



universität
wien

DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

„Die Boden- und Futterqualität unterschiedlicher
Weidetypen im San Francisco Tal in Süd – Ecuador“

Verfasserin

Christina Mitterer

angestrebter akademischer Grad

Magistra der Naturwissenschaften (Mag.rer.nat.)

Wien, 2012

Studienkennzahl lt. Studienblatt:

A 453

Studienrichtung lt. Studienblatt:

Diplomstudium Theoretische und Angewandte Geographie

Betreuerin / Betreuer:

Univ.-Prof. Mag. Dr. Cyrus Samimi

Danksagung

Zu Beginn möchte ich allen herzlich danken, die mich bei der vorliegenden Arbeit unterstützt haben.

- Prof. Mag. Dr. Cyrus Samimi für die Betreuung dieser Diplomarbeit. Er hat für meine Anliegen und Fragen stets Zeit gefunden.
- Prof. Dr. Michael Richter für das Vertrauen und die Möglichkeit zur Mitarbeit in seinem Forschungsprojekt,
- der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung,
- Julia Gawlik für die Hilfe während der Arbeit im Gelände, die Analyse der Futterwerte im Labor und der kritischen Durchsicht des Manuskripts,
- Alexander Tischer für die hilfreichen methodischen Tipps,
- Ass.-Prof. Mag. Dr. Robert Peticzka und Christa Hermann für die Unterstützung während der Arbeit im Labor,
- meinen Studienkollegen und Freunden Hannah Katzensteiner, Catrin Promper und Anne Körfgen für das Korrekturlesen,
- Kathi Schobel und Katharina Gutmann für das Korrigieren der Übersetzungen
- und nicht zuletzt der Besatzung der ECSF während der Monate Oktober bis Dezember 2010 für die unvergesslichen Erlebnisse in Ecuador.

Ein besonderer Dank gilt außerdem meiner Familie, die mich während meiner gesamten Studienzeit stets unterstützte.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	3
Inhaltsverzeichnis	5
Abkürzungsverzeichnis	7
Abbildungsverzeichnis	9
Tabellenverzeichnis	11
Appendixverzeichnis	12
Kurzfassung	13
Abstract	15
Resumen	16
1. Einleitung	18
1.1. Bedeutung der Weidewirtschaft in Ecuador	18
1.2. Nutzungspotential und -probleme tropischer Böden	22
1.3. Zielsetzung der Arbeit	24
2. Untersuchungsgebiet	26
2.1. Geographische Lage	26
2.2. Geologie	27
2.3. Geomorphologie	28
2.4. Klima	29
2.5. Böden	30
2.6. Vegetation	32
2.6.1. Potentielle natürliche Vegetation	32
2.6.2. Pflanzenzusammensetzung auf den Weiden	32
2.7. Bevölkerung	34
2.8. Landnutzung	36
3. Methodik	38
3.1. Probeflächendesign	38
3.2. Probenahme	40
3.3. Labormethodik	41
3.3.1. Probenvorbereitung	41
3.3.2. Bestimmung ausgewählter bodenkundlicher Parameter	41
3.3.3. Bestimmung der Futterqualität der Weidegräser	46

3.4.	Statistische Auswertungen.....	47
3.4.1.	Deskriptive Statistik	47
3.4.2.	Verteilungsunabhängige Varianzanalysen	48
3.4.3.	Parameterfreie Korrelationsrechnungen	49
4.	Ergebnisse.....	50
4.1.	Bodenkundliche Parameter.....	50
4.1.1.	Wassergehalt.....	50
4.1.2.	Lagerungsdichte	51
4.1.3.	Korngrößenverteilung.....	53
4.1.4.	pH Wert	54
4.1.5.	Effektive Kationenaustauschkapazität.....	56
4.1.6.	Basensättigung.....	57
4.1.7.	Kationenbelag am Austauscher	59
4.1.8.	Phosphat	63
4.1.9.	C/N Verhältnis.....	65
4.2.	Futterqualität der Weidegräser	68
4.3.	Zusammenhänge zwischen Futter- und Bodenqualität.....	69
5.	Diskussion	70
5.1.	Wassergehalt.....	70
5.2.	Lagerungsdichte	71
5.3.	Korngrößenverteilung.....	72
5.7.	Phosphat	81
5.8.	C/N Verhältnis.....	83
5.10.	Futterqualität der Weidegräser	88
6.	Grenzen der Aussage und Ausblick	91
7.	Conclusio.....	93
	Literaturverzeichnis.....	95
	Anhang	104
	Eidesstattliche Erklärung.....	113
	Lebenslauf	114

Abkürzungsverzeichnis

ρ	Lagerungsdichte	ITC	Innertropische
$\pm$	Standardabweichung		Konvergenzzone
Abb.	Abbildung	i. Allg.	im Allgemeinen
ADF	Säure-Detergenz-Faser	KAK _{eff}	effektive Kationen-
ADL	Säure-Detergenz-Lignin		austauschkapazität
A (l)	Axonopusweiden auf leicht geneigten Standorten	Kap.	Kapitel
		M (s)	Melinisweiden auf steilen Standorten
Ah-Horizont	humoser Oberbodenhorizont	m ü. NN	Meter über Nullniveau
A-Horizont	Oberbodenhorizont	ME	umsetzbare Energie
Al	Aluminium	Mg	Magnesium
BS	Basensättigung	Mio.	Millionen
bzw.	beziehungsweise	MJ	Mega Joule
C	Kohlenstoff	mU	Mittelschluff
C _{org}	organischer Kohlenstoff	N	Stickstoff
C _t	Gesamtkohlenstoff	Na	Natrium
Ca	Calcium	NDF	Neutral-Detergenz-Faser
ca.	circa	N _t	Gesamtstickstoff
Cl	Chlor	O	Sauerstoff
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft	p	Signifikanzniveau
		P (f)	Pennisetumweiden auf flachen Standorten
ECSF	Estación Scientifica San Francisco	r ²	Bestimmtheitsmaß
		r _s	SPEARMAN'scher Rangkorrelations koeffizient
Fe	Eisen	S	Sand
fU	Feinschluff	S (f)	Setariaweiden auf flachen Standorten
GE	Bruttoenergie		
gU	Grobschluff	S (l)	Setariaweiden auf leicht geneigten Standorten
H	Wasserstoff		
H (f)	Holcusweiden auf flachen Standorten		

S (s)	Setariaweiden auf steilen Standorten	U/min	Umdrehungen pro Minute
Standardabw.	Standardabweichung	v. a.	vor allem
T	Ton	vgl.	vergleiche
TDN	gesamte verdauliche Nährstoffe	z.B.	zum Beispiel
		zit.	zitiert

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Lage des Untersuchungsgebiets	26
Abb. 2:	Andine Depression zwischen Girón Cuenca und Huancabamba mit oberer Baumgrenze.....	27
Abb. 3:	Hangrutschungen im Untersuchungsgebiet. a) natürliche Rutschungen im Bergregenwald; b) durch Straßenbau ausgelöster Rutsch	28
Abb. 4:	Klimadiagramme von Wetterstationen im und in der Nähe vom Untersuchungsgebiet	30
Abb. 5:	Typische Bodenprofile im Untersuchungsgebiet	31
Abb. 6:	Weidevegetation im Untersuchungsgebiet a) <i>Melinis minutiflora</i> ; b) <i>Axonopus compressus</i> ; c) <i>Holcus lanatus</i> ; d) <i>Pennisetum clandestinum</i> ; c) <i>Setaria sphacelata</i>	34
Abb. 7:	Landnutzung im Untersuchungsgebiet. a) Weidewirtschaftlich genutzter Hang mit Brachflächen und Sekundärwald oberhalb der ECSF; b) Weidevieh; c) Brandrodung	37
Abb. 8:	Bohrstock mit Bodenprobe.....	40
Abb. 9:	Skizze und Erläuterung eines Boxplots.....	48
Abb. 10:	Wassergehalt der Weideböden	51
Abb. 11:	Wassergehalt der Weideböden in unterschiedlichen Tiefenstufen	51
Abb. 12:	Lagerungsdichten der Weideböden	52
Abb. 13:	Lagerungsdichten der Weideböden in unterschiedlichen Tiefenstufen ..	52
Abb. 14:	Bodenskelettanteil verschiedener Hangneigungen und Tiefenstufen ...	53
Abb. 15:	Korngrößenverteilung der Probestandorte	54
Abb. 16:	pH Werte (CaCl_2) der Weideböden	55
Abb. 17:	pH Werte (CaCl_2) der Weideböden in unterschiedlichen Tiefenstufen ..	55
Abb. 18:	KAK_{eff} der Weideböden	56
Abb. 19:	KAK_{eff} der Weideböden in unterschiedlichen Tiefenstufen	57
Abb. 20:	Basensättigung der Weideböden	58
Abb. 21:	Basensättigung der Weideböden in unterschiedlichen Tiefenstufen	58
Abb. 22:	Kationenbelag am Austauscher	62
Abb. 23:	Phosphatgehalte der Weideböden	64
Abb. 24:	Phosphatgehalte der Weideböden in unterschiedlichen Tiefenstufen....	64
Abb. 25:	C/N Verhältnisse der Weideböden	65

Abb. 26:	C/N Verhältnisse der Weideböden in unterschiedlichen Tiefenstufen ...	66
Abb. 27:	Gesamtkohlenstoff der Weideböden in unterschiedlichen Tiefenstufen.....	67
Abb. 28:	Gesamtstickstoff der Weideböden in unterschiedlichen Tiefenstufen	67
Abb. 29:	Energiegehalte der Hauptweidegräser	68
Abb. 30:	Zusammenhang zwischen pH Wert (CaCl_2) und Al-Anteil an der KAK_{eff}	78
Abb. 31:	Zusammenfassung der Bodenqualität der Weidetypen	87

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Landwirtschaftliche Nutzungsfläche in Ecuador von 1972 bis 2009	20
Tab. 2:	Wachstumsstandorte der Weidevegetation im Untersuchungsgebiet	33
Tab. 3:	Beprobte Standorte	39
Tab. 4:	Standorte der Korngrößenbestimmung	43
Tab. 5:	Korrelationskoeffizienten nach SPEARMAN zwischen ausgewählten Boden- und Pflanzenparametern auf Setariaweiden	69
Tab. 6:	Mittlere Ca/Al und Mg/Al Verhältnisse der Weideböden	80
Tab. 7:	Korrelationskoeffizienten nach SPEARMAN zwischen ausgewählten Bodenparametern	86

Appendixverzeichnis

Anhang 1:	Ergebnisse der Futtermittelanalyse	104
Anhang 2:	Standortangaben zu den Probeflächen	105
Anhang 3:	Rohdaten der bodenkundlichen Analysen I	106
Anhang 4:	Rohdaten der bodenkundlichen Analysen II (Kationenbelag in % der KAK _{eff})	108
Anhang 5:	Rohdaten der bodenkundlichen Analysen III (Konzentration der Kationen in cmol/kg)	110
Anhang 6:	Rohdaten der Futtermittelanalyse	112

Kurzfassung

Die zentrale Bedeutung der Weidewirtschaft im Süden Ecuadors als Einkommensquelle für die Bevölkerung und die Knappheit des dafür nutzbaren Landes unterstreicht die Wichtigkeit der Untersuchung nachhaltiger und effizienter Bewirtschaftungsformen der bereits bestehenden Weideflächen.

Die vorliegende Studie widmete sich der Frage, welche Parameter die Bodenqualität aktiver Weiden in der Region um den Nationalpark Podocarpus beeinflussen, und ob diese im Zusammenhang mit dem Nährwert der Weidevegetation stehen. Dazu wurden Böden und Futterqualität typischer Weidetypen, mit den Hauptweidegräsern *Pennisetum clandestinum*, *Holcus lanatus*, *Setaria sphacelata*, *Melinis minutiflora* und *Axonopus compressus* untersucht, welche auf bestimmten Hangneigungen vorkommen. Im Labor erfolgte die Analyse der bodenökologischen Kennwerte Wassergehalt, Korngrößenzusammensetzung, Lagerungsdichte, pH Wert, effektive Kationenaustauschkapazität, Phosphatgehalt und Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis, sowie des Gesamt- und umsetzbaren Energiegehalts, sowie Gesamtkohlenstoff- und Gesamtstickstoffgehalt der Hauptweidegräser.

Die physikalischen Eigenschaften der Böden können als positiv für das Pflanzenwachstum eingeschätzt werden und unterscheiden sich nicht wesentlich zwischen den Weidetypen. Hinsichtlich der chemischen Parameter zeigt sich jedoch ein deutlicher Einfluss der Hangneigung auf die Fruchtbarkeit der Standorte. Die Böden der flachen Bereiche weisen signifikant höhere pH Werte, Basensättigungen, Kationenaustauschkapazitäten, engere Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnisse und niedrigere Aluminiumsättigungen auf. Insbesondere Böden unter *Pennisetum*weiden zeigen günstige Wachstumsvoraussetzungen für Pflanzen. Die Phosphatgehalte variieren kleinräumig sehr stark, weisen aber ebenfalls auf den flachen Bereichen die höchsten Werte auf. Als Ursache für die Differenzen der Bodeneigenschaften kommt eine unterschiedliche Frequentierung der Standorte durch das Weidevieh, und die damit verbundenen unterschiedlich starken Dungeinträge in Frage. Des Weiteren scheinen Erosions- und Ablagerungsprozesse, und Unterschiede in der Drainage für die Differenzen verantwortlich zu sein. Die Futterqualität der Weidegräser kann als mittel bis hoch eingestuft werden. Es wurden positive Zusammenhänge zwischen Aluminiumsättigung und Bruttoenergie der Weidegräser festgestellt ($r_s = 0,55$). Dieses

Ergebnis lässt sich durch das langsamere Pflanzenwachstum auf nährstoffarmen Standorten erklären, welches die höheren Futterwerte bedingt.

Für ein besseres Verständnis der Produktivität der Weiden, sind weiters Untersuchungen sinnvoll, welche Bodeneigenschaften und Futterqualität im Jahresverlauf, unter verschiedenen Witterungsbedingungen, analysieren.

Abstract

In South Ecuador, pasture farming is crucially important for the economic situation of the population. However, arable land is strongly limited, which underlines the importance of investigation of existing pastures, to find more sustainable and efficient management strategies.

The aim of this study was to determine the parameters influencing soil quality on active pastures around the Podocarpus National park and to find out, if there are correlations between soil properties and the nutritive values of the pasture plants.

Therefore, soils and forage quality of typical pasture types with the dominant grasses *Pennisetum clandestinum*, *Holcus lanatus*, *Setaria sphacelata*, *Melinis minutiflora* and *Axonopus compressus* were evaluated. Each of the pasture types is usually present on a certain slope inclination. Laboratory investigation contained the determination of water content, texture, bulk density, pH-value, effective cation exchange capacity, phosphate content and carbon/nitrogen ratio of the soils, such as total and metabolizable energy of the main pasture grasses. The physical soil properties can be assessed as positive for plant growth. They do not differ significantly between the pasture types. In contrast, the chemical properties distinguish considerably between the pastures on different inclinations. Soils on flat sites have higher pH values, base saturations, effective cation exchange capacities, narrower carbon/nitrogen ratios and lower concentrations of aluminium and are thus more fertile than those of steep areas. In particular, soils under *Pennisetum clandestinum* show good conditions for plant growth. Phosphate contents vary strongly on small scale, but highest values are also found in soils of flat pastures. Different frequentation of grazing animals, and discriminative dung inputs, such as processes of erosion and deposition and distinctions of soil drainage could be the reasons for the variety of soil properties between the pasture types. Forage quality of the pasture grasses can be valued as medium to high. Positive correlations between Al-saturation of soil and Gross Energy of plants have been found ($r_s = 0,55$). This could result from the slower growth-rates on nutrient-poor sites, which leads to higher forage values.

For a better understanding of the productivity of the pastures, further investigations of soils and grasses, especially at different times of the year, would be beneficial.

Resumen

En el sur de Ecuador la pasticultura es de gran importancia como fuente de ingresos de la población, pero la tierra agropecuaria es muy limitada. Esto destaca la trascendencia de la investigación de gestiones sostenibles y eficientes del uso de la tierra en pastos activos.

El objetivo de este trabajo era por un lado la determinación de los parámetros que influyen la calidad del suelo de los pastos cultivados en la región del Parque Nacional Podocarpus y por otro lado la averiguación si estos parámetros están relacionados con el valor forrajero de las plantas.

Para aclarar estas preguntas se han seleccionado y analizado representativos tipos de pasturas donde crecen principalmente *Pennisetum clandestinum*, *Holcus lanatus*, *Melinis minutiflora*, *Setaria sphacelata* y *Axonopus compressus* en tres diferentes inclinaciones. En el laboratorio fueron analizados por un lado las muestras del suelo respecto a la textura, el contenido de agua, la densidad aparente, el valor pH, la capacidad efectiva de intercambio catiónico, la saturación de cationes, el contenido de fosfatos y de carbono y nitrógeno. Por otro lado el forraje en cuanto al contenido energético fue determinado.

Las características físicas del suelo de los diferentes tipos de pasturas no varían notablemente y se puede suponer que estas tienen un impacto positivo en el crecimiento vegetal. Por el contrario se ha averiguado una relación entre las propiedades químicas y las diferentes inclinaciones: En los suelos de los pastos planos el pH, la saturación de cationes básicos, la capacidad efectiva de intercambio son superiores, mientras que la relación carbono/nitrógeno y el contenido de aluminio son inferiores que en áreas con una inclinación. En particular, los suelos bajo la *Pennisetum clandestinum* muestran buenas condiciones para el crecimiento vegetal. La concentración de los fosfatos varía considerablemente a pequeña escala. En la llanura la concentración de fosfatos es también más alta. Puede ser que las diferentes características edafológicas de los tipos de pastos se deben a una diferente frecuentación de los animales pastoreando. También procesos de erosión y acumulación y distinciones del drenaje del suelo podrían originar las diferencias. La calidad del forraje se puede evaluar como medio a alto. En este estudio se han descubierto relaciones positivas entre la saturación de aluminio del suelo

y el bruto de energía de las plantas ($r_s = 0,55$). Estas relaciones se deben a un crecimiento vegetal lento en tierras poco nutritivas que resulta en valores forrajeros más altas. Los resultados de este estudio demuestran que la inclinación es un factor importante para la fertilidad de las pasturas en la área de investigación.

1. Einleitung

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen des Forschungsprojekts 816 *Biodiversity and Sustainable Management of a Megadiverse Mountain Ecosystem in South Ecuador* im Sub-Projekt *Impact of land use, natural disturbances and climate change on vascular plant diversity*, welches von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) finanziert wurde. Seit 1997 werden im San Francisco Tal in Süd-Ecuador Untersuchungen zur Diversität und nachhaltiger Landnutzung durchgeführt, wobei die *Estación Científica San Francisco* (ECSF) das logistische Zentrum der Arbeiten darstellt. In Süd-Ecuador gerieten die sensiblen Bergregenwaldökosysteme aufgrund der wachsenden Bevölkerung und der damit verbundenen Expansion der Weidewirtschaft in den letzten Jahrzehnten stark unter Druck (BECK 2008).

1.1. Bedeutung der Weidewirtschaft in Ecuador

Obwohl Ecuador eines der kleinsten Länder auf dem südamerikanischen Kontinent ist, weist es aufgrund seiner mannigfaltigen Topographie und den unterschiedlichen klimatischen Gegebenheiten eine enorm hohe Diversität an Lebensräumen auf. Laut HARCOURT & SAYER (1996, zit. in WUNDER 2000), enthält es 25 der 100 von HOLDRIDGE (1967) ausgewiesenen Ökozonen. Neben dieser Fülle an naturräumlichen Gegebenheiten beheimatet das Land eine Vielzahl an ethnischen Bevölkerungsgruppen. Einer Statistik von INEC (2010) zufolge leben neben der größten Bevölkerungsgruppe, der Mestizen welche rund 72 % der Einwohner ausmachen, Afroecuadorianer (7 %), Montubios (7 %), Weiße (6 %), sowie 15 indigene Völker (insgesamt 7 %). Diese Vielfalt führte auch zu unterschiedlichen Mustern in der Landnutzung.

Dem hohen Reichtum an Lebensräumen und –formen steht die Tatsache gegenüber, dass trotz Erdöl und anderer natürlicher Ressourcen, 36 % der Bevölkerung in Armut lebt (BMZ 2009) und das Volkseinkommen sehr unausgeglichen zwischen der schmalen Oberschicht und der armen Bevölkerung verteilt ist.

Der Agrarsektor bringt rund 7 % des Bruttoinlandprodukts ein, ein niedriger Wert, vor dem Hintergrund, dass etwa ein Drittel der ecuadorianischen Bevölkerung in der Landwirtschaft tätig ist (BMZ 2010). Des Weiteren ist die landwirtschaftlich nutzbare

Fläche des Landes aufgrund pedologischer, klimatischer und topographischer Bedingungen stark limitiert. So sind nur 6,8 % der ecuadorianischen Landesfläche landwirtschaftlich nutzbar, im Vergleich zum weltweiten Durchschnitt von 10 % (WUNDER 2000).

Analog zum Naturraum lässt sich die agrikulturelle Nutzung des Landes nach WUNDER (2000) grob in drei Bereiche gliedern.

- Die Küstenregion am Pazifik (*Costa*) stellt heute das Zentrum für landwirtschaftliche Exportprodukte wie Bananen und Kakao dar. Dort werden auch Reis, Bohnen, Früchte und Zuckerrohr für den Inlandsverbrauch angebaut. In dieser Region befinden sich die für Landwirtschaft geeignetsten Böden.
- Im Amazonas Becken (*Oriente*) im Osten umfasst die agrarische Nutzung heute vor allem (v. a.) den Anbau von Zuckerrohr, Ölpalmen und Kaffee, sowie die Entnahme von Holz. Noch vor vier Jahrzehnten war der *Oriente* stark isoliert vom Rest des Landes, bis der Ölboom in den 1970er Jahren große strukturelle Veränderungen, wie Straßenbau und landwirtschaftliche Kolonialisierung mit sich brachte.
- In der Andenregion (*Sierra*) etablierte sich extensive Weidewirtschaft, da das ackerbauliche Potential häufig aufgrund starker Hangneigungen und, in höheren Lagen auch klimatisch bedingt, limitiert ist. Die wachsenden urbanen Märkte und die steigende Nachfrage an Fleisch- und Milchprodukten führten zu einer Expansion der Viehzucht, insbesondere von Rindern. Damit verbunden war ein drastischer Anstieg des Weidelandes, auf Kosten des Waldbestandes des Landes. Dieser Prozess wurde durch politische Maßnahmen, wie bevorzugte Kreditvergabe für Rinderhaltung, zusätzlich verstärkt.

Aus Tabelle 1 geht hervor, dass die landwirtschaftlich genutzte Fläche in Ecuador seit den 1970er Jahren deutlich anstieg. Besonders stark war der Zuwachs des weidewirtschaftlich genutzten Landes. Zwischen 1972 und 1985 stiegen die Weideflächen um 96 % an. Die ackerbaulich genutzte Fläche wuchs in diesem Zeitraum vergleichsweise langsam, um nur 1,2 %. Im Jahr 1988 nahmen Weiden sogar eine Fläche von über 6 Millionen (Mio.) ha ein. Zwar ist der relative Anstieg an Weideflächen in der Küstenregion am höchsten, jedoch weist WUNDER (2000) darauf hin, dass der Anbau von Hochlandackerkulturen im angegebenen Zeitraum um 35 % abnahm, während jener von tropischen Tieflandkulturen um 278 % anstieg. Dies deutet

auf eine Spezialisierung in der Küstenregion auf Ackerkulturen sowie in der *Sierra* auf Viehzucht hin (WUNDER 2000).

Tabelle 1: Landwirtschaftliche Landnutzungstrends in Ecuador von 1972 bis 2009 in 1000 ha.

Landnutzung	1972¹	1984¹	1988²	2009³
Ackerland	1593	1613	1718	2377
Hochlandkulturen ^a	503	249	325	
Tieflandkulturen ^b	1090	1364	1393	
Weideland	2241	4406	6021	4985
<i>Sierra</i>	1024	1917	2349	2129
<i>Costa</i>	833	2005	2792	1935
<i>Oriente</i>	384	484	880	922

^a Weizen, temperierte Gemüse und Obstarten, Kartoffel, Gerste, Hülsenfrüchte

^b Bananen, Kakao, Maniok, Kaffee, Reis, Soja, Baumwolle, Zuckerrohr, Palmöl, Erdnüsse, Manilahanf, Rizinus, Südfrüchte

(Datengrundlagen: ¹ MAG Jahresberichte, zit. in WUNDER 2000,

² INEC Jahresberichte, zit. in WUNDER 2000, ³ INEC 2009)

Aktuellere Quellen von INEC (2009) geben für das Jahr 2009 eine weidewirtschaftlich genutzte Fläche von rund 4,9 Mio. ha an, also einen Rückgang auf in etwa das Niveau von 1984. Laut WUNDER (2000) könnten Gründe dafür der Import von billigeren Produkten aus Peru, aber auch das Aufgeben von degradierten und sehr schwer zu bearbeitenden Flächen sein. Selbst wenn Rinderwirtschaft für viele Bauern, gerade in marginalen, schwer zugänglichen Regionen keinen großen Gewinn bringt, ist der Besitz von Rindern mit Prestige verbunden. So werden diese Tiere trotzdem gehalten, selbst wenn die Aufzucht von Alpacas, Meerschweinchen oder Honigbienen wirtschaftlicher wäre (HECHT 1993).

Das weidewirtschaftlich genutzte Land von 2009 entspricht immer noch 42 % der gesamten landwirtschaftlichen Fläche Ecuadors und dient hauptsächlich der Rinderhaltung. Ackerbau, Dauerkulturen, sowie Brachflächen nehmen hingegen zusammen nur rund 20 % der Agrarfläche ein. Auch heute ist die Landwirtschaft in der *Sierra* hauptsächlich auf Viehwirtschaft ausgerichtet. Im Jahr 2009 wurden 2,1 Mio. ha,

das sind 46 % des agrarwirtschaftlichen Landes dieser Region als Weide genutzt, im Gegensatz zu Anbaukulturen und Brachflächen welche einen Anteil von knapp 15 % einnahmen (INEC 2009). Die steigende Nachfrage an Fleisch- und Milchprodukten, sowie bevorzugte Kreditvergabe für Rinderwirtschaft, trieben die Ausdehnung des Wirtschaftszweiges Mitte des 20. Jahrhunderts stark voran (WUNDER 2000).

Durch die Ausweitung des Weidelandes gerieten die Naturwälder des Landes in den letzten fünf Jahrzehnten stark unter Druck (POHLE & GERIQUE 2006, WUNDER 2000). Laut FAO (2006) weist das Land eine Abholzungsrate von 1,7 % pro Jahr auf, was der höchsten in ganz Südamerika entspricht.

Gleichzeitig wird das nutzbare Land immer knapper. Landwirtschaft ist, besonders im Süden Ecuadors, immer noch der bedeutendste Wirtschaftszweig. In der Provinz Loja waren zu Beginn dieses Jahrtausends 44 %, in der Provinz Zamora-Chinchipe 57 % der arbeitenden Bevölkerung in der Landwirtschaft beschäftigt (INEC 2001). In der Provinz Zamora Chinchipe wächst aufgrund steigender Bevölkerungszahlen das agrarwirtschaftlich genutzte Land immer noch stark an, was mit hohen Abholzungsraten verbunden ist (POHLE 2008). ADAMS (2009) sieht den Grund der fortschreitenden Rodung der Naturwälder aber vor allem im nicht nachhaltigen Wirtschaften der Bevölkerung.

Besonders in steilen Bergregionen ist die ackerbaulich nutzbare Fläche aufgrund mehrerer Faktoren, wie zum Beispiel (z.B.) starker Hangneigung und ungünstigem Klima massiv limitiert, weshalb Weidewirtschaft zusätzliche Nahrungs- und Einkommensquellen für die Bevölkerung erschließt (WUNDER 2000). Neben saisonalen Trockenheiten, hohen Niederschlagsintensitäten und Nährstoffmängel, welche das Pflanzenwachstum einschränken können, wird die Produktivität eines Weidestandorts in den Tropen häufig auch durch die geringe Futterqualität der Weidevegetation herabgesetzt. Viele tropische Weidegräser haben aufgrund einer schwereren Verdaulichkeit und niedrigerer Rohprotein- und Mineralstoffgehalte einen niedrigeren Nährwert als jene in gemäßigten Breiten. Einige Weidepflanzen, auch solche, die als hochwertige Futterpflanzen gelten, beinhalten außerdem Substanzen, die eine toxische Wirkung auf das Vieh haben können. Eine starke Zunahme der Weideunkräuter und Verbuschung der Weideflächen können die Futterverfügbarkeit für das Vieh zusätzlich herabsetzen (GLATZLE 1990).

1.2. Nutzungspotential und -probleme tropischer Böden

Tropische Böden werden häufig mit problematischen Standorten für die Landwirtschaft assoziiert. Die pedologischen Gegebenheiten in den Tropen sind jedoch, wie auch in anderen Breiten, sehr vielfältig. Es gibt auch sehr fruchtbare Böden in dieser Klimazone, z.B. in alluvialen Gebieten oder auf Basalt (DROSDOFF et al. 1978), auf die die folgend beschriebenen Charakteristika nicht, beziehungsweise (bzw.) nur teilweise zutreffen.

Das warmfeuchte tropische Klima bedingt eine tiefgründige chemische Verwitterung des Gesteins, hauptsächlich durch Hydrolyse, wodurch mächtige, oft mehrere Dekameter dicke Verwitterungsdecken entstehen. In den tieferen Regionen sind die A-Horizonte unter Regenwald trotz des hohen Laubstreuanfalls verhältnismäßig humusarm, da aufgrund der hohen biologischen Aktivität, die Streu schnell mineralisiert wird. Die Pflanzen nehmen die freigesetzten Nährionen rasch durch einen dichten Filz mykorrhizierender Wurzeln auf (ZECH & HINTERMAIER-ERHARD 2002). In tropischen Gebirgen ist die Verwitterungsdecke bedingt durch Erosion aufgrund der Hanglagen geringer. Dadurch bleibt der Kontakt zum Ausgangsgestein erhalten. Daneben haben die niedrigeren Temperaturen in höheren Lagen eine verzögerte chemische Verwitterung und eine geringere mikrobielle Aktivität zur Folge. In der Regel nimmt mit der Seehöhe die Mächtigkeit der organischen Auflage aufgrund der niedrigeren Mineralisierungsraten zu (WILCKE et al. 2008, VAN WAMBEKE & DUDAL 1978).

Wie einleitend erwähnt, gibt es in den Tropen auch sehr fruchtbare Böden. Landwirtschaftliche Nutzung wird in dieser Klimaregion jedoch vielerorts durch folgende Gegebenheiten limitiert:

Verwitterungsprodukte, wie basisch wirkende Kationen und Kieselsäure, werden bei den ganzjährig warmen Temperaturen durch die hohen Niederschläge und der guten Wasserdurchlässigkeit der Böden stark ausgewaschen. Dies hat eine Versauerung und Nährstoffverarmung des Bodens zur Folge, was die landwirtschaftlichen Nutzungseigenschaften deutlich herabsetzt (ZECH & HINTERMAIER-ERHARD 2002).

Der Überschuss an Protonen in der Bodenlösung geht einher mit einem erhöhten Anteil von Aluminium (Al) an der effektiven Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff})

(GILLMANN 1991). Analog dazu steigt die Gefahr der Al-Toxizität bei empfindlichen Pflanzenarten, da austauschbares Al^{3+} im Gleichgewicht mit der Al-Konzentration in der Bodenlösung steht. Gleichzeitig verringert sich die Versorgung der Pflanzen mit den essentiellen Nährstoffen Calcium (Ca), Magnesium (Mg) und Kalium (K) mit zunehmender Versauerung des Bodens. Besonders unterhalb eines pH Werts von 4,7 nimmt die Al-Sättigung stark zu. In sehr saurem Milieu in Mineralböden kann die Al-Sättigung über 90 % der KAK_{eff} ausmachen, sodass austauschbare Nährkationen nur mehr in geringen Mengen im Boden vorhanden sind (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Die Verfügbarkeit dieser Pflanzennährelemente ist oft zusätzlich durch eine geringe Kationenaustauschkapazität im Mineralboden limitiert, da in tropischen Böden in der Tonfraktion so genannte *low activity clays*, v. a. Kaolinit vorherrschen (ZECH & HINTERMAIER-ERHARD 2002). Diese Zweischichttonminerale sind sorptionsschwach, woraus eine geringe Kationenaustauschkapazität resultiert. Mit dem sauren Bodenmilieu ist vielerorts eine irreversible Phosphor (P) -fixierung verbunden. Dies bedeutet, dass weniger pflanzenverfügbares Phosphat (PO_4^{3-}) in der Bodenlösung vorhanden ist und so Phosphatmangel auftritt (GILLMANN 1991).

In Bergregionen besteht zusätzlich ein häufig unterschätztes, weil schleichend vor sich gehendes, Problem der Bodenerosion landwirtschaftlich genutzter Flächen. Durch die Rodung des Waldes geht die stabilisierende Wirkung der Vegetation größtenteils verloren und der Boden ist den hohen, intensiven Niederschlägen stärker ausgesetzt (VAN WAMBEKE & DUDAL 1978, ADAMS 2009). Laut SANCHEZ et al. (2003) sind 36 % der Böden in den Tropen von Nährstoffmangel, 32 % von Al-Toxizität, 23 % von hoher Phosphorfixierung betroffen und 32 % einem erhöhten Erosionsrisiko ausgesetzt. Häufig treten dabei mehrere Faktoren nebeneinander auf.

Eine gängige Form der Landbewirtschaftung in den Tropen ist sogenannter Wanderfeldbau. Um Flächen landwirtschaftlich nutzbar zu machen, wird der Regenwald durch Brandrodung entfernt. Durch das Abbrennen erfolgt eine Erhöhung des pH Werts und damit eine kurzzeitige Mobilisierung der Nährstoffe aus der verbrannten Biomasse. Dadurch kann für einige Jahre Landwirtschaft betrieben werden. Schließlich nimmt die Produktivität der Böden aber binnen weniger Jahre ab, sodass neue Flächen niedergebrannt werden müssen (ZECH & HINTERMAIER-ERHARD 2002). Feuer wird auch zur Wartung bestehender agrarischer Flächen genutzt, um

Verunkrautung und Verbuschung entgegenzuwirken, Parasiten und Krankheitserreger zu beseitigen sowie die Nährstoffverfügbarkeit wieder anzuheben. Außerdem bewirkt Feuer einen Wachstumsimpuls und höhere Erträge bei vielen perennierenden Gräsern, sowie einen höheren Futterwert des Wiederauftriebs nach einem Brand (GLATZLE 1990). Als Nachteile dieser Bewirtschaftung nennt GLATZLE (1990) unter anderem erhöhte Erosionsgefahr aufgrund des Fehlens der Vegetation und die Zurückdrängung brandempfindlicher Leguminosen.

1.3. Zielsetzung der Arbeit

Vor dem Hintergrund, dass das landwirtschaftlich nutzbare Land in Ecuador stark limitiert ist, scheint es naheliegend, dass der Nutzungsdruck auf bestehende Weiden, insbesondere in den südlichen Provinzen, in Zukunft steigen wird. Es gilt, nachhaltige Formen der Weidewirtschaft in dieser Region zu finden, sowie die Produktivität der Weiden zu erhöhen. Auch ADAMS (2009) betont die Wichtigkeit einer Intensivierung der Nutzung der bestehenden Weiden anstatt der weiteren Ausdehnung der landwirtschaftlich genutzten Flächen. Dies ist aber nicht gleichzusetzen mit Massentierhaltung und den damit verbundenen schwerwiegenden Auswirkungen auf die Umwelt, sondern mit einer effizienteren nachhaltigeren Nutzung der bereits gerodeten Flächen (ADAMS 2009). Hierzu ist fundiertes Wissen über das Nutzungspotential der bestehenden Weiden notwendig. Dabei kommt den Eigenschaften des Bodens als Pflanzenstandort eine bedeutende Rolle zu. Der Großteil der Forschungsarbeiten im Bereich der ecuadorianischen Landwirtschaft fand im Norden des Landes statt. Die Erforschung nachhaltigerer Wirtschaftsformen spielte dabei eine untergeordnete Rolle (ADAMS, 2009).

Im Rahmen des DFG Projekts 816 existieren bereits eine Reihe bodenkundlicher Forschungsarbeiten in den Anden Süd-Ecuadors, insbesondere im Untersuchungsgebiet der ECSF. Neben der Herausarbeitung eines Höhengradienten der Bodeneigenschaften unter Bergregenwald (z.B. WILCKE et al. 2008a, WILCKE et al. 2008b, DEGENER 2010), sowie der Bodenbiologie (z.B. MARAUN et al. 2008, IOST et al. 2008, KREUZER et al. 2004) und bodenphysikalischen Gegebenheiten und Prozessen (z.B. HUWE et al. 2008), lag der Fokus pedologischer Forschungsarbeiten auch auf den

Auswirkungen von Landnutzungsänderungen (z.B. MAKESCHIN et al. 2008). Dabei wurden die Bodeneigenschaften unter Wald, Weide und Brachflächen untersucht. Die Weideflächen in der Region sind aber auch in sich sehr heterogen, wie sich in pflanzensoziologischen Arbeiten von HARTIG (2000) und GAWLIK (2010) herausstellte.

In dieser Arbeit sollen die Bodeneigenschaften unterschiedlicher Weidetypen, sowie deren Beziehung zum Futterwert der Weidegräser im Mittelpunkt stehen.

Dazu wurden folgende Forschungsfragen formuliert:

- Welche Parameter steuern die Bodenqualität auf den Weiden?
- Welche Eigenschaften des Bodens haben Einfluss auf die Futterqualität der Weidegräser?

Zur Klärung dieser Fragen, wurden in Anlehnung an Vegetationsaufnahmen von GAWLIK (2010) fünf räumlich naheliegende Weidetypen auf etwa gleicher Höhenlage im Gebiet um die ECSF untersucht, und miteinander verglichen.

2. Untersuchungsgebiet

2.1. Geographische Lage

Das Untersuchungsgebiet liegt in der Provinz Zamora Chinchipe, im San Francisco Tal der, dem östlichen Gebirgszug der südecuadorianischen Anden. Hier befindet sich auch die ECSF ($4^{\circ}00'$ Süd, $79^{\circ}05'$ West) auf 1860 m über dem Nullniveau (ü. NN.) (Abbildung 1). Zum Untersuchungsgebiet des Forschungsprojekts gehören ein mit Naturwald bedeckter Hang, und dem gegenüberliegende, seit mehreren Jahrzehnten weidewirtschaftlich genutzte, sowie brachgefallene und aufgeforsteten Flächen. Dieses Mosaik an Landnutzungen ist für die nördlichen Anden heute charakteristisch (BECK & MÜLLER-HOHENSTEIN 2001).

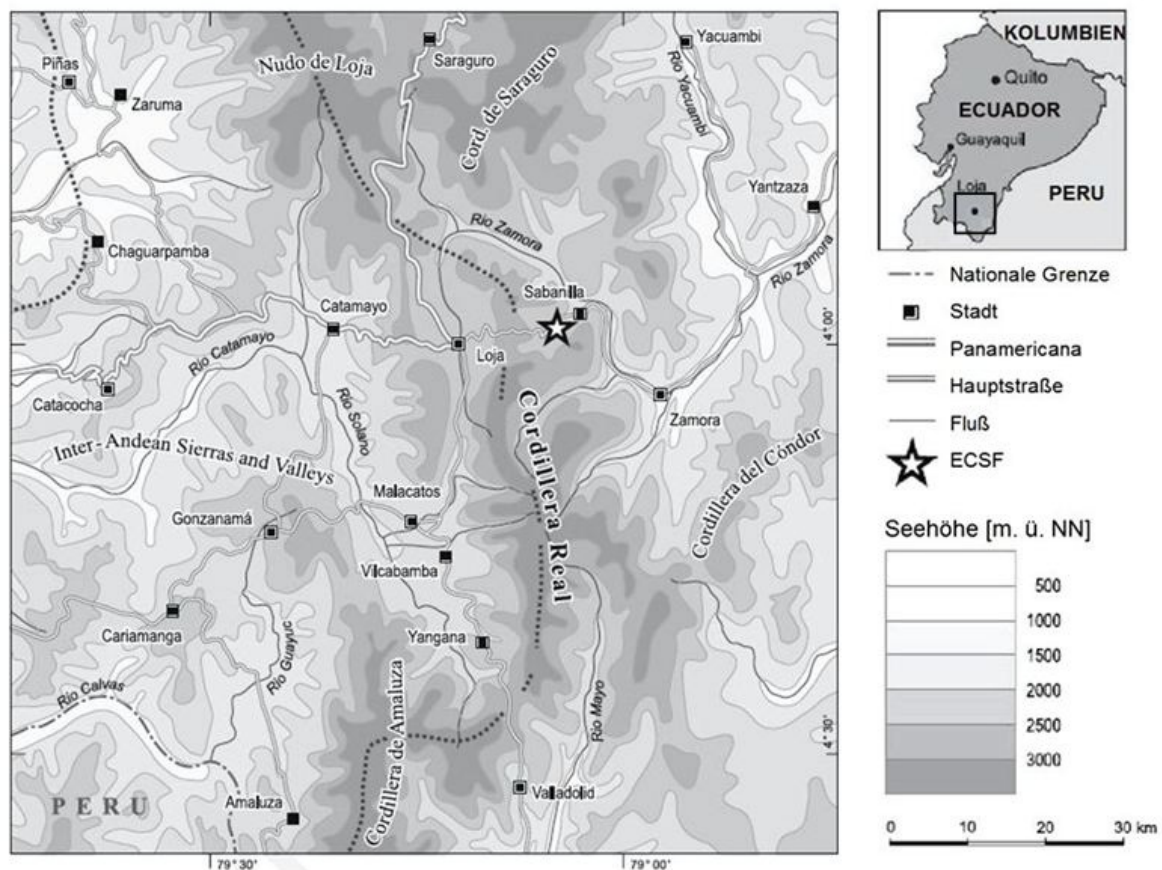


Abbildung 1: Lage des Untersuchungsgebiets (verändert nach BECK et al. 2008)

2.2. Geologie

Die ecuadorianischen Anden bestehen hauptsächlich aus Vulkangestein, Sedimenten und vorkreidezeitlichen Metamorphiten (SAUER 1971).

Im Gegensatz zu den Anden Nord-Ecuadors, welche in zwei, nahezu parallel verlaufende Gebirgszüge, der *Cordillera Real* und der *Cordillera Occidental* (SAUER 1971) aufgeteilt sind, können die Anden Süd-Ecuadors und Nord-Perus nicht eindeutig in eine West- und eine Ost- Kordillere eingeteilt werden. Im Westen sind sie vielmehr durch Querbrüche in verschiedene Gebirgsstöcke unterteilt (BECK et al. 2008). Durch fluviale Tiefenerosion wurde das Massiv stark zerfurcht. Auf diese Weise entstand auch das steile Kerbtal des *Río San Francisco* (HAGEDORN 2002).

In Süd-Ecuador erreichen die Berge selten Höhen über 4000 m ü. NN, da die Hebungsprozesse früher stoppten als in Nordecuador, wo sich die Gipfel bis über 6000 m ü. NN. erstrecken, wie z.B. die Vulkane *Cotopaxi* und *Chimborazo* (RICHTER & MOREIRA-MUÑOZ 2005). Dieser, sich bis nach Nord-Peru erstreckende Bereich, wird als andine Depression von Huancabamba bezeichnet (Abbildung 2). Sie ist vulkanisch inaktiv und zeigte während der Eiszeit nur eine sehr geringe Vergletscherung. Des Weiteren ist für diesen Bereich eine deutlich niedrigere Baumgrenze als außerhalb der Depression charakteristisch (BECK & RICHTER 2008).

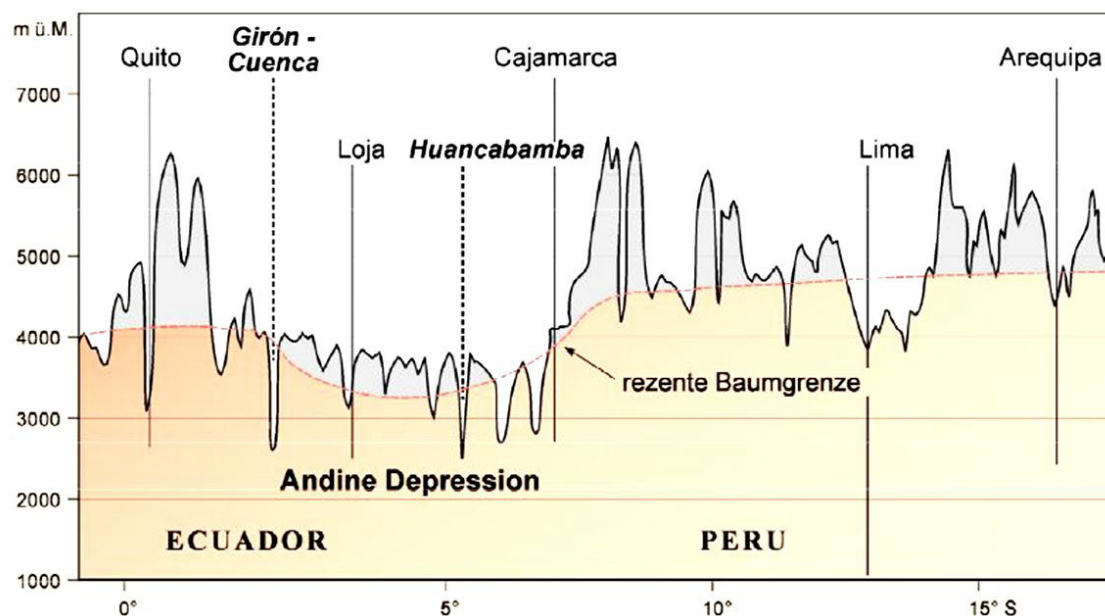


Abbildung 2: Andine Depression von Huancabamba mit oberer Baumgrenze (BECK & RICHTER 2008).

Geologisch ist das Untersuchungsgebiet der Chinghuinda-Einheit zuzuordnen, welche hauptsächlich aus Quarzit und schwarzem Phyllit besteht (BECK et al. 2008, LITHERLAND et al. 1994). Nach SCHRUMPF et al. (2001) erstreckt sich diese geologische Einheit vom Süden der *Cordillera Real* bis Peru. Aufgrund häufiger Faltungs- und Verwerfungsprozesse variiert die geologische Zusammensetzung kleinräumig sehr stark (LITHERLAND et al. 1994).

MAKESCHIN et al. (2008) konnten zwei dominante Gesteinsgruppen im Untersuchungsgebiet identifizieren: Metaschluffstein/Sandstein/Quarzit und Schiefer/Phyllit, welche allesamt aus Quarz, Muskovit/Illit, Chlorit und Albit bestehen.

2.3. Geomorphologie

Der Großteil der Hänge des San Francisco Tals weist eine Neigung zwischen 20° und 40° auf, welche durch kleinräumige Abflachungen unterbrochen werden. Die hohe Reliefenergie, die geringe Stabilität des phyllitischen Ausgangsmaterials, sowie das perhumide Klima führen zu häufigen Massenbewegungen wie Hangrutschen und Bodenkriechen (BECK et al. 2008). Diese Phänomene sind bedeutend für die natürliche Ökosystemdynamik in der Region (BECK & MÜLLER HOHENSTEIN 2001), da sie Einfluss auf Bodenbildung und Vegetationsdynamik haben (BECK et al. 2008). Wie STOYAN (2000) beschreibt, kam es jedoch in den letzten Jahrzehnten infolge anthropogener Aktivität, wie dem Bau von Straßen und der Rodung des Waldes, zu einem drastischen Anstieg von Magnitude und Intensität dieser geomorphologischen Prozesse (Abbildung 3).

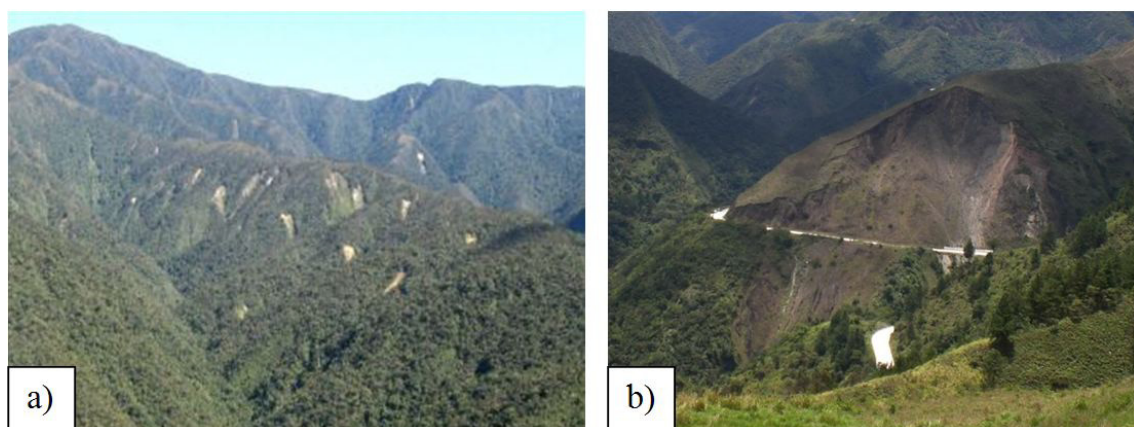


Abbildung 3: Hangrutschen im Untersuchungsgebiet. a) natürliche Rutschungen im Bergregenwald (Foto: GAWLIK 2010) b) durch Straßenbau ausgelöster Rutsch.

2.4. Klima

Das Klima Ecuadors wird hauptsächlich durch die Höhenlage, den Humboldt-Strom, das Klimaphänomen *El-Niño*, sowie Talwinde beeinflusst (BENDIX & LAUER 1992). Es ist großräumig den immerfeuchten Tropen zuzuordnen und durch eine ganzjährig hohe Sonneneinstrahlung und ausgeprägtem Tageszeitenklima gekennzeichnet (RICHTER 2003).

Das Untersuchungsgebiet der ECSF erstreckt sich von 1800 m ü. NN im Tal des *Río San Francisco*, bis auf 3185 m ü. NN, der höchsten Erhebung, dem *Cerro de Consuelo* und befindet sich somit in der Vegetationshöhenstufe gemäßigten Zone (*tierra templada*) und der kalten Zone (*tierra fría*) (RICHTER 2003).

Die komplexe Topographie der Anden Südecuadors führt dazu, dass Temperatur und Niederschlag auf kleinem Raum stark variieren (Abbildung 4). Auf der Klimastation am *Cerro del Consuelo* auf 2930 m ü. NN wurde ein durchschnittlicher Jahresniederschlag von 6000 mm gemessen, während im 30 km entfernten Vilcabamba auf 1950 m ü. NN nur 400 mm aufgezeichnet wurden (EMCK 2007). Ebenso variieren die Durchschnittstemperaturen von 9,5 Grad Celsius (°C) am *Cerro del Consuelo* bis 18,1 °C in Vilcabamba (EMCK 2007). An der ECSF auf 1950 m ü. NN beträgt der gemessene Niederschlag 2134 mm bei 15 - 17 °C durchschnittlicher Lufttemperatur (EMCK 2007). Die Temperaturschwankungen zwischen Tag und Nacht können an wolkenlosen Tagen auf der ECSF 20 °C übersteigen (RICHTER 2003).

Nach BENDIX et al. (2008) steigt pro 100 m Höhenzunahme der mittlere Monatsniederschlag um 200 mm und der Wolken- und Nebelniederschlag um 140 mm. Bei allen drei Klimastationen zeigt der jährliche Niederschlag einen eingipfligen Verlauf mit einem Maximum von April bis Juli aufgrund südostpassatischer Steigungsregen. Der Durchgang der ITC bewirkt eine Unterdrückung der innertropischen Regenzeit (BENDIX & LAUER 1992). Während dieser Zeit, zwischen Oktober und Dezember, kommt es zu 1 – 10 täglichen trockenen Wetterperioden, die durch so genannte *westerlies* ausgelöst werden. Von einer ausgeprägten Trockenzeit kann hier aber nicht gesprochen werden (RICHTER 2003).

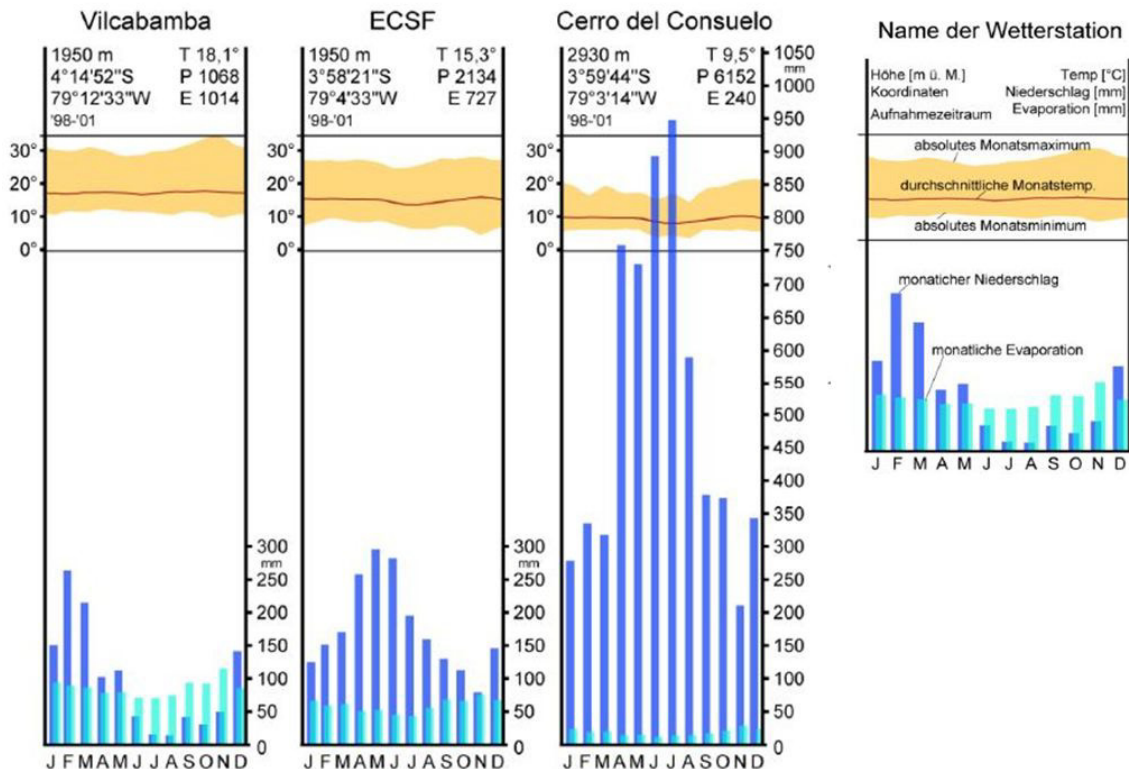


Abbildung 4: Klimadiagramme von Wetterstationen im (ECSF) und in der Nähe (Vilcabamba und Cerro del Consuelo) vom Untersuchungsgebiet (GAWLIK 2010, verändert nach EMCK 2007).

2.5. Böden

Die Böden des San Francisco Tals können generell als sauer, flachgründig, lehmig, glimmerhaltig und skelettreich beschrieben werden (YASIN 2001). Als häufigste Bodentypen nennen BECK & MÜLLER-HOHENSTEIN (2001) Cambisole, Entisole und Iceptisole. Aufgrund von häufigen Hangrutschungen variieren die Bodeneigenschaften jedoch beträchtlich. Böden auf früheren Hangrutschungen sind wesentlich jünger und unterscheiden sich deutlich in ihren Eigenschaften von den älteren Böden (SCHRUMPF 2000).

Abbildung 5 zeigt typische Bodenprofile im Untersuchungsgebiet unter Bergregenwald und Weiden. Unter Wald liegt in der Regel eine bis 45 cm dicke, stark durchwurzelte organische Auflage vor, welche mit der Seehöhe aufgrund abnehmender Mineralisierungsraten zunimmt (WILCKE et al. 2002). Als Gründe dafür nennen die Autoren den höheren Niederschlag, sowie die niedrigeren Temperaturen. Die Mineralböden haben generell einen niedrigen Nährstoffgehalt und einen pH Wert

zwischen 3,5 und 5 (SCHRUMPF et al. 2001). Sie weisen meist einen schwach humosen Ah-Horizont über einem verlehmtten oder verbraunten Unterbodenhorizont auf (MAKESCHIN et al. 2008).

Bei den Weideböden im Untersuchungsgebiet fehlt hingegen die organische Auflage meist vollständig (MAKESCHIN et al. 2008). Nach HAGEDORN (2002) befinden sich auf dem landwirtschaftlich genutzten Hang nahe der ECSF hauptsächlich Cambisole mit deutlichen Verbraunungserscheinungen. Als Folge von wiederholtem Abbrennen der Flächen, liegt ihr pH Wert etwa um eine Stufe höher als jener der Waldböden. Wie in Kap. 1.2 erwähnt, erhöht sich dadurch auch die Basensättigung und somit die Verfügbarkeit von K, Ca und Mg für Pflanzen. Zusätzlich weisen die Weideböden einen höheren Gehalt an pflanzenverfügbaren Phosphor auf (MAKESCHIN et al. 2008). Generell wird das landwirtschaftliche Potential dieser Böden jedoch als sehr gering eingestuft, einerseits aufgrund ihrer Acidität und andererseits aufgrund der, als Folge der hohen Niederschläge, starken Nährstoffauswaschung (HAGEDORN 2002). Hinzu kommt noch die starke Hangneigung im San Francisco Tal, welche die Bearbeitung erschwert und zu häufigen Hangrutschungen führt (vgl. Kap. 2.3 und Kap. 2.8). Fruchtbarere Böden findet man in den innerandinen Becken, zum Beispiel im Becken von Loja, wo die Bodenbildung auf tertiären Sedimenten erfolgte (MÜLLER-HOHENSTEIN et al. 2004).

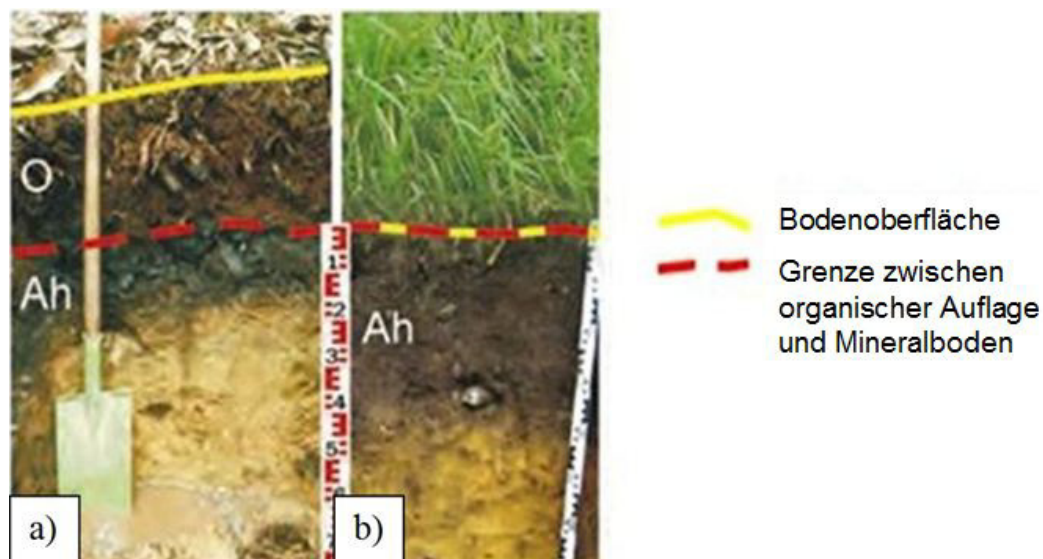


Abbildung 5: Typische Bodenprofile im Untersuchungsgebiet (verändert nach MAKESCHIN et al. 2008)

2.6. Vegetation

2.6.1. Potentielle natürliche Vegetation

Die unterschiedlichen klimatischen Bedingungen in den Anden führten zur Ausbildung vielfältiger Vegetationstypen (HARLING & ANDERSON 1986, PARTZELT 1996, beide zit. in BECK et al. 2008).

Aufgrund der Seehöhe und der Lage in der *Cordillera Real* ist die natürliche Vegetation im Untersuchungsgebiet immergrüner Bergregenwald (BECK et al. 2008), für den eine hohe Vielfalt an vaskulären Epiphyten charakteristisch ist (KRÖMER et al. 2005).

Zwischen 1300 und 2000 m ü. NN wächst *unterer immergrüner Bergregenwald*, welcher sich durch einen dichten Bestand an bis 35 m hohen Bäumen und vermehrten Auftreten von Farnen und Lianen auszeichnet. Mit steigender Höhe und wachsendem Einfluss von Wolken und Nebel, etabliert sich der *obere immergrüne Bergregenwald* mit niedrigeren Baumhöhen bis 25 m (KRÖMER et al. 2005). Dieser geht ab einer Höhe von etwa 2700 m ü. NN in *immergrünen Elfenwald* über, in dem die Baumhöhen unterhalb 8 m liegen. Über 3100 m wächst Páramovegetation mit Baumhöhen unter 1,5 m. Infolge der heterogenen Topographie und Störungsregimen, wie z.B. Hangrutschungen, existieren im Untersuchungsgebiet aber deutlich mehr Vegetationstypen (RICHTER & MOREIRA-MUÑOZ 2005).

2.6.2. Pflanzenzusammensetzung auf den Weiden

In den Tropen werden für die Anlage von Weiden oft als Saatgut Gemenge an gut adaptierten und untereinander kompatiblen Arten oder Sorten eingesetzt. Gründe dafür sind unter anderem der Ausgleich der Bodenvariabilität innerhalb der Anbaufläche, die Sicherstellung eines ausgeglichenen Futterangebots für das Weidevieh, ein ausgeglichenes Stickstoffangebot auf den Flächen, sowie das Eindämmen der Ausbreitung von Schädlingen und Krankheiten (GLATZLE 1990).

Auch die Weidevegetation im Untersuchungsgebiet wurde, bis auf einige Ausnahmen, nach der Rodung des Waldes von den Bauern gepflanzt (GAWLIK 2010).

Sowohl nach Deckungswerten, als auch ungewichtet, ist die häufigste Art auf den Weiden im Untersuchungsgebiet *Setaria sphacelata* von Einheimischen auch oft als

Merkeron bezeichnet. Dieses Weidegras wird von Bauern im Untersuchungsgebiet auf allen neu angelegten Weiden seit etwa 20 Jahren gepflanzt. An zweiter Stelle der häufigsten Weidearten liegt, deutlich hinter *Setaria sphacelata* das Weidegras *Melinis minutiflora*, von Bauern auch *Yaragua* oder *pasto miel* genannt. Es wurde in der Vergangenheit häufig angesät und ist heute noch zu einem Anteil von etwa 15 % auf den Weiden im Untersuchungsgebiet vertreten. Neben diesen beiden Hauptweidegräsern, kommt *Axonopus compressus* häufig auf den Weiden vor, dessen Wuchsform der von *Setaria sphacelata* sehr ähnlich ist. Es wächst jedoch deutlich langsamer und wird nicht im Untersuchungsgebiet kultiviert, sondern kann als wichtigstes natürlich vorkommendes Gras auf den Weideflächen angesehen werden. An einigen Standorten sind die Weidegräser *Holcus lanatus* und *Pennisetum clandestinum*, dominant vertreten (GAWLIK 2010). Solche Standorte tragen auch den Namen *pasto azul* (span. = blaue Weide) (SCHNEIDER 2000 & HARTIG 2000) und sind nach Aussagen der Bauern sehr nährstoffreich, weshalb sie besonders geschätzt werden. Trotzdem werden sie heute nicht mehr kultiviert (GAWLIK 2010).

Die fünf genannten Weidegräser (Abbildung 6a-e) bilden mit ihrer jeweiligen Begleitflora charakteristische Pflanzengesellschaften, welche sich in ihrer Artenzusammensetzung deutlich voneinander unterscheiden und auf bestimmten Hangneigungen vorkommen. Diese sind in Tabelle 2 erläutert (GAWLIK, persönliche Mitteilung). Aufgrund der starken Dominanzverhältnisse von *Setaria sphacelata* weisen diese Weidetypen, im Vergleich zu den anderen, eine deutlich geringere Pflanzendiversität auf (GAWLIK 2010).

Tabelle 2: Wachstumsstandorte der Weidevegetation im Untersuchungsgebiet

Hauptweidegras	Standorte
<i>Setaria sphacelata</i> (Schumach. Stapf & C.E. Hubb. ex M.B. Moss),	alle Hangneigungen
<i>Melinis minutiflora</i> (P. Beauv.)	steile Bereiche
<i>Axonopus compressus</i> ((Sw.) P. Beauv.)	alle Hangneigungen,
<i>Pennisetum clandestinum</i> (Hochst. ex Chiov.),	flache Bereiche
<i>Holcus lanatus</i> (L.)	flache Bereiche

(GAWLIK, persönliche Mitteilung)

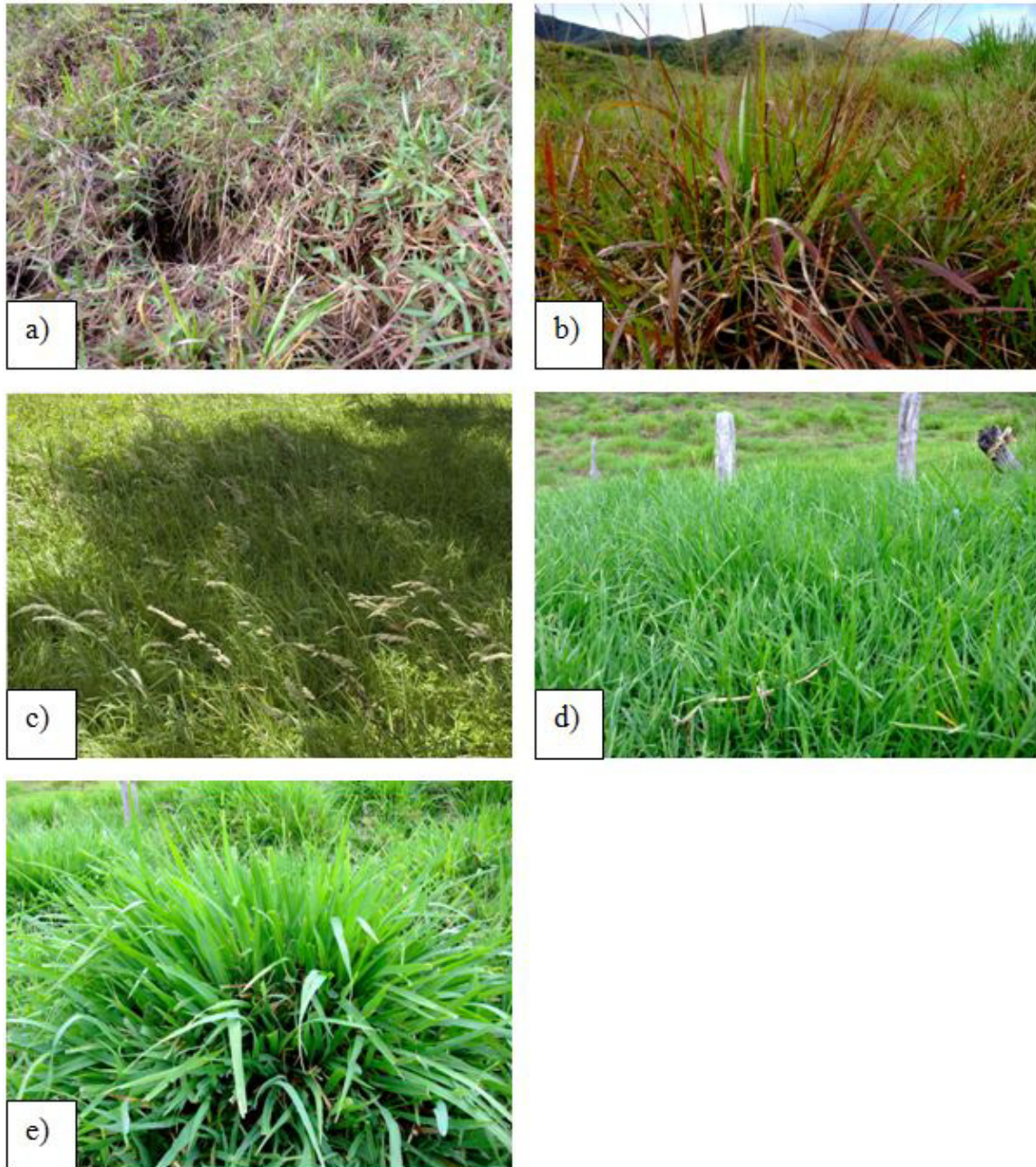


Abbildung 6: Weidevegetation im Untersuchungsgebiet. a) *Melinis minutiflora* b) *Axonopus compressus* c) *Holcus lanatus* d) *Pennisetum clandestinum* (Foto: GAWLIK 2010) e) *Setaria sphacelata*

2.7. Bevölkerung

Pollenanalysen deuten auf Brandereignisse und einen signifikanten Anstieg von Gräserpollen und somit auf eine Besiedelung durch den Menschen im späten Holozän in dem Gebiet um die ECSF hin (NIEMANN & BEHLING 2008). Für die letzten

Jahrhunderte, bis zur Besiedelung durch Mestizen in den 1960er Jahren, konnten jedoch keine Hinweise auf menschliche Aktivitäten in dem Gebiet um die ECSF gefunden werden (STOYAN 2000). Die Ursachen dafür, könnten laut NIEMANN & BEHLING (2008) in der Bevölkerungsabnahme, sowie in der Umsiedelung durch die Inkas liegen. Das Gebiet zwischen Loja und Zamora wird hauptsächlich von *Mestizo-Colonos* (colono = spanisch Siedler) bevölkert (POHLE & GERIQUE 2006). Der Ausdruck *Mestize* beschreibt in Lateinamerika Menschen mit spanischen und indigenen Vorfahren. Sie sind kulturell in Richtung der Weißen orientiert, welche in Ecuador immer noch die privilegierteste ethnische Gruppe darstellen (US library of Congress 2006, zit. in POHLE 2008). In der Region um den Nationalpark Podocarpus leben heute außerdem noch zwei indigene Bevölkerungsgruppen: die *Shuar* und die *Saraguros*, das Untersuchungsgebiet wird jedoch hauptsächlich von Mestizen bewohnt und bewirtschaftet.

Die Mehrheit der im Bereich des Untersuchungsgebiets lebenden *Mestizo-Colonos* stammt von armen Bauernfamilien der trockeneren Gebiete der Provinz Loja ab. Eine schwere Trockenheit in der Provinz Loja im Jahr 1968, sowie der Bau der Verbindungsstraße zwischen Loja und Zamora, welche 1962 fertiggestellt wurde, beschleunigten die Besiedelung und Bewirtschaftung des Gebiets (VAN DEN EYNDEN 2004, zit. in POHLE & GERIQUE 2006). Die meisten Siedler kamen jedoch erst während der letzten 25 Jahre und wandelten große Waldflächen durch Brandrodung in quasi baumloses Weideland um (POHLE & GERIQUE 2006). WUNDER (2000) nennt als Ursache für die Abholzung in diesem Gebiet den Bedarf an neuen Weideflächen.

Die Wirtschaft der *Mestizo-Colonos* in der Region basiert hauptsächlich auf Viehhaltung. Um ihren Lebensunterhalt zu verdienen, waren sie gezwungen, sehr steiles und schwer zugängliches Land als Weideflächen zu nutzen. Die geringe Produktivität, führte zu einer hohen Fluktuation des Landeigentums und zu einer starken Zu- und Abwanderung. Häufig haben die hier lebenden Mestizen neben der Landwirtschaft eine zweite Einkommensquelle als Tagelöhner oder in Form kleiner Geschäfte nahe der Straße (POHLE & GERIQUE 2006).

2.8. Landnutzung

Die Form der Landnutzung hängt generell stark vom lokalen Klima ab. In den niedrigeren Lagen um die Städte Loja und Zamora wird intensive Landwirtschaft in Form von Weidewirtschaft und Ackerbau betrieben. In den wärmeren westlichen Becken findet außerdem bis auf etwa 1700 m ü. NN Bewässerungsfeldbau, z.B. der Anbau von Kaffee und Fruchtbäumen, statt. In diesem Gebiet wurden auch einige Aufforstungsversuche unternommen (BECK et al. 2008). In höheren Lagen, bis 3000 m ü. NN werden einjährige Kulturpflanzen wie Bohnen, Korn, Mais und Kartoffeln kultiviert. In diesen Höhen etablierte sich in den letzten Jahrzehnten aber hauptsächlich die Viehzucht (DE KONING et al. 1998). Dies unterstreicht die Tatsache, dass Ackerbau in der Höhenlage des Untersuchungsgebiets nicht lukrativ ist.

Im Untersuchungsgebiet der ECSF wird vor allem auf den nach Süden exponierten Hängen extensive Weidewirtschaft (Abbildung 7a), Forstwirtschaft und Hausgartenbau betrieben, wobei der Wald zuvor brandgerodet wurde. Als Weidevieh werden vor allem Kühe zur Milchproduktion gehalten (Abbildung 7b). Auf den nach Norden ausgerichteten Hängen unterblieb die Nutzung hingegen weitgehend (WERNER et al. 2005). Die *Mestizo-Colonos* verwenden Feuer zum Roden des Waldes (Abbildung 7c), sowie zur Erhaltung der Weiden (PAULSCH et al. 2001, zit. in GAWLIK 2010). Dies hat jedoch ein vermehrtes Aufkommen von feuerresistenten Pflanzen, wie *Pteridium aquilinum* (Adlerfarn) zufolge, wodurch die Fruchtbarkeit der Weiden herabgesetzt wird (HARTIG & BECK 2001). Seit der Ausweisung einer Pufferzone um den Nationalpark, und dem damit verbundenen Verbot der Feuerlegung, hat die Häufigkeit der Brände jedoch abgenommen (POHLE 2008). Andererseits hat illegales Abbrennen nur selten rechtliche Folgen, weshalb immer noch Feuer in der Region gelegt werden. POHLE (2004) vermutet, dass aufgrund einer steigenden Nachfrage nach Weideflächen dieser Prozess noch weiter fortschreiten wird. Wie bei vielen, in den Tropen durchgeführten Studien, liegen auch für das Untersuchungsgebiet keine quantitativen Aufzeichnungen über die Brandhäufigkeiten auf den Weiden vor (MAKESCHIN et al. 2008).



Abbildung 7: Landnutzung im Untersuchungsgebiet. a) Weidewirtschaftlich genutzter Hang mit Brachflächen und Sekundärwald oberhalb der ECSF (Foto: GAWLIK) b) Weidevieh c) Brandrodung

3. Methodik

3.1. Probeflächendesign

Die Bodenentwicklung wird durch Zeit, Ausgangsgestein, Klima, Relief, Flora, Fauna und menschliche Aktivitäten gesteuert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Bei der Auswahl der Probestandorte wurde daher darauf geachtet, all diese Faktoren zu berücksichtigen, um eine Vergleichbarkeit der Probeflächen zu ermöglichen.

Die Flächen sollten demnach die folgenden Kriterien erfüllen (vgl. HILPMANN 2003):

- einheitliches Ausgangsgestein
- gleiche Höhenlage in einem einheitlichen regionalen Klima
- gleiche Nutzungsgeschichte (Dauer der Weidenutzung, Zeitpunkt der Rodung des Waldes)

Wie in Kap. 2.5 beschrieben, nehmen die Böden auf Hangrutschen im Untersuchungsgebiet eine Sonderstellung ein. Sie unterscheiden sich in ihren Eigenschaften deutlich von anderen Standorten (SCHRUMPF 2000). Aus diesem Grund wurde zusätzlich darauf geachtet, dass keine Flächen auf Hangrutschungen beprobt wurden.

Die Weiden oberhalb der ECSF erwiesen sich als geeignet, da basierend auf einer lithologischen Untersuchung von MAKESCHIN et al. (2008) davon ausgegangen werden kann, dass die geologischen Ausgangsbedingungen dort einheitlich sind. Des Weiteren weist der Hang auf etwa gleicher Seehöhe die für die Region typische Weidetypenkonstellation (siehe Kap. 2.6.2) auf, über deren Vegetationszusammensetzung bereits fundierte Informationen vorhanden sind (z. B. GAWLIK 2010, HARTIG 2000). Zusätzliche, für die Auswahl der Flächen hilfreiche Informationen, z.B. über den Zeitpunkt des Anlegens von Setariaweiden, den Weideumtrieb und das Fressverhalten der Tiere, wurden durch Gespräche mit den ansässigen Bauern eingeholt.

Es wurden folgende Weidetypen beprobt:

- Setariaweide
- Melinisweide
- Axonopusweide

- Holcusweide
- Pennisetumweide

Je nach Vorkommen wurden diese Weiden auf unterschiedlichen Hangneigungen beprobt. Tabelle 3 gibt eine Übersicht über die ausgewählten Standorte.

Tabelle 3: Beprobte Standorte

Abkürzung	Weidetyp	Neigung [°]	Hangneigungs- klasse	Anzahl der Plots
M (s)	Melinisweide	25 - 33°	steil	3
A (l)	Axonopusweide	9 – 12 °	leicht geneigt	3
H (f)	Holcusweide	< 3 °	flach	3
P (f)	Pennisetumweide	< 3 °	flach	3
S (s)	Setariaweide	25 - 33°	steil	3
S (l)	Setariaweide	9 – 12 °	leicht geneigt	3
S (f)	Setariaweide	< 3 °	flach	6

Die Beprobung von Setariaweiden auf flachen (< 3 °), leicht geneigten (9 – 12 °) und steilen (25 – 33 °) Standorten ermöglichte es, die Bodeneigenschaften der jeweiligen Hangneigungen ohne Einfluss der Weidevegetation herauszuarbeiten. Auch die Auswirkungen des Weidetyps auf den Boden konnten so besser untersucht werden, da Setariaweiden als Vergleichsflächen dienten. Axonopusweiden kommen im Untersuchungsgebiet zwar sowohl auf geneigten, als auch auf flachen Bereichen vor, auf dem ausgewählten Weidehang jedoch hauptsächlich auf Standorten mit einer Neigung von ca. 10 °. Deshalb wurden sie in dieser Arbeit ausschließlich auf leicht geneigten Flächen untersucht.

Die geringe Anzahl von nur 3 Probeflächen pro Weidetyp bzw. Hangneigungsklasse resultiert daraus, dass auf dem ausgewählten Hang meist nicht mehr Flächen vorhanden waren.

3.2. Probenahme

Die Probenahme fand innerhalb einer zwei Wochen andauernden Trockenheit im November 2011 statt.

Pro ausgewähltem Standort wurde ein 4 x 4 m großes Quadrat mit einer Schnur abgesteckt. Innerhalb dieser Fläche erfolgte die Entnahme der Bodenproben im Hauptwurzelraum der Gräser von 0 - 5, 5 - 10 und 10 - 20 cm Bodentiefe mit einem Bohrstock (Abbildung 8) von 6 cm Durchmesser. Aus drei Einstichen pro Plot und Tiefenstufe wurde jeweils eine Mischprobe gebildet. Diese wurden in beschriftete PVC-Beutel gefüllt, welche sofort gut verschlossen wurden.

Für die Futtermittelanalyse wurden die jeweiligen Hauptweidegräser in einer Höhe von etwa 5 cm über dem Boden abgeschnitten und ebenfalls in Plastiktüten verpackt.



Abbildung 8: Bohrstock mit Bodenprobe

3.3. Labormethodik

3.3.1. Probenvorbereitung

Gleich nach der Probenahme wurden die feldfrischen Proben an der ECSF gewogen, auf < 2 mm gesiebt, gründlich durchmischt und die lebenden Wurzeln aussortiert. Etwa 200 g des verbliebenen Feinbodens, wurden bei 40 °C drei Tage im Trockenschrank getrocknet und bis zu den weiteren Analysen lichtgeschützt in gut verschlossenen PVC-Beuteln aufbewahrt. Des Weiteren erfolgte die gravimetrische Bestimmung der, bei 105° C zwei Tage lang getrockneten, Skelett- und Wurzelanteile.

3.3.2. Bestimmung ausgewählter bodenkundlicher Parameter

3.3.2.1. Wassergehalt

Um einen Überblick über die Feuchtebedingungen auf den Weideböden zu erhalten, wurde der Wassergehalt des feldfrischen Bodens gravimetrisch bestimmt und nach Formel 1 berechnet.

Da sich im Labor bestimmte bodenkundliche Kennwerte in der Regel auf „absolut trockenen Boden“ beziehen (SCHLICHTING et al. 1995), wurde ein Teil des luftgetrockneten Feinbodens 2 Tage lang bei 105 °C getrocknet. Es wird davon ausgegangen, dass bei dieser Trocknungstemperatur das gesamte Wasser aus dem Boden ausgetrieben wird, mit Ausnahme des zu organischen Verbindungen oder zu den Strukturen leicht zerstörbarer Minerale gehörenden Konstitutionswassers (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Die Bestimmung des Wassergehalts der bei 40 °C getrockneten, und für weitere Laboranalysen herangezogenen Probe erfolgte entsprechend der Formel 2. Darauffolgend wurde die Trockensubstanz anhand Formel 3 errechnet.

$$WG_f = \frac{P_f - P_{atro}}{P_f} * 100$$

Formel 1

$$WG_{lutro} = \frac{P_{lutro} - P_{atro}}{P_{lutro}} * 100$$

Formel 2

$$TS = 100 - WG_{atro}$$

Formel 3

WG_{lutro} = Wassergehalt der bei 40 °C getrockneten Probe [%]

WG_f = Wassergehalt des feldfrischen Bodens [%]

P_f = Masse der feldfrischen Probe [g]

P_{atro} = Masse der bei 105 °C getrockneten Probe [g]

P_{lutro} = Masse der bei 40 °C getrockneten Probe [g]

TS = Trockensubstanz [%]

3.3.2.2. Lagerungsdichte

Unter Lagerungsdichte wird das Verhältnis der Bodenmasse zum Bodenvolumen verstanden (SCHLICHTING et al. 1995). Über die Lagerungsdichte lassen sich Rückschlüsse auf Bodenverdichtung und Porenvolumen ziehen.

Es gibt verschiedene Arten, die Lagerungsdichte des Bodens zu ermitteln. In der vorliegenden Arbeit wurde das Trockengewicht des bei 105 °C getrockneten Feinbodens in Bezug zum Volumen gesetzt. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2010) sprechen in diesem Zusammenhang auch von der *Dichte der Festsubstanz*.

3.3.2.3. Korngrößenverteilung

Die relativen Anteile von Sand (S), Ton (T) und Schluff (U) sind die Bausteine des Bodens und bestimmen zu einem großen Teil dessen Eigenschaften, wie z.B. Luft- und Wasserhaushalt, Erodierbarkeit, aber auch Nähr- und Schadstoffhaushalt (HAZELTON & MURPHY 2007), da die Oberflächen der Teilchen unterschiedliche Eigenschaften aufweisen. Während Tone eine relativ große Oberfläche (5–750 m²/g) und damit eine

hohe chemische Aktivität aufweisen, sind Sande mit einer kleineren Oberfläche ($0,1 - 0,01 \text{ m}^2/\text{g}$) deutlich weniger aktiv (MC KENZIE et al. 2004, zit. in HAZELTON & MURPHY 2007).

Die Analyse der Korngröße erfolgte aufgrund der räumlichen Nähe der beprobten Flächen nur an acht Standorten (Tabelle 4), in jeweils allen drei Bodentiefenstufen (0 – 5, 5 – 10 und 10 – 20 cm). Der Anleitung des Physiogeographischen Labors der Universität Wien folgend, wurden pro Probe ca. 10 g luftgetrocknete Feinerde mit dem Sedigraphen *Micrometrics Sedigraph III* analysiert. Hierbei wurde die im deutschen Sprachraum übliche Einteilung der Korngrößenfraktionen nach ATTERBERG vorgenommen.

Tabelle 4: Probestandorte der Korngrößenbestimmung

Weidetyp (Abkürzung)	Anzahl der analysierten Standorte
M (s)	1
A (l)	1
P (f)	1
H (f)	1
S (s)	1
S (l)	1
S (f)	2

Zur Bestimmung der Sandfraktion wurde die Probe mit destilliertem H_2O durch ein $63 \mu\text{m}$ Sieb gewaschen und der im Sieb verbliebene Anteil bei 105°C getrocknet und gewogen. Nach Zerstörung der Bodenaggregate mit $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ und der Humuszerstörung mit H_2O_2 wurde der Schluff- und Tonanteil mittels Partikelgrößenbestimmung durch Röntgensedimentation nach dem Stock'schen Gesetz bestimmt und anschließend die prozentualen Anteile der jeweiligen Fraktion errechnet.

3.3.2.4. pH Wert

Laut SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2010) bildet der pH Wert eine der wichtigsten Bodenkenngrößen. Er lässt Rückschlüsse auf die Entwicklung, die Lebewesen, sowie den Nähr- und Schadstoffhaushalt des Bodens zu und gibt damit Auskunft über dessen Eignung als Pflanzenstandort.

Die Messung des pH Wertes wurde nach SCHLICHTING et al. (1995) in der Bodensuspension in destilliertem H₂O und in 0,01 mol CaCl₂ durchgeführt. Das Mischungsverhältnis von Boden : Lösung betrug dabei 1 : 2,5 bei einer Einwaage von 20 g. Nachdem Versetzen des Bodens mit der Lösung wurden die Proben 30 min im Überkopfschüttler homogenisiert. Die Bestimmung des pH Werts erfolgte nach einer Stunde im Überstand elektrometrisch an einer Glaselektrode (*WTW Series pH720*), wobei darauf geachtet wurde, dass der angezeigte Wert für 10 Sekunden stabil blieb.

Die Bestimmung des pH Werts in Wasser spiegelt die aktuelle Bodenacidität wider, während der in CaCl₂ gemessene pH-Wert Auskunft über die potentielle Bodenazidität gibt (ALEF 1991).

3.3.2.5. Effektive Kationenaustauschkapazität

Die effektive Kationenaustauschkapazität beschreibt die Pufferkapazität eines Bodens für Kationen, bei dessen aktuellem pH Wert. Sie gibt, zusammen mit der effektiven Basensättigung, Auskunft über die Nährstoffversorgung von Pflanzen, da die Wurzeln die Kationen nur in austauschbarer Form aus dem Boden aufnehmen können (SPARKS et al. 1996).

Die Ermittlung des Kationenbelags erfolgte durch den Austausch der Kationen mit einer 1 mol NH₄Cl- Lösung nach dem Verfahren von TRÜBY & ALDINGER (1989).

Dabei wurden 5 g luftgetrockneter Feinboden in Polyfläschchen mit 50 ml NH₄Cl- Lösung versetzt, kräftig von Hand geschüttelt und über Nacht stehen gelassen. Nach neuerlichem Aufschütteln wurden die Proben filtriert. Die Bestimmung von Calcium (Ca), Natrium (Na), Magnesium (Mg), Kalium (K), Aluminium (Al) und Eisen (Fe) erfolgte am Massenspektrometer *PE Elan 6100 Sciex*. Des Weiteren wurde die

Konzentration der Protonen (H^+ -Ionen) nach KÖNIG & FORTMANN (1996) berechnet.

Es folgte die Umrechnung in Ionenäquivalente. Dabei wurde für Fe, welches im Boden sowohl in zwei- als auch in dreiwertiger Form vorkommt, verallgemeinernd eine Dreiwertigkeit angenommen, da diese in aeroben Böden vorherrschend ist (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

$$I\ddot{A} = \frac{c * V_p}{E * \ddot{A}G}$$

Formel 4

$I\ddot{A}$	= Ionenäquivalente [$\mu\text{mol/g}$ Boden]
V_p	= Extraktionsvolumen
c	= Konzentration [mg/l]
E	= Einwaage [g]
$\ddot{A}G$	= Äquivalentgewicht

Die effektive Kationenaustauschkapazität errechnet sich aus der Summe aller positiven Ladungen. Die Basensättigung bezeichnet den Prozentanteil der basischen Kationen Ca, Mg, K und Na an der KAK_{eff} (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

3.3.2.6. Phosphat

Wie in Kap. 1.2 beschrieben, wird das Pflanzenwachstum in den Tropen vielerorts durch Phosphatmangel limitiert. Es existiert eine Vielzahl an Methoden zur Quantifizierung von pflanzenverfügbarem Phosphat in Böden. Das Verfahren nach BRAY & KURTZ (1945) ist eine gängige Methode für Arbeiten in den Tropen (Prof. Dr. BÄUMLER, persönliche Kommunikation). Auch in bodenkundlichen Studien im Untersuchungsgebiet erfolgte die Bestimmung nach dieser Methode (z. B. MAKESCHIN et al. 2008, DEGENER 2010). Um Vergleiche mit anderen Forschungsarbeiten zu ermöglichen, wurde sie auch in der vorliegenden Arbeit angewandt.

Die Methode nach BRAY & KURTZ (1945) ermöglicht durch Extraktion mittels $\text{NH}_4\text{F-HCl}$ die Bestimmung der gelösten und adsorbierten, sowie der Al- und Fe-gebundenen P-Vorräte. Diese Formen sind für die Versorgung von Pflanzen von großer Bedeutung.

Hierzu wurden 5 g luftgetrockneter Feinboden mit 50 ml Extraktionslösung (0,03 mol NH_4F und 0,025 mol HCl) versetzt, 1 Minute auf dem Horizontalschüttler bei 180 U/min homogenisiert und anschließend sofort filtriert. Darauf folgten die Zugabe des Phosphat-Tests *Merck P114848* und die Analyse am Photometer (*PERKIN ELMER UV/VIS Spectrometer Lambda 2*).

3.3.2.7. C/N Verhältnis

Stickstoff (N) ist eines der Hauptnährelemente von Pflanzen. Die Bestimmung der absoluten Menge im Boden ist jedoch für die Quantifizierung der N-Versorgung der Pflanzen ungeeignet. Der Grund dafür liegt darin, dass Mikroorganismen im Boden N besser und schneller aufnehmen können. Sie benötigen dafür aber auch Kohlenstoff (C) aus dem Boden, im Gegensatz zu den Pflanzen, welche diesen aus der Luft bekommen. Ein geringer C-Gehalt im Boden schränkt somit das Wachstum der Mikroorganismen ein und erhöht die N-Verfügbarkeit für Pflanzen. Deshalb erweist sich das C/N Verhältnis als geeigneter Indikator für den pflanzenverfügbaren N im Boden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Zur Ermittlung des C/N Verhältnisses wurden die Proben mit dem Mörser fein gemahlen, 0,02 g davon in Zinnfolie verpackt und am *Elemental Analyzer VarioMacro* gemessen.

3.3.3. Bestimmung der Futterqualität der Weidegräser

Die gravimetrische Bestimmung der Trockensubstanz der Pflanzen, deren Heimtransport, sowie die Analyse und Berechnung der Futterwerte nach der WEENDER-VAN-SOEST-Methode (VAN SOEST et al. 1991) wurden im Labor der Universität Erlangen-Nürnberg von Julia Gawlik durchgeführt.

Die Analyse umfasste dabei die Bestimmung der Gehalte an Rohasche, Rohfett, Rohprotein und der Gerüstsubstanzen Neutral-Detergenz-Faser (NDF), Säure-Detergenz-Faser (ADF) und Säure-Detergenz-Lignin (ADL). Zusätzlich wurden noch Gesamtkohlenstoff- und Gesamtstickstoffgehalte der Pflanzen bestimmt. Es erfolgte die Umrechnung in die jeweiligen für Wiederkäuer in den Tropen relevanten Futterwerte Bruttoenergie (GE), umsetzbare Energie (ME), sowie verdauliche Nährstoffe (TDN) (vgl. VANSELOW 2011).

3.4. Statistische Auswertungen

Die statistische Auswertung und die graphische Darstellung der Daten wurden in den Programmen *Microsoft Excel* und *SPSS 15.0* vorgenommen.

Für alle Auswertungen gilt, wenn nicht anders angegeben, ein asymptotisches Signifikanzniveau auf der 5 % - Stufe.

3.4.1. Deskriptive Statistik

Im Rahmen der beschreibenden Statistik wurden Mittelwert, Maximum, Minimum und Standardabweichung berechnet. Dabei wurden die Bodenkennwerte nach dem Entnahmevolumen der jeweiligen beprobten Tiefenstufe gewichtet.

Zur besseren Übersicht über die Verteilung der Werte wurden *Box-Whisker* - Diagramme, auch *Boxplots* genannt, erstellt. In dieser Darstellungsform werden verschiedene robuste Streuungs- und Lagemaße zusammengefasst (Abbildung 9).

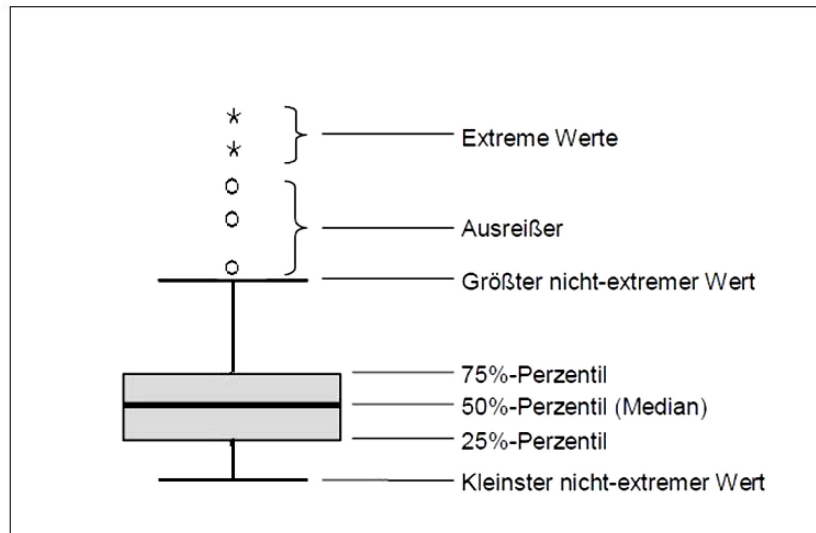


Abbildung 9: Skizze und Erläuterung eines Boxplots (BROSIUS 1998)

Balkendiagramme der Mittelwerte der jeweiligen aufgenommenen Parameter, unterteilt nach Weidetypen und Bodentiefen, mit Angabe der Standardabweichung sollen die Ergebnisse der deskriptiven Statistik detaillierter veranschaulichen. Zur Prüfung der Verteilungsform dienten der KOLMOGOROFF-SMIRNOFF-Anpassungstest und Quantil-Quantil Plots. Da der Großteil der Daten keine Normalverteilung aufwies, fanden für weitere statistische Analysen parameterfreie Tests Anwendung.

3.4.2. Verteilungsunabhängige Varianzanalysen

Die Prüfung auf Unterschiede der untersuchten Parameter zwischen einzelnen Bodentiefen, Weidetypen, sowie Hangneigungen, erfolgte anhand des U-Tests nach MANN und WHITHNEY. Mit diesem Test lassen sich zwei unabhängige Stichproben vergleichen, wobei die Voraussetzung der Normalverteilung nicht erfüllt sein muss. Der U-Test stellt somit das parameterfreie Gegenstück zum T-Test nach STUDENT dar (ZÖFEL 1992).

Um herauszufinden, ob eine Tiefenfunktion der untersuchten Parameter vorliegt, wurden die beprobten Bodentiefen aller Standorte miteinander verglichen. Es folgte eine separate Betrachtung der einzelnen Hangneigungsklassen.

Zur Prüfung, ob ein Einfluss der Hangneigung auf die Bodenqualität gegeben ist, wurden nur die Setariaweiden der unterschiedlichen morphologischen Einheiten (steil,

leicht geneigt und flach) miteinander verglichen. Um den Einfluss der Weidevegetation herauszuarbeiten, erfolgte eine Prüfung auf signifikante Unterschiede zwischen den Weidetypen der gleichen Hangneigungsklasse.

3.4.3. Parameterfreie Korrelationsrechnungen

Für die Verifizierung von Korrelationen zwischen ausgewählten Parametern im Boden, sowie zwischen den Kennwerten der Futterqualität und der Bodeneigenschaften, fand die Korrelationsanalyse nach SPEARMAN Anwendung. Dieses Verfahren ist laut SACHS (2002) auch bei kleinem Stichprobenumfang exakt, da die Wirkung von Ausreißern abgeschwächt wird. Die Rangkorrelation nach SPEARMAN liefert als Ergebnis einen Wert zwischen -1 und +1, wobei -1 einen perfekten negativen Zusammenhang, +1 einen perfekten positiven Zusammenhang und der Wert 0 keinen Zusammenhang bedeutet. Zwischen (-) 0,2 und (-) 0,5 kann von einer schwachen, von (-) 0,5 bis (-) 0,7 von einer mittleren und $> (-) 0,7$ von einer starken Korrelation gesprochen werden kann (BROSIUS 1998).

Die Korrelationen wurden zwischen ausgewählten Bodeneigenschaften in allen drei Bodentiefen, sowie zwischen Futter- und Bodenkennwerten berechnet. Bei letzteren wurde für die bodenkundlichen Parameter aus den drei Tiefenstufen jeweils der Mittelwert berechnet anschließend mit den Pflanzendaten korreliert. Eine weitere Differenzierung nach Weidetypen ist aufgrund der geringen Stichprobenanzahl nicht sinnvoll.

4. Ergebnisse

4.1. Bodenkundliche Parameter

In diesem Kapitel wird zuerst auf etwaige Veränderungen der Werte mit der Bodentiefe eingegangen. Anschließend folgt der Vergleich der Setariaweiden, der es möglich macht, den Einfluss der Hangneigung zu prüfen. Danach werden die Unterschiede der Weidetypen innerhalb gleicher Hangneigungsklassen beschrieben. Die Erklärungen zu den Abkürzungen der Weidetypen in den Graphiken sind aus dem Abkürzungsverzeichnis, bzw. aus Tabelle 3 zu entnehmen.

4.1.1. Wassergehalt

Der Bodenwassergehalt auf den Weideflächen beträgt im Mittel 31 % ($\pm 7,8$) und schwankt zwischen 15 und 67 %. In Abbildung 10 und Abbildung 11 sind die Wassersättigungen der Böden an den Untersuchungsstandorten zusammengefasst. Es zeichnet sich eine Abnahme mit der Bodentiefe auf flachen und leicht geneigten Standorten ab, wobei der Sprung zwischen 0 - 5 und 5 - 10 cm signifikant ist. Auf den ebenen Weidetypen ist diese Abnahme am stärksten ausgeprägt. Auf flachen Setariaweiden sinkt der Wassergehalt von den oberen 5 cm zur nächsten beprobten Tiefenstufe um durchschnittlich 7 %, auf den Holcusweiden um 5 % und auf den Pennisetumweiden um 10 %. Gleichzeitig streuen die Wassergehalte auf den letztgenannten am weitesten.

Die Böden der Setariaweiden auf unterschiedlichen Hangneigungen sind sich in ihrem Wassergehalt relativ ähnlich. Die statistische Analyse ergab keine signifikanten Unterschiede zwischen den drei Hangneigungsklassen.

Auf den flachen Bereichen weisen jedoch die Böden der Holcusweiden, signifikant geringere Wassergehalte auf als jene an Pennisetum- und Setariastandorten.

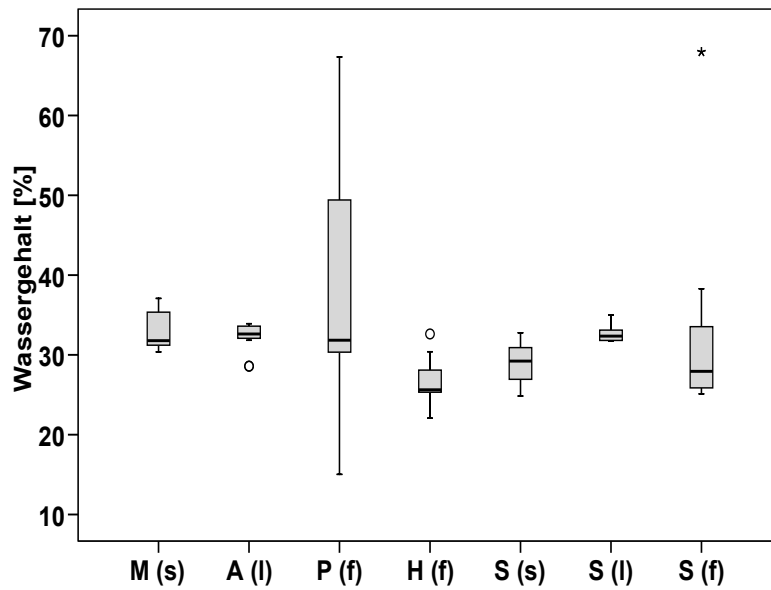
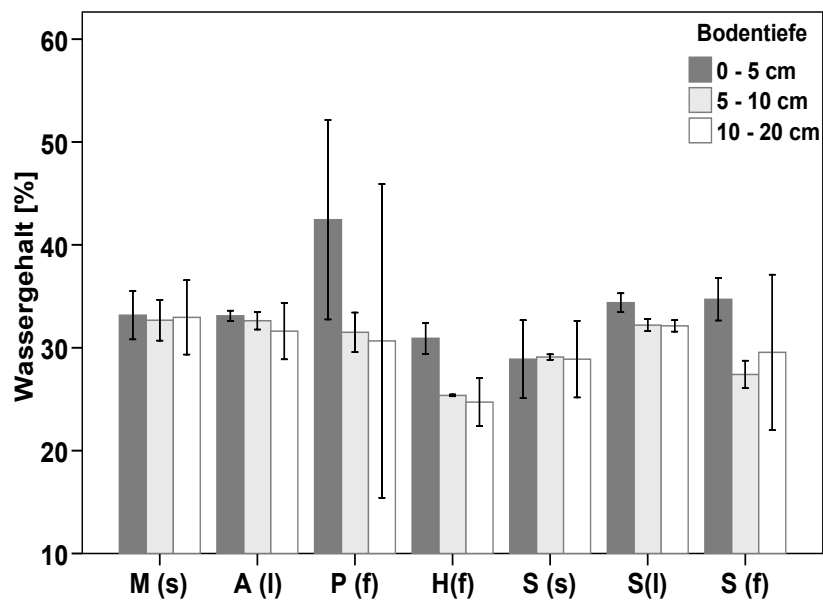


Abbildung 10: Wassergehalt der Weideböden

Abbildung 11: Wassergehalt der Weideböden in unterschiedlichen Tiefenstufen (Mittelwert $\pm$ Standardabw.)

4.1.2. Lagerungsdichte

Die Lagerungsdichte der beprobten Böden liegt zwischen $0,44$ und $1,23 \text{ g/cm}^3$ und beträgt im Mittel $0,90 (\pm 0,18) \text{ g/cm}^3$. Die Abbildungen 12 und 13 geben einen Überblick über die Verteilung der Werte nach unterschiedlichen Weidetypen und

Bodentiefen. In den oberen 5 cm sind die Lagerungsdichten am geringsten und nehmen mit der Tiefe zu, wobei der Sprung zwischen 0 - 5 und 5 - 10 cm auf den leicht geneigten und flachen Standorten signifikant ist ($p < 0,01$). Pennisetum-, Holcus- und flache Setariaweiden weisen die größte Streuung auf.

Es konnte statistisch kein Einfluss der Hangneigung und auch keine Unterschiede zwischen den Weidetypen nachgewiesen werden.

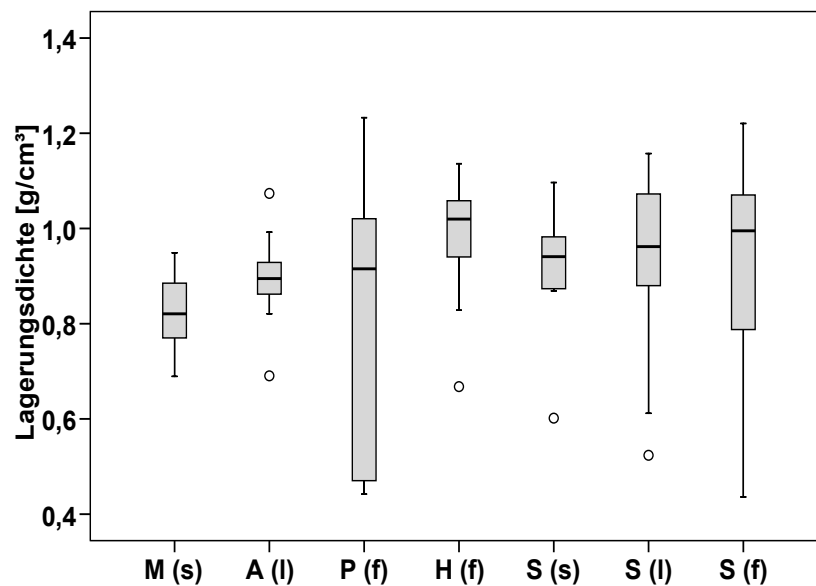


Abbildung 12: Lagerungsdichten der Weideböden

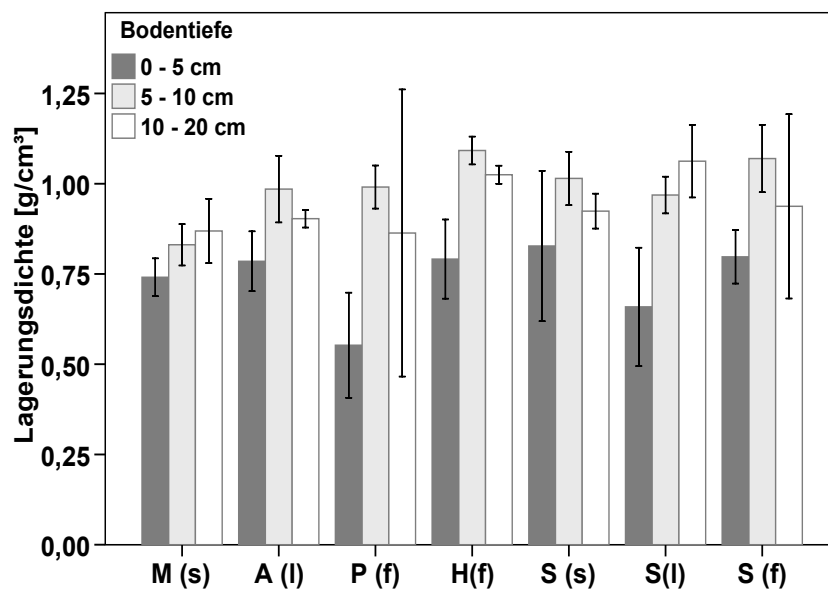


Abbildung 13: Lagerungsdichte der Weideböden in unterschiedlichen Tiefenstufen (Mittelwert $\pm$ Standardabw.)

4.1.3. Korngrößenverteilung

In Abbildung 14 sind die Skelettanteile der Böden nach Hangneigungen und Bodentiefen veranschaulicht. Diese variieren stark zwischen 0 und 22 %. Mit der Bodentiefe steigt der Skelettgehalt, wobei der Anstieg zwischen den unteren beiden beprobten Tiefenstufen signifikant ist. Auffällig sind die vergleichsmäßig niedrigen Werte der leicht geneigten Flächen.

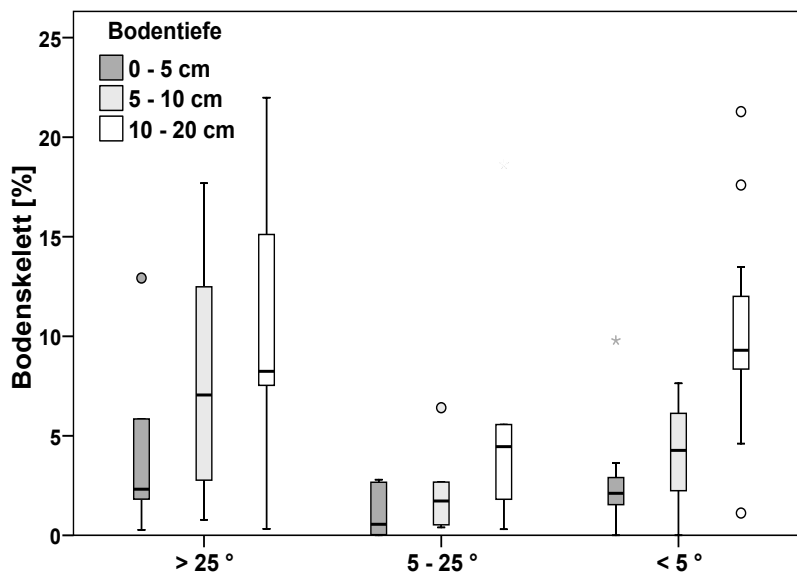


Abbildung 14: Bodenskelettanteil [Gewichts-%] verschiedener Hangneigungen und Tiefenstufen

Die Korngrößenanalyse ergab für alle untersuchten Standorte sehr ähnliche Ergebnisse. Als Bodenart stellte sich dabei Lehm heraus, mit rund 27 % Sand-, 43 % Schluff- und 30 % Tonanteil. Auch zwischen den drei beprobten Tiefenstufen unterscheidet sich die Korngrößenverteilung nicht wesentlich (Abbildung 15). Es lässt sich eine schwache Zunahme des Sandgehalts, bei gleichzeitiger Abnahme des Tongehalts feststellen. Die Signifikanz dieser Tiefenfunktion überschreitet jedoch mit $p = 0,059$ knapp das Niveau von 5 %.

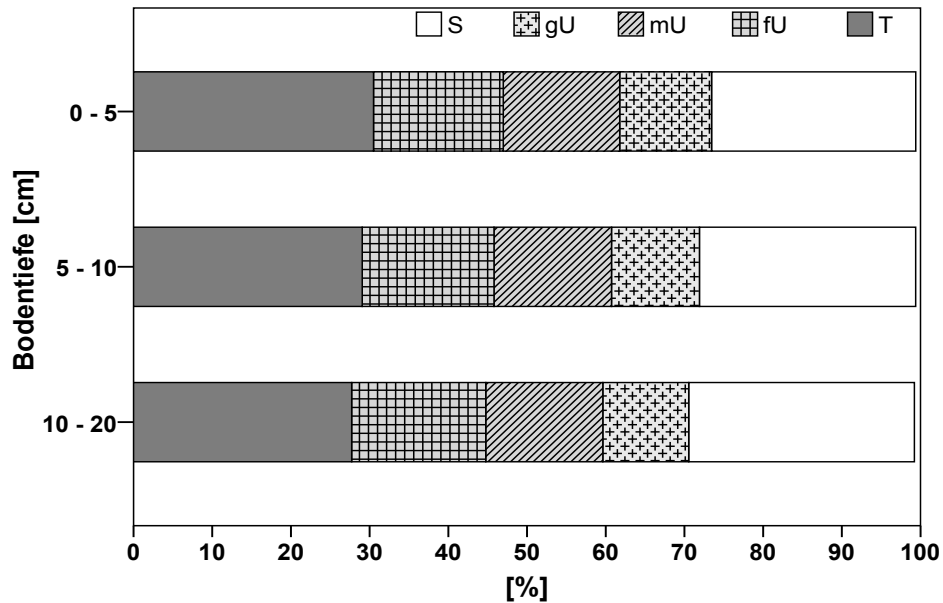


Abbildung 15: Korngrößenverteilung der Probestandorte
(Mittelwerte der jeweiligen Fraktionen)

4.1.4. pH Wert

Die pH Werte der Messungen in H_2O liegen generell um 0,5 bis 1 pH Einheiten höher als jene in $CaCl_2$. Da die Ergebnisse jedoch die gleichen Tendenzen aufweisen, werden im folgenden Kapitel nur die Ergebnisse der $CaCl_2$ - Messungen berücksichtigt. Die Messergebnisse in H_2O sind in Anhang 3 ersichtlich.

Die Abbildungen 16 und 17 geben einen Überblick über die pH Werte ($CaCl_2$) der beprobten Standorte. Sie liegen bei allen Proben laut der Klassifikation von BRUCE & RAYMENT 1982, zit. in HAZELTON & MURPHY 2007) im sauren bis sehr stark sauren Bereich zwischen 3,4 und 5,6. Generell lässt sich eine leichte Abnahme des pH Werts mit der Bodentiefe feststellen. Diese Tiefenfunktion ist auf leicht geneigten und flachen Standorten zwischen 0 - 5 und 10 - 20 cm Bodentiefe signifikant ausgeprägt.

Generell weisen die flachen Bereiche signifikant ($p = 0$) höhere pH Werte auf als die geneigten. Auch beim separaten Vergleich der Setariaweiden stellt sich ein deutlicher Unterschied heraus. Die pH Werte der Böden auf flachen Setariaweiden sind, gegenüber den geneigten Standorten dieser Grasart, signifikant höher ($p < 0,01$).

Die höchsten pH Werte kommen auf den Pennisetumstandorten vor, wo sie im Mittel bei 5,2 liegen. Die dortigen Böden unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Acidität auch

signifikant von jenen anderer Weidetypen auf flachen Bereichen, wobei dieser Unterschied in allen drei beprobten Tiefenstufen signifikant ist. Auf den anderen Hangneigungsklassen weichen die Boden-pH Werte der Weidetypen nicht wesentlich voneinander ab.

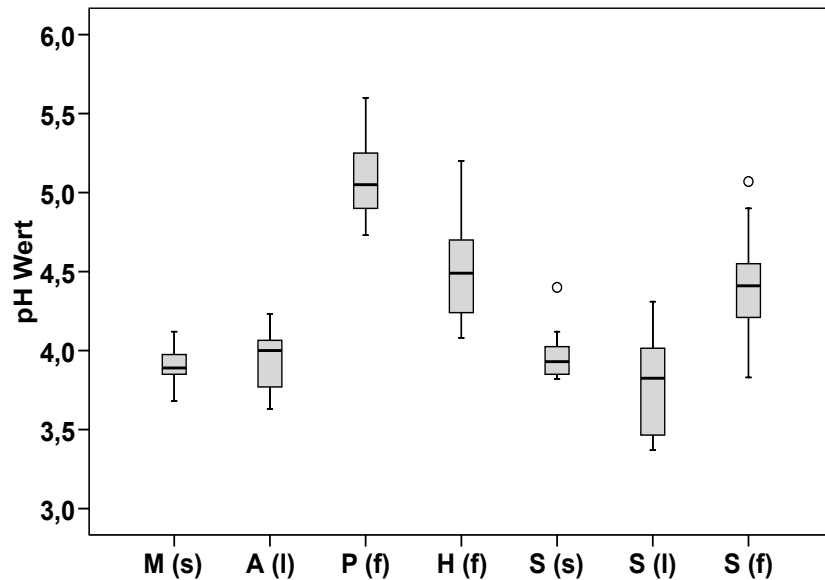


Abbildung 16: pH Werte (CaCl₂) der Weideböden

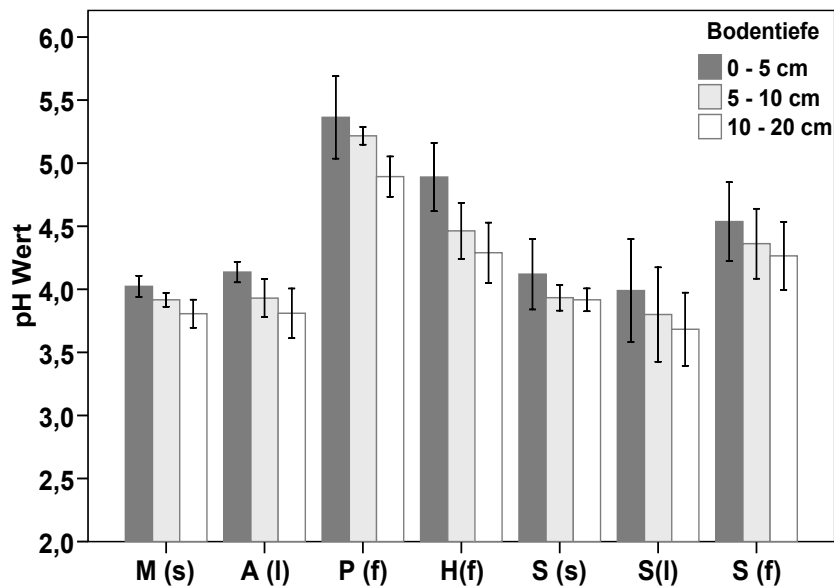


Abbildung 17: pH Werte der Weideböden in unterschiedlichen Tiefenstufen (Mittelwert $\pm$ Standardabw.)

4.1.5. Effektive Kationenaustauschkapazität

Die gemessene Kationenaustauschkapazität der Böden der Weideflächen schwankt erheblich zwischen 4,3 und 36,3 cmol/kg und beträgt im Mittel 9,9 cmol/kg ($\pm 4,9$). Eine graphische Darstellung der KAK_{eff} der beprobten Standorte ist in Abbildung 18 und Abbildung 19 gegeben.

Es ist eine Abnahme der KAK_{eff} mit steigender Tiefe zu verzeichnen, wobei der Sprung zwischen 0 - 5 und 5 - 10 cm signifikant ist ($p < 0,01$).

In den oberen 5 cm sind die Messwerte steiler Hänge signifikant geringer als auf den flachen Standorten ($p = 0,0$). In den unteren beprobten Tiefenstufen unterscheiden sich die Werte nach Hangneigungsklassen jedoch nicht mehr wesentlich voneinander. Ein Vergleich der Setariaweiden auf unterschiedlichen Hangneigungen, liefert sehr ähnliche Ergebnisse. Dies lässt darauf schließen, dass ein Einfluss der Weidegräser gegeben ist.

Auf den flachen Standorten weisen Pennisetumweiden signifikant ($p < 0,01$) höhere Werte auf als Holcusweiden. Der erstgenannte Weidetyp beinhaltet in den oberen 5 cm den mit Abstand höchsten gemessenen Wert von 36,3 cmol/kg. Innerhalb dieses Weidetyps streuen die Werte aber gleichzeitig am stärksten, vor allem zwischen den untersuchten Bodentiefen. Die Böden unter Pennisetumweiden haben auch signifikant höhere Werte als alle geeigneten Weidetypen.

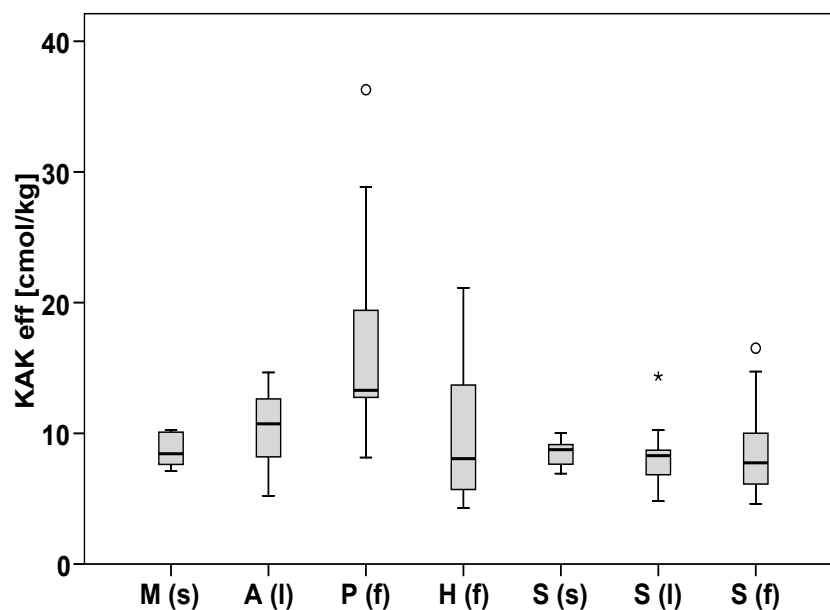


Abbildung 18: KAK_{eff} der Weideböden

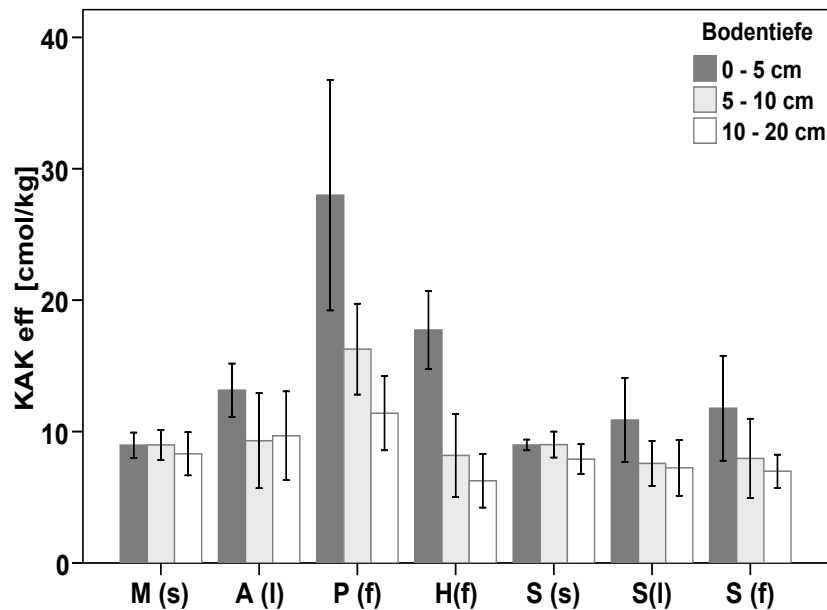


Abbildung 19: KAK_{eff} der Weideböden in unterschiedlichen Tiefenstufen (Mittelwert $\pm$ Standardabw.)

4.1.6. Basensättigung

Die Basensättigung der beprobten Böden beträgt im Mittel 56,1 % der KAK_{eff} ($\pm 31,7$) und variiert sehr stark zwischen 12,3 und 99,9 % der KAK_{eff}. Sie setzt sich generell aus Ca, Mg und K im Verhältnis 3 - 5 : 1,5 : 1 zusammen. Natrium kommt nur in sehr geringen Mengen vor.

Es bestehen deutliche Unterschiede zwischen den beprobten Bodentiefen, sowie auch zwischen den Hangneigungsklassen (Abbildung 20 und Abbildung 21). In den oberen 5 cm sind die Werte auf allen Probestellen am höchsten und nehmen mit der Tiefe ab, wobei zwischen 0 - 5 und 5 - 10 cm Bodentiefe ein signifikanter Unterschied besteht ($p < 0,01$). Auf den steilen Hängen ist auch der Sprung zwischen 5 - 10 und 10 - 20 cm signifikant. Die flachen Standorte weisen in allen 3 Bodentiefen die höchste Basensättigung auf. In den oberen 5 cm beträgt sie auf allen beprobten Standorten dieser Hangneigung nahezu 100 %.

Dass die Basensättigung wesentlich durch die Hangneigung beeinflusst wird, bestätigen die Vergleiche der Setariaweiden verschiedener Hangneigungen. Von den flachen zu den steilen Weiden nimmt sie signifikant ab ($p = 0$). Die flachen Setariaweiden haben signifikant ($p = 0$) höhere Werte als die geneigten Setariaweiden.

Pennisetumweiden heben sich jedoch in ihrer Tiefenfunktion deutlich von den anderen flachen Weiden ab. Während auf Holcus- und flachen Setariaweiden die Basensättigung in 10 - 20 cm Bodentiefe bis auf rund 50 % abnimmt, bleibt sie bei Pennisetumweiden in allen drei beprobten Tiefenstufen auf einem Niveau von knapp unter 100 %. Diese Weiden sind auch die einzigen, die sich wesentlich von Weiden gleicher Hangneigung unterscheiden. In den unteren beiden Tiefenstufen ist die Basensättigung signifikant ($p < 0,01$) höher als auf den Setaria-Vergleichsflächen.

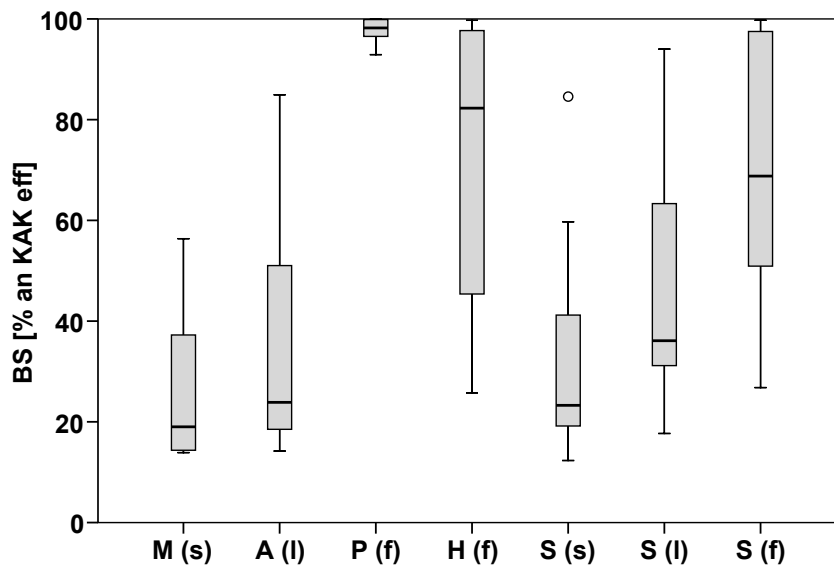


Abbildung 20: Basensättigung der Weideböden

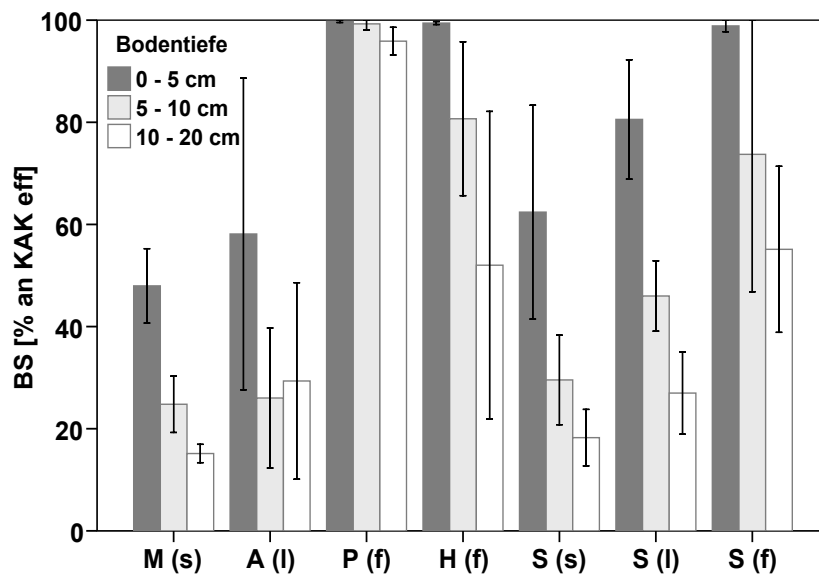


Abbildung 21: Basensättigung der Weideböden in unterschiedlichen Tiefenstufen (Mittelwert $\pm$ Standardabw.)

4.1.7. Kationenbelag am Austauscher

HAZELTON und MURPHY (2007) betonen, dass die Proportionen der jeweiligen Kationen an der KAK_{eff} für das Pflanzenwachstum relevanter sind als deren absolute Konzentrationen. Auf den beprobten Standorten weisen die prozentualen Anteile der Kationen außerdem sehr ähnliche Tendenzen auf als die absoluten Werte. Deshalb werden im folgenden Kapitel hauptsächlich die relativen Sättigungswerte der gemessenen Kationen am Austauscher beschrieben.

Die höchsten Anteile am Kationenbelag haben Al bzw. Ca, wobei sich die flachen von den geneigten Standorten in ihrer Ca-, bzw. umgekehrt in ihrer Al-Sättigung deutlich unterscheiden. In Abbildung 22 sind die mittleren Kationenbeläge der beprobten Böden graphisch dargestellt.

4.1.7.1. Calcium

Die Ca-Sättigungen nehmen mit der Bodentiefe signifikant ab und schwanken zwischen 5,4 in 10 - 20 cm und 33,1 % in 0 - 5 cm Bodentiefe. Die flachen Standorte weisen dabei signifikant höhere Ca-Sättigungen in allen beprobten Tiefenstufen auf als die geneigten Bereiche. Hier nimmt Ca in den oberen 10 cm über 40 % der Austauscherplätze ein und ist somit das dominierende Kation. Anders ist dies auf den Melinis- und Setariaweiden auf den steilen Hängen, wo die Ca-Sättigungen < 40 %, unterhalb einer Bodentiefe von 5 cm sogar weniger als 20 % betragen. Innerhalb gleicher Hangneigungsklassen konnten keine Unterschiede zwischen den Weidetypen festgestellt werden.

4.1.7.2. Magnesium

Ähnlich wie Ca nehmen auch die Mg-Anteile am Austauscher mit der Tiefe signifikant ab, wobei die Werte jedoch stark schwanken. So kommen z.B. die höchste (33,1 %) und die niedrigste (1,18 %) Sättigung in den oberen 5 cm vor.

Auch im Hinblick auf die Mg-Sättigungen unterscheiden sich die flachen Weiden durch signifikant höhere Werte von den leicht geneigten und den steilen Flächen ($p < 0,01$). Die höchsten Mg-Sättigungen weisen die Böden der Pennisetumweiden auf, wo sie in

allen drei beprobten Bodentiefen $> 25 \%$ betragen. Auch die oberen 5 cm der Holcus- und Setariaweiden auf flachen Bereichen, wie auch Setariaweiden auf leicht geneigten Hängen zeichnen sich durch eine hohe Mg-Sättigung von knapp über 25% aus. In den unteren beprobten Tiefenstufen der geneigten Bereiche beträgt die Mg-Sättigung hingegen nur $2 - 6 \%$.

4.1.7.3. Kalium

Die Werte der K-Sättigung variieren zwischen $1,3$ und $36,3 \%$, wobei Minimum und Maximum jeweils in $10 - 20$ cm Bodentiefe auftreten. Trotzdem lässt sich eine signifikante Abnahme mit der Bodentiefe nachweisen. In den Böden unter Holcus- und Pennisetumweiden sind die K-Sättigungen mit durchschnittlich 20% , so wie jene von Ca und Mg deutlich höher als auf den anderen beprobten Weidetypen.

4.1.7.4. Natrium

Mit einem Maximum von $1,1 \%$ macht Natrium nur einen sehr geringen Anteil des Kationenbelags aus. Die Werte weisen keine Tiefenfunktion, sowie Unterschiede zwischen den Hangneigungen auf. Auf den steilen Hängen wurden jedoch in allen drei beprobten Bodentiefen signifikant höhere Na-Sättigungen von Setariaweiden, verglichen mit Melinisweiden festgestellt.

4.1.7.5. Aluminium

Es lässt sich ein signifikanter Anstieg des Al-Gehalts mit der Tiefe feststellen ($p < 0,01$).

Die KAK_{eff} der steilen und leicht geneigten Hangneigungsklassen wird hauptsächlich von Al bestimmt. In den unteren beprobten 20 cm der steilen Hänge treten Sättigungen von $> 80 \%$ auf, wobei die Böden unter Melinisweiden generell die höchsten Werte aufweisen. Mit Ausnahme eines beprobten Setaria-Plots, nimmt Al auf allen steilen Flächen schon in den oberen 5 cm $> 35 \%$, in drei Fällen sogar $> 50 \%$ der KAK_{eff} ein.

Unter den flachen Weidetypen ist der Aluminiumgehalt in allen drei beprobten Tiefen signifikant niedriger als auf den geneigten Flächen. In den oberen 5 cm liegen die Al-Sättigungen von Holcus- und Pennisetumweiden bei $< 1 \%$, jene von flachen Setariaweiden bei $< 3,5 \%$. Pennisetumstandorte weisen mit zunehmender Tiefe nur einen sehr leichten Anstieg der Al-Sättigungen auf. Bei Holcus- und flachen Setariaweiden steigen diese hingegen stärker an und betragen in beiden Fällen in 10 - 20 cm Bodentiefe im Mittel 40 %. Die Böden der Pennisetumweiden heben sich somit hinsichtlich ihres Al-Anteils signifikant von den anderen flachen Weiden ab.

4.1.7.6. Eisen

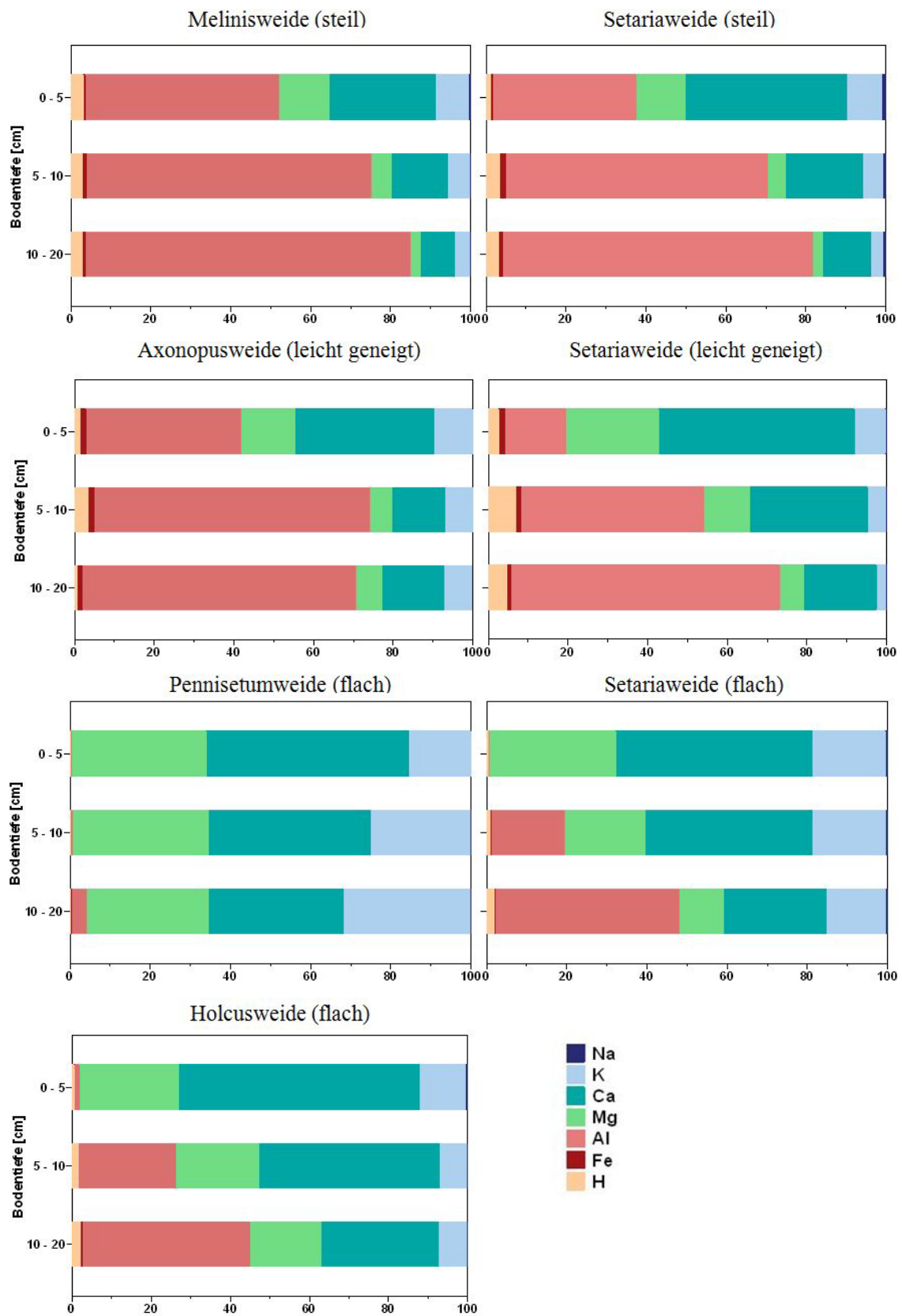
Die relativen Sättigungen von Fe am Austauscher reichen von weniger als 0,1 % an der KAK_{eff} in den oberen 10 cm mehrerer Probestandorte bis knapp $> 4 \%$ in den oberen 5 cm. Es lässt sich ein leichter Anstieg zwischen 0 - 5 und 10 - 20 cm Bodentiefe feststellen.

Signifikante Unterschiede zwischen den Hangneigungsklassen konnten beim Vergleich der Setariaflächen in den oberen 10 cm des Bodens zwischen flachen und geneigten Standorten nachgewiesen werden.

Unterschiede der Weidetypen gleicher Hangneigung gibt es nur zwischen Holcus- und Setariaweiden in 0 - 5 cm, wobei die Sättigungen der letztgenannten etwas höher sind.

4.1.7.7. H^+ - Ionen

Die Sättigungen von H^+ - Ionen am Austauscher betragen bei mehreren Proben $< 1 \%$ und reichen bis 12,6 % der KAK_{eff} , wobei ein signifikanter Unterschied zwischen flachen Bereichen mit niedrigeren, und leicht geneigten Bereichen mit höheren Werten besteht. Dieses Ergebnis bezieht sich auf die oberen 10 cm. In 5 - 10 cm weisen die flachen Bereiche niedrigere Sättigungen auf als die steilen Hänge. Der Vergleich der Setariaflächen alleine konnte diese Ergebnisse jedoch nicht bestätigen. Im Gegensatz zu den anderen Kationen, konnte bei den H^+ - Ionen keine Tiefenfunktion und auch keine Unterschiede zwischen den Weidetypen nachgewiesen werden.

Abbildung 22: Kationenbelag [% an KAK_{eff}] am Austauscher

4.1.8. Phosphat

Der Phosphatgehalt in den Böden der beprobten Flächen beträgt im Mittel 16,4 mg/kg ($\pm 20,7$), variiert aber sehr stark zwischen dem extrem niedrigen Wert von 1,1 und dem hohen Wert von 99,7 mg/kg. Abbildung 23 und Abbildung 24 geben einen Überblick über die Phosphatgehalte der Probeflächen.

Die höchsten Werte kommen in den oberen 5 cm vor, wobei auch die Streuung in dieser Tiefenstufe am höchsten ist. Die niedrigsten Werte weist die tiefste beprobte Stufe auf. Eine signifikante Abnahme mit der Tiefe ist auf den flachen und leicht geneigten Bereichen gegeben.

Die Böden der leicht geneigten Weiden weisen signifikant geringere Gehalte auf als die der flachen Standorte. Die niedrigsten Werte kommen auf den leicht geneigten Standorten in 10 - 20 cm Bodentiefe (1,1 - 6,9 mg/kg) vor. Die Setariaweiden auf den unterschiedlichen Hangneigungen unterschieden sich jedoch nicht wesentlich voneinander. Dies deutet darauf hin, dass die Hangneigung alleine nicht ausschlaggebend für die Phosphatkonzentration im Boden ist, sondern ein Einfluss der Weidevegetation gegeben ist. Besonders deutlich ist dies auf den flachen Standorten ersichtlich. In den oberen 5 cm weisen hier Pennisetumweiden die höchsten Konzentrationen auf (Mittelwert $41,1 \pm 12,1$), gefolgt von Holcusweiden (Mittelwert $25,6 \pm 31,1$). Dies steht im Gegensatz zu den Böden der ebenen Setariaweiden (Mittelwert $15,3 \pm 21,9$). Gleichzeitig unterscheiden sich die Phosphatgehalte der beprobten Bodentiefen von Pennisetumweiden sehr stark. Auf den flachen Standorten konnten signifikante Unterschiede zwischen Pennisetum- und flachen Setariaweiden in den oberen 5 cm, sowie zwischen Holcus- und Setariaweiden in 10 - 20 cm Bodentiefe festgestellt werden.

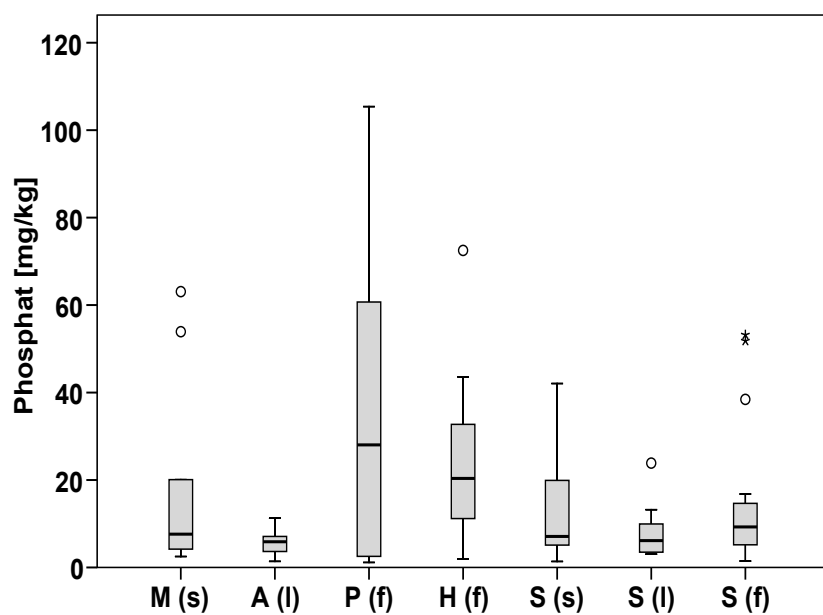
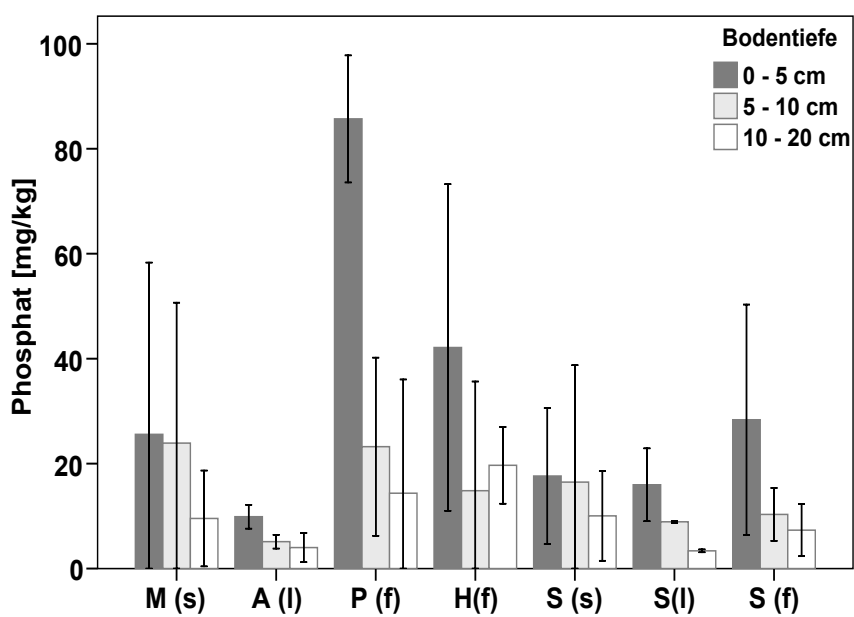


Abbildung 23: Phosphatgehalte der Weideböden

Abbildung 24: Phosphatgehalte der Weideböden in unterschiedlichen Tiefenstufen (Mittelwert $\pm$ Standardabw.)

4.1.9. C/N Verhältnis

Das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff der beprobten Weiden ist in Abbildung 25 und Abbildung 26 zusammengefasst. Es beträgt im Mittel 13 ($\pm 2,6$) und schwankt zwischen 9,1 und 19,5. Zwischen der obersten und der untersten beprobten Stufe wird das Verhältnis signifikant weiter. Besonders ausgeprägt ist diese Tiefenfunktion auf den steilen Weidetypen ($p < 0,01$). Auf Holcusweiden ist das C/N Verhältnis jedoch durchschnittlich in den obersten 5 cm am weitesten, wobei die Werte hier sehr stark streuen.

Generell verengt sich das C/N Verhältnis von den steilen zu den flachen Bereichen.

Auf steilen Bereichen beträgt es im Mittel 15,1 ($\pm 1,1$), auf leicht geneigten 13,80 ($\pm 2,9$) und auf flachen 11,5 ($\pm 1,8$).

Dass die Hangneigung einen entscheidenden Einfluss auf das C/N Verhältnis hat, zeigen auch die in allen drei Tiefenstufen signifikant weiteren Verhältnisse von steilen Setariaweiden im Vergleich zu flachen Setariaweiden.

Die Mittelwerte der Weiden auf gleichen Hangneigungen unterscheiden sich nicht wesentlich voneinander. Somit kann davon ausgegangen, dass der Einfluss der Weidevegetation eine eher untergeordnete Rolle, gegenüber der Hangneigung spielt.

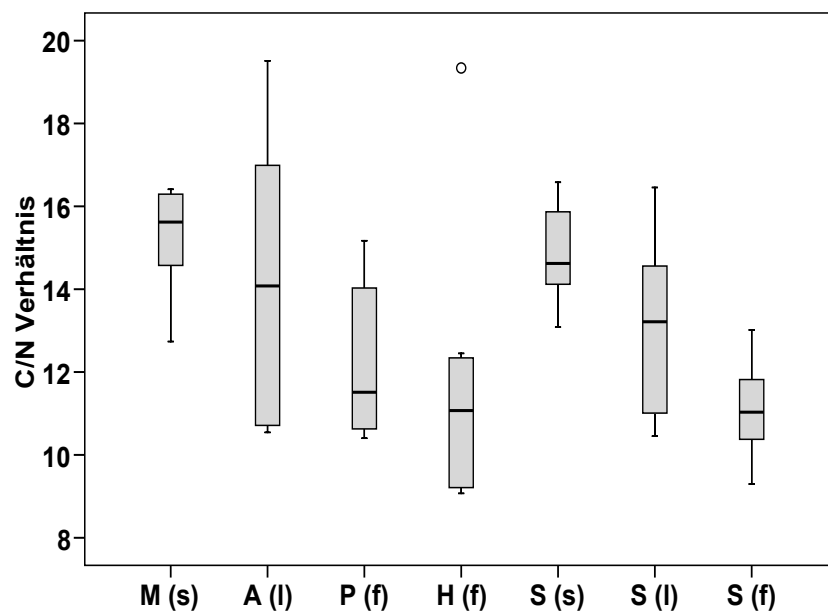


Abbildung 25: C/N Verhältnisse der Weideböden

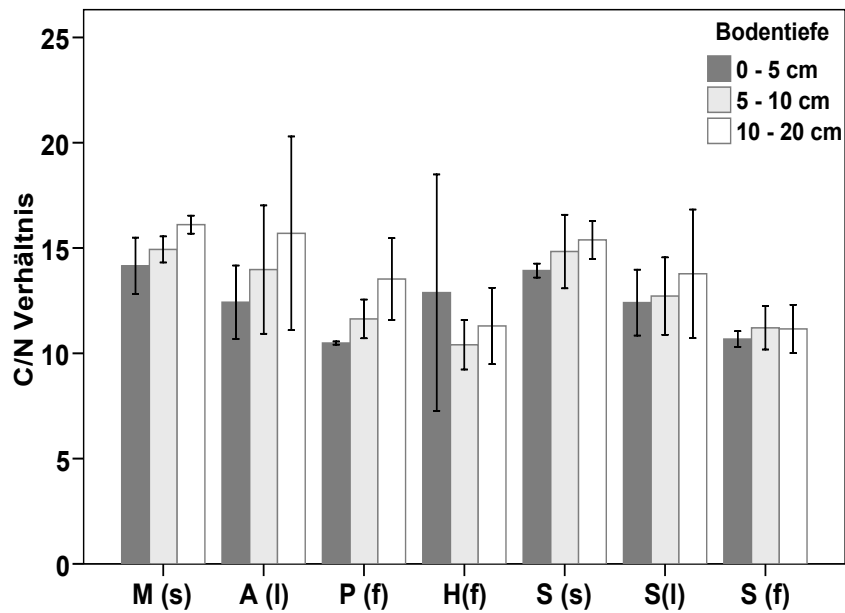


Abbildung 26: C/N Verhältnisse der Weideböden in unterschiedlichen Tiefenstufen (Mittelwert $\pm$ Standardabw.)

Abbildung 27 zeigt den Gesamtkohlenstoffgehalt (C_t) und Abbildung 28 den Gesamtstickstoffgehalt (N_t) der analysierten Böden. Die C_t -Konzentrationen betragen im Mittel 72,5 ($\pm$ 31,9) mg/kg und schwanken sehr stark zwischen 23,5 und 182,6 mg/kg. Die höchsten Gehalte kommen bei allen Weidetypen in den oberen 5 cm des Bodens vor. Es ist eine signifikante Abnahme mit der Bodentiefe zu verzeichnen. Die mit Abstand höchsten Werte sind auf Pennisetum- und leicht geneigten Setariaweiden in den oberen 5 cm zu finden. Damit unterscheiden sich diese signifikant von den anderen Weidetypen gleicher Hangneigung. Ebenso sind die N_t -Gehalte auf diesen beiden Weidetypen in der obersten beprobten Tiefenstufe signifikant höher als auf ihren Vergleichsflächen. Auch die N_t -Konzentrationen weisen eine deutliche Abnahme mit der Bodentiefe auf. Sie variieren zwischen 2,4 und 17,4 und betragen im Mittel 5,8 mg/kg.

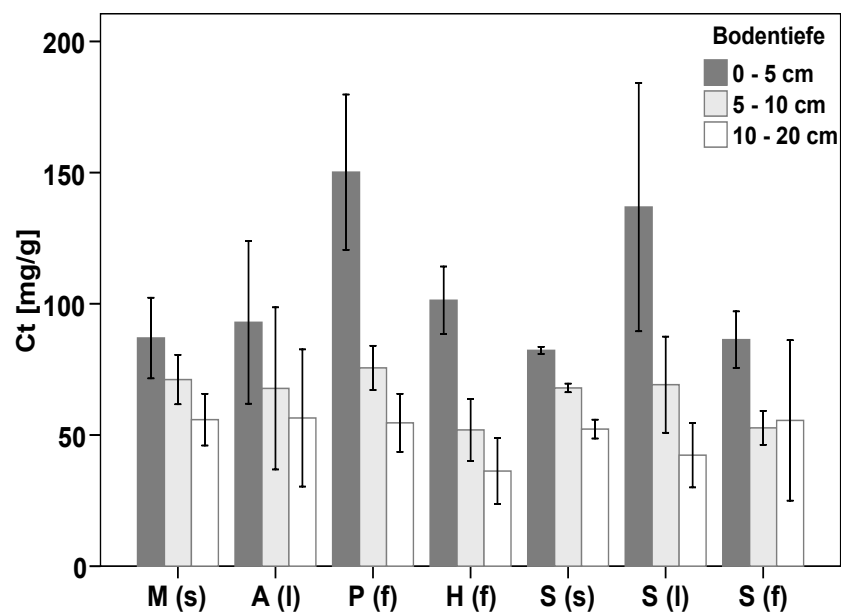


Abbildung 27: Gesamtkohlenstoff der Weideböden in unterschiedlichen Tiefenstufen

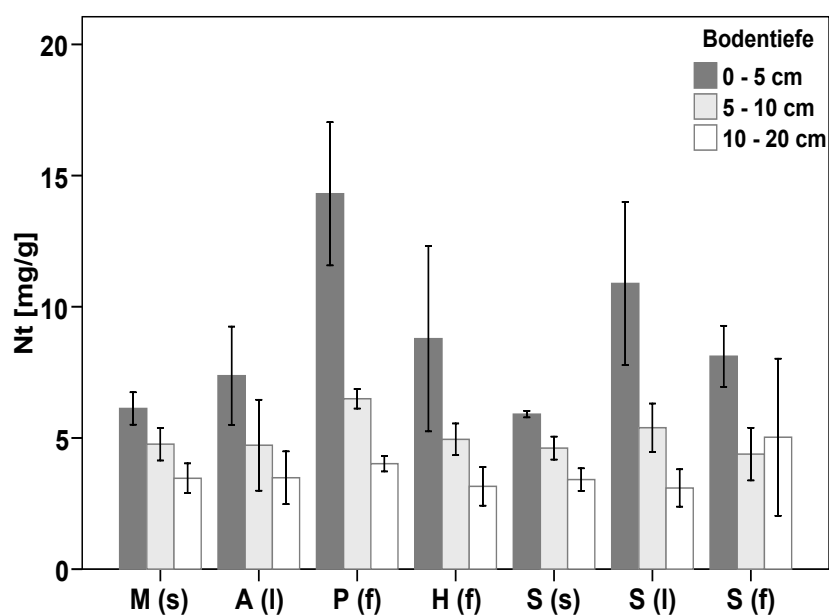


Abbildung 28: Gesamtstickstoff der Weideböden in unterschiedlichen Tiefenstufen

4.2. Futterqualität der Weidegräser

Die Ergebnisse der Futtermittelanalyse sind Abbildung 29 veranschaulicht. Die prozentualen Anteile der gesamten verdaulichen Nährstoffe (TDN) betragen zwischen 0,46 und 0,67 kg/kg Trockenmasse. Da sie, wie erwartet, stark mit der umsetzbaren Energie korrelieren, wird hier auf eine weitere Erläuterung verzichtet.

In ihrem Gesamtenergiegehalt (GE) sind sich die Weidegräser *Holcus lanatus*, *Melinis minutiflora* und *Axonopus compressus* relativ ähnlich. Signifikant geringere Werte weisen *Setaria sphacelata* und *Pennisetum clandestinum* auf.

In ihrem Gehalt an umsetzbarer Energie, zeigen *Melinis minutiflora* und *Axonopus compressus* signifikant höhere Werte als die restlichen beprobten Gräser. Die niedrigsten Gehalte weisen *Pennisetum clandestinum* und *Holcus lanatus* mit durchschnittlich 8 MJ/kg auf. Eine detaillierte Darstellung der Ergebnisse der Futtermittelanalytik ist in Anhang 1 zu finden.

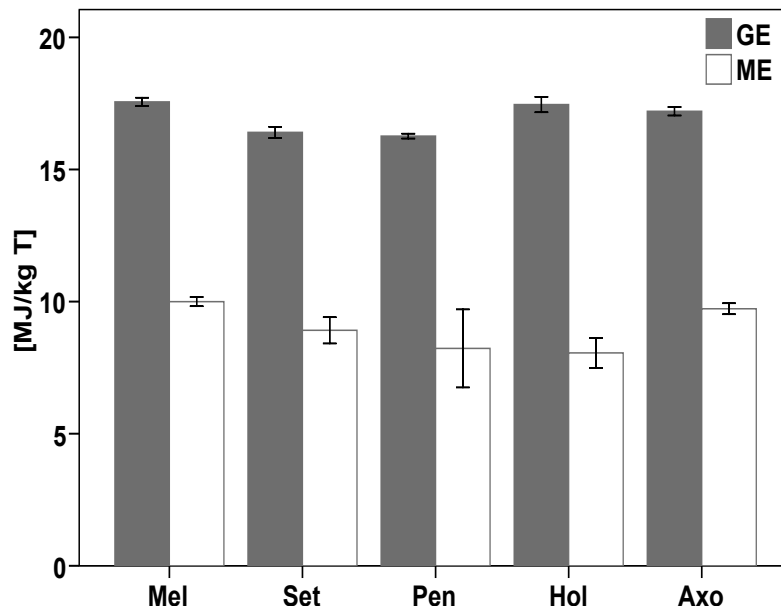


Abbildung 29: Energiegehalte der Hauptweidegräser (Mel = *Melinis minutiflora*, Set = *Setaria sphacelata*, Pen = *Pennisetum clandestinum*, Hol = *Holcus lanatus*, Axo = *Axonopus compressus*, GE = Bruttoenergie, ME = umsetzbare Energie)

4.3. Zusammenhänge zwischen Futter- und Bodenqualität

Es bestehen signifikante mittlere bis starke negative Zusammenhänge zwischen dem Bruttoenergiegehalt von *Setaria sphacelata* und Magnesium- und Kalium-, sowie der Basensättigung des Bodens. Positive signifikante Korrelationen bestehen hingegen zwischen der Bruttoenergie des Weidegrases und dem Aluminiumgehalt im Boden.

Insbesondere der Rohproteingehalt des Grases zeigt signifikante mittlere bis starke positive Korrelationen zu den Bodenparametern pH Wert und Ca-Sättigung. Ein niedrigerer Proteingehalt der Pflanzen geht einher mit höheren Fe-Gehalten und weiteren C/N Verhältnissen, das heißt weniger pflanzenverfügbarem N im Boden.

Die genauen Stärken der Zusammenhänge sind in Tabelle 5 aufgelistet.

Die Korrelationsanalyse zwischen umsetzbarer Energie und den aufgenommenen Bodenparametern ergab keine signifikanten Ergebnisse.

Tabelle 5: Korrelationskoeffizienten nach SPEARMAN zwischen ausgewählten Boden- und Pflanzenparametern auf Setariaweiden. N = 12. (pH Wert in CaCl₂, BS, Ca, Mg, K, Fe, Al in % der KAK_{eff}, * = auf 5 % Niveau signifikant, ** auf 1 % Niveau signifikant)

	GE	ME	XP
pH	/	/	0,61 (*)
C/N	/	/	- 0,83 (*)
BS	- 0,65 (*)	/	/
Ca	/	/	0,61 (*)
Mg	- 0,73 (**)	/	/
K	- 0,66 (*)	/	/
Fe	/	/	- 0,64 (*)
Al	0,64 (*)	/	/
KAK_{eff}	/	/	/
PO₄³⁻	/	/	/

5. Diskussion

5.1. Wassergehalt

Da die Probenahme in der niederschlagsärmsten Zeit, innerhalb einer zweiwöchigen Trockenperiode erfolgte, kann davon ausgegangen werden, dass auch der Wassergehalt im Jahresverlauf zu dieser Zeit am geringsten ist. Der mittlere monatliche Niederschlag im Untersuchungsgebiet übersteigt jedoch von März bis August 150 mm (Abbildung 4), weshalb die Vermutung naheliegt, dass Böden während dieser Zeit sehr stark wassergesättigt sind. Während der niederschlagsarmen Monate von Oktober bis Dezember beobachtete GAWLIK (2010) bei Vegetationsaufnahmen Anzeichen für Trockenstress bei Weidepflanzen. Allerdings kommt es auch in dieser Zeit spätestens alle 10 – 14 Tage zu leichten Regefällen, sodass Wassermangel vermutlich ein untergeordnetes Problem darstellt.

Wie auch in HILPMANN (2003) ist in der vorliegenden Studie ein geringerer Wassergehalt der Böden mit einer höheren Lagerungsdichte verbunden ($r_s = -0,73$). Dieser Zusammenhang ist auf den flachen Weidetypen Pennisetum ($r_s = -0,83$, $p < 0,01$), Holcus ($r_s = -0,76$) und Setaria ($r_s = -0,82$, $p < 0,01$) am stärksten ausgeprägt. Auch auf Melinisweiden besteht ein signifikanter negativer Zusammenhang ($r_s = -0,72$). HOFSTEDE (1995) führt solche Zusammenhänge auf den Tritteffekt des Viehs zurück, wodurch insbesondere die Korrelationen auf den flachen Weiden erklärt werden können. Während der Probenahme fiel auf, dass flache Weiden, insbesondere Holcus- und Pennisetumstandorte, deutlich mehr Dungspuren aufweisen. Dies ist ein Indiz für die stärkere Frequentierung dieser Standorte vom Weidevieh und der damit verbundenen höheren Tritteinwirkung. POTTHAST (2006) stellte bei Messungen auf Setariaweiden im Untersuchungsgebiet im Oktober 2004 einen Wassergehalt zwischen 46 und 66 % fest. HILPMANN (2003) ermittelte für diese Jahreszeit bei Untersuchungen von Weideböden im Untersuchungsgebiet etwas geringere Werte zwischen 25 und 50 %. Wie auch in dieser Studie wiesen dabei Holcusweiden deutlich geringere Wassersättigungen und höhere Lagerungsdichten auf als die anderen untersuchten Weiden. Sehr ähnliche Wassersättigungen fand der Autor auch in Böden unter Bergregenwald in vergleichbarer Höhenlage.

5.2. Lagerungsdichte

Nach SCHLICHTING et al. (1995) sind die Lagerungsdichten der untersuchten Böden als sehr gering bis gering einzustufen. Die Grenzwerte für das Pflanzenwachstum hängen stark von der Bodentextur ab (SLATTERY et al. 1999). Für Lehm Böden nennt JONES (1983, zit. in HAZELTON & MURPHY 2007) einen kritischen Wert von $1,6 \text{ g/cm}^3$, bei dem das Wachstum von Pflanzenwurzeln eingeschränkt wird. Dieser Grenzwert wird jedoch auf den untersuchten Standorten nicht überschritten.

Aufgrund des sauren Milieus im Boden kann davon ausgegangen werden, dass der in der vorliegenden Arbeit bestimmte Gesamtkohlenstoff dem organischen Kohlenstoff (C_{org}) entspricht (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010), weshalb folgend hauptsächlich auf C_{org} eingegangen wird. Zwischen der Lagerungsdichte und C_{org} besteht ein signifikanter negativer Zusammenhang ($r_s = -0,67$, $p = < 0,01$). Dadurch lässt sich, zusammen mit den steigenden Skelettgehalten, die Zunahme der Lagerungsdichte mit der Bodentiefe erklären. Die hohen C-Gehalte könnten die Ursache für die lockere Lagerung der Weidestandorte sein. Positive Zusammenhänge zwischen C_{org} und Lagerungsdichte sind in vielen Studien zu finden (siehe SAKIN et al. 2011). Die, mit Ausnahme der Pennisetumweiden höheren Lagerungsdichten auf den flachen Standorten, insbesondere in den unteren 10 beprobten cm lassen sich auch auf Trittsverdichtung durch höhere Beweidungsintensität zurückführen. Darauf deuten auch die höheren Stickstoffgehalte dieser Standorte in den oberen 5 cm des Bodens hin. Außerdem wurde während der Probenahme eine stärkere Frequentierung der ebenen Flächen durch das Vieh beobachtet. Die niedrigeren Lagerungsdichten auf Pennisetumweiden lassen sich durch die hohen C_{org} -Gehalte erklären.

Die Landnutzung hat generell starken Einfluss auf die Entwicklung der Lagerungsdichte in Böden. Durch die Verdichtung durch Tritteinwirkung der Weidetiere ist sie auf Weiden oft höher als auf vergleichbaren Waldflächen (RHOADES et al. 2000). DEGENER (2010) stellte im Untersuchungsgebiet in Oberböden unter Bergregenwald auf einer Höhe von 2070 m Lagerungsdichten zwischen $0,4$ und $0,8 \text{ g/cm}^3$ fest, was diese Annahme bestätigt. POTTHAST (2006) verglich Böden von Wald und Weide miteinander und stellte Lagerungsdichten unter den Weiden von $0,7$ bis $1,1 \text{ g/cm}^3$ fest, welche leicht höher waren, als jene unter Wald mit $0,5$ und $1,1 \text{ g/cm}^3$.

5.3. Korngrößenverteilung

Das Porenvolumen von Lehmböden liegt zwischen 30 und 55 %, abhängig von der Lagerungsdichte. Für die Wasseraufnahme der Pflanzen kommt jedoch der Porengrößenverteilung eine wesentlichere Rolle zu. Ein hoher Tongehalt bedingt einen hohen Anteil an Feinporen, in denen das Wasser sehr stark gebunden, und so nicht pflanzenverfügbar ist. Sehr sandige Böden weisen einen hohen Anteil an Grobporen auf, welche in terrestrischen Böden in der Regel wasserfrei und für das Ausmaß der Belüftung bedeutend sind. Der Anteil der Mittelporen ist für die Wasserversorgung der Pflanzen bedeutend und korreliert in der Regel mit der Grobschlufffraktion (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2010).

Verbunden mit der geringen Lagerungsdichte lässt die Korngrößenverteilung der beprobten Standorte ein gutes Wasserspeichervermögen und eine gute Durchlüftung vermuten. Die, im Vergleich zu den steilen und flachen Standorten, signifikant geringeren Skelettgehalte von leicht geneigten Flächen, könnten auf Abtragungsprozesse hindeuten, bei denen feineres Material von den steilen zu den weniger geneigten Flächen gespült wurde.

Die Ergebnisse der Korngrößenanalyse der vorliegenden Arbeit lieferten ähnliche Sandgehalte wie die Studie von DEGENER (2010), in der Böden im Untersuchungsgebiet in Hanglagen unter Bergregenwald, auf 2100 m ü. NN untersucht wurden. Allerdings stellte der Autor deutlich niedrigere Tongehalte von 15 %, sowie eine leichte Zunahme der Tonfraktion und eine Abnahme der Schlufffraktion mit der Bodentiefe fest.

5.4. pH Wert

Die pH Werte der untersuchten Weideböden liegen laut der Klassifikation von (SCHLICHTING et al. 1995) im sauren bis stark sauren Bereich.

Der pH Wert saurer Böden humider Klimate wird wesentlich durch Tonminerale, Huminstoffe, Oxide und Hydroxide bestimmt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Er wirkt sich auf die Verfügbarkeit von vielen Nährstoffen und toxischen Elementen für die Vegetation aus und steht so in engem Zusammenhang mit der Eignung eines Bodens als Pflanzenstandort (HAZELTON & MURPHY 2007).

Die Ergebnisse der pH Messungen der vorliegenden Arbeit lassen darauf schließen, dass ein Einfluss der Hangneigung auf die Bodenacidität gegeben und jener der Weidevegetation vernachlässigbar ist. Eine Ausnahme bilden jedoch die Böden der Pennisetumweiden, welche signifikant höhere pH Werte aufweisen als alle anderen flachen Weidetypen.

Laut SLATTERY et al. (1999) wird die Bodenversauerung durch den Eintrag von N, v. a. in Form von NO_3^- beschleunigt. Da aber Leguminosen auf flachen Weiden stärker vertreten sind, und auf diesen Weiden während der Probenahme deutlich mehr Exkrememente von Kühen vorhanden waren, kann dies als Grund für die höheren pH Werte in den Böden dieser Weiden nicht zutreffen. SLATTERY et al. (1999) nennt außerdem die bessere Drainage eines Bodens als Beschleuniger der Bodenversauerung. Auf schlechter drainierten Böden werden basische Kationen nicht so schnell ausgewaschen. So könnte es sein, dass die geneigten Bereiche wasserdurchlässiger sind, und so weniger schnell versauern. Ein weiterer Grund für die niedrigeren pH Werte auf den geneigten Flächen könnte das Fehlen, der Streuauflage sein, welche jedoch auch auf allen flachen Standorten, wenn überhaupt vorhanden, nur wenige cm mächtig ist. Möglicherweise führten auch Erosionsprozesse zur Verlagerung organischen Materials von den steilen zu den flachen Bereichen und bewirkten dort eine Anhebung des pH Werts.

Die Ergebnisse der Messung der Bodenacidität sind ähnlich jenen von HILPMANN (2003), POTTHAST (2006) und MAKESCHIN et al. (2008), welche ebenfalls Weideböden im Untersuchungsgebiet analysierten. Wie erwartet stellten die Autoren fest, dass die pH Werte (H_2O) der Mineralböden unter Bergregenwald, welche zwischen 3,6 und 4,1 liegen, auf ca. gleicher Höhenlage um durchschnittlich 0,5 bis 1 pH Einheit niedriger sind als jene der Weiden. Solche Beispiele der Anhebung des pH Werts durch Brandrodung sind in vielen in den Tropen durchgeführten Studien zu finden (z.B. NUMATA et al. 2007, DE MORAES et al. 1996, MAKESCHIN et al. 2008). Allerdings wird häufig betont, dass die Böden dann innerhalb 5 - 10 Jahren degradieren und die pH Werte wieder auf das Niveau vor der Rodung zurückgehen (z.B. NUMATA et al. 2007). Wie jedoch bodenkundliche Studien im Untersuchungsgebiet belegen, sind nach 50 – 60 jähriger extensiver Weidenutzung die pH Werte unter Weideflächen immer noch deutlich höher als unter Naturwald. Die Ursache könnte im wiederholten Abbrennen der Flächen liegen (MAKESCHIN et al. 2008, BECK et al. 2008).

NUMATA et al. (2007) nennen, neben dem Management von Weideflächen auch unterschiedliche Bodeneigenschaften als Grund für die zeitliche Entwicklung der pH Werte eines Standorts nach der Nutzungsumwandlung. Unterschiedliche Brandhäufigkeiten und –intensitäten könnten auch die Differenzen der pH Werte zwischen den Weidetypen erklären. Aufgrund der finanziellen Situation der Bauern vermutet SCHNEIDER (2000) dass mineralische Düngerapplikationen zur Anhebung des pH Werts keine wesentliche Rolle spielen.

Die Protoneneinträge durch die Niederschläge sind, verglichen mit anderen Studien, sehr gering (YASIN 2001), könnten jedoch trotzdem zum Tiefengradient der pH Werte beitragen (HILPMANN 2003).

Auch die Vegetation kann den pH Wert des Bodens wesentlich beeinflussen. Nehmen Pflanzen den benötigten N in kationischer Form, als NH_4^+ , auf, geben sie zum Ladungsausgleich H^+ Ionen in den Boden ab, wodurch der pH Wert abgesenkt wird. Eine Versorgung der Pflanze mit N in anionischer Form, also mit NO_3^- bewirkt die Abgabe von OH^- und HCO_3^- in den Boden. Die Vegetation wirkt in diesem Fall als „Basenpumpe“ und hat zur Folge, dass der pH Wert vieler stärker verwitterter Böden in Oberflächennähe höher ist als in größerer Bodentiefe (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Auf den beprobten Standorten ist die Wurzelmasse in den obersten 5 cm am höchsten und nimmt mit der Bodentiefe deutlich ab, was als weiterer Grund für den Tiefengradient des pH Werts in Frage kommt.

Bei Nährstoffmangel scheiden Mikroorganismen und Pflanzenwurzeln oft organische Säuren aus, da ihnen dies eine Mobilisierung von Nährstoffen ermöglicht (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Demzufolge könnten die niedrigeren pH Werte auf den steilen Hängen auch auf Nährstoffmangel hinweisen

Unterhalb eines pH Werts (H_2O) von 5,5 kann die pflanzliche Verfügbarkeit von Molybdän eingeschränkt sein, unterhalb von pH (H_2O) 5 ist zusätzlich eine Limitierung des Pflanzenwachstums durch Mangel von P, N, K, Ca und Schwefel möglich (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). So könnte insbesondere auf den geneigten Bereichen, welche meist pH Werte (H_2O) < 5 aufweisen, Nährstoffmangel vorherrschen. Aber auch unter Holcus- und Setariaweiden auf flachen Standorten wurden unterhalb der Bodentiefe von 5 cm kritische Werte gemessen. Um zu prüfen, ob tatsächlich Nährstoffmangel vorherrscht, wären zusätzliche Untersuchungen der Nährelemente in den Weidepflanzen nötig.

5.5. Effektive Kationenaustauschkapazität

Der Großteil der analysierten Proben weist mit Werten zwischen 7 und 20 cmol/kg nach der Klassifikation von METSON (1961, zit. in HAZELTON & MURPHY 2007) eine niedrige bis mittlere KAK_{eff} auf. Unterhalb von 6 cmol/kg ist sie als sehr gering einzustufen. Bei 7 der 72 Proben wurden solche niedrigen Kationenaustauschkapazitäten gemessen, jedoch streuten diese über alle Tiefenstufen und Hangneigungen. Eine hohe $KAK_{eff} > 25$ ist nur in den oberen 5 cm der Böden der Pennisetumweiden gegeben. Neben stabilisierenden Effekten auf die Bodenstruktur, beeinflusst die KAK_{eff} wesentlich die Menge der pflanzenverfügbaren Nährstoffe im Boden (HAZELTON & MURPHY 2007). Die Variationen der KAK_{eff} können auf die unterschiedlichen Gehalte an organischer Substanz zurückgeführt werden. Dafür spricht die starke positive Korrelation ($r_s = 0,73$) mit dem C_{org} -Gehalt. Organische Substanzen erhöhen in der Regel die KAK_{eff} . Durch die Humifizierung steigt der Anteil der Carboxylgruppen deutlich an und der höhere Oxidationszustand bedingt die höhere KAK_{eff} der organischen Substanz (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Verglichen mit den Böden unter Bergregenwald weisen die Weiden deutlich höhere Werte auf. WILCKE et al. (2008a) stellten bei der Untersuchung von Standorten in vergleichbarer Höhenlage (1960 – 2250 m ü. NN.) mittlere effektive Kationenaustauschkapazitäten von 4,4 bis 11,1 cmol/kg fest. In höheren Lagen fanden die Autoren deutlich niedrige Werte < 4 cmol/kg. Ähnliche Ergebnisse ergaben Untersuchungen von DEGENER (2010), wobei, wie auch in der vorliegenden Arbeit, sehr starke Variationen der KAK_{eff} auftraten. HILPMANN (2003) fand auf Weideflächen im Untersuchungsgebiet in 0 - 10 cm Tiefe um 25 % geringere Werte als unter Bergregenwald.

BROLL & KEPLIN 2005 führen die teilweise sehr niedrigen KAK_{eff} im Untersuchungsgebiet auf die niedrigen pH Werte zurück.

5.6. Kationenbelag am Austauscher

5.6.1. Basensättigung

Ausschlaggebender als die KAK_{eff} sind für die Fruchtbarkeit in sauren Böden die Proportionen der jeweiligen Kationen (SANCHEZ et al. 2003).

Wie erwartet, besteht zwischen dem pH Wert und der Basensättigung ein starker positiver Zusammenhang ($r_s = 0,84$, $p < 0,01$). Über einem pH Wert (CaCl_2) von 4,7 liegt diese nahe bei 100 %. So können die hohen Basensättigungen der flachen Weideböden, insbesondere in den oberen 5 cm, wie auch der Tiefengradient, erklärt werden.

Nach HAZELTON & MURPHY (2007) ist ein Basensättigungsgrad zwischen 80 und 60 (± 10) % für Pflanzen auf Weiden als zufriedenstellend anzusehen. Dieser Wert wird auf steilen und leicht geneigten Standorten unter einer Bodentiefe von 5 cm deutlich unterschritten. Melinisweiden weisen sogar in den oberen 5 cm einen für Pflanzen kritischen Wert auf.

Nach SANCHEZ et al. (2003) und METSON (1961, zit. in HAZELTON & MURPHY, 2007) gibt die Basensättigung eines Bodens auch Auskunft über den Grad der Auswaschung. Standorte mit einem Basensättigungsgrad < 50 % können als mittelmäßig ausgewaschen, Standorte mit einem Wert < 30 % als stark ausgewaschen bezeichnet werden. Für die Probestandorte würde dies bedeuten, dass die Hänge besser drainiert und daher stärker ausgewaschen sind. Die Tatsache, dass der Wassergehalt auf Pennisetumweiden am höchsten ist, und der höhere Basensättigungsgrad dieser Standorte, bestätigt diese Annahme.

MAKESCHIN et al. (2008) stellten bei Untersuchungen von Setariaweiden im Untersuchungsgebiet der ECSF Basensättigungen von im Mittel 9,6 bis 40,1 % an der KAK_{eff} fest, wobei diese, wie auch in dieser Studie, mit der Bodentiefe abnahmen. In dieser Arbeit wurden auf steilen Standorten ähnliche Werte und, insbesondere auf Pennisetum- und Holcusweiden, deutlich höhere Basensättigungen gemessen, was die Heterogenität der Weiden hervorhebt.

Brandrodung bewirkt eine Erhöhung des pH Werts und die Freisetzung der am Humuskörper und in der Biomasse gebundenen basischen Kationen (EDEN et al. 1991), was die höheren Basensättigungen gegenüber den Böden unter Bergregenwald im

Untersuchungsgebiet erklärt (vgl. MAKESCHIN et al. 2008). Die Autoren stellten im Wald Basensättigungen zwischen 3,6 und 31 % fest. WILCKE et al. (2008a) untersuchten ebenfalls Mineralböden unter Bergregenwald im Untersuchungsgebiet der ECSF und fanden in vergleichbarer Höhenlage Werte zwischen 1,4 und 14 % vor. Die organischen Auflagen des Waldes weisen deutlich höhere Basensättigungen bis 95 % auf (MAKESCHIN et al. 2008).

Wie auch der pH Wert ist die Basensättigung nach jahrzehntelanger Weidenutzung immer noch signifikant höher als auf ungebrannten Naturwaldstandorten (vgl. MAKESCHIN et al. 2008, WILCKE et al. 2008). Die Ursache könnte im wiederholten Abbrennen der Weideflächen liegen. Des Weiteren erwähnen NUMATA et al. (2007), welche die kurz- und langfristigen Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt von Ulti-, Alf- und Oxisols in Rondônia, Brasilien, untersuchten, dass diese sich hinsichtlich des Bodentyps deutlich unterscheiden.

Nach ABBOT (1989, zit. in HAZELTON & MURPHY 2007) finden viele Pflanzen bei einer Sättigung von Ca, Mg und K von 65 – 80 %, 10 – 15 %, und 1 -5 % ideale Wachstumsbedingungen vor. Solchen Bedingungen entsprechen nur die Pennisetumweiden und Holcus- und flache Setariaweiden in den obersten 5 cm des Bodens.

5.6.2. Aluminiumsättigung

Aluminium ist in Böden allgegenwärtig. Dennoch konnte bis jetzt keine biologische Funktion des Elements nachgewiesen werden. In saurem Milieu wird es biologisch verfügbar, und kann in weiterer Folge toxisch auf Organismen wirken (POSCHENRIEDER et al. 2008). Mit abnehmendem pH Werten geht die Auflösung von Al-Oxiden und die Zerstörung von Tonmineralen und anderen Silikaten, sowie eine Freisetzung von Al^{3+} Ionen aus dem Silikatgitter einher, wodurch die Böden irreversibel degradieren. Das dreiwertige Al hat eine höhere Eintauschstärke als die zweiwertigen Kationen Mg und Ca, wodurch es diese verstärkt von den Austauschern verdrängt und ihre Anfälligkeit für Auswaschung erhöht (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Auch in der vorliegenden Arbeit sind die Aluminiumsättigungen am Austauscher umso höher, je niedriger die pH Werte liegen ($r_s = -0,83$). SLATTERY et al. (1999) weisen ab pH Werten (CaCl_2) < 4,7 auf den Anstieg von austauschbarem Al auf toxisches

Niveau, sowie das Verfügbarwerden von Cadmium und Schwermetallen hin. Auch auf den untersuchten Standorten zeichnet sich ein deutlicher Anstieg des Al-Gehalts unterhalb des pH Werts 4,7 ab (Abbildung 30).

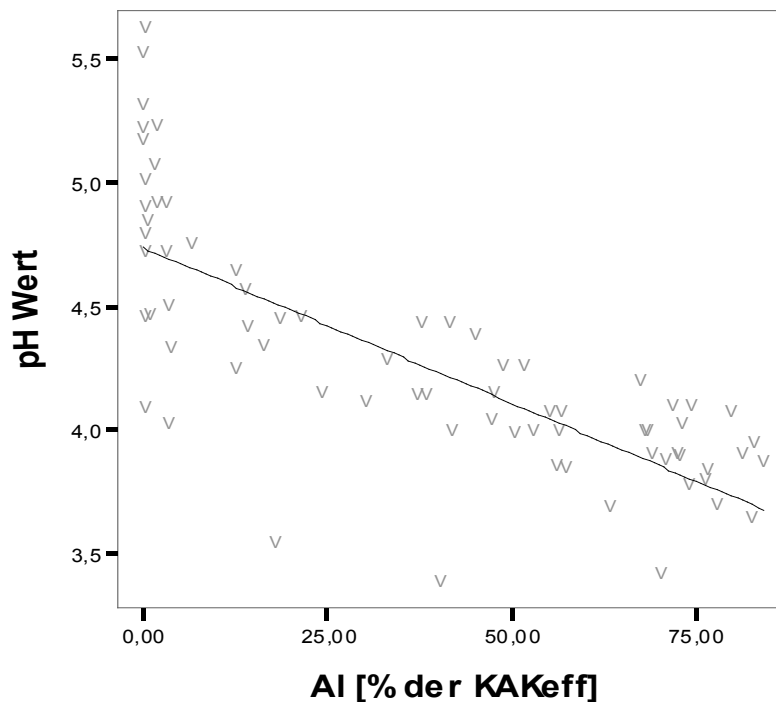


Abbildung 30: Zusammenhang zwischen pH Wert (CaCl₂) und Al-Anteil an der KAK_{eff}; ($r^2 = 0,59$)

Das Al_3^+ Ion kann schon ab einer Konzentration von 5 % in der Bodenlösung toxisch auf die Pflanzen wirken (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010), deren Wurzelwachstum wesentlich einschränken und infolgedessen zu eingeschränkter Nährstoffaufnahme und herabgesetzter Dürresistenz führen (BARCELÒ & POSCHENRIEDER 1990).

Als Grenzwert für das Pflanzenwachstum geben HAZELTON & MURPHY (2007) pH Werte (CaCl₂) von 4 – 4,2 an. Mit Ausnahme der flachen Standorte, wird dieser kritische Wert unterhalb einer Bodentiefe von 5 cm unterschritten. Dies erklärt auch, warum der Hauptanteil der Wurzelmasse auf den beprobten Flächen in den oberen 5 cm der Bodenschichten zu finden ist.

Es herrscht weitgehend wissenschaftliche Übereinstimmung, dass das Kation Al^{3+} , in sauren Böden in Form von $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ am gefährlichsten für Pflanzen ist. Die anderen Formen, wie z.B. Sulfat-, Silikat- und Phosphat-Aluminium oder organische Al-Verbindungen weisen dagegen eine viel geringere Toxizität auf (KOCHIAN 1995). Diese einzelnen Formen wurden nicht bestimmt. Laut den oben genannten Autoren lässt sich das potentielle Risiko von Aluminiumtoxizität in Böden aber durch die Extraktion der Kationen mit NH_4Cl_2 relativ gut abschätzen. Allerdings unterscheiden sich Pflanzenarten stark hinsichtlich der Aluminiumaufnahme und -mobilisierungsrate, sowie in der Empfindlichkeit gegenüber Nährstoffdefiziten und in ihrer Aluminiumresistenz (CUENCA et al. 2001). In Mineralböden mit sauren pH Werten kommt austauschbares H^+ kaum vor, weil es bei der Freisetzung von Al^{3+} sehr schnell mit Tonmineralen reagiert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Die Toxizität des Al im Boden hängt aber neben deren Konzentration auch vom Gehalt der verfügbaren Pflanzennährstoffe, insbesondere Ca und Mg, ab. Auf Standorten mit hoher Al und gleichzeitig niedriger Ca und Mg-Konzentration kann es aufgrund antagonistischer Effekte bei der Ionenaufnahme zu Ernährungsstörungen bei Pflanzen und auch zu Wurzelschäden kommen. So gibt das Verhältnis von Ca/Al und Mg/Al ein gutes Maß für den Grad der Pflanzentoxizität. Bei einem Ca/Al Verhältnis < 1 ist eine Beeinträchtigungen von Pflanzenwurzeln möglich. Liegt die Proportion von Mg/Al $< 0,5$, sind ebenfalls Schädigungen zu erwarten. Durch die Beteiligung organischer Substanzen wird jedoch die toxische Wirkung des Aluminiums verringert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Tabelle 6 der Ca/Al und Mg/Al Verhältnisse der beprobten Weiden zeigt, dass die geneigten Bereiche im Allg. schlechtere Wachstumsbedingungen für Pflanzen aufweisen als die flachen.

**Tabelle 6: Mittlere Ca/Al und Mg/Al Verhältnisse der Weideböden
(Kritische Werte sind grau unterlegt.)**

Weidetyp	Bodentiefe [cm]	Ca/Al	Mg/Al
Melinisweide (steil)	0 – 5	0,6	0,3
	5 – 10	0,2	0,1
	10 – 20	0,1	0,0
Setariaweide (steil)	0 – 5	1,6	0,6
	5 – 10	0,3	0,1
	10 – 20	0,2	0,0
Axonopusweide (leicht geneigt)	0 – 5	1,8	0,7
	5 – 10	0,2	0,1
	10 – 20	0,3	0,1
Setariaweide (leicht geneigt)	0 – 5	6,5	3,4
	5 – 10	0,7	0,3
	10 – 20	0,3	0,1
Pennisetumweide (flach)	0 – 5	< 500	< 200
	5 – 10	< 500	< 200
	10 – 20	13,3	11,6
Holcusweide (flach)	0 – 5	< 500	< 200
	5 – 10	6,4	3,1
	10 – 20	1,3	0,6
Setariaweide (flach)	0 – 5	162,9	64,2
	5 – 10	22,3	10,1
	10 – 20	1,1	0,7

Auf den beprobten Standorten kann von einer ausreichenden Versorgung der Vegetation mit K ausgegangen werden, da eine Auswaschung des Nährelements bei < 10 % Ton zu vernachlässigen ist (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010) und die gemessenen Werte innerhalb der empfohlenen Sättigung von 1 – 5 % an der KAK_{eff} (ABBOT 1989, zit. in HAZELTON & MURPHY 2007) liegen, oder diese überschreiten.

VAN SCHÖLL et al. (2009) kamen jedoch bei der Untersuchung der Al-Toleranz von Kiefern und Fichten zu dem Ergebnis, dass hauptsächlich die Al-Konzentration in der Bodenlösung, nicht jedoch die Verhältnisse der Basekationen zu Aluminium

Auswirkungen auf das Wachstum der Pflanzenwurzeln zeigten. An den Hängen macht Al, v. a. unterhalb einer Bodentiefe von 5 cm den Hauptteil am Kationenbelag aus, und erreicht ein für Pflanzen toxisches Niveau.

Generell bezieht sich der Großteil der Literatur auf Pflanzen temperierter Breiten. Angaben über kritische Aluminiumgehalte für bestimmte tropischer Weidegräser, bzw. Ca/Al und Mg/Al Verhältnisse halten sich sehr allgemein (z.B. GLATZLE 1990).

Die gemessenen Aluminiumsättigungen in der vorliegenden Arbeit sind ähnlich den Ergebnissen in den Studien von MAKESCHIN et al. (2008) und HILPMANN (2003), welche in A – Horizonten auf den Weiden im Untersuchungsgebiet Werte von 39 bis 90 % feststellten, mit einer signifikanten Zunahme mit der Bodentiefe. Die Autoren fanden außerdem höhere Aluminiumgehalte, einhergehend mit niedrigeren Basensättigungen in Mineralböden unter Bergregenwald im Untersuchungsgebiet. Die organischen Auflagen hingegen, sind basenreich, weisen höhere pH Werte und Phosphatgehalte auf, und nehmen somit eine essentielle Rolle für die Nährstoffversorgung der Vegetation ein (WILCKE et al. 2008b, MAKESCHIN et al. 2008). Dies ist typisch für Böden unter tropischem Regenwald (ZECH & HINTERMAIER-ERHARD 2002).

5.7. Phosphat

Durch jahrzehntelange Düngezufuhr kann sich der P-Gehalt in Böden wesentlich erhöhen, wobei das gedüngte Phosphat erst im Oberboden angereichert wird und dann mit dem Sickerwasser auch in größere Bodentiefen gelangt. Aber auch Vegetationsrückstände können zu einer P-Akkumulation in der Oberflächennähe führen, da P dann in Huminstoffen vorliegt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Aufgrund von Dungeinträgen durch das Vieh sind kleinräumig sehr starke Schwankungen der Phosphatgehalte von Weideböden möglich (GLATZLE 1990). MAKESCHIN et al. (2008) fanden unter Weiden im Untersuchungsgebiet Phosphatgehalte von durchschnittlich 3,7 mg/kg und 1,3 mg/kg in 0 - 10 cm und 10 - 20 cm Bodentiefe. Verglichen mit den, in der oben genannten Studie ebenfalls gemessenen Phosphatgehalten von Böden unter Bergregenwald und Sukzessionsflächen sind diese Werte extrem niedrig. Die Autoren führen das auf die fehlende organische Auflage und auf Phosphatverluste durch wiederholte Brände zurück. Sie weisen jedoch

auf starke Variabilitäten der Werte hin und vermuten deren Ursache in punktueller Düngung durch die Kühe. Auch in der vorliegenden Arbeit schwanken die Phosphatgehalte sehr stark zwischen extrem niedrigen und extrem hohen Werten. Die deutlich höheren Werte der stärker frequentierten Pennisetumweiden deuten darauf hin, dass auch hier Dungeintrag eine wesentliche Rolle spielt.

Mit Mittelwerten von 34,6 mg/kg in 0 - 5 cm, 34,3 mg/kg in 5 – 10 cm und 9,8 mg/kg in 10 - 20 cm Bodentiefe liegen die in dieser Arbeit gemessenen Phosphatgehalte wesentlich höher als jene von MAKESCHIN et al. (2008). Möglicherweise fanden diese Untersuchungen auf stark geneigten Flächen statt. Auf steilen Hängen wurden auch in dieser Arbeit sehr niedrige Werte gemessen. Trotz der starken Variabilitäten sind die Phosphatgehalte von Pennisetum- und Holcusstandorten sehr hoch.

Die Korrelationsanalyse ergab schwache, aber signifikante positive Zusammenhänge zwischen Phosphat- und C_{org} -Gehalt ($r_s = 0,32$), sowie dem pH Wert ($r_s = 0,42$). Phosphat liegt im Boden zu mehr als 60 % in organischer Form vor. Daneben kommt es noch sorbiert an Fe-Al-Oxiden und Tonmineralen, in Mineralien, sowie okkludiert in Al- und Fe- Oxiden, vor. Die Phosphatkonzentration steigt in der Regel mit dem Ton- und Humusgehalt an. Die Pflanzen können nur das Phosphat in der Bodenlösung aufnehmen. Sie können aber durch ein Konzentrationsgefälle in Richtung der P-verarmten Rhizosphäre, und durch Symbiose mit Mykorrhizapilzen das an den Oberflächen von Fe- und Al- Oxiden sorbierte Phosphat mobilisieren. Böden in den Tropen sind oft reich an Fe- und Al- Oxiden und haben so eine hohe P-Sorptionskapazität und -festlegung, wodurch vielerorts P-Mangel besteht (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Mit der in dieser Arbeit angewandten Methode wurden die beiden erstgenannten Formen, welche für die Pflanzenversorgung eine bedeutende Rolle spielen, erfasst. Das an den Oberflächen von Tonmineralen und Fe- und Al-oxiden sorbierte Phosphat steht im Gleichgewicht mit dem verfügbaren Phosphat in der Bodenlösung. Da es hauptsächlich im Austausch gegen OH^- Ionen gebunden wird, ist es stark pH abhängig. Aus diesem Grund ist in sauren Böden weniger Phosphat in Lösung und somit pflanzenverfügbarer als in alkalischen Böden (GILLMANN 1991).

Der starke Tiefengradient der beprobten Weidestandorte kann durch den abnehmenden C - Gehalt und die abnehmenden pH Werte erklärt werden. Neben den Dungeinträgen, erklären auch mögliche Erosionsprozesse an den Hängen und Ablagerungen an den

flachen Stellen die Unterschiede zwischen den eher phosphatärmeren steilen und den phosphatreicheren flachen Standorten.

5.8. C/N Verhältnis

Das C/N Verhältnis gibt auch Auskunft auf den Grad der Humifizierung. Bei engen C/N Verhältnissen ist diese weiter fortgeschritten als bei weiten (GISI 1997).

Nach einer Klassifikation von METSON (1961) und NEWAY (2006, beide zit. in HAZELTON & MURPHY 2007), sind die C/N Verhältnisse auf den untersuchten Weiden als eng, bzw. mittel einzustufen und es kann von einer ausreichenden N-Versorgung der Vegetation ausgegangen werden.

An den beprobten Standorten ist ein hoher Kohlenstoffgehalt mit einem hohen Stickstoffgehalt verbunden ($r_s = 0,91$). Der Tiefengradient der C- und N-Gehalte lässt sich durch die Abnahme der organischen Substanz mit der Bodentiefe erklären. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch MAKESCHIN et al. (2008) bei Untersuchungen von Böden unter Setariaweiden, Naturwald und Sukzessionsflächen im Untersuchungsgebiet. WILCKE et al. (2002) stellte am gegenüberliegenden Hang deutliche Abnahmen des Kohlenstoffgehalts mit der Bodentiefe in Böden unter Bergregenwald fest. MAKESCHIN et al. (2008) fanden C/N Verhältnisse zwischen 15 und 20 vor, wobei sich jene von Waldstandorten nicht wesentlich von den Weidenstandorten unterschieden. Die Ergebnisse sind damit ähnlich wie in dieser Studie, mit Ausnahme der in dieser Arbeit beprobten flachen Standorte, wo sie enger sind. Dies könnte durch die höheren N-Konzentrationen aufgrund stärkeren Dungeintrages zustande kommen. Dafür sprechen insbesondere die hohen N-Gehalte der Böden der flachen Weidetypen in den oberen 5 cm. MAKESCHIN et al. (2008) stellten auf Sukzessionsflächen hingegen signifikant weitere C/N Verhältnisse von 22 - 24 fest. In den organischen Auflagehorizonten von Wald und Sukzessionsflächen lagen die C/N Verhältnisse zwischen 20 und 45 (MAKESCHIN et al. 2008). Vergleichbare Ergebnisse finden sich auch in WILCKE et al. (2008b).

Laut ZECH et al. (1997) nimmt der organische Kohlenstoff, besonders in sauren tropischen Böden, eine zentrale Bedeutung für die ökologische Stabilität ein. Bei lang anhaltender gleicher Bewirtschaftung, bzw. unter natürlicher Vegetation stellt sich ein

Gleichgewicht zwischen Zufuhr und Abfuhr der organischen Substanz ein, das durch Landnutzungsänderungen, wie z.B. Brandrodung erheblich gestört werden kann (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Wie viel C bei Bränden freigesetzt wird, hängt vor allem von der Intensität des Feuers ab (ROMÁN CUESTA et al. 2011). Der C-Gehalt in Weideböden kann sich auch mit deren Alter verändern, wie eine Untersuchung von NUMATA et al. (2007) zeigt. Der Bodentyp spielt dabei eine zentrale Rolle. Wie auch HIPLMANN (2003) feststellt, sind die C-Vorräte im Untersuchungsgebiet im Vergleich zu Böden im tropischen Tiefland relativ hoch. Die höhere Mineralisierungsrate in tiefer verwitterten Böden in niedrigeren Lagen führt dazu, dass die dortigen Böden in der Regel 30 – 50 % weniger Kohlenstoff speichern, als jene in tropischen Bergregionen (DE MORAES et al. 1996). Die Differenzen zwischen den C-Gehalten der Weidetypen sind vermutlich auf unterschiedliche Brandhäufigkeiten zurückzuführen, bzw. auch auf unterschiedliche Mineralisierungsraten durch Mikroorganismen.

Stickstoff ist in den meisten Böden bis zu 95 % organisch gebunden, weshalb die organische Substanz eng mit den N_t-Vorräten im Boden verbunden ist (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Da der Stickstoff in organischen Bodenhorizonten besonders sensibel auf Feuer reagiert, entweicht er, wenn diese verbrennen, unabhängig von der Feuerintensität. Jedoch kann der Gehalt an pflanzenverfügbarem Stickstoff an der Bodenoberfläche nach dem Brand kurzfristig ansteigen, was die Bodenfruchtbarkeit eines Standorts erhöht (WAN et al. 2001). Dies liegt wahrscheinlich am Effekt der Denaturation von Proteinen durch Bodenerwärmung (WALKER et al. 1986). Die Deposition von Asche kann den N-Pool, v. A. den pflanzenverfügbaren Anteil, anheben. Die Nitrat- und Ammoniumgehalte in der Asche hängen hauptsächlich von der Menge und der Zusammensetzung der verbrannten Vegetation ab (KLOPATEK et al. 1990). ELLINGSON et al. (2000) kamen jedoch bei der Untersuchung der Auswirkungen von Brandrodung auf Böden in Mexiko zu dem Ergebnis, dass sich der pflanzenverfügbare N-Pool durch Feuer langfristig nicht wesentlich verändert. Die Autoren führen dies auf geringere oberirdische Biomasse auf Weiden, im Vergleich zu Wald, zurück.

5.9. Zusammenfassung der Bodenqualität

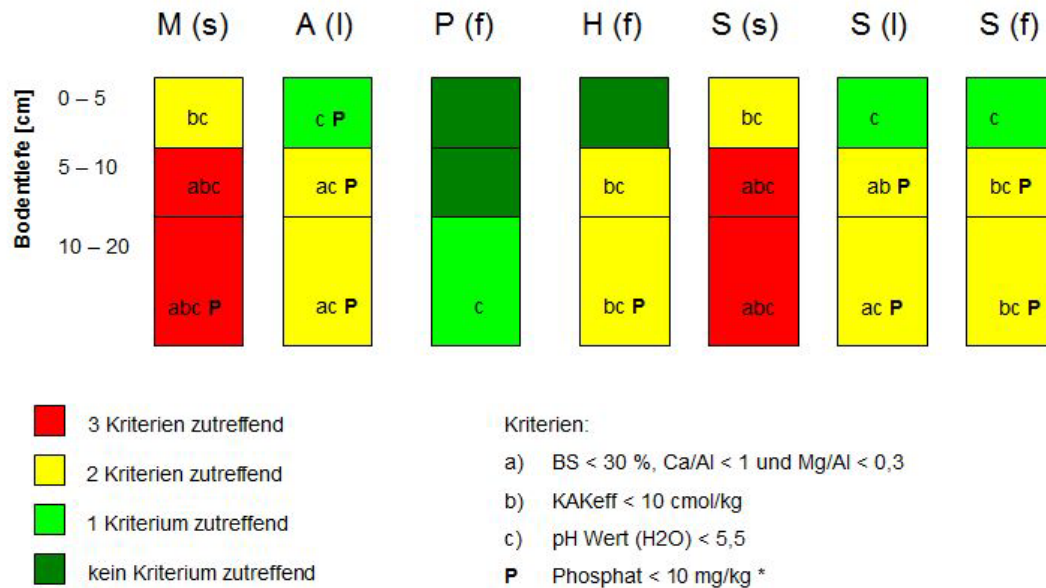
In Tabelle 7 sind die Ergebnisse der Korrelationsanalyse nach SPEARMAN zwischen ausgewählten pedologischen Kennwerten zusammengefasst. Es wird deutlich, dass der pH Wert in Beziehung mit vielen anderen Bodeneigenschaften steht. Insbesondere der Kationenbelag und die damit verbundene Basensättigung und Al-Gehalte werden sehr stark durch das Milieu im Boden gesteuert. Mit Ausnahme von Na, konnten für alle Kationen Zusammenhänge mit dem pH Wert nachgewiesen werden. Niedrigere pH Werte sind mit einer geringeren Basensättigung und höheren Al-, wie auch Fe- und H^+ - Konzentrationen verbunden. Auch die Verfügbarkeit von Phosphat für Pflanzen ist unter anderem von der Bodenacidität abhängig, wenn auch hier der Zusammenhang etwas schwächer ist. In den Böden der beprobten Standorten geht ein geringer Wassergehalt mit einer höheren Lagerungsdichte einher. Des Weiteren weisen jene Böden mit höherem pH Wert ein engeres C/N Verhältnis auf. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die günstigen, wie auch umgekehrt die ungünstigen Bodeneigenschaften miteinander positiv korrelieren und sich die Standorte somit in ihrer Fruchtbarkeit unterscheiden.

Tabelle 7: Korrelationskoeffizienten nach SPEARMAN zwischen ausgewählten Bodenparametern. N = 72. (* = signifikant auf dem 5 % Niveau; ** = signifikant auf dem 1 % Niveau; pH in CaCl₂; BS, Ca, Mg, K, Na, Fe, Al, H in % der KAK_{eff};)

	pH	KAK _{eff}	BS	p	C _{org}	Nt
pH					/	0,35 **
KAK_{eff}	0,32 **					
BS	0,84 **	0,51 **				
Ca	0,72 **					
Mg	0,79 **					
Na	/					
K	0,69 **					
Al	-0,83 **		-0,99 **			
Fe	-0,86 **		-0,81 **			
H	-0,52 **		-0,57 **			
C/N	-0,51 **	/	-0,50 **			
p	/	- 0,51 **			- 0,67 **	
WG				-0,73 **	0,56 **	0,45 **
PO₄³⁻	0,42 **			-0,34 **	0,32 *	
C_{org}		0,74 **				0,91 **
Nt						

Im Allgemeinen weisen die Standorte für das Pflanzenwachstum geeignete bodenphysikalische Verhältnisse auf. Die lockere Lagerung, welche in starkem Zusammenhang mit dem C_{org} Gehalt des Bodens steht, sowie der Wassergehalt lassen auf günstige Bedingungen für Pflanzen schließen. Auch aus der Verteilung der Korngrößen resultieren gute Wasserspeicher- und Durchlüftungsverhältnisse.

Die engen, bzw. mittleren C/N Verhältnisse deuten auf eine hohe bis mittlere Mineralisierung und ausreichende N-Versorgung der Weidegräser hin. Wie jedoch die anderen chemischen Analysen ergaben, kann das Pflanzenwachstum auf den beprobten Standorten durch Phosphatmangel, eine niedrige KAK_{eff}, geringe Ca- und Mg-Sättigungen, sowie toxische Gehalte an Aluminium, verbunden mit dem sauren Bodenmilieu, limitiert werden. In Abbildung 31 sind die Ergebnisse der bodenchemischen Analysen im Hinblick auf das Pflanzenwachstum für die verschiedenen Standorte zusammengefasst (vgl. DEGENER 2010). Vor allem wird der Einfluss der Hangneigung auf die Bodenfruchtbarkeit deutlich: Die Weidetypen auf steilen Hängen sind wesentlich degradierter als jene auf leicht geneigten und flachen Bereichen.



* aufgrund der starken Variationen gesonderte Darstellung

Abbildung 31: Zusammenfassung der Bodenqualität der Weidetypen

Die Graphik soll jedoch vor allem dem Vergleich der Standorte dienen. Die Ansprüche der Pflanzen können jedoch je nach Art sehr unterschiedlich sein (vgl. GLAZTLE 1990). So konnten z. B. während der Geländearbeit keine Anzeichen auf Al-Toxizität bei den Pflanzen festgestellt werden. Das Weidegras *Melinis minutiflora* gilt als sehr tolerant gegenüber Bodenacidität und hat einen sehr geringen Bedarf an Nährstoffen wie P und N. *Pennisetum clandestinum* hingegen hat einen hohen Nährstoffbedarf und nur eine mittlere Toleranz gegenüber saurem Bodenmilieu. Die Ansprüche von *Setaria sphacelata* liegen, bei mittlerer Toleranz gegenüber Bodenacidität, sowie mittlerem Bedarf an P und N, dazwischen. Allerdings wächst das anspruchslosere *Melinis minutiflora* auch deutlich langsamer als die beiden anderen Gräser (GLATZLE 1990). Dieses Wissen hat sich anscheinend auch unter den Bauern etabliert, da sie die jeweiligen Pflanzen an bestimmten Standorten anpflanzten. *Pennisetum clandestinum* gedeiht eben nur auf den fruchtbareren Standorten. *Melinis minutiflora* hingegen ist nicht trittbeständig und findet so auf den flacheren, von den Kühen stärker frequentierten Standorten, schlechte Wachstumsbedingungen vor (GAWLIK, persönliche Kommunikation).

5.10. Futterqualität der Weidegräser

In Anlehnung an GLATZLE (1990) sind die Gehalte umsetzbarer Energie der analysierten Weidegräser als mittel bis hoch einzustufen. Der Autor gibt für *Setaria sphacelata* einen ME-Gehalt zwischen 9,7 und 10,2 MJ/kg Trockenmasse, und für *Melinis minutiflora* Werte zwischen 7,5 und 6,5 MJ/kg an und bezeichnet diese als mittel bzw. hoch. Die niedrigeren Futterwerte von *Holcus lanatus* und *Pennisetum clandestinum* überraschen, da die Weiden mit diesen Gräsern aufgrund ihres hohen Nährstoffgehalts von den Bauern sehr geschätzt werden (pers. Kommunikation mit den Bauern). Allerdings wurden bei Vegetationsaufnahmen auf den beprobten Flächen auf diesen Weiden eine deutlich höhere Pflanzendiversität festgestellt als auf den restlichen Weidetypen. In der vorliegenden Arbeit wurden jedoch nur die jeweiligen Hauptweidegräser beprobt. Es liegt somit die Vermutung nahe, dass die auf Pennisetum- und Holcusweiden wachsende Begleitflora wesentlich zum Nährwert dieser Standorte beiträgt. Um diese These zu prüfen, wären zusätzlich Futterwertanalysen der Beikräuter nötig. Auch GLATZLE (1990) bezeichnet den Nährwert von *Pennisetum clandestinum* als hoch. Allerdings variiert der Futterwert, insbesondere die Verdaulichkeit von Weidegräsern stark mit ihrem Alter und Reifegrad. Die Futterqualität ist abhängig von Licht-, Wasser-, Temperatur- und Nährstoffverhältnissen eines Standorts und kann so auch beim gleichen Weidegras sehr unterschiedlich sein. Generell nimmt der Futterwert mit dem Reifegrad einer Pflanze ab, obwohl dies bei bestimmten Pflanzenarten und unter bestimmten Standortbedingungen nicht zutreffen kann. Außerdem ist die Zweitmahd in der Regel weniger nährstoffreich als die Erstmahd (VAN SOEST 1994). Viele dieser allgemeinen Aussagen beziehen sich aber auf Futtermittel in temperierten Breiten mit vier Jahreszeiten. Die ganzjährig relativ gleichbleibenden Tageslängen und Temperaturen, sowie das Ausbleiben von Frost, bedingen in der tropischen Klimazone, bei ausreichenden Feuchteverhältnissen ein mehr oder weniger kontinuierliches Wachstum. In höheren Breiten beginnt das Wachstum der Gräser in der Regel mit dem Ende des Frosts. In den Tropen setzt es z.B. nach dem Schnitt, bzw. Abfressen oder wenn Regenfälle nach einer längeren Trockenperiode beginnen, ein. Die langen, warmen Nächte fördern die Respiration der Pflanzen und die höheren Wachstumstemperaturen verstärken die Lignifikation, sowie höheren Zellwandanteile. Zusammen mit der Tatsache, dass viele der in den Tropen

angebauten Gräser C4 Pflanzen sind, bedingen diese Faktoren einen niedrigeren Nährwert als jene in höheren Breiten. Doch auch in den Tropen variiert die Futterqualität der Gräser im Jahresverlauf. (VAN SOEST 1994). GRIMAUD et al. (2006) stellten z.B. bei Weidegräsern in Mauritius eine Abnahme des Nährwerts, sowie eine Zunahme des Trockensubstanzgehalts am Ende der Trockenzeit fest.

Tropische Gräser hoher Produktivität reagieren stark auf Stickstoffdüngung, was die Verdaulichkeit und den löslichen Kohlenhydratgehalt herabsetzt, sowie den Rohproteingehalt anhebt. Diese Tatsache erklärt auch die starke negative Korrelation ($r_s = -0,83$) zwischen dem C/N Verhältnis im Boden und dem Rohproteingehalt in den Pflanzen (*Setaria sphacelata*) bei gleichzeitig fehlendem Zusammenhang zwischen Gesamtkohlenstoff und -stickstoff von Pflanzen und Boden.

Viel N im Boden hebt in der Regel den Proteingehalt der Pflanze. Aus Zucker werden Aminosäuren und Proteine synthetisiert. Die N-haltigen Produkte lagern sich hauptsächlich in den Zellwänden ein und führen so zu einer besseren Verdaulichkeit. Dies kann durch verstärkte Lignifikation ausgeglichen werden. So ist in der Regel ein Anstieg von N mit einer Absenkung aller nicht N-haltigen Stoffkomponenten verbunden. Eine Reduktion der Zellwandsubstanzen wirkt sich positiv auf die Verdaulichkeit aus, eine verstärkte Lignifizierung hingegen negativ. Wesentlichen Einfluss auf diese beiden Komponenten haben Wasserverfügbarkeit, Licht und Temperatur. Laut VAN SOEST (1994) hat Stickstoffdüngung positive, negative, oder gar keine Effekte auf die Verdaulichkeit und die umsetzbare Energie der Weidegräser. AUMONT et al (1995) stellten in der Karibik und La Réunion keine Zusammenhänge zwischen Stickstoffdüngung und Energiegehalt, bzw. Proteingehalte der Weidegräser fest.

VAN SOEST (1994) erwähnt auch die große Bandbreite im Futterwert derselben Pflanzenart. Er nennt als Gründe den Einfluss der Temperatur und der Bodeneigenschaften. Es bestehen negative Zusammenhänge zwischen dem Gesamtenergiegehalt des Weidegrases und der Basen- ($r_s = -0,49$), Ca- ($r_s = -0,52$) und Mg-Sättigung ($r_s = -0,56$) und positive Korrelationen mit der Al-Sättigung ($r_s = 0,55$) des Bodens. Laut VAN SOEST (1994) hängt dies mit dem langsameren Wachstum der Pflanzen aufgrund des Nährstoffdefizits zusammen. Auf nährstoffarmen Standorten ist in der Regel auch die Verdaulichkeit der Gräser höher (VAN SOEST 1994), was positive Zusammenhänge zwischen Aluminiumsättigung und umsetzbarer Energie

erwarten ließe. Solche Korrelationen wurden jedoch in der vorliegenden Arbeit nicht festgestellt.

Die Ergebnisse der Futtermittelanalyse dieser Studie geben nur einen groben Überblick über den Nährwert der Weidegräser. Um die Produktivität besser abschätzen zu können wären aber zusätzlich Messungen der Biomasseproduktion der Weidegräser, sowie eine Analyse des Futterwerts zu verschiedenen Zeitpunkten notwendig. Außerdem kommt dem Fressverhalten der Weidetiere eine große Bedeutung zu. Tropische Rinderrassen sind in ihrer Futteraufnahme in der Regel weniger selektiv als Rinder temperierter Breiten (vgl. VAN SOEST 1994).

6. Grenzen der Aussage und Ausblick

Trotz größtmöglicher Sorgfalt bei der Bearbeitung des Themas ist die Aussagekraft der vorliegenden Ergebnisse begrenzt.

Alle Messungen sind mit einer gewissen Unsicherheit behaftet. Somit stellen Messwerte nur Annäherungen an den wahren Wert dar (HOLAWÉ, 2005). So verdichtet z.B. das Einschlagen des Bohrstocks den Boden und verfälscht zu einem gewissen Grad die ermittelte Lagerungsdichte. Eine weitere Unsicherheit liegt in der Tatsache begründet, dass bei vielen bodenkundlichen Laboranalysen, insbesondere den chemischen, sehr kleine Probemengen größere Flächen repräsentieren. Dieser Problematik soll das Herstellen von Mischproben entgegenwirken. Es kann aber nicht sichergestellt werden, dass die Proben vollständig homogen sind.

Außerdem sind Messgeräte mit so genannten „systematischen Fehlern“ behaftet, welche alle Messungen gleich beeinflussen (HOLAWÉ 2005). Daneben existieren aber auch noch „zufällige Fehler“, welche in etwa durch Ablesungs-Ungenauigkeiten oder mögliche Kontaminationen entstehen. Erstere konnten durch das Mitanalysieren von Blindproben weggerechnet werden, letztere könnten durch eine Wiederholung der Laboranalysen aufgedeckt werden. Aufgrund des großen Zeitaufwands wurde darauf jedoch verzichtet. Wie YASIN (2001) und SCHRUMPF et al. (2001) erwähnen, ist die naturräumliche Heterogenität der Böden im Untersuchungsgebiet, vor allem aufgrund der häufigen Massenbewegungen sehr hoch (siehe Kap. 2.5). Zwar wurden die Probestandorte nach bestem Wissen auf keinen Hangrutschungs- und Ablagerungsflächen gewählt, jedoch kann nicht ausgeschlossen werden, dass sich einige Flächen trotzdem auf rezenten, mit freiem Auge jedoch nicht mehr erkennbaren, Rutschungen befinden. Um diese Unsicherheit zu klären, wäre eine Analyse der Hangoberfläche mittels Laserscanning erforderlich.

Neben den natürlichen Gegebenheiten spielt auch die Bewirtschaftung für die Variationen der Bodeneigenschaften eine wesentliche Rolle. So ist es möglich, dass die unterschiedlichen Ausgangsbedingungen auf den Weideflächen auf unterschiedliche Feuereinflüsse zurückzuführen sind. Über die genauen Brandhäufigkeiten und Zeitpunkte der Weidestandorte liegen jedoch keine Aufzeichnungen vor (MAKESCHIN et al. 2008). Außerdem ist über den genauen Bepflanzungszeitpunkt der verschiedenen

Weidegräser relativ wenig bekannt. Es ist möglich, dass Weidevegetation nach dem Abbrennen durch andere Gräser, insbesondere durch *Setaria sphacelata* ersetzt wurde. Um diese Unsicherheitsfaktoren zu umgehen, wären Untersuchungen nötig, welche unter gleichen Ausgangsbedingungen stattfinden.

Weiters wäre eine Ausweitung des Untersuchungsgebiets und eine Beprobung mehrerer Standorte jedes Weidetyps sinnvoll, da die Stichprobenanzahl für statistische Analysen sehr gering ist. So werden in der vorliegenden Arbeit z.B. bei der Prüfung auf signifikante Unterschiede der verschiedenen Weidetypen in den einzelnen beprobten Tiefenstufen mittels U-Test nur drei Stichproben pro Gruppe herangezogen. Für die Korrelationsanalyse nach SPEARMAN wird eine Stichprobenanzahl von mindestens 24 empfohlen (ZÖFEL 1992). Für die Korrelationsrechnungen zwischen dem Futterwert von *Setaria sphacelata* und diversen Bodenparametern liegen in dieser Studie jedoch nur 12, für die Korrelationen der Bodenparameter der jeweiligen Weidetypen nur 9 Stichproben vor. Die Zusammenhänge ausgewählter Bodeneigenschaften aller Proben können mit einer Stichprobenanzahl von 72 aussagekräftig interpretiert werden.

Die vorliegende Arbeit liefert Kenntnisse über den Nährstoffhaushalt der Böden in der regenärmsten Zeit des Jahres. Vermutlich ist dieser in der regenreicheren Zeit aufgrund von Auswaschungsprozessen und höheren Wassersättigung anders, weshalb Analysen derselben Standorte in den Monaten zwischen April und Juni interessant wären.

Wie VAN SOEST (1994) beschreibt, kann der Nährwert der Pflanzen mit ihrem Alter und unterschiedlichem Klimaeinfluss variieren. Deshalb sind auch hier weitere Analysen während der regenreicheren Zeit, zu unterschiedlichen Wachstumszeitpunkten der Pflanzen, sowie unter einheitlichen pedologischen Nährstoffverhältnissen sinnvoll.

Auch Futtermittelanalysen derselben Pflanzen in anderen Klimaregionen des Landes, z.B. in tieferen oder höheren Regionen wären interessant und ließen bessere Vergleiche zwischen den Gräsern zu.

7. Conclusio

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass die chemischen Eigenschaften von Weideböden in den Anden Südecuadors kleinräumig sehr heterogen sind. Vor Allem die Hangneigung scheint einen wesentlichen Einfluss auf die Bodenqualität zu haben. So weisen Böden der flachen Weidetypen (Pennisetum-, Holcus- und Setariaweiden) deutlich günstigere Voraussetzungen für das Pflanzenwachstum auf. Diese äußern sich im Vergleich zu den steilen Melinis- und Setariastandorten in höheren pH Werten und Basensättigungen von rund 70 -100 % und niedrigeren Al-Sättigungen, sowie engeren C/N Verhältnissen. Auch die Phosphatgehalte sind auf flachen Weiden höher, wobei jedoch kein signifikanter Unterschied zu Weiden steiler Bereiche nachgewiesen werden konnte. Die beste Bodenqualität ist auf Pennisetumweiden gegeben. Die stark geneigten Standorte (Melinis- und Setariaweiden) weisen hingegen maßgeblich schlechtere Voraussetzungen für die Vegetation auf. Vor Allem die hohen Al-Sättigungen von $> 80 \%$ und die damit verbundenen niedrigen Ca und Mg-Sättigungen können für viele Pflanzen toxisch wirken (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Allerdings gelten die auf diesen Standorten angepflanzten Weidegräser als ausgesprochen tolerant gegenüber Al und sauren pH Werten im Boden (vgl. GLATZLE 1990).

Wie erwartet zeigt sich der starke Einfluss des pH Werts auf andere Bodenparameter wie Kationenbelag, pflanzenverfügbarem Phosphat und KAK_{eff} . Weiters wird der Einfluss von C_{org} auf die Lagerungsdichte ($r_s = 0,67$), die KAK_{eff} ($r_s = 0,74$), sowie auf Phosphatgehalt ($r_s = 0,32$) deutlich.

Ein höherer N-Gehalt im Boden hebt die Verdaulichkeit und den Rohproteingehalt der Gräser an (VAN SOEST 1994). Auch in der vorliegenden Studie korreliert der Rohproteinanteil der Pflanzen stark negativ ($-0,83$) mit dem C/N Verhältnis im Boden.

Die höheren Bruttoenergiegehalte der Weidegräser auf diesen Standorten sind mit dem langsameren Pflanzenwachstum auf nährstoffärmeren Standorten in Verbindung zu bringen. Generell ist der Nährwert der Weidegräser mit Werten zwischen 8 und 10 MJ/kg als mittel bis hoch einzustufen.

Die Differenzen der Bodeneigenschaften könnten ihre Ursache in einer unterschiedliche starken Frequentierung durch das Weidevieh, und somit unterschiedlicher Tritteinwirkung und Dungeinträgen liegen. Ein weiterer Grund könnten die

möglicherweise unterschiedlichen Brandhäufigkeiten und –intensitäten in der Vergangenheit auf den Weideflächen sein.

Aufgrund der geringen Probeanzahl wären jedoch weitere Untersuchungen der verschiedenen Weidetypen nötig, um den Aussagewert der vorliegenden Studie zu erhöhen. Des Weiteren bedarf es an weiteren Futterwertanalysen der hier untersuchten Weidegräser, insbesondere zu verschiedenen Zeitpunkten im Jahresverlauf und in unterschiedlichen Wachstumsphasen.

Literaturverzeichnis

- ABBOT, T. S. (Hrsg.) (1989): BCRI soil testing methods and interpretation. NSW Agriculture and Fisheries. Rydalmere.
- ADAMS, M. L. (2009): Pasture Extensification in the Southern Ecuadorian Andes: Appraisal and Recommendations. In: *Journal of Sustainable Forestry* 28/6-7. S.866-887.
- ALEF, K. (1991): *Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie. Aktivitäten, Biomasse, Differenzierung.* Landsberg/Lech.
- AUMONT, G., CAUDRON, I., SAMINADIN, A. & XANDÉ, A. (1995): Sources of variation in nutritive values of tropical forages from the Caribbean. In: *Animal Feed Science and Technology* 51. S. 1-13.
- BARCELÓ, J. & POSCHENRIEDER, C. (1990): Plant water relations as affected by heavy metal stress: a review. In: *Journal Plant nutrition* 13. S. 1-37.
- BECK, E. & MÜLLER-HOHENSTEIN, K. (2001): Analysis of undisturbed and disturbed tropical mountain forest ecosystems in Southern Ecuador. In: BLÜMEL, W. D., BOHLE, H.-G., BORSODORF, A., KULKE, E., LESER, H. & MÜLLER-HOHENSTEIN, K. (Hrsg.): *Themenheft: Tropische Wald Ökosysteme.* (Die Erde 132). Berlin. S. 1-8
- BECK, E., MAKESCHIN, F., HAUBRICH, F., RICHTER, M., BENDIX, J., & VALEREZO, C.: The Ecosystem (Reserva Biológica San Francisco). In: BECK, E., BENDIX, J., KOTTKE, I., MAKESCHIN, F. & MOSANDL, R. (Hrsg.): *Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador.* (Ecological Studies 198). Berlin, Heidelberg, New York. S. 1-13.
- BECK, E. & RICHTER, M. (2008): Ecological aspects of a biodiversity hotspot in the Andes of southern Ecuador. In: BECK, E., BENDIX, J., KOTTKE, I., MAKESCHIN, F. & MOSANDL, R. (Hrsg.): *Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador.* (Ecological Studies 198). Berlin, Heidelberg, New York. S.195-217.
- BECK, E. (2008): Preface. In: BECK, E., BENDIX, J., KOTTKE, I., MAKESCHIN, F. & MOSANDL, R. (Hrsg.): *Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador.* (Ecological Studies 198). Berlin, Heidelberg, New York. S. v-vii.
- BENDIX, J. & LAUER, W. (1992): Die Niederschlagsjahreszeiten in Ecuador und ihre klimadynamische Interpretation. In: *Erdkunde* 46, S. 118–134.

- BENDIX, J., RICHTER, M., ROLLENBECK, R., FABIAN, P. & EMCK, P. (2008): The altitudinal gradient. Climate. In: BECK, E., BENDIX, J., KOTTKE, I., MAKESCHIN, F. & MOSANDL, R. (Hrsg.): Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador. (Ecological Studies 198). Berlin, Heidelberg, New York. S. 63-73.
- BMZ (2009):
http://www.bmz.de/de/was_wir_machen/laender_regionen/lateinamerika/ecuador/profil.html. (Zugriff: 08.10.2011)
- BMZ (2010):
<http://liportal.inwent.org/ecuador/wirtschaft-entwicklung.html>.
(Zugriff: 08.10.2011)
- BRAY, R. H. & KURTZ, L.T. (1945): Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. In: Soil Science 59. S. 39-45.
- BROSIUS, F. (1998). SPSS 8: Professionelle Statistik unter Windows. Bonn.
- BROLL, G. & KEPLIN, B. (Hrsg.) (2005): Mountain Ecosystems: Studies in Treeline Ecology. Berlin.
- BRUCE, R. C. & RAYMENT, G. E. (1982): Analytical methods and interpretations used by the Agricultural Chemistry Branch for Soil and Land Use Surveys. Queensland Department of Primary Industries. Bulletin QB8 (2004). Indooroopilly.
- CUENCA, G., DE ANDRADE, Z. & MENESES, E. (2001): The presence of aluminium in arbuscular mycorrhizas of *Clusia multiflora* exposed to increased acidity. In: Plant Soil 231. S. 233-241.
- DE KONING, G. H. J., VELDKAMP, A. & FRESCO, L. O. (1998): Land use in Ecuador: a statistical analysis at different aggregation levels. In: Agriculture, Ecosystems and Environment 70, S. 231–247.
- DE MORAES, J. F. L., VOLKOFF, B., CERRI, C. C. & BERNOUX, M. (1996) : Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. In: Geoderma 70, S. 63–81.
- DEGENER, J. (2010): Bodenanalysen zur Beurteilung der Pflanzendiversität entlang eines Höhengradienten in der Cordillera Real, Südecuador. Friedrich Alexander Universität Erlangen-Nürnberg. Diplomarbeit.
- DROSDOFF, M., DANIELS, R. B., NICHOLAIDES, J. J. III, & SWINDALE, L. D. (1978): Preface. In: American Society of Agronomy Soil Science Society of America: Diversity of Soils in the Tropics. (ASA Special Publication 34) Madison und Wisconsin.

- EDEN, M. J., FURLEY, P. A., MC GREGOR, D. F. M., MILLIKEN, W. & RATTER, J.A. (1991): Effect of forest clearance and burning on soil properties in northern Roraima, Brazil. In: *Forest Ecology and Management* 38. S. 283-290.
- ELLINGSON, L. J., KAUFFMAN, J. B. & CUMMINGS, D. L. (2000): Soil N dynamics associated with deforestation, biomass burning, and pasture conversion in a Mexican tropical dry forest. In: *Forest Ecology and Management* 137. S. 41-51.
- EMCK, P. (2007): A Climatology of South Ecuador: With special focus on the major Andean Ridge as Atlantic-Pacific climate divide. Friedrich-Alexander Universität Erlangen-Nürnberg. Dissertation.
- FAO (2006): <http://faostat.fao.org/DesktopModules/AdminLogon.aspx?tabID=0>. (Zugriff: 20.10.2011)
- GAWLIK, J. (2010). Phytodiversität auf anthropogen veränderten Standorten im San Francisco Tal – Südecuador. Friedrich-Alexander Universität Erlangen Nürnberg. Diplomarbeit.
- GILLMAN, G. P. (1991): The chemical properties of acid soils with emphasis on soils of the humid tropics. In: WRIGHT, R. J., BALIGAR, V. C., MURRMANN, R. P (Hrsg.): *Plant-Soil interactions at Low pH. Developments in Plant and Soil Sciences*. 45. Dordrecht, Boston, London.
- GLATZLE, A. (1990). *Weidewirtschaft in den Tropen und Subtropen*. Stuttgart.
- GRIMAUD, P., SAUZIER, J., BHEEKHEE, R. & THOMAS, P. (2006): Nutritive value of tropical pastures in Mauritius. In: *Tropical Animal Health Production* 38. S. 159–167.
- HAGEDORN, A. (2002): Erosionsprozesse in Südecuador unter besonderer Berücksichtigung des Oberflächenabtrags. Institut für Geographie, Friedrich Alexander Universität Erlangen-Nürnberg. Dissertation.
- HARCOURT, C. S. & SAYER, J. A, (Hrsg.) (1996): *The Conservation Atlas of Tropical Forests: The Americas*. New York.
- HARLING, G. & ANDERSON, L. (1973-2003): *Flora of Ecuador* Goeteborg.
- HARTIG, K. (2000): Pflanzensoziologische Untersuchungen von anthropogen gestörten Flächen im tropischen Bergregenwald Südecuadors. Universität Bayreuth. Diplomarbeit.
- HARTIG, K. & Beck, E. (2003): The Bracken Fern (*Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon) Dilemma in the Andes of Southern Ecuador. In: *Ecotropica* 9. S. 3-13.

- HAZELTON, P. & MURPHY, B., M. (2007): Interpreting Soil Analysis. What do all the numbers mean? Collingwood.
- HECHT, S. B. (1993): The logic of livestock and deforestation in Amazonia. In: Bioscience 43. S. 687-696.
- HILPMANN, J. (2003): Physikalische und chemische Charakterisierung von Böden unter Weide, Sukzession und Naturwald in der tropischen Bergregenwaldregion Süd-Ecuadors, Technische Universität Dresden. Diplomarbeit.
- HOFSTEDE, G. M. (1995): The effects grazing and burning on soil and plant nutrient concentrations in Colombian paramo grasslands. In: Plant and Soil 173. S. 111-132.
- HOLAWÉ, F. (2005): Naturwissenschaftliche Grundlagen der Physiogeographie II: Datierungsmethoden. Lehrveranstaltungsskriptum.
- HOLDRIDGE, L. R. (1967): Life zone ecology: Tropical science center. San José.
- HUWE, B., ZIMMERMANN, B., ZEILINGER, J. QUIZHPE, M. & ELSENBEER, H. (2008): Gradients and patterns of soil physical parameters at local, field and catchment scales. In: BECK, E., BENDIX, J., KOTTKE, I. MAKESCHIN, F. & MOSANDL, R. (Hrsg.): Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador. (Ecological Studies 198). Berlin, Heidelberg, New York. S. 391-402.
- INEC (2001): VI censo de población y V de vivienda. Quito, Instituto Nacional de Estadística y Censos.
- INEC (2009): Datos estadísticos agropecuarios. Resumen ejecutivo: Sistema estadístico agropecuario nacional SEAN. Encuesta de superficie y producción agropecuaria continua ESPAC. Instituto Nacional de Estadística y Censos. Quito.
- INEC (2010). Resultados del Censo de Población y Vivienda 2010. Instituto Nacional de Estadística y Censos. Quito.
- IOST, S., MAKESCHIN, F., ABIY, M. & HAUBRICH, F. (2008): Biotic Soil Activities. In: BECK, E., BENDIX, J., KOTTKE I., MAKESCHIN, F., MOSANDL, R. (Hrsg.): Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador. (Ecological Studies 198). Berlin, Heidelberg. New York. S. 217-228.
- JONES, C. A. (1983): Effect of soil texture on critical bulk densities for root growth. In: Soil Science Society of America Journal 47. S. 1028-1211.
- KLOPATEK, J. M., KLOPATEK, C. C., DE BANO, L. F. (1991) : Fire effects on nutrient pools of woodland floor materials and soils in a pinyon-juniper ecosystem. In: Fire and the Environment SE69. S. 154-160.

- KOCHIAN, L. V. (1995): Cellular mechanisms of aluminium toxicity and resistance in plants. In: Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology 46. S. 237-260.
- KÖNIG, N. & FORTMANN, H. (1996): Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungs-Methoden des Umweltanalytik-Labors der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt und des Zentrallabors II des Forschungszentrums Waldökosysteme. Teil 3: Probenvorbereitungs- und Untersuchungsmethoden, Qualitätskontrolle und Datenverarbeitung. In: Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe B. Bd. 49.
- KREUZER, K., BONOKOWSKI, M., LANGE, R., & SCHEU, S. (2004): Decomposer animals (Lumbricidae Collembola) and organic matter distribution affect the performance of *Lolium perenne* (Poaceae) and *Trifolium repens* (Fabaceae). In: Soil Biology and Biochemistry 36. S. 2005-2011.
- KRÖMER, T., KESSLER, M., GRADSTEIN, R. & ACEBEY, A. (2005): Diversity patterns of vascular epiphytes along an elevational gradient in the Andes. In: Journal of Biogeography 32/10. S. 1799-1809.
- LITHERLAND, M., ASPDEN, J. A. & JEMIELITA, R. A (1994): The metamorphic belts of Ecuador In: Oversea Memoir 11. Nottingham.
- MAKESCHIN, F., HAUBRICH, F., ABIY, M., BURNEO, J. I. & KLINGER, T.(2008): Pasture Management and Natural Soil Regeneration. In: BECK, E., BENDIX, J., KOTTKE I., MAKESCHIN, F., MOSANDL, R. (Hrsg.): Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador. (Ecological Studies 198). Berlin, Heidelberg, New York. S. 413-424.
- MARAUN, M., ILLIG, J., DOROTHEE, S., KRASHEVSKA, V., NORTON, R. A. & SCHEU, S. (2008): Soil Fauna. In: BECK, E., BENDIX, J., KOTTKE I., MAKESCHIN, F., MOSANDL, R. (Hrsg.): Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador. (Ecological Studies 198). Berlin, Heidelberg, New York. S. 181-192.
- MC KENZIE N. J., JACQUIER, D., ISBELL, R. & BROWN, K. (2004): Australian Soils and Landscapes. An illustrated compendium. Melbourne.
- METSON, A. J. (1961): Methods of chemical analysis for soil survey samples. In: Soil Bureau Bulletin 12. New Zealand Department of Scientific and Industrial Research. S. 168-175.
- MÜLLER-HOHENSTEIN, K., PAULSCH, A., PAULSCH D. & SCHNEIDER, R. (2004): Vegetations- und Agrarlandschaftsstrukturen in den Bergwäldern Südecuadors. In: Geographische Rundschau 56/3. S. 48-55.

- NEWAY, A. (2006): Litter carbon turnover with depth. Australian National University Canberra. Ph.D. Thesis.
- NIEMANN, H. & BEHLING, H. (2008): Past Vegetation and Fire Dynamics. In: BECK, E., BENDIX, J., KOTTKE, I., MAKESCHIN, F. & MOSANDL, R. (Hrsg.): Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador. (Ecological Studies 198). Berlin, Heidelberg, New York. S. 101-111.
- NUMATA, I., CHADWICK, O., A., ROBERTS, D. A., SCHIMEL, J. P., SAMPAIO, F. F., LEONIDAS, F.C. & SOARES, J. V. (2007): Temporal nutrient variation in soil and vegetation of post-forest pastures as a function of soil order, pasture age and management, Rondônia, Brazil. In: Agriculture, Ecosystems and Environment 118. S. 159–172.
- PATZELT, E. (1996): Flora del Ecuador. Quito.
- PAULSCH, A., SCHNEIDER, R. & HARTIG, K. (2001): Land-Use Induced Vegetation Structure in a Montane Region of Southern Ecuador. In: BLÜMEL, W. D., BOHLE, H.-G., BORSDORF, A., KULKE, E., LESER, H. & MÜLLER HOHENSTEIN, K. (Hrsg.): Themenheft: Tropische Wald-Ökosysteme. (Die Erde 132). Berlin. S. 93-102.
- POHLE, P. (2004): Erhaltung von Biodiversität in den Anden Südecuadors. In: Geographische Rundschau 56/3. S. 14-21.
- POHLE, P. (2008): The people settled around Podocarpus National Park. In: BECK, E., BENDIX, J., KOTTKE, I., MAKESCHIN, F. & MOSANDL, R. (Hrsg.): Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador. (Ecological Studies 198). Berlin, Heidelberg, New York. S. 25-36.
- POHLE, P. & GERIQUE, A. (2006): Traditional ecological knowledge and biodiversity management in the Andes of southern Ecuador. In: Geographica Helvetica 61/4. S. 275-285.
- POSCHENRIEDER, C., GUNSÉ, B. CORRALES, I. & BARCELÓ, J. (2008): A glance into aluminum toxicity and resistance in plants. In: Science of the total Environment 400. S. 356-368.
- POTTHAST, K. (2006): Dynamik der Bodenatmung und Quantifizierung ausgewählter C-Fraktionen in Böden der montanen Regenwaldregion Süd-Ecuadors unter Naturwald, Weide und Farnfläche. Technische Universität Dresden. Diplomarbeit.
- RHOADES, C. C. & COLEMAN, D. C. (1999): Nitrogen mineralization and nitrification following land conversion in montane Ecuador. In: Soil Biology and Biochemistry 31. S. 1347-1354.

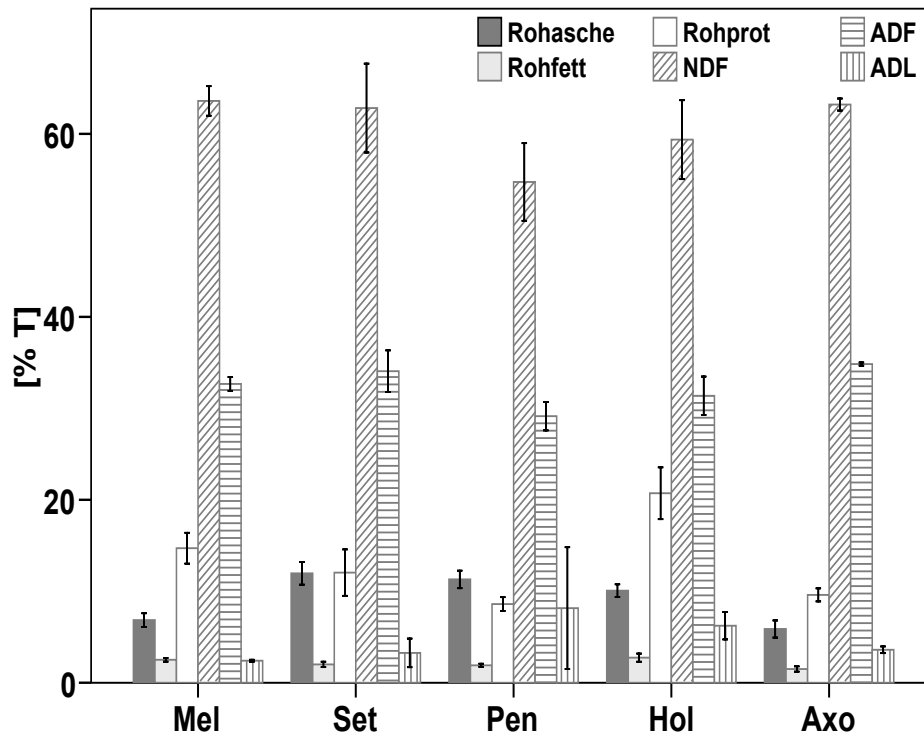
- RHOADES, C. C., ECKERT G. E & COLEMAN, D. C. (2000): Soil carbon differences among forest, agriculture and secondary vegetation in lower montane Ecuador. In: *Ecological Applications* 10. S. 497–505.
- RICHTER, M. & MOREIRA-MUÑOZ, A. (2005): Heterogeneidad Climática y Diversidad Vegetacional en el Sur de Ecuador: un Método de Fitoindicación. In: *Revista Peruana de Biología* 12/2, S. 217-238.
- RICHTER, M. (2003): Using Epiphytes and soil temperatures for eco-climatic interpretations in Southern Ecuador. In: *Erdkunde* 57/3. S. 161-181.
- ROMAN-CUESTA, R.M., SALINAS, N., ASBJORNSSEN, H., OLIVERAS, I., HUAMAN, V., GUTIERREZ, Y., PUELLES, L., KALA, J., YABAR, D. ROJAS, M., ASTETE, R., JORDAN, D. Y., SILMAN, M., MOSANDL, R., WEBER, M., STIMM, B., GUNTER, S., KNOKER, T. & MALHI, Y. (2011): Implications of fires on carbon budgets in Andean cloud montane forest: The importance of peat soils and tree resprouting. In: *Forest Ecology and Management* 261. S. 1987–1997.
- SACHS, L. (2002). *Angewandte Statistik*. Berlin.
- SAKIN, E., DELIBORAN, A. & TUTAR, E. (2011): Bulk density of Harran plain soils in relation to other soil properties. In: *African Journal of Agricultural Research* 6/7. S. 1750-1757.
- SANCHEZ, P. A., PALM C. A. & BUOL, S. W. (2003): Fertility capability soil classification: a tool to help assess soil quality in the tropics. In: *Geoderma* 114. S. 157– 185.
- SAUER, W. (1971). *Geologie von Ecuador*. Berlin, Stuttgart.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (2010): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Heidelberg.
- SCHLICHTING, E., BLUME, H. P., & STAHR, K. (1995): *Bodenkundliches Praktikum*. 2. Auflage. Berlin.
- SCHNEIDER, R. (2000): *Landschaftsstrukturen anthropogen gestörter potentieller Waldstandorte in Sud ecuador*. Universität Bayreuth. Diplomarbeit.
- SCHRUMPF, M., GUGGENBERGER, G., VALAREZO, C. & ZECH, W. (2001): Tropical montane rainforest soils. Development and nutrient status along altitudinal gradient in the South Ecuadorian Andes. In: BLÜMEL, W. D., BOHLE, H.-G., BORSDORF, A., KULKE, E., LESER, H. & MÜLLER HOHENSTEIN, K. (Hrsg.): *Themenheft: Tropische Waldökosysteme*. (Die Erde 132). Berlin. S. 43–59.

- SCHRUMPF, M. (2000): Entwicklung und Ernährungsstatus eines Bergregenwaldes entlang eines Hohengradientes in Südecuador. Universität Bayreuth. Diplomarbeit.
- SLATTERY, W. J., CONYERS, M. K. & AITKEN, R. L. (1999): Soil pH, aluminium, manganese and lime requirement. In: PEVERILL, K. I., SPARROW, L. A. & REUTER D. J. (Hrsg.): Soil analysis: An interpretation manual. S. 103–128. Melbourne.
- SPARKS, D. L., PAGE, A. L., HELMKE, P. A., LOEPPERT, R. H., SOLTANPOUR, P. N., TABATABAI, M. A., JOHNSTON, C. T. & SUMNER, M. E. (Hrsg.) (1996): Methods of soil analysis: Part 3. Chemical methods. Soil Science Society of America Book Series No. 5.
- STOYAN, R. (2000): Aktivität, Ursachen und Klassifikation der Rutschungen in San Francisco, Südecuador. Universität Erlangen-Nürnberg. Diplomarbeit.
- TRÜBY, P. & ALDINGER E. (1989): Eine Methode zur Bestimmung austauschbarer Kationen in Waldböden. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 152. S. 301-306.
- US library of Congress: zit. in POHLE (2008)
- VAN DEN EYNDEN, V. (2004): Use and management of edible non-crop plants in southern Ecuador. Gent University. Dissertation.
- VAN SCHÖLL, L., KELTJENS, W. G., HOFFLAND, E. & VAN BREEMEN, N. (2005): Effect of ectomycorrhizal colonization on the uptake of Ca, Mg and Al by *Pinus sylvestris* under aluminium toxicity. In: Forest Ecology and Management 215. S. 352–360.
- VAN SOEST, P. J., ROBERTSON, J. B. & LEWIS, B. A. (1991): Methods for dietary fibre, neutral detergent fibre and non starch polysaccharides in relation to animal nutrition. In: Journal of Dairy Science 74. S. 3583-3597.
- VAN SOEST, P. J. (1994): Nutritional Ecology of the Ruminant. 2. Auflage. Ithaka.
- VAN WAMBEKE, A. & DUDAL, R. (1978): Macrovariability of Soils of the Tropics. In: DROSDOFF, M. (1978): Diversity of soils in the tropics. Proceedings of a symposium sponsored by Divisions A-6 and S-5 of the American Society of Agronomy and the Soil Science Society of America. Madison.
- VANSELOW, K. A. (2011): The high-mountain pastures of the Eastern Pamirs (Tajikistan): An evaluation of the ecological basis and the pasture potential. Friedrich-Alexander Universität Erlangen-Nürnberg. Dissertation.
- WAN, S. Q., HUI, D. F. & LOU, Y. Q. (2001): Fire effects on nitrogen pools and dynamics in terrestrial ecosystems: A meta-analysis. In: Ecological Applications, 11/5. S. 1349–1365.

- WUNDER, S. (2000): The Economics of Deforestation: The Example of Ecuador. Basingstoke.
- WILCKE, W., OELMANN, Y., SCHMITT, A. VALAREZO, C., ZECH, W. & HOMEIER, J. (2008a): Soil properties and tree growth along an altitudinal transect in Ecuadorian tropical montane forest. In: Journal of Plant Nutrition and Soil Science 171. S. 220-230.
- WILCKE, W., YASIN, S., SCHMITT, A., VALAREZO, C. & ZECH, W. (2008b): Soils Along the Altitudinal Transect and in Catchments. In: BECK, E., BENDIX, J., KOTTKE, I., MAKESCHIN, F., MOSANDL, R. (Hrsg.): Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador (Ecological Studies 198). S. 75-85.
- YASIN, S. (2001): Water and nutrient dynamics in microcatchments under montane forest in the South Ecuadorian Andes. Bayreuther Bodenkundliche Berichte 73.
- ZECH, W. & G. HINTERMAIER-ERHARD (2002): Böden der Welt: Ein Bildatlas. Heidelberg, Berlin.
- ZECH, W., SENESI, N., GUGGENBERGER, G., KAISER, K., LEHMANN, J., MIANO, T. M., MILTNER, A. & SCHROTH, G. (1997): Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. In: Geoderma 79. S. 117-161.
- ZÖFEL, P. (1992): Statistik in der Praxis. Stuttgart, Jena.

Anhang

Anhang 1: Ergebnisse der Futtermittelanalyse (Mel = *Melinis minutiflora*, Set = *Setaria sphacelata*, Pen = *Pennisetum clandestinum*, Hol = *Holcus lanatus*, Axo = *Axonopus compressus*, NDF = Neutral-Detergenz-Faser, ADF = Säure-Detergenz-Faser, ADL = Säure-Detergenz-Lignin, Rohprot = Rohprotein)



Anhang 2: Standortangaben zu den Probeflächen

Plot	Hauptweidegras	Höhe [m ü. NN]	Neigung [°]	Koordinaten		Exposition
M1	<i>Melinis minutiflora</i>	2003	27	S 03° 58' 03.1"	W 079° 04' 29.6"	SO
M2	<i>Melinis minutiflora</i>	2000	25	S 03° 58' 02.8"	W 079° 04' 28.8"	SO
M3	<i>Melinis minutiflora</i>	1975	33	S 03° 58' 04.2"	W 079° 04' 34.0"	S - SO
MS1	<i>Setaria sphacelata</i>	2003	22	S 03° 58' 03.5"	W 079° 04' 30.3"	S - SO
MS2	<i>Setaria sphacelata</i>	2006	28	S 03° 58' 03.8"	W 079° 04' 29.0"	S - SO
MS3	<i>Setaria sphacelata</i>	1972	27	S 03° 57' 04.6"	W 079° 04' 33.5"	S - SO
P1	<i>Pennisetum clandestinum</i>	1953	2	S 03° 58' 06.5"	W 079° 04' 35.6"	SO
P2	<i>Pennisetum clandestinum</i>	1996	2	S 03° 58' 03.4"	W 079° 04' 33.2"	SO
P3	<i>Pennisetum clandestinum</i>	2010	2	S 03° 58' 02.9"	W 079° 04' 31.5"	SO
PS1	<i>Setaria sphacelata</i>	1953	3	S 03° 58' 06.3"	W 079° 04' 35.5"	SO
PS2	<i>Setaria sphacelata</i>	1996	2	S 03° 58' 03.3"	W 079° 04' 33.2"	SO
PS3	<i>Setaria sphacelata</i>	2018	2	S 03° 58' 02.7"	W 079° 04' 31.7"	SO
H1	<i>Holcus lanatus</i>	2024	2	S 03° 57' 59.6"	W 079° 04' 31.9"	SO
H2	<i>Holcus lanatus</i>	2003	3	S 03° 58' 02.6"	W 079° 04' 31.6"	SO
H3	<i>Holcus lanatus</i>	2028	3	S 03° 58' 02.0"	W 079° 04' 33.7"	SO
HS1	<i>Setaria sphacelata</i>	2024	2	S 03° 57' 59.6"	W 079 ° 04' 31.7"	SO
HS2	<i>Setaria sphacelata</i>	2003	3	S 03° 58' 02.6"	W 079° 04' 31.7"	SO
HS3	<i>Setaria sphacelata</i>	2028	3	S 03° 58' 01.9"	W 079° 04' 34.0"	SO
A1	<i>Axonopus compressus</i>	1961	10	S 03°58' 06.1"	W 079° 04' 35.8"	S-SO
A2	<i>Axonopus compressus</i>	1940	10	S 03°58' 06.9"	W 079° 04' 35.8"	S-SO
A3	<i>Axonopus compressus</i>	2022	9	S 03°58' 00.6"	W 079° 04' 31.4"	S-SO
AS1	<i>Setaria sphacelata</i>	1946	9	S 03°58' 06.5"	W 079° 04' 34.2"	S-SO
AS2	<i>Setaria sphacelata</i>	1946	12	S 03°58' 06.9"	W 079° 04' 35.2"	S-SO
AS3	<i>Setaria sphacelata</i>	2023	9	S 03°58' 00.2"	W 079° 04' 31.1"	S-SO

Anhang 3: Rohdaten der bodenkundlichen Analysen I

Probe	ρ [g/cm ³]	Skelett [% TM]	Wurzeln [% TM]	Phosphat [mg/kg]	pH [H ₂ O]	pH [CaCl ₂]	KAKeff [cmol/kg]	BS [% an KAKeff]	C/N
M1a	0,79	1,99	1,36	63,1	4,62	3,98	8,12	43,42	14,31
M1b	0,88	4,19	0,73	53,9	4,53	3,98	7,95	31,10	14,58
M1c	0,95	7,70	0,50	20,1	4,53	3,68	7,11	17,20	15,62
M2a	0,74	5,85	3,03	2,8	4,56	3,97	8,76	44,12	12,74
M2b	0,85	12,48	2,06	2,5	4,53	3,89	8,76	20,82	14,56
M2c	0,89	15,11	0,26	4,4	4,72	3,85	7,62	14,35	16,29
M3a	0,69	12,92	2,14	10,9	4,89	4,12	10,01	56,37	15,41
M3b	0,77	17,69	0,35	15,3	4,61	3,88	10,23	22,45	15,65
M3c	0,77	7,54	0,33	4,2	4,63	3,89	10,18	13,89	16,41
MS1a	0,87	2,65	1,74	12,3	4,67	3,84	8,88	42,96	14,11
MS1b	0,95	9,91	0,27	6,0	4,43	3,86	10,02	22,78	14,83
MS1c	0,97	8,78	0,22	5,5	4,52	3,93	7,64	12,32	15,55
MS2a	0,60	1,82	10,62	32,4	5,19	4,4	9,43	84,57	14,13
MS2b	0,99	2,77	0,53	42,1	4,9	4,05	8,04	39,45	16,58
MS2c	0,87	21,98	0,21	19,9	4,76	4	6,92	23,27	16,19
MS3a	1,01	0,27	1,61	8,2	4,96	4,12	8,63	59,72	13,55
MS3b	1,10	0,79	0,30	1,4	4,54	3,89	8,97	26,43	13,09
MS3c	0,93	0,33	0,58	4,7	4,66	3,82	9,14	19,18	14,41
P1a	0,72	9,79	0,75	78,5	5,97	5,5	18,26	99,54	10,51
P1b	1,05	0,41	0,28	10,5	6,23	5,15	20,00	99,96	12,55
P1c	0,44	1,12	0,32	1,1	5,73	4,73	13,29	92,91	15,17
P2a	0,44	2,06	3,74	99,7	5,49	4,99	18,82	99,51	10,55
P2b	0,99	4,56	0,09	16,7	5,85	5,21	13,17	97,88	11,64
P2c	0,92	8,05	0,14	39,4	5,69	5,05	12,75	98,21	14,03
P3a	0,50	0,92	1,48	78,9	6,12	5,6	28,85	99,84	10,40
P3b	0,93	4,60	0,24	42,5	6,01	5,29	15,66	99,97	10,71
P3c	1,23	8,96	0,17	2,5	5,91	4,9	8,15	96,54	11,38
PS1a	0,94	0,00	2,06	7,3	5,23	4,45	14,73	98,11	10,34
PS1b	1,22	0,00	0,37	4,2	4,5	4	9,20	96,33	10,34
PS1c	1,05	4,61	0,56	1,5	4,74	3,83	8,60	37,83	10,41
PS2a	0,78	1,77	0,60	51,8	5,28	4,88	4,87	8,27	11,34
PS2b	1,06	2,14	0,25	4,8	5,28	4,82	13,06	99,38	13,02
PS2c	0,92	17,60	0,13	4,3	5,12	4,62	8,61	85,95	11,09
PS3a	0,71	2,23	1,58	53,2	5,00	5,07	16,51	99,65	10,74
PS3b	0,98	7,30	0,40	16,8	4,86	4,32	8,03	82,32	11,60
PS3c	0,44	10,52	0,22	6,3	4,76	4,24	6,33	48,51	12,35
H1a	0,67	2,16	1,51	43,6	5,08	4,7	16,17	99,43	9,19
H1b	1,14	3,22	0,20	3,8	4,84	4,26	5,26	66,16	9,07
H1c	1,05	8,65	0,09	20,4	4,54	4,08	4,27	25,77	9,21
H2a	0,88	3,10	0,44	72,5	5,83	5,2	21,13	99,73	19,34

Probe	ρ [g/cm ³]	Skelett [% TM]	Wurzeln [% TM]	Phosphat [mg/kg]	pH [H ₂ O]	pH [CaCl ₂]	KAKeff [cmol/kg]	BS [% an KAKeff]	C/N
H2b	1,06	7,26	0,10	38,8	5,83	4,7	11,51	96,25	11,28
H2c	1,00	10,11	0,01	12,0	5,21	4,55	8,34	84,91	12,23
H3a	0,83	1,55	0,42	10,3	5,59	4,77	15,88	99,14	10,12
H3b	1,08	3,98	0,08	1,9	5,41	4,43	7,78	79,68	10,86
H3c	1,02	21,28	0,04	26,6	5,12	4,24	6,15	45,39	12,45
HS1a	0,79	2,70	2,08	11,0	5,04	4,44	10,81	99,76	10,74
HS1b	1,13	7,64	0,48	10,0	4,89	4,18	4,60	26,80	10,18
HS1c	1,12	9,64	0,42	15,1	4,81	4,13	6,12	51,89	9,30
HS2a	0,78	1,54	2,53	38,4	5,62	4,9	11,88	96,92	10,33
HS2b	1,06	2,34	0,20	14,2	5,13	4,41	5,39	60,75	10,98
HS2c	1,08	8,96	0,21	11,1	4,9	4,36	6,18	50,93	11,82
HS3a	0,79	3,64	1,35	8,5	4,9	4,48	11,85	99,19	10,57
HS3b	0,98	5,00	0,62	11,9	4,94	4,44	7,46	76,84	11,14
HS3c	1,01	13,49	0,29	5,5	4,93	4,41	6,06	55,66	11,97
A1a	0,69	0,03	2,00	7,3	5,19	4,23	14,66	84,95	12,74
A1b	0,89	0,53	0,36	3,6	4,87	3,98	12,09	41,06	14,17
A1c	0,88	0,31	0,11	3,7	4,68	3,78	12,63	22,70	16,99
A2a	0,82	0,79	1,25	11,1	5,09	4,1	10,85	64,52	13,99
A2b	0,99	0,40	0,44	6,0	4,79	3,76	10,61	22,79	16,92
A2c	0,90	3,36	0,08	1,4	4,49	3,63	10,41	14,33	19,51
A3a	0,84	2,67	0,92	11,3	5	4,08	13,94	24,94	10,54
A3b	1,07	2,68	0,41	5,8	4,97	4,05	5,22	14,21	10,84
A3c	0,93	18,65	0,12	6,9	4,94	4,02	5,99	51,04	10,59
AS1a	0,61	0,33	5,76	23,9	4,46	3,53	10,25	73,10	14,06
AS1b	0,97	0,80	0,43	8,7	4,31	3,37	8,36	44,29	14,70
AS1c	1,16	1,81	0,44	3,5	4,38	3,4	8,23	17,69	16,45
AS2a	0,52	0,00	9,43	13,2	5	4,31	14,36	94,02	12,22
AS2b	0,92	2,66	1,55	8,9	4,92	3,98	8,74	53,56	12,37
AS2c	0,96	5,57	0,24	3,6	4,72	3,67	8,68	32,11	14,42
AS3a	0,84	2,80	5,62	10,8	4,8	4,13	8,04	74,57	10,94
AS3b	1,02	6,41	0,74	9,1	4,96	4,05	5,62	40,11	11,08
AS3c	1,07	5,55	0,29	3,1	5	3,98	4,81	31,16	10,45

**Anhang 4: Rohdaten der bodenkundlichen Analysen II
(Kationenbelag in % an der KAK_{eff})**

Probe	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	H
M1a	27,0	10,2	0,9	5,3	56,4	0,2	0,0
M1b	19,7	6,4	0,4	4,6	68,5	0,4	0,0
M1c	10,6	3,0	0,4	3,2	77,9	0,5	4,4
M2a	26,3	9,6	0,2	7,9	50,6	0,7	4,6
M2b	12,5	3,8	0,3	4,2	72,7	1,8	4,7
M2c	9,2	2,2	0,4	2,6	84,2	1,5	0,0
M3a	26,5	17,9	0,6	11,4	38,4	0,6	4,6
M3b	10,1	4,6	0,3	7,5	72,8	0,7	4,0
M3c	5,9	2,1	0,2	5,7	81,3	0,7	4,1
MS1a	33,0	4,7	0,9	4,4	56,3	0,8	0,0
MS1b	18,1	1,9	0,6	2,2	71,1	1,7	4,5
MS1c	9,1	1,2	0,5	1,5	83,0	0,7	4,0
MS2a	42,4	22,1	1,0	19,1	14,2	0,2	1,0
MS2b	19,6	8,1	0,9	10,8	56,7	1,2	2,6
MS2c	11,6	4,2	1,1	6,4	73,3	1,3	2,1
MS3a	45,6	10,1	1,0	3,0	37,3	0,3	2,7
MS3b	20,4	3,0	1,0	2,0	69,1	1,1	3,4
MS3c	15,4	1,4	1,0	1,3	76,7	0,9	3,3
P1a	66,7	27,3	0,1	5,5	0,4	0,0	0,0
P1b	37,8	36,4	0,2	25,6	0,0	0,0	0,0
P1c	26,5	31,3	0,3	34,9	6,4	0,4	0,3
P2a	65,0	28,0	0,2	6,4	0,3	0,1	0,1
P2b	40,9	34,6	0,2	22,2	2,0	0,2	0,0
P2c	39,0	35,4	0,1	23,7	1,6	0,2	0,0
P3a	46,2	33,4	0,2	20,0	0,1	0,0	0,0
P3b	42,8	30,2	0,2	26,7	0,0	0,0	0,0
P3c	35,6	24,3	0,4	36,3	3,1	0,1	0,3
PS1a	56,0	33,4	0,2	8,6	0,8	0,1	1,1
PS1b	61,6	27,2	0,4	7,1	3,6	0,1	0,0
PS1c	15,7	14,2	0,2	7,8	57,5	1,2	3,5
PS2a	67,7	18,5	0,2	13,2	99,6	0,2	0,0
PS2b	64,1	29,2	0,2	5,8	0,6	0,0	0,0
PS2c	42,9	32,5	0,3	10,3	12,5	0,3	1,2
PS3a	47,6	28,4	0,9	22,8	0,3	0,1	0,0
PS3b	45,5	24,8	0,6	11,4	16,5	0,4	0,7
PS3c	25,3	15,1	0,3	7,8	48,8	0,6	2,1
H1a	58,1	27,8	0,7	13,0	0,2	0,0	0,4
H1b	30,8	15,3	0,5	19,5	33,1	0,5	0,3
H1c	10,5	4,5	0,4	10,4	72,1	0,2	1,9
H2a	50,2	29,2	0,7	19,7	0,1	0,0	0,2

Probe	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	H
H2b	51,9	25,0	1,1	18,2	3,2	0,1	0,5
H2c	44,5	19,8	0,7	20,0	13,9	0,1	1,0
H3a	38,8	37,7	0,6	22,0	0,2	0,0	0,7
H3b	42,0	20,3	0,0	17,4	18,5	0,3	1,6
H3c	21,8	9,0	0,3	14,2	51,6	0,4	2,6
HS1a	66,8	25,0	0,6	7,3	0,2	0,1	0,0
HS1b	16,3	7,0	0,2	3,2	67,6	0,2	5,4
HS1c	30,2	15,5	0,4	5,8	47,7	0,4	0,0
HS2a	64,3	23,2	0,5	8,9	1,8	0,1	1,2
HS2b	35,5	18,0	0,9	6,4	37,9	0,2	1,2
HS2c	27,7	16,0	0,6	6,7	45,0	0,4	3,7
HS3a	62,7	23,0	0,5	9,4	3,5	0,1	0,8
HS3b	50,7	19,8	0,3	6,0	21,4	0,2	1,6
HS3c	35,1	15,5	0,2	4,8	41,5	0,2	2,6
A1a	51,2	19,7	0,2	13,9	12,7	0,6	1,8
A1b	22,7	7,7	0,2	10,5	53,1	2,0	3,9
A1c	11,9	3,1	0,1	7,6	76,3	1,0	0,0
A2a	31,9	19,7	0,2	12,8	30,2	2,6	2,7
A2b	10,8	6,0	0,2	5,8	74,2	1,9	1,1
A2c	5,4	4,1	0,2	4,7	82,6	2,1	1,0
A3a	21,3	1,2	0,1	2,3	74,4	0,7	0,0
A3b	7,0	2,8	0,1	4,3	80,0	0,7	5,1
A3c	28,9	12,5	0,3	9,3	47,3	0,6	1,0
AS1a	39,4	23,9	0,4	9,4	18,0	4,2	4,7
AS1b	25,9	12,8	0,2	5,4	40,4	2,7	12,6
AS1c	10,9	4,7	0,1	2,0	70,3	1,8	10,2
AS2a	55,3	30,4	0,2	8,1	3,7	0,4	2,0
AS2b	33,1	16,3	0,1	4,0	41,8	0,7	3,9
AS2c	18,8	10,7	0,1	2,5	63,6	0,8	3,5
AS3a	52,7	15,4	0,7	5,7	24,1	0,3	1,0
AS3b	29,3	5,8	0,6	4,4	55,1	0,5	4,3
AS3c	24,8	3,1	0,4	2,9	68,2	0,4	0,2

**Anhang 5: Rohdaten der bodenkundlichen Analysen III
(Konzentrationen der Kationen in cmol/kg)**

Probe	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	H
M1a	2,19	0,83	0,07	0,43	4,58	0,02	0,00
M1b	1,56	0,51	0,03	0,37	5,45	0,03	0,00
M1c	0,76	0,22	0,02	0,23	5,54	0,04	0,31
M2a	2,31	0,84	0,02	0,70	4,43	0,06	0,40
M2b	1,10	0,33	0,02	0,37	6,37	0,16	0,41
M2c	0,70	0,17	0,03	0,20	6,42	0,11	0,00
M3a	2,65	1,79	0,06	1,14	3,84	0,06	0,46
M3b	1,04	0,47	0,03	0,76	7,45	0,08	0,41
M3c	0,60	0,21	0,02	0,58	8,28	0,07	0,42
MS1a	2,93	0,42	0,08	0,39	5,00	0,07	0,00
MS1b	1,81	0,19	0,06	0,22	7,12	0,17	0,45
MS1c	0,69	0,09	0,04	0,12	6,34	0,06	0,30
MS2a	4,00	2,08	0,09	1,80	1,34	0,02	0,09
MS2b	1,57	0,65	0,07	0,87	4,56	0,10	0,21
MS2c	0,80	0,29	0,07	0,44	5,08	0,09	0,14
MS3a	3,94	0,88	0,08	0,26	3,22	0,03	0,23
MS3b	1,83	0,27	0,09	0,18	6,19	0,10	0,31
MS3c	1,41	0,13	0,10	0,12	7,01	0,08	0,30
P1a	12,17	4,98	0,02	1,00	0,08	0,01	0,00
P1b	7,55	7,28	0,03	5,12	0,00	0,01	0,00
P1c	3,52	4,15	0,03	4,64	0,85	0,05	0,04
P2a	12,23	5,26	0,03	1,21	0,05	0,01	0,03
P2b	5,38	4,55	0,02	2,93	0,26	0,02	0,00
P2c	4,97	4,52	0,01	3,02	0,21	0,02	0,00
P3a	13,33	9,64	0,06	5,78	0,04	0,01	0,00
P3b	6,70	4,73	0,04	4,18	0,00	0,00	0,00
P3c	2,90	1,98	0,03	2,96	0,25	0,01	0,02
PS1a	8,25	4,91	0,03	1,26	0,11	0,01	0,16
PS1b	5,67	2,50	0,04	0,66	0,33	0,01	0,00
PS1c	1,35	1,22	0,02	0,67	4,95	0,10	0,30
PS2a	3,30	0,90	0,01	0,64	0,01	0,01	0,00
PS2b	8,38	3,82	0,02	0,76	0,08	0,01	0,00
PS2c	3,69	2,80	0,03	0,88	1,08	0,03	0,10
PS3a	7,86	4,68	0,15	3,76	0,05	0,01	0,00
PS3b	3,65	1,99	0,05	0,92	1,32	0,04	0,06
PS3c	1,60	0,96	0,02	0,49	3,09	0,04	0,13
H1a	9,39	4,49	0,11	2,10	0,03	0,01	0,06
H1b	1,62	0,81	0,03	1,03	1,74	0,03	0,02
H1c	0,45	0,19	0,02	0,44	3,08	0,01	0,08
H2a	10,60	6,16	0,15	4,16	0,01	0,00	0,04
H2b	5,98	2,88	0,12	2,10	0,37	0,01	0,05

Probe	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	H
H2c	3,71	1,65	0,06	1,67	1,16	0,01	0,08
H3a	6,16	5,99	0,09	3,49	0,02	0,00	0,11
H3b	3,27	1,58	0,00	1,35	1,44	0,02	0,12
H3c	1,34	0,56	0,02	0,87	3,17	0,02	0,16
HS1a	7,23	2,70	0,07	0,79	0,02	0,01	0,00
HS1b	0,75	0,32	0,01	0,15	3,11	0,01	0,25
HS1c	1,85	0,95	0,02	0,35	2,92	0,02	0,00
HS2a	7,64	2,76	0,06	1,05	0,21	0,01	0,15
HS2b	1,91	0,97	0,05	0,34	2,04	0,01	0,06
HS2c	1,71	0,99	0,04	0,41	2,78	0,02	0,23
HS3a	7,43	2,72	0,06	1,11	0,42	0,01	0,10
HS3b	3,78	1,48	0,03	0,45	1,59	0,02	0,12
HS3c	2,13	0,94	0,01	0,29	2,52	0,01	0,16
A1a	7,51	2,88	0,02	2,04	1,86	0,09	0,26
A1b	2,75	0,93	0,02	1,27	6,42	0,24	0,47
A1c	1,50	0,39	0,02	0,96	9,63	0,13	0,00
A2a	3,46	2,14	0,03	1,38	3,28	0,29	0,29
A2b	1,14	0,64	0,02	0,62	7,87	0,20	0,12
A2c	0,56	0,42	0,02	0,49	8,59	0,22	0,10
A3a	2,97	0,16	0,02	0,32	10,37	0,10	0,00
A3b	0,36	0,15	0,01	0,22	4,17	0,04	0,26
A3c	1,73	0,75	0,02	0,56	2,84	0,04	0,06
AS1a	4,04	2,45	0,04	0,97	1,84	0,43	0,48
AS1b	2,17	1,07	0,02	0,45	3,38	0,22	1,05
AS1c	0,89	0,39	0,01	0,17	5,79	0,15	0,84
AS2a	7,94	4,37	0,03	1,16	0,52	0,05	0,28
AS2b	2,90	1,42	0,01	0,35	3,66	0,06	0,34
AS2c	1,63	0,93	0,01	0,21	5,52	0,07	0,30
AS3a	4,24	1,24	0,06	0,46	1,94	0,03	0,08
AS3b	1,65	0,33	0,03	0,25	3,10	0,03	0,24
AS3c	1,19	0,15	0,02	0,14	3,28	0,02	0,01

Anhang 6: Rohdaten der Futtermittelanalyse

Plot	Weidegras	XA [%]	XP [%]	NDF [%]	ADF [%]	XL [%]	XF [%]	TDN [kg/kg TM]	ME [MJ/kg TM]	GE [MJ/kg TM]
M1	<i>Melinis minutiflora</i>	7,46	16,43	64,10	33,45	2,51	2,73	0,65	9,80	17,61
M2	<i>Melinis minutiflora</i>	7,07	13,07	61,80	31,94	2,30	2,35	0,67	10,11	17,38
M3	<i>Melinis minutiflora</i>	6,02	14,62	64,92	32,61	2,40	2,44	0,67	10,09	17,68
MS1	<i>Setaria sphacelata</i>	10,00	10,39	65,84	38,38	5,07	2,04	0,58	8,58	16,63
MS2	<i>Setaria sphacelata</i>	11,95	10,73	59,68	31,06	2,00	2,13	0,63	9,53	16,34
MS3	<i>Setaria sphacelata</i>	10,04	9,60	61,90	34,39	2,29	2,45	0,65	9,76	16,64
P1	<i>Pennisetum clandestinum</i>	11,18	8,88	55,37	30,52	6,40	1,91	0,57	8,43	16,30
P2	<i>Pennisetum clandestinum</i>	12,30	9,18	50,21	27,46	15,52	2,07	0,46	6,66	16,16
P3	<i>Pennisetum clandestinum</i>	10,40	7,75	58,65	29,43	2,55	1,74	0,64	9,59	16,33
PS1	<i>Setaria sphacelata</i>	13,92	12,61	55,73	33,30	4,59	2,21	0,57	8,43	16,14
PS2	<i>Setaria sphacelata</i>	13,69	11,43	52,18	29,77	7,20	2,09	0,54	7,92	16,08
PS3	<i>Setaria sphacelata</i>	12,44	11,57	65,24	33,47	2,56	1,94	0,60	8,98	16,28
H1	<i>Holcus lanatus</i>	9,72	19,85	55,06	33,47	7,33	3,25	0,55	8,17	17,54
H2	<i>Holcus lanatus</i>	9,62	23,88	63,69	29,27	6,84	2,40	0,51	7,44	17,70
H3	<i>Holcus lanatus</i>	10,87	18,42	59,37	31,37	4,52	2,58	0,57	8,56	17,13
HS1	<i>Setaria sphacelata</i>	12,19	15,30	63,83	34,05	2,15	1,62	0,60	9,00	16,53
HS2	<i>Setaria sphacelata</i>	12,82	18,53	64,82	34,94	2,57	2,19	0,58	8,62	16,74
HS3	<i>Setaria sphacelata</i>	12,37	11,63	65,43	36,90	2,64	1,49	0,59	8,86	16,22
A1	<i>Axonopus compressus</i>	6,66	9,90	62,46	35,02	3,88	1,84	0,64	9,60	17,14
A2	<i>Axonopus compressus</i>	6,13	8,79	63,49	34,69	3,75	1,37	0,64	9,62	17,08
A3	<i>Axonopus compressus</i>	4,83	10,12	63,68	34,80	3,19	1,30	0,66	9,97	17,38
AS1	<i>Setaria sphacelata</i>	11,20	10,32	67,05	34,93	3,13	1,58	0,59	8,87	16,34
AS2	<i>Setaria sphacelata</i>	11,43	10,14	62,98	34,01	2,65	2,00	0,62	9,25	16,36
AS3	<i>Setaria sphacelata</i>	11,43	12,19	69,19	33,48	2,30	2,24	0,61	9,15	16,54

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre hiermit an Eides Statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe. Die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind als solche kenntlich gemacht.

Die Arbeit wurde bisher in gleicher oder ähnlicher Form keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegt und auch noch nicht veröffentlicht.

Wien, im Dezember 2009

Unterschrift

Lebenslauf

Christina Mitterer

Persönliche Daten

Kontakt: christina.mitterer@gmail.com
Geburtsdatum: 06.07.1985
Geburtsort: Linz
Staatsangehörigkeit: Österreich

Ausbildung

1999 – 2004: Bundesbildungsanstalt für Kindergartenpädagogik in Steyr
Seit 10/2004: Studium der Geographie an der Universität Wien
Schwerpunkte: Landschaftsökologie & Naturraumanalyse,
Angewandte Geomorphologie und Bodenkunde

Berufserfahrung & Praktika

02/2008 – 06/2008: Vertragslehrerin (Teilzeit)
Arbeitgeber: *Stadtschulrat Wien*
Tätigkeit: Nachmittagsbetreuung der Schüler
03/2010 – 06/2010: Tutorin der Lehrveranstaltung
Datierungsmethoden in der physischen Geographie
Arbeitgeber: *Universität Wien*

seit 09/2010: Kindergartenpädagogin (Teilzeit)
Arbeitgeber: *Kinder in Wien*

04/2010 – 05/2010: Praktikum (40h/Woche)
*Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald,
Naturgefahren und Landschaft, Inst. f. Waldökologie und
Boden/Abt. Bodenbiologie*
Tätigkeiten: Laboranalysen von Bodenproben
(Probenvorbereitung, Messungen der potentiellen
Treibhausgasemissionen, Analyse von Nitrat und Ammonium)
und Datenauswertung

Auslandserfahrung

09/2008 – 01/2009: Auslandssemester an der Universität Alicante, Spanien
10/2010 – 12/2010: Forschungsaufenthalt im Rahmen der Diplomarbeit in Ecuador

Weitere Kenntnisse

EDV Kenntnisse: Microsoft Office
ArcGis
SPSS
R

Fremdsprachen: Deutsch (Muttersprache)
Englisch (fließend)
Spanisch (fließend)
Französisch (Grundkenntnisse)