

Westfälische Wilhelms-Universität
Institut für Landschaftsökologie

Diplomarbeit

CO₂-Flüsse in alpinem Grasland unter
erhöhten troposphärischen
Ozonkonzentrationen und Stickstoffeinträgen



Von
Jan Enderle

Münster, März 2010

Westfälische Wilhelms-Universität
Institut für Landschaftsökologie
Robert-Koch-Str. 26-28

Diplomarbeit

CO₂-Flüsse in alpinem Grasland unter
erhöhten troposphärischen
Ozonkonzentrationen und Stickstoffeinträgen

Von
Jan Enderle

Münster, März 2010

Erstgutachter:
Prof. Dr. Otto Klemm, Westfälische Wilhelms-Universität,
Münster, Deutschland

Zweitgutachter:
Dr. Matthias Volk, Forschungsanstalt Agroscope,
Abteilung Lufthygiene und Klima, Zürich, Schweiz

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	I
Tabellenverzeichnis.....	I
Abstract	1
Zusammenfassung.....	2
1 Einleitung.....	3
1.1 Grundlagen und Zielsetzung	4
2 Methoden	5
2.1 Untersuchungsgebiet.....	5
2.2 Versuchsaufbau	6
2.3 Messgeräte und Anwendung.....	7
2.4 Definition und Messung von NEE, R _{eco} , GPP	8
2.5 Modell und NEP.....	9
2.6 Statistik.....	12
3 Ergebnisse	13
3.1 Witterung.....	13
3.2 Bodenwassergehalt.....	13
3.3 Bodentemperatur (T _{soil})	15
3.4 Oberirdische Trockenbiomasse (TB)	15
3.5 R _{eco} und GPP	16
3.6 Modellergebnisse	19
3.7 Ergebnisse aus 2006.....	21
4 Diskussion.....	22
4.1 Umweltfaktoren (T _{soil} , SWC).....	22
4.2 Gasaustauschmessungen	23
4.3 Modellieren	23
4.4 R _{eco} und GPP	24
4.5 Modellergebnisse und Kohlenstoffbilanzen.....	25
4.6 Vergleich der Ergebnisse von 2006 und 2010	27
5 Fazit.....	27

6	Danksagung.....	28
7	Literaturverzeichnis	28
8	Erklärung.....	31

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Schema des Experimentaufbaus.....	7
Abb. 2: CO ₂ -Flussmessung über einem Monolithen.....	8
Abb. 3: Lineare Regression des nächtlichen CO ₂ -Flusses (R _{eco}) im Verhältnis zur gleichzeitig gemessenen Bodentemperatur (Vegetationsperiode 2010).	9
Abb. 4: Lichtreaktionskurve der Gross Primary Production (GPP) über den Monolithen des Tagesganges am 14.07.2010.	11
Abb. 5: Beispiel des modellierten hyperbolischen Anstiegs der Assimilation des Monolithen 165 (N 54, O ₃ ++).....	12
Abb. 6: SWC < 25 % der Vegetationsperiode 2010 im Verhältnis zu dem auf 10 °C normalisierten NEE _{night}	14
Abb. 7: SWC-Messungen ([%], N=13) vom 04.06.-05.10.2010 aufgeteilt nach den N-Behandlungen N 4, N 14 und N 54.	14
Abb. 8: Die oberirdische Trockenbiomasse (TB) von 2004 – 2010 und die Höhe des Niederschlags von Beginn der Vegetationsperiode bis zur Mahd (April-Juli).	15
Abb. 9: Respirationsraten während 16 Nachtmessungen der Vegetationsperiode 2010.....	16
Abb. 10: Auf 10 °C normalisierte Respirationsraten (R _{eco}) der Vegetationsperiode 2010.....	17
Abb. 11: Gross Primary Productivity (GPP) während 16 Tagesmessungen der Vegetationsperiode 2010.....	18
Abb. 12: Akkumulation von R _{eco} und GPP in g C m ⁻² in der Vegetationsperiode 2010.	20
Abb. 13: Verlauf von NEP [g C m ⁻²] in der Vegetationsperiode 2010.	21

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Mittelwerte der CO ₂ -Flüsse R _{eco} , GPP und R _{eco} 10 °C (auf 10°C normalisiert) (μmol CO ₂ m ⁻² s ⁻¹) für die Vegetationsperiode 2010.	18
Tab. 2: Effekte von N, O ₃ , und Tag auf die CO ₂ -Flussraten von R _{eco} und GPP während der Saison 2010, analysiert mit einer repeated measure ANOVA.	19
Tab. 3: Saisonale Ökosystem-Kohlenstoffverluste (R _{eco}), -Zuwächse (GPP) und -Differenzen (NEP) für die Vegetationsperiode 2010.	19
Tab. 4: Effekte von N und O ₃ , auf R _{eco} , GPP und NEP während der Saison 2010, analysiert mit einer ANOVA.	20
Tab. 5: Mittelwerte der CO ₂ -Flüsse R _{eco} , GPP und R _{eco} 10 °C (auf 10°C normalisiert) (μmol CO ₂ m ⁻² s ⁻¹) für die Vegetationsperiode 2006.	21
Tab. 6: Saisonale Ökosystem-Kohlenstoffverluste (R _{eco}), -Zuwachs (GPP) und -Differenzen (NEP) für die Vegetationsperiode 2006.	22

Abstract

In recent years, the potential properties of terrestrial earth's surface as carbon sink caused a special interest in carbon balance properties. Increased emissions caused by industry and agriculture lead to increased nitrogen (N) depositions and ozone (O₃) concentrations at remote sites. The pollutants can cause changes and damages to the vegetation, with far reaching consequences on the carbon cycle. In order to investigate these influences, 16 day and night chamber measurements of CO₂-flux were performed on 27 turf monoliths during the growing season in 2010 within the multi-year fumigation experiment „Alp Flix“. Since seven years, the monoliths had been fertilized with two different N-applications (25 and 50 kg N ha⁻¹ a⁻¹) and fumigated by two elevated ozone levels (1.5 x O₃ ambient and 2 x O₃ ambient) beside an ambient control level.

The experiment was developed and established in 2003 by the research institution „Agroscope“ on a grassland plateau in the central alps (2000 m NN) in Switzerland. In addition to the measurements of CO₂-flux, soil water content, soil temperature and solar radiation were monitored. The temperature dependency of ecosystem respiration rates (R_{eco}) and the light dependency of gross primary production (GPP) were determined. The Net Ecosystem Production (NEP) was determined from R_{eco} and GPP by means of hourly averages of soil temperature values and global radiation values. The results were compared to similar measurements from 2006.

While additional N provoked a significantly increased gross primary production (GPP), no significant differences in the ecosystem respiration rates (R_{eco}) were noticed. The gross primary production is assumed to be negatively affected by the ozone treatment. Because of further influences of proactive environment factors, it is not possible to draw unambiguous conclusions with respect to changes on the carbon balance induced by the treatment. During the vegetation period the NEP amounted to an average of 108.55 g C m⁻² (±8.7), which thereby was a clear magnification in saving carbon in the system in comparison to the negative NEP (-146.64 g C m⁻²) of 2006. The differences are based on the far lower ecosystem respiration in 2010, which is referred both to lower soil temperatures and to a change in management of monoliths that shifted from pasture to hay meadow. The lower ecosystem respiration in 2010 also reveals that the impact of warm and dry conditions in 2006 was marginal to the limitation of the microbial respiration.

Zusammenfassung

Die potentielle Eigenschaft der terrestrischen Erdoberfläche als Kohlenstoffsенke rief in den letzten Jahren ein erhöhtes Interesse an deren Kohlenstoff-Bilanz-Eigenschaften hervor. Erhöhte Emissionen aus Industrie und Landwirtschaft führen auch in abgelegenen, ländlicheren Gegenden zu erhöhten Stickstoffdepositionen und Ozonkonzentrationen. Die Effekte, die diese Luftschadstoffe durch Veränderungen und Schädigungen an der Vegetation hervorrufen, beeinflussen wiederum den Kohlenstoffkreislauf. Zur Untersuchung dieser Einflüsse wurden in der Vegetationsperiode 2010 an 16 Tagen und 16 Nächten CO₂-Fluss-Haubenmessungen über 27 Monolithen (Grassoden), im Rahmen des mehrjährigen offenen Begasungsexperiment „Alp Flix“, durchgeführt. Seit sieben Jahren wurden durch zwei verschiedenen Stickstoffbehandlungen (25 und 50 kg N ha⁻¹ a⁻¹ + Kontrolle) und durch zwei verschiedenen Ozonbehandlungen (1,5 x O₃-Umwelt und 2 x O₃-Umwelt + Kontrolle (O₃-Umwelt)) erhöhte Stickstoff- und Ozondepositionen über den Monolithen simuliert.

Das Experiment wurde 2003 auf einem Borstgrasrasen in den Schweizer Zentralalpen (2000 m NN) von der Forschungsanstalt Agroscope entwickelt und aufgebaut. Zusätzlich zu den CO₂-Flussmessungen wurden Bodenwassergehalt, Bodentemperatur und Globalstrahlung gemessen. Die Bodentemperaturabhängigkeit der Ökosystematmung (Ecosystem Respiration, R_{eco}) und die Lichtabhängigkeit der Bruttoprimärproduktion (Gross Primary Production, GPP) wurden ermittelt. Mit Hilfe stündlicher Mittelwerte der Bodentemperatur- und Globalstrahlungsdaten konnten aus R_{eco} und GPP die Nettoprimärproduktion der Vegetationsperiode ermittelt werden. Die Ergebnisse wurden mit ähnlichen Messungen aus dem Jahr 2006 verglichen.

Durch Stickstoffzugabe konnte eine signifikant erhöhte Bruttoprimärproduktion (GPP), aber keine signifikanten Unterschiede in der Ökosystematmung (R_{eco}) festgestellt werden. Durch die Ozonbehandlung werden negative Auswirkungen auf die Bruttoprimärproduktion (GPP) vermutet. Eindeutige Aussagen zu behandlungsbedingten Änderungen in der Kohlenstoffbilanz können aufgrund von Einflüssen parallel wirkender Umweltfaktoren nicht gemacht werden. Alle Behandlungen umfassend wurden während der Vegetationsperiode 108,55 g C m⁻² (±8,7) gebunden. Damit wurde im Vergleich zur negativen NEP (-146,64 g C m⁻²) im Jahr 2006 deutlich mehr Kohlenstoff im System gespeichert. Die Unterschiede basieren auf der wesentlich geringeren Ökosystematmung im Jahr 2010, die auf geringere Bodentemperaturen und einem Managementwechsel der Monolithen von Weide zu Wiese zurückgeführt wird. Die geringere Ökosystematmung 2010 zeigt, dass trockene Bedingungen, wie sie im Jahr 2006 herrschten, nicht zwangsläufig zu einer Limitierung der mikrobiellen Atmung führen.

1 Einleitung

Die anthropogen bedingte Erhöhung des CO₂-Gehaltes in der Atmosphäre, wird etwa zur Hälfte von Land und Ozeanen absorbiert (IPCC 2007). Ein fundiertes Wissen über die terrestrischen Kohlenstoffkreisläufe, ist deshalb von großer wissenschaftlicher und politischer Bedeutung (Chapin et al. 2009). Grasland bedeckt große Teile der terrestrischen Erdoberfläche wobei 20 % der Weltbevölkerung mit ihrer direkten Existenz davon abhängen (Wigley 2000). Außerdem wird der globale organische Kohlenstoff in Böden zu 10-30 % von Grasland gespeichert und spielt somit eine wichtige Rolle im globalen Kohlenstoffhaushalt (Scurlock and Hall 1998, Suyker et al. 2003, Hunt et al. 2004).

Die atmosphärische Deposition von reaktivem Stickstoff, die hauptsächlich aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe und der Anwendung von Kunstdünger stammt (Davidson 2009), ist im letzten Jahrhundert auf das Drei- bis Fünffache gestiegen (Denman 2007). Für viele Regionen der Erde wird ein weiterer Anstieg der Stickstoffdepositionen angenommen (Galloway et al. 2004, Dentener et al. 2006). Der N-Eintrag ist in abgelegenen Gebirgsregionen Zentraleuropas relativ gering (ca. 5 kg N ha⁻¹ a⁻¹), liegt aber in Gebieten mit intensiver Landwirtschaft bei bis zu 60 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Rihm and Kurz 2001). N-Depositionen können einen starken Einfluss auf die Vegetation haben. Einerseits kann sich das Artenspektrum verschieben und unter Umständen ein Biodiversitätsverlust auftreten (Vitousek et al. 1997, Maskell et al. 2010). Andererseits kann durch eine mögliche Stimulation des Pflanzenwachstums die Kohlenstoffaufnahme aus der Atmosphäre gesteigert werden, was zur Minderung des Klimawandels beitragen könnte (Pregitzer et al. 2008, Reay et al. 2008). Da Stickstoff eine wichtige Rolle in der Kontrolle von Schlüsselaspekten des Kohlenstoffkreislaufs spielt, haben Fragestellungen, die sich mit klimarelevanten N-C-Interaktionen beschäftigen eine hohe Dringlichkeit (Gruber and Galloway 2008).

Eine starke Zunahme wird auch bei den Hintergrundkonzentrationen (Konzentrationen die nicht durch Quellen aus der näheren Umgebung beeinflusst sind) des Luftschadstoffes Ozon registriert. Studien erwarten in den mittleren Breiten der nördlichen Hemisphäre einen Anstieg von 0,5 – 2 % pro Jahr (Vingarzan 2004). Im Laufe des letzten Jahrhunderts hat sich das Ozonhintergrund-Mischungsverhältnis fast verdoppelt (Gauss et al. 2006) und liegt momentan bei 20 – 45 ppb. Selbst konservative Szenarien erwarten für das Jahr 2100 eine weitere Erhöhung auf bis zu 84 ppb (Vingarzan 2004, Derwent et al. 2007). Diese erhöhten Werte könnten zu negativen Auswirkungen auf Mensch und Natur führen. Mit verschiedenen Begasungsexperimenten wurden bereits diverse Auswirkungen erhöhter Ozonkonzentrationen auf die Vegetation festgestellt. Dazu gehören sichtbare Schäden, Frühreife und erhöhte Seneszenz, Änderungen der Biomasse, Samenproduktion oder Ressourceneinteilung (Mills et al. 2007). Die meisten dieser Experimente waren allerdings keine offen begasten Feldversuche, welche die Auswirkungen auf ein intaktes Ökosystem untersuchen. Der Wissensstand zur Risikoabschätzung von Ozonbelastungen auf Vegetation und verschiedene Pflanzengesellschaften ist deshalb immer noch unzureichend (Ashmore 2005). Aufgrund erhöhter Ozonkonzentrationen und den daraus resultierenden Effekten auf die Vegetation wird in Zukunft eine geringere Kohlenstoffaufnahme der Pflanzen aus der Atmosphäre erwartet. Dieser Effekt könnte sogar einen größeren Einfluss auf die Erderwärmung ausüben, als der direkte Strahlungsantrieb über das troposphärische Ozon (Sitch et al. 2007).

Da diese Prozesse noch unzureichend erforscht sind, aber elementare Auswirkungen auf den CO₂-Haushalt haben können, gab es in den letzten Jahren viele Forschungsbemühungen, um die Kohlenstoffkreisläufe in Ökosystemen besser zu verstehen (Chapin et al. 2009). Allerdings fehlt es weiterhin an In-situ-Studien. In den Schweizer Zentralalpen wurde von der Forschungsanstalt Agroscope im Jahr 2003 das Grünlandexperiment „Alp Flix“ gestartet, indem ein subalpiner Borstgrasrasen künstlich erhöhten Stickstoffeinträgen und Ozonkonzentrationen ausgesetzt wurde. Bei der Begasungsanlage handelt es sich um eine “open-air“-Fumigationsanlage. Der zusätzliche Stickstoff wurde in Form von in Brunnenwasser gelöstem Ammoniumnitrat (NH₄NO₃) auf die Flächen aufgetragen.

1.1 Grundlagen und Zielsetzung

In dieser Arbeit wird der Einfluss von erhöhten Ozonkonzentrationen und Stickstoffeinträgen auf den Kohlenstoffkreislauf untersucht. Die Untersuchung fand auf der Alp Flix während der Vegetationsperiode 2010 statt. Außer den direkten Einflüssen durch die Behandlungen, wirken viele andere Umweltfaktoren auf den Kohlenstoffkreislauf. Deshalb ist es für die Interpretation der Behandlungseffekte wichtig, einen Bezug der Messzeiträume unter verschiedenen Umweltbedingungen herzustellen. Im Jahr 2006 wurden bereits CO₂-Messungen durchgeführt (Volk et al. 2011). Es war ein trockenes und warmes Jahr. Das klimatisch eher durchschnittliche Jahr 2010 ist ein gutes Vergleichsjahr, um die eventuell auf das Klima zurückführenden Effekte zu ermitteln.

Es wurden Daten zum Netto CO₂-Ökosystemaustausch [(Net Ecosystem Exchange, NEE) Haubenmessungen], Bodenwassergehalt (Soil Water Content, SWC), Bodentemperaturen (T_{soil}) und der Globalstrahlung (GS) erhoben und ausgewertet. NEE ist der Netto CO₂-Austausch zwischen einem Ökosystem und der Atmosphäre. Aus den NEE-Daten wurden die Ökosystematmung (Ecosystem Respiration, R_{eco}) und die Bruttoprimärproduktion (Gross Primary Production, GPP) gewonnen. R_{eco} ist die heterotrophe und autotrophe Atmung lebender Organismen über die CO₂ aus dem Ökosystem in die Atmosphäre gelangt. Da die Bodentemperatur die Aktivität der lebenden Organismen beeinflusst, steuert sie auch die Ökosystematmung. GPP ist die über Assimilation und Photosyntheseleistung stattfindende CO₂-Absorption der Pflanzen. Da die Globalstrahlung die Photosyntheseleistung beeinflusst, steuert sie auch die Bruttoprimärproduktion. Über die Bodentemperaturabhängigkeit der Ökosystematmung und die Lichtabhängigkeit der Bruttoprimärproduktion wurde über ein Modell die angenäherte Nettoökosystemproduktion (NEP) über die Vegetationsperiode parametrisiert.

NEP ist dabei das Ungleichgewicht zwischen R_{eco} und GPP und beschränkt sich auf die C-Fixierung und Respiration (für Diskussionen zur Terminologie siehe (Chapin et al. 2006)). Der Kohlenstoffein- und austrag durch andere Verbindungen und Prozesse (VOC's < 1 % des NEP, leaching 0-10 % des GPP (Wigley 2000)) wird in dieser Arbeit nicht behandelt.

Vorausgegangene Auswertungen der oberirdischen Trockenbiomasse der seit 2004 mit O₃ und N behandelten Flächen, ergaben deutlich erhöhte Erträge auf den N-Flächen und keine veränderten Erträge auf den O₃-Flächen (Bassin et al. 2007b). Bezüglich dieser Erkenntnisse und den Ergebnissen der CO₂-Flussmessungen 2006, lassen sich folgende Hypothesen bilden:

Unter hoher Ozonbehandlung waren R_{eco} und GPP über die Vegetationsperiode 2006 im zeitlichen Mittel ca. 8 % geringer als auf den Kontrollflächen (Volk et al. 2011). Da beide, R_{eco} und GPP unter Ozonbehandlung geringere Werte aufwiesen deutete NEP auf eine unveränderte CO₂-Kohlenstoffbilanz. Die geringeren GPP- und R_{eco} -Werte wurden auf Störungen des Photosynthesystems der Pflanzen und eine dementsprechend geringere Kohlenstoffbereitstellung für die Respiration zurückgeführt. Für 2010 wären dementsprechend ähnliche Trends zu erwarten.

Im Jahr 2006 war R_{eco} in den hohen Düngegraden im Durchschnitt 3% höher und GPP 4% niedriger. Das führte in der Kohlenstoffbilanz (NEP) zu einem Verlust von 53.9 g C m⁻² (\pm 22.05) im Verhältnis zur Kontrolle. Das trotz erhöhter Biomasse kleinere GPP wurde auf die trockenen Bedingungen im Jahr 2006 und ein dadurch nicht mehr N-limitiertes System zurückgeführt. Bei einem weniger trockenen Jahr 2010 könnte das Ökosystem wieder stärker N-limitiert sein, so dass unter hoher N-Düngung ein positiveres GPP zu erwarten wäre und ein ebenfalls erhöhtes R_{eco} .

Unabhängig von den O₃- und N-Behandlungen wurde 2006 ein negatives NEP von 146,4 g C m⁻² (\pm 15,3) festgestellt. Als Grund für den Kohlenstoffverlust wurde ein Managementwechsel vermutet, da die seit 2004 einschürig gemähten Untersuchungsflächen zuvor beweidet wurden. Die behandlungsunabhängigen Kohlenstoffverluste 2006 sollten im Jahr 2010 deutlich weniger negativ ausfallen, da der Managementwechsel bereits sechs Jahre zurückliegt.

2 Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Die Studie ist Teil eines Experimentes der Abteilung Lufthygiene und Klima des Forschungszentrums Agroscope und befindet sich auf der Alp Flix, Sur, im Kanton Graubünden, auf 2000 m ü. NN in den Schweizer Zentralalpen (9°39'N, 46°32'E). Die natürliche Baumgrenze liegt bei ca. 2200 m ü. NN. Der Bodentyp ist eine leicht saure Braunerde (pH 3,9-4,9) von serpentinitischem Ausgangsgestein. Die Bodentiefe variiert zwischen 20 und 40 cm mit einer maximalen Wurzeltiefe von 20 cm (Bassin et al. 2007b). Das Klima ist geprägt durch kalte Winter mit Schneebedeckung von Dezember bis April. Die mittlere Lufttemperatur einer nahe gelegenen Klimastation in Davos (1590 m, Daten von Meteo Schweiz) liegt bei 2,8 °C (1961-1990). Die über die Vegetationsperiode (April-Oktober 2003-2010) gemittelte Temperatur ist 6,2 °C, der entsprechende mittlere Niederschlag liegt bei 853 mm. Das stündliche Mittel des Ozon-Mischungsverhältnisses variiert während der Vegetationsperiode zwischen 40 und 50 ppb mit nur geringen täglichen oder saisonalen Schwankungen. Es repräsentiert die globale Hintergrundkonzentration. Auf Grund der relativ hohen Lage über NN ist die Luft nur wenig durch frische Stickoxidemissionen aus Verbrennungsprozessen beeinflusst. Außerdem erlaubt die relativ exponierte Lage des Standortes kaum die Ausbildung lokaler Inversionen. Durch die Kombination dieser beiden Effekte treten kaum Tages- oder Jahresgänge der Ozonkonzentrationen auf. Der natürliche Stickstoffeintrag ist $< 4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und wurde über Konzentrationsmessungen in Luft, Regen

und Schnee ermittelt (Bassin et al. 2007b). Vor dem Experiment wurden die Flächen 3-4 Wochen im Jahr extensiv mit Rindern beweidet (ca. 1,3 GVE/ha). Es wurden weder Stallmist noch andere Dünger auf die Flächen aufgetragen. Anstelle der Beweidung wurde die voll entwickelte Vegetation im Experiment einmal pro Jahr gemäht.

Vegetation

Die Vegetation ist ein *Geo-Montani-Nardetum*, eine Weidegesellschaft, die große Teile der subalpinen Zone der europäischen Alpen und Pyrenäen einnimmt (Ellenberg 2010). Der Ertrag der oberirdischen Trockenbiomasse (TB) liegt bei ca. 120 g m⁻² a⁻¹. Die drei Gräser *Festuca violacea*, *Festuca rubra*, *Nardus stricta* und die Segge *Carex sempervirens* beanspruchen zusammen die Hälfte der Deckung. Die häufigsten krautigen Arten (*Ranunculus villarsii*, *Leontodon helveticus*, *Ligusticum mutellina*, *Potentilla aurea*, *Arnica montana*, und *Gentiana acaulis*) und eine einzige Leguminose (*Trifolium alpinum*) tragen jeweils nur 2-3 % zur Gesamtdeckung bei. Weitere 70 krautige Arten sowie einige Gräser und Leguminosen haben eine gemeinsame Deckung von 40 % (Bassin et al. 2007b).

2.2 Versuchsaufbau

Im Jahr 2003 wurden 180 Monolithen (Rasenziegel) von einer nahegelegenen Weide ca. 2100 m ü. NN ausgestochen und in drainierte Plastikboxen (L x B x T = 40 x 30 x 20 cm) eingesetzt. Je 20 Monolithen wurden im Zentrum von neun Begasungsringen auf Höhe des Umgebungsniveaus eingesetzt. Die neun Ringe wurden in drei Blöcken linear auf einem schmalen 150 m langen Höhenzug angeordnet. Für die CO₂-Messungen wurden je drei ausgewählte Monolithen von den 20 pro Begasungsring verwendet. Um mögliche Effekte durch ein standortgebundenes Mikroklima zu verhindern, wurde die Position der Monolithen jährlich innerhalb ihrer Ozonbehandlung vertauscht. Das "open-air"-Fumigationssystem wurde im Frühjahr 2004 installiert. Es wurden drei Ringe als Kontrolle (O₃ Kontrolle), drei mit einer erhöhten Ozonkonzentration von 1,5 x O₃-Umwelt (O₃ +) und drei mit 2 x O₃-Umwelt (O₃ ++) zufällig verteilt. In zwei 120° Sektoren der Begasungsringe wird mit Ozon angereicherte Luft aus den in Hauptwindrichtung ausgelegten Schläuchen abgelassen. Das Ozonluftgemisch wird durch einen vor dem Schlauch angebrachten, den Wind verwirbelnden Schutz, rasch mit der Umgebungsluft vermischt. Über eine PC-Steuerung und einen in der Mitte der Monolithen angebrachten Sensor, wird das Ozonluftgemisch entsprechend der Umgebungsozonkonzentration, der Windgeschwindigkeit und der Windrichtung nachreguliert. Damit das Ozonluftgemisch nicht in Nachbarringe geweht werden kann, wird die Anlage bei den selten auftretenden Windrichtungen längs der Begasungsring-Achse, sowie bei sehr geringen und sehr hohen Windgeschwindigkeiten ausgeschaltet.

Vier verschiedene N-Behandlungen in Form von 5, 10, 25 und 50 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und eine Kontrolle (ohne N-Behandlung) simulieren unterschiedliche N-Depositionen während der Vegetationsperiode. Der zusätzliche Stickstoff wurde alle zwei Wochen in Form von Ammoniumnitrat (NH₄NO₃) in 200 ml Brunnenwasser gelöst und gleichmäßig auf jeden Monolith gegossen. Die Kontrolle wurde ausschließlich mit 200 ml Brunnenwasser behandelt. Jede N-Stufe ist viermal pro Begasungsring repliziert. Inklusive der natürlichen Deposition beträgt der Stickstoffeintrag der Behandlungen: 4 (Kontrolle), 9, 14, 29 und 54 kg N ha⁻¹ a⁻¹.

Dementsprechend ist die Nomenklatur im folgenden Text N 4_(Kontrolle), N 9, N 14, N 29, und N 54. Die Behandlungen mit Stickstoff und Ozon verliefen über die gesamte schneefreie Zeit von Mai bis Oktober 2010.

Die für diese Arbeit relevanten CO₂-Flussmessungen wurden auf drei Monolithen je Begasungsring mit den N-Stufen N 4, N 14 und N 54 durchgeführt. Folglich gab es insgesamt 27 Monolithen innerhalb der Begasungsringe, die für jede N-Stufe drei Replikate je Ozonkonzentration umfassten. So ergaben sich für jede O₃-Konzentration ebenfalls drei Replikate je N-Stufe (Abb. 1).

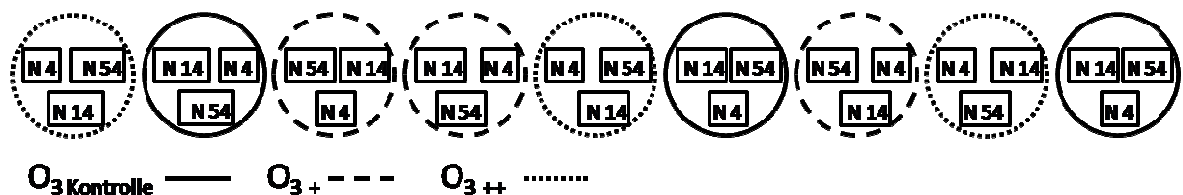


Abb. 1: Schema des Experimentaufbaus.

Zur Kalkulation der oberirdischen Trockenbiomasse (TB) wurde die Vegetation Anfang August 2 cm über dem Boden abgeerntet. Das Pflanzenmaterial wurde in funktionelle Gruppen unterteilt, bis zu einem konstanten Gewicht bei 60 °C getrocknet, und gewogen.

2.3 Messgeräte und Anwendung

Zur Messung der CO₂-Konzentration wurde eine Infrarot-CO₂-Sonde (GMP343 Diffusionsmodell, Vaisala, Vantaa, Finnland) für Haubenmessungen verwendet. Sie ist mit der HM70 Kontroll- und Loggereinheit verbunden. Die CO₂-Werte werden Luftfeuchte-korrigiert ausgegeben. Die Sonde ist in eine transparente Polyacryl-Küvette (30 x 40 x 35 cm) eingebaut (Abb. 2). Ein innen angebrachter Ventilator sorgt für eine moderate Luftdurchmischung. Am unteren Rand der Küvette befindet sich ein Schaumstoffrahmen, der beim Aufsetzen auf die Kunststoffkisten der Monolithen als Dichtung dient. Zwischen dem 29.04. und dem 29.10.2010 wurden in je 16 Tages- und Nachtmessungen Daten zum Net Ecosystem CO₂ Exchange (NEE) über den Monolithen aufgenommen. Um die Messungen untereinander vergleichbar zu halten, wurde tagsüber nur an wolkenfreien Tagen ohne Strahlungslimitierung ±2 Stunden um den Sonnenhöchststand gemessen. Nachts erfolgten die CO₂-Flussmessungen mindestens eine Stunde nach Sonnenuntergang bei trockenen Verhältnissen, damit der CO₂-Fluss nicht durch Oberflächenwasser, das wie eine Membran wirken kann, gehemmt wird. Die Messungen wurden auf der Leeseite des Messgerätes stehend durchgeführt, um erhöhte CO₂-Messwerte durch das eigene Atmen zu verhindern. Ein Messintervall dauerte zwei Minuten. Die kurze Dauer sollte störende Einflüsse durch sich verändernde Zustandsgrößen innerhalb der Küvette (z.B. Temperatur) gering halten. Die Abtastzeit des Messgerätes betrug fünf Sekunden. Die ersten zehn Messsekunden wurden bei der Auswertung verworfen. Dies stellt sicher, dass sich das Messgerät bei den verwendeten Messdaten an die Verhältnisse in der Küvette adaptiert hat. Während jeder Messung wurde mit einem Stechthermometer die Bodentemperatur des Monolithen in fünf Zentimeter Tiefe gemessen.

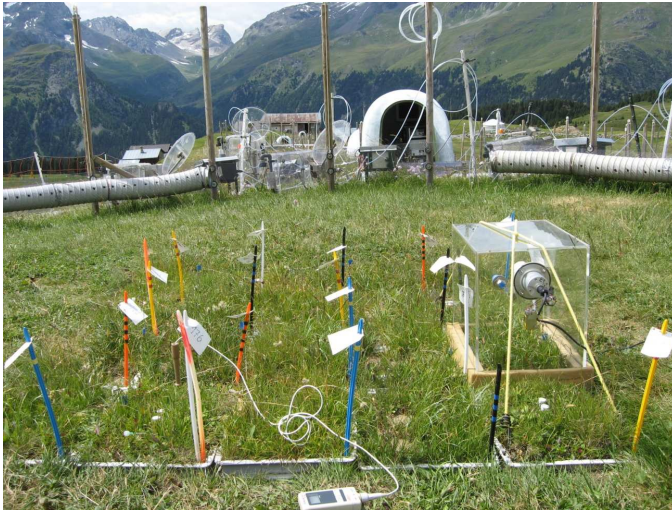


Abb. 2: CO₂-Flussmessung über einem Monolithen

CO₂-Flüsse, die aus der Atmosphäre ins Ökosystem fließen, sind in dieser Arbeit stets positiv deklariert, CO₂-Flüsse aus dem Ökosystem in die Atmosphäre stets negativ.

Zur Messung des Soil Water Content (SWC) in Volumenprozent waren in jedem der 27 Monolithen Time domain reflectometry (TDR)-Messgeräte (P2GMR, Imko, Ettlingen, Deutschland) vertikal eingebaut (16 cm). Diese konnten mit einer mobilen Anzeige (Trime-FM2, Imko) verbunden werden. Außer

während der ersten und letzten Messung sowie am 16.06. konnte der SWC immer parallel zu den CO₂-Messungen aufgenommen (N = 13) werden.

Die Bodentemperatur (T_{soil}) wurde mit Temperaturloggern (Hobo Pendant Temperaturlogger, Onset Computer Corporation, Bourne, MA, USA) im 15-Minuten-Intervall gemessen. In jedem der neun Begasungsringe wurde ein Logger in den Monolithen mit N 14-Behandlung in 5 cm Bodentiefe eingebracht.

Die Globalstrahlung wurde kontinuierlich mit einem Pyranometer (CM3 Pyranometer, Kipp und Zonen BV, Delft, Niederlande) gemessen und in Form von 10-Minuten-Mittelwerten aufgezeichnet.

2.4 Definition und Messung von NEE, R_{eco} und GPP

Da bei den nachts über die Saison gemessenen CO₂-Flüssen (NEE_{night}) keine Photosynthese stattfindet, werden diese direkt als R_{eco} (Ecosystem Respiration) verwendet. Demnach ist:

$$NEE_{\text{night}} = R_{\text{eco}}$$

Da bei dem tagsüber gemessenen NEE_{day} die Ecosystem Respiration (R_{eco}) nicht direkt von der gleichzeitig auftretenden Assimilation zu trennen ist, wird $R_{\text{eco day}}$ über die lineare Regression $NEE_{\text{night}} / T_{\text{soil}}$ (Formel 1: $Y = -0,39 * T - 1,24$; $R^2 = 0,81$) geschätzt (Abb. 3). Die Regression zeigt das Verhältnis von Bodentemperatur zu CO₂-Fluss mit einem Soil Water Content (SWC) > 22%. Die drei Tage, an denen keine SWC-Daten zur Verfügung stehen, werden nicht verwendet, um eine mögliche Verfälschung der Regression durch Trockenheit auszuschließen. Mittels Formel 1 wird dann über die parallel zu den CO₂-Flüssen gemessenen Bodentemperaturen die Tages-Ökosystematmung ($R_{\text{eco day}}$) berechnet.

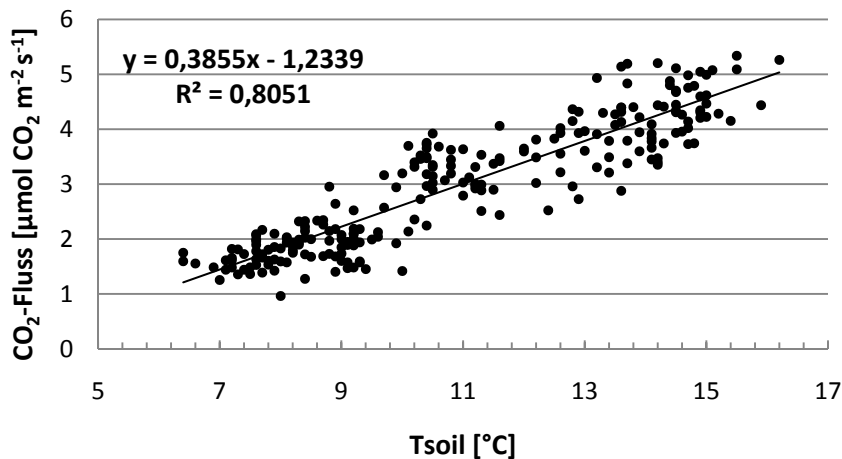


Abb. 3: Lineare Regression des nächtlichen CO₂-Flusses (R_{eco}) im Verhältnis zur gleichzeitig gemessenen Bodentemperatur (Vegetationsperiode 2010). Messungen ohne Feuchtemessung oder SWC < 22 % werden nicht verwendet.

Aufgrund des ermittelten $R_{eco\ day}$ (Formel 1) können in den NEE_{day} -Daten Assimilation und Respiration voneinander getrennt werden, so dass sich die Bruttoprimärproduktion (GPP) berechnet lässt:

$$GPP = NEE_{day} - R_{eco\ day}$$

So wird jedem der 27 Monolithen an den 16 Messtagen eine GPP zugeordnet.

2.5 Modell und NEP

Um den CO₂-Fluss auch zwischen den Messungen abschätzen zu können, wurde über die Saison vom 1. April bis zum 31. Oktober ein Modell generiert. Mithilfe der über die Thermologger und dem Pyranometer ständig zur Verfügung stehenden Bodentemperatur- und Globalstrahlungsdaten, wurden stündliche Mittel von GPP und R_{eco} erzeugt. Die CO₂-Flüsse wurden für die saisonale Bilanz über die gesamte Vegetationsperiode aufsummiert und in g C m⁻² umgerechnet.

R_{eco}

Zur Berechnung von R_{eco} wurden zunächst für alle 16 Messtage die Ökosystematmung jedes Monolithen über die Umstellung der Formel 1 auf 10 °C normalisiert (Formel 2: $Y = -0,39 \times (10\ ^\circ\text{C} - T_{soil}) + \text{CO}_2\text{Fluss}$). Für die Monolithen wird somit die Ökosystematmung berechnet, die sie bei einer Standardbodentemperatur von 10 °C annehmen würden. Zwischen den normalisierten Werten der einzelnen Messtage wurden stündliche Werte linear interpoliert. Jeder Stunde wird dadurch der Wert zugeordnet, der sich am besten zwischen den zeitlich nächstgelegenen, tatsächlich gemessenen Werten eingliedert. Mit der Formel 1 wurde aus dem stündlichen Mittelwert aller Temperaturlogger und den stündlichen interpolierten Werten, eine stündliche temperaturabhängige Ökosystematmung für jeden Monolithen berechnet. So konnte R_{eco} über

die ganze Saison parametrisiert werden. Da für die Berechnung der CO₂-Flüsse ein stündlicher Mittelwert aus allen Temperaturloggern verwendet wurde, können in dem Modell Bodentemperaturunterschiede zwischen den Monolithen nicht berücksichtigt werden.

GPP

Um die GPP über die Saison zu generieren, wurde die Lichtabhängigkeit der Bruttoprimärproduktion ermittelt. Es wurden bei voll entwickelter Grasnarbe Lichtreaktionskurven von GPP erstellt. Hierzu wurden an einem sonnigen und wolkenfreien Tag von Sonnenauf- bis Sonnenuntergang CO₂-Flussmessungen über allen Behandlungskombinationen im 1h - Intervall durchgeführt. Da es keine signifikanten Unterschiede zwischen den Behandlungen gab, wurde die anschließend berechnete Lichtnutzungseffizienz α über alle Behandlungen zusammen berechnet. Ab einer Globalstrahlung (GS) von ≥ 900 W/m² waren die Maxima von GPP erreicht.

Die Lichtreaktionskurve wird mit der nichtlinearen Methode der kleinsten Quadrate, durch ein „rectangular hyperbolic light response model“ (Michaelis-Menten-Modell) beschrieben. Das Modell beschreibt den Zusammenhang zwischen der Globalstrahlung und der Bruttoprimärproduktion.

Die GPP-Werte des Tagesganges korrelieren gut mit der GS, so dass eine rektanguläre hyperbolische Funktion mit der Lichtnutzungseffizienz $\alpha = 0,144$ und der Asymptote $\beta = 13,90$ ermittelt werden konnte ($R^2 = 0,89$; Abb. 4). GPP_{fit} wurde nach der Formel 3 berechnet. Zur Berechnung von α und β wurde das Excel Add-In „Solver“ verwendet. Das Programm sucht iterativ die α - und β -Werte, bei denen die Summe der Standardfehler zwischen GPP und GPP_{fit} minimal ist.

Formel 3:

$$GPP_{fit} = \frac{\alpha \times \beta \times GS}{\alpha \times GS + \beta}$$

GPP_{fit} [$\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$]

GS = Globalstrahlung [W m^{-2}]

α = Anfangssteigung der Lichtreaktionskurve (Light use efficiency factor in $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1} \text{ W}^{-1} \text{ m}^2$)

β = Asymptote von GPP

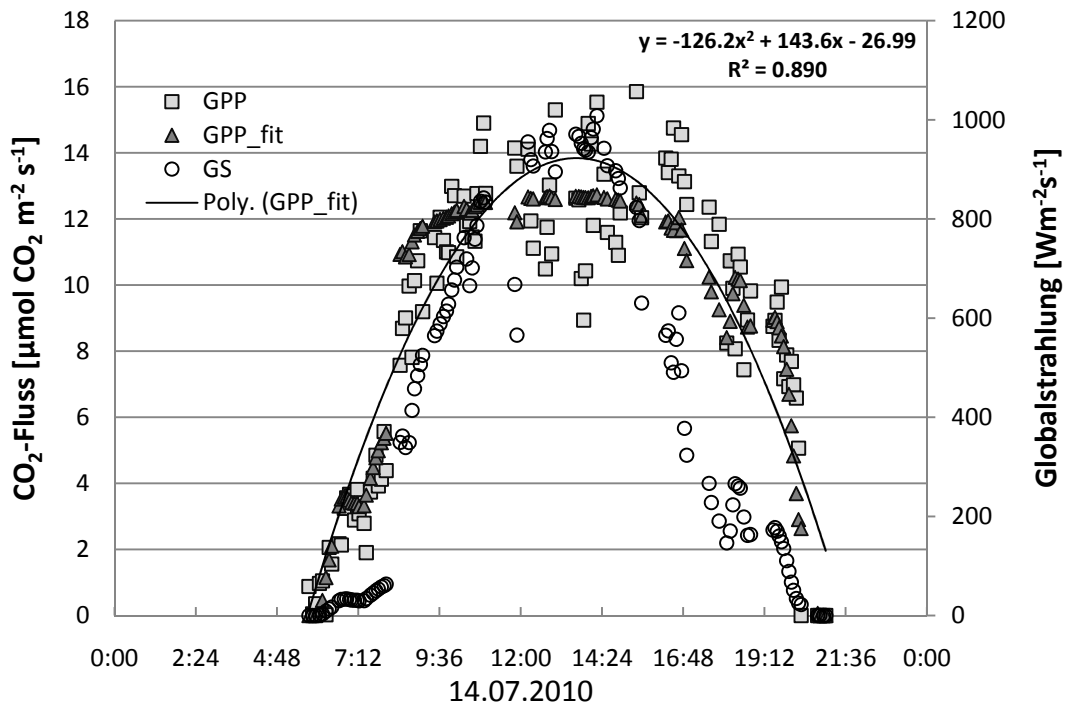


Abb. 4: Lichtreaktionskurve der Gross Primary Production (GPP) über den Monolithen des Tagesganges am 14.07.2010. Die GS wurde parallel vor Ort gemessen, wobei die morgens und abends erkennbaren Sprünge in der Kurve, das Auf- und Abtauchen der Sonne hinter den Bergen widerspiegeln

Ähnlich wie bei der Berechnung von R_{eco} wurden auf der Basis der GPP-Werte aus den Tages-CO₂-Flussmessungen, zwischen den Messtagen stündliche Werte linear interpoliert (GPP_{pot}). Die stündlichen interpolierten Daten wurden mit stündlichen Mittelwerten der Globalstrahlungsdaten und der vorher in Formel 3 berechneten Lichtnutzungseffizienz α über die ganze Saison parametrisiert (Formel 4).

Anschließend wurden die stündlichen R_{eco} - und GPP-Werte über die gesamte Vegetationsperiode nach O₃- und N-Behandlungen aufsummiert und in g C m² umgerechnet.

Formel 4:

$$GPP = \frac{\alpha \times GS}{1 - \frac{GS}{900 \text{ Wm}^{-2}} + \frac{\alpha \times GS}{GPP_{pot}}}$$

Da zwischen dem Ausapern und der ersten möglichen CO₂-Messung am 23. Mai keine Daten zur Verfügung stehen, wird ein hyperbolischer Anstieg des GPP_{pot} mit der maximalen Assimilation A_{max} am 23. Mai angenommen. Der Anstieg wird entsprechend dem Messwert am 23. separat für jeden Monolithen modelliert (Abb. 5).

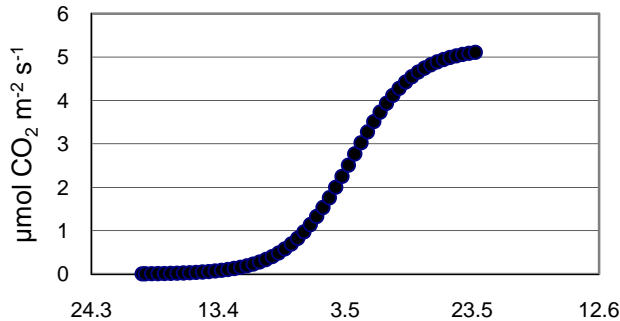


Abb. 5: Beispiel des modellierten hyperbolischen Anstiegs der Assimilation des Monolithen 165 (N 54, O₃++) zwischen dem 1. April und dem 23. Mai 2010.

An den Tagen während der Vegetationsperiode, an denen eine geschlossene Schneedecke vorhanden war, wurden die Globalstrahlungsdaten auf eine maximale Globalstrahlung von 40 W/m² reduziert. Dadurch soll die hohe Albedo des Schnees berücksichtigt werden, die einen großen Teil der einfallenden Globalstrahlung daran hindert, durch den Schnee auf die Vegetationsoberfläche zu gelangen.

langen.

NEP

Die Net Ecosystem Production (NEP) ist das Ungleichgewicht zwischen R_{eco} und GPP. Dadurch entspricht sie der CO₂-Balance des Ökosystems. Ist NEP negativ, gelangt Kohlenstoff aus dem Ökosystem in die Atmosphäre. Ist NEP positiv, wird Kohlenstoff vom Ökosystem aufgenommen und gespeichert.

$$NEP = GPP - R_{eco}$$

2.6 Statistik

Die Effekte der Behandlungen auf die gemessenen CO₂-Flüsse von R_{eco} und GPP, wurden mit einem repeated-measure linear mixed-effect Model (LME) getestet. Der Vorteil eines lme besteht darin, dass es sowohl räumliche als auch zeitliche Pseudoreplikationen berücksichtigen kann, wie sie bei den hier verwendeten Split-Plot-Experimenten mit Messwiederholungen auftreten (Crawley 2007). Für die Analyse wurden Block, O₃, N, O₃*N und Tag (Messtag) als feste Faktoren verwendet, während „Ring“ (neun Begasungsringe) in Block (je drei Ringe) verschachtelt wird und als Zufallsfaktor eingebaut ist. Durch das Hinzufügen des Faktors Block sollen potentielle Standorteffekte im Modell berücksichtigt werden. T_{soil} wurde als Kovariable hinzugefügt, um die auf die Bodentemperatur zurückzuführende erklärte Varianz im Modell zu berücksichtigen. Der Rückschluss auf die Signifikanz der Variablen wurde mittels „Likelihood Ratio Tests“ durchgeführt. Das statistische Modell wurde mit Unterstützung von Matthias Suter (Institut f. Integrative Biologie, ETH Zürich) erarbeitet. Für die Durchführung wurde das

Statistikprogramm R mit dem NLME package (Pinheiro 2010) verwendet (R version 2.12.0 (2010-10-15) (Copyright (C) 2010 The R Foundation for Statistical Computing)).

Für alle im Folgenden aufgeführten Statistiken wurde das Programm PASW Statistics 18 (SPSS) verwendet. Die Mittelwerte über die Saison von R_{eco}, GPP und NEP aus den verschiedenen Behandlungen des Modells wurden mit einer Split-Plot ANOVA auf Unterschiede getestet. O₃, N und O₃*N wurden mit O₃ auf der whole-plot Ebene und N auf der sub-plot Ebene als feste Faktoren und Block als Zufallsfaktor angegeben.

Zusammenhänge zwischen dem Niederschlag und der oberirdischen Trockenbiomasse (TB) wurden mit einer Korrelation nach Pearson getestet. Wegen nicht gegebener Normalverteilung wurde zwischen SWC und den CO₂-Flüssen eine Korrelation nach Spearman verwendet. Für Unterschiede zwischen den Behandlungen von SWC und den nächtlichen Bodentemperaturen wurden nichtparametrische Tests angewandt (Mann-Whitney-U-Test). Für die Bodentemperaturen am Tag wurde eine einfaktorielle ANOVA durchgeführt. Standardfehler (SE) in Text, Abbildungen und Tabellen wurden wenn nötig nach den Regeln der Gauß'schen Fehlerfortpflanzung bestimmt. Als Signifikanzschwelle wird $p \leq 0.05$ verwendet.

3 Ergebnisse

3.1 Witterung

Die Witterung während der Vegetationsperiode im Jahr 2010 entwickelte sich sehr wechselhaft, geprägt durch immer wieder eintretende Kaltlufteinbrüche. Eine durchgehend warme und niederschlagsarme Phase gab es nur vom 26. Juni – 22. Juli. Insgesamt lag an 39 Tagen Schnee, davon eine Woche vom 18.-24. Juni. Der mittlere Niederschlag zwischen dem 01. Mai und dem 01. August, der den größten Einfluss auf die Vegetation bis zur Ernte Anfang August hat, liegt in den Jahren 2004-2010 bei 450,26 mm ($\pm 42,23$). Im Jahr 2010 liegt der Niederschlag leicht unter dem Durchschnitt (91,21 %). Das für den Vergleich der CO₂-Flüsse herangezogene Jahr 2006 hingegen war während der Vegetationsperiode deutlich trockener (74,42 %).

3.2 Bodenwassergehalt

Der Bodenwassergehalt (SWC) schwankt während der Vegetationsperiode im Jahr 2010 zwischen 12,27 und 49,96 Volumenprozent. Das Mittel beträgt 37,79 % ($\pm 0,68$, n= 351). In einer sehr trockenen Phase Mitte Juli (Messungen am 14. u. 20. 07.) erreichte der SWC Werte < 25 %. Die nächtliche Ökosystematmung korreliert dann positiv ($r_s = 0,71$; $P = < 0,001$, N = 58) mit dem auf 10 °C normalisierten CO₂-Fluss (Abb. 6). An den trockensten Messtagen ist die Ökosystematmung trotz hoher Temperaturen ähnlich klein wie am Anfang und Ende der Vegetationsperiode.

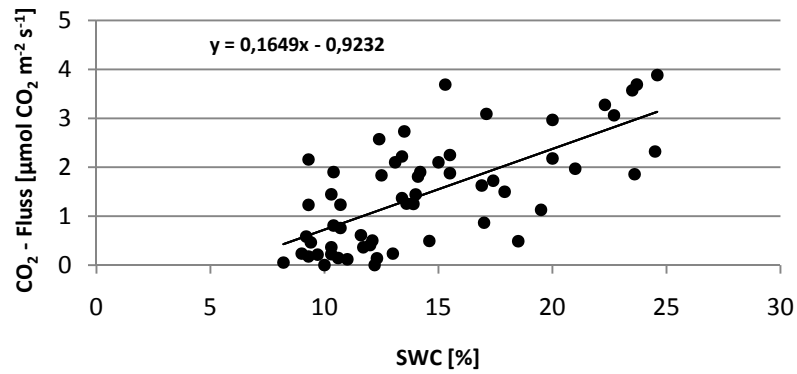


Abb. 6: SWC < 25 % der Vegetationsperiode 2010 im Verhältnis zu dem auf 10 °C normalisierten NEE_{night}.

Innerhalb der O₃-Behandlung gibt es keine signifikanten Unterschiede im SWC. Bei den N-Behandlungen ist der SWC in der Kontrolle N 4 deutlich größer (40,19 % ±1,21, N = 117) und signifikant verschieden (Mann-Whitney-U-Test, U = 3868, P < 0,01) zu N 54 (35,44 % ±1,12, N = 117). Die Werte in N 14 liegen im mittleren Bereich (37,73 % ±1,16, N = 117) (Abb. 7).

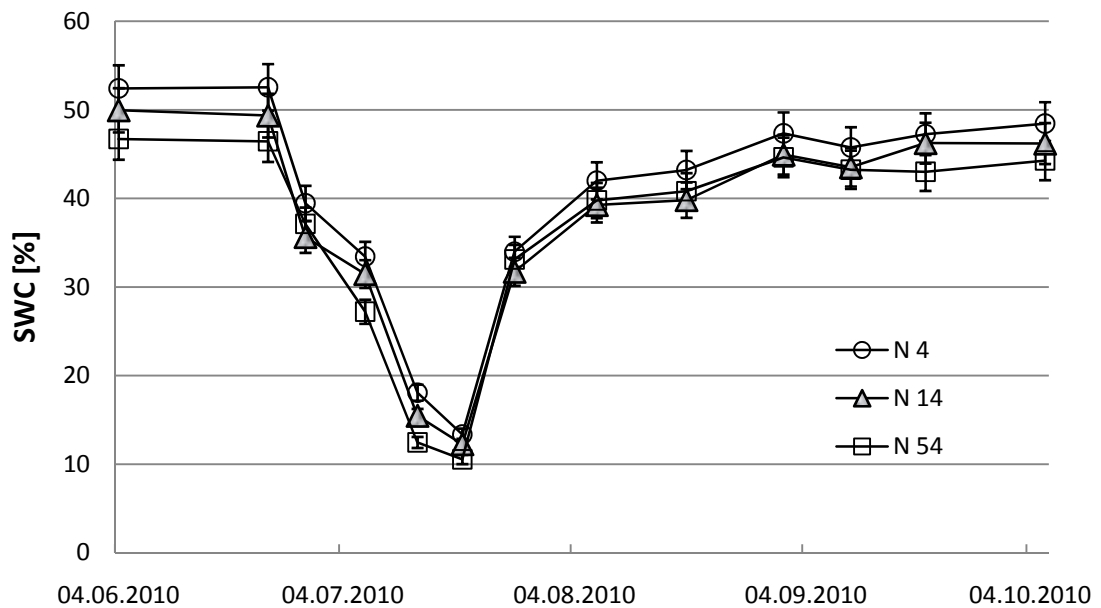


Abb. 7: SWC-Messungen ([%], N=13) vom 04.06.-05.10.2010 aufgeteilt nach den N-Behandlungen N 4, N 14 und N 54.

3.3 Bodentemperatur (T_{soil})

Die über die Thermologger ermittelte Bodentemperatur in 5 cm Tiefe, schwankte zwischen 0,01 °C (05.05.) bis 24,84 °C (11.07.) und lag während der Vegetationsperiode (22.04. – 11.10.) im Mittel bei 9,73 °C ($\pm 0,11$). Im Jahr 2006 war sie im Mittel mit 11,35 °C ($\pm 0,05$) deutlich höher (Tab 3 u. 6). Da die Thermologger nur in den N 14 Monolithen eingesetzt waren, können Unterschiede nur zwischen den Ozonbehandlungen getestet werden. Hier gibt es keine signifikanten Unterschiede. Zwischen den mit dem Stechthermometer ermittelten Bodentemperaturen gab es ebenfalls keine signifikanten Unterschiede innerhalb der N und O₃-Behandlungen. Sowohl Ende Juni als auch Ende Juli sind starke Temperatureinbrüche erkennbar (Abb. 9).

3.4 Oberirdische Trockenbiomasse (TB)

Im Mittel erreichte die oberirdische Biomasse zwischen 2004 und 2009 einen Ertrag von 183,94 g/m² ($\pm 16,75$). Im Jahr 2010 lag sie mit 160,32 g/m² ($\pm 25,16$) etwas unter dem Durchschnitt. Das vorangegangene Jahr 2009 war seit Messbeginn das ertragreichste Jahr (275,41 g/m² $\pm 27,49$). 2010 konnte kein signifikanter Effekt von O₃ auf die Produktivität festgestellt werden. Der Ertrag ist allerdings bei O₃₊₊ um 25,7 % höher als bei O_{3 Kontrolle}. Bei den N-Behandlungen hat N 4 (123,1 g/m² $\pm 29,76$) einen hoch signifikant ($P < 0,01$) geringeren Ertrag als N 54 (208,3 g/m² $\pm 17,47$). Mit Ausnahme des Jahres 2009 korreliert die TB mit dem Niederschlag ($r = 0,88$, $P < 0,05$, $N = 6$, ohne 2009) (Abb. 8).

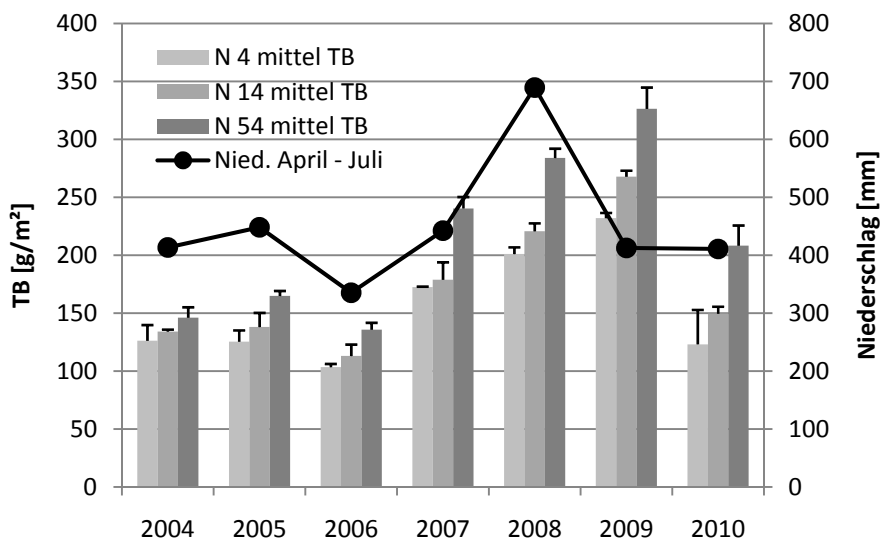


Abb. 8: Die Balken stellen die oberirdische Trockenbiomasse (TB) von 2004 – 2010 aufgeteilt in die N-Behandlung dar. Die schwarzen Punkte zeigen die Höhe des Niederschlags von Beginn der Vegetationsperiode bis zur Mahd (April-Juli).

3.5 R_{eco} und GPP

R_{eco}

Der saisonale Verlauf der nächtlichen Ökosystematmung (R_{eco}) zeigt meist einen klaren Zusammenhang zur Bodentemperatur. So treten die höchsten CO₂-Flüsse am 07. Juli und 20. August auf (Abb. 9a und b). Die Ernte hat keinen Einfluss auf die Ökosystematmung. Zwischen den N-Behandlungen gibt es keine erkennbaren Unterschiede. In den O₃-Behandlungen sind die CO₂-Flüsse meist in der mittleren Ozonstufe O₃₊ am geringsten (Abb. 9b). Trotz hoher Bodentemperaturen bleiben die CO₂-Flüsse am 14. und 20. Juli sehr niedrig. An diesen Tagen ist der Bodenwassergehalt (SWC) sehr gering (Abb. 9).

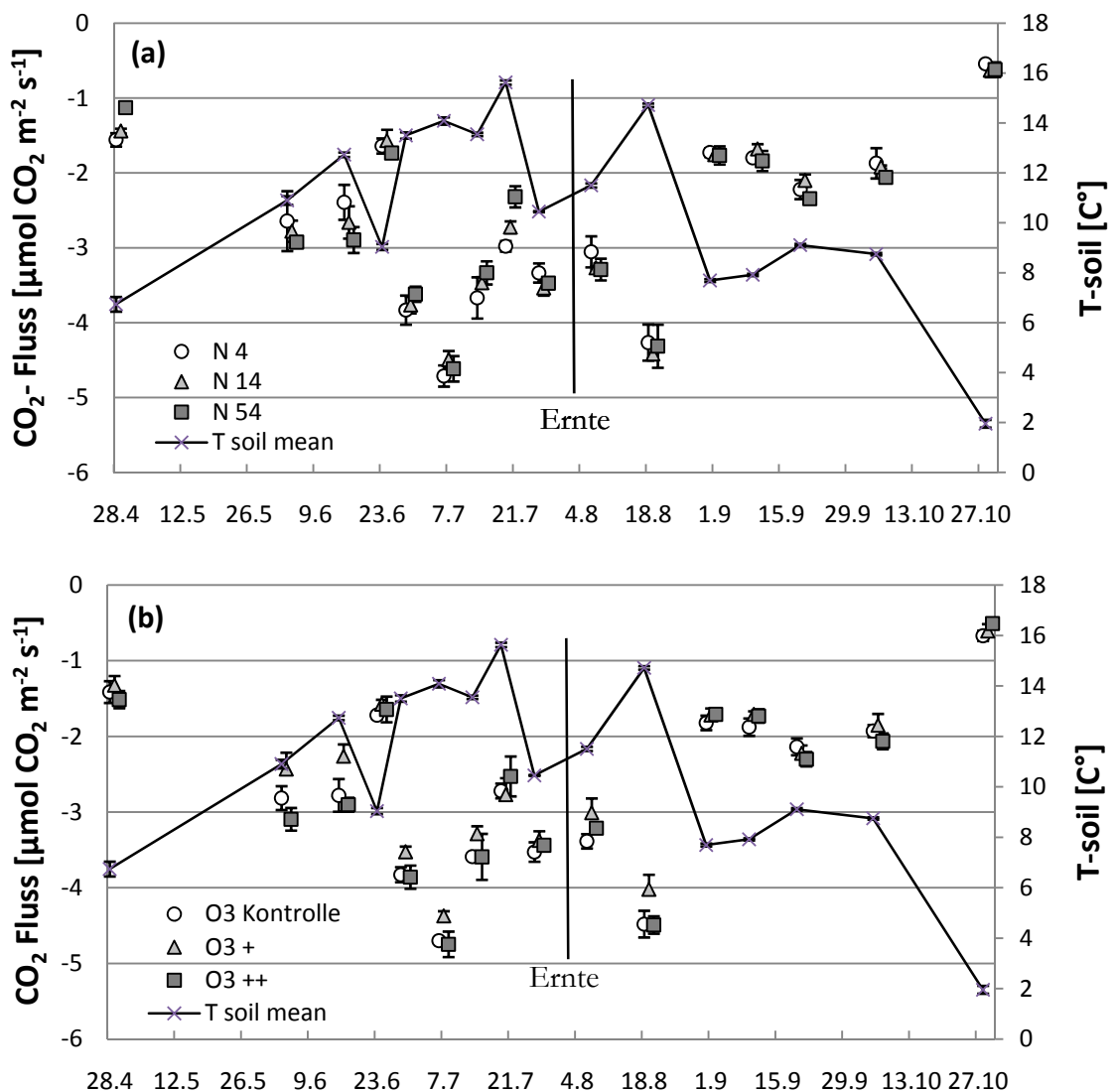


Abb. 9: Respirationsraten (R_{eco}) während 16 Nachtmessungen der Vegetationsperiode 2010, unterteilt nach (a) N-Behandlungen und (b) O₃-Behandlungen. Von der durchgehenden Linie werden die gemittelten Bodentemperaturen dargestellt. Symbole an gleichen Messtagen sind zur besseren Darstellung auf der X-Achse leicht versetzt. Die vertikale Linie kennzeichnet die Ernte der oberirdischen Biomasse in der ersten Augustwoche. Fehlerbalken kennzeichnen ± 1 Standardfehler.

In Abb. 10 sind die CO₂-Flüsse in N-Behandlungen aufgeteilt und auf 10 °C normalisiert (Formel 2). Dadurch lassen sich die Flüsse vergleichen, ohne dass der Einfluss des Faktors Temperatur berücksichtigt werden muss. Außer an den beiden trockensten Messtagen Mitte Juli sind die CO₂-Flüsse in den gedüngten Monolithen ähnlich groß oder größer als die der Kontrolle. Die CO₂-Flüsse schwanken nach der Ernte weniger stark.

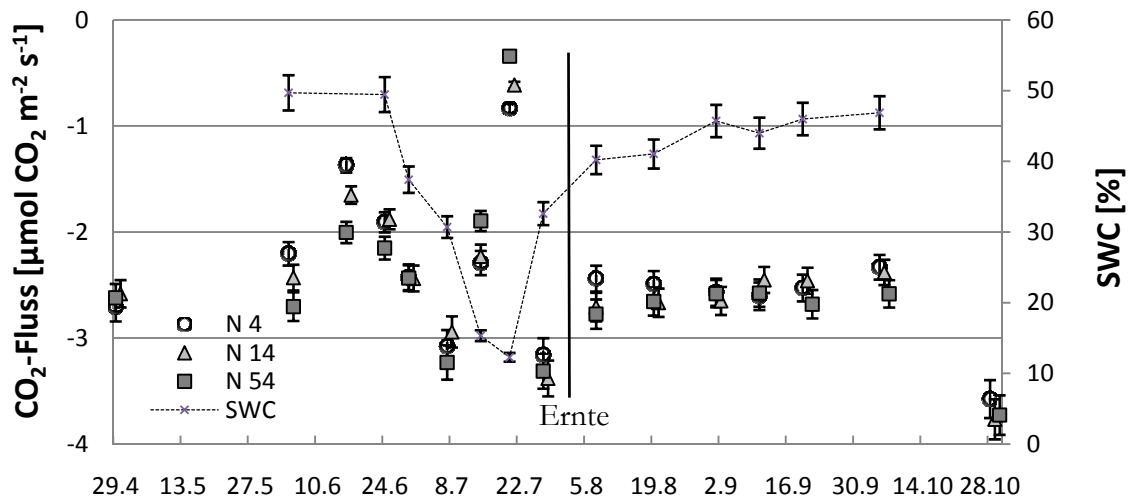


Abb. 10: Auf 10 °C normalisierte Respirationsraten (R_{eco}) der Vegetationsperiode 2010 während 16 Nachtmessungen, unterteilt nach N-Behandlungen. Die gestrichelte Linie stellt den gemittelten SWC dar. Symbole an gleichen Messtagen sind zur besseren Darstellung auf der X-Achse leicht versetzt. Die vertikale Linie kennzeichnet die Ernte der oberirdischen Biomasse in der ersten Augustwoche. Fehlerbalken kennzeichnen ± 1 Standardfehler.

GPP

Die GPP-Werte (Abb. 11) zeigen einen typischen Verlauf über die Saison. Die CO₂-Flüsse nehmen mit zunehmendem LAI (Leaf Area Index) und zunehmender Globalstrahlung zu und bleiben nach voll entwickelter Vegetationsdecke kurz auf einem Niveau. Zwei Wochen vor der Ernte nehmen die CO₂-Flüsse durch Trockenheit oder bereits einsetzende Seneszenz schon wieder ab. Nach der Ernte ist die GPP deutlich kleiner, nimmt mit nachwachsender Vegetation wieder leicht zu und fällt dann zum Winter hin stark ab. Für die letzte Messung am Ende der Vegetationsperiode mussten die Monolithen zur Messung bereits von einer Schneedecke befreit werden. Die danach ermittelten Werte lassen ein Abschätzen der Flüsse über das Winterhalbjahr zu. Außer an dem Tag mit dem geringsten SWC und den beiden Messungen nach der Ernte sind die CO₂-Flüsse in N 54 leicht erhöht.

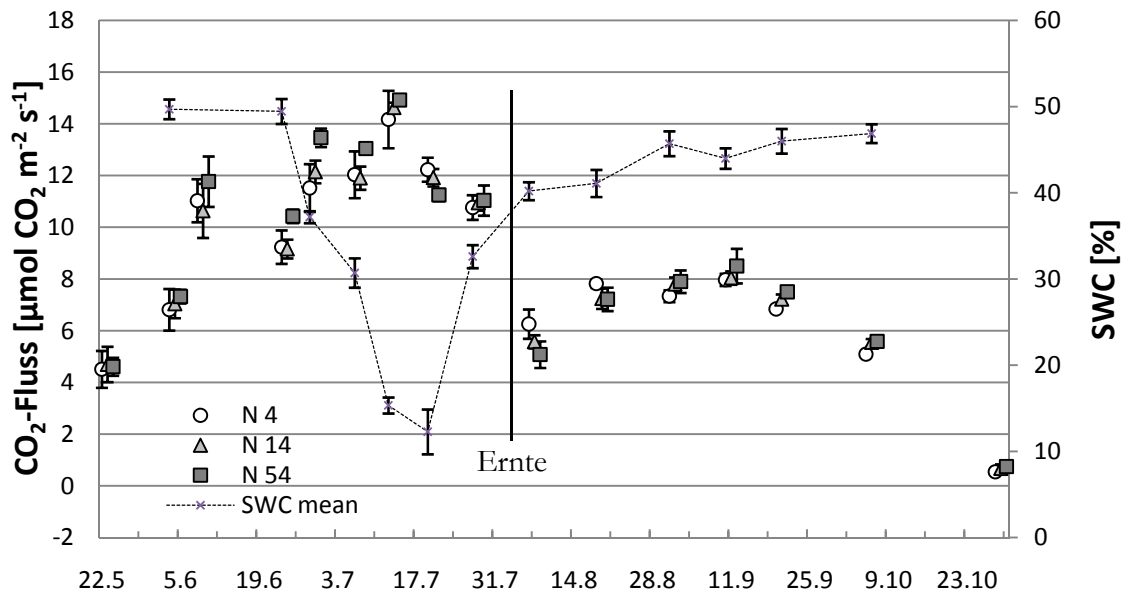


Abb. 11: Gross Primary Productivity (GPP) während 16 Tagesmessungen der Vegetationsperiode 2010, unterteilt nach N-Behandlungen. Die gestrichelte Linie stellt den gemittelten SWC dar. Symbole an gleichen Messtagen sind zur besseren Darstellung auf der X-Achse leicht versetzt. Die vertikale Linie kennzeichnet die Ernte der oberirdischen Biomasse in der ersten Augustwoche. Fehlerbalken kennzeichnen ± 1 Standardfehler.

Die Mittelwerte der GPP sind in N 4 Kontrolle ($8,43 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1} \pm 0,30$) signifikant kleiner als in N 54 ($8,82 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1} \pm 0,32$) (Tab. 1). In der mittleren Ozonstufe (O_{3+}) ist die GPP signifikant kleiner als in O_3 Kontrolle und O_{3++} . Über alle O_3 -Behandlungen gemittelt liegt GPP bei $8,65 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1} (\pm 0,18)$.

Zwischen den Mittelwerten der CO₂-Flüsse von R_{eco} treten sowohl bei der N- als auch bei der O_3 -Behandlung keine signifikanten Unterschiede auf. In der mittleren O_3 -Behandlung ist der CO₂-Fluss mit $-2,50 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1} (\pm 0,09)$ etwas geringer als in O_3 Kontrolle und O_{3++} ($-2,71 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1} \pm 0,10$). Über alle Behandlungen gemittelt lag R_{eco} bei $-2,64 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1} (\pm 0,06)$. Bei der auf 10 °C normalisierten Respiration ($R_{\text{eco}} 10 \text{ }^\circ\text{C}$) nehmen die CO₂-Flüsse bei Düngung etwas zu.

Tab. 1: Mittelwerte der CO₂-Flüsse R_{eco} , GPP und $R_{\text{eco}} 10 \text{ }^\circ\text{C}$ (auf 10°C normalisiert) ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) für die Vegetationsperiode 2010, sowie die simultan gemessenen Bodentemperaturen in 5 cm Tiefe [°C] und dem SWC [%]. Alle Werte sind in die N- und O_3 -Behandlungen unterteilt.

	R_{eco}		$R_{\text{eco}} 10^\circ\text{C}$		GPP		$T_{\text{soil}} (\text{day})$		$T_{\text{soil}} (\text{night})$		SWC (N = 13)	
	mean	se	mean	se	mean	se	mean	se	mean	se	mean	se
2010 (N = 16)												
N 4 Kontrolle	-2,64	0,10	-2,38	0,06	8,43	0,30	13,05	0,40	10,66	0,30	39,66	1,93
N 14	-2,64	0,10	-2,43	0,07	8,68	0,31	13,06	0,41	10,54	0,29	38,13	1,97
N 54	-2,65	0,10	-2,51	0,07	8,82	0,32	12,59	0,37	10,35	0,29	35,54	1,93
O_3 Kontrolle	-2,71	0,10	-2,48	0,07	8,90	0,31	13,04	0,40	10,59	0,29	38,67	2,04
O_{3+}	-2,50	0,09	-2,35	0,07	8,09	0,30	12,80	0,39	10,40	0,29	37,12	1,81
O_{3++}	-2,71	0,10	-2,49	0,07	8,95	0,32	12,86	0,39	10,56	0,30	37,54	2,02
Über alle Behandl.	-2,64	0,06	-2,44	0,04	8,65	0,18	12,90	0,23	10,52	0,17	37,78	1,12

Tab. 2: Effekte von N, O₃, und Tag auf die CO₂-Flussraten von R_{eco} und GPP während der Saison 2010, analysiert mit einer repeated measure ANOVA. Es sind Numerator Degrees of Freedom (N df), F-Werte und P-Werte dargestellt.

	R _{eco}			GPP		
	N df	F-Wert	P-Wert	N df	F-Wert	P-Wert
Block	2	13,76	0,016	2	7,17	0,004
N	2	0,01	0,990	2	5,46	0,011
O₃	2	5,14	0,079	2	25,16	0,001
NxO₃	4	2,79	0,076	4	2,97	0,041
Tag	15	207,82	<0,001	15	278,52	<0,001
T_{soil}	1	25,24	<0,001	1	45,18	<0,001

3.6 Modellergebnisse

Nach dem für die Vegetationsperiode 2010 berechneten Modell, lag R_{eco} in Bezug auf alle Behandlungen bei 443,77 g C m⁻² (±4,86) und GPP bei 552,32 g C m⁻² (±7,26). Dadurch ergibt sich eine positive Net Ecosystem Production (NEP) von 108,55 g C m⁻² (± 8,7). In den N-Behandlungen steigt R_{eco} in N 54 um 6,5 % und die GPP um 3,4 % im Verhältnis zur Kontrolle. Die Unterschiede sind nicht signifikant. Die mittleren Ozonstufen O₃₊ sind bei R_{eco} um 4,5 % kleiner und mit -8,7 % signifikant kleiner bei GPP als die Kontrollen. Die mittlere Bodentemperatur ist mit 9,59 °C (±0,22) in O₃₊ ebenfalls am geringsten. Die NEP ist in O₃₊ 24,9 % kleiner als in O₃ Kontrolle. Bei den N-Behandlungen ist die NEP in N 54 um 8,5 % kleiner als in der Kontrolle.

Tab. 3: Saisonale Ökosystem-Kohlenstoffverluste (R_{eco}), -Zuwächse (GPP) und -Differenzen (NEP) für die Vegetationsperiode 2010, sowie die aus den Thermologgern ermittelten Bodentemperaturen. Die Mittelwerte sind in g C m⁻² für die jeweilige Behandlungsstufe mit ±1 Standardfehler (se) angegeben. Die prozentuale Angabe zeigt den Unterschied der Behandlungen zur Kontrolle.

	R _{eco}			GPP			NEP			T _{soil}	
	mean	se	%	mean	se	%	mean	se	%	mean	se
2010											
N 4 Kontrolle	430,97	13,48		541,83	16,28		110,9	21,1			
N 14	441,51	10,78	2,4	554,90	10,47	2,4	113,4	15,0	2,3		
N 54	458,84	14,48	6,5	560,23	12,85	3,4	101,4	19,4	-8,5		
O₃ Kontrolle	449,53	12,09		566,94	10,91		117,4	16,3		9,69	0,20
O₃₊	429,44	13,04	-4,5	517,60	9,69	-8,7	88,2	16,2	-24,9	9,59	0,22
O₃₊₊	452,34	14,20	0,6	572,41	11,02	1,0	120,1	18,0	2,3	9,91	0,19
Über alle Behandl.	443,77	4,86		552,32	7,26		108,55	8,7		9,73	0,11

Tab. 4: Effekte von N und O₃ auf R_{eco}, GPP und NEP während der Saison 2010, analysiert mit einer ANOVA. Es sind Numerator Degrees of Freedom (N df), F-Werte und P-Werte dargestellt.

	R _{eco}			GPP			NEP		
	N df	F-Wert	P-Wert	N df	F-Wert	P-Wert	N df	F-Wert	P-Wert
Block	2	1,98	0,17	2	1,77	0,20	2	0,15	0,87
N	2	1,42	0,27	2	0,78	0,48	2	0,18	0,84
O₃	2	1,12	0,35	2	8,11	<0,01	2	1,18	0,33
NxO₃	4	1,74	0,19	4	0,82	0,53	4	0,30	0,87

Während R_{eco} im Mai noch sehr geringfügig steigt, wächst GPP schon stetig an (Abb. 12). Von Juni bis September ist der Zuwachs bei R_{eco} und GPP am größten und wird zum Winter hin wieder kleiner.

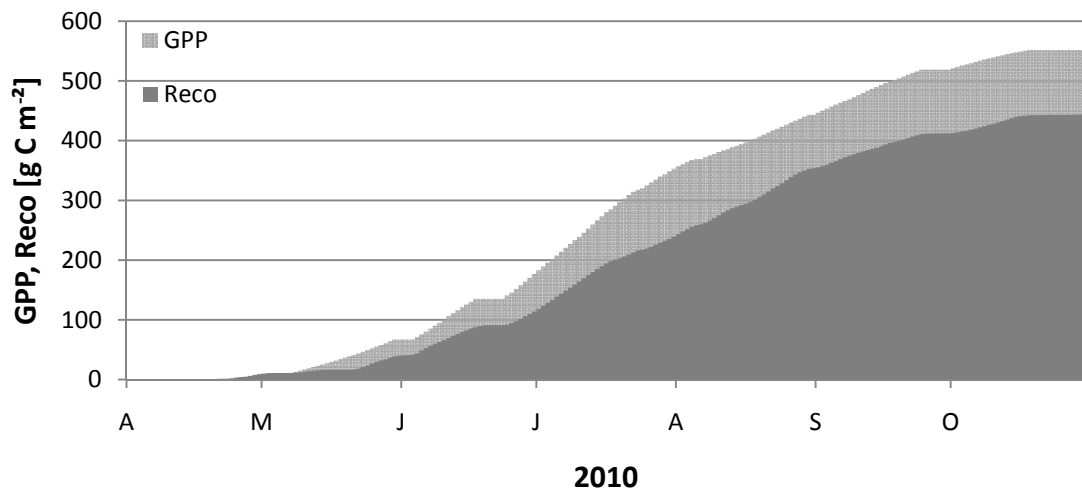


Abb. 12: Akkumulation von R_{eco} und GPP in g C m⁻² in der Vegetationsperiode 2010. Die nicht von R_{eco} verdeckte Fläche des GPP entspricht der NEP.

NEP verzeichnet über die meiste Zeit der Vegetationsperiode einen C-Zuwachs (Abb. 13). Anfang Mai, Ende Mai und Ende Juni gab es kurze Phasen mit niederschlagsreichem Wetter und Schneefall an denen NEP neutral oder negativ verläuft. Nach der Mahd Anfang August führt die, für die Assimilation fehlende, Vegetation zu einem starken Einbruch. Erst im September verläuft NEP wieder leicht positiv. Insgesamt ist NEP unter der hohen Düngestufe etwas niedriger als unter N 4 und N 14.

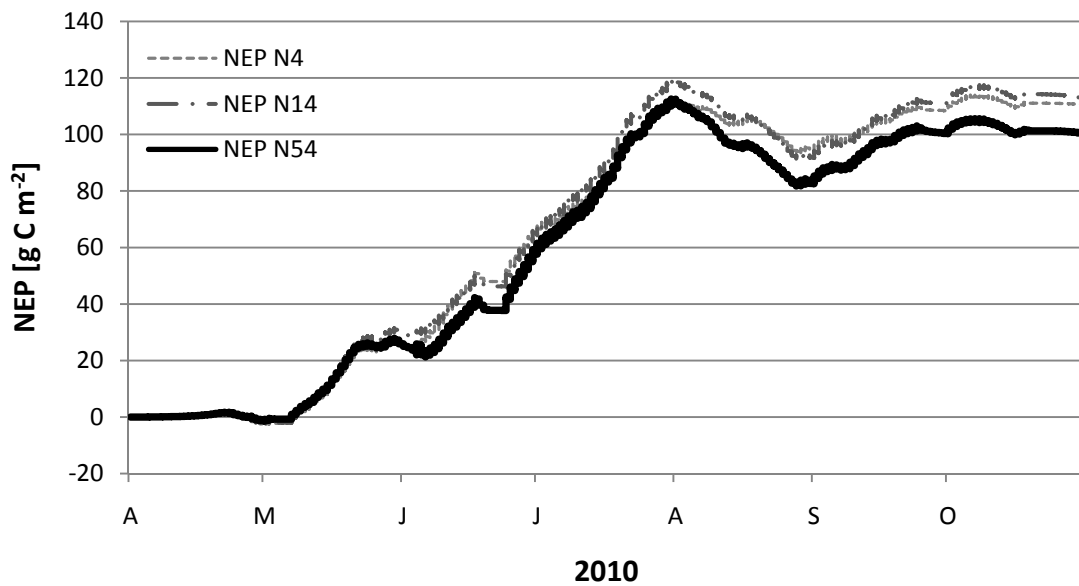


Abb. 13: Verlauf von NEP [g C m^{-2}] in der Vegetationsperiode 2010, unterteilt in N-Behandlungen

3.7 Ergebnisse aus 2006

Die Ergebnisse aus dem Jahr 2006 stammen aus Volk et al 2011. Die Vegetationsperiode im Jahr 2006 war überdurchschnittlich trocken und warm. Unabhängig von den Behandlungen wurde eine negative NEP von $-146,4 \text{ g C m}^{-2} (\pm 10)$ ermittelt (Tab. 6). In den N-Behandlungen 2006 nimmt R_{eco} mit zunehmender Düngestufe zu und GPP signifikant ab (Tab. 5-6). Dadurch hat NEP einen um $53,9 \text{ g C m}^{-2}$ (42,6%) höheren Kohlenstoffverlust in N 54 als in der Kontrolle. In den Ozon-Behandlungen nimmt mit zunehmender O₃-Konzentration R_{eco} ab und GPP signifikant ab. Dadurch bleibt die Kohlenstoffbilanz ausgeglichen.

Tab. 5: Mittelwerte der CO₂-Flüsse R_{eco} , GPP und $R_{\text{eco}} 10^\circ\text{C}$ (auf 10°C normalisiert) ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) für die Vegetationsperiode 2006, sowie die simultan gemessenen Bodentemperaturen in 5 cm Tiefe [$^\circ\text{C}$] und dem SWC [%]. Alle Werte sind in die N- und O₃-Behandlungen unterteilt. Daten aus Volk et al. 2011.

2006	R_{eco} (N=13)		GPP (N=10)		T_{soil} (day)		T_{soil} (night)	
	mean	se	mean	se	mean	se	mean	se
N 4 Kontrolle	-3,82	0,14	9,40	0,29	14,64	0,53	12,15	0,29
N 14	-3,75	0,14	9,30	0,29	13,95	0,43	12,05	0,28
N 54	-3,93	0,14	9,00	0,26	14,17	0,50	11,96	0,28
O ₃ Kontrolle	-3,96	0,14	9,70	0,27	14,45	0,49	12,11	0,28
O ₃₊	-3,88	0,14	9,20	0,30	14,18	0,51	12,06	0,28
O ₃₊₊	-3,65	0,14	8,90	0,26	14,15	0,47	11,99	0,28
Über alle Behandl.	-3,83	0,05	9,25	0,12	14,26	0,28	12,05	0,16

Tab. 6: Saisonale Ökosystem-Kohlenstoffverluste (R_{eco}), -Zuwachs (GPP) und -Differenzen (NEP) für die Vegetationsperiode 2006, sowie die aus den Thermologgern ermittelten Bodentemperaturen. Die Mittelwerte sind in $g\ C\ m^{-2}$ für die jeweilige Behandlungsstufe mit ± 1 Standardfehler (se) angegeben. Die prozentuale Angabe zeigt den Unterschied der Behandlungen zur Kontrolle. Daten aus Volk et al. 2011.

2006	R_{eco}			GPP			NEP			T_{soil}
	mean	se	%	mean	se	%	mean	se	%	mean
N 4 Kontrolle	709,3	15,8		582,9	10,1		-126,4	15,2		
N 14	707,4	13,1	-0,3	575	11,8	-1,4	-132,4	11,9	4,7	
N 54	749,6	19,1	5,7	569,3	9,9	-2,3	-180,3	16,0	42,6	
O₃ Kontrolle	742,2	9,3		602,8	6,5		-139,4	11,4		11,36
O₃₊	717,5	24,4	-3,3	564,9	9,6	-6,3	-152,6	21,1	9,5	11,29
O₃₊₊	706,7	12,8	-4,8	559,5	8,8	-7,2	-147,2	16,1	5,6	11,41
Über alle Behandl.	722,1	7,74		575,7	6,34		-146,4	10,0		11,35

4 Diskussion

Es konnten gute Vergleiche mit den Flussmessungen aus Volk et al. 2011 erzielt werden. Dennoch haben sich die Behandlungseffekte im Jahr 2010 sehr verschieden ausgewirkt. Hierbei spielten verschiedenste Faktoren eine Rolle, die im Weiteren genauer beschrieben werden.

4.1 Umweltfaktoren (T_{soil} , SWC)

Die Bodentemperaturen zeigen geringe Unterschiede zwischen den Behandlungen, sind aber nicht signifikant verschieden. An den beiden trockensten Messtagen erreicht der SWC Werte $< 25\%$ (Abb. 6). Mit abnehmendem SWC nimmt auch die korrelierte Ökosystematmung ab. Dies lässt auf eine starke Reduzierung der mikrobiellen Atmung und Pflanzenatmung durch die Trockenheit schließen.

Die hoch signifikanten Unterschiede im SWC zwischen den verschiedenen N-Stufen unterstreichen die komplexen Einflüsse diverser Faktoren, die durch die Düngung ausgelöst werden. Vermutlich führt die höhere Biomasse in den N 54 Behandlungen auch zu einer erhöhten Evapotranspiration im Vergleich zur Kontrolle, so dass hier ein geringerer SWC vorliegt. Der so entstehende Trockenstress für Pflanzen- und mikrobielle Atmung würde einer in Studien festgestellten erhöhten Ökosystematmung unter N-Düngung (Ammann et al. 2007, St Clair et al. 2009) bedingt widersprechen.

4.2 Gasaustauschmessungen

Statische Haubenmessungen erlauben eine schnelle und realistische Aufnahme von Flussdaten über der gesamten Monolithenoberfläche. Die verwendete Messsonde GMP343 hat sich, durch geringe Größe, Gewicht, Energiebedarf und Robustheit, gegenüber hohen Temperatur- und Druckschwankungen als gut geeignet für die alpinen Bedingungen erwiesen. Durch kurze Haubenmessungen (2 min) können sehr geringe Ökosystemaustauschraten von CO₂ ermittelt werden, indem Veränderungen von Umweltgrößen, wie Temperaturerhöhungen in der Haube während Tagesmessungen, klein gehalten werden (Arnone and Obrist 2003).

4.3 Modellieren

Eine Herausforderung und unter Umständen auch Fehlerquelle bei dem Modellieren der CO₂-Flüsse ist, dass GPP nicht direkt messbar ist und von dem korrekten Abschätzen der Tagesrespiration abhängt. Da ein Teil der mitochondrialen Atmung im Licht unterdrückt ist und der Photorespiration wichtige Funktionen für die Aufrechterhaltung des Photosynthesapparates zukommen, wird GPP bei der Herleitung der Tagesatmung über die Regression zwischen nächtlicher Bodentemperatur und NEE_{night} oft überschätzt (Wohlfahrt et al. 2005, Körner 2008). Dieser Effekt führt jedoch zu keiner Fehleinschätzung der NEP, da die Tagesatmung sowohl für R_{eco} als auch für GPP um den gleichen Faktor verschätzt wird und sich bei ihrer Subtraktion negiert (Volk et al. 2011).

Auch bei der Temperaturabhängigkeit der Respiration ist es wichtig, verschiedene Dinge zu bedenken. Die Temperatur verändert sich mit der Bodentiefe und variiert mit der Tiefe in täglichen und saisonalen Zeitskalen (Subke and Bahn 2010). Die gewählte Bodentiefe für die Temperaturmessungen, die zum Bestimmen der Temperatursensitivität der Respiration verwendet wird, kann einen starken Einfluss auf die Temperaturantwortkurve haben (Pavelka et al. 2007, Reichstein and Beer 2008). Bei Böden, die ein gutes CO₂-Diffusionsvermögen sowie eine hohe thermische Leitfähigkeit haben und größeren jährlichen Temperaturschwankungen unterliegen, fallen diese Effekte aber relativ gering aus (Graf et al. 2008).

Unberücksichtigte oder unbekannte Fehlerquellen wirken auf alle Behandlungsstufen und auf die Kontrolle gleich. Dadurch hängt die Qualität relativer Unterschiede zwischen den Behandlungen (Behandlungseffekte) nur von der biologischen Homogenität der Monolithen ab. Die Beurteilung absoluter Größen von Kohlenstoffein- und austrägen birgt hingegen neben der Messtechnik auch eine unbekannte Menge an Fehlerquellen. Deshalb wurden in dieser Arbeit relative Unterschiede zwischen den Behandlungen (z.B. Fluss A ist 50% grösser als Fluss B) höher bewertet als absolute Werte (Fluss A ist 8.0 μmol m⁻² s⁻¹).

Die Lichtreaktionskurve, mit deren Hilfe die GPP modelliert wird, wurde für eine voll entwickelte Grasnarbe mit hohem LAI (Leaf Area Index) entwickelt. Vegetation mit geringerem LAI erreicht eine Lichtsättigung für gewöhnlich schon bei kleinerer Strahlungsintensivität. Dadurch könnte die GPP an Anfang und Ende der Saison bei kleinem LAI und geringem Licht leicht unterschätzt werden. Während dieser Phasen, am frühen Morgen und Abend sind die vorherrschenden CO₂-Flüsse aber sehr gering, so dass der entstandene Fehler entsprechend klein ausfällt (Volk et al. 2011).

4.4 R_{eco} und GPP

Bei der Validierung der CO₂-Flussraten von R_{eco} und GPP ist es wichtig, deren Ursprung zu berücksichtigen. Die R_{eco} -Werte der Nachtmessungen sind die einzigen direkt gemessenen Werte, denen keine Parametrisierung zu Grunde liegt. Ihnen fällt bei der Bewertung also eine stärkere Gewichtung zu. Die Flussraten wurden etwa alle 1,5 Wochen gemessen, in dem Bemühen ein möglichst gutes Spektrum über die Saison abzudecken. Die absoluten Werte der GPP können, wie bereits beschrieben, durch das Abschätzen der Tagesatmung etwas verfälscht werden. Sofern die Bodentemperaturen in den Monolithen korrekt bestimmt werden, bleiben relative Unterschiede der GPP zwischen den Behandlungen davon allerdings unberührt.

N-Behandlung

Stickstoff ist ein wichtiger Nährstoff für die Produktivität terrestrischer Ökosysteme. Durch N-Düngung wurde ein erhöhter LAI (leaf area index), sowie eine Stimulation der Pflanzenphotosynthese und der Produktivität nachgewiesen (Bubier et al. 2007, Maier et al. 2008). Welche Effekte N-Düngung auf die CO₂-Flüsse ausübt, wird in der Literatur jedoch immer noch kontrovers diskutiert (Cheng et al. 2009). In vielen Studien wurden mit durch Düngung zunehmender Biomasse ebenfalls erhöhte Respirations- und Assimilationsraten gemessen (Diemer 1997, Ammann et al. 2007, St Clair et al. 2009). Auch die Flussraten der GPP in unseren gedüngten Monolithen waren signifikant höher (Tab. 1 und 2).

Aufgrund der erhöhten Bruttopräprimärproduktion (GPP) wäre eine ebenfalls erhöhte Ökosystematmung (R_{eco}) durch vermehrt verfügbare frisch assimilierte Kohlenhydrate in den N 54 Monolithen denkbar. Die Verringerung der N-Limitierung der mikrobiellen Respiration, die eine Mineralisation der Substrate erlaubt, welche ohne die N-Zufuhr für mikrobielle Destruenten nicht erreichbar wären, hätte zusätzlich zu einem erhöhten R_{eco} führen können (Neff et al. 2002, Volk et al. 2011). Allerdings haben die nächtlichen Respirationsraten zwischen den N-Behandlungen fast einheitliche Werte. Die R_{eco} stark beeinflussende Bodentemperatur war in den N 54-Monolithen allerdings ebenfalls geringer (10,35 ±0,29 °C; N 54) als in den ungedüngten Monolithen (10,66 ±0,30 °C; N 4). So wirkt sie einem durch Düngung erhöhtem R_{eco} entgegen. Werden alle Respirationsflüsse über den Monolithen auf eine Temperatur von 10 °C normalisiert (Tab.1, Abb. 10), ist R_{eco} in N 54 um 5,5% höher als in der Kontrolle. Vermutlich wäre die Respiration bei gleichen Bodentemperaturen in den gedüngten Monolithen erhöht.

Auch durch den geringeren SWC werden die Flüsse in N 54 gehemmt. Werden die beiden trockensten Messtage bei der Bildung der Mittelwerte von R_{eco} ignoriert, sind die CO₂-Flüsse in N 54 um 3,2 % erhöht.

Dabei ist nicht trennbar, ob es sich bei den Unterschieden von T_{soil} und SWC zwischen den Behandlungen um zufällige lokale Standorteffekte handelt, oder wie bereits oben diskutiert, ein kausaler Zusammenhang zwischen Düngeeffekten (erhöhte Biomasse, Beschattung und Transpiration) und geringeren Bodentemperaturen besteht. Letzteres würde bedeuten, dass eine durch Düngung erhöhte Respiration, durch entgegenwirkende Faktoren rückreguliert wird. Die zu Anfang gestellte Hypothese, nach der unter N-Düngung sowohl R_{eco} als auch GPP steigen müssten, kann demnach nur für GPP bestätigt werden.

O₃-Behandlung

In Studien wurden durch erhöhte Ozonkonzentrationen schädliche Effekte auf die Vegetation festgestellt (Volk et al. 2006, Bassin et al. 2007a). Ebenso wurden Veränderungen bei den Kohlenstoffflüssen nachgewiesen (Sitch et al. 2007). In den untersuchten Monolithen waren die CO₂-Flüsse R_{eco} und GPP in der mittleren Ozonstufe O₃₊ kleiner als in O_{3 Kontrolle}. In O₃₊₊ waren sie allerdings ähnlich groß wie in der Kontrolle. Das würde für keinen direkten Einfluss der Ozonbehandlung auf die CO₂-Flüsse sprechen. Ein Grund für die kleineren R_{eco}-Werte in O₃₊ sind wahrscheinlich die dort geringeren Bodentemperaturen. Die neun hintereinander liegenden Ozon-Begasungsringe sind im Vergleich zu den häufiger verteilten Stickstoffbehandlungen relativ sensibel gegenüber Standorteffekten. Möglicherweise ist dies auch ein Grund für die um 25,7 % erhöhte oberirdische Trockenbiomasse (TB) in O₃₊₊ im Verhältnis zu O_{3 Kontrolle}. Entsprechend der Annahme, dass durch eine größere TB auch eine höhere GPP zustande kommt, könnte dies andererseits für einen negativen Einfluss des Ozons auf GPP sprechen. In der mittleren Ozonstufe sind R_{eco} und GPP bereits geringer. In O₃₊₊ müssten durch die größere TB erhöhte CO₂-Flüsse auftreten und nicht die tatsächlich gleich großen wie in der Kontrolle. Das Verhältnis von GPP zu TB (GPP/TB) ist für O_{3 Kontrolle} 40,21, O₃₊ 35,21 und O₃₊₊ 32,34. Das veranschaulicht wie sich die Unterschiede in der TB auf die GPP auswirken. Demnach kann entsprechend der zu Anfang gestellten Hypothese, von einem negativen Effekt auf die GPP durch erhöhtes Ozon ausgegangen werden.

4.5 Modellergebnisse und Kohlenstoffbilanzen

N-Behandlungen

Die saisonalen C-Summen für GPP und R_{eco} aus dem Modell sind im Gegensatz zu den Flussraten nicht signifikant verschieden zwischen den N-Behandlungen. Bei den mit einer ANOVA verglichenen Mittelwerten aus dem Modell können allerdings keine Kovariablen oder zeitlichen Unterschiede in den Daten berücksichtigt werden, wie es bei dem lme für die Flussraten möglich war. Die GPP steigt mit zunehmender Düngung jedoch in vergleichbarem Maß wie bei den Flussraten.

Anders als bei den Flussraten steigt aber ebenfalls R_{eco} um sogar 6,5 % in N 54 (Tab. 3). Das liegt daran, dass für die Modellberechnung zuerst alle Flüsse auf eine Standardtemperatur von 10 °C normalisiert und dann mit einem Mittelwert aus den Bodentemperaturen zu stündlichen CO₂-Flüssen umgerechnet werden. So kommen durch den gleichen Effekt wie bei den auf 10 °C normalisierten Flussraten die in den N-Behandlungen unterschiedlichen Bodentemperaturen zur Geltung. Werden die Unterschiede der nächtlichen Bodentemperaturen (Tab. 1) bei dem im Modell verwendeten Mittelwert der Thermologger-Bodentemperaturen berücksichtigt (N 4 +0,14 °C für N 14 +0,02 °C und für N 54 -0,17 °C), unterscheidet sich die Ökosystematmung zwischen N 4 und N 54 nur noch um 2 %. Demnach sind 4,5 % aus den 6,5 % der Unterschiede in R_{eco} zwischen den N-Behandlungen im Modell auf Unterschiede in den Bodentemperaturen zurückzuführen.

NEP unter N-Behandlung

Aufgrund dieser Unterschiede in den Bodentemperaturen gibt es bei der Bewertung der Netto-Ökosystemproduktion (NEP) in Bezug auf die N-Behandlungen zwei Interpretationsmöglichkeiten:

1. Am wahrscheinlichsten ist, dass die Behandlung mit Stickstoff und den daraus resultierenden Veränderungen der Vegetationsdecke und des Bodenwassergehalts zu den Unterschieden in den Bodentemperaturen geführt haben. Demnach müssten die Temperaturunterschiede auch im Modell berücksichtigt werden. Das würde bedeuten, dass die Ökosystematmung in N 54 um nur 2 % höher als in der Kontrolle wäre. Verglichen mit der um 3,6 % erhöhten GPP in N 54, würde dies zu einer fast gleich großen NEP zwischen N 54 und Kontrolle führen. Durch die N-Behandlung käme es also zu keinen großen Veränderungen in der CO₂-Bilanzsumme.
2. Trotzdem besteht ebenfalls die Möglichkeit, dass die Unterschiede der Bodentemperaturen auf zufällige Standortunterschiede oder -effekte zurückzuführen sind. Durch die Normalisierung auf eine Standardtemperatur im Modell werden diese Bodentemperatur-Unterschiede herausgerechnet. Dann wäre die Ökosystematmung bei gleichen Bodentemperaturen in N 54 um 6,5 % höher als in der Kontrolle. Dies würde zu einer 8,5 % kleineren NEP in N 54 als in der Kontrolle führen und somit zu einer kleineren CO₂-Bilanzsumme. Aufgrund der guten Verteilung der Monolithen im Experiment sind Unterschiede durch Standorteffekte aber weniger wahrscheinlich.

Außerdem muss durch die größere Ernte in den gedüngten Monolithen ein zusätzlicher C-Verlust von 11,7 g C m⁻² in N14 und 37,5 g C m⁻² in N 54 berücksichtigt werden.

O₃-Behandlung

Die Kohlenstoffsummen in den Ozonbehandlungen sind wie die Flussraten in der mittleren Ozonstufe O₃₊ am kleinsten. In O₃₊ ist die GPP um 8,7 % und R_{eco} um 4,5 % kleiner als in der Kontrolle.

NEP unter O₃-Behandlung

Da die GPP in O₃₊ halb so groß ist wie R_{eco}, ist die NEP in O₃₊ 24,9 % kleiner als in der Kontrolle. Berücksichtigt man die wesentlich höhere oberirdische Trockenbiomasse in O₃₊₊ wäre in der höchsten Ozonstufe eine ebenfalls negative NEP im Vergleich zur Kontrolle zu erwarten. Die Ozonbehandlung führt also wahrscheinlich zu einer geringeren CO₂-Bilanzsumme. Es kann weniger Kohlenstoff im Boden gebunden werden.

Unabhängig von den Behandlungen

Insgesamt ist die NEP in der Saison positiv. Alle Behandlungen umfassend, wurden während der Saison 108,55 g C m⁻² (±8,7) gebunden. Bei der Betrachtung eines ganzen Jahreszyklus, müssen durch die Mahd und die im Winterhalbjahr unter der Schneedecke fortlaufende geringe Ökosystematmung, ein zusätzlicher C-Verlust von >70,54 g C m⁻² bedacht werden (bei einem C-Anteil in der TB von 44%).

4.6 Vergleich der Ergebnisse von 2006 und 2010

Um die Ergebnisse der Flussmessungen der beiden Jahre vergleichen zu können, wurden dieselben Messtechnologien und -verfahren verwendet. Verglichen mit 2006 hat sich die Kohlenstoffbilanz im Jahr 2010 stark verändert. Die absolute NEP hat sich vom Negativen ins Positive gewendet. Die GPP nimmt bei zunehmender N-Stufe zu und unter O₃-Behandlung waren R_{eco} und GPP in der mittleren Ozonstufe am geringsten. Besonders stark unterscheidet sich die Respiration. Mit 722,1 g C m⁻² (±7,74) ist sie im Jahr 2006 um 62,72 % größer als im Jahr 2010 (Volk et al. 2011). Dies bedeutet, dass die deutlich trockeneren Konditionen im Jahr 2006 (590 mm Niederschlag von Apr.-Okt.) im Vergleich zu 2010 (850 mm von Apr.-Okt.) zu keiner Beeinträchtigung der Ökosystematmung geführt haben, wie z.B. bei (St Clair et al. 2009). Außerdem waren im Mittel die Bodentemperaturen im Jahr 2006 (11,35 °C ±0,12) deutlich höher als 2010 (9,73 °C ±0,11).

Um den Einfluss der Bodentemperatur auf das C-Regime zu ergründen, wurde das R_{eco}-Modell der Saison 2010 versuchsweise mit den Temperaturen von 2006 durchgerechnet. R_{eco} lag dann bei 602,65 g C m⁻² (±8,62). Das bedeutet, dass die höheren Temperaturen 158,88 g C m⁻² zusätzlich veratmeten Kohlenstoff erklären. Damit fehlen immer noch 119,47 g C m⁻² zu den 722,1 g C m⁻² (±7,74) der Ökosystematmung im Jahr 2006. Demnach müssen außer den Temperaturen noch weitere Faktoren für die deutlich verringerte Atmung im Jahr 2010 verantwortlich sein. Die 2006 geringfügig höhere GPP (4,23%) kann für eine höhere Verfügbarkeit von C-Substraten für die Respiration nur eine untergeordnete Rolle spielen. Ein „Carry-Over-Effekt“ durch erhöhte C-Substrat-Verfügbarkeit im Boden aus den Vorjahren vor den Messungen ist ebenfalls unwahrscheinlich, denn die abgeerntete oberirdische Biomasse war 2009 deutlich höher als 2005.

Wahrscheinlicher ist eine noch erhöhte Respiration im Jahr 2006 durch den Managementwechsel der vor dem Experiment bestehenden Weide zur heutigen Wiese (einschürige Mahd). Forschungen zu diesen Zusammenhängen weisen einen höheren Bodenkohlenstoffgehalt (SOC) in alpinen Weiden als in Wiesen (Welker et al. 2004) sowie in wärmerem humiden Grasland nach (Franzluebbers and Stuedemann 2009). Auch bei einem auf dem gleichen Hochplateau wie dieses Experiment gelegenen Grasland, das z.T. seit 60 Jahren beweidet wird, enthielt der Oberboden (0-8 cm) auf den beweideten Flächen 0,9 kg m⁻² mehr SOC (Leifeld and Fuhrer 2009) als auf unbeweideten Flächen. Der noch aus der Weide stammende erhöhte „Substratpool“ ist also für die Mikroorganismen nach 7 Jahren Wiese weniger gut erreichbar, bzw. aufgebraucht. Folglich liegt die Vermutung nahe, dass konsistent mit Volk et al. (2011) und der zu Anfang gestellten Hypothese, ein großer Teil der im Jahr 2006 sehr hohen Respiration auf einen Managementwechsel zurückzuführen ist.

5 Fazit

Durch Stickstoffzugabe konnten eine signifikant erhöhte Bruttoprimärproduktion (GPP), aber keine signifikanten Unterschiede in der Ökosystematmung (R_{eco}) festgestellt werden. Durch die Ozonbehandlung wird ein negativer Effekt auf die Bruttoprimärproduktion (GPP) vermutet. GPP ist in der mittleren Ozonbehandlung signifikant kleiner als in der Kontrolle. Wahrscheinlich gab es aufgrund deutlich erhöhter oberirdischer Trockenbiomasse in der

höchsten Ozonbehandlung keine niedrigeren CO₂-Flüsse als in der Kontrolle. Eindeutige Aussagen zu behandlungsbedingten Änderungen in der Kohlenstoffbilanz können aufgrund von Einflüssen parallel wirkender Umweltfaktoren nicht gemacht werden. Vermutlich führen erhöhte Ozonkonzentrationen zu einer kleineren NEP, während die N-Zugabe keine Veränderung der NEP verursacht.

Die Trends durch die Ozonbehandlung entsprechen in etwa denen des Jahres 2006. Die Stickstoffzugabe führte hingegen 2006 zu einer negativen Bruttoprimärproduktion (GPP). Der starke behandlungsunabhängige C-Zuwachs von 108,55 g C m⁻² während der Saison 2010, verglichen mit dem C-Verlust von 146,64 g C m⁻² im Jahr 2006 (Volk et al. 2011), deutet auf starke jährliche Unterschiede der Kohlenstoffkreisläufen in alpinem Grasland.

Effekte der Luftschadstoffe Stickstoff und Ozon auf die Vegetation werden durch viele weitere Einflüsse begleitet. Unterschiede in Bezug auf Intensität heterotropher und autotropher Atmung, Artzusammensetzung, Streuangebot und -qualität führen zu einer großen Variabilität der CO₂-Flüsse in Grasland. Hinzu kommen die variierenden abiotischen Faktoren wie Bodenfeuchte, Bodentemperatur und Globalstrahlung. Für ein genaueres Verständnis der Einflüsse dieser Faktoren im Zusammenspiel mit Ozon- und Stickstoffdepositionen bedarf es weiterer, insbesondere mehrjähriger Experimente, die in der Lage sind diese Variabilitäten zu berücksichtigen.

6 Danksagung

Ich bedanke mich herzlich bei meinen Betreuern Prof. Dr. Otto Klemm und Dr. Matthias Volk für die Möglichkeit zu dieser Arbeit und ihrer ständigen Bereitschaft auf Fragen einzugehen und meine Arbeit durch wertvolle Anregungen zu bereichern. Des Weiteren danke ich allen Freunden für die generelle Unterstützung und Hilfe bei dem Korrekturlesen. Zuletzt gilt mein Dank den Mitarbeitern der Lufthygiene und Klima-Gruppe und der AG Klimatologie für ihre Hilfsbereitschaft und die stets unterhaltsamen Kaffeepausen.

7 Literaturverzeichnis

- Ammann, C., C. R. Flechard, J. Leifeld, A. Neftel, and J. Fuhrer. 2007. The carbon budget of newly established temperate grassland depends on management intensity. *Agriculture Ecosystems & Environment* **121**:5-20.
- Arnone, J. A. and D. Obrist. 2003. A large daylight geodesic dome for quantification of whole-ecosystem CO₂ and water vapour fluxes in arid shrublands. *Journal of Arid Environments* **55**:629-643.
- Ashmore, M. R. 2005. Assessing the future global impacts of ozone on vegetation. *Plant Cell and Environment* **28**:949-964.
- Bassin, S., M. Volk, and J. Fuhrer. 2007a. Factors affecting the ozone sensitivity of temperate European grasslands: An overview. *Environmental Pollution* **146**:678-691.

- Bassin, S., M. Volk, M. Suter, N. Buchmann, and J. Fuhrer. 2007b. Nitrogen deposition but not ozone affects productivity and community composition of subalpine grassland after 3 yr of treatment. *New Phytologist* **175**:523-534.
- Bubier, J. L., T. R. Moore, and L. A. Bledzki. 2007. Effects of nutrient addition on vegetation and carbon cycling in an ombrotrophic bog. *Global Change Biology* **13**:1168-1186.
- Chapin, F. S., J. McFarland, A. D. McGuire, E. S. Euskirchen, R. W. Ruess, and K. Kielland. 2009. The changing global carbon cycle: linking plant-soil carbon dynamics to global consequences. *Journal of Ecology* **97**:840-850.
- Chapin, F. S., G. M. Woodwell, J. T. Randerson, E. B. Rastetter, G. M. Lovett, D. D. Baldocchi, D. A. Clark, M. E. Harmon, D. S. Schimel, R. Valentini, C. Wirth, J. D. Aber, J. J. Cole, M. L. Goulden, J. W. Harden, M. Heimann, R. W. Howarth, P. A. Matson, A. D. McGuire, J. M. Melillo, H. A. Mooney, J. C. Neff, R. A. Houghton, M. L. Pace, M. G. Ryan, S. W. Running, O. E. Sala, W. H. Schlesinger, and E. D. Schulze. 2006. Reconciling carbon-cycle concepts, terminology, and methods. *Ecosystems* **9**:1041-1050.
- Cheng, X. L., Y. Q. Luo, B. Su, P. S. J. Verburg, D. F. Hui, D. Obrist, J. A. Arnone, D. W. Johnson, and R. D. Evans. 2009. Responses of net ecosystem CO₂ exchange to nitrogen fertilization in experimentally manipulated grassland ecosystems. *Agricultural and Forest Meteorology* **149**:1956-1963.
- Crawley, M., editor. 2007. *The R Book*. John Wiley & Sons, Ltd West Sussex, England.
- Davidson, E. A. 2009. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860. *Nature Geoscience* **2**:659-662.
- Denman, K. L. 2007. *IPCC Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Cambridge Univ. Press:499-587.
- Dentener, F., J. Drevet, J. F. Lamarque, I. Bey, B. Eickhout, A. M. Fiore, D. Hauglustaine, L. W. Horowitz, M. Krol, U. C. Kulshrestha, M. Lawrence, C. Galy-Lacaux, S. Rast, D. Shindell, D. Stevenson, T. Van Noije, C. Atherton, N. Bell, D. Bergman, T. Butler, J. Cofala, B. Collins, R. Doherty, K. Ellingsen, J. Galloway, M. Gauss, V. Montanaro, J. F. Muller, G. Pitari, J. Rodriguez, M. Sanderson, F. Solmon, S. Strahan, M. Schultz, K. Sudo, S. Szopa, and O. Wild. 2006. Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: A multimodel evaluation. *Global Biogeochemical Cycles* **20**.
- Derwent, R. G., P. G. Simmonds, A. J. Manning, and T. G. Spain. 2007. Trends over a 20-year period from 1987 to 2007 in surface ozone at the atmospheric research station, Mace Head, Ireland. *Atmospheric Environment* **41**:9091-9098.
- Diemer, M. 1997. Effects of elevated CO₂ on gas exchange characteristics of alpine grassland. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* **18**:177-182.
- Ellenberg, H., editor. 2010. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. Eugen Ulmer KG, Stuttgart, Deutschland.
- Franzluebbers, A. J. and J. A. Stuedemann. 2009. Soil-profile organic carbon and total nitrogen during 12 years of pasture management in the Southern Piedmont USA. *Agriculture Ecosystems & Environment* **129**:28-36.
- Galloway, J. N., F. J. Dentener, D. G. Capone, E. W. Boyer, R. W. Howarth, S. P. Seitzinger, G. P. Asner, C. C. Cleveland, P. A. Green, E. A. Holland, D. M. Karl, A. F. Michaels, J. H. Porter, A. R. Townsend, and C. J. Vorosmarty. 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* **70**:153-226.
- Gauss, M., G. Myhre, I. S. A. Isaksen, V. Grewe, G. Pitari, O. Wild, W. J. Collins, F. J. Dentener, K. Ellingsen, L. K. Gohar, D. A. Hauglustaine, D. Iachetti, J. F. Lamarque, E. Mancini, L. J. Mickley, M. J. Prather, J. A. Pyle, M. G. Sanderson, K. P. Shine, D. S. Stevenson, K. Sudo, S. Szopa, and G. Zeng. 2006. Radiative forcing since preindustrial times due to ozone change in the troposphere and the lower stratosphere. *Atmospheric Chemistry and Physics* **6**:575-599.
- Graf, A., L. Weihermüller, J. A. Huisman, M. Herbst, J. Bauer, and H. Vereecken. 2008. Measurement depth effects on the apparent temperature sensitivity of soil respiration in field studies. *Biogeosciences* **5**:1175-1188.
- Gruber, N. and J. N. Galloway. 2008. An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature* **451**:293-296.
- Hunt, J. E., F. M. Kelliher, T. M. McSeveny, D. J. Ross, and D. Whitehead. 2004. Long-term carbon exchange in a sparse, seasonally dry tussock grassland. *Global Change Biology* **10**:1785-1800.
- IPCC. 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Körner, C., editor. 2008. Strasburger – Lehrbuch der Botanik. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Leifeld, J. and J. Fuhrer. 2009. Long-term management effects on soil organic matter in two cold, high-elevation grasslands: clues from fractionation and radiocarbon dating. *European Journal of Soil Science* **60**:230-239.
- Maier, C. A., S. Palmroth, and E. Ward. 2008. Short-term effects of fertilization on photosynthesis and leaf morphology of field-grown loblolly pine following long-term exposure to elevated CO₂ concentration. *Tree Physiology* **28**:597-606.
- Maskell, L. C., S. M. Smart, J. M. Bullock, K. Thompson, and C. J. Stevens. 2010. Nitrogen deposition causes widespread loss of species richness in British habitats. *Global Change Biology* **16**:671-679.
- Mills, G., F. Hayes, M. L. M. Jones, and S. Cinderby. 2007. Identifying ozone-sensitive communities of (semi-)natural vegetation suitable for mapping exceedance of critical levels. *Environmental Pollution* **146**:736-743.
- Neff, J. C., A. R. Townsend, G. Gleixner, S. J. Lehman, J. Turnbull, and W. D. Bowman. 2002. Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon. *Nature* **419**:915-917.
- Pavelka, M., M. Acosta, M. V. Marek, W. Kutsch, and D. Janous. 2007. Dependence of the Q₁₀ values on the depth of the soil temperature measuring point. *Plant and Soil* **292**:171-179.
- Pinheiro, J., Douglas, B., Saikat, D.R., Deepayan, S. and the R Development Core Team. 2010. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-97.
- Pregitzer, K. S., A. J. Burton, D. R. Zak, and A. F. Talhelm. 2008. Simulated chronic nitrogen deposition increases carbon storage in Northern Temperate forests. *Global Change Biology* **14**:142-153.
- Reay, D. S., F. Dentener, P. Smith, J. Grace, and R. A. Feely. 2008. Global nitrogen deposition and carbon sinks. *Nature Geoscience* **1**:430-437.
- Reichstein, M. and C. Beer. 2008. Soil respiration across scales: The importance of a model-data integration framework for data interpretation. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde* **171**:344-354.
- Rihm, B. and D. Kurz. 2001. Deposition and critical loads of nitrogen in Switzerland. *Water Air and Soil Pollution* **130**:1223-1228.
- Scurlock, J. M. O. and D. O. Hall. 1998. The global carbon sink: a grassland perspective. *Global Change Biology* **4**:229-233.
- Sitch, S., P. M. Cox, W. J. Collins, and C. Huntingford. 2007. Indirect radiative forcing of climate change through ozone effects on the land-carbon sink. *Nature* **448**:791-U794.
- St Clair, S. B., E. A. Sudderth, M. L. Fischer, M. S. Torn, S. A. Stuart, R. Salve, D. L. Eggett, and D. D. Ackerly. 2009. Soil drying and nitrogen availability modulate carbon and water exchange over a range of annual precipitation totals and grassland vegetation types. *Global Change Biology* **15**:3018-3030.
- Subke, J. A. and M. Bahn. 2010. On the 'temperature sensitivity' of soil respiration: Can we use the immeasurable to predict the unknown? *Soil Biology & Biochemistry* **42**:1653-1656.
- Suyker, A. E., S. B. Verma, and G. G. Burba. 2003. Interannual variability in net CO₂ exchange of a native tallgrass prairie. *Global Change Biology* **9**:255-265.
- Vingarzan, R. 2004. A review of surface ozone background levels and trends. *Atmospheric Environment* **38**:3431-3442.
- Vitousek, P. M., J. D. Aber, R. W. Howarth, G. E. Likens, P. A. Matson, D. W. Schindler, W. H. Schlesinger, and G. D. Tilman. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological Applications* **7**:737-750.
- Volk, M., P. Bungener, F. Contat, M. Montani, and J. Fuhrer. 2006. Grassland yield declined by a quarter in 5 years of free-air ozone fumigation. *Global Change Biology* **12**:74-83.
- Volk, M., D. Obrist, K. Novak, R. Giger, S. Bassin, and J. Fuhrer. 2011. Subalpine grassland carbon dioxide fluxes indicate substantial carbon losses under increased nitrogen deposition, but not at elevated ozone concentration. *Global Change Biology* **17**:366-376.
- Welker, J. M., J. T. Fahnestock, K. L. Povirk, C. J. Bilbrough, and R. E. Piper. 2004. Alpine grassland CO₂ exchange and nitrogen cycling: Grazing history effects, medicine bow range, Wyoming, USA. *Arctic Antarctic and Alpine Research* **36**:11-20.
- Wigley, T. M. L., editor. 2000. *The Carbon Cycle*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wohlfahrt, G., C. Anfang, M. Bahn, A. Haslwanter, C. Newesely, M. Schmitt, M. Drosler, J. Pfadenhauer, and A. Cernusca. 2005. Quantifying nighttime ecosystem respiration of a meadow using eddy covariance, chambers and modelling. *Agricultural and Forest Meteorology* **128**:141-162.

8 Erklärung

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig ohne fremde Hilfe angefertigt habe. Alle Stellen, die ich wörtlich oder sinngemäß aus veröffentlichten oder nicht veröffentlichten Schriften übernommen habe, sind als solche gekennzeichnet.

Münster, 01.03.2010
