

Hochschule Weihenstephan-Triesdorf

Studiengang Umweltsicherung

Diplomarbeit

Auswirkungen des Ausschlusses von Herbivoren auf Boden
und Vegetation subalpiner Weideökosysteme im
Schweizerischen Nationalpark



vorgelegt von: Peter B. Kukielka
Erstkorrektor: Prof. Dr. Ullrich Asmus
Zweitkorrektorin: Dr. Anita C. Risch

Birmensdorf, 19.05.2010

Danksagung

Die Möglichkeit diese Arbeit anzufertigen und damit mein Studium mit einem kleinen Höhepunkt abzuschließen gab mir meine Betreuerin am Institut für Wald, Schnee und Landschaft in Birmensdorf, Dr. A. C. Risch. Gleichzeitig stand sie mir mit guter und konstruktiver Hilfe zur Seite und half mir sehr bei organisatorischen Belangen. Dafür möchte ich ihr danken.

Ich danke meinem Betreuer an der Hochschule, Prof. Dr. U. Asmus, für die stets schnelle Hilfe und sein Verständnis für entstandene Verzögerungen.

Sehr großer Dank gilt Debbie Page-Dumroese und ihrer Familie für ihre selbstverständliche Gastfreundschaft während meines Aufenthalts in Moscow, Idaho. Ohne sie wäre es sicherlich viel schwieriger gewesen meine Arbeit an der Rocky Mountain Research Station durchzuführen und meinen Aufenthalt in USA so angenehm zu gestalten.

Bei Joanne Tirocke möchte ich mich für ihre Unterstützung bei den Laborarbeiten in Moscow bedanken. Ihre Hilfe war grundlegend für das Gelingen des analytischen Teils meiner Arbeit.

Ich danke den Mitarbeitern des Schweizerischen Nationalparks und des WSL für fachliche und Unterstützung und Hilfe bei allerhand organisatorischen Angelegenheiten.

Besonderes bedanken möchte ich mich bei meinen Eltern, die mir meine Diplomarbeit und mein gesamtes Studium ermöglicht haben und mir damit einen Erfahrungsschatz geschenkt haben, der sich nicht mit Geld aufwiegen lässt.

Ich danke meiner Freundin Theresa sehr für ihre persönliche Unterstützung ebenso wie für ihre fachliche Hilfe, die zu einer wesentlichen Verbesserung meiner Arbeit geführt hat.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
1.1 Problemstellung	1
1.2 Stand des Wissens	2
1.2.1 Stoffkreisläufe in Ökosystemen.....	2
1.2.2 Trophische Kaskaden in Ökosystemen.....	3
1.2.3 Wirkungen von Herbivoren auf Wiesenökosysteme.....	5
1.2.4 Pflanzennotwendige Nährstoffe in Ökosystemen.....	8
1.3 Zielsetzung und Vorgehen	10
2. Material und Methoden	13
2.1 Untersuchungsgebiet	13
2.1.1 Lage und Klima.....	13
2.1.2 Geologie.....	14
2.1.3 Historische Entwicklung.....	14
2.1.4 Vegetation.....	15
2.1.5 Gesellschaft der Pflanzenfresser.....	16
2.2 Versuchsflächen und Versuchsaufbau	18
2.2.1 Charakterisierung der Versuchsflächen.....	18
2.2.2 Versuchsanordnung.....	19
2.3 Probenahmen	21

2.4 Analysen der Proben	22
2.4.1 Bodeneigenschaften der untersuchten Flächen.....	22
2.4.2 Mineralstoffanalysen.....	23
2.5 Statistische Auswertung	24
3. Ergebnisse	26
3.1 Eigenschaften der untersuchten Böden	26
3.2 Mineralstoffanalysen der Herbstproben	27
3.2.1 Bodenproben.....	27
3.2.2 Pflanzenproben.....	32
3.2.3 Einfluss der Standortfaktoren auf die Analyseergebnisse.....	38
4. Diskussion	40
5. Zusammenfassung	54
Literaturverzeichnis	56
Anhang	61

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Vergleich zwischen Nahrungskette und Nahrungsnetz.....	4
Abbildung 2:	Mögliche Effekte von Herbivoren.....	6
Abbildung 3:	Lage des Schweizerischen Nationalparks.....	13
Abbildung 4:	Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus.....	20
Abbildung 5:	Probenahme innerhalb eines Plots.....	21
Abbildung 6:	Mittlerer Kohlenstoffgehalt der Bodenproben.....	30
Abbildung 7:	Mittlerer Stickstoffgehalt der Bodenproben.....	30
Abbildung 8:	Mittlerer Phosphorgehalt der Bodenproben.....	31
Abbildung 9:	Mittleres C/N-Verhältnis der Bodenproben.....	31
Abbildung 10:	Mittlerer Kohlenstoffgehalt der Pflanzenproben.....	35
Abbildung 11:	Mittlerer Stickstoffgehalt der Pflanzenproben.....	35
Abbildung 12:	Mittlerer Phosphorgehalt der Pflanzenproben.....	36
Abbildung 13:	Mittleres C/N-Verhältnis der Pflanzenproben.....	36
Abbildung 14:	Beziehung zwischen den Mineralstoffgehalten der Bodenproben vom Herbst und den Bodeneigenschaften.....	38
Abbildung 15-A:	Luftbild der Versuchsflächen 1 bis 10.....	62
Abbildung 16-A:	Luftbild der Versuchsflächen 11 bis 14.....	63
Abbildung 17-A:	Luftbild der Versuchsflächen 15 bis 18.....	64
Abbildung 18-C:	Beziehung zwischen den Mineralstoffgehalten der Bodenproben vom Herbst und dem pH.....	74
Abbildung 19-C:	Beziehung zwischen den Mineralstoffgehalten der Bodenproben vom Herbst und dem PWP.....	74

Abbildung 20-C: Beziehung zwischen den Mineralstoffgehalten der Bodenproben vom Herbst und dem Gehalt organischer Substanz.....	75
Abbildung 21-C: Beziehung zwischen den Mineralstoffgehalten der Pflanzenproben und der Höhe.....	75
Abbildung 22-C: Beziehung zwischen den Mineralstoffgehalten der Pflanzenproben und dem pH.....	76
Abbildung 23-C: Beziehung zwischen den Mineralstoffgehalten der Pflanzenproben und der Feldkapazität.....	76
Abbildung 24-C: Beziehung zwischen den Mineralstoffgehalten der Pflanzenproben und dem PWP.....	77
Abbildung 25-C: Beziehung zwischen den Mineralstoffgehalten der Pflanzenproben und dem Gehalt organischer Substanz.....	77

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Daten der Untersuchungsflächen.....	18
Tabelle 2:	Ergebnisse der Untersuchungen der Bodenparameter.....	26
Tabelle 3:	Differenzen der Mineralstoffanalysen zur Kontrollfläche bei den Bodenproben.....	28
Tabelle 4:	Ergebnisse der Varianzanalysen bei den Bodenproben.....	29
Tabelle 5:	Differenzen der Mineralstoffanalysen zur Kontrollfläche bei den Pflanzenproben.....	33
Tabelle 6:	Ergebnisse der Varianzanalysen bei den Pflanzenproben.....	34
Tabelle 7:	Einzelauflistung der signifikanten Unterschiede aller Post-Hoc-Tests bei den Pflanzenproben.....	37
Tabelle 8-B:	Rohdaten der Bodenproben vom Frühjahr.....	65
Tabelle 9-B:	Rohdaten der Bodenproben vom Herbst.....	70
Tabelle 10-B:	Rohdaten der Pflanzenproben vom Herbst.....	72

Abkürzungsverzeichnis

ALM	allgemeines lineares Modell
ANOVA	univariate Varianzanalyse (analysis of variance)
C	Kohlenstoff
„C“	Kontrolle
C/N-Verhältnis	Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff
d.d.	innen (dadaint)
df	Freiheitsgrad (degree of freedom)
F	F-Wert
„HG“	Hirsch/Gämse
HSD	signifikanter Unterschied (honestly significant difference)
„Ins“	Insekten
„MH“	Murmeltier/Hase
N	Stickstoff
NPP	Nettoprimärproduktion
PWP	permanenter Welkepunkt
SNP	Schweizerischer Nationalpark

Anhangsverzeichnis

Anhang A	62
Luftbilder der Weiden mit eingetragener Lage der Versuchsflächen	
Anhang B	65
Rohdaten der chemischen Boden- und Pflanzenanalysen von Frühjahr und Herbst 2009	
Anhang C	74
Untersuchungen der Beziehung zwischen den Mineralstoffgehalten der Boden- beziehungsweise Pflanzenproben und den Bodeneigenschaften	

1. Einleitung

1.1 Problemstellung

Als eine der wichtigsten Teildisziplinen der Ökologie betrachtet die Synökologie Lebensgemeinschaften mit ihren einzelnen Komponenten als Ganzes. Um diese zu erforschen muss man zunächst einzelne Aspekte heraus greifen, um sie im Detail zu untersuchen. Anschließend werden diese Teilaspekte wieder im Zusammenhang des gesamten Ökosystems betrachtet und anhand der Ergebnisse Schlussfolgerungen erarbeitet.

Neben der Beobachtung und Beschreibung der Elemente der Lebensgemeinschaften, ist es eine der einfachsten Methoden, die in den Systemen auftretenden Energieflüsse beziehungsweise Stoffkreisläufe zu analysieren. Objektive Faktoren, wie Biomasse oder der Gehalt an Nährstoffen, sowie deren Veränderungen im Laufe der Zeit können hierbei gemessen und ausgewertet werden. Zusammenhänge werden so verständlich und nachvollziehbar erfasst und dargestellt.

Untersuchungen verschiedener Ökosysteme zeigen, dass es sowohl einfache als auch komplex gestaltete Interaktionen innerhalb der einzelnen Lebensgemeinschaften gibt. Im Gegensatz zu limnischen Systemen sind die meisten terrestrischen Lebensräume eher vielschichtig. Ihre Erforschung gestaltet sich aufgrund der heterogenen Einflussfaktoren komplizierter und stellt für die Wissenschaft nach wie vor eine Herausforderung dar.

Wiesenökosysteme gehören zu den leichter erforschbaren und besser untersuchten terrestrischen Gemeinschaften. Dennoch gibt es unter Fachleuten keinen allgemeinen Konsens über die auftretenden Wechselwirkungen. Es sind somit weitere Forschungsanstrengungen für ein besseres Verständnis dieser Lebensräume notwendig.

1.2 Stand des Wissens

1.2.1 Stoffkreisläufe in Ökosystemen

Wechselwirkungen in Ökosystemen lassen sich am besten anhand von Energieflüssen beziehungsweise Stoffkreisläufen nachvollziehen. Diese sind in durch verschiedene Komponenten, wie Konsumenten, Produzenten, Destruenten und abiotische Faktoren, beeinflusst (MCNAUGHTON et al., 1988; ANDERSON et al., 2007). Um die Kreisläufe - primär Nahrungsbeziehungen - innerhalb einer Lebensgemeinschaft zu beschreiben, kann nicht, wie ehemals angenommen, von Nahrungsketten gesprochen werden. Besser werden sie mit dem Begriff „Nahrungsnetze“ beschrieben. Diesen wird innerhalb der Lebensgemeinschaften eine zentrale Rolle zugesprochen (POLIS et al., 2000). Nahrungsketten können wiederum Teile der Nahrungsnetze darstellen (PACE et al., 1999).

Die auftretenden Kreisläufe können über die Grenzen des Lebensraumes hinausgehen, denn ökologische Systeme stellen keine geschlossene Einheit dar (KNIGHT et al., 2005). Energie- und Stoffverluste oder -gewinne in einem System lassen sich auf verschiedene Vorgänge zurückführen. Beispiele dafür sind Feuer, Niederschlag, Transpiration, Auswaschung, Erosion, Ein- und Austrag durch Tiere (MCNAUGHTON et al., 1988; SINGER und SCHOENECKER, 2003).

Einzelne Organismen können in ihrem Habitat eine Leitfunktion übernehmen und die Entwicklung von Energieflüssen nachhaltig beeinflussen (MCNAUGHTON et al., 1988; SHARIFF et al., 1994; ANDERSON et al., 2007). So werden ganze Kreisläufe angeregt oder aber Kettenreaktionen entstehen die man als trophische Kaskaden bezeichnet. Dies sind ähnliche Beziehungen, wie Nahrungsketten innerhalb eines Nahrungsnetzes. Sie wirken sich jedoch viel stärker auf direkt aufeinander folgende Bestandteile des Systems aus (PACE et al., 1999; POLIS et al., 2000) und sind ein entscheidender Teil von Ökosystemen.

1.2.2 Trophische Kaskaden in Ökosystemen

Trophische Kaskaden führen zu inversen Mustern in Abundanz oder Biomasse über mehr als eine trophische Verbindung in einem Nahrungsnetz (PACE et al., 1999 S. 484; vgl. Abbildung 1). Als trophische Verbindung sind trophische Ebenen zu verstehen, wie zum Beispiel der Boden, Pflanzen, Herbivoren oder Prädatoren. Nach POLIS et al. (2000) lassen sich mehrere Organismen mit ähnlichen Eigenschaften bezüglich ihrer Nahrung zu einzelnen Trophieebenen zusammenfassen. Lineare trophische Kaskaden können als starke Wechselbeziehungen innerhalb von Nahrungsnetzen wirken.

Es gibt unterschiedliche wissenschaftliche Ansätze um diese auftretenden Beziehungen zu beschreiben. Sowohl die Theorie der „bottom-up“ als auch die der „top-down“ Wirkung werden in der einschlägigen Literatur diskutiert. Die „bottom-up“ These besagt, dass jede einzelne Trophieebene futterlimitiert und somit von der Produktivität der jeweils niedrigeren Ebene abhängig ist (POWER, 1992; PACE et al., 1999). Bei „top-down“ Effekten hingegen ist lediglich die höchste Ebene futterlimitiert und die darunter liegenden werden durch ihre Prädatoren begrenzt (POWER, 1992; FRANK et al. 2002). In der Praxis finden diese beiden vereinfachten Erklärungen eher selten Anwendung. Die beiden Effekte beeinflussen sich in den meisten Fällen gegenseitig und können nicht unabhängig voneinander betrachtet werden (PACE et al., 1999).

In der Literatur werden trophische Kaskaden zumeist in aquatischen Ökosystemen beobachtet wie zum Beispiel Seen, Fließgewässern oder der Gezeitenzone (PACE et al., 1999). Das liegt an den Eigenschaften der einfachen aquatischer Lebensgemeinschaften. Abgetrennte und homogene Habitats, eine viel schnellere Dynamik der Beutepopulationen als die der Prädatoren, eine etwa einheitliche Verzehrbarekeit der Beute und starke Interaktionen im System lassen starke trophische Effekte zu.

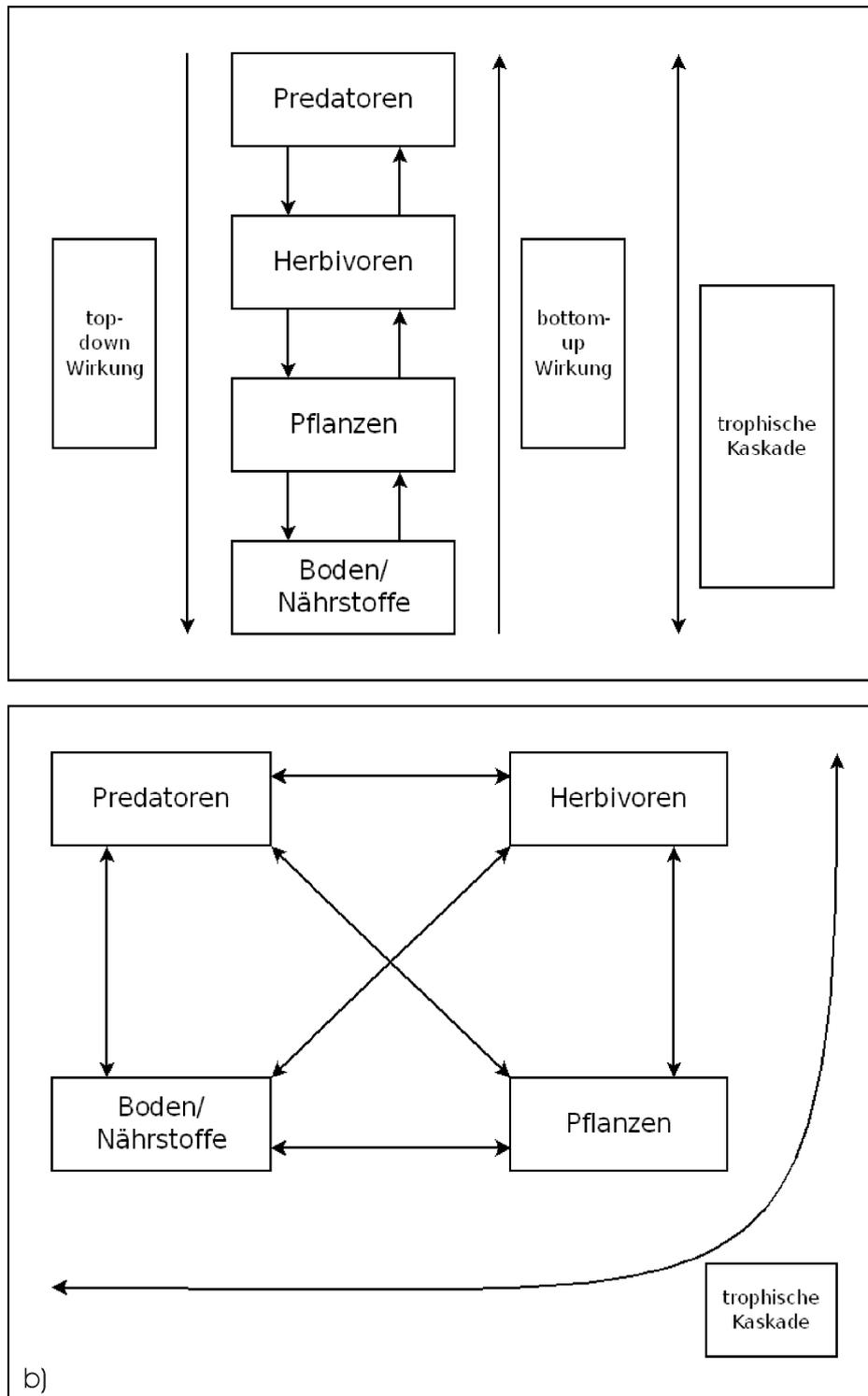


Abbildung 1: Vergleich zwischen Nahrungskette (1a) und Nahrungsnetz (1b). Während sich in der Nahrungskette Effekte von einer trophischen Ebene lediglich auf die jeweils höhere oder niedrigere Ebene auswirken („top-down“ und „bottom-up“ Effekte) kommt es beim Nahrungsnetz zu Interaktionen zwischen allen Ebenen gleichzeitig. Trophische Kaskaden sind beispielhaft in beiden Systemen eingezeichnet und können auch über andere beziehungsweise mehr Ebenen wirken.

Terrestrische Ökosysteme hingegen weisen meistens andere Bedingungen auf. Heterogene Habitate mit diffusen Grenzen, eine wechselhafte Dynamik der Beutepopulationen, nicht einheitlich verzehrbare Beute sowie komplexe Systeme mit schwachen und zerstreuten Interaktionen lassen direkte Zusammenhänge oft schwer erkennbar werden (POLIS et al., 2000). Dennoch können trophische Kaskaden nicht auf bestimmte Ökosystemtypen, Habitatskomplexitäten oder ähnliches beschränkt werden. Mittlerweile sind sie in vielen Systemtypen beobachtet worden: offene Ozeane, boreale Wälder, Brachen, Sojafelder, Böden oder tropische Wälder (PACE et al., 1999). Folglich kommen trophische Kaskaden in terrestrischen Ökosystemen vor (HALAJ und WISE 2001), auch wenn sie im Vergleich zu aquatischen Gemeinschaften schwächere Ausmaße aufzeigen (SHURIN et al., 2002). Nach PACE et al. (1999) sind trophische Kaskaden in den Fokus aller theoretischer Analysen und Feldstudien in der Ökologie geraten und gelten deshalb als zentraler Punkt der Ökosystemforschung.

1.2.3 Wirkungen von Herbivoren auf Wiesenökosysteme

Auch in Wiesenökosystemen nehmen viele unterschiedliche Faktoren Einfluss auf die Energieflüsse und Stoffkreisläufe. Neben dem Wettbewerb der Pflanzen untereinander (KEESING, 1999; DEL-VAL und CRAWLEY, 2004) haben Herbivoren die größten Auswirkungen auf die gesamte Lebensgemeinschaft bezüglich Nährstoffkreislauf und Diversität der Pflanzen- und Tierarten (SCHÜTZ et al., 2003). Da die Einflüsse über mehr als eine Trophieebene hinausgehen, kann man in diesem Fall von einer trophischen Kaskade sprechen die von einer „top-down“ Wirkung dominiert wird.

Es ist sinnvoll die auftretenden Pflanzenfresserarten in Gruppen ähnlicher Größe und dementsprechend mit ähnlichem Fraßverhalten zusammen zu fassen, da jede dieser Gruppen auf andere Weise im System wirkt. Große Pflanzenfresser wie Huftiere verzehren einen großen

Teil der Nettoprimärproduktion (NPP), weshalb ihnen in Wiesenökosystemen die bedeutendste Rolle zugesprochen wird (SCHÜTZ et al., 2006).

Es ist jedoch schwierig die genauen Folgen von Pflanzenkonsum auf die Ökosystemfunktionen und die Bodenbiologie abzuschätzen, da sie sehr vielfältig sein können (MCNAUGHTON et al., 1988; ACHERMANN, 2000; SEMMARTIN und OESTERHELD, 2001; BARDGETT und WARDLE, 2003; THIEL-EGENTER et al., 2007). Die Effekte variieren stark bei Lebensräumen mit unterschiedlicher Beschaffenheit. Sie hängen maßgeblich von der Bodenfruchtbarkeit und somit der Produktivität der Pflanzengemeinschaft ab (BARDGETT und WARDLE, 2003).

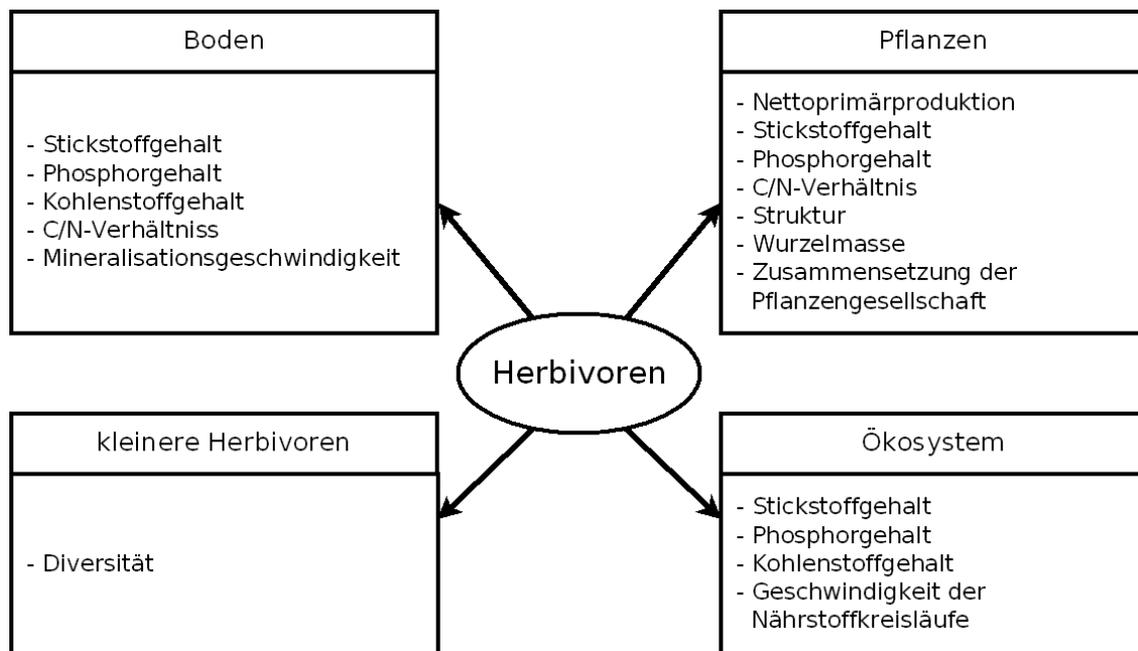


Abbildung 2: Mögliche Effekte von Herbivoren auf den Boden, die Pflanzen, andere Herbivoren und das gesamte System innerhalb eines Ökosystems.

Die beobachteten Auswirkungen lassen sich in vier Kategorien einteilen: Pflanzen, Boden, kleinere Herbivoren, gesamtes System mit allen seinen Bestandteilen (Abbildung 2). Bei Pflanzen kann sich beispielsweise die NPP (KNAPP et al. 1999; ACHERMANN, 2000), der Gehalt der Nährstoffe (MCNAUGHTON et al., 1997; ANDERSON et al., 2007), das C/N-Verhältnis (FRANK und GROFFMAN, 1998), die Struktur (ACHERMANN, 2000; WARDLE et al. 2004) oder die gesamte Gesell-

schaft (WARDLE et al., 2002; BAKKER et al., 2003; BAKKER et al., 2006; AUSTRHEIM et al., 2007) durch den Einfluss von Pflanzenfressern verändern. Der Boden reagiert mit einer Änderung des Nährstoffgehaltes (JOHNSON und MATCHETT, 2001; SINGER und SCHOENHECKER, 2003), des C/N-Verhältnisses (FRANK und GROFFMAN, 1998; JOHNSON und MATCHETT, 2001) und der Mineralisierungsgeschwindigkeit der Nährstoffe (MCNAUGHTON et al., 1997; SEMMARTIN und OESTERHELD, 2001). Kleinere Herbivoren reagieren auf Beweidung durch größere Tiere mit einer Veränderung der Diversität, wie zum Beispiel einer Abnahme bei kleinen Nagetieren (KEESING, 1999; SMIT et al., 2001) oder Ab- und Zunahme bei Heuschrecken (RUSSELL und DETLING, 2003; JOERN, 2005). Das Ökosystem kann beeinflusst werden indem Nährstoffe ein- oder ausgetragen werden (MCNAUGHTON et al., 1988; BLUMER und DIEMER, 1996) oder der Kreislauf der Nährstoffe beschleunigt bzw. verlangsamt wird (SHARIFF et al., 1994; THIEL-EGENTER et al., 2007).

Die teils widersprüchlichen Aussagen der bisherigen Untersuchungen unterstreichen die Komplexität dieses Themas. Ein Vergleich der Produktivität unterschiedlicher Wiesenökosysteme gibt eine mögliche Erklärung. Produktive Systeme mit hoher Bodenfruchtbarkeit, guter Pflanzenqualität – also niedrigem C/N-Verhältnis – und großem Weidedruck profitieren zumeist vom Pflanzenkonsum. Sie weisen eine erhöhte NPP, gleich bleibende Qualität der Pflanzen und angeregte Nährstoffkreisläufe auf. Unproduktive Systeme mit geringer Bodenfruchtbarkeit, mäßiger Pflanzenqualität und niedrigem Pflanzenkonsum reagieren negativ auf Beweidung. Die NPP wird reduziert, Nährstoffkreisläufe verlangsamt und die Sukzession beschleunigt (BARDGETT und WARDLE, 2003; WARDLE et al., 2004). Abweichungen von diesen Wirkungsweisen sind jedoch möglich und werden auch festgestellt (THIEL-EGENTER et al., 2007).

1.2.4 Pflanzennotwendige Nährstoffe in Ökosystemen

Pflanzen sind vor allem auf die drei Nährstoffe Kohlenstoff, Wasserstoff und Sauerstoff angewiesen. Diese Elemente sind die wichtigsten Bausteine organischer Verbindungen. Daneben brauchen sie Stickstoff als wesentlichen Bestandteil der Aminosäuren zum Aufbau der pflanzlichen Proteine, Phosphor als Bestandteil von Lipiden sowie weitere Mineralstoffe wie Schwefel und Kalium. Neben diesen Mengenelementen wird auch eine Reihe von Spurenelementen für das Wachstum und die Entwicklung benötigt (WELLE, 2004).

Wasserstoff steht der Pflanze über Boden-, Grund- oder Regenwasser zur Verfügung. Sauerstoff hingegen wird weitestgehend aus Kohlendioxid beziehungsweise molekularem Sauerstoff aus Luft und Boden bezogen (WELLE, 2004). Deshalb stehen diese Elemente in den meisten Ökosystemen ausreichend zur Verfügung.

Diese relativ unbegrenzte Verfügbarkeit gilt jedoch nicht für Kohlenstoff (C), Stickstoff (N) und Phosphor (P). Kohlenstoff wird zum Teil als Kohlendioxid aus der Luft aber auch als Hydrogencarbonat über die wässrige Lösung im Boden aufgenommen. Somit ist er teilweise von den Bodenprozessen abhängig. Stickstoff liegt im Boden oft nur in kleinen Mengen pflanzenverfügbar vor. Er wird als Nitrat oder Ammonium aufgenommen (WELLE, 2004) und stetig aus Humus oder seltener anstehenden Gestein gelöst. Durch die begrenzte Verfügbarkeit ist er mitunter ein limitierender Faktor (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1992). Phosphor liegt in anorganischer oder organischer Bindung im Boden vor. Er wird von Pflanzen als Phosphat aufgenommen und meist aus dem anorganischen ortho-Phosphat gewonnen. Phosphor tritt oft auch als limitierender Faktor auf (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1992; WELLE, 2004).

Der Gehalt der pflanzennotwendigen Nährstoffe im Boden befindet sich in einem natürlichen Ökosystem im Gleichgewicht und wird durch Eintrag und Verlust beeinflusst. Ein Eintrag erfolgt durch Dung, Niederschlag, Grundwasser, Gesteinsverwitterung, Pflanzenabfälle, und

ein Verlust über Auswaschung, Fraß, Erosion, Immobilisierung, Entweichen von Gasen. Die Nährstoffe liegen in verschiedener Form vor, zum Beispiel adsorbiert an Oberflächen, in organischer Substanz oder in Biomasse. Sie müssen meist erst gelöst werden und pflanzenverfügbar in der Bodenlösung enthalten sein, bevor sie von den Pflanzen aufgenommen werden können. Die Nährstoffe werden sowohl aus dem Ober- als auch Unterboden aufgenommen, wobei die meisten Verbindungen im Oberboden akkumuliert sind (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1992).

Die Qualität des Bodens und der Pflanzen kann nicht ausschließlich durch eine getrennte Betrachtung von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor erfolgen. Ebenso entscheidend ist das C/N-Verhältnis. Dieses Verhältnis beschreibt die Qualität und den Zustand von Pflanzen und Boden und lässt Aussagen über die mikrobielle Aktivität im Boden zu. Je kleiner das C/N-Verhältnis im Pflanzenmaterial ist, desto attraktiver wird es für Pflanzenfresser (WARDLE et al., 2004). Mit steigender Anzahl der Pflanzenfresser können die durch Fraß anfallenden Pflanzenabfälle schneller dekompostiert und mineralisiert werden. Der Kreislauf von Stickstoff und Phosphor wird so beschleunigt und die Stoffe werden schneller pflanzenverfügbar gemacht (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1992; SHARIFF et al., 1994; FRANK und GROFFMAN, 1998). C/N-Verhältnisse, welche beispielsweise die Stickstoffmineralisierung begünstigen, sind kleiner 25. Oberhalb dieses Wertes kann die Mikrobenaktivität gehemmt und somit der Gehalt an verfügbarem Stickstoff reduziert werden. Typische C/N-Verhältnisse in Wiesenpflanzen bewegen sich zwischen 10 und 40 (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1992).

Die Entfernung von Pflanzenmaterial aus einem Ökosystem, zum Beispiel durch Fraß von Herbivoren, kann die Kreisläufe beeinflussen und ein Ungleichgewicht im System nach sich ziehen. Es erscheint daher sinnvoll diese Entwicklungen genauer zu untersuchen.

1.3 Zielsetzung und Vorgehen

An der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) werden die Weide-Ökosysteme im Schweizerischen Nationalpark (SNP) untersucht. Besonderes Interesse erhält die Funktionsweise der subalpinen und alpinen Wiesenökosysteme. Diese spielen innerhalb des Nationalparks als Nahrungslieferanten für eine Vielzahl von Herbivoren eine besonders wichtige Rolle. Jedoch ist besonders im Hinblick auf den aktuellen Stand der Forschung bisher wenig über die Wechselwirkungen zwischen Herbivoren verschiedener Größe, der Vegetation und dem Boden innerhalb dieser Ökosysteme bekannt.

Seit dem Frühjahr 2009 wird im Rahmen des mehrjährigen Forschungsprojektes „trophic cascades“ auf mehreren ausgesuchten Flächen im Schweizerischen Nationalpark umfangreiche Experimente durchgeführt. Diese sollen zu besseren Erkenntnissen über die trophischen Interaktionen in Lebensgemeinschaften der subalpinen und alpinen Ökosysteme führen. Es werden im Wesentlichen die Veränderungen der Boden-, Pflanzen-, Wurzel- und mikrobiellen Biomasse sowie der beinhalteten Nährstoffe analysiert. Weiter sind die Auswirkungen auf die Zusammensetzung der Pflanzen- und mikrobiellen Gesellschaften von Interesse.

Das Projekt ist in seiner Art einzigartig, da bei anderen Forschungsvorhaben dieser Art bisher noch nie so viele Aspekte gleichzeitig beachtet wurden. Die meisten Untersuchungen haben eine oder zwei Gruppen von Pflanzenfressern beachtet (Quellen) oder nur zwei trophische Ebenen (Quellen). Das Projekt „trophic cascades“ hingegen bezieht vier Größengruppen von Pflanzenfressern, drei Trophieebenen der Wiesenökosysteme und zwei Vegetationsarten in seine Versuche ein. Dieser große Umfang an Parametern soll zu genaueren Erkenntnissen und einem besseren Verständnis der auftretenden Mechanismen führen, als sie bisher in diesem Bereich der Ökosystemforschung erreicht wurden.

Der Versuchsaufbau besteht aus selektiven Auszäunungen von unterschiedlichen Pflanzenfressergruppen. Nacheinander werden immer mehr Herbivoren von den Plots ausgeschlossen und so ein geringerer Weidedruck simuliert. Die Flächen befinden sich auf mehreren Alpen und umfassen jeweils zwei verschiedene Vegetationsarten. Gegen Ende einer jeden Vegetationsphase werden die Proben und Auswertungen vorgenommen. Pflanzen- sowie Bodenproben werden genommen und analysiert und die Vegetation erfasst. Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist es die Effekte des Ausschlusses von Pflanzenfressern auf den Mineralstoffhaushalt innerhalb des subalpinen Wiesenökosystems im SNP nach dem ersten Versuchsjahr zu untersuchen. Boden- und oberirdische Pflanzenproben werden auf den beinhalteten Nährstoffgehalt hin untersucht und die Ergebnisse statistisch ausgewertet. Danach können Rückschlüsse auf die vorkommenden Mechanismen und Wechselwirkungen gezogen werden.

Es ist wahrscheinlich, dass im Boden sowohl auf den untersuchten Kurzrasen- als auch Hochrasenweiden keine signifikanten Veränderungen des Nährstoffgehaltes festgestellt werden. Die hierfür verantwortlichen Prozesse wie Humifizierung oder Mineralisierung und der Transport der Stoffe im Boden sind zu langwierig um nach einem Zeitraum von nur vier bis fünf Monaten erkennbar zu werden.

Bei den Pflanzen hingegen werden signifikante Effekte erwartet, die größer sind, je mehr Tiergruppen ausgeschlossen bleiben. Dabei muss aufgrund der unterschiedlichen Produktivität der zwei Vegetationsarten zwischen Kurzrasen- und Hochrasenweideflächen unterschieden werden. Im Kurzrasen wird sich die Qualität der Vegetation verschlechtern. Durch den geringeren Weidedruck kann sich der Kohlenstoffgehalt reduzieren. Jedoch wird der Stickstoff- und Phosphorgehalt durch einen verlangsamten Kreislauf und geringeren Eintrag aus Dung, Urin und Pflanzenabfällen abnehmen. Die Qualität der Pflanzen – ermittelt anhand des C/N-Verhältnisses – wird somit insgesamt gleich bleiben oder sogar abnehmen.

Die Prozesse im Hochrasen sind im Gegensatz zum Kurzrasen generell langsamer. Falls Veränderungen eintreten, werden diese deshalb deutlich schwächer ausfallen. Theoretisch mögliche Effekte sind eine Verminderung des Kohlenstoffgehaltes, eine dadurch bedingte geringe Absenkung des C/N-Verhältnisses respektive Erhöhung der Pflanzenqualität. Eine Änderung des Stickstoff- und Phosphorgehalts ist nicht zu erwarten.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

2.1.1 Lage und Klima



Abbildung 3: Lage des Schweizerischen Nationalparks im Südosten der Schweiz.

Der Schweizerische Nationalpark (SNP) eignet sich besonders gut für Ökosystemforschung. Denn er ist das einzige Gebiet in der Schweiz, das seit 1914 vor jeglichem anthropogenen Einfluss geschützt ist. Der Park befindet sich im Kanton Graubünden, im Südosten der Schweiz (siehe Abbildung 3). Das Gebiet erstreckt sich über 170,3 km². Die Höhe variiert zwischen 1400 und 3174 m ü. M und umfasst somit die alpine als auch die subalpine Stufe.

Im Schweizerischen Nationalpark herrscht kontinentales Klima, da er im Bereich des inneralpinen Trockengebiets liegt. Extreme Tempe-

raturen zwischen -30 und $+30$ °C, geringe Niederschlagsmengen, extrem starke Sonneneinstrahlung und geringe Luftfeuchtigkeit (zeitweilig 10%) sind im Park charakteristisch (ROBIN, 2009). Der mittlere Jahresniederschlag und die mittlere Jahrestemperatur betragen 925 ± 162 mm und $0,2 \pm 0,7$ °C (Mittelwerte \pm Standardabweichung), gemessen an der im Park gelegenen Wetterstation Buffalora zwischen 1904 und 1994 (1980 m ü. M.; BERGERT et al., 2005).

2.1.2 Geologie

Der SNP liegt in den Ostalpen (TRÜMPY et al., 1997), im Gebiet der Unterengadiner Dolomiten. Somit besteht das Muttergestein zum Großteil aus kalkhaltigem und brüchigem Gestein, das der stetigen Verwitterung ausgesetzt ist und sich in großflächigen Schutthalten zu Tal schiebt. Lediglich an den südlichen und östlichen Rändern stößt man auch auf den rötlichen Verrucano (ROBIN, 2009). Die heutige Gestalt der Engadiner Gipfelfluren ist bis auf Prozesse im späten Paläogen beziehungsweise frühen Neogen zurückzuführen. Doch haben auch Veränderungen im jüngeren Tertiär deutliche Spuren hinterlassen. Hebungen und Senkungen im Pliozän, starke Erosion aufgrund eines niedrigeren Meeresspiegels im Miozän und Gletscheraktivitäten während der „Riss“- und der „Würm“-Eiszeit haben die Morphologie der Engadiner Alpen nachhaltig verändert (TRÜMPY et al., 1997).

2.1.3 Historische Entwicklung

Bis zur Gründung des Parks 1914 wurde dieser stark wirtschaftlich genutzt. Aufzeichnungen über den Holzeinschlag gehen zurück bis ins 14. Jahrhundert als die Wälder für die Eisenerzindustrie und später zur Versorgung der Saline Hall in Tirol genutzt wurden. Neben der industriellen Nutzung des Nationalparks hat auch die Weidewirtschaft bis Anfang des 20. Jahrhunderts eine große Rolle gespielt. Dementspre-

chend handelt es sich beim Nationalpark weniger um eine unberührte Naturlandschaft als um einen intensiv genutzten Naturraum, der seit seiner Gründung von anthropogenen Einflüssen verschont geblieben ist. (PAROLINI, 1995).

2.1.4 Vegetation

Ungefähr 49% der Nationalparkfläche sind heute mit Vegetation bedeckt, davon ca. 48 km² mit Wald und 36 km² mit subalpinen und alpinen Rasen (ZOLLER, 1995). Studien über die Langzeitentwicklung der Ökosysteme innerhalb des Parks greifen unter anderem auf Datenreihen zurück, die bereits seit 1917 erhoben werden. Deren Auswertung lässt die Herleitung einer zeitlichen Abfolge von fünf Sukzessionsstadien und damit einhergehend der Pflanzengesellschaften zu:

- Kurzrasenweide dominiert von Rot-Schwingel (*Festuca rubra* L.), Mittlerem Zittergras (*Briza media* L.) und Gemeiner Schafgarbe (*Achillea millefolium* L.)
- Hochrasenweide dominiert von Immergrüner Segge (*Carex sempervirens* Vill.), Borstgras (*Nardus stricta* L.) und Nacktriet [*Elyna myosuroides* (Vill.) Fritsch]
- Nadelbaum-Reinbestand dominiert von Bergkiefer (*Pinus mugo* Turra)
- Nadelmischwald mit Bergkiefer, Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.), Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.), Europäische Lärche (*Larix decidua* P. Mill.; nachfolgend Lärche genannt) und Zirbelkiefer (*Pinus cembra* L.)
- Zirbelkiefer - Lärchenwald

Es wird angenommen, dass es über 800 Jahre Sukzession braucht um vom Stadium der Kurzrasenweide zum Stadium des Zirbelkiefer - Lärchenwaldes überzugehen (RISCH et al., 2008; Risch et al., 2009).

2.1.5 Gesellschaft der Pflanzenfresser

Im Nationalpark kommen verschiedene Pflanzenfresser vor, welche für die vorliegenden Untersuchungen in Abhängigkeit zu ihrer Größe in vier Gruppen unterteilt wurden: große [Rothirsch (*Cervus elaphus* L.), Gämse (*Rupricapra rupricapra* L.); 30-150 kg], mittlere [Murmeltier (*Marmota marmota* Blumenbach), Schneehase (*Lepus timidus* L.; 2,5-6 kg], kleine (Mäuse, Schläfer; zum Beispiel *Clethrionomys* ssp., *Microtus* ssp., *Apodemus* ssp.; 30-100g) und wirbellose Herbivoren (zum Beispiel Heuschrecken, Raupen, Zikaden; <5 g).

- Große Pflanzenfresser: Die Gesamtpopulationen der Rothirsche und Gämsen im Nationalpark variieren zwischen 1476-2041 und 1143-1880 Individuen seit 1990 (persönliche Kommunikation mit dem SNP). Dabei bewohnen die Gämsen den Park ganzjährig, die Rothirsche steigen im Winter in niedriger gelegene Gebiete außerhalb des Parks ab, wo sie mehr und bessere Nahrung finden können (BLANKENHORN et al., 1979). Das Sommerrevier eines einzelnen Rothirsches umfasst 494 ha im Nationalpark (MEYER und FILLI, 2006), jenes einer Gämse 309 ha (FILLI und CHAMPELL, 2006). Zusammen konsumieren die beiden Arten schätzungsweise bis zu 85% der jährlichen Nettoprimärproduktion im Kurzrasen und 17% im Hochrasen (WYSSER, 2004; SCHÜTZ et al., 2006).
- Mittlere Pflanzenfresser: Teilpopulationen der Murmeltiere werden jährlich auf ausgewähltem Grünland von SNP Angestellten

gezählt. Über die Jahre gab es starke Schwankungen zwischen drei und maximal 16 Individuen auf den untersuchten Alpen (persönliche Kommunikation mit dem SNP). Eine Murmeltierfamilie bewohnt zwischen 1,8 und 4,5 ha (PERRIN et al., 1993; MASSEMIN et al., 1996). Es liegen keine Studien über die Menge der durch diese Tiere konsumierten Pflanzen vor.

- Kleine Pflanzenfresser: Mehrere Studien beschäftigten sich mit der Artenzusammensetzung der kleinen Nager im SNP, jedoch ohne Populationsdichten zu ermitteln (DOTTRENS, 1962; VON LEHMANN, 1968; MÜLLER et al., 1990). Die identifizierten Arten waren *Clethrionomys glareolus* (Schreber), *Microtus arvalis* (Pallas), *M. agrestis* (L.), *Chionomys nivalis* (Martins), *Apodemus flavicollis* (Melchior) and *Sorex araneus* (L.). Laut der jüngsten Studie über kleine Nager im Nationalpark (WITTKER et al., 2009) befinden sich deren Populationsdichten derzeit an einem Tiefpunkt. Diese Tendenz wurde nicht nur im Nationalpark beobachtet, sondern auch in der restlichen Schweiz (FILLI et al., 2008). Es gibt keine Informationen wie viel Pflanzenmaterial diese Tiere im SNP konsumieren.
- Wirbellose Pflanzenfresser: Obwohl bereits etliche Studien über die Gesellschaften der wirbellosen Pflanzenfresser im SNP durchgeführt wurden (zum Beispiel *Orthoptera*: HOFMÄNNER 1951, *Lepidoptera*: SAUTER 1993, *Auchenorrhyncha*: GÜNTHART 1997) ist nichts über die Menge oder den Pflanzenkonsum dieser Wirbellosen bekannt. BLUMER und DIEMER (1996) haben eine Studie über natürliche Herbivorie auf einer Versuchsfläche (2470 m ü.M.) in den Zentralalpen der Schweiz durchgeführt. Sie kamen zu dem Ergebnis, dass Heuschrecken zwischen 19 und 30% der oberirdischen Biomasse entfernten.

2.2 Versuchsflächen und Versuchsaufbau

2.2.1 Charakterisierung der Versuchsflächen

Tabelle 1: Daten der Untersuchungsflächen geordnet nach der benutzten Zaunnummerierung

Zaun	Weide	Vegetationsart	Höhe [m ü. M.]	mittlere Höhe	Breite	Länge
1	Alp Stabelchod	Kurzrasen	1960 - 1975	1968	46°39'49.64"N	10°14'30.07"E
2	Alp Stabelchod	Hochrasen	1961 - 1975	1968	46°39'49.64"N	10°14'30.07"E
3	Alp Stabelchod	Kurzrasen	1962 - 1975	1969	46°39'49.64"N	10°14'30.07"E
4	Alp Stabelchod	Hochrasen	1963 - 1975	1969	46°39'49.64"N	10°14'30.07"E
5	Stabelchod d.d.	Kurzrasen	2125 - 2135	2130	46°40'19.58"N	10°14'45.39"E
6	Stabelchod d.d.	Hochrasen	2126 - 2135	2131	46°40'19.58"N	10°14'45.39"E
7	Margunet	Kurzrasen	2328 - 2348	2338	46°40'29.30"N	10°14'39.55"E
8	Margunet	Hochrasen	2329 - 2348	2339	46°40'29.30"N	10°14'39.55"E
9	Val dal botsch	Kurzrasen	2065 - 2075	2070	46°40'25.92"N	10°13'55.40"E
10	Val dal botsch	Hochrasen	2066 - 2075	2071	46°40'25.92"N	10°13'55.40"E
11	Alp Grimmels	Kurzrasen	2015 - 2065	2040	46°39'55.91"N	10°11'18.72"E
12	Alp Grimmels	Hochrasen	2016 - 2065	2041	46°39'55.91"N	10°11'18.72"E
13	Alp Grimmels	Kurzrasen	2017 - 2065	2041	46°39'55.91"N	10°11'18.72"E
14	Alp Grimmels	Hochrasen	2018 - 2065	2041	46°39'55.91"N	10°11'18.72"E
15	Alp Mingér	Kurzrasen	2090 - 2100	2095	46°42'27.49"N	10°15'42.76"E
16	Alp Mingér	Hochrasen	2091 - 2100	2095	46°42'27.49"N	10°15'42.76"E
17	Alp Mingér	Kurzrasen	2092 - 2100	2096	46°42'27.49"N	10°15'42.76"E
18	Alp Mingér	Hochrasen	2093 - 2100	2097	46°42'27.49"N	10°15'42.76"E

Wir haben sechs Grünlandgebiete mit großen homogenen Flächen (>1 ha) auf denen jeweils Kurzrasen- und Hochrasenvegetation vorkommt ausgewählt: Alp Stabelchod, Stabelchod daidant (d.d.), Margunet, Val dal Bosch, Alp Grimmels und Alp Mingér (siehe Tabelle 1; Luftbilder der Flächen siehe Anhang A). Auf ihnen wurden insgesamt 18 Versuchsflächen errichtet, auf jedem Grünland mindestens zwei (je Vegetationsart eine). Somit wurden zwei verschiedene Produktivitätsstufen des Grünlandes beachtet, was komplexere Schlussfolgerungen aus den Untersuchungsergebnissen zuließ. In unserem Fall waren die Kurz-

rasenflächen produktiv und die Hochrasenflächen unproduktiv (SCHÜTZ et al., 2003).

Das Muttergestein im Bereich der Versuchsflächen wird von Moränen, karbonathaltigen Schuttkegeln und Bergsturzmaterial dominiert. Ferner bilden Dolomite, Rauhacken mit Gipslinsen aus der Raibler Formation sowie Vallatscha Dolomit das anstehende Gestein (TRÜMPY et al., 1997). Dennoch ist nicht von einheitlichen Bodenbedingungen auszugehen. Die Böden der einzelnen Versuchsflächen unterscheiden sich in bodenchemischen und bodenphysikalischen Parametern (Tabelle 2).

2.2.2 Versuchsanordnung

Die achtzehn Versuchsflächen haben wir im Mai 2009, direkt nach der Schneeschmelze, angelegt. Um komplett von Herbivoren jeglicher Größe unbeeinflusst zu bleiben wurde Plot „Ins“ von einem mit Moskitonetz (*Sala Ferramenta AG*, Biasca, Schweiz; Maschenweite 1,5x2 mm) bespannten Aufbau (2 m breit, 1 m hoch, 3 m tief) umschlossen. Zusätzlich wurde die Fläche regelmäßig auf geschlüpfte Wirbellose untersucht und mit dem Insektizid *Alaxon 50* (*Syngenta Agro AG*, Basel, Schweiz) behandelt. Plot „Maus“ wurde mit einem 1 m hohen Zaun aus verzinkten Sechseckgeflecht (*Hortima AG*, Hausen, Schweiz; Maschenweite 20x30 mm) eingefasst, der nur Insekten durch ließ. Plot „MH“ wurde von einem 1 m hohen Elektrozaun (*AGRARO Weidezaunnetz ECO*, Landi, Bern, Schweiz; Maschenweite 100x100 mm) umgeben und war für Mäuse und kleinere Herbivoren durchgängig. Die drei genannten Plots wurden zusammen mit Plot „HG“ von einem 7x9 m großen Elektrozaun aus Weidezaun-Band (*AGRARO ECO*, Landi, Bern, Schweiz; 20 mm breite Bänder auf 0,7 m, 0,95 m, 1,2 m, 1,5 m und 2,1 m Höhe) umschlossen. Ein weiteres Band ohne elektrische Spannung auf 0,5 m Höhe diente dazu Großherbivoren abzuschrecken und gleichzeitig den problemlosen Durchgang von Murmeltieren und Hasen

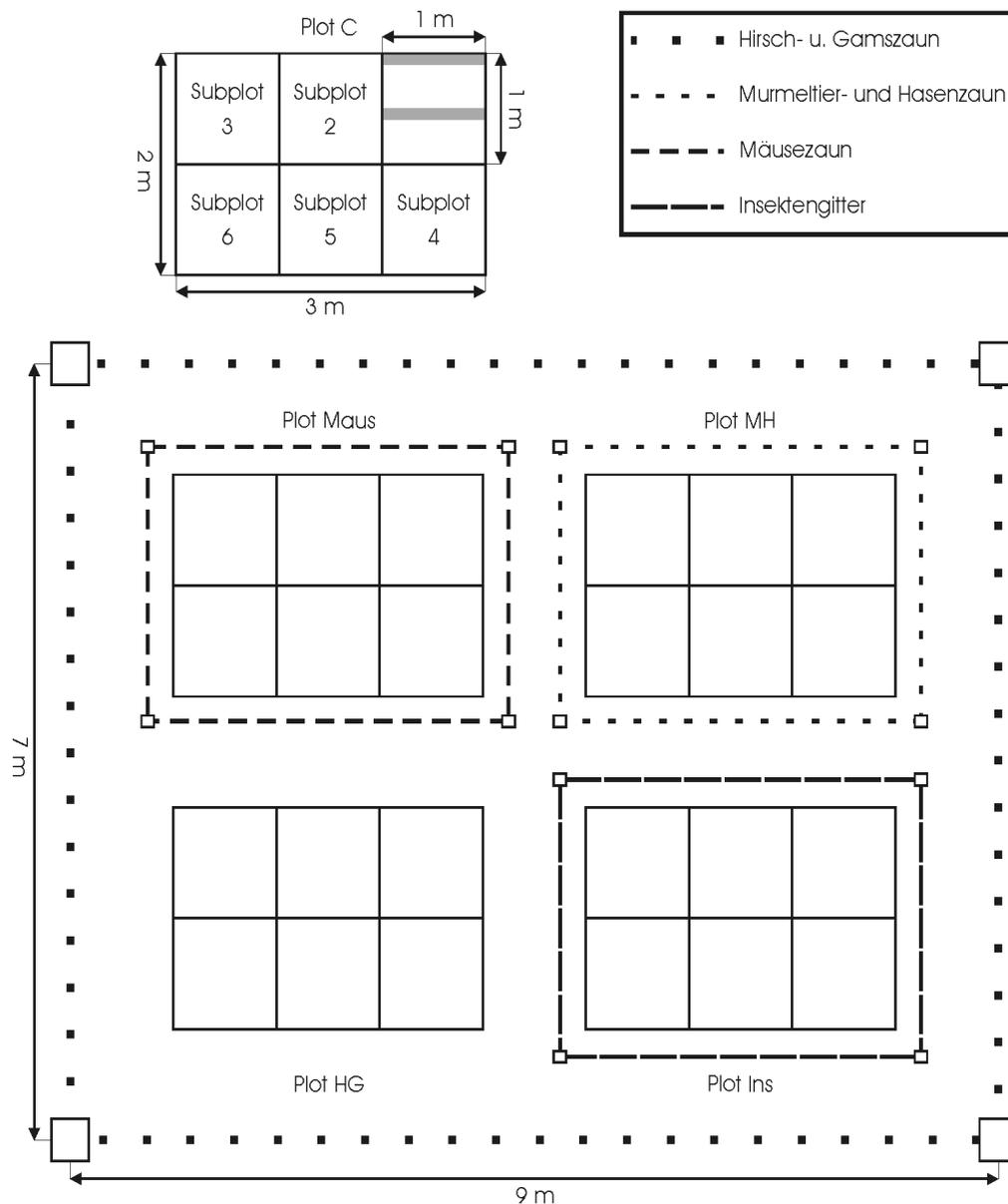


Abbildung 4: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus. Die vier Plots „Ins“, „Maus“, „MH“ und „HG“ sind mit den individuellen Umzäunungen (außer Plot „HG“) innerhalb eines großen Zauns angeordnet, der Hirsche und Gämsen fernhalten soll. Plot „C“ ist in der Nähe des großen Zauns angelegt.

zu gewährleisten. Damit wurden von allen vier Plots gleichzeitig Hirsche und Gämsen ferngehalten. Deren Anordnung innerhalb des Zauns war zufällig. Die beiden Elektrozaune wurden durch 12 V Solar-Weidezaungeräte mit integriertem Akku (AGRARO Sunpower S250, Landi, Bern, Schweiz) mit Strom versorgt. Plot „C“ wurde frei zugänglich neben dem großen Zaun angelegt. Dabei wurde sichergestellt, dass die Vegetation innerhalb und außerhalb des Zauns vergleichbar war. Abbildung 4 zeigt

Tiefe von 10 cm genommen.

Die zweite Probenahme fand am Ende der Vegetationsperiode im Schweizerischen Nationalpark, im September 2009, auf Subplot 1 statt. Zuerst wurden jeweils zwei 10x100 cm große Streifen pro Subplot ausgewählt, die parallel zur längeren Seite des Plots angeordnet waren (Abbildung 5). Auf diesen Streifen haben wir jegliche Vegetation bis auf 2 cm Höhe abgeschnitten, gemischt in einem Papierbeutel zur weiteren Verarbeitung gesammelt und danach im Labor bei 65 °C für 48 h getrocknet. Nach Entfernen der Rhizosphäre wurden drei, auf den entstandenen kahlen Flächen zufällig verteilte, Bodenproben mit dem 5 cm Schlaghammer auf eine Probentiefe von 10 cm genommen. Die Proben wurden für die weitere Bearbeitung vermischt. Im Labor wurden alle Bodenproben (Frühjahr und Herbst 2009) bei 65 °C für 48 h getrocknet und durch ein 2 mm Sieb gesiebt.

2.4 Analysen der Proben

2.4.1 Bodeneigenschaften der untersuchten Flächen

Um Bodenkörnung, Boden-pH, Anteil organischer Substanz und Bodenfeuchte zu bestimmen, wurden Mischproben aus den 10 Frühjahrsproben je Zaun erstellt und weiterverarbeitet. Die Körnung wurde mittels Sedimentationsanalyse bestimmt. Jeweils 100 g Boden wurden hierfür mit Dispergierungsmittel und deionisiertem Wasser vermischt, und in einem Zylinder auf 1000 mL aufgefüllt. Die Dichten wurden nach 40 s und 2 h mit einem Hydrometer gemessen. Aus den Messergebnissen wurden nach dem Gesetz von Stokes die Kornverteilungen und daraus mittels Tabelle die Bodenarten bestimmt (GEE und BAUDER, 1986). Für die Bestimmung des Boden-pH wurden 20 g getrockneten Boden mit 40 ml deionisiertem Wasser 30 min lang vermischt und im Anschluss mit einem pH Messgerät (*Orion 4-Star, Thermo Fisher Scientific Inc., Waltham, USA*) gemessen.

Der Anteil organischer Substanz wurde über den Glühverlust bestimmt. Ungefähr 3,5 g Boden wurden in Porzellantiegel eingewogen und für 7 h bei 400 °C im Muffelofen geglüht. Danach wurden die Tiegel neu gewogen und die Glühverluste berechnet (NELSON und SOMMERS, 1996). Die Wasserspeicherkapazität der Böden wurde anhand der Feldkapazität und des permanenten Welkepunktes berechnet, da diese zwei Parameter für das Pflanzenwachstum am wichtigsten sind. Zur Bestimmung beider Werte haben wir 10 bis 20 g jeder Probe in einen Aufbau mit einem Membrandruckkessel gegeben. Bei der Feldkapazität wurde ein Unterdruck von 1/3 bar und beim permanenten Welkepunkt 15 bar eingestellt. Die zwei Messungen wurden so lange durchgeführt bis kein Wasser mehr aus den Bodenproben entwichen ist.

2.4.2 Mineralstoffanalysen

Alle Boden- sowie Pflanzenproben haben wir auf den Gehalt an Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor untersucht. Dabei haben wir drei unterschiedliche Methoden angewandt. Ein Teil der Boden- und alle Pflanzenproben wurden vor den Analysen gemahlen (*Pulverisette 9* bzw. *Pulverisette 16*, *Fritsch GmbH*, Idar-Oberstein, Deutschland).

Zur Bestimmung des Anteils an Kohlenstoff und Stickstoff in den Bodenproben wurden 0,2 g des Bodenmaterials in einem *TruSpec CN* (*LECO Corp.*, St. Joseph, USA) bei 950 °C trocken verbrannt. Bei den Pflanzenproben wurden aufgrund der geringeren Dichte des Materials und einer beschränkten Probengröße ca. 0,15 g benutzt (NELSON und SOMMERS, 1996).

Zur Analyse des anorganisch gebundenen Phosphors - in Form von ortho-Phosphat - in den Bodenproben musste dieser aus dem zuvor getrockneten Material nach der Olsen Methode für fast neutrale und basische Böden (pH>6) extrahiert werden. Die gewonnene Lösung wurde unter Zusatz von Ammoniummolybdat, Antimon-Kaliumtartrat und Ascorbinsäure nach einer Fließinjektionsanalyse im Photometer (*Lachat*

QuikChem 8500, *Hach Company*, Loveland, USA) auf den Gehalt an ortho-Phosphat untersucht (KUO, 1996). Die Ergebnisse werden als Phosphor angegeben. Der Gesamtphosphorgehalt in den Pflanzenproben wurde in zwei Schritten bestimmt. Zuerst wurden ca. 0,5 g des Pflanzenmaterials zusammen mit Salpetersäure und Wasserstoffperoxid in einem Graphit-Heizblock aufgeschlossen. Das Aufschlussprodukt wurde in ein Atomemissionsspektrometer mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-AES, *IRIS Intrepid model*, *Thermo Jarrell-Ash Corp.*, Waltham, USA) überführt und der Gesamtphosphorgehalt gemessen (JONES, 1989).

2.5 Statistische Auswertung

Die statistischen Analysen wurden mit dem Programmpaket *PASW Statistics 18.0.0* der *SPSS Inc.* (Chicago, USA) durchgeführt. Ergänzende Untersuchungen wurden mit dem Programm *OpenOffice 3.1.1* von *Sun Microsystems, Inc.* (Redwood Shores, USA) erarbeitet. Die Boden- und Pflanzenproben wurden getrennt voneinander betrachtet und ausgewertet. Hierbei wurden die gleichen Analysen für beide Probenarten durchgeführt. Nachfolgend wird daher allgemein von Proben gesprochen. Der Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorgehalt sowie das C/N-Verhältnis wurden ebenso einzeln ausgewertet und werden als Parameter bezeichnet. Neben den Absolutwerten wurden auch die Differenzen der vier Plots „HG“, „MH“, „Maus“, „Ins“ zur Kontrollfläche innerhalb eines jeden Zauns bewertet, also der Zuwachs bzw. die Abnahme jedes Parameters auf den einzelnen Plots im Verhältnis zur Kontrolle.

Zunächst wurden die Mittelwerte mit Standardabweichung der jeweiligen Plots für beide Vegetationsarten einzeln gebildet um einen Überblick zu bekommen wie die Qualität der Daten einzustufen ist. Die Daten wurden mit dem Shapiro-Wilk Test auf Normalverteilung überprüft. Die Tests ergaben, dass alle benutzten Daten normalverteilt waren. Durch den Test identifizierte Ausreißer wurden lediglich bei den

Pflanzenproben entfernt. Es handelte sich dabei um die extremen Ausreißer und höchstens drei von neunzig Proben je untersuchten Nährstoff. Durch das Entfernen wurde die Streuung reduziert und die Mittelwerte deutlich repräsentativer berechnet. Bei den Bodenproben hätte diese Maßnahme keine Verbesserung der Werte gebracht und wurde somit weggelassen.

Als ersten Schritt wurde ein allgemeines lineares Modell (ALM), Univariat auf Kurz- und Hochrasen gemeinsam angewendet. Dabei galten die Parameter als abhängige Variable, die Plot- und Vegetationsart als feste Faktoren mit Interaktion untereinander. Tukey's HSD (Honestly Significant Difference) Test wurde als Post-Hoc-Test gewählt um die signifikanten Unterschiede zwischen den Plots zu berechnen. Darauf folgend wurden getrennte einfaktorielle ANOVAs für die beide Vegetationsarten durchgeführt, da ein unterschiedlicher Effekt bei Kurz- und Hochrasen erwartet wurde. Hier wurden die Parameter als abhängige Variable und die Plotart als Faktor eingestellt. Wieder wurde Tukey's HSD Test ausgeführt.

3. Ergebnisse

3.1 Eigenschaften der untersuchten Böden

Tabelle 2: Ergebnisse der Untersuchungen der Bodenparameter. Auflistung der einzelnen Zäune sowie der daraus resultierenden Durchschnittswerte mit Standardabweichung. Bei mit der Anmerkung k.A. versehenen Zäunen wurde die Probe bei der Durchführung des Versuchs unwiederbringlich verloren und es konnte kein Wert ermittelt werden. Die aufgeführten Werte beziehen sich auf eine Bodentiefe von 0-10 cm (Mineralboden).

Zaun	Bodenart	pH	Feldkapazität	PWP	org. Substanz [%]	C-Gehalt [%]	N-Gehalt [%]	P-Gehalt [%]	C/N Verhältnis
1	sandiger Lehm	7,70	30,48	15,25	9,52	14,93	0,6374	0,00208	25,9
2	sandiger Lehm	7,60	69,08	14,23	12,81	13,87	0,5417	0,00093	26,3
3	sandiger Lehm	7,69	33,00	17,93	9,47	14,70	0,5801	0,00116	26,4
4	sandiger Lehm	7,60	53,12	34,16	15,84	13,63	0,7645	0,00259	19,0
5	Lehm	7,81	36,63	13,37	6,20	11,14	0,5398	0,00070	26,8
6	sandiger Lehm	7,84	30,22	10,99	5,72	11,87	0,2144	0,00122	58,4
7	Lehm	7,10	45,37	18,23	7,28	8,74	0,3477	0,00045	34,3
8	Lehm	6,33	46,07	22,16	9,86	8,93	0,4692	0,00055	20,0
9	lehmiger Sand	7,50	35,00	11,59	7,15	18,73	0,6598	0,00153	30,4
10	sandiger Lehm	7,60	41,88	26,82	13,25	15,70	0,4846	0,00192	35,6
11	Lehm	7,74	k.A.	k.A.	12,93	9,47	0,5717	0,00067	16,6
12	Lehm	7,63	56,12	30,04	13,42	10,60	0,6597	0,00060	16,1
13	Lehm	7,28	44,11	26,66	11,22	8,64	0,6153	0,00075	14,6
14	toniger Lehm	7,12	48,11	23,13	8,67	4,69	0,2996	0,00043	15,2
15	sandiger Lehm	6,59	87,58	67,24	28,71	22,73	1,2761	0,00350	18,1
16	Lehm	7,40	58,50	28,39	11,70	13,10	0,8598	0,00061	15,2
17	sandiger Lehm	7,18	34,82	13,58	8,43	15,90	0,8509	0,00193	46,0
18	sandiger Lehm	7,40	46,28	14,17	8,87	13,17	0,4979	0,00049	52,4
Mittel	-	7,40	46,85	22,82	11,17	12,81	0,6039	0,00123	27,64
±	-	0,40	17,73	13,75	5,04	4,06	0,2327	0,00084	12,86

Die Mineralstoffanalysen der Proben, die bei den Probenahmen im Frühjahr 2009 genommen wurden, wurden in die Darstellung der allgemeinen Bodenbedingungen einbezogen, da sie keinerlei Einfluss auf die

Proben vom Herbst und somit die statistischen Auswertungen hatten. Die Bestimmungen der Bodenart ergaben, dass innerhalb der untersuchten Zäune vier verschiedene Böden vorlagen. Sandiger Lehm (neun Mal) und Lehm (sieben Mal) dominierten wobei auch lehmiger Sand und toniger Lehm jeweils einmal vorgekommen sind (Tabelle 2). Der pH-Wert schwankte zwischen 6,33 und 7,84 (Mittelwert von 7,40). Somit sind die Böden als mäßig alkalisch einzustufen. Die Feldkapazität und der permanente Welkepunkt befinden sich im Bereich von 30,22 – 87,58 (46,85) beziehungsweise 11,59 – 67,24 (22,82) Volumenprozent. Der Anteil organischer Substanz auf den verschiedenen Versuchsflächen schwankte zwischen 5,72 und 28,71 % (11,17), Kohlenstoff zwischen 4,69 und 22,73 % (12,81), Stickstoff zwischen 0,2144 und 1,2761 % (0,00123 %) und das C/N-Verhältnis zwischen 14,6 und 52, (27,64; Tabelle 2). Eine ausführliche Auflistung aller Ergebnisse findet sich im Anhang B.

3.2 Mineralstoffanalysen der Herbstproben

3.2.1 Bodenproben

Es ist zu erkennen, dass es bei allen Parametern im Kurz- und Hochrasen deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Plots gab (Tabelle 3), diese aber ohne erkennbares Muster auftraten. Die Auswertungen der zusammengefassten Vegetationsarten mittels ALM und die einfaktoriellen ANOVAs hatten jedoch bei keinem der Parameter einen signifikanten Unterschied zwischen den Vegetationsarten ergeben (Tabelle 4). Die Ergebnisse der Berechnung der Mittelwerte sowie der Post-Hoc-Tests sind in Abbildung 6 für Kohlenstoff, in Abbildung 7 für Stickstoff, in Abbildung 8 für Phosphor und in Abbildung 9 für das C/N-Verhältnis in Form von Säulendiagrammen dargestellt.

Tabelle 3: Differenzen der Mineralstoffanalysen zur Kontrollfläche bei den Bodenproben. Mittelwerte mit Standardabweichung. Kurz steht für Kurzrasen und hoch für Hochrasen. Die aufgeführten Werte beziehen sich auf eine Bodentiefe von 0-10 cm (Mineralboden).

	C Gehalt [%]		N Gehalt [%]		P Gehalt [%]		C/N Verhältnis	
	<i>kurz</i>	<i>hoch</i>	<i>kurz</i>	<i>hoch</i>	<i>kurz</i>	<i>hoch</i>	<i>kurz</i>	<i>hoch</i>
HG	0,52 ± 4,38	1,39 ± 4,37	0,1504 ± 0,4851	0,0857 ± 0,2788	0,00001 ± 0,00076	-0,00002 ± 0,00040	-3,68 ± 23,19	-6,26 ± 15,48
MH	-0,24 ± 4,16	0,30 ± 2,98	0,0252 ± 0,4041	-0,0186 ± 0,4211	-0,00022 ± 0,00048	-0,00029 ± 0,00052	3,47 ± 28,55	3,40 ± 28,76
Maus	-0,11 ± 3,10	0,25 ± 2,48	0,0595 ± 0,3779	0,0231 ± 0,2005	-0,00008 ± 0,00056	0,00004 ± 0,00026	-4,55 ± 19,84	-2,84 ± 19,62
Ins	-0,86 ± 2,63	-0,85 ± 2,02	-0,0743 ± 0,2214	-0,1280 ± 0,3146	-0,00003 ± 0,00053	-0,00012 ± 0,00070	-0,88 ± 12,25	7,92 ± 23,64

Tabelle 4: Ergebnisse der Varianzanalysen bei den Bodenproben. ALM, Univariat für beide Vegetationsarten zusammen bei a) und einfaktorische ANOVAs für einzelne Vegetationsarten bei b). Aufgelistet sind Signifikanz, Freiheitsgrad (df) und F-Wert (F). Kurz steht für Kurzrasen und hoch für Hochrasen.

a)													
<i>kurz + hoch</i>		C Gehalt [%]			N Gehalt [%]			P Gehalt [%]			C/N-Verhältnis		
	df	F	Signifikanz	df	F	Signifikanz	df	F	Signifikanz	df	F	Signifikanz	
Plot	4	0,457	0,767	4	1,808	0,135	4	1,097	0,364	4	0,901	0,467	
Vegetation	1	0,684	0,411	1	0,015	0,903	1	1,634	0,205	1	0,028	0,868	
Vegetation x Plot	4	0,039	0,997	4	0,044	0,996	4	0,168	0,954	4	0,609	0,657	
b)													
<i>einzel</i>		C Gehalt [%]			N Gehalt [%]			P Gehalt [%]			C/N-Verhältnis		
	df	F	Signifikanz	df	F	Signifikanz	df	F	Signifikanz	df	F	Signifikanz	
kurz	4	0,139	0,967	4	0,800	0,533	4	0,399	0,808	4	0,286	0,885	
hoch	4	0,352	0,841	4	1,124	0,359	4	0,878	0,465	4	1,186	0,332	

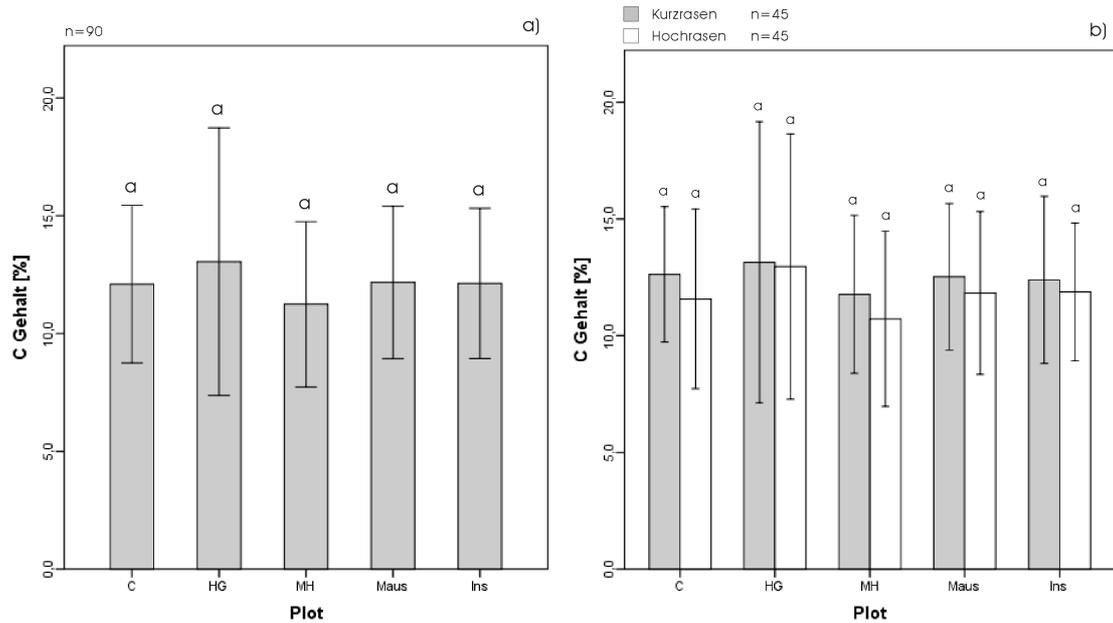


Abbildung 6: Mittlerer Kohlenstoffgehalt der Bodenproben (0-10 cm Bodentiefe). Eingetragen sind die Ergebnisse der Post-Hoc-Tests für die einzelnen Plots. Die kleinen Buchstaben über den Balken geben die Untergruppenzugehörigkeit an und n die Probenanzahl. Bei a) werden beide Vegetationsarten zusammengefasst, bei b) die Unterschiede zwischen den Plots für jede Vegetationsart einzeln betrachtet (grau ist der Kurzrasen, weiß der Hochrasen).

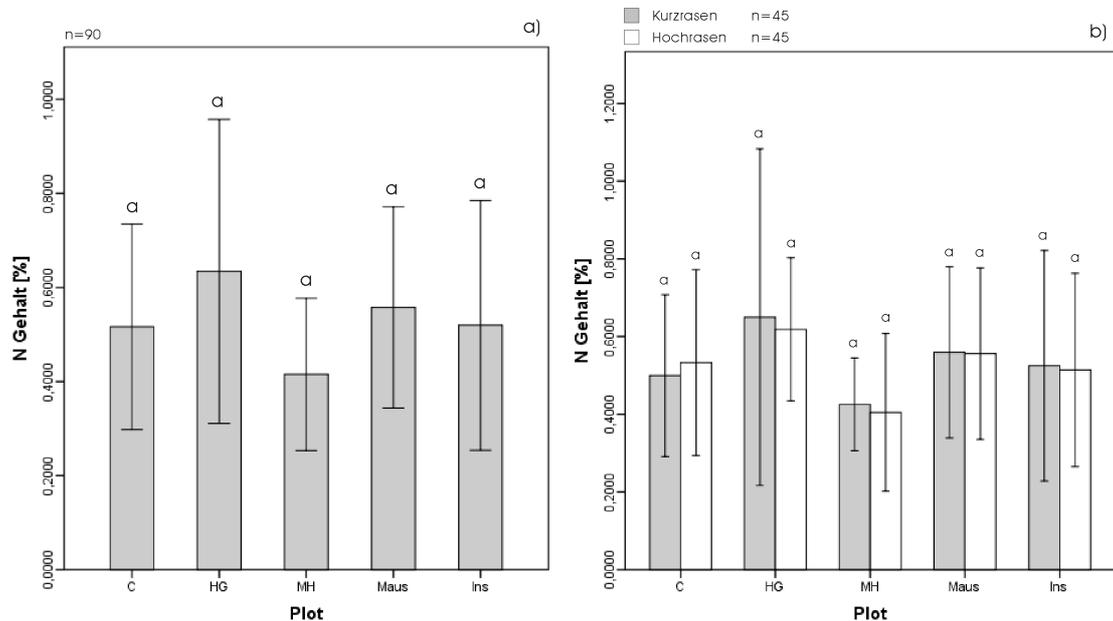


Abbildung 7: Mittlerer Stickstoffgehalt der Bodenproben (0-10 cm Bodentiefe). Eingetragen sind die Ergebnisse der Post-Hoc-Tests für die einzelnen Plots. Die kleinen Buchstaben über den Balken geben die Untergruppenzugehörigkeit an und n die Probenanzahl. Bei a) werden beide Vegetationsarten zusammengefasst, bei b) die Unterschiede zwischen den Plots für jede Vegetationsart einzeln betrachtet (grau ist der Kurzrasen, weiß der Hochrasen).

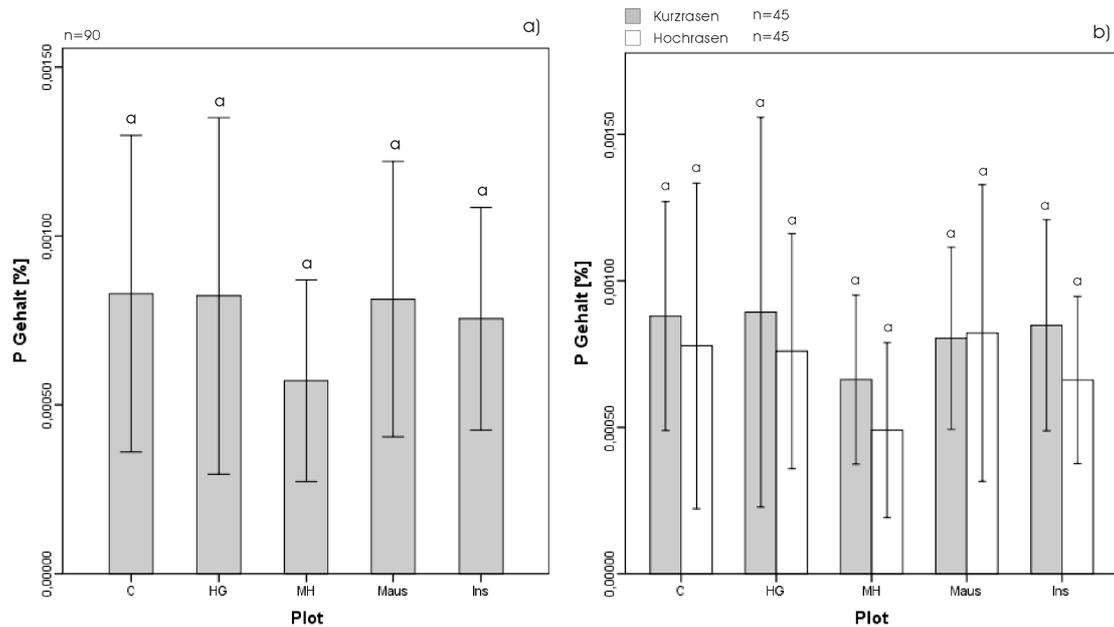


Abbildung 8: Mittlerer Phosphorgehalt der Bodenproben (0-10 cm Bodentiefe). Eingetragen sind die Ergebnisse der Post-Hoc-Tests für die einzelnen Plots. Die kleinen Buchstaben über den Balken geben die Untergruppenzugehörigkeit an und n die Probenanzahl. Bei a) werden beide Vegetationsarten zusammengefasst, bei b) die Unterschiede zwischen den Plots für jede Vegetationsart einzeln betrachtet (grau ist der Kurzrasen, weiß der Hochrasen).

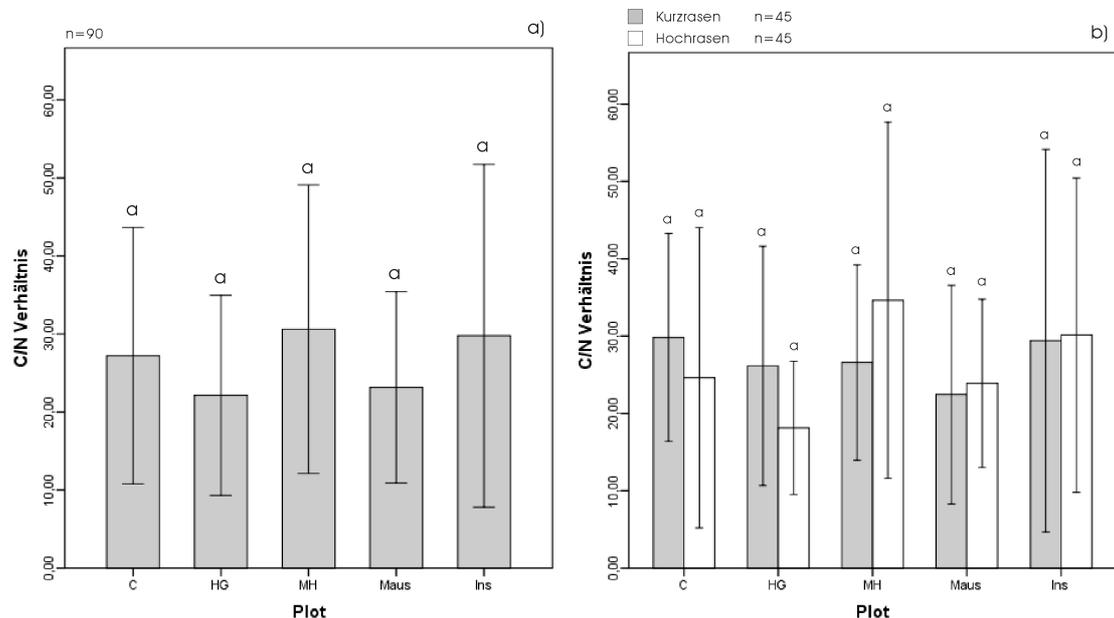


Abbildung 9: Mittleres C/N-Verhältnis der Bodenproben (0-10 cm Bodentiefe). Eingetragen sind die Ergebnisse der Post-Hoc-Tests für die einzelnen Plots. Die kleinen Buchstaben über den Balken geben die Untergruppenzugehörigkeit an und n die Probenanzahl. Bei a) werden beide Vegetationsarten zusammengefasst, bei b) die Unterschiede zwischen den Plots für jede Vegetationsart einzeln betrachtet (grau ist der Kurzrasen, weiß der Hochrasen).

3.2.2 Pflanzenproben

Wie Tabelle 5 zu entnehmen ist, zeigten die Plots sowohl im Kurz- als auch im Hochrasen Unterschiede zueinander. Sie fielen zwar weniger deutlich aus als bei den Bodenproben, doch streuten sie weit weniger. Ferner war in einigen Datenreihen eine konstante Reduktion beziehungsweise Zunahme von Plot „C“ zu Plot „Ins“ hin erkennbar.

Die Analysen der Datensätze mit dem ALM und der ANOVAs bestätigten diese Trends (Tabelle 6). Bei der gemeinsamen Betrachtung beider Vegetationsarten kam es bei allen Parametern sowohl beim Vergleich der Plots als auch der Vegetationsarten untereinander zu signifikanten Unterschieden. Die Interaktionen zwischen Vegetationsart und Plot blieben ohne signifikante Ergebnisse. Somit waren die Mineralstoffgehalte von den Auszäunungen und von der jeweiligen Vegetationsart abhängig. Bei einzelner Betrachtung der Kurz- und Hochrasen kam es zu unterschiedlichen Ergebnissen. Während beim Hochrasen alle Parameter signifikante Unterschiede zwischen den Plots aufwiesen, war dies auf dem Kurzrasen lediglich beim Kohlenstoffgehalt der Fall.

Im Kurzrasen sowohl als auch im Hochrasen, waren die Kohlenstoffgehalte in den Kontrollplots signifikant höher als in diejenigen des „Ins“-Plots, während zwischen „C“ und „HG“, „MH“ und „Maus“, sowie „HG“, „MH“, „Maus“ und „Ins“ keine Unterschiede gefunden wurden (Abbildung 10). Im Kurzrasen gab es keine signifikanten Unterschiede für den Stickstoff-, Phosphorgehalt und das C/N-Verhältnis (Abbildungen 11, 12, 13). Im Hochrasen hingegen waren die Stickstoffgehalte auf den Plots „C“ und „HG“ signifikant höher als auf dem „Ins“-Plot. Plots „MH“ und „Maus“ zeigten keine Unterschiede (Abbildung 11). Der Phosphorgehalt des Kontrollplots im Hochrasen war signifikant höher als der vom Plot „Ins“. Für Phosphor wurden keine weiteren Unterschiede gefunden (Abbildung 12). Das C/N-Verhältnis im Hochrasen war auf den Plots „C“, „HG“ und „MH“ signifikant höher als das auf Plot „Ins“. Der „Maus“-Plot blieb ohne Signifikanz (Abbildung 13). Die signifikanten Unterschiede der Pflanzenproben sind in Tabelle 7 zusammengefasst.

Tabelle 5: Differenzen der Mineralstoffanalysen zur Kontrollfläche bei den Pflanzenproben. Mittelwerte mit Standardabweichung. Kurz steht für Kurzrasen und hoch für Hochrasen.

	C Gehalt [%]		N Gehalt [%]		P Gehalt [%]		C/N Verhältnis	
	<i>kurz</i>	<i>hoch</i>	<i>kurz</i>	<i>hoch</i>	<i>kurz</i>	<i>hoch</i>	<i>kurz</i>	<i>hoch</i>
HG	-0,06 ± 0,36	-0,28 ± 0,36	0,0554 ± 0,1510	0,0038 ± 0,1339	0,000 ± 0,016	-0,003 ± 0,010	-0,62 ± 1,95	-0,21 ± 2,05
MH	-0,37 ± 0,45	-0,29 ± 0,30	-0,0510 ± 0,1632	0,0463 ± 0,1824	0,002 ± 0,019	-0,004 ± 0,011	0,72 ± 2,15	-0,82 ± 2,83
Maus	-0,38 ± 0,44	-0,21 ± 0,51	0,0120 ± 0,2122	0,0769 ± 0,1497	-0,003 ± 0,012	-0,005 ± 0,013	-0,17 ± 2,70	-1,29 ± 2,18
Ins	-0,65 ± 0,55	-0,87 ± 0,30	0,1091 ± 0,2542	0,2002 ± 0,2294	-0,005 ± 0,015	-0,015 ± 0,011	-1,59 ± 2,87	-3,15 ± 2,82

Tabelle 6: Ergebnisse der Varianzanalysen bei den Vegetationsproben. ALM, Univariat für beide Vegetationsarten zusammen bei a) und einfaktorielle ANOVAs für einzelne Vegetationsarten bei b). Aufgelistet sind Signifikanz, Freiheitsgrad (df) und F-Wert (F). Kurz steht für Kurzrasen und hoch für Hochrasen.

a)													
		C Gehalt [%]			N Gehalt [%]			P Gehalt [%]			C/N-Verhältnis		
	df	F	Signifikanz	df	F	Signifikanz	df	F	Signifikanz	df	F	Signifikanz	
Plot	4	4,547	0,002	4	3,286	0,015	4	2,110	0,088	4	3,551	0,010	
Vegetation	1	12,779	<0,001	1	12,220	<0,001	1	23,506	0,000	1	14,225	0,000	
Vegetation x Plot	4	0,501	0,735	4	0,833	0,508	4	0,677	0,610	4	0,971	0,428	
b)													
		C Gehalt [%]			N Gehalt [%]			P Gehalt [%]			C/N-Verhältnis		
	df	F	Signifikanz	df	F	Signifikanz	df	F	Signifikanz	df	F	Signifikanz	
kurz	4	3,763	0,011	4	1,299	0,288	4	0,361	0,835	4	1,184	0,333	
hoch	4	2,480	0,059	4	4,470	0,004	4	2,529	0,055	4	5,764	<0,001	

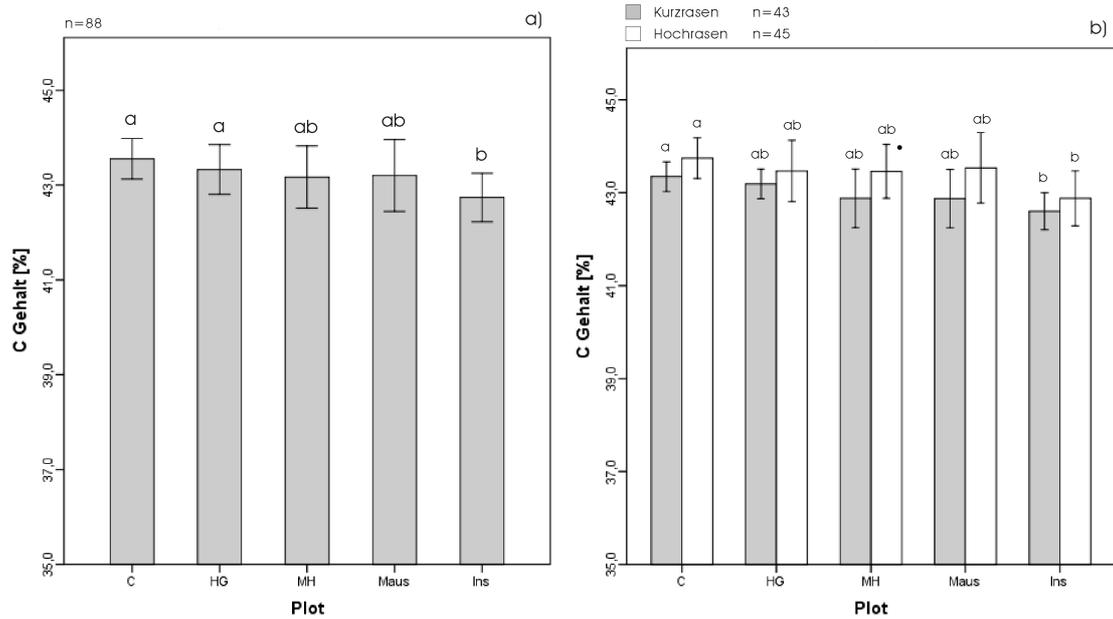


Abbildung 10: Mittlerer Kohlenstoffgehalt der Pflanzenproben (0-10 cm Bodentiefe). Eingetragen sind die Ergebnisse der Post-Hoc-Tests für die einzelnen Plots. Die kleinen Buchstaben über den Balken geben die Untergruppenzugehörigkeit an und n die Probenanzahl. Bei a) werden beide Vegetationsarten zusammengefasst, bei b) die Unterschiede zwischen den Plots für jede Vegetationsart einzeln betrachtet (grau ist der Kurzrasen, weiß der Hochrasen).

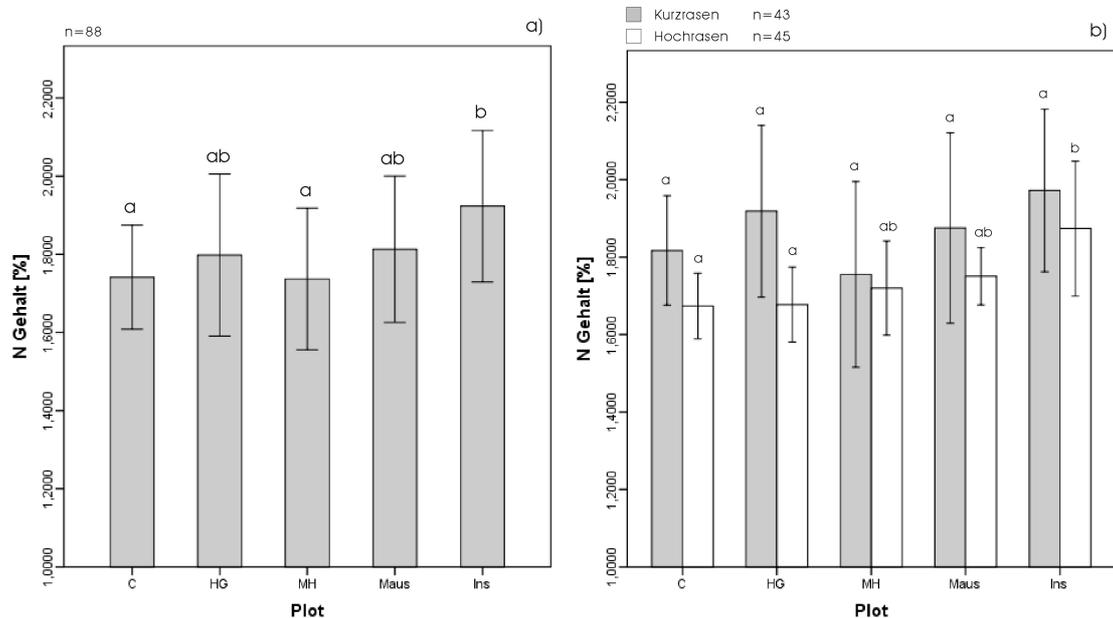


Abbildung 11: Mittlerer Stickstoffgehalt der Pflanzenproben (0-10 cm Bodentiefe). Eingetragen sind die Ergebnisse der Post-Hoc-Tests für die einzelnen Plots. Die kleinen Buchstaben über den Balken geben die Untergruppenzugehörigkeit an und n die Probenanzahl. Bei a) werden beide Vegetationsarten zusammengefasst, bei b) die Unterschiede zwischen den Plots für jede Vegetationsart einzeln betrachtet (grau ist der Kurzrasen, weiß der Hochrasen).

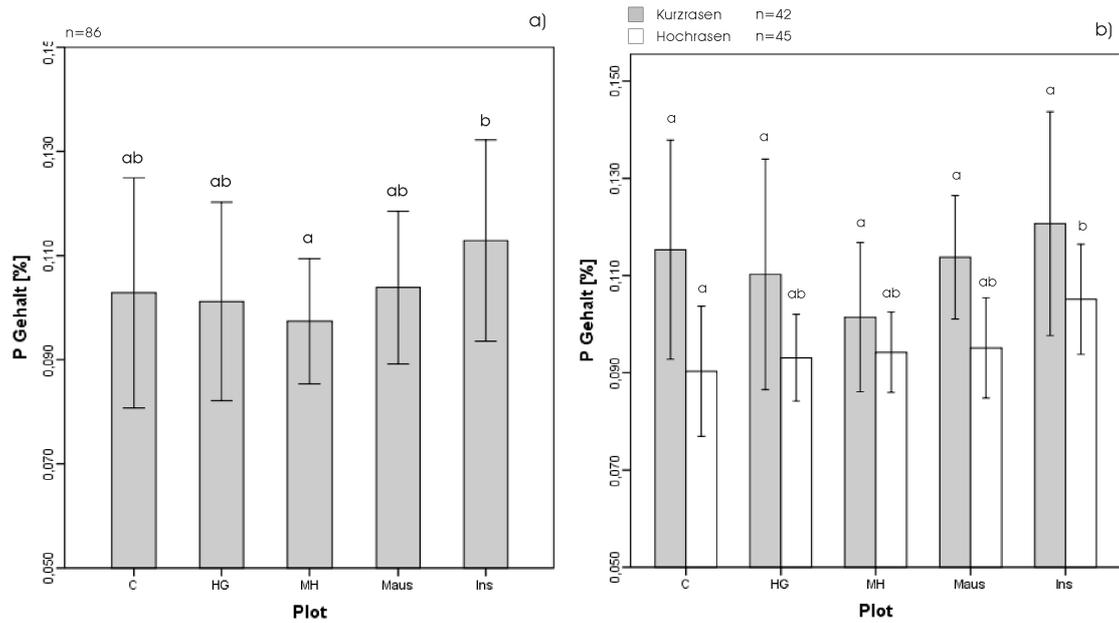


Abbildung 12: Mittlerer Phosphorgehalt der Pflanzenproben (0-10 cm Bodentiefe). Eingetragen sind die Ergebnisse der Post-Hoc-Tests für die einzelnen Plots. Die kleinen Buchstaben über den Balken geben die Untergruppenzugehörigkeit an und n die Probenanzahl. Bei a) werden beide Vegetationsarten zusammengefasst, bei b) die Unterschiede zwischen den Plots für jede Vegetationsart einzeln betrachtet (grau ist der Kurzrasen, weiß der Hochrasen).

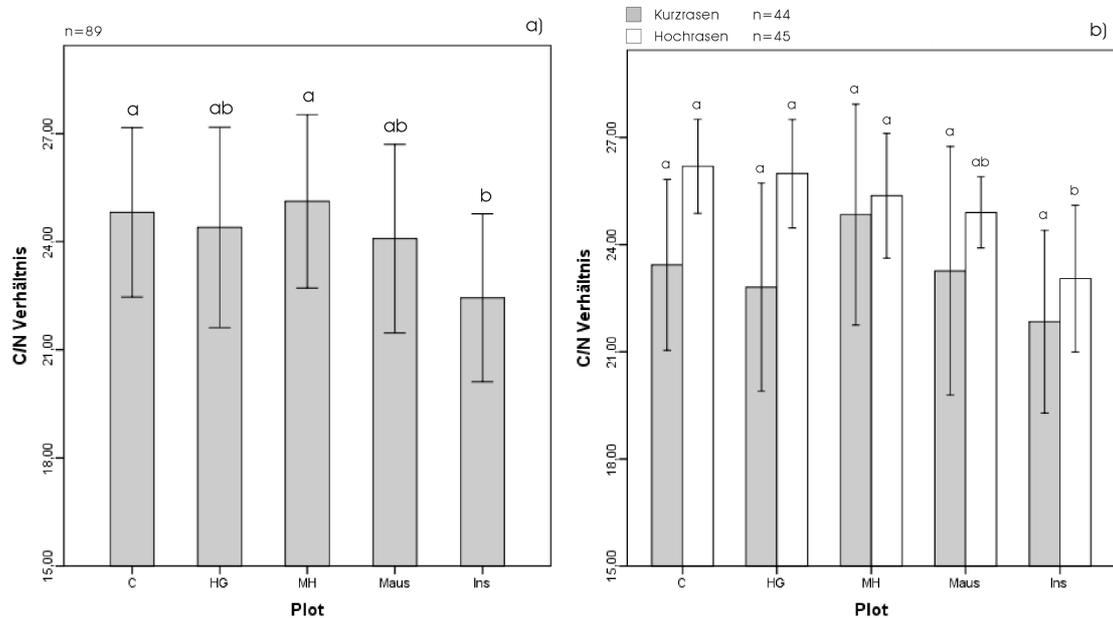


Abbildung 13: Mittleres C/N-Verhältnis der Pflanzenproben (0-10 cm Bodentiefe). Eingetragen sind die Ergebnisse der Post-Hoc-Tests für die einzelnen Plots. Die kleinen Buchstaben über den Balken geben die Untergruppenzugehörigkeit an und n die Probenanzahl. Bei a) werden beide Vegetationsarten zusammengefasst, bei b) die Unterschiede zwischen den Plots für jede Vegetationsart einzeln betrachtet (grau ist der Kurzrasen, weiß der Hochrasen).

Tabelle 7: Einzelaufstellung der signifikanten Unterschiede aller Post-Hoc-Tests bei den Pflanzenproben

Vegetation	beide			kurz			hoch		
	Unterschied zwischen		p	Unterschied zwischen		p	Unterschied zwischen		p
C	C	Ins	0,001	C	Ins	0,017	C	Ins	0,036
	HG	Ins	0,016						
N	C	Ins	0,021				C	Ins	0,006
	MH	Ins	0,016				HG	Ins	0,008
P	MH	Ins	0,045				C	Ins	0,039
	C	Ins	0,001				C	Ins	0,001
C/N	HG	Ins	0,016				HG	Ins	0,003

3.2.3 Einfluss der Standortfaktoren auf die Analyseergebnisse

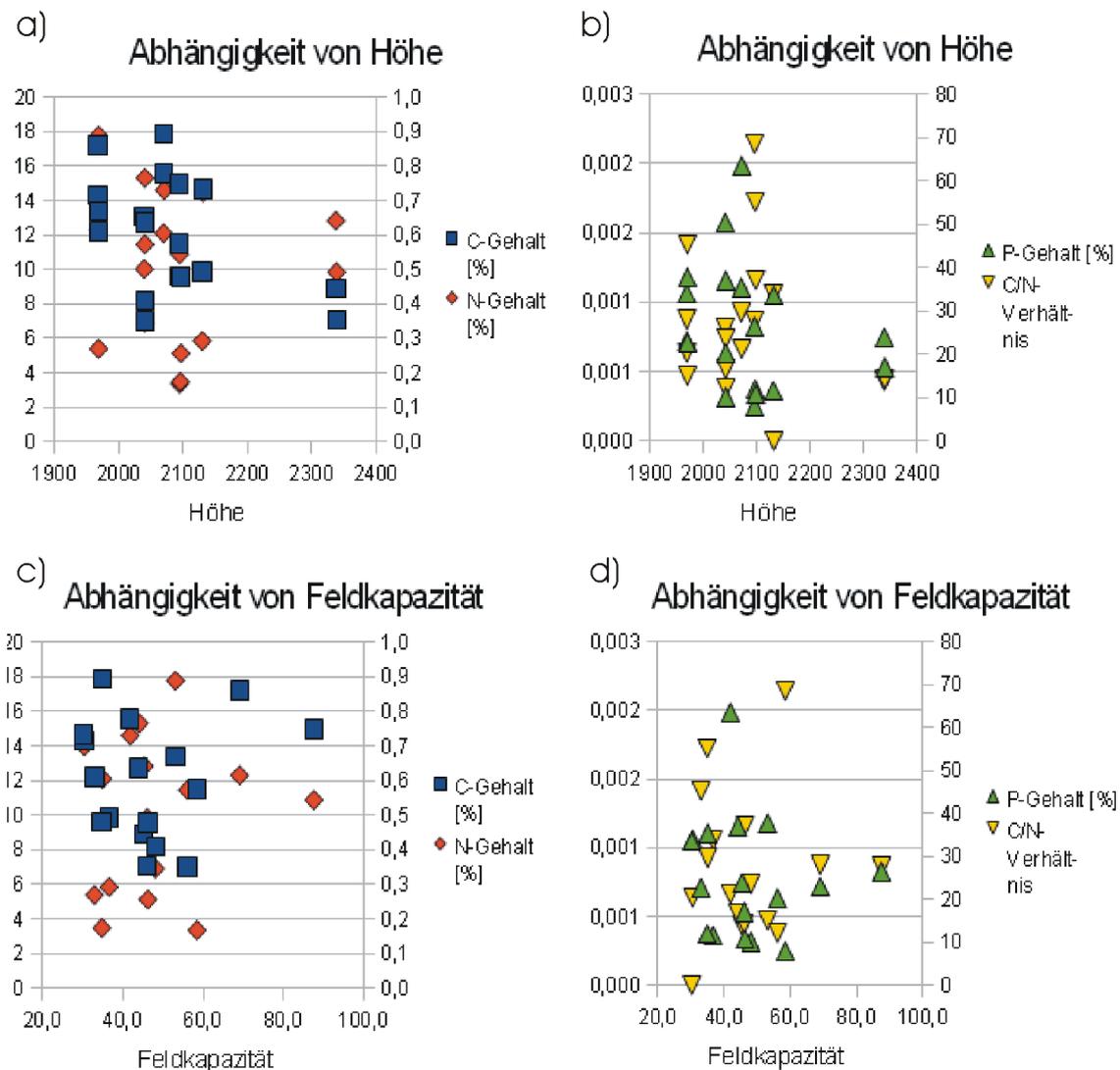


Abbildung 14: Beziehung zwischen den Mineralstoffgehalten der Bodenproben vom Herbst und den Bodeneigenschaften. a) und b) zeigen die Beziehungen zwischen den Gehalten und der Höhenlage der Versuchsflächen. c) und d) zeigen die Abhängigkeit von der Feldkapazität. Auf der Abszisse sind die Höhe bzw. Feldkapazität aufgetragen, auf der Ordinate die Mineralstoffgehalte. Die Bodeneigenschaften sind Tabelle 2 entnommen. Als Mineralstoffgehalte wurden die jeweiligen Werte der Kontrollflächen der Bodenproben vom Herbst genommen.

Sowohl die Boden- als auch Pflanzenproben wurden auf einen möglichen Zusammenhang zwischen den Analysewerten der Mineralstoffgehalte und den Parametern der Bodenuntersuchungen untersucht. Die Abbildungen 14a bis 14d zeigen beispielhaft vier dieser Diagramme. Die restlichen Diagramme sind aufgrund des Umfangs im

Anhang C zu finden. Weder bei den Boden- noch bei den Pflanzenproben ließen sich Abhängigkeiten erkennen. Die Werte streuten für alle erfassten Parameter willkürlich über die gesamte Skala.

4. Diskussion

Auswirkungen des Experimentes auf die Bodennährstoffe

Wie erwartet traten zwischen den Plots keine signifikanten Veränderungen auf. Auch war keine Tendenz der Entwicklung innerhalb der untersuchten Flächen festzustellen. Die Mittelwerte für die einzelnen Plots schienen sich willkürlich voneinander zu unterscheiden. Dabei spielte es keine Rolle, ob die Werte für beide Vegetationsarten zusammen oder getrennt voneinander betrachtet wurden.

Für den fehlenden Effekt lagen hauptsächlich zwei Gründe vor. Zum einen sind die Prozesse, die für den Mineralstoffeintrag in den Boden verantwortlich sind, sehr langsam. Herbivoren produzieren beim Fressen Vegetationsabfall, der, zusammen mit alten und abgestorbenen Pflanzenteilen, die Streu bildet. Durch den höheren Eintrag frischen Vegetationsabfalls steigt die Gesamtqualität der Streu. Dies würde ihren Abbau normalerweise beschleunigen. Da im Versuch Herbivoren von den Flächen ausgeschlossen wurden, müsste der Gehalt an Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor in den Proben folglich abgenommen haben. Aber Kompostierung, Humifizierung und anschließende Mineralisierung der Streu brauchen relativ lange, zum Teil Jahrzehnte (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1992), um die Mineralstoffe aus der Streu wieder dem Boden zuzuführen. Es war in unserer Untersuchung somit nicht zu erwarten, dass bereits nach nur einer Wachstumsperiode signifikante Effekte der Auszäunungen auf die untersuchten Bodenparameter erkennbar werden.

Zum anderen kommt es normalerweise außer dem erhöhten Streueintrag zu einem Eintrag von schnell verwertbarem Dung und Urin durch die Tiere. Mineralstoffe werden dabei in einer labilen Form an den Boden abgegeben. Sie können teilweise direkt mineralisiert und innerhalb von Tagen bis Wochen verfügbar gemacht werden (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1992). Ein Ausbleiben dieser Mineral-

stoffquelle hätte ebenfalls zu nachweislich verminderten Nährstoffgehalten führen müssen.

Darüber hinaus hatten die berechneten Mittelwerte der Mineralstoffgehalte sehr starke Streuungen. Mit Standardabweichungen von teils über 50% der Originalwerte ließen sich nur bedingt zuverlässige Aussagen über deren Signifikanz treffen. Ursache hierfür waren die heterogenen Bodenbedingungen, die, je nach Alp und sogar Zaun, deutlich verschiedene Bodenparameter aufwiesen. Wobei sich die erhaltenen Parameter im Mittel durchaus im zu erwartenden Bereich eines alpinen Weidenökosystems bewegt haben (SCHAFFER und SCHACHTSCHABEL, 1992). Aber die individuellen Schwankungen waren zu groß um präzise Werte zu ermöglichen.

FRANK und GROFFMAN (1998) kamen zu ähnlichen Resultaten bei ihrer Studie bezüglich des Kohlenstoffgehalts. Sie untersuchten die Auswirkungen von ausgeschlossenen Huftieren auf Grünland im Yellowstone National Park. Die Ergebnisse zeigten selbst nach mehreren Jahrzehnten der Auszäunung keine signifikanten Unterschiede zwischen beweideten und nicht beweideten Flächen. Andere Ergebnisse als unsere fanden BAKKER et al. (2003) in ihrer Studie. Sie untersuchten die Effekte des Ausschlusses von Rindern, Kaninchen und Wühlmäusen von Au-Grünland in den Niederlanden. Nach fünf Jahren hatte der Stickstoffgehalt auf den Versuchsfeldern signifikant abgenommen. Der Grund, dass wir keine derartigen Ergebnisse fanden, wurde bereits oben diskutiert und ist mit der Dauer der Prozesse im Boden begründet worden.

Progressive Effekte mit zunehmendem Ausschluss von Tieren

Bei den Pflanzenproben erwiesen sich die Annahmen für die allgemeinen Effekte des Experimentes als richtig. Die Auswirkungen sind größer geworden, je mehr Tiergruppen ausgeschlossen wurden. Auch wenn nicht alle Analysen signifikant ausgefallen sind, so lässt sich stets diese Tendenz erkennen. Im Hochrasen, aber auch im Kurzrasen,

wurde dies deutlich. Ursache hierfür war wahrscheinlich eine kleiner werdende Konkurrenz zwischen den Herbivorengruppen. Wurde die jeweils größere Tiergruppe ferngehalten, dann konnten wahrscheinlich die kleineren Tiere den Lebensraum besser nutzen. Sie ersetzen auf diese Weise zu einem gewissen Teil die ausgeschlossenen Tiere und schwächen die auftretenden Veränderungen ab. Es wurde in anderen Studien nachgewiesen, dass große Pflanzenfresser im Wettbewerb um das Futter mit kleineren Tieren stehen. Beispielsweise fand KEESING (1999) heraus, dass auf Weiden, auf denen Schafe grasten, deutlich weniger Hamsterratten der Gattung *Saccostomus* vor kamen, als auf gemeinsam beweideten Flächen. SMIT et al. (2001) schrieben in ihrer Arbeit, dass der Ausschluss von Hirschen, Rehen und Mufflons zu einer deutlich höheren Abundanz von Erd- und Feldmäusen führte. Bei diesen Prozessen spielt aber nicht nur Konkurrenz um Futter eine große Rolle. Auch die Umgestaltung des Lebensraums zu Ungunsten der Nager durch große Herbivoren könnte von Bedeutung sein. Durch eine starke Beweidung größerer Tiere wird ein großer Teil des Pflanzenmaterials entfernt und die Vegetation wird dadurch niedriger. Kleine Pflanzenfresser können sich dadurch schlechter verstecken und haben weniger Schutz vor ihren Fressfeinden (SMIT et al., 2001).

Ähnlichen Einfluss haben größere Pflanzenfresser auch auf Insekten. Nach RUSSEL und DETLING (2003) kommen Heuschrecken vermehrt dort vor, wo höhere Nährstoffgehalte in den Pflanzen vorliegen. Diese werden hauptsächlich von Großherbivoren beeinflusst (SCHÜTZ et al., 2003). In unserem Versuch nahm die Stickstoff- und Phosphorkonzentration in den Pflanzen mit abnehmender Beweidung zu. Heuschrecken sollten also vermehrt vorkommen. Die unzureichende Literaturgrundlage zu diesem Thema lässt nur die Vermutung zu, dass auch die Gruppe mittelgroßer Pflanzenfresser direkt oder indirekt mit dem Verhalten größerer Tiere zusammenhängt.

THIEL-EGENTER et al. (2007) fanden für den Phosphorgehalt in Pflanzen im SNP übereinstimmende Ergebnisse. Sie verglichen die

Phosphorkonzentration in Pflanzenmaterial auf Flächen mit starker und mäßiger Beweidung. Sie kamen zu dem Schluss, dass Pflanzen unter starker verglichen mit mäßiger Beweidung mehr Phosphor beinhalten. Dies stimmt mit unseren Ergebnissen überein. Jedoch haben sie nicht die Auswirkungen untersucht, falls keine Beweidung stattfindet. Dieser Punkt ergab in der vorliegenden Untersuchung eine erneute Zunahme der Phosphorkonzentration und höchste Werte auf den nicht beweideten Flächen. ANDERSON et al. (2006) beschrieben in ihrer Arbeit über die Auswirkungen von Herbivorie auf Savannenökosysteme im Serengeti National Park positive Effekte der Tiere. Demnach wurden auf beweideten Flächen erhöhte Stickstoff- und Phosphorgehalte im Pflanzenmaterial festgestellt. Jedoch resultierten diese Ergebnisse aus Änderungen in der Pflanzenkomposition und fallen somit unter die längerfristigen Effekte durch Beweidung. Unsere Beobachtungen sind aber nur auf kurzfristige Reaktionen der Pflanzen zurückzuführen und können nicht mit denen von ANDERSON et al. (2006) verglichen werden.

Unterschiede zwischen Kurz- und Hochrasenweiden

Der höhere Stickstoff- und Phosphorgehalt, sowie der niedrigere Kohlenstoffgehalt und das C/N-Verhältnis der Pflanzenproben im Kurzrasen verglichen mit dem Hochrasen bestätigen die zu Beginn aufgestellte Hypothese, dass sich die beiden Vegetationsarten in ihrer Produktivität voneinander unterscheiden. Dies deckt sich auch mit den allgemeinen Definitionen von produktiven und unproduktiven Wiesenökosystemen.

Grundsätzlich gilt für den Kurzrasen im SNP, dass Pflanzen bei geringerem Kohlenstoffgehalt mehr Stickstoff und Phosphor beinhalten. Der Kurzrasen wird bevorzugt von großen Herbivoren beweidet (SCHÜTZ, 2006), die einen großen Teil der NPP entfernen und anschließend größere Mengen Nährstoffe in labiler Form an den Boden zurückgeben. Daraus resultiert eine schnellere Verfügbarkeit der Nährstoffe im Boden (WARDLE, 2004). Letzteres konnte in der vorliegenden Arbeit

zwar noch nicht nachgewiesen werden, aber die Ursachen dafür wurden bereits oben diskutiert. Die hohe Qualität dieser Vegetationsart sollte folglich durch Fraß von Herbivoren aufrechterhalten werden.

Beim Hochrasen war die Qualität der Pflanzen als Futterquelle geringer. Die Hochrasenweiden werden von großen Pflanzenfressern eher gemieden (SCHÜTZ, 2003). Dafür könnten sie mehr von kleineren Herbivoren wie Nagern genutzt werden (KEESING, 1999). Ist dies der Fall würde daraus resultieren, dass weniger Dung und Pflanzenabfälle anfallen und Nährstoffe in geringeren Mengen in den Boden eingetragen werden. Fraß von Pflanzenfressern entfernt notwendige Nährstoffe teilweise aus dem System und führt längerfristig zu verlangsamten Dekompostierungs- und Mineralisierungsprozessen. Schlussendlich kann es zu Sukzessionsprozessen kommen (SINGER und SCHOENECKER, 2003; ANDERSON et al., 2007).

Herbivoren und Sukzession

In der Literatur wird durch Herbivoren bedingte Sukzession als häufigste Ursache für einen veränderten Nährstoffhaushalt genannt. So haben BARDGETT und WARDLE (2003) geschrieben, dass unproduktive Flächen durch Fraß negativ verändert werden. Auch BAKKER et al. (2006) gaben an, dass Pflanzenfresser die Zusammensetzung der Pflanzengesellschaft nachhaltig verändern können und dies mit zunehmender Produktivität der Pflanzen auch tun. Überweidung resultiert sowohl bei unproduktiven als auch produktiven Ökosystemen in einer Veränderung der Pflanzengesellschaft hin zu mehr Pflanzen von verminderter Futterqualität (MCNAUGHTON et al., 1997; WARDLE et al., 2004). Besonders selektiver Fraß forciert ein Szenario des verlangsamten Nährstoffkreislaufs und zieht weitreichende Änderungen der Vegetation nach sich (ANDERSON et al., 2007).

In unserem Experiment jedoch ist ein Wandel der Vegetation als Grund für die veränderten Mineralstoffgehalte auszuschließen. Sukzession ist ein Prozess, der sich im SNP über Jahre und Jahrzehnte hin-

zieht (RISCH et al., 2009). Eine umgekehrte Entwicklung, also vermehrtes Wachstum von Pflanzen guter Qualität, hätte sich ebenso nicht innerhalb weniger Monate vollziehen können. Zudem müssen im Pflanzenbestand Lücken entstehen, damit andere Arten sich leichter ansiedeln können. Im dichten Bewuchs auf den Untersuchungsflächen war dies nicht gegeben, die Pflanzenzusammensetzung war bei veränderten Nährstoffgehalten gleich geblieben. Somit müssen andere Gründe für die beobachteten Effekte auf den Plots vorliegen.

Einfluss der Bodenwerte auf die Vegetation

Die Ergebnisse der Bodenanalysen zeigten, wie bereits gesagt, weder signifikante Unterschiede noch zu deutende Tendenzen einer bestimmten Entwicklung. Dennoch wurden mehrere signifikante Veränderungen in den Pflanzenanalysen gefunden. Als eine mögliche Ursache für Änderungen des Mineralstoffgehaltes von Pflanzen wird neben der Sukzession auch ein geänderter Gehalt der Mineralstoffe im Boden angegeben. THIEL-EGENTER et al. (2007) schrieben, dass eine Erhöhung der Mineralstoffkonzentration im Boden die Mineralstoffaufnahme der Pflanzen unterstützte. Nach SINGER und SCHOENECKER (2003) förderte ein Anstieg der Stickstoffkonzentration im Boden dessen Aufnahme durch Pflanzen und daraus resultierend eine Erhöhung des Stickstoffgehalts im Pflanzenmaterial. Auch FRANK und GROFFMAN (1998) berichteten, dass eine höhere Verfügbarkeit von Stickstoff im Boden zu gesteigerten Stickstoffwerten in Pflanzenblättern führte.

In unseren Untersuchungen unterlagen die Mineralstoffgehalte keinen systematischen Veränderungen, also auch keinem wirklichen Anstieg oder Abfall. Somit kann man schlussfolgern, dass sämtliche signifikanten Untersuchungsergebnisse eine direkte Reaktion der Pflanzen auf den reduzierten Weidedruck darstellen.

Veränderungen des oberirdischen Pflanzenmaterials

Die statistischen Auswertungen der Analysen der Pflanzenproben zeigten deutliche Anzeichen für eine Veränderung der Nährstoffkonzentrationen zwischen den einzelnen Plots. Doch weder eine umstrukturierte Pflanzengesellschaft noch Änderungen des Mineralstoffhaushalts im Boden lieferten stichhaltige Erklärungen für die erhaltenen Analysewerte. Auch bestand keinerlei Zusammenhang zwischen der Lage der Zäune, also den Standortbedingungen wie Höhe, pH oder PWP, und den gefundenen Werten. Bei unserem Experiment mussten somit andere Mechanismen vorliegen, die dafür verantwortlich waren. Die einzig mögliche Erklärung ist eine Veränderung des Pflanzengewebes innerhalb der bereits angesiedelten Pflanzenarten.

Wiederholte Entlaubung kann zu Änderungen in der Chemie des Blattgewebes führen oder die Stöchiometrie des neu gewachsenen Gewebes umändern (ANDERSON et al. 2007). Bei Ausbleiben von Fraß an den Pflanzen sind auch umgekehrte Effekte denkbar. Umwandlungen in der Pflanzenzusammensetzung wurden als Effekt von Auszäunungen von Herbivoren bereits erwähnt, während auch eine Veränderung der Wuchsform der betroffenen Arten stattfinden kann (MCNAUGHTON et al., 1988).

Meist wurde bei Untersuchungen über mehrere Vegetationsperioden von positiven Folgen im Zusammenhang mit Fraß durch Pflanzenfresser geschrieben (ACHERMANN, 2000; JOHNSON und MATCHETT, 2001; THIEL-EGENTER et al., 2007). Doch können kurzzeitige Auswirkungen durchaus anders ausfallen als längerfristige (KNAPP et al., 1999). Ferner wurden Herbivoren auch negative Auswirkungen auf die Pflanzen zugesprochen. Nach WARDLE et al. (2002) werden Pflanzen von guter Qualität durch Beweidung benachteiligt und längerfristig verdrängt. Auch SEMMARTIN und OESTERHELD (2001) räumten ein, dass Beweidung positive und negative Folgen für Pflanzen haben kann. In der vorliegenden Untersuchung wurden unterschiedliche Folgen des Ausschlusses von Herbivoren auf die Vegetation beobachtet. Im Hochra-

sen wurden Verbesserungen und im Kurzrasen keine bis leichte Verbesserungen der Pflanzenqualität beobachtet. Ausschließlich Verschlechterungen des Experiments wurden nicht gefunden. Somit kann man sagen, dass ein Ausbleiben von Beweidung, je nach Vegetationsart, kurzfristig einen neutralen bis positiven Effekt auf die Pflanzen der subalpinen Rasen im SNP hat. Für eine Erklärung der Ergebnisse ist es notwendig die drei Mineralstoffe einzeln zu betrachten. Für jeden liegen abgeänderte oder komplett andere Mechanismen vor, die seinen Gehalt in den Pflanzen beeinflussen.

Der Einfluss auf den Kohlenstoffstoffgehalt in den Pflanzen lässt sich verhältnismäßig einfach erklären. Pflanzen reagierten mit einer zunehmenden NPP auf Beweidung. Mehr des aufgenommenen Kohlenstoffs wurde über das Pflanzenwachstum eingebaut (FRANK et al., 2002). Zusätzlich ist es möglich, dass die Pflanzen auf Fraß mit induzierter Resistenz reagierten, was sie für die Tiere weniger genießbar macht (WARDLE et al., 2004). Entfällt nun der Impuls der Beweidung, wird auch weniger Kohlenstoff in die Blätter der Pflanze eingebaut. Gleichzeitig verjüngt Herbivorie das Pflanzenmaterial zwar, da ständig neue, frische Blätter mit geringerem Ligningehalt - also weniger Kohlenstoff - nachwachsen (THIEL-EGENTER et al., 2007). Jedoch scheint dies im Verhältnis zur Verbesserung der Pflanzenqualität wenig ins Gewicht zu fallen. Der durchgehend niedrigere Kohlenstoffgehalt im Kurzgras lässt sich auf die von vornherein bessere Qualität von Vegetation auf produktiven im Gegensatz zu unproduktiven Flächen zurückführen.

Entgegen den Erwartungen war ein steigender Stickstoffgehalt mit zunehmendem Ausschluss von Pflanzenfressern im Hochrasen signifikant. Der Hochrasen wird maßgeblich durch eine Entlastung der Pflanzen bestimmt. Es ist daher möglich, dass der geringere Weidedruck zu einer Erholung der Pflanzen führte. Unter normalen Bedingungen wird diese Vegetationsart mit geringer Produktivität von Fraß benachteiligt (SINGER und SCHOENECKER, 2003). Fällt der Weidedruck weg, resultiert daraus ein erhöhter Stickstoffgehalt. Den Pflanzen wird Stickstoff

nicht mehr schneller entzogen, als er aus dem Boden nachgeliefert werden kann (SEMMARTIN und OESTERHELD, 2001). Höhere Konzentrationen werden in den Blättern eingelagert und deren Qualität gesteigert.

Im Kurzrasen war die beobachtete Entwicklung ungewöhnlich, da produktive Ökosysteme in den meisten Fällen auf Herbivorie mit einem erhöhten Stickstoffgehalt reagieren (WARDLE et al. 2004; ANDERSON et al. 2007). Eine mögliche Erklärung sind kurzfristige positive Reaktionen. Die Nährstoffbedingungen im Boden haben sich noch nicht verschlechtert und die Pflanzen können sich, ebenso wie im Hochrasen, vom Fraß erholen. Stickstoff wird entweder dem Oberboden entzogen oder aus den Wurzeln in die Sprosse umgelagert. Ein weiterer möglicher Grund könnte eine Überweidung dieser Ökosysteme sein. Als Konsequenz davon werden nahrhafte Pflanzen unterdrückt (MCNAUGHTON et al., 1997) und der durchschnittliche Stickstoffgehalt im gesamten Pflanzenmaterial nimmt ab (SHARIFF et al., 1994). Einen Hinweis auf Überweidung im SNP gab WYSSER (2004), die berichtete, dass eine Entnahme von bis zu 85% der NPP im Kurzrasen allein durch die Gruppe großer Herbivoren statt fand. Zusätzlich kommt noch die Beweidung durch kleinere Tiere, die sich insgesamt negativ auf die Vegetation auswirken könnte. Zurzeit liegen aber keine solchen Daten für den Nationalpark vor. Auch THIEL-EGENTER et al. (2007) schrieben von einer möglichen Überweidung auf dem Kurzrasen im SNP.

Unsere Ergebnisse ähneln denen von SINGER und SCHOENHECKER (2003) im Rocky Mountain National Park. Dort wurden auf beweideten Flächen bis zu 70% weniger Stickstoff im Pflanzenmaterial gefunden als auf unbeweideten Flächen. Bei deren Untersuchungen wurde Stickstoff aus den beobachteten Systemen entnommen und in andere, durch die Tiere mehr genutzte, Lebensräume umgelagert. Ähnliches ist auch im SNP denkbar. Durch Fraß entnehmen besonders die großen Herbivoren Stickstoff aus den bevorzugten Weideflächen und verlagern ihn in die umliegenden Wälder. Bleibt dieser aus, verbleibt mehr Stickstoff auf den Weiden. Der durchschnittlich höhere Stickstoffgehalt im

Kurzrasen ist wieder Beleg für die bessere Qualität der dort wachsenden Pflanzen.

Auch der Phosphorgehalt hatte wieder Erwarten größtenteils zugenommen. Der Hochrasen zeigte signifikante Veränderungen und somit stetig steigende Werte und eine deutliche Verbesserungen der Pflanzenqualität mit abnehmender Beweidung. Die weniger produktiven Pflanzen waren geringerem Stress durch reduzierten Fraß ausgesetzt (SINGER und SCHOENECKER, 2003) und mussten den wichtigen Phosphor nicht laufend aus dem Boden nachliefern. Dieser wird im Pflanzenmaterial eingebaut ohne wieder entfernt zu werden und somit besser akkumuliert. Zudem wird Herbivorie nachgesagt, das Wurzelwachstum der Pflanzen besonders auf stark beweideten Flächen zu reduzieren (FRANK und GROFFMAN, 1998; JOHNSON und MATCHETT, 2001). Pflanzen können Phosphor aber besser aufnehmen, wenn sie mehr Wurzeln haben (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1992). Sie nehmen ausschließlich Phosphor auf, der in einer Entfernung von maximal 1-2 mm von der Wurzeloberfläche vorliegt. Fällt der begrenzende Faktor der Beweidung weg, wachsen die Wurzeln mehr und können dadurch mehr Phosphor aufnehmen.

Dies ist wahrscheinlich auch der Hauptgrund für die gefundenen Resultate im Kurzrasen. Obwohl die produktiven Flächen im SNP nicht Phosphor limitiert sind (SCHÜTZ et al. 2003) nahm der Phosphorgehalt in den Pflanzen zunächst ab, da noch ausreichend Tiere weideten, um eine Abnahme der Wurzelmasse zu begünstigen. Erst als die mittelgroßen Tiere ausgeschlossen wurden, trat eine Zunahme der Phosphorkonzentration in den Pflanzen ein. Folglich ist anzunehmen, dass nur große und mittlere Pflanzenfresser das Wurzelwachstum stark verhindern können, ein Thema das bis bisher in der Literatur aber nicht abgehandelt wurde.

Das C/N-Verhältnis resultiert aus den Ergebnissen der Kohlenstoff- und Stickstoffanalysen und liefert eine genauere Aussage über die Qualität des untersuchten Pflanzenmaterials. Der Hochrasen reagierte

auf die Auszäunung von Pflanzenfressern mit einer Abnahme. Auch hier bestätigte sich, dass unproduktive Weiden durch Fraß benachteiligt werden und längerfristig Sukzession vorangetrieben wird. Die Arbeit von WARDLE et al. (2004) über ökologische Verbindungen zwischen oberirdischen und unterirdischen Organismen bestätigt diese Erkenntnis. Darin schrieben sie, dass unproduktive Ökosysteme von Herbivorie negativ beeinflusst werden und die Qualität der Vegetation abnimmt. Auch SINGER und SCHOENECKER (2003) berichteten in ihrer Studie von möglichen negativen Effekten auf den Stickstoffkreislauf durch Huftiere. Bei ihren Untersuchungen im Rocky Mountain National Park und Yellowstone National Park kamen sie zu dem Schluss, dass Huftiere auf weniger produktiven Flächen den Stickstoffkreislauf verlangsamen und die Pflanzenqualität verringern.

Im Kurzrasen gab es wie erwartet keine signifikanten Unterschiede zwischen den Plots, nur einen Trend mit einer Verringerung des C/N-Verhältnisses je mehr Herbivoren ausgeschlossen wurden. Die teils deutlichen Schwankungen zwischen den Plots sind auf die Werte der Stickstoffanalysen zurückzuführen. Der Kohlenstoffgehalt hatte, wie weiter oben beschrieben, stetig abgenommen. Ähnlich wie im Hochrasen hatten sich die Flächen tendenziell von der Beweidung erholt. Zwar reagieren produktive Flächen im Normalfall positiv auf Herbivorie (FRANK und GROFFMAN, 1998), jedoch ist auch mit umgekehrten Reaktionen bei Überweidung zu rechnen (MCNAUGHTON et al., 1997).

Diskussion der Untersuchungsmethoden

Das für die Untersuchung ausgesuchte Verfahren wies eine hohe Komplexität auf. Es wurden viele verschiedene Faktoren berücksichtigt: vier Herbivorengruppen, drei Trophieebenen und zwei Vegetationsarten. In der vorliegenden Arbeit wurden die Nährstoffbedingungen anhand des Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorgehalts sowie des C/N-Verhältnisses im Boden und im Pflanzenmaterial analysiert. Trotz des großen Umfangs der Experimente konnten einige Faktoren nicht

berücksichtigt werden. So wurde die Wirkung unterirdischer Herbivoren komplett weggelassen. Diese spielen für den Gesamtkontext des Wiesenökosystems eine nicht zu vernachlässigbare Rolle. Es ist notwendig alle ober- und unterirdischen Prozesse gleichermaßen zu betrachten um das System besser verstehen zu können (BARDGETT und WARDLE, 2003). Bleiben die Pflanzenfresser des Bodens unberücksichtigt, so fehlt ein Teil aus dem Gesamtbild.

Bei den Herbstbodenprobenahmen für die chemischen Analysen wurde zunächst die Rhizosphäre – die praktisch nur aus Wurzelfilz und sehr wenig Mineralboden besteht – entfernt und der Rest des Bodens benutzt. Dieser Teil des Bodens enthält die vielen Nährstoffe, die insbesondere aus den oberirdischen Einträgen stammen. Somit wurde ein Teil der schnell verfügbaren und bereits umgesetzten Nährstoffe nicht mit aufgenommen. Es ist davon auszugehen, dass die tatsächlichen Konzentrationen im Mineralboden und der Rhizosphäre größer wären als die gemessenen.

Für bessere Erkenntnisse, über die innerhalb der Pflanzen stattfindenden Prozesse, wäre es sinnvoll auch die Nährstoffgehalte des Wurzelmaterials zu analysieren. Anhand dieser zusätzlichen Informationen könnten Aussagen getroffen werden über die Herkunft oder den Verbleib der Mineralstoffe des oberirdischen Pflanzenmaterials. Es könnte so eventuell geklärt werden, ob ein Austausch mit den Wurzeln, dem Boden oder beidem stattgefunden hat. Jedoch ist unklar, ob der dafür notwendige Aufwand in vernünftiger Relation zu den erhaltenen Ergebnissen stehen würde.

Nach dem jetzigen Stand wies der Versuchsaufbau keine Nachteile auf, außer dass unterirdische Pflanzenfresser unbeachtet geblieben waren. Alle durchgeführten Methoden der Probenahme und Analyse der Proben entsprachen dem Stand der Technik und werden bei vergleichbaren Untersuchungen ebenfalls angewendet.

Ausblick und Fazit

Nach der ersten Versuchssaison wurden bereits Effekte der Auszäunungen festgestellt. Im untersuchten Boden kam es auf den Versuchsflächen zunächst zu keinen Veränderungen. Die für eine Veränderung des Mineralstoffhaushalts verantwortlichen Bodenprozesse sind zu langsam um innerhalb eines halben Jahres zu wirken. Es wird jedoch erwartet, dass im Laufe der folgenden Jahre Veränderungen eintreten werden. Wie eingangs beschrieben ist sich die Wissenschaft einig, dass Herbivoren den Boden in von ihnen bewohnten Ökosystemen beeinflussen. In unserer Untersuchung ist es wahrscheinlich, dass die Stickstoff- und Phosphorkonzentration abnehmen werden und das C/N-Verhältnis zunimmt. Der längerfristig fehlende Nährstoffeintrag wird zu einer Verschlechterung der Bodenqualität für die Pflanzen führen.

In den Pflanzenproben hingegen, primär beim Hochrasen, wurden veränderte Nährstoffgehalte ermittelt. Es stellte sich heraus, dass der Hochrasen schneller und deutlicher auf ein Ausbleiben von Fraß durch Herbivoren unterschiedlicher Größengruppen reagiert als der Kurzrasen. Ersterer zeigte eine signifikante Verbesserung der Qualität des oberirdischen Pflanzenmaterials. Im Kurzrasen wurde die beste Qualität der Vegetation ebenfalls in den am wenigsten beweideten Flächen nachgewiesen, obwohl die Ergebnisse nicht eindeutig gewesen sind. Jedoch ist nicht zu erwarten, dass diese Tendenz dauerhaft bleibt. Die bisher positive Entwicklung des Hochrasen wird zunehmend stagnieren, da im Boden immer weniger Nährstoffe zur Verfügung stehen werden. Der aufkommende Mineralstoffmangel im Boden wird sich in der Qualität des Kurzrasen schneller bemerkbar machen. Sie wird innerhalb der kommenden Untersuchungsjahre abnehmen.

Der Schweizerische Nationalpark stellt einen besonderen Untersuchungsort dar. Bisher wurde noch nicht viel im Bereich der alpinen Weide/Rasen-Ökosysteme geforscht. Die meisten Erkenntnisse über diese Art der Ökosysteme stammen aus den nordamerikanischen und afrikanischen Steppen. Deshalb ist diese Untersuchung von besonderer

Bedeutung. Außerdem zeigt unser Versuch eine genauere Betrachtungsweise im Hinblick auf den Umfang solcher Untersuchungen. Nur durch eine ausgedehnte Betrachtung der Ökosysteme kann ein besseres Verständnis ihrer Funktionsweise erreicht werden. Die vorliegende Untersuchung trägt entscheidend dazu bei.

5. Zusammenfassung

Im Rahmen des Projektes „trophic cascades“ wurden an der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft die Effekte von Herbivoren auf Boden und Vegetation subalpiner Weideökosysteme im Schweizerischen Nationalpark untersucht. Mittels Zäunen wurden vier Größengruppen von Pflanzenfressern (große, mittlere, kleine, wirbellose) von den Versuchsflächen ausgeschlossen. Dabei wurden die Flächen in zwei Gruppen eingeteilt, den produktive Kurzrasen und den weniger produktiven Hochrasen. Die Auswirkungen auf Boden und Pflanzen wurden über den Gehalt an Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor sowie dem Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff ermittelt.

Die Ergebnisse nach der ersten Vegetationsperiode zeigten für den Boden keine signifikanten Veränderungen, weder im Kurzrasen noch im Hochrasen. Dies ist auf die langwierigen Bodenprozesse zurückzuführen, die erst nach einer längeren Versuchslaufzeit beeinflusst werden können.

Die Vegetation hingegen zeigte bereits nach dieser kurzen Zeit erste Veränderungen. Grundsätzlich kam es zu einer Verbesserung der Pflanzenqualität je mehr Pflanzenfresser ausgeschlossen wurden. Ein niedrigerer Kohlenstoffgehalt und/oder erhöhte Stickstoff- und Phosphorgehalte wurden im Pflanzenmaterial nachgewiesen. Dabei waren die Effekte im Hochrasen stets signifikant und somit viel deutlicher als im Kurzrasen. Bei diesem hat nur der Kohlenstoff sichtlich abgenommen. Stickstoff und Phosphor haben sich insgesamt nur leicht erhöht.

Die Ergebnisse der Pflanzenanalysen lassen den Schluss zu, dass die Pflanzen von einer ausbleibenden Herbivorie kurzfristig profitieren konnten, besonders in unproduktiven, Nährstoff limitierten Ökosystemen. Sie konnten sich vom hohen Weidedruck erholen und

weniger Strukturgewebe einbauen. Eine bessere Qualität des Pflanzenmaterials war die Folge.

Jedoch ist damit zu rechnen, dass sich diese Entwicklungen im Verlauf der kommenden Versuchsjahre verändern werden. Aufgrund des fehlenden Nährstoffeintrags durch Herbivoren wird der Gehalt an pflanzenverfügbaren Mineralstoffen im Boden geringer werden. Dem wird eine Abnahme der Qualität der Pflanzen folgen, die im Kurzrasen schneller bemerkbar sein wird. Die genauen Ergebnisse müssen jedoch abgewartet werden, da der Schweizerische Nationalpark einen Lebensraum darstellt, der in dieser Art bisher noch nicht viel erforscht worden ist.

Literaturverzeichnis

- Achermann G., 2000. The influence of red deer (*Cervus elaphus* L.) upon a subalpine grassland in the Swiss National Park. Diss. ETH 13479.
- Anderson T.M., Ritchie M.E., Mayemba E., Eby S., Grace J.B., McNaughton S.J., 2007. Forage nutritive quality in the Serengeti ecosystem: the roles of fire and herbivory. *American Naturalist* 170: 343 – 357.
- Austrheim G., Mysterud A., Hassel K., Evju M., Oakland R.H., 2007. Interactions between sheep, rodents, graminoids and bryophytes in an oceanic alpine ecosystems of low productivity. *Ecoscience* 14: 178 – 187.
- Bakker E.S., Olf H., Boeckhoff M., Gleichman J.M., Berendse F., 2004. Impact of herbivores on nitrogen cycling: contrasting effects of small and large species. *Oecologia* 138: 91 – 101.
- Bakker E.S., Ritchie M.E., Olf H., Milchunas D.G., Knops J.M.H., 2006. Herbivore impact on grassland plant diversity depends on habitat productivity and herbivore size. *Ecology Letters* 9: 780 – 788.
- Bardgett R.D., Wardle D.A., 2003. Herbivore mediated linkages between aboveground and belowground communities. *Ecology* 84: 2258 – 2268.
- Begert M., Schlegel T., Kirchhofer W., 2005. Homogeneous temperature and precipitation series of Switzerland from 1864 to 2000. *International Journal of Climatology* 25: 65-80.
- Blankenhorn H.J., Buchli C., Voser P., Berger C., 1979. Bericht zum Hirschproblem im Engadin und Münstertal. Eidgenössisches Oberforstinspektorat (ed). 160 pp. Bern.
- Blumer P., Diemer M., 1996. The occurrence and consequences of grasshopper herbivory in an alpine grassland, Swiss central Alps. *Arctic and Alpine Research* 28: 435 – 440.
- Del-Val E., Crawley M.J., 2005. What limits herbs biomass in grasslands: competition or herbivory? *Oecologia* 142: 202 – 211.
- Dottrens E., 1962. *Microtus nivalis* et *Microtus arvalis* du parc national Suisse. Ergebnisse der wissenschaftlichen Untersuchungen im Schweizerischen Nationalpark 7: 331 – 352.

- Filli F., 2008. Natur. Schweizerischer Nationalpark Geschäftsbericht 2008: 44 – 53. Zernez.
- Frank D.A., Groffmann P.M., 1998. Ungulate vs landscape control of soil C and N processes in grasslands of Yellowstone National Park. *Ecology* 79: 2229 – 2241.
- Frank D.A., Kuns M.M., Guido D.R., 2002. Consumer control of grassland plant production. *Ecology* 83: 602 – 606.
- Gee G.W., Bauder J.W., 1986. *Methods of soil analysis, Part 1*. 2nd edition. Madison, WI: American Society of Agronomy.
- Günthart H., 1987. Zikaden (*Auchenorrhyncha*). Ergebnisse der wissenschaftlichen Untersuchungen im Schweizerischen Nationalpark 12: 203 – 299.
- Halaj J., Wiset D.H., 2001. Terrestrial trophic cascades: how much do they trickle? *American Naturalist* 157: 262 – 281.
- Hofmänner B., 1951. Die Geradflügler (*Dermaptera* und *Orthoptera*) des Schweizerischen Nationalparks und der angrenzenden Gebiete. Ergebnisse der wissenschaftlichen Untersuchungen des Schweizerischen Nationalparks 3: 241 – 311.
- Joern A., 2005. Disturbance by fire frequency and bison grazing modulate grasshopper assemblage in tallgrass prairie. *Ecology* 86: 861 – 873.
- Johnson L.C., Matchett J.R., 2001. Fire and grazing regulate belowground processes in tallgrass prairie. *Ecology* 82: 3377 – 3389.
- Jones J.B., Jr., 1989. *Soil testing and plant analysis laboratory manual*. Athens, GA: Benton Laboratories.
- Keesing F., 1999. Cryptic consumers and the ecology of an African savanna. *BioScience* 50: 205 – 215.
- Knapp A.K., Blair J.M., Collins S.L., Hartnett D.C., Johnson L.C., Towne E.G., 1999. The keystone role of bison in North American tallgrass prairie. *BioScience* 49: 39 – 50.
- Knight T.M., McCoy M.W., Chase J.M., McCoy K.A., Holt R.D., 2005. Trophic cascades across ecosystems. *Nature* 437: 880 – 883.
- Kuo S. 1996. *Methods of soil analysis, Part 3*. 2nd edition. Madison, WI: American Society of Agronomy.

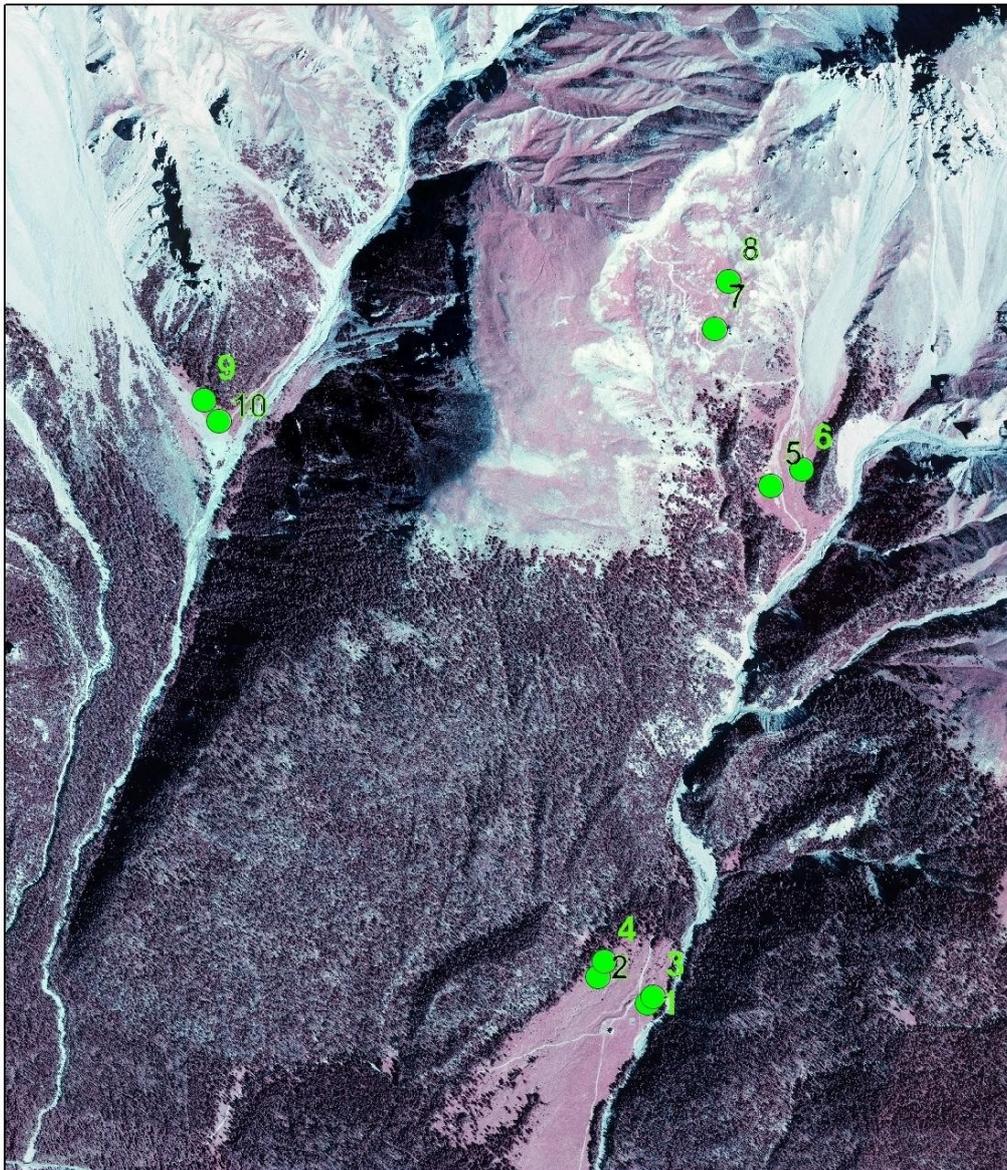
- Massemin S., Gibault C., Ramousse R., Butet A., 1996. Premières données sur la régime alimentaire de la marmotte alpine (*Marmotta marmotta*) en France. *Mammalia* 60: 351 – 361.
- McNaughton S.J., Banyikwa F.F., McNaughton M.M., 1997. Promotion of the cycling of diet-enhancing nutrients by African grazers. *Science* 278: 1798 – 1800.
- McNaughton S.J., Ruess R.W., Seagle S.W., 1988. Large mammals and process dynamics in African ecosystems. *BioScience* 38: 794 – 800.
- Meyer D.L., Filli F., 2006. Sommer- und Wintereinstandsgebiete von weiblichen Rothirschen *Cervus elaphus* im Schweizerischen Nationalpark. *Nationalpark-Forschung in der Schweiz* 93: 79 – 103.
- Nelson D.W., Sommers L.E., 1996. *Methods of Soil Analysis, Part 3*. 2nd edition. Madison: American Society of Agronomy.
- Pace, M.L., Cole J.J., Carpenter S.R., Kitchell J.F., Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Tree* 14: 483 – 488.
- Parolini J.D., 1995. Zur Geschichte der Waldnutzung im Gebiet des heutigen Schweizerischen Nationalparks. Diss. ETH 11187.
- Polis G.A., Sears A.L.W., Huxel G.R., Strong D.R., Maron J., 2000. When is a trophic cascade a trophic cascade? *Tree* 15: 473 – 475.
- Power M.E., 1992. Top-down and bottom-up forces in food webs: do plants have primacy? *Ecology* 73: 733 – 746.
- Risch A.C., Jurgensen M.F., Page-Dumroese D.S., Wildi O., Schütz M., 2008. Long-term development of above- and belowground carbon stocks following land-use change in subalpine ecosystems of the Swiss National Park. *Can. J. For. Res.* 38: 1590 – 1602.
- Risch A.C., Schütz M., Bugmann H., 2009. Predicting long-term development of abandoned subalpine conifer forests in the Swiss National Park. *Ecological Modelling* 220: 1578–1585.
- Robin K., 2009. *Wanderführer durch den Schweizerischen Nationalpark*. 3. Auflage. Zerne: Eidgenössische Nationalparkkommission.

- Russell R.E., Detling J.K., 2003. Grasshoppers (*Orthoptera: Acrididae*) and black-tailed prairie dogs (*Sciuridae: Cynomys ludovicianus* (Ord)): Associations between two rangeland herbivores. *Journal of the Kansas Entomological Society* 76: 578 – 587.
- Sauter W., 1993. Schmetterlinge (*Lepidoptera*). Ergebnisse der wissenschaftlichen Untersuchungen im Schweizerischen Nationalpark 12: 333 – 469.
- Scheffer F., Schachtschabel P., 1992. Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Auflage. Stuttgart: Ferdinand Enke Verlag.
- Schütz M., Risch A.C., Achermann G., Thiel-Egenter C., Page-Dumroese D.S., Jurgensen M.F., Edwards P.J., 2006. Phosphorus translocation by red deer on a subalpine grassland in the central European Alps. *Ecosystems* 9:624 – 633.
- Schütz M., Risch A.C., Leuzinger E., Krüsi B.O., Achermann G., 2003. Impact of herbivory by red deer (*Cervus elaphus* L.) on patterns and processes in subalpine grasslands in the Swiss National Park. *Forest Ecology and Management* 181: 177 – 188.
- Semmartin M., Oesterheld M., 2001. Effects of grazing pattern and nitrogen availability on primary productivity. *Oecologia* 126: 225 – 230.
- Shariff A.R., Biondini M.E., Grygiel C.E., 1994. Grazing intensity effects on litter decomposition and soil nitrogen mineralization. *Journal of Range Management* 47: 444 – 449.
- Shurin J.B., Borer E.T., Seabloom E.W., Anderson K., Blanchette C.A., Broitman B., Cooper S.D., Halpern B.S., 2002. A cross-ecosystem comparison of the strength of trophic cascades. *Ecology Letters* 5: 785 – 791.
- Singer F.J., Schoenecker K.A., 2003. Do ungulates accelerate or decelerate nitrogen cycling? *Forest Ecology and Management* 181: 189 – 204.
- Smit R., Bokdam J., den Ouden J., Olf H., Schot-Opschoor H., Schrijvers M., 2001. Effects of introduction and exclusion of large herbivores on small rodent communities. *Plant Ecology* 155: 119 – 127.
- Thiel-Egenter C., Risch A.C., Jurgensen M.F., Page-Dumroese D.S., Krüsi B.O., Schütz M., 2007. Response of a subalpine grassland to simulated grazing: aboveground productivity along soil phosphorus gradients. *Community Ecology* 8: 111 – 117.

- Wardle D.A., Bardgett R.D., Klironomos J.N., Setälä H., van Putten W.H., Wall D.H., 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science* 304: 1629 – 1633.
- Wardle D.A., Bonner K.I., Barker G.M., 2002. Linkages between plant litter decomposition, litter quality, and vegetation responses to herbivores. *Functional Ecology*: 585 – 595.
- Welle E.F., 2004. Kleines Repetitorium der Botanik. 13. Auflage. Hamburg: Verlag Handwerk und Technik.
- Wittker C., Schütz M., Filli F., Risch A.C., 2008. Extinction of *Microtus arvalis* in the Swiss National Park? A case study on the effects of vegetation change and climatic variability. Unveröffentlichte Arbeit.
- Wysser M., 2004. Abbau-, Produktivitäts- und Nutzungsmuster in der Grünland-Sukzession im Schweizerischen Nationalpark. Diplomarbeit ETH.
- Zoller H., 1995. Vegetationskarte des Schweizerischen Nationalparks, Erläuterungen. *Nationalpark-Forschung in der Schweiz* 85.

Anhang

Anhang A



Legend 1:10'000

 Zäune

Project:
Nationalfondsprojekt Zäune 2009
Project Leader:
M. Schütz, A. Risch

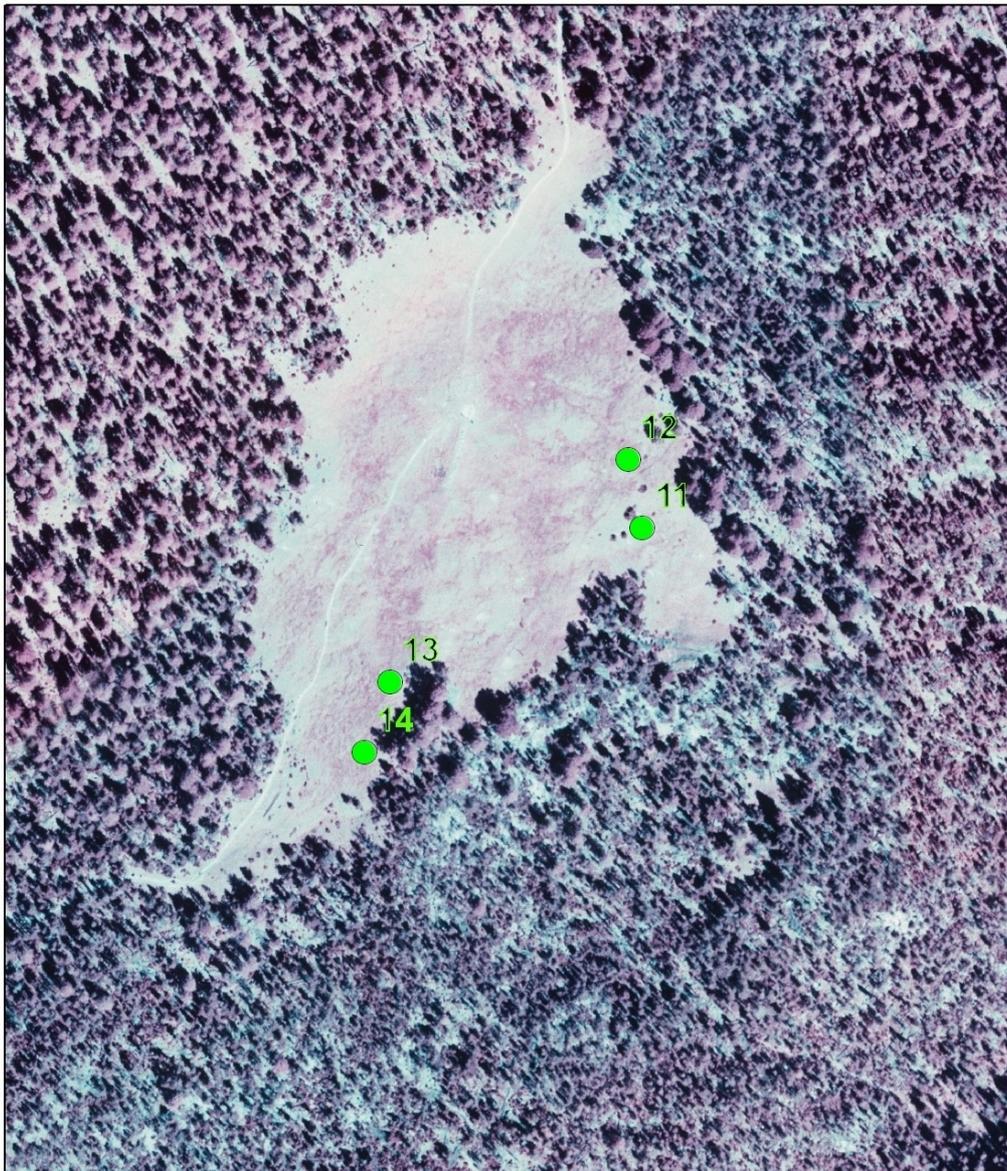


Datensicherung und -archivierung, 29. 10. 2009

0 130 260 520
Meter



Abbildung 15-A: Luftbild der Versuchsfleichen 1 bis 10



Legend 1:2'300

 Zäune



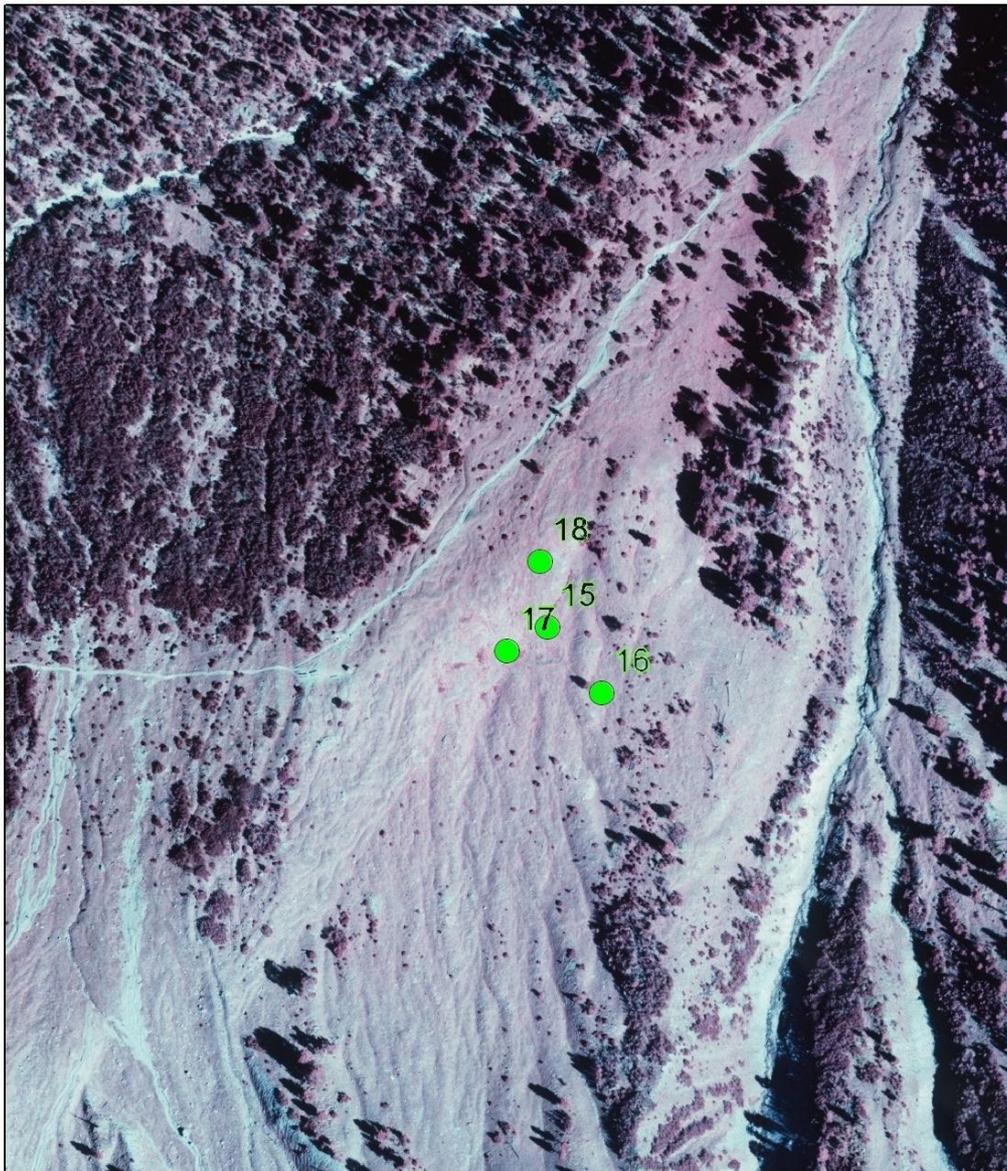
Datensicherung und -archivierung, 29. 10. 2009

Project:
Nationalfondsprojekt Zäune 2009
Project Leader:
M. Schütz, A. Risch

0 30 60 120
Meter



Abbildung 16-A: Luftbild der Versuchsflächen 11 bis 14



Legend 1:2'300

 Zäune



Datensicherung und -archivierung, 29. 10. 2009

Project:
Nationalfondsprojekt Zäune 2009
Project Leader:
M. Schütz, A. Risch

0 30 60 120
Meter



Abbildung 17-A: Luftbild der Versuchsflächen 15 bis 18

Anhang B

Tabelle 8-B: Rohdaten der Bodenproben vom Frühjahr

Probe	C [%]	N [%]	P [%]	C/N
1C 1	13,4	0,5413	0,00127	24,76
1C 2	13,8	0,5796	0,00103	23,81
1C 3	12,8	0,4169	0,00104	30,7
1C 4			0,00142	
1C 5			0,00099	
1W 1	15,7	0,7081	0,00178	22,17
1W 2	13,5	0,3639	0,00225	37,1
1W 3	15,6	0,8401	0,00196	18,57
1W 4			0,00231	
1W 5			0,00207	
2C 1	12,8	0,4848	0,00104	26,4
2C 2	13,2	0,4999	0,00063	26,41
2C 3	14,4	0,6334	0,00082	22,73
2C 4			0,00140	
2C 5			0,00126	
2W 1	14,3	0,5175	0,00058	27,63
2W 2	14,1	0,4532	0,00085	31,11
2W 3	13,2	0,6545	0,00158	20,17
2W 4			0,00088	
2W 5			0,00076	
3C 1	15,2	0,7318	0,00073	20,77
3C 2	12,1	0,3071	0,00107	39,4
3C 3	13,6	0,4352	0,00121	31,25
3C 4			0,00083	
3C 5			0,00073	
3W 1	15,6	0,7006	0,00160	22,27
3W 2	14,8	0,6265	0,00095	23,62
3W 3	13,7	0,4132	0,00078	33,16
3W 4			0,00098	
3W 5			0,00146	
4C 1	14,7	0,4130	0,00070	35,59
4C 2	16,4	0,5034	0,00130	32,58
4C 3	18,6	0,9796	0,00185	18,99
4C 4			0,00093	
4C 5			0,00213	
4W 1	14,8	0,9737	0,00243	15,2
4W 2	11,9	0,4788	0,00133	24,85
4W 3	14,2	0,8410	0,00145	16,89
4W 4			0,00437	
4W 5			0,00337	

Probe	C [%]	N [%]	P [%]	C/N
5C 1	10,2	0,2560	0,00038	39,85
5C 2	10,4	0,3078	0,00040	33,79
5C 3	8,7	0,1681	0,00018	51,62
5C 4			0,00023	
5C 5			0,00027	
5W 1	13,4	0,7488	0,00109	17,89
5W 2	9,1	0,1967	0,00028	46,36
5W 3	10,9	0,6739	0,00105	16,17
5W 4			0,00038	
5W 5			0,00070	
6C 1	14,2	0,5068	0,00269	28,02
6C 2	13,8	0,3521	0,00111	39,19
6C 3	15,3	0,8650	0,00177	17,69
6C 4			0,00170	
6C 5			0,00164	
6W 1	12,4	0,2334	0,00146	53,13
6W 2	10,0	0,1352	0,00062	73,97
6W 3	13,2	0,2746	0,00113	48,08
6W 4			0,00221	
6W 5			0,00068	
7C 1	7,6	0,4858	0,00055	15,6
7C 2	5,0	0,4792	0,00030	10,37
7C 3	9,1	0,2765	0,00039	33,06
7C 4			0,00045	
7C 5			0,00039	
7W 1	10,8	0,4362	0,00066	24,76
7W 2	5,5	0,4565	0,00038	11,96
7W 3	10,0	0,1504	0,00028	66,29
7W 4			0,00042	
7W 5			0,00049	
8C 1	6,5	0,6452	0,00061	10,04
8C 2	7,6	0,6793	0,00063	11,11
8C 3	4,3	0,4235	0,00078	10,08
8C 4			0,00049	
8C 5			0,00113	
8W 1	5,8	0,5649	0,00027	10,18
8W 2	10,5	0,4241	0,00048	24,64
8W 3	10,6	0,4187	0,00055	25,32
8W 4			0,00090	
8W 5			0,00057	

Probe	C [%]	N [%]	P [%]	C/N
9C 1	15,9	0,5052	0,00063	31,47
9C 2	12,2	0,3097	0,00056	39,39
9C 3	12,9	0,3582	0,00160	36,01
9C 4			0,00137	
9C 5			0,00094	
9W 1	24,3	0,9877	0,00267	24,6
9W 2	16,3	0,5942	0,00072	27,43
9W 3	15,6	0,3974	0,00229	39,26
9W 4			0,00097	
9W 5			0,00101	
10C 1	18,7	1,1904	0,00276	15,71
10C 2	13,8	0,1977	0,00053	69,82
10C 3	23,2	1,5226	0,00126	15,24
10C 4			0,00081	
10C 5			0,00164	
10W 1	16,7	0,7235	0,00147	23,08
10W 2	15,2	0,3958	0,00266	38,41
10W 3	15,2	0,3344	0,00129	45,45
10W 4			0,00219	
10W 5			0,00197	
11C 1	11,5	0,8107	0,00109	14,19
11C 2	12,0	0,6011	0,00150	19,96
11C 3	10,4	0,8482	0,00076	12,26
11C 4			0,00096	
11C 5			0,00075	
11W 1	9,2	0,5914	0,00072	15,59
11W 2	9,9	0,6158	0,00064	16,11
11W 3	9,3	0,5080	0,00044	18,25
11W 4			0,00074	
11W 5			0,00079	
12C 1	11,9	0,6155	0,00210	19,33
12C 2	5,5	0,4482	0,00072	12,36
12C 3	11,3	0,8566	0,00109	13,13
12C 4			0,00056	
12C 5			0,00115	
12W 1	8,4	0,6102	0,00053	13,77
12W 2	10,6	0,7212	0,00065	14,7
12W 3	12,8	0,6477	0,00059	19,76
12W 4			0,00089	
12W 5			0,00036	

Probe	C [%]	N [%]	P [%]	C/N
13C 1	10,4	0,3722	0,00046	27,94
13C 2	5,9	0,5513	0,00060	10,65
13C 3	8,3	0,5341	0,00068	15,61
13C 4			0,00115	
13C 5			0,00067	
13W 1	7,8	0,7314	0,00046	10,69
13W 2	9,6	0,6511	0,00135	14,74
13W 3	8,5	0,4634	0,00044	18,32
13W 4			0,00061	
13W 5			0,00088	
14W 1	6,5	0,4670	0,00029	13,83
14W 2	4,5	0,3418	0,00047	13,14
14W 3	3,1	0,2340	0,00040	13,29
14W 4			0,00049	
14W 5			0,00048	
14C 1	2,8	0,2164	0,00067	12,89
14C 2	6,9	0,3686	0,00048	18,58
14C 3	4,4	0,3138	0,00063	14,15
14C 4			0,00058	
14C 5			0,00025	
15C 1	23,9	1,6400	0,00275	14,57
15C 2	23,4	1,4930	0,00255	15,67
15C 3	23,3	1,4176	0,00239	16,44
15C 4			0,00235	
15C 5			0,00265	
15W 1	26,1	1,6206	0,00196	16,11
15W 2	22,0	1,1447	0,00437	19,22
15W 3	20,1	1,0630	0,00397	18,91
15W 4			0,00265	
15W 5			0,00457	
16C 1	12,6	0,4858	0,00049	25,94
16C 2	12,1	0,2383	0,00036	50,79
16C 3	12,0	0,3178	0,00040	37,76
16C 4			0,00049	
16C 5			0,00051	
16W 1	15,9	0,8729	0,00077	18,22
16W 2	10,8	0,8515	0,00082	12,68
16W 3	12,6	0,8549	0,00067	14,74
16W 4			0,00029	
16W 5			0,00047	

Probe	C [%]	N [%]	P [%]	C/N
17C 1	11,1	0,1487	0,00085	74,64
17C 2	13,3	0,2842	0,00062	46,79
17C 3	10,0	0,0982	0,00035	101,88
17C 4			0,00031	
17C 5			0,00083	
17W 1	15,7	0,7403	0,00317	21,21
17W 2	19,8	1,6966	0,00215	11,67
17W 3	12,2	0,1159	0,00100	105,27
17W 4			0,00215	
17W 5			0,00118	
18C 1	13,9	0,2670	0,00032	52,06
18C 2	13,3	0,2006	0,00069	66,31
18C 3	16,1	0,7242	0,00080	22,23
18C 4			0,00045	
18C 5			0,00120	
18W 1	15,5	1,1506	0,00041	13,47
18W 2	12,7	0,2049	0,00017	61,99
18W 3	11,3	0,1383	0,00035	81,7
18W 4			0,00031	
18W 5			0,00120	

Tabelle 9-B: Rohdaten der Bodenproben vom Herbst

Probe	C [%]	N [%]	P [%]	C/N
1 C	14,3	0,7004	0,00106	20,42
1 HG	13,0	0,4447	0,00076	29,23
1 MH	12,9	0,3814	0,00071	33,82
1 MAUS	13,9	0,6236	0,00106	22,29
1 INS	15,3	0,8696	0,00138	17,59
2 C	17,2	0,6157	0,00072	27,93
2 HG	14,1	0,7184	0,00074	19,63
2 MH	14,2	0,8187	0,00115	17,34
2 MAUS	13,2	0,5153	0,00081	25,62
2 INS	14,8	0,7462	0,00088	19,83
3 C	12,3	0,2698	0,00071	45,41
3 HG	17,7	1,1757	0,00165	15,05
3 MH	13,6	0,4753	0,00086	28,61
3 MAUS	16,2	0,9645	0,00113	16,80
3 INS	15,0	0,7387	0,00125	20,31
4 C	13,4	0,8895	0,00118	15,06
4 HG	17,8	0,8649	0,00137	20,58
4 MH	11,4	0,1527	0,00032	74,64
4 MAUS	15,9	0,9721	0,00167	16,36
4 INS	13,8	0,3380	0,00059	40,83
5 C	9,9	0,2923	0,00036	33,73
5 HG	10,6	0,5894	0,00080	17,98
5 MH	11,2	0,4976	0,00079	22,51
5 MAUS	10,6	0,4111	0,00049	25,79
5 INS	10,7	0,3027	0,00052	35,34
6 C	14,7	0,7244	0,00105	20,29
6 HG	15,4	0,6929	0,00129	22,22
6 MH	14,8	0,4535	0,00070	32,63
6 MAUS	13,9	0,4307	0,00084	32,27
6 INS	14,9	0,4170	0,00071	35,73
7 C	8,9	0,6424	0,00074	13,87
7 HG	10,7	0,1679	0,00034	63,72
7 MH	10,2	0,3278	0,00047	31,12
7 MAUS	10,0	0,3179	0,00047	31,30
7 INS	8,9	0,1493	0,00043	59,73
8 C	7,1	0,4926	0,00053	14,31
8 HG	6,9	0,5856	0,00034	11,70
8 MH	5,3	0,5511	0,00027	9,60
8 MAUS	7,3	0,5005	0,00055	14,67
8 INS	6,1	0,6056	0,00036	10,04
9 C	17,9	0,6054	0,00111	29,57
9 HG	21,4	1,2421	0,00217	17,23
9 MH	16,6	0,6263	0,00120	26,51
9 MAUS	14,7	0,3015	0,00069	48,76
9 INS	14,7	0,3008	0,00062	48,86

Probe	C [%]	N [%]	P [%]	C/N
10 C	15,6	0,7310	0,00199	21,34
10 HG	14,8	0,4958	0,00104	29,85
10 MH	13,9	0,2653	0,00066	52,40
10 MAUS	17,2	0,8031	0,00159	21,42
10 INS	10,3	0,1330	0,00039	77,44
11 C	13,1	0,5016	0,00157	26,12
11 HG	8,9	0,4603	0,00044	19,38
11 MH	8,1	0,4821	0,00056	16,74
11 MAUS	7,9	0,5707	0,00062	13,91
11 INS	7,9	0,6560	0,00085	12,09
12 C	7,0	0,5733	0,00063	12,18
12 HG	5,8	0,4351	0,00055	13,38
12 MH	7,2	0,3911	0,00043	18,43
12 MAUS	11,6	0,4549	0,00083	25,50
12 INS	10,8	0,5767	0,00094	18,73
13 C	12,7	0,7665	0,00116	16,57
13 HG	8,7	0,4619	0,00061	18,84
13 MH	7,7	0,3844	0,00043	20,13
13 MAUS	9,7	0,5446	0,00050	17,78
13 INS	8,3	0,6189	0,00082	13,46
14 C	8,2	0,3459	0,00032	23,62
14 HG	5,4	0,3203	0,00020	16,73
14 MH	5,7	0,4367	0,00035	13,03
14 MAUS	7,7	0,5663	0,00049	13,65
14 INS	9,5	0,3154	0,00025	30,06
15 C	15,0	0,5443	0,00083	27,56
15 HG	22,3	1,1655	0,00390	19,13
15 MH	16,6	0,4489	0,00290	36,98
15 MAUS	16,9	0,4796	0,00101	35,24
15 INS	12,7	0,1747	0,00052	72,71
16 C	11,5	0,1675	0,00025	68,65
16 HG	21,6	0,8577	0,00061	25,18
16 MH	10,8	0,1785	0,00020	60,50
16 MAUS	9,8	0,5582	0,00041	17,57
16 INS	12,8	0,5310	0,00107	24,10
17 C	9,6	0,1742	0,00037	55,23
17 HG	5,0	0,1426	0,00037	34,79
17 MH	9,0	0,2047	0,00029	44,12
17 MAUS	12,8	0,8189	0,00126	15,63
17 INS	17,9	0,9125	0,00124	19,62
18 C	9,5	0,2564	0,00034	37,21
18 HG	14,9	0,5965	0,00071	24,98
18 MH	13,2	0,3968	0,00033	33,27
18 MAUS	9,8	0,2032	0,00020	47,97
18 INS	13,9	0,9655	0,00077	14,40

Tabelle 10-B: Rohdaten der Pflanzenproben vom Herbst

Probe	C [%]	N [%]	P [%]	C/N
1 C	43,30	1,8889	0,1130	22,92
1 HG	42,80	1,7913	0,1322	23,89
1 MH	43,60	1,6492	0,1116	26,44
1 MAUS	43,10	2,1070	0,1280	20,46
1 INS	42,60	2,0150	0,1334	21,14
2 C	43,70	1,7051	0,0966	25,63
2 HG	43,40	1,7017	0,0946	25,50
2 MH	43,70	1,7202	0,0913	25,40
2 MAUS	43,20	1,6835	0,0820	25,66
2 INS	42,60	1,9918	0,1081	21,39
3 C	43,70	1,8848	0,1170	23,19
3 HG	43,05	2,0749	0,1266	20,75
3 MH	43,20	1,8453	0,1102	23,41
3 MAUS	42,80	1,9978	0,1235	21,42
3 INS	42,50	2,0221	0,1219	21,02
4 C	43,80	1,7165	0,0688	25,52
4 HG	43,70	1,6537	0,0848	26,43
4 MH	43,30	1,7242	0,0933	25,11
4 MAUS	43,80	1,7650	0,0978	24,82
4 INS	43,40	1,7507	0,0978	24,79
5 C	42,50	2,2284	0,1318	19,07
5 HG	42,90	2,1384	0,1348	20,06
5 MH	42,20	2,2640	0,1642	18,64
5 MAUS	42,00	1,8358	0,1133	22,88
5 INS	42,10	1,7902	0,1112	23,52
6 C	43,30	1,6699	0,0871	25,93
6 HG	42,90	1,6548	0,0957	25,92
6 MH	43,20	1,6652	0,0940	25,94
6 MAUS	43,10	1,7663	0,0989	24,40
6 INS	42,40	1,9919	0,1060	21,29
7 C	42,80	1,5794	0,0780	27,10
7 HG	43,25	1,5034	0,0763	28,77
7 MH	42,20	1,4322	0,0806	29,47
7 MAUS	42,30	1,6038	0,0882	26,37
7 INS	42,90	1,5658	0,0783	27,40
8 C	43,10	1,7548	0,1175	24,56
8 HG	42,20	1,6725	0,1034	25,23
8 MH	42,70	1,4934	0,1074	28,59
8 MAUS	42,10	1,6336	0,1129	25,77
8 INS	41,80	1,7215	0,1114	24,28
9 C	43,55	1,6508	0,0912	26,38
9 HG	43,60	1,8999	0,1000	22,95
9 MH	42,40	1,5961	0,0830	26,56
9 MAUS	43,00	1,3937	0,1041	30,85
9 INS	43,30	1,9340	0,1013	22,39

Probe	C [%]	N [%]	P [%]	C/N
10 C	44,10	1,6730	0,0941	26,36
10 HG	43,70	1,7284	0,1005	25,28
10 MH	44,10	1,7583	0,0987	25,08
10 MAUS	44,00	1,7366	0,0942	25,34
10 INS	43,20	1,8394	0,1176	23,49
11 C	43,70	1,8219	0,1131	23,99
11 HG	43,70	1,7239	0,0785	25,35
11 MH	43,90	2,0909	0,1232	21,00
11 MAUS	43,40	2,0155	0,1157	21,53
11 INS	42,10	2,3136	0,1432	18,20
12 C	44,10	1,5698	0,0936	28,09
12 HG	43,60	1,7210	0,1015	25,33
12 MH	43,50	1,7576	0,0884	24,75
12 MAUS	44,00	1,8587	0,0929	23,67
12 INS	43,60	1,7423	0,1116	25,02
13 C	43,40	2,0260	0,1083	21,42
13 HG	43,40	2,1921	0,1082	19,80
13 MH	43,00	2,0965	0,1017	20,51
13 MAUS	43,30	2,1343	0,1156	20,29
13 INS	42,70	2,0993	0,1166	20,34
14 C	44,50	1,8141	0,0767	24,53
14 HG	44,50	1,6774	0,0813	26,53
14 MH	44,50	1,7240	0,0781	25,81
14 MAUS	44,40	1,7125	0,0777	25,93
14 INS	43,40	1,7321	0,0798	25,06
15 C	43,00	1,8301	0,1529	23,50
15 HG	42,90	2,0544	0,3386	20,88
15 MH	42,30	1,7309	0,2369	24,44
15 MAUS	42,10	1,9950	0,3004	21,10
15 INS	42,90	2,0860	0,1562	20,57
16 C	43,50	1,5981	0,0914	27,22
16 HG	43,20	1,4625	0,0796	29,54
16 MH	43,30	1,6754	0,0994	25,84
16 MAUS	44,30	1,7416	0,0989	25,44
16 INS	42,50	1,8515	0,1003	22,95
17 C	43,30	1,8567	0,1325	23,32
17 HG	43,10	1,8878	0,1257	22,83
17 MH	43,10	1,6031	0,0988	26,89
17 MAUS	43,85	1,7925	0,1217	24,46
17 INS	42,30	1,9231	0,1247	22,00
18 C	43,60	1,5634	0,0871	27,89
18 HG	44,00	1,8272	0,0949	24,08
18 MH	42,80	1,9636	0,0992	21,80
18 MAUS	42,90	1,8588	0,0995	23,08
18 INS	43,00	2,2454	0,1129	19,15

Anhang C

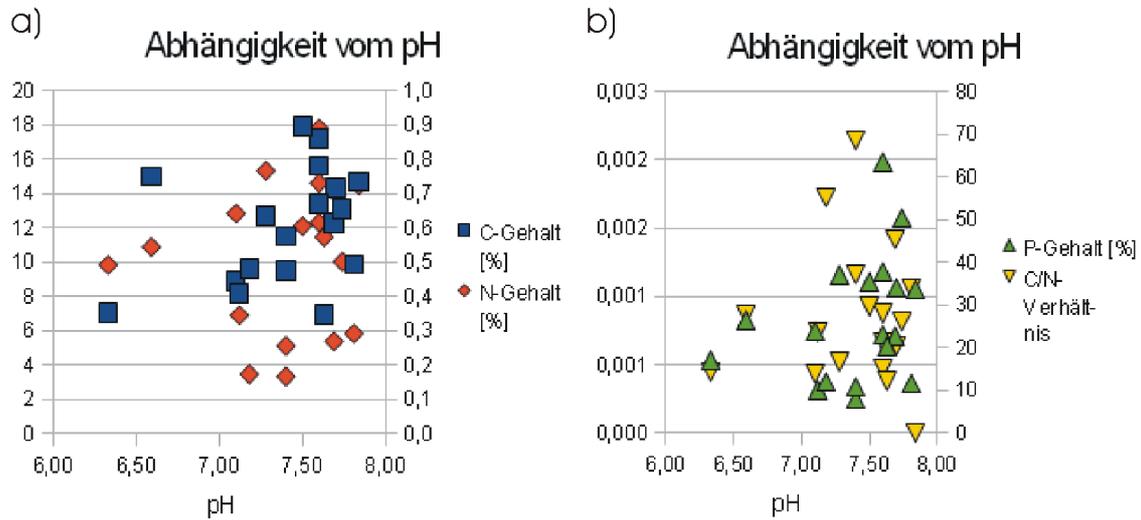


Abbildung 18-C: Beziehung zwischen den Mineralstoffgehalten der Bodenproben vom Herbst und dem pH. Der pH ist Tabelle 2 entnommen. Als Mineralstoffgehalte wurden die jeweiligen Werte der Kontrollflächen der Bodenproben vom Herbst genommen.

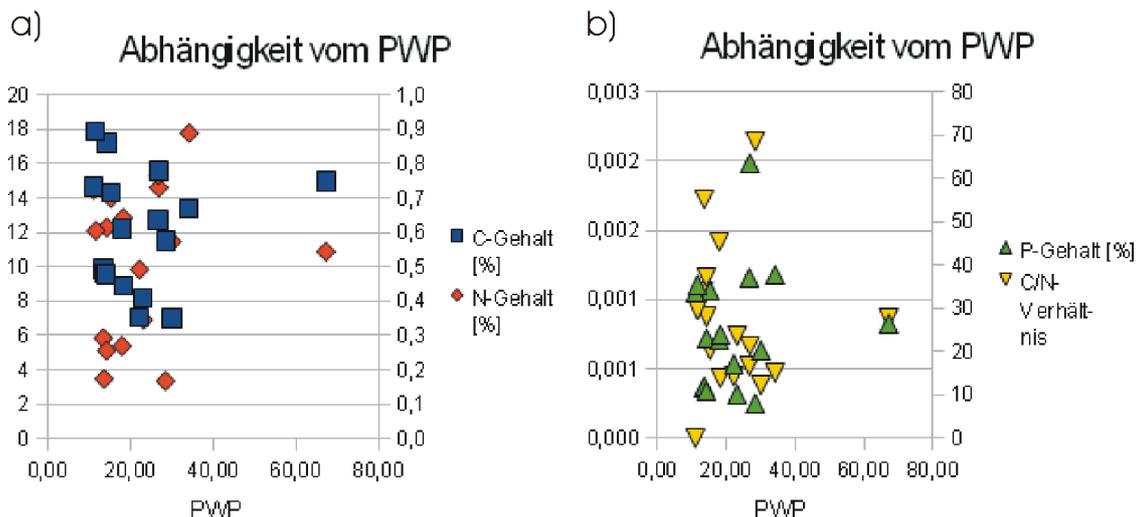


Abbildung 19-C: Beziehung zwischen den Mineralstoffgehalten der Bodenproben vom Herbst und dem PWP. Der PWP ist Tabelle 2 entnommen. Als Mineralstoffgehalte wurden die jeweiligen Werte der Kontrollflächen der Bodenproben vom Herbst genommen.

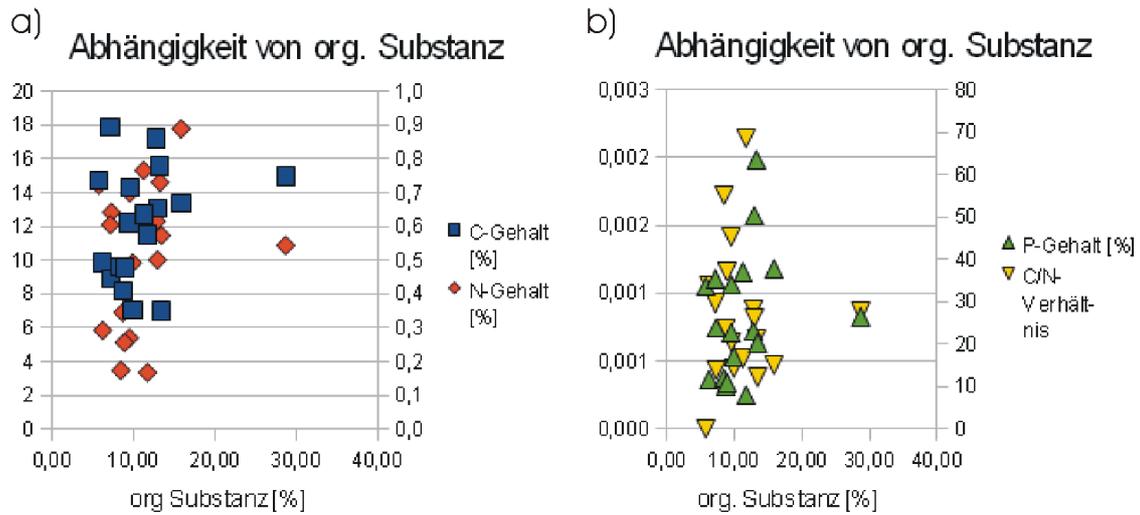


Abbildung 20-C: Beziehung zwischen den Mineralstoffgehalten der Bodenproben vom Herbst und dem Gehalt organischer Substanz. Die organische Substanz ist Tabelle 2 entnommen. Als Mineralstoffgehalte wurden die jeweiligen Werte der Kontrollflächen der Bodenproben vom Herbst genommen.

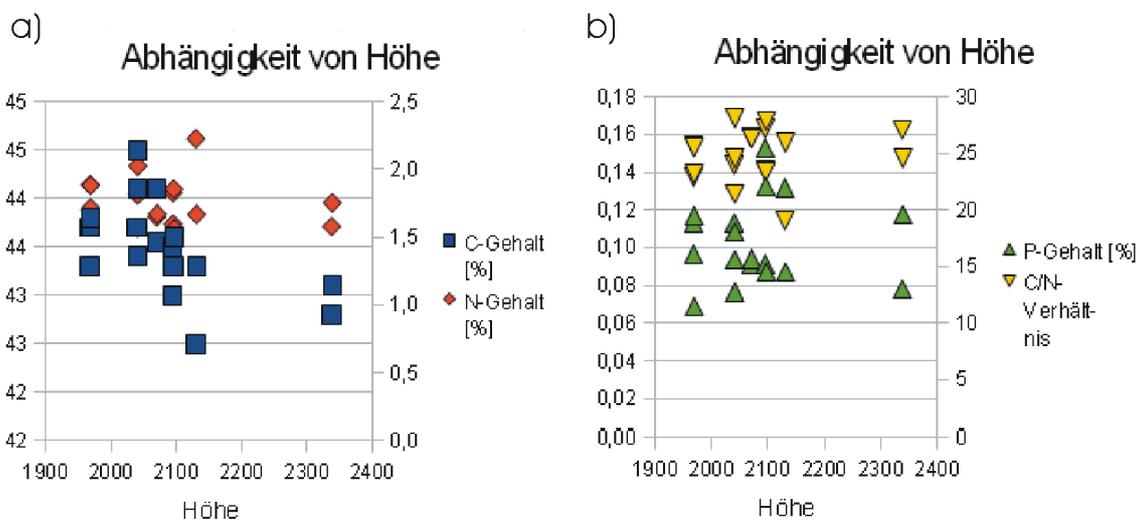


Abbildung 21-C: Beziehung zwischen den Mineralstoffgehalten der Pflanzenproben und der Höhe. Die Höhe ist Tabelle 2 entnommen. Als Mineralstoffgehalte wurden die jeweiligen Werte der Kontrollflächen der Pflanzenproben genommen.

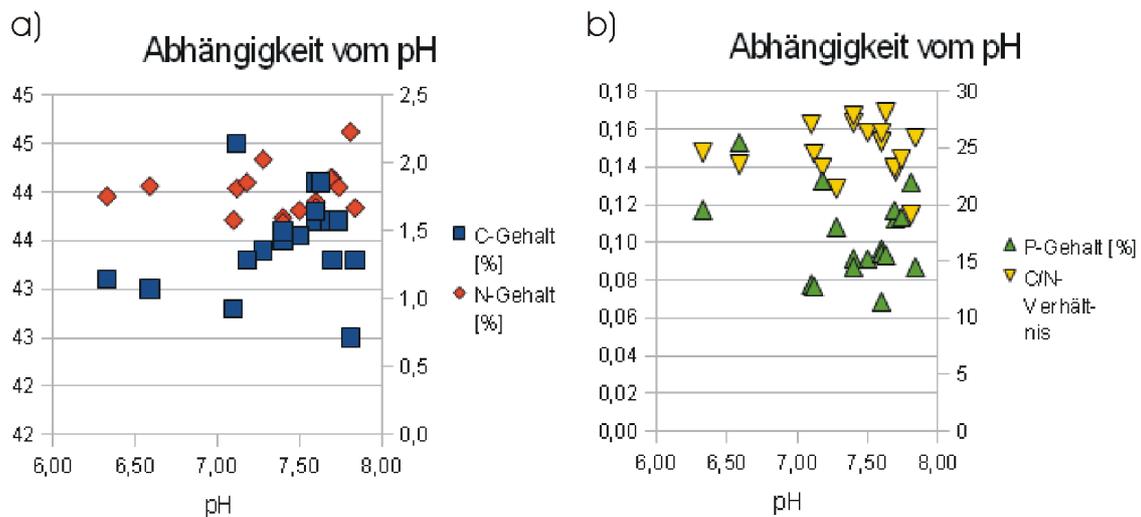


Abbildung 22-C: Beziehung zwischen den Mineralstoffgehalten der Pflanzenproben und dem pH. Der pH ist Tabelle 2 entnommen. Als Mineralstoffgehalte wurden die jeweiligen Werte der Kontrollflächen der Pflanzenproben genommen.

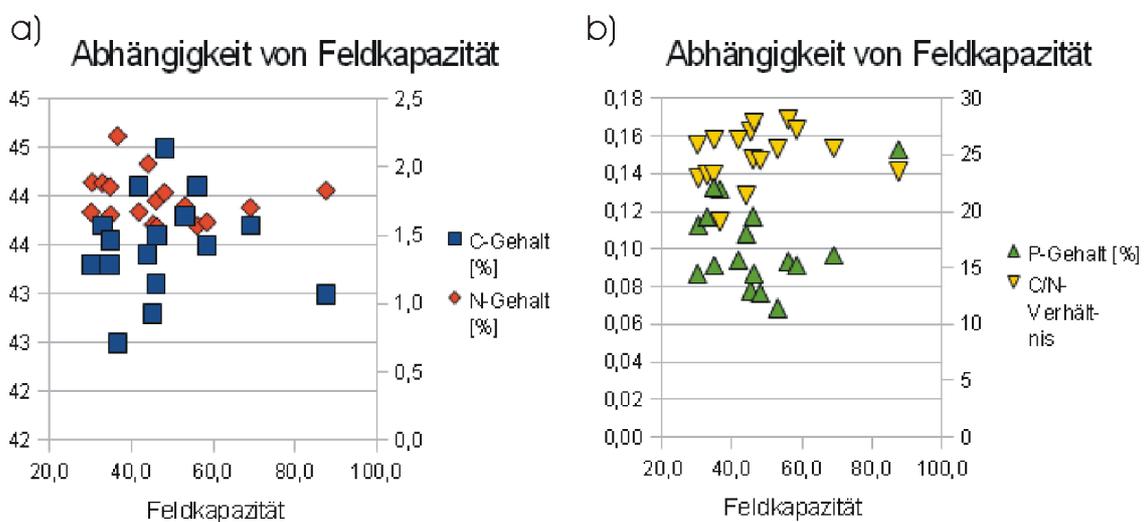


Abbildung 23-C: Beziehung zwischen den Mineralstoffgehalten der Pflanzenproben und der Feldkapazität. Die Feldkapazität ist Tabelle 2 entnommen. Als Mineralstoffgehalte wurden die jeweiligen Werte der Kontrollflächen der Pflanzenproben genommen.

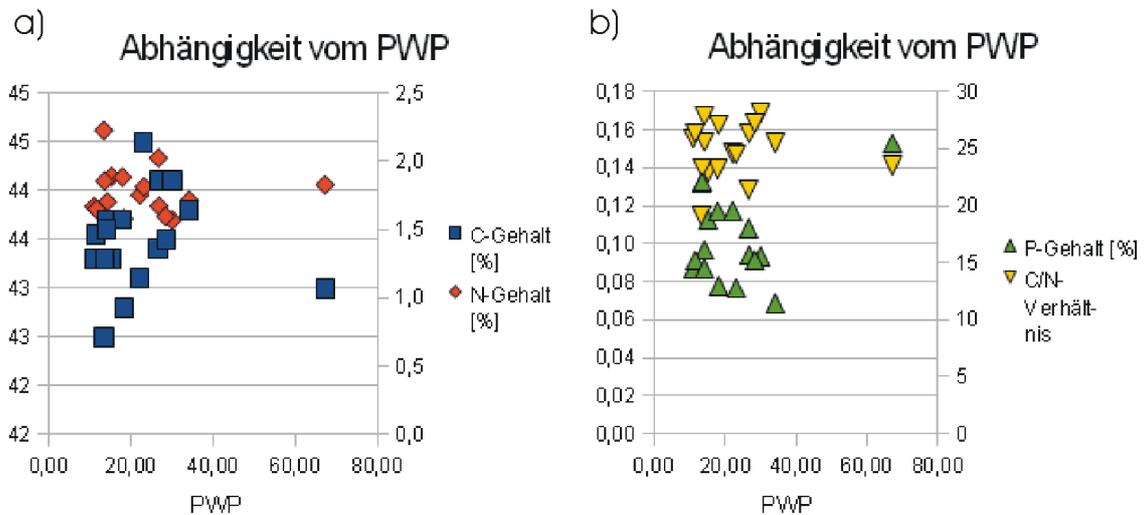


Abbildung 24-C: Beziehung zwischen den Mineralstoffgehalten der Pflanzenproben und dem PWP. Der PWP ist Tabelle 2 entnommen. Als Mineralstoffgehalte wurden die jeweiligen Werte der Kontrollflächen der Pflanzenproben genommen.

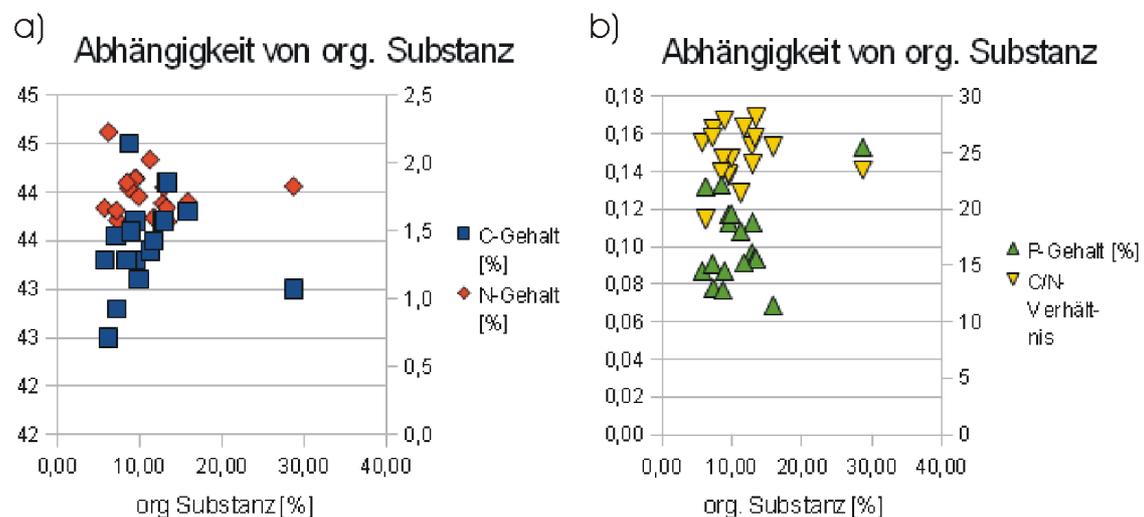


Abbildung 25-C: Beziehung zwischen den Mineralstoffgehalten der Pflanzenproben und dem Gehalt organischer Substanz. Die organische Substanz ist Tabelle 2 entnommen. Als Mineralstoffgehalte wurden die jeweiligen Werte der Kontrollflächen der Pflanzenproben genommen.