacea</i>	7	6	5	x~	x	3	0	H	S
Rote Straußgras	<i>Agrostis tenuis (capillaria)</i>	7	x	3	x	4	4	0b	H	S
roter Fingerhut	<i>Digitalis purpurea</i>	7	5	2	5	3	6	0	H	S
Rotstängelmoss	<i>Pleurozium schreberi</i>									
Sauer-Klee	<i>Oxalis fontana</i>	6	6	?	5	5	7	0	G,T	S
Schmalblättriges Weidenröschen	<i>Epilobium angustifolium</i>	8	x	5	5	5	8	0	H	s
Schönes Widertonmoos	<i>Polytrichastrum formosum</i>									
Schwarzerle	<i>Alnus glutinosa</i>	(5)	5	3	9=	6	x	1	P	S
Sumpf-Kratzdistel	<i>Cirsium palustre</i>	7	5	3	8	4	3	0	H	W
Weide	<i>Salix spec.</i>									
Weißer Hainsimse	<i>Luzula luzuloides</i>	4	x	4	5	3	4	0	H	W
Zitterpappel	<i>Populus tremula</i>	(6)	5	5	5	x	x	0	P	S

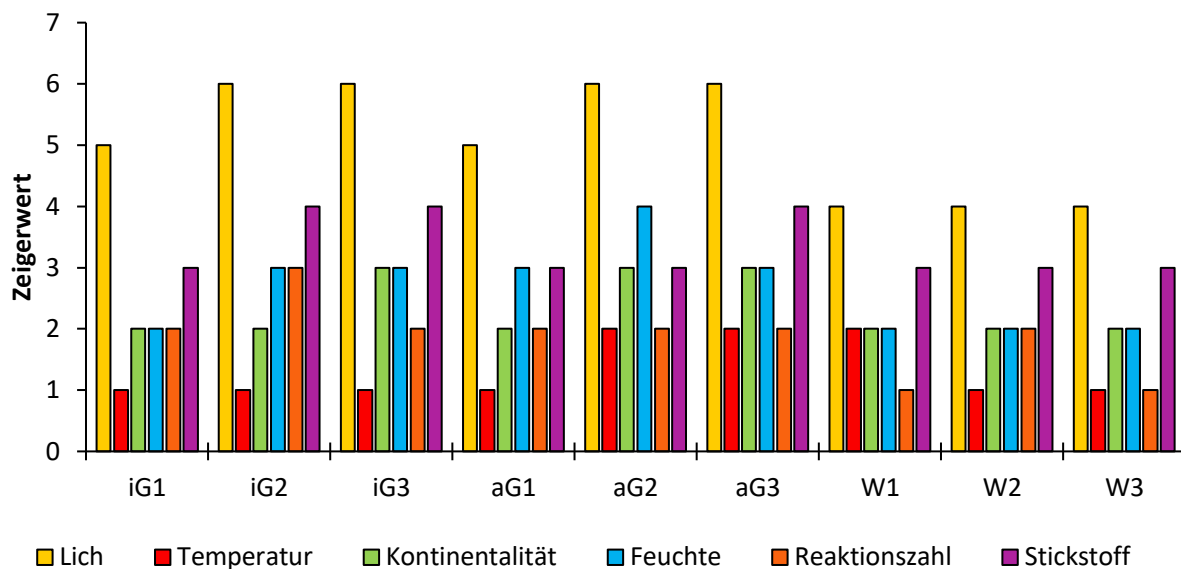


Abbildung 29: Ungewichtete Mittelwerte der Ellenbergzeigerwerte für Licht, Temperatur, Kontinentalität, Feuchte, Reaktionszahl und Stickstoff für den maximalen Aufnahmeradius von 4 m,

6.7 Korrespondenzanalysen

Im Folgenden befinden sich die Auswertungen der „detrended correspondence analysis“ (DCA), der „Correspondenceanalysis“ (CA) oder der „canonical Correspondenceanalysis“ (CCA).

DCA – „detrended correspondence analysis“

Tabelle 18: Detrended Korrespondenzanalyse (DCA) für alle relevanten Aufnahmeradien.

Aufnahmeradius	Axes	1	2	3	4	Total inertia
0,5 m	Eigenvalues:	0,784	0,151	0,028	0,003	2,031
	Lengths of gradient:	3,166	1,09	1,027	0,917	
	Cumulative percentage variance of species data	38,6	46	47,4	47,6	
1m	Eigenvalues:	0,86	0,305	0,046	0,005	3,037
	Lengths of gradient:	4,934	1,888	2,529	1,853	
	Cumulative percentage variance of species data	28,3	38,4	39,9	40	
2m	Eigenvalues:	0,784	0,151	0,028	0,003	2,031
	Lengths of gradient:	3,166	1,09	1,027	0,917	
	Cumulative percentage variance of species data:	38,6	46	47,4	47,6	
3m	Eigenvalues:	0,784	0,151	0,028	0,003	2,031
	Lengths of gradient:	3,166	1,09	1,027	0,917	
	Cumulative percentage variance of species data:	38,6	46	47,4	47,6	
4m	Eigenvalues:	0,753	0,192	0,026	0,016	2,228
	Lengths of gradient:	3,677	2,312	1,387	0,826	
	Cumulative percentage variance of species data:	33,8	42,4	43,5	44,3	

CA – Correspondenceanalysis

Für alle folgenden Korrespondenzanalysen, sowohl CA als auch CCA wird folgende Tabelle für die Abkürzungen der Artnamen herangezogen-

Tabelle 19: Abkürzungsverzeichnis für die gefundenen Arten. Aufgeführt werden der deutsche Name, der lateinische Name sowie die jeweilige Abkürzung.

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Abkürzung
Bergahorn	<i>Acer pseudoplatanus</i>	acespe
Besenginster	<i>Cytisus scoparius</i>	cytsco
Besenheide	<i>Calluna vulgaris</i>	calvul
Breitblättriger Dornfarn	<i>Dryopteris dilatata</i>	drydil
Buche	<i>Fagus sylvatica</i>	fagsyl
Drahtschmiele	<i>Avenella flexuosa</i>	avefle
Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>	corauc
Etagenmoos	<i>Hylocomium splendens</i>	hylspe
Fichte	<i>Picea abies</i>	picabi
Flatterbinse	<i>Juncus effusus</i>	juneff
Gewöhnlicher Dornfarn	<i>Dryopteris carthusiana</i>	drycar
Habichtskraut	<i>Hieracium spec</i>	hiespe
Harzer Labkraut	<i>Galium Harcynium (saxatile)</i>	galhar
Heidelbeere	<i>Vaccinium myrtillus</i>	vacmyr
Himbeere	<i>Rubus idaeus</i>	rubida
Igelsegge	<i>Carex echinata</i>	carech
Kriechender Hahnenfuß	<i>Ranunculus repens</i>	ranrep
Rippenfarn	<i>Blechnum spicant</i>	blespi
Rohr-Pfeifengras	<i>Molinia carulea arundinacea</i>	molcar
Rote Straußgras	<i>Agrostis tenuis (capillaria)</i>	agrtcn
roter Fingerhut	<i>Digitalis purpurea</i>	digpur
Rotstängelmoos	<i>pleurozium schreberi</i>	plesch
Sauer-Klee	<i>Oxalis fontana</i>	oxafon
Schmalblättriges Weidenröschen	<i>Epilobium angustifolium</i>	epiang
Schönes Widertonmoos	<i>Polytrichastrum formosum</i>	polfor
Schwarzerle	<i>Alnus glutinosa</i>	alnglu
Sumpf-Kratzdistel	<i>Cirsium palustre</i>	cirpal
Weide	<i>Salix spec.</i>	salix
Weißer Hainsimse	<i>Luzula luzuloides</i>	luzluz
Zitterpappel	<i>Populus tremula</i>	poptre

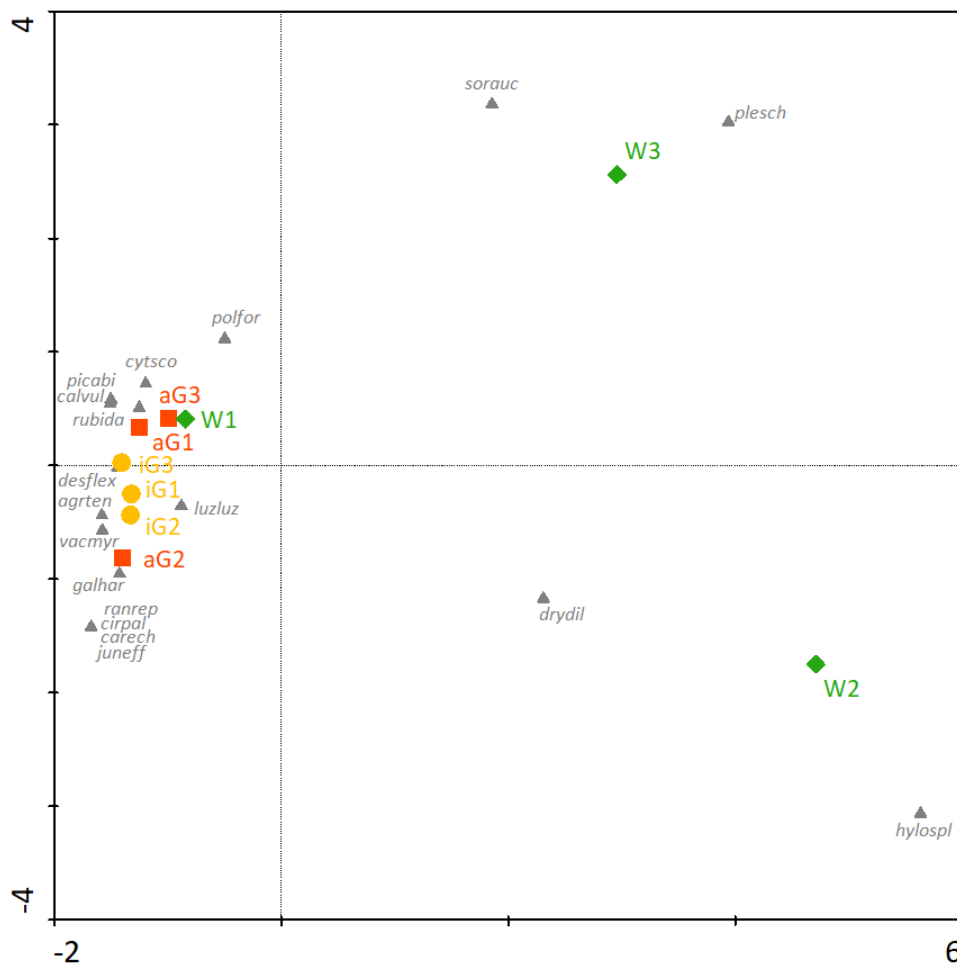


Abbildung 30: Korrespondenzanalyse (CA) der im Aufnahmeradius von 0,5 m gefundenen Arten (Dreieck, grau) an den neun Standorten in den drei untersuchten Flächen **im Gatter (Kreis, gelb)** **außerhalb des Gatters (Quadrat, orange)** und **im Wald (Raute, grün)**, dargestellt für die erste (Abzissenachse) und zweite (Ordinatenachse) Achse. Die Abkürzungen der Arten befinden sich in Tabelle 19.

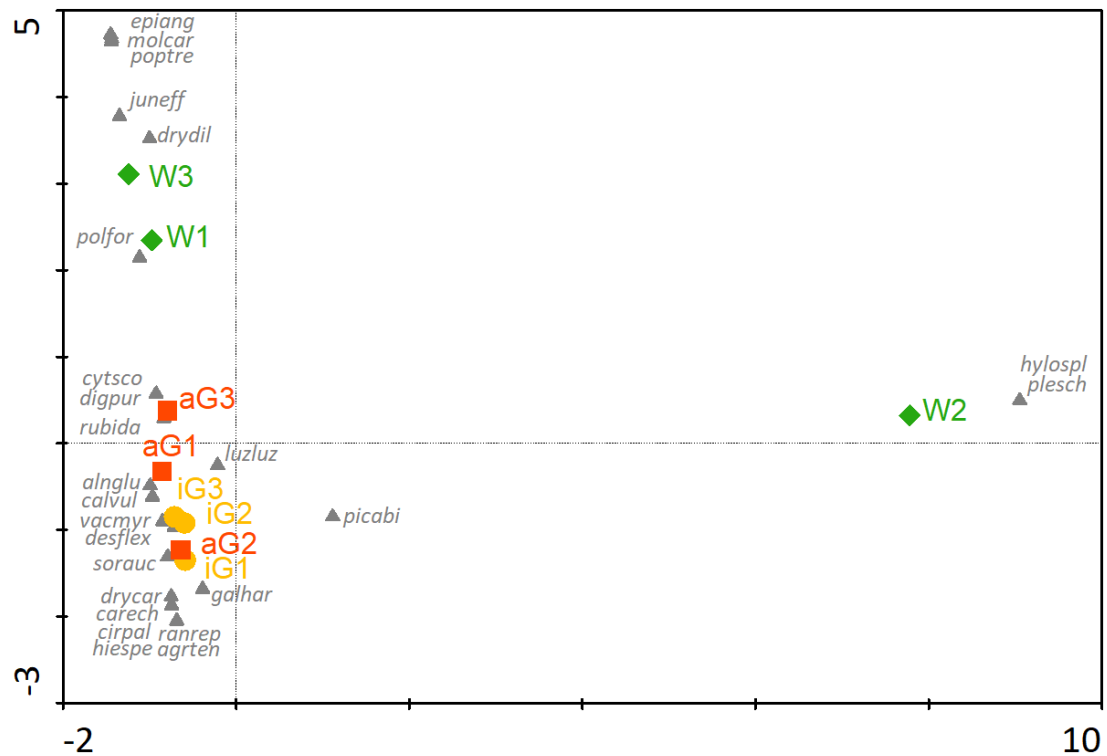


Abbildung 31: Korrespondenzanalyse (CA) der im Aufnahmeradius von 1 m gefundenen Arten (Dreieck, grau) an den neun Standorten in den drei untersuchten Flächen **im Gatter (Kreis, gelb)** **außerhalb des Gatters (Quadrat, orange)** und **im Wald (Raute, grün)**, dargestellt für die erste (Abzissenachse) und zweite (Ordinatenachse) Achse. Die Abkürzungen der Arten befinden sich in Tabelle 19.

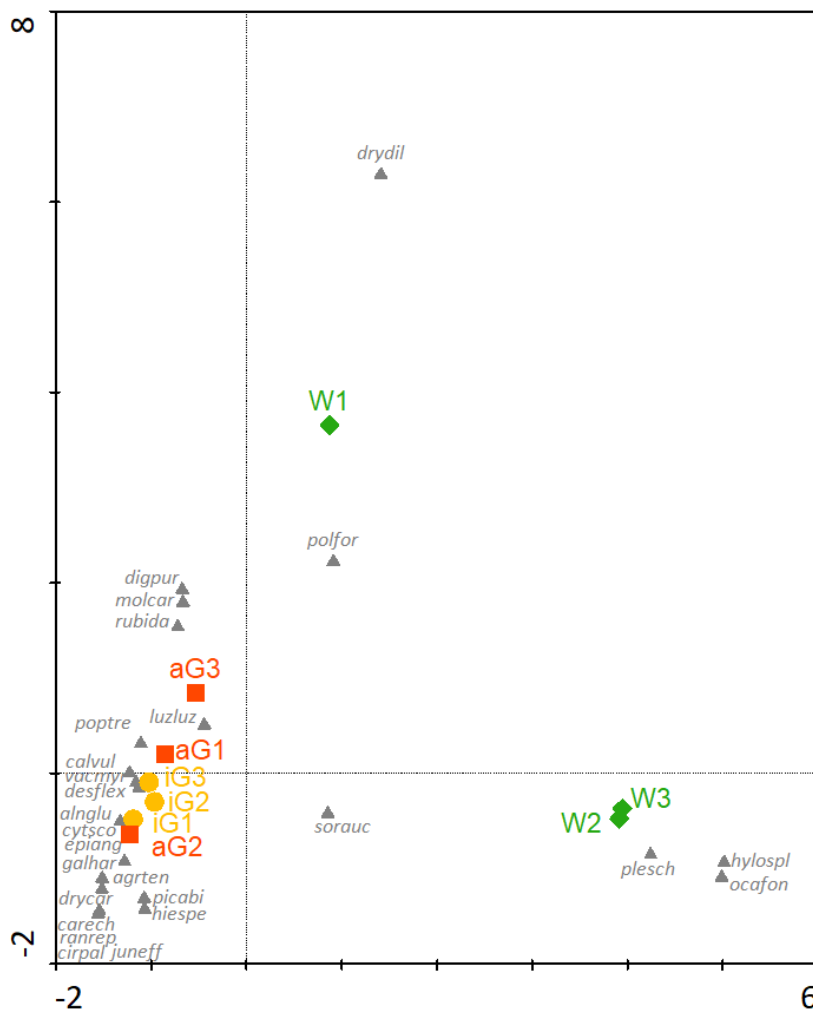
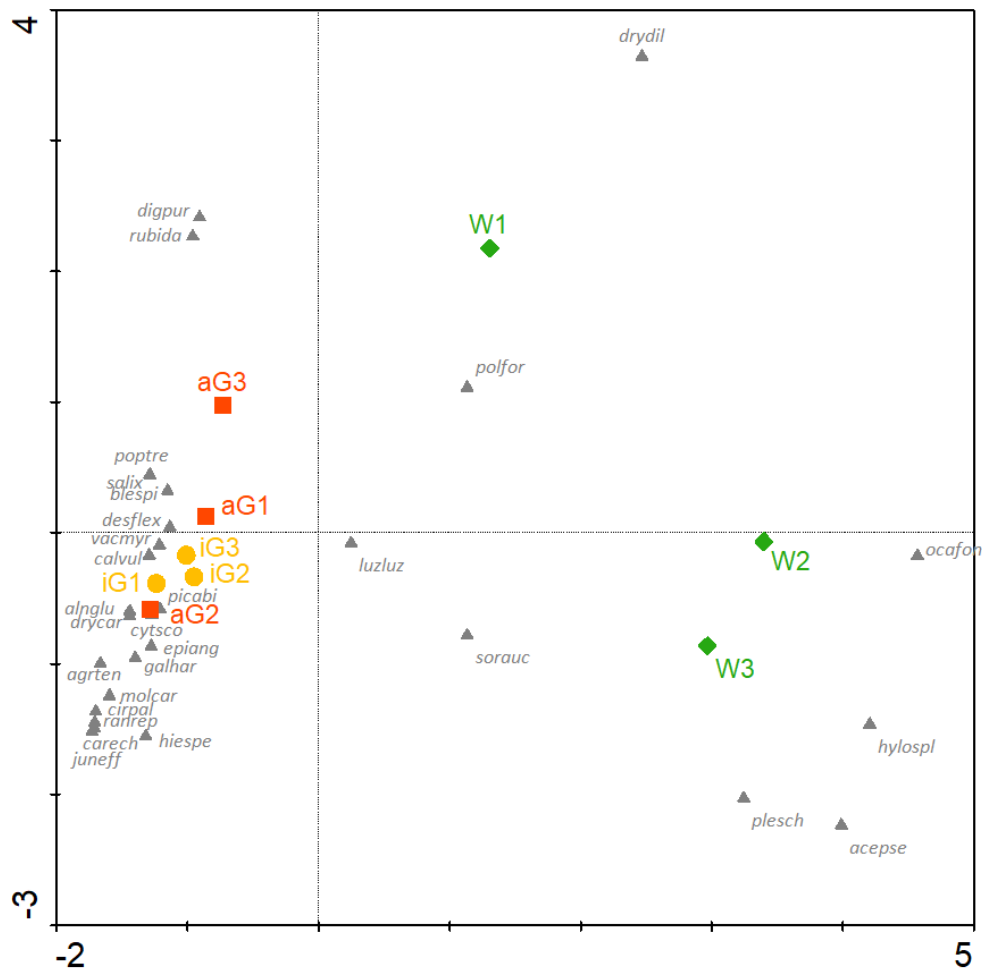


Abbildung 32: Korrespondenzanalyse (CA) der im Aufnahmeradius von 2 m gefundenen Arten (Dreieck, grau) an den neun Standorten in den drei untersuchten Flächen **im Gatter (Kreis, gelb)** **außerhalb des Gatters (Quadrat, orange)** und **im Wald (Raute, grün)**, dargestellt für die erste (Abzissenachse) und zweite (Ordinatenachse) Achse. Die Abkürzungen der Arten befinden sich in Tabelle 19.



CCA - „canonical Correspondenceanalysis“

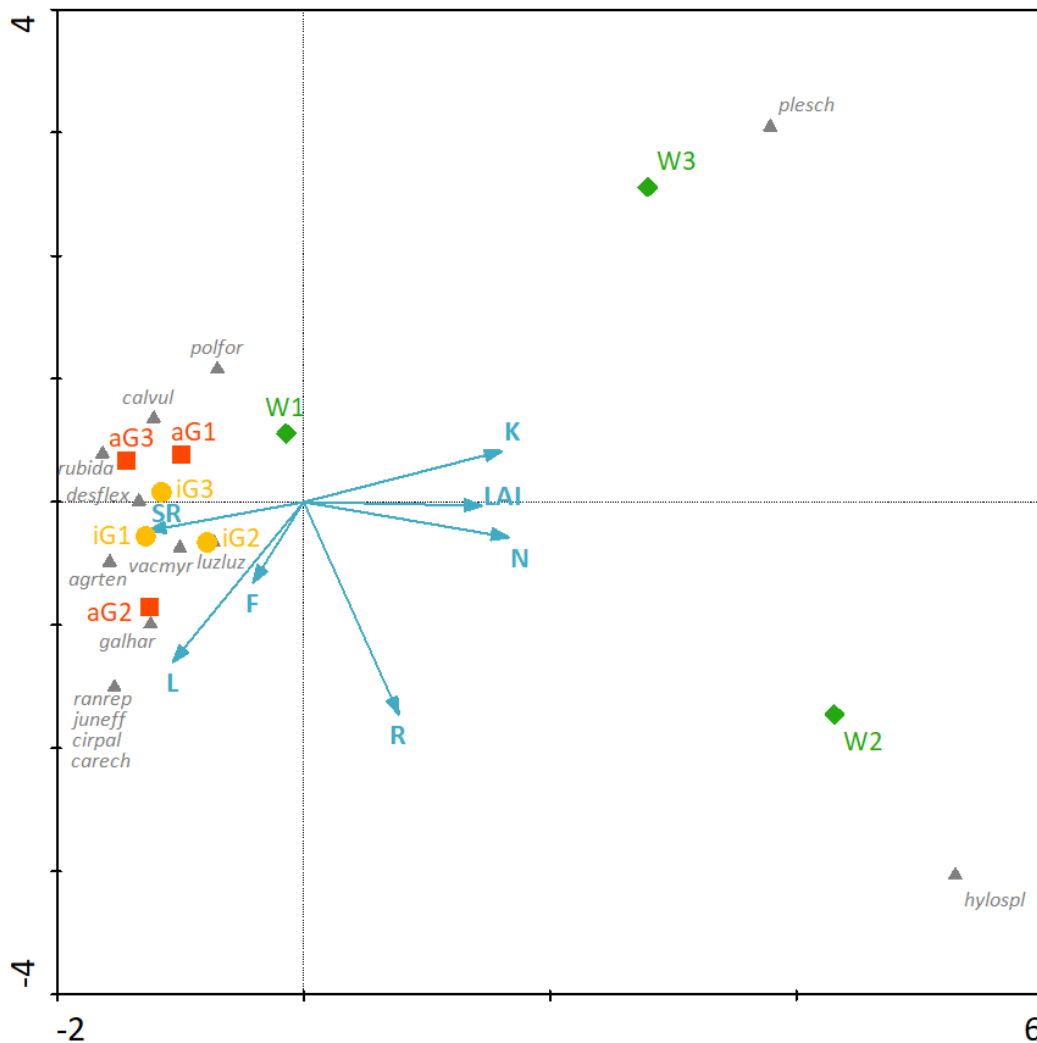


Abbildung 34 Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) der Bedeckungsgrade der gefundenen Arten ohne Baumschicht (Dreieck, grau) an den neun Standorten in den drei untersuchten Flächen im **Gatter (Kreis)** außerhalb des Gatters (**Quadrat**) und im **Wald (Raute)** mit Berücksichtigung der über Ellenberg ermittelten Werte für Licht (L), Feuchtigkeit (F), Reaktionszahl (R), Stickstoff (N) und Kontinentalität (K), sowie für die gemessenen Respirationswerte für den Sommer 2017 (Resp.) (blaue Pfeile) für den Aufnahme-radius 0,5 m dargestellt für die erste (Abszissenachse) und zweite (Ordinatenachse) Achse. Die Abkürzungen der Arten befinden sich in Tabelle 19.

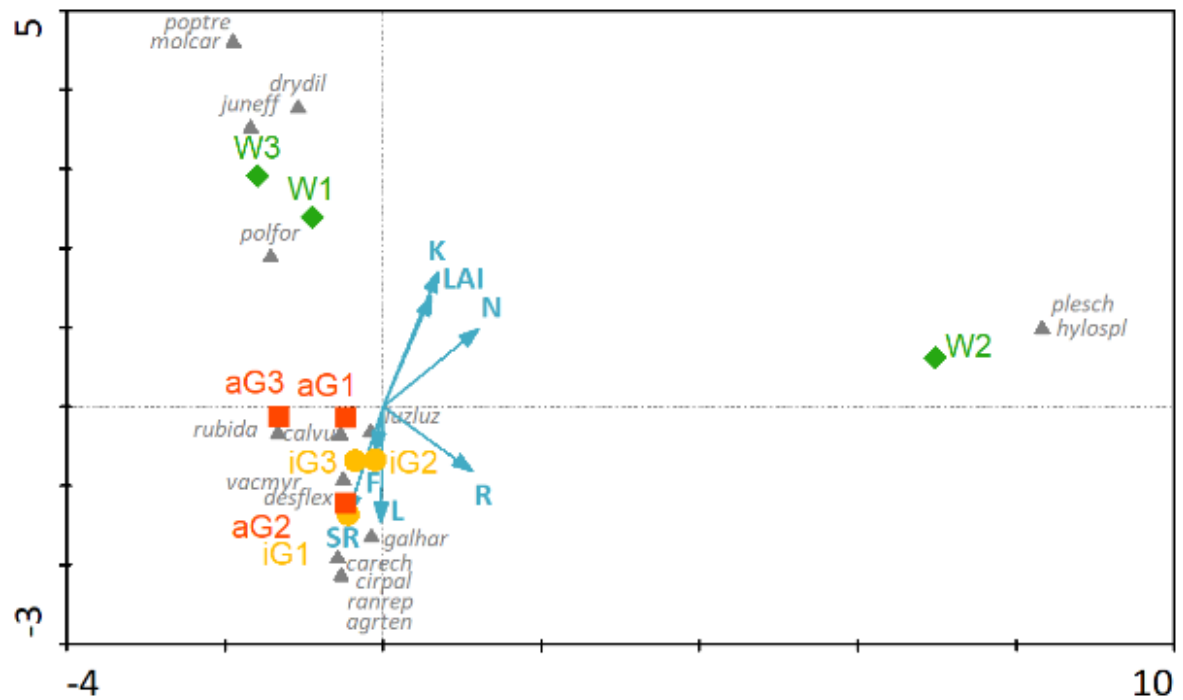


Abbildung 35 Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) der Bedeckungsgrade der gefundenen Arten ohne Baumschicht (Dreieck, grau) an den neun Standorten in den drei untersuchten Flächen im **Gatter** (Kreis) **außerhalb des Gatters** (Quadrat) und **im Wald** (Raute) mit Berücksichtigung der über Ellenberg ermittelten Werte für Licht (L), Feuchtigkeit (F), Reaktionszahl (R), Stickstoff (N) und Kontinentalität (K), sowie für die gemessenen Respirationswerte für den Sommer 2017 (Resp.) (blaue Pfeile) für den Aufnahmeradius 1 m dargestellt für die erste (Abszissenachse) und zweite (Ordinatenachse) Achse. Die Abkürzungen der Arten befinden sich in Tabelle 19.

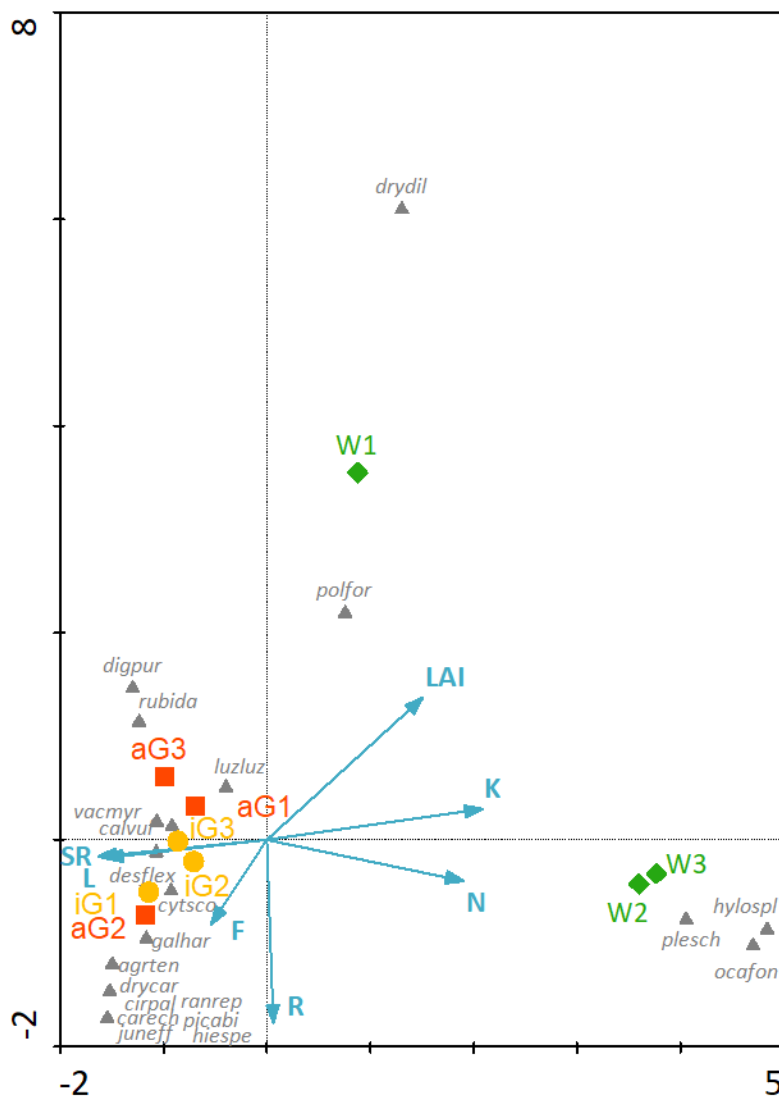


Abbildung 36 Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) der Bedeckungsgrade der gefundenen Arten ohne Baumschicht (Dreieck, grau) an den neun Standorten in den drei untersuchten Flächen im **Gatter** (Kreis) **außerhalb des Gatters** (Quadrat) und **im Wald** (Raute) mit Berücksichtigung der über Ellenberg ermittelten Werte für Licht (L), Feuchtigkeit (F), Reaktionszahl (R), Stickstoff (N) und Kontinentalität (K), sowie für die gemessenen Respirationswerte für den Sommer 2017 (Resp.) (blaue Pfeile) für den Aufnahmeradius 2 m dargestellt für die erste (Abszissenachse) und zweite (Ordinatenachse) Achse. Die Abkürzungen der Arten befinden sich in Tabelle 19.



Abbildung 37 Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) der Bedeckungsgrade der gefundenen Arten ohne Baumschicht (Dreieck, grau) an den neun Standorten in den drei untersuchten Flächen im **Gatter** (Kreis) **außerhalb des Gatters** (Quadrat) und **im Wald** (Raute) mit Berücksichtigung der über Ellenberg ermittelten Werte für Licht (L), Feuchtigkeit (F), Reaktionszahl (R), Stickstoff (N) und Kontinentalität (K), sowie für die gemessenen Respirationswerte für den Sommer 2017 (Resp.) (blaue Pfeile) für den Aufnahmeradius 3 m dargestellt für die erste (Abszissenachse) und zweite (Ordinatenachse) Achse. Die Abkürzungen der Arten befinden sich in Tabelle 19.