



universität
wien

DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

„Steuernde Parameter der Vegetationszusammensetzung
in Savannenökosystemen anhand von Untersuchungen im
Khomas Hochland, Namibia“

Verfasserin

Elisabeth Ofner

angestrebter akademischer Grad

Magistra der Naturwissenschaften (Mag. rer. nat.)

Wien, 2012

Studienkennzahl lt. Studienblatt:

A 190 445 456

Studienrichtung lt. Studienblatt:

Lehramtsstudium UF Geographie und Wirtschaftskunde
UF Biologie und Umweltkunde

Betreuer:

Univ.-Prof. Mag. Dr. Cyrus Samimi

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich eidesstattlich, dass ich die vorliegende Diplomarbeit selbstständig und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe. Die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Stellen sind gemäß den Richtlinien wissenschaftlichen Arbeitens zitiert und mit genauen Quellenangaben kenntlich gemacht. Diese Diplomarbeit wurde bisher in gleicher oder ähnlicher Form keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegt und auch noch nicht veröffentlicht.

Wien, Mai 2012

Unterschrift



Danksagung

Ich möchte allen Menschen, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben meinen herzlichen Dank aussprechen.

Dies richtet sich besonders an Univ. -Prof. Mag. Dr. Cyrus Samimi unter dessen Leitung diese Diplomarbeit verfasst wurde. Er hat mich stets bei der Durchführung dieser Arbeit unterstützt und mir Mut gemacht mich auch mit komplexeren Statistikprogrammen auseinanderzusetzen.

Weiters danke ich

- Ass.- Prof. Mag. Dr. Robert Peticzka, Christa Hermann und Hannah Katzensteiner für ihr Vertrauen und ihre Unterstützung im Labor.
- Ezekeil Kwembeya und seinen MitarbeiterInnen vom National Botanical Research Institute, ohne deren Hilfe die Identifikation vieler verdorrter Pflanzen nicht möglich gewesen wäre.
- Brigitte, Mareike, Max und Luisa vom Agricultural Training Center für eine besondere Freundschaft in Namibia.
- Dem Namibia Team Manuel Mayer, Harald Zandler und Harald Prenninger. Letzten möchte ich besonders für die mentale Unterstützung bei der Bestimmung der oft „strohgleichen“ Gräser und der langen Wartezeit auf die ersten Regenfälle danken.
- Christina Mitterer für die Gesellschaft im Bodenlabor und die kritischen Anmerkungen bei der Korrektur dieser Arbeit.
- Steffi und Mena sowie allen anderen FreundInnen und StudienkollegInnen, die mich während des gesamten Studiums begleitet und dieses zu einer unvergesslichen Zeit gemacht haben.

UND natürlich meinem lieben Freund Hari, der mir bei den vielen Höhen und Tiefen der letzten Jahre immer den Rücken gestärkt hat. Danke.

Besonderen Dank möchte ich auch an meinen Vater richten, der immer an mich glaubte und ohne dessen Hilfe dieses Studium nicht möglich gewesen wäre.

Zuletzt möchte ich noch tiefsten Dank dafür aussprechen, dass ich die Vorfreude auf die Feldarbeiten in Namibia noch mit meiner Mutter teilen durfte und die mir dadurch wohl die wertvollsten Erinnerungen an sie schenkte.



Kurzfassung

Die vorliegende Diplomarbeit beschäftigt sich mit der Vegetationszusammensetzung in Savannenökosystemen, die durch die Koexistenz von Gehölzen und Gräsern gekennzeichnet ist und in dieser Form in keiner anderen zonalen Pflanzenformation der Erde vorkommt. Das genaue Wechselspiel der ökologischen Einflussfaktoren, die diese Vegetationszusammensetzung bedingen, ist jedoch nach wie vor unklar und besonders im Hinblick auf eine nachhaltige Nutzung dieses sensiblen Ökosystems von immanenter Bedeutung.

Ziel der Arbeit ist es herauszufinden, welche Umweltfaktoren zur Ausbildung kleinräumiger Vegetationsstrukturen in Savannen beitragen. Dazu wurden im Zeitraum von Oktober bis Dezember 2010 im Khomas Hochland von Namibia vegetationsökologische Untersuchungen durchgeführt. Die Aufnahmen umfassten auf zwei unterschiedlichen Beweidungsgebieten insgesamt 72 Flächen, die zur Verdeutlichung der Vegetationsveränderungen im Übergang von der Trocken- zur Regenzeit zum Teil mehrmals aufgenommen wurden. Des Weiteren wurden während des gesamten Untersuchungszeitraumes klimatische Faktoren an einem offenen Grasstandort und einem Standort unterhalb der Baumkrone gemessen und Bodenproben für die anschließenden Laboruntersuchungen der Bodenparameter entnommen. Die endgültige Auswertung der Vegetationszusammensetzung und der Beeinflussung durch die verschiedenen Parameter fand mithilfe Methoden der multivariaten Statistik statt. Mittels Klassifikationsanalyse der Flächen auf Basis des Isopamalgorithmus und der SMW-Analyse der Transekte wurden hierbei Ähnlichkeitsbeziehungen der Vegetation der Aufnahmeflächen ermittelt und Zusammenhänge mit den einwirkenden Umweltparametern anhand von NMDS-Ordinationen untersucht.

Aufgrund des späten Einsetzens der Regenzeit erfolgten die meisten Vegetationsaufnahmen in der Trockenzeit, weshalb keine statistisch gesicherte Auswertung der Vegetationsveränderung möglich war. Hingegen konnte eine maßgebende Beeinflussung der Vegetationszusammensetzung durch die Beweidung nachgewiesen werden. Eine Bewertung der Beweidungsintensität der Flächen ist auf Basis der Vegetationsdaten allerdings nicht möglich. Beide Beweidungsgebiete bestehen aus einem Mosaik von stark beeinträchtigten Bereichen und Flächen mit einer relativ stabilen Klimaxgesellschaft. Der Einfluss der Gehölze auf die Vegetationsverteilung ist anhand der Klassifikationsanalysen nicht eindeutig nachzuweisen. Durch die Auswertung der Transekte kann jedoch in einem Abstand von drei bis fünf Metern vom Baum eine Veränderung der Vegetationszusammensetzung und der Lebensformen festgestellt

werden. Auch die Bodenparameter unterliegen einer Änderung im Transektverlauf. Hierbei konnte ausgehend vom Baum zur offenen Grasfläche eine Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit, des pH-Wertes, der Phosphat- und Stickstoffgehalte sowie der K-Sättigung und eine Zunahme der Mg-Sättigung festgestellt werden. Mit Ausnahme der Fe- und Al-Sättigungen wurden bei allen Umweltfaktoren steuernde Einflüsse auf die Vegetationszusammensetzung bestimmt. Ihre Interpretation ist allerdings schwierig und kann nicht zur Unterscheidung von Baum- und Grasstandorten beitragen.

Aufgrund der geringen Niederschläge sind weitere Untersuchungen in der Regenzeit für ein besseres Verständnis der Vegetationszusammensetzung und ihrer Einflussfaktoren sinnvoll.

Abstract

The present diploma thesis deals with the vegetation composition in savanna ecosystems, which is characterized by the coexistence of grasses and trees. The precise interplay of ecological factors that determine the vegetation composition is still unclear and particularly with regard to the sustainable use of these sensitive savanna ecosystems of inherent meaning.

The aim of this work is to determine the contribution of environmental factors to the formation of small-scale vegetation structure in savannas. For this purpose vegetation-environmental investigations were carried out in the Khomas Highlands in Namibia between October and December 2010. The recordings included 72 plots in two different grazing areas. Some of the plots were recorded several times to illustrate the changes in the transition from dry to rainy season. Furthermore, climatic factors on an open grassland site and a site below the canopy were measured during the entire study period and in addition soil samples were taken for subsequent laboratory testing. For the organisation of plant data and the correlation to environmental parameters, methods of multivariate statistics including isopam-classifications, NMDS-ordination and SMW-analysis were used.

Due to the late onset of the rainy season, most vegetation surveys were carried out in the dry season. Therefore, the evaluation of the vegetation change was not possible. By contrast, a decisive influence on the vegetation composition was detected by the grazing area. However, an evaluation of grazing intensity based on vegetation data was not possible. Both grazing areas consist of a mosaic of heavily affected areas and areas with a relatively stable climax plant community. The influence of trees on vegetation distribution was demonstrated on the basis of the classification analysis. By evaluating the transects, a change in vegetation composition and life forms can be found at a distance of three to five meters from the tree. As a further result, measurements of soil parameters sampled on the transects show changes from stem outward into the open grassland. Soils located below tree crowns were characterised by higher concentrations of phosphate, nitrogen and potassium saturation, higher amounts of electrical conductivity, a reduced magnesium saturation and a lower pH-value. With the exception of the iron and aluminium saturation, in all environmental parameters a controlling influence on vegetation composition was determined. But their interpretation is difficult and cannot contribute to the distinction between tree and grass sites.

Due to the low rainfall in the rainy season, for a better understanding of the vegetation composition and its influencing parameters, further investigations are necessary.



Inhaltsverzeichnis

Eidesstattliche Erklärung	I
Danksagung	III
Kurzfassung	V
Abstract	VII
Inhaltsverzeichnis	IX
Abkürzungsverzeichnis	XIII
1 Einleitung und Zielsetzung	1
2 Untersuchungsgebiet	6
2.1 Geographische Lage	6
2.2 Geologie und Geomorphologie	8
2.3 Böden im Khomas Hochland	10
2.4 Klimatische Gegebenheiten	11
2.5 Landnutzung und soziokultureller Hintergrund	14
2.6 Vegetation und vegetationsökologische Beziehungen	17
3 Methodik	21
3.1 Datenaufnahme im Gelände	21
3.1.1 <i>Auswahl der Untersuchungsstandorte</i>	21
3.1.2 <i>Vegetationsaufnahme</i>	22
3.1.3 <i>Aufnahme der Umweltparameter</i>	24
3.2 Laboranalysen	26
3.2.1 <i>Korngrößenanalyse</i>	27
3.2.2 <i>Wassergehalt</i>	28
3.2.3 <i>pH-Wert</i>	28
3.2.4 <i>Elektrische Leitfähigkeit</i>	29
3.2.5 <i>Effektive Kationenaustauschkapazität und Basensättigung</i>	29
3.2.6 <i>Pflanzenverfügbares Phosphat</i>	30
3.2.7 <i>C/N Verhältnis</i>	31
3.3 Statistische Auswertung der Daten	32
3.3.1 <i>Auswertung der Distanzaufnahmen</i>	32
3.3.2 <i>Klassifikationsanalysen</i>	33
3.3.3 <i>Ordinationen</i>	35
3.3.4 <i>Transektanalyse</i>	38

4	Ergebnisse	40
4.1	Klimatische und bodenkundliche Verhältnisse im Untersuchungsgebiet	40
4.1.1	<i>Allgemeine Bodenkennwerte</i>	40
4.1.2	<i>Nährstoffverhältnisse</i>	42
4.1.3	<i>Ergebnisse der Klimastationen</i>	43
4.2	Vegetationsanalyse der Untersuchungsflächen	47
4.2.1	<i>Gesamtanalyse</i>	47
4.2.2	<i>Übergangsflächen</i>	54
4.2.3	<i>Kontrollflächen</i>	61
4.3	Transektanalyse	68
4.3.1	<i>Einzeltransektanalyse</i>	68
4.3.2	<i>Gesamttransektanalyse</i>	73
4.3.3	<i>Bodenkundliche Analyse der Transekte</i>	75
5	Diskussion	78
5.1	Diskussion der Zielsetzung	78
5.2	Veränderungen der Vegetation während des Untersuchungszeitraumes	79
5.3	Beurteilung des Beweidungszustandes	81
5.4	Die Vegetation als Steuerungsgröße der Vegetationszusammensetzung	84
5.4.1	<i>Gesamtflächen</i>	84
5.4.2	<i>Übergangsflächen</i>	85
5.4.3	<i>Kontrollflächen</i>	86
5.4.4	<i>Artmächtigkeiten im Transektverlauf</i>	87
5.4.5	<i>Lebensformen im Transektverlauf</i>	88
5.5	Abiotische Umweltfaktoren und die Beweidung als Steuerungsgrößen der Vegetationszusammensetzung	90
5.5.1	<i>Klimatische Einflüsse auf den Baum- und Grasstandort</i>	90
5.5.2	<i>Nährstoffverhältnisse</i>	92
5.5.3	<i>Einfluss allgemeiner Bodenkennwerte</i>	98
5.5.4	<i>Der Einfluss der Beweidung</i>	100
5.6	Grenzen der Aussage und Ausblick	101
5.6.1	<i>Unsicherheiten bei der Aufnahme der Umweltparameter</i>	101
5.6.2	<i>Grenzen und Möglichkeiten der statistische Auswertung</i>	102
5.6.3	<i>Ausblick für weiterführende Arbeiten</i>	103
6	Schlussfolgerung	105

Literaturverzeichnis	107
Tabellenverzeichnis	115
Abbildungsverzeichnis	117
Appendixverzeichnis	121
Appendix	123
Lebenslauf	131



Abkürzungsverzeichnis

Al	Aluminium
BF	Beweidungsfläche
BG	Baumgradient
BI	Beweidungsindex
BS	Basensättigung
C	Kohlenstoff
Ca	Calcium
CaCl₂	Calciumchlorid
EC	elektrische Leitfähigkeit
Fe	Eisen
GB	Grobboden (Skelettanteil)
Iso	Isopamgruppe
K	Kalium
KAK oder KAK_{eff}	effektive Kationenaustauschkapazität
IS	lehmiger Sandboden
Mg	Magnesium
N	Stickstoff
Na	Natrium
NaN	Not a Number
NMDS	Nichtmetrische Multidimensionale Skalierung
P_{0,4}³⁻ oder P	pflanzenverfügbares Phosphat
PAR	fotosynthetisch aktive Strahlung
RH	relative Luftfeuchtigkeit
S	Sandboden
SG	Strauchgradient
Signif.	Signifikanz
sL	sandiger Lehmboden
SMW	Split-Moving-Window
tS	toniger Sandboden
UP	Umweltparameter

Lebensformen

Ch	Chamaephyten
G	Geophyten
H	Hemikryptophyten
P	Phanerophyten
T	Therophyten

Aufnahmeflächen

a	Aufnahme im Oktober
b	Aufnahme im November
c	Aufnahme im Dezember
MG1	Graskontrollfläche im Beweidungsgebiet 1
MG2	Graskontrollfläche im Beweidungsgebiet 2
MS1	Strauchkontrollfläche im Beweidungsgebiet 1
MS2	Strauchkontrollfläche im Beweidungsgebiet 2
MT1	Baumkontrollfläche im Beweidungsgebiet 1
MT2	Baumkontrollfläche im Beweidungsgebiet 2
P 1-50	Übergangsflächen 1-50 (Plot)
Tn_0	Transektabschnitt im Bereich des Baumes (n=1-6)
Tn_5	Transektabschnitt in 5 Meter Entfernung zum Baum (n=1-6)
Tn_10	Transektabschnitt in 10 Meter Entfernung zum Baum (n=1-6)
Trans	Transekt
T1	Transekt 1
T2	Transekt 2
T3	Transekt 3
T4	Transekt 4
T5	Transekt 5
T6	Transekt 6

1 Einleitung und Zielsetzung

Savannen sind Ökosysteme der wechselfeuchten Tropen beziehungsweise der tropischen und subtropischen Trockengebiete (vgl. Abb. 1-1), die weltweit je nach Klassifizierung zwischen 15 % und 35 % der terrestrischen Erdoberfläche einnehmen (vgl. HOUSE et al., 2003). Allein in Namibia werden mehr als 60 % der Landesfläche von verschiedenen Savanntentypen bedeckt, die neben ihrer Funktion als Lebensraum für zahlreiche Wildtiere auch die Lebensgrundlage für über 80 % der Bevölkerung darstellen (vgl. MENDELSON et al., 2002).

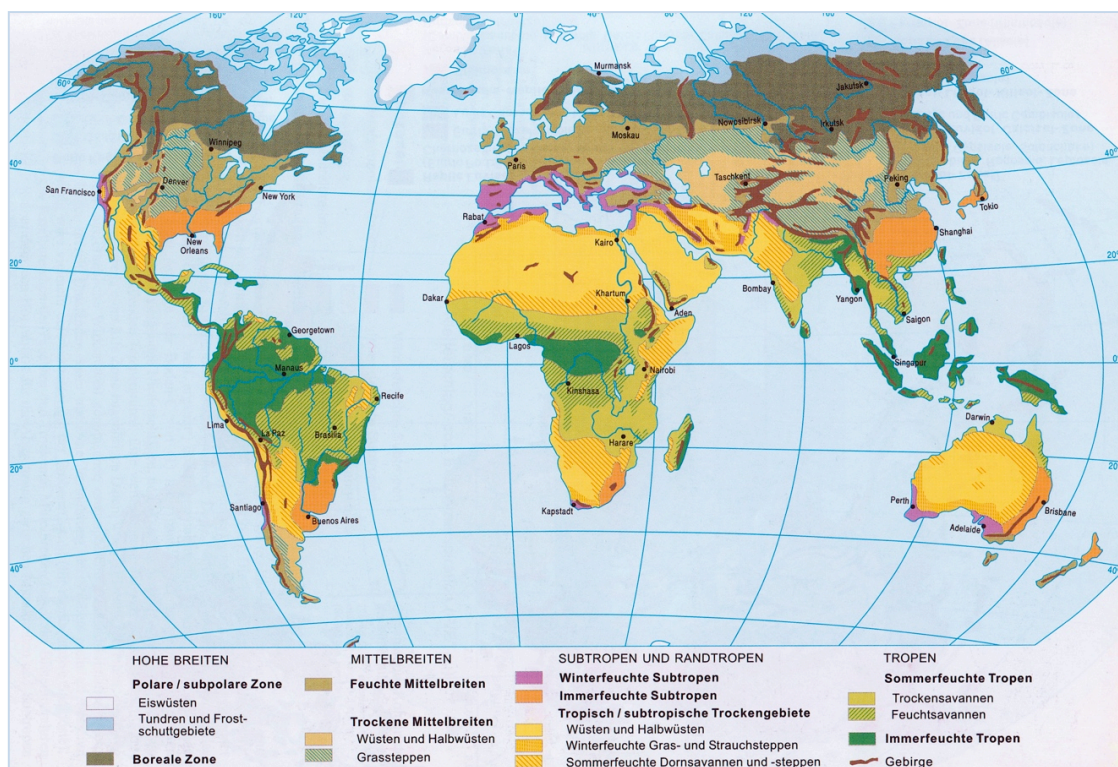


Abb. 1-1 Ökozonale Gliederung der Erde (SCHULTZ, 2000).

Kennzeichnend für diese Ökosysteme im Grenzbereich der tropischen Regenwälder und der (sub-)tropischen Halbwüsten sind, neben der ausgeprägten Saisonalität (vgl. SCHULTZ, 2000) mit geringen und zum Teil sehr variablen Jahresniederschlägen (vgl. HASSLER et al., 2010), die Koexistenz von Gehölzen und Gräsern (vgl. WALTER und BRECKLE, 2004). Savannen unterscheiden sich dabei bezüglich des Deckungsgrades von Bäumen und Sträuchern und erstrecken sich hinsichtlich der strukturellen Ausprägung von offenem

Grasland mit geringem Anteil an Gehölzen bis zu lichten Wäldern mit Kronenschluss, bei denen die Grasdecke gewöhnlich kaum unterbrochen wird (vgl. SCHULTZ, 2000).

Das genaue Wechselspiel der ökosystemaren Faktoren, welche die Vegetationszusammensetzung steuern, ist nach wie vor Gegenstand aktueller Forschungsarbeiten (vgl. WAGENSEIL, 2008). Der deutsche Botaniker Heinrich Walter führte in einem der ersten Savannenkonzepte, auch als „two layer soil hypothesis“ bekannt, ausgehend von Beobachtungen in Namibia, für die gemeinsame Existenz beider Wuchsformen die unterschiedliche Wurzelraumnutzung von Gräsern und Gehölzen heran (vgl. SCHULTZ, 2000). Die Wasservorräte können somit, in Abhängigkeit von der Struktur des Bodens, in unterschiedlichen Bodentiefen erschlossen werden, wodurch sich je nach Niederschlagsverteilung hinsichtlich der Gehölz- und Grasverteilung ein ökologischer Gleichgewichtszustand einstellt (SCHOLES und ARCHER, 1997). Gräser sind infolge ihrer intensiven, flachgründigen Bewurzelung demnach in der Lage Nährstoffe und die Bodenfeuchtigkeit der oberflächennahen Bodenschichten optimal zu nutzen. Gehölze können hingegen mit ihren tiefgründigen Wurzeln auch Wasserressourcen erreichen, welche weiter unter der Erdoberfläche liegen und sind dadurch auf grobkörnigen Böden mit tiefer einsickernden Regenwässern begünstigt (vgl. Abb. 1-2). Auf feinkörnigem Untergrund, wo das Wasser bei geringen Niederschlagsmengen auf die obersten Bodenhorizonte beschränkt bleibt, dominieren dagegen Gräser (vgl. SCHULTZ, 2000; WALTER und BRECKLE, 2004). Zusätzlich wurden häufig zeitliche Aspekte der Ressourcennutzung zur Erklärung der Koexistenz herangezogen, nach denen Gehölze gegenüber Gräsern phänologische Unterschiede in ihrer physiologischen Aktivität aufweisen (vgl. SCHOLES und ARCHER, 1997) und bereits vor dem Beginn der Regenzeit mit der Blattentfaltung beziehungsweise Blütenbildung beginnen, während Gräser erst beim Einsetzen der ersten Niederschläge mit Wachstum reagieren (vgl. Abb. 1-2). Gehölze beziehen dabei ihre Ressourcen aus gespeicherten Nährstoffen der vorhergehenden Saison oder aus tieferen noch wasserführenden Bodenschichten und können somit bereits zu Beginn der Regenzeit ohne Konkurrenz der Gräser die im Boden verfügbaren Nährstoffe optimal nutzen (vgl. SCHOLES, 2004; SCHOLES und ARCHER, 1997). Beide Konzepte beschränken sich jedoch nur auf eine zeitliche und räumliche Einnischung der beiden Wuchsformen hinsichtlich der Wasser- und Nährstoffversorgung (vgl. HOUSE et al., 2003) und können bei Beobachtungen im Gelände die Koexistenz nur unzureichend erklären (vgl. KNOOP und WALKER, 1985; MORDELET et al., 1997; OGLE und REYNOLDS, 2004; WAGENSEIL, 2008).

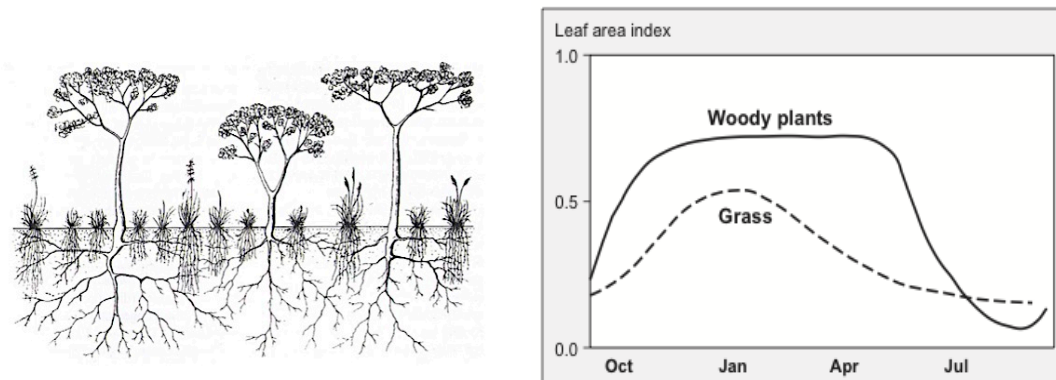


Abb. 1-2: Nischenkonzepte zur Erklärung der Koexistenz. Vertikale Partitionierung des Wurzelraumes nach der „two layers soil hypothesis“ (links) (SCHULTZ, 2000). Zeitliche Partitionierung der Blattflächenentwicklung (rechts) (WAGENSEIL und SAMIMI, 2007).

Im Gegensatz dazu betrachten neuere Konzepte die Savannenstruktur nicht mehr als Ergebnis eines ökologischen Gleichgewichtszustandes (*equilibrium*), sondern als ein dynamisches, ökologisches Ungleichgewicht (*disequilibrium*), in dem durch regelmäßige Störungen ein Gleichgewicht mit Dominanz eines Konkurrenten verhindert wird (vgl. HIGGINS et al., 2000; WAGENSEIL, 2008). Die Koexistenz von Gehölzen und Gräsern resultiert demnach aus einem Wettbewerb und infolge komplexer Interaktionen von Klima, Boden, Feuer, Herbivoren und menschlicher Aktivität (vgl. BUCINI und HANAN, 2007; HIGGINS et al., 2000; HOUSE et al., 2003; SANKARAN et al., 2005; SCHULTZ, 2000; WALTER und BRECKLE, 2004). In diesem Zusammenhang wird auch häufig von primären (Klima, Bodeneigenschaften) und sekundären Determinanten (Feuer, Beweidung), die durch Managementmaßnahmen modifiziert werden können, gesprochen (vgl. DE KLERK, 2004). SANKARAN (2005; 2004) geht dabei einen Schritt weiter, indem er Aspekte aus beiden Denkansätzen in ein Model integriert (vgl. WAGENSEIL, 2008). Anhand einer großangelegten Studie über die Gehölzverteilung in 854 afrikanischen Savannen wurde gezeigt, dass die Wasserverfügbarkeit zwar die Obergrenze der Gehölzdichte in Savannenökosystemen limitiert, unter dieser Grenze die Savannenstruktur allerdings in Regionen mit Jahresniederschlägen von über 650 mm durch Störungen beeinflusst wird (vgl. Abb. 1-3). SANKARAN et al. (2005) unterscheiden dabei zwischen instabilen „*disturbance driven savannas*“ in Regionen mit höheren Jahresniederschlägen und relativ stabilen „*climatically determined savannas*“ in Gebieten mit Niederschlägen unter 650 mm im Jahr.

Bezüglich der Einflussfaktoren, die auf die Vegetationszusammensetzung einwirken, setzen sich aktuelle Studien vielfach mit sehr großen Gebieten auseinander, wobei meist die Veränderung einzelner Parameter betrachtet wird (z.B. entlang eines

Regengradienten) (vgl. BUCINI und HANAN, 2007; CAYLOR et al., 2003; FERAL et al., 2003; HASSLER et al., 2010; JANSE VAN RENSBURG und BOSCH, 1990; SANKARAN et al., 2005; SCHOLES et al., 2002) beziehungsweise die Interaktionen zwischen den Pflanzen vor Ort vernachlässigt werden (vgl. HOUSE et al., 2003).

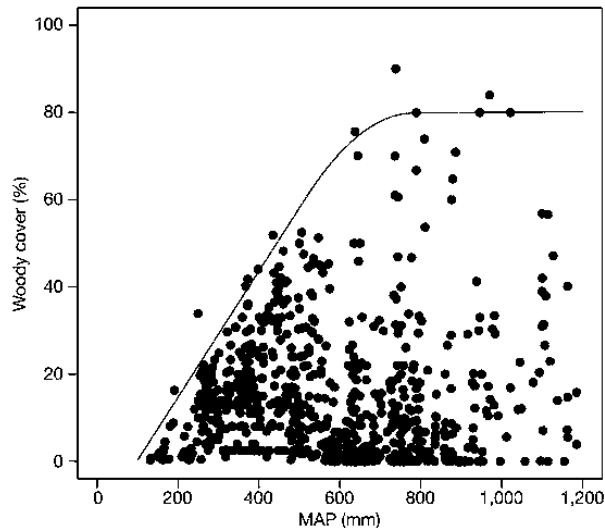


Abb. 1-3: Veränderung der Gehölzdichte als Funktion der MAP (*mean annual precipitation*) (SANKARAN et al., 2005).

Das Ziel dieser Arbeit ist es hingegen möglichst umfassend auf die verschiedenen Umweltparameter, welche die Artenzusammensetzung an einem Standort bestimmen, einzugehen, um zu einem besseren Verständnis der ökologischen Einflussfaktoren beizutragen. Letzteres ist für eine nachhaltige Nutzung der sensiblen Savannenökosysteme von entscheidender Bedeutung (vgl. BURKE und STROHBACH, 2000; HOUSE et al., 2003; SANKARAN et al., 2005). Burke und Strohbach verweisen in einem Artikel über Vegetationsuntersuchungen insbesondere auf die Situation in Namibia:

„In Namibia, desertification is one of the major problems. Thus investigation of the underlying causes of land degradation have high priority ... this can only be investigated once current plant communities have been identified and their relation to environmental parameters and grazing pressures is understood“ (BURKE und STROHBACH, 2000).

Die Zielsetzung ist es daher, herauszufinden, welche Umweltparameter die Artenzusammensetzung eines Standorts bestimmen. Dazu wurde an verschiedenen repräsentativen Standorten im Gebiet des Khomas Hochlandes in Namibia die Vegetation im Hinblick auf ihre Artenzusammensetzung und deren Veränderung im Übergang von der Trocken- zur Regenzeit aufgenommen und im Gegensatz zu Arbeiten im Kaokofeld im Nordwesten von Namibia (vgl. HASSLER et al., 2010) mit den einwirkenden Umweltparametern in Beziehung gesetzt. Der vorliegenden Studie liegt dabei die Annahme zugrunde, dass die kleinräumige Vegetationsstruktur maßgebend durch die Existenz von Gehölzen und dem Mikrorelief beeinflusst wird, wodurch sich entlang eines Gradienten von Bäumen zu offenen Grasflächen grundlegende Änderungen der Nährstoffverhältnisse im Boden und der Artenzusammensetzung der Pflanzen abzeichnen. Neben den Veränderungen der Vegetation im Übergang der Trocken- zur Regenzeit sollen daher insbesondere klimatische und bodenkundlich relevante Parameter zwischen Flächen im Einflussbereich von Bäumen und offenen Grasflächen geprüft und mit den Störungsgrößen Feuer und Herbivorie diskutiert werden.

Aufgrund des späten Einsetzens der Regenzeit während des Untersuchungszeitraumes konnte der saisonale Übergang der Vegetation im Rahmen dieser Diplomarbeit nicht ausreichend erfasst werden. Eine ausführlichere Auseinandersetzung dazu findet sich im Kapitel 5.1.

2 Untersuchungsgebiet

Die Vegetationsaufnahmen konzentrieren sich in dieser Arbeit auf ein kleines Gebiet im Khomas Hochland in Namibia (vgl. Abb. 2-1), das sich zwar in einigen Punkten deutlich von anderen Savannenökosystemen unterscheidet, in wesentlichen Zügen, wie der ausgeprägten Saisonalität und der Koexistenz von Gräsern und Bäumen, allerdings durchaus mit diesen vergleichbar ist und eine Diskussion der zu Grunde liegenden Baum-Gras Interaktionen zulässt (vgl. Kapitel 2.6).

2.1 Geographische Lage

Das Khomas Hochland liegt im Zentrum von Namibia, dessen Landesfläche sich an der Südwestküste des südafrikanischen Subkontinents auf 826.680 km² von 17°00`S bis 29°00`S sowie 11°40`E und 25°18`E erstreckt (vgl. Abb. 2-1).

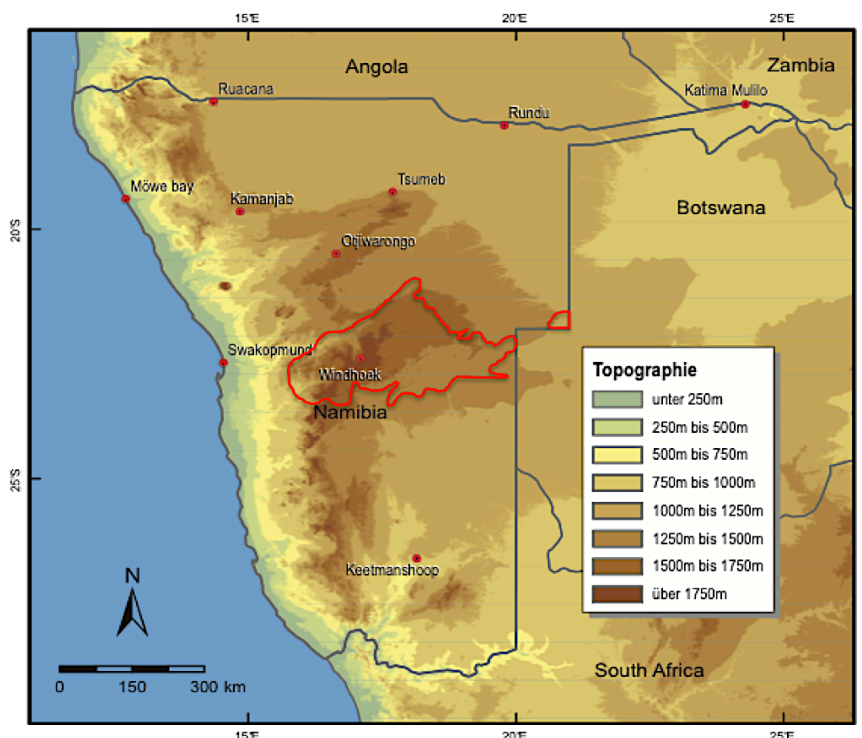


Abb. 2-1: Topographie Namibias und Lage des Khomas Hochlandes (rot umrandet) (verändert nach WAGENSEIL, 2008).

Das Khomas Hochland kann als politische Region, in deren Zentrum auf 1.728 Höhenmetern die Hauptstadt Windhoek liegt, und als Landschaftsform mit weiter nach Osten reichender Ausdehnung abgegrenzt werden (vgl. MENDELSON et al., 2002). Es umfasst dabei ein Gebiet, das als Teil des zentralen Hochlandes mit Höhenlagen zwischen 1.700 und 2.000 Metern im Westen durch die Randstufe von den hyperariden Räumen der Küstenwüste getrennt wird. Im Osten grenzt es an die Kalahari, welche bereits den zentralen Beckenlagen des südafrikanischen Kontinents angehört (vgl. LESER, 1982). Die höchste Erhebung bildet der Moltkeblick im Auasgebirge südlich von Windhoek mit einer Höhe von 2.479 Meter (vgl. Abb. 2-2). Zwar entspringen auf dem Hochland zahlreiche Flüsse, wie z.B. der Kuiseb und der Swakop (vgl. PHOEBE, 1998), allerdings führen diese aufgrund des trockenen Klimas im Gegensatz zu allochthonen Flüssen aus feuchteren Klimagebieten, wie dem Kunene oder dem Okavango im Norden Namibias, nur episodisch nach Regenfällen Wasser (vgl. MENDELSON et al., 2002).

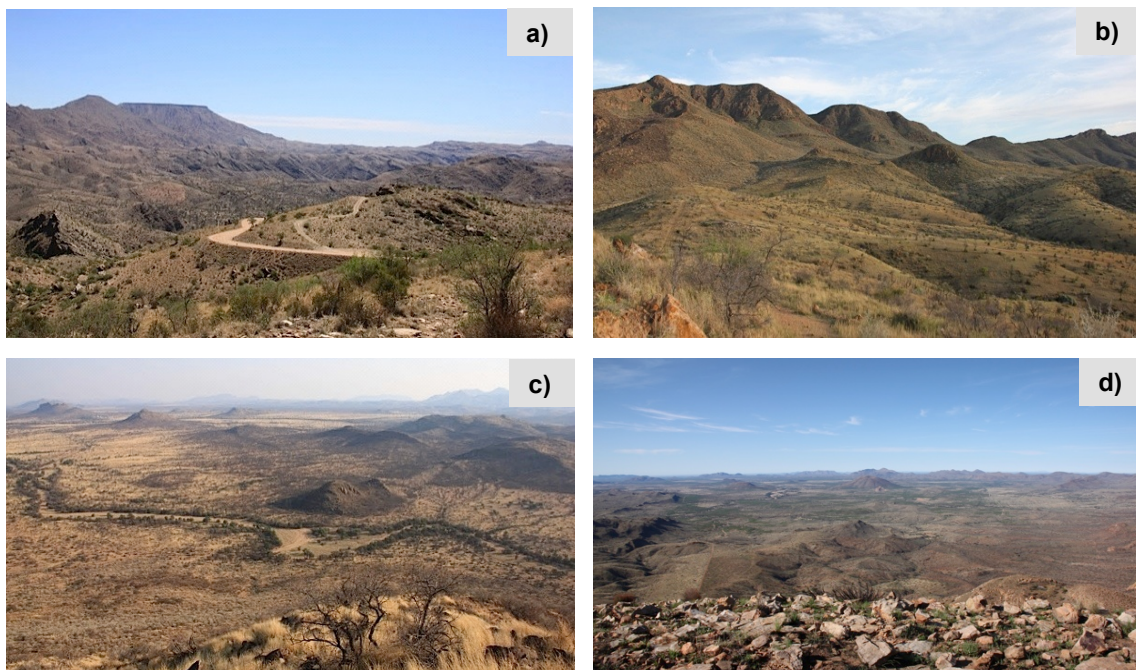


Abb. 2-2: Khomas Hochland von Namibia: a) südwestliche Begrenzung des Khomas Hochlandes durch den Gamsberg (2.347 m); b) Südhang der Auasberge; c) Blick vom Schildkrötenberg (2.092 m) nach Südwesten; d) Hügelland südlich des Auasgebirge in Richtung Schildkrötenberg (2.092 m).

Die konkreten Aufnahmen wurden auf dem Farmgelände von Krumhuk, 25 Kilometer südlich der Hauptstadt Windhoek, westlich der Nationalstraße B1 Richtung Rehoboth, durchgeführt. Das Untersuchungsgebiet liegt auf einer Höhe von etwa 1.900 Meter am südlichen Fuße eines 2.197 Meter hohen Bergmassives (Schildkrötenberg). Es ist im

Süden von einem episodisch wasserführenden Trockental und im Südosten von einem stillgelegten Steinbruch umgeben (vgl. Abb. 2-3).

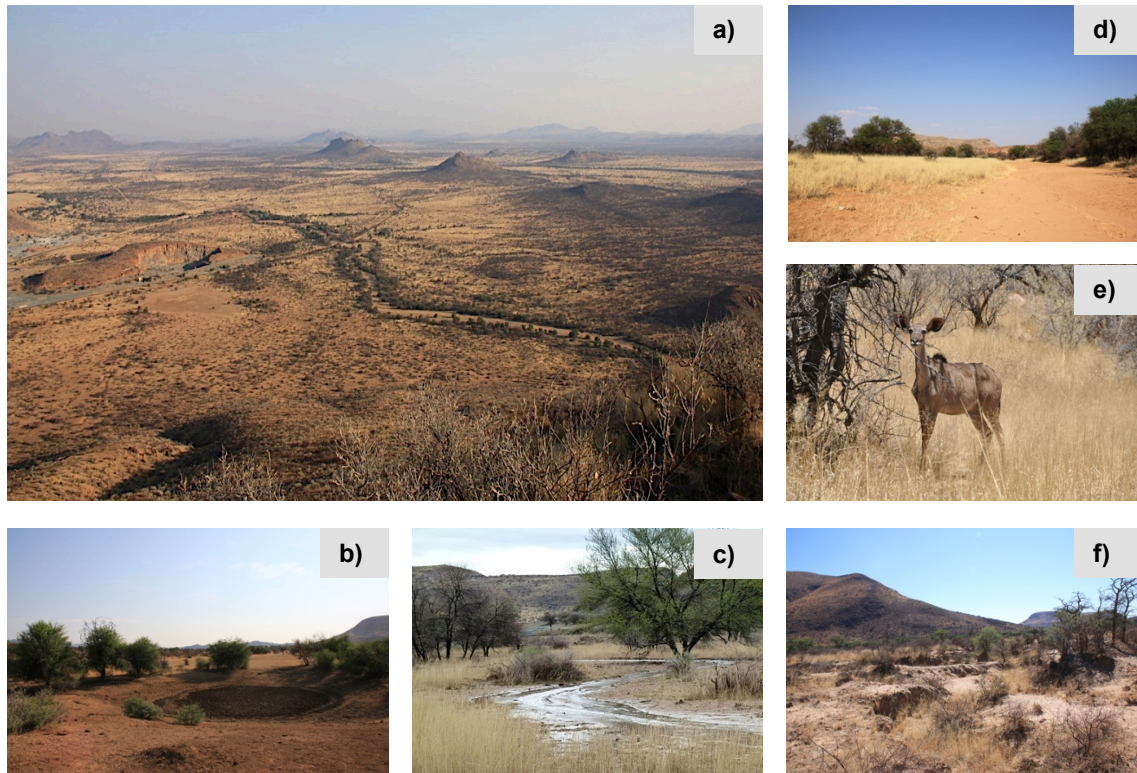


Abb. 2-3: a) Blick vom Schildkrötenberg (2.092 m) auf das Untersuchungsgebiet. b) Wasserloch auf der Untersuchungsfläche. c) Oberflächenabfluss nach einem Niederschlagsereignis. d) Trockenes Flusstal mit begleitendem Galeriewald. e) Kudu (*Tragelaphus strepsiceros*). f) Erosionsschlucht auf dem Farmgelände von Krumhuk.

2.2 Geologie und Geomorphologie

Geomorphologisch gliedert sich Namibia in eine leicht ansteigende Randfläche an der Westküste, die Küstenabdachung, welcher mit einem sprunghaften Höhenanstieg die Randstufe beziehungsweise das Great Escarpment folgt. Diese bildet den Übergang zur kontinentalen Hochfläche. Ihre Entstehung geht auf eine mehr als zwei Milliarden alte geologisch- tektonische Entwicklung zurück, deren wesentliche Züge durch die Aufspaltung Gondwanas und der daraus resultierenden Trennung Südamerikas vom afrikanischen Kontinent vor 130 Millionen Jahren gestaltet wurden (vgl. MENDELSON et al., 2002; WAGENSEIL, 2008). Das Khomas Hochland gehört der kontinentalen Hochfläche, beziehungsweise wie es LESER (1982) definiert, dem Randschwellenbereich an, der vom zentralen Beckenbereich der Kalahari zu trennen ist (vgl. LESER, 1982). Letztere bildet mit

den Namib Sanden der Küstenabdachung einen sehr homogenen, geologisch jungen Bereich, in dem alte Gesteinsformationen durch tertiäre und quartäre Sande überlagert wurden (vgl. MENDELSON et al., 2002). Das Khomas Hochland setzt sich vorwiegend aus den Gesteinen der Damara Folge (*Damara Supergroup and Gariep Complex*) zusammen und geht aus der Hebung und metamorphen Überprägung der Tiefseesedimente des Khomas Ozeans hervor. Dieser bildete sich vor etwa 750 Millionen Jahren bei der Aufspaltung des Kontinents Rodinia zwischen dem Kongo Kraton und dem Kalahari Kraton und existierte bis zum Zusammenschluss der beiden Kratone zum Großkontinent Gondwana vor 550 Millionen Jahren (vgl. GRÜNERT, 1999; MENDELSON et al., 2002). Das Gebirge, das sich infolge der Kollision der beiden Kratone zu einem riesigen Faltengebirge, dem Damara Gebirge, auftürmte, ist in seiner Orogenese mit jenen der Alpen und des Himalayas vergleichbar und formte das heutige Khomas Hochland (vgl. BURKE, 2007; GRÜNERT, 1999; MENDELSON et al., 2002). Die tonig-sandigen Tiefseeablagerungen wurden bei extremen Druck- und Temperaturbedingungen in Glimmerschiefer mit welliger Struktur und zum Teil beachtlichen Quarzlinen umgewandelt (vgl. GRÜNERT, 1999). Glaziale und fluviale Erosions- und Denudationsprozesse setzten allerdings bereits während der Gebirgsbildung ein und formten den westlichen Bereich zu einem sanft geschwungenem Hügelland (vgl. BURKE, 2007; MENDELSON et al., 2002) beziehungsweise den südlichen Bereich zu einem flachen, steinigen Plateau mit tiefen Tälern (vgl. PHOEBE, 1998). Die steilen und schroffen Formen der Auasberge im Süden von Windhoek, welche mit dem Moltkeblick (2.479 m) bis heute beachtliche Höhen erreichen können, sind auf Unterschiede im Gesteinsaufbau zurückzuführen (vgl. Abb. 2-2). Im Gegensatz zum restlichen Khomas Hochland sind diese vermehrt aus Quarziten aufgebaut, welche im Zuge der Damara Gebirgsbildung aus der Metamorphose von Sandsteinen hervorgingen und eine höhere Verwitterungsresistenz aufweisen (vgl. BURKE, 2007; GRÜNERT, 1999). Geomorphologische Prozesse unter den aktuellen klimatischen Bedingungen können diese Landformen nur mehr geringfügig überprägen (vgl. LESER, 1982). Allerdings üben in den wasserführenden Trockentälern fluviale Erosions- und Akkumulationsprozesse nach Niederschlagsereignissen noch eine beachtliche Kraft aus, deren Wirkung anhand von Erosionsschluchten und dichten Entwässerungslinien sichtbar wird und zudem eine große Angriffsfläche für äolische Abtragungs- und Akkumulationsprozesse schafft (BESLER, 1992). Bei den Verwitterungsprozessen dominieren aufgrund der Aridität physikalische Vorgänge, wodurch der Entwicklung von tiefgründigen Verwitterungsdecken und der Ausbildung von nährstoffreichen Böden in dieser Region Grenzen gesetzt sind. Die Bodendecke wird aus diesem Grund meist großräumig aus Lockersedimenten gebildet (vgl. LESER, 1982; SCHULTZ, 2000). Durch die hohen Verdunstungsraten werden Aufwärtsbewegungen von Bodenfeuchte und

Grundwasser begünstigt, wodurch sich im Rahmen von Ausfällungsprozessen Krusten aus Salz (NaCl), Gips (CaSO₄), Eisen- (Fe₂O₃) und Aluminiumoxiden (Al₂O₃) sowie Kalk (CaCO₃) und Kieselsäure (SiO₄) bilden. Diese fungieren zum Teil als Schutz vor Abtragung und Evaporation und können in Form von subkutanen Krusten Flächenspülungen fördern (BESLER, 1992; MEADOWS und THOMAS, 2009) und die Vegetationsentwicklung durch die Ausbildung wasserstauer Horizonte maßgebend beeinflussen (WALTER und BRECKLE, 2004). Die Krustenbildung nimmt auf dem Untersuchungsgebiete allerdings nur eine untergeordnete Rolle ein.

2.3 Böden im Khomas Hochland

Im Khomas Hochland dominieren rotbraune und graubraune, flachgründige und oft schuttdurchsetzte Böden der Bergsavanne (vgl. LESER, 1982) mit Rohböden vom Typ Leptosol und Regosol sowie grobkörnige Arenosole im Übergangsbereich zum Kalahari Becken (vgl. MENDELSON et al., 2002). Im Süden von Windhoek überwiegen Leptosole, welche als Referenzbodengruppe sehr flachgründige Böden über kontinuierlichen Fels und extrem skelettreiche Böden mit weniger als 20 Volumsprozent Feinerde umfassen und in nationalen Systemen in Abhängigkeit von ihrem Ausgangsgestein häufig zu den Rankern und den Rendzinen gezählt werden (vgl. IUSS WORKING GROUP WRB, 2007). Als azonale Böden sind sie in allen Klimazonen, vorwiegend in Gebirgsregionen und in Landschaften mit starker Erosion, zu finden (vgl. IUSS WORKING GROUP WRB, 2007). Leptosole sind nur sehr schwach entwickelt, humusarm und zeichnen sich aufgrund ihrer Korngrößenzusammensetzung nur durch eine sehr niedrige Wasserhaltekapazität aus, wodurch auch in humiden Klimabereichen die geringe Bodenfeuchte einen limitierenden Faktor für das Pflanzenwachstum darstellt. Zudem unterliegen sie einem hohen Erosionspotential und begünstigen nach Niederschlagsereignissen fluviale Erosionsprozesse und hohe oberflächliche Abflussraten (vgl. IUSS WORKING GROUP WRB, 2007; MENDELSON et al., 2002).

Das Untersuchungsgebiet liegt im Übergangsbereich der steinigen Leptosole (*lithic leptosols*) und der nährstoffreichen Leptosole (*eutric leptosols*) auf silikathaltigem Ausgangsgestein. Letztere weisen infolge ihrer hohen Basensättigung während der Regenzeit günstige Voraussetzungen für das Pflanzenwachstum auf und eignen sich unter bestimmten Voraussetzungen auch als Weideflächen (vgl. IUSS WORKING GROUP WRB, 2007; MENDELSON et al., 2002).

2.4 Klimatische Gegebenheiten

Die klimatischen Verhältnisse Namibias sind durch die Lage beiderseits des südlichen Wendekreises und durch das Zusammenspiel von mehreren klimatischen Systemen geprägt (vgl. Abb. 2-4), deren Bewegungen im Jahresverlauf die Abfolge von Trocken- und Regenzeit bestimmen (vgl. MENDELSON et al., 2002).

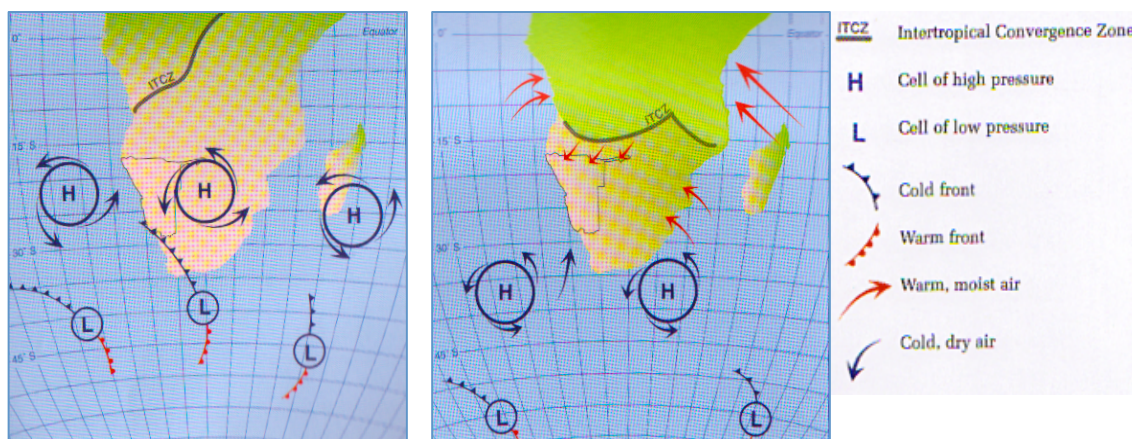


Abb. 2-4: Klimatische Systeme im südlichen Afrika im Sommer (links) und im Winter (rechts) (verändert nach MENDELSON 2002).

Während der Norden Namibias vor allem im Südsommer im Einflussbereich der Innertropischen Konvergenzzone (ITC) liegt und dieser dort für erhöhte Niederschlagsmengen während der Sommermonate sorgt, werden die südlichen Landesteile im Winterhalbjahr bis zu einem gewissen Grad noch von der außertropischen-zyklonalen Westwinddrift der höheren Mittelbreiten modifiziert. Dadurch dringen kalte subantarktische, maritime Luftmassen bis in den Süden des Kontinents vor und bilden im Bereich von Kapstadt eine subtropische Winterregenzone, deren Ausläufer bis in den Süden Namibias reichen können (vgl. LESER, 1982; MENDELSON et al., 2002; WEISCHET und ENDLICHER, 2000). Dazwischen liegt der subtropisch- randtropische Hochdruckgürtel, der durch die Bildung zweier dominanter Antizyklone, dem Südatlantikhoch und dem Südindikhoch, maßgebend für die Aridität Namibias verantwortlich ist. Im Winter werden diese durch den Botswana Antizyklon verbunden und bilden eine kontinentübergreifende Hochdruckbrücke, die ganz Namibia beziehungsweise den Großteil des südlichen Afrikas erfasst und für eine sonnige, kühle und niederschlagsarme Winterwitterung sorgt (vgl. WEISCHET und ENDLICHER, 2000). Ausgehend von den absinkenden Luftmassen des Hochdruckgürtels strömen infolge der Flächendivergenz stabil geschichtete Südostpassate äquatorwärts und tragen zur Entstehung der Passatinversion und der

Auflösung von Wolken bei (vgl. WAGENSEIL, 2008; WEISCHET und ENDLICHER, 2000). Niederschläge fallen in Namibia, abgesehen von den äußerst seltenen zyklonalen Regenfällen im Süden (vgl. WAGENSEIL, 2008), aufgrund von veränderten Luftdruckkonstellationen in den Sommermonaten (vgl. WAGENSEIL, 2008) und zeigen einen deutlichen Gradienten (vgl. Abb. 2-5) von etwa 600 mm im äußersten Nordosten zu weniger als 50 mm im Südwesten und entlang des Küstenstreifens (vgl. MENDELSON et al., 2002). Die ausgeprägte Aridität der Westküste Namibias wird durch das kalte Auftriebswasser des Benguela Stromes, der küstenparallel Richtung Norden fließt, bestimmt und bewirkt dort in Verbindungen mit den Westwinden des Südatlantikantizyklons die Ausbildung einer Nebelwüste (vgl. LESER, 1982). Darüber hinaus wird die Abnahme des Niederschlages durch die geringere Einflussnahme der tropischen Tiefdruckzone von Norden nach Süden und die verringerte Reichweite der feuchten Passate des Südindikhochs, die infolge des Hitzetiefs im zentralen Binnenhochland weit in den Westen des Kontinents und somit auch bis nach Namibia vordringen, bedingt (vgl. WAGENSEIL, 2008). Innerhalb des Landes variiert allerdings nicht nur die Niederschlagsmenge, sondern auch dessen Variabilität, deren Ausmaß mit zunehmender Trockenheit ansteigt und für die Pflanzen eine außerordentliche Herausforderung darstellt (vgl. MENDELSON et al., 2002; WAGENSEIL, 2008).

Das Khomas Hochland im zentralen Hochland Namibias gehört mit 7,5-10 ariden Monaten und einem Jahresdurchschnitt von 200-400 mm Niederschlag, welcher mit einer hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität vorwiegend im Sommer fällt, dem semiariden Tropenklima an (vgl. BURKE, 2007). In Abbildung 2-5 ist auch für den Bereich des Khomas Hochlandes ein ausgeprägter Gradient von Nordosten nach Südwesten ersichtlich. Flüsse fließen hier nur noch episodisch und werden vorwiegend durch Niederschlagswasser gespeist (vgl. LESER, 1982; MENDELSON et al., 2002). Aufgrund der hohen Lage des Untersuchungsgebietes treten in den Wintermonaten häufig Nachtfröste auf. Diese scheinen häufig im Widerspruch zu vielen Savannendefinitionen zu stehen, nach denen derartige Regionen bereits zu den Steppen gezählt werden (vgl. WALTER und BRECKLE, 2004). Die Verbreitung von mehrjährigen frostempfindlichen Pflanzen wird dadurch zwar verhindert, aufgrund ihres Auftretens in den trockenen Wintermonaten wird die vorhandene Vegetation aber nur geringfügig beeinträchtigt (vgl. MENDELSON et al., 2002; SCHULTZ, 2000). Für die vorliegende Arbeit werden diese somit nicht weiter berücksichtigt.

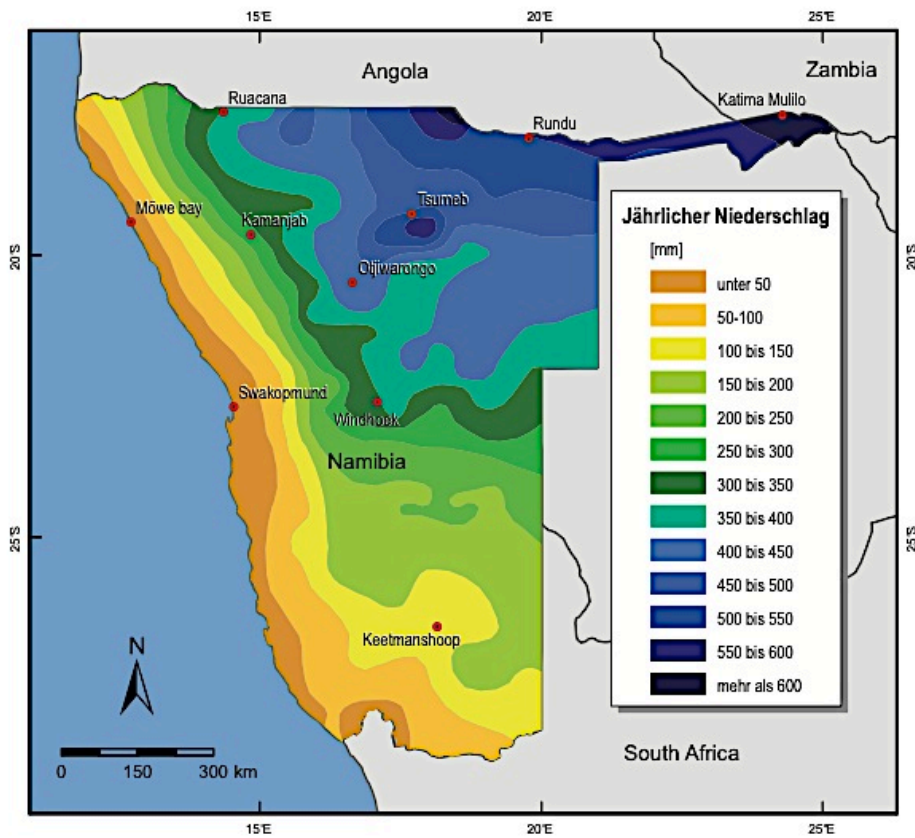


Abb. 2-5: Räumliche Verteilung des Niederschlages in Namibia (WAGENSEIL, 2008 verändert nach MENDELSON, 2002).

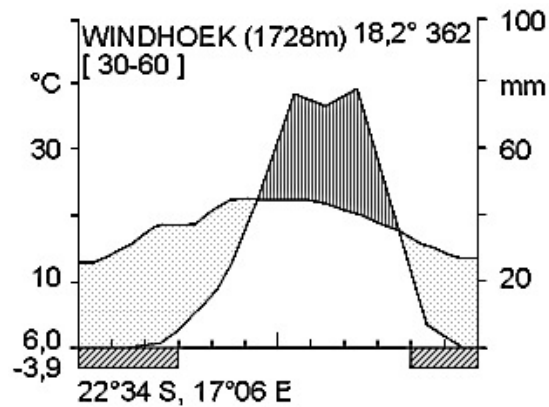


Abb. 2-6: Klimadiagramm von Windhoek (WALTER und LIETH, 1963).

Wie in Abbildung 2-6 veranschaulicht, beschränkt sich die humide Zeit in Windhoek auf die Monate zwischen Dezember und April, in denen der Großteil des in etwa 350 mm hohen Jahresniederschlages fällt, während die restlichen Monate kaum beziehungsweise keine

Niederschläge erhalten und eine regenlose, kühle Trockenzeit bilden. Die ganzjährige durchschnittliche Tagestemperatur liegt aufgrund der hohen Lage des zentralen Hochlandes nur bei 18,2°C (vgl. Abb. 2-6). Infolge der hohen nächtlichen Nettoausstrahlung und der hohen Erhitzung der Landoberfläche am Tag ist der Tagesgang der Temperatur allerdings großen Schwankungen unterworfen (vgl. MENDELSON et al., 2002). Die geringen Jahresniederschläge werden zudem von hohen Verdunstungsraten begleitet, welche in ganz Namibia zu hohen Wasserdefiziten führen (vgl. MENDELSON et al., 2002) und massive Probleme der Grundwassererneuerung nach sich ziehen (vgl. PHOEBE, 1998).

2.5 Landnutzung und soziokultureller Hintergrund

Die ethnische Bevölkerungszusammensetzung und Landnutzung Namibias geht auf eine weit zurückreichende Siedlungsgeschichte und die historischen Wanderungsbewegungen verschiedener Volksgruppen zurück und wurde maßgeblich von den administrativen Umstrukturierungen während der Kolonial- und Protektoratszeit geprägt (vgl. MENDELSON et al., 2002; WAGENSEIL, 2008). Während archäologische Funde die Besiedlung Namibias mit Jäger- und Sammlergesellschaften vor etwa 1,8 Millionen Jahren belegen (vgl. MENDELSON et al., 2002), wanderten der Bantu Sprachgruppe zugehörige Völker (z.B. Owambo, Herero, Okavango, Owahimba) sowie weitere Völker der Khoisan Sprachgruppe (Nama, Damara) erst zwischen dem 16. und 18. Jahrhundert in das heutige Staatsgebiet von Namibia ein (vgl. KLIMM et al., 1994). Sie lebten in den nördlichen Landesteilen vorwiegend vom Ackerbau oder bestritten ihre Lebensgrundlage in den für die landwirtschaftliche Nutzung weniger geeigneten Landesteilen im Zentrum und Süden Namibias als Viehhirten (vgl. WAGENSEIL, 2008). Mit Beginn der deutschen Kolonialzeit im Jahr 1884 erfolgten weitreichende Eingriffe in die Lebens- und Wirtschaftsräume der einheimischen Bevölkerung. Ihr wurden große Landesteile zur Gründung kommerzieller Farmen entzogen und das traditionelle Kulturland vielfach durch die lineare Grenzziehung durchschnitten (vgl. KLIMM et al., 1994). Die Konfiszierung von Landflächen erreichte einen zusätzlichen Höhepunkt mit Ende des Hereroaufstandes (1904-1907), der eine weitere Zunahme von privatem Farmland auf Kosten der Weideflächen im Besitz der Herero und Nama nach sich zog (vgl. MENDELSON et al., 2002). Als Namibia zu Beginn des ersten Weltkrieges unter das Protektorat von Südafrika gestellt wurde, verschärfte sich die Situation für die heimischen Volksgruppen, indem sie verschiedenen *Homelands* zugewiesen wurden und eine ethnisch orientierte Gebietsteilung durch Einführung einer Polizeigrenze erfolgte. Diese trennte den durch heimische Volksgruppen bewohnten

Bereich im Norden Namibias von dem kommerziellen Farmland der Weißen im Zentrum und Süden Namibias (vgl. MENDELSON et al., 2002; WAGENSEIL, 2008). Die Polizeigrenze wurde zwar nach der Unabhängigkeit Namibias 1990 aufgehoben, grenzt aber weiterhin als veterinärmedizinische Grenze den Großteil der Bevölkerung von der Teilhabe an Fleischexporten, die 80 % der kommerziellen Fleischproduktion umfassen und einen beachtlichen Anteil am Bruttoinlandsprodukt des Landes bilden, aus (vgl. MENDELSON et al., 2002; PHOEBE, 1998). In Summe werden heute etwa 80% der Landesfläche landwirtschaftlich genutzt, wobei entsprechend der Zweigliederung Namibias während der Besatzung Südafrikas nach wie vor zwischen den kleinbäuerlichen, subsistenzorientierten Betrieben in kommunalem Besitz im Norden und den sich vorwiegend im Privatbesitz weißer Farmer (89 %) befindlichen marktorientierten Farmen südlich der Veterinärgrenze, differenziert werden kann (vgl. MENDELSON et al., 2002; PHOEBE, 1998; WAGENSEIL, 2008). Die wesentlichen Landnutzungsformen Namibias sind in der folgenden Abbildung ersichtlich (vgl. Abb.2-7).

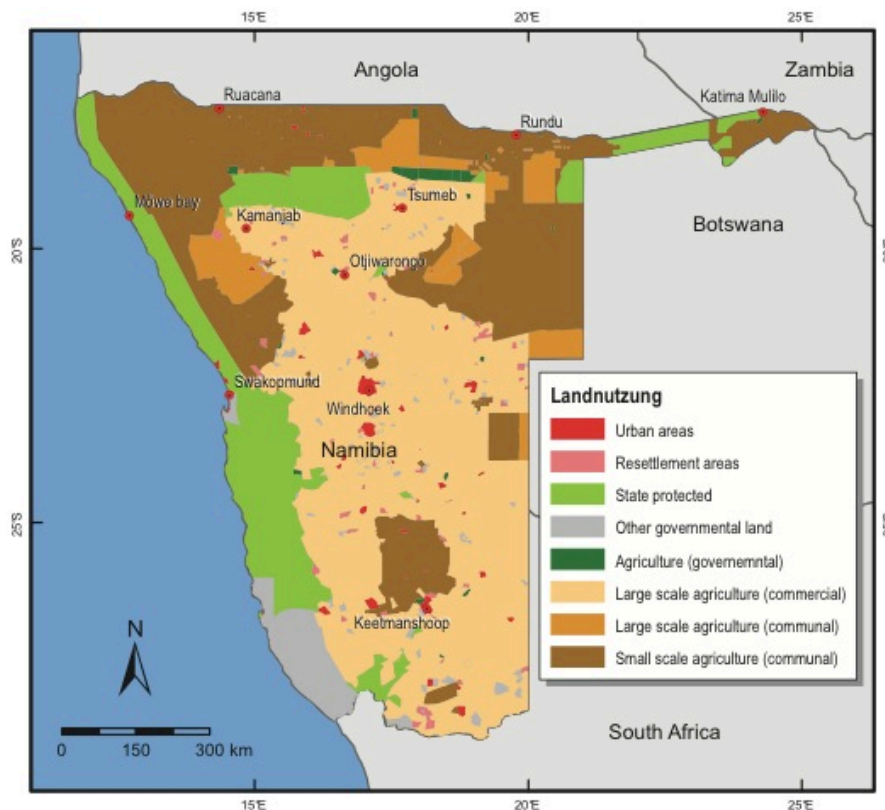


Abb. 2-7: Landnutzung in Namibia (WAGENSEIL, 2008 verändert nach MENDELSON, 2002).

Das Khomas Hochland unterliegt fast ausschließlich der großflächigen kommerziellen Nutzung, die auf etwa 43,3 % der Staatsfläche Namibias betrieben wird und sich aufgrund der klimatischen Verhältnisse vorwiegend auf die extensive Weidewirtschaft mit Rindern, Schafen und Ziegen auf Naturweiden konzentriert (vgl. MENDELSON et al., 2002). Als Sonderform der extensiven Weidewirtschaft hat sich in Namibia die Wildbewirtschaftung (*game farming*) entwickelt. Die Jagd auf Wildtiere wird dazu touristisch genutzt und deren Fleisch für die Erzeugung von Biltong und Wildbret verwendet (vgl. SCHULTZ, 2000). Die Nutzung des Landes durch ackerbaulich bewirtschaftete Flächen erreicht im Khomas Hochland mit nur 40 km² keinen nennenswerten Umfang. Sie beschränkt sich in Namibia, infolge der Unterschreitung der agronomischen Trockengrenzen weiter Teile des Landes, auf die nördlichen Gebiete mit Jahresniederschlägen von über 500 mm (vgl. MENDELSON et al., 2002; SCHULTZ, 2000).

Das Farmgelände von Krumhuk umfasst in etwa 8.000 Hektar und ist vorwiegend auf die Fleischproduktion und Milchviehhaltung ausgelegt (vgl. VOIGTS, s.a.). Am Aufnahmestandort kann hinsichtlich der Beweidungsintensität, welche durch den Rinderbeziehungsweise Wildtierbestand bestimmt wird, zwischen zwei Bereichen differenziert werden. Während sich die Wildtiere durch die nicht wildsichere Abzäunung frei bewegen können, wird die Beweidungsdauer der Rinder auf den jeweiligen Flächen nach Angaben des zuständigen Farmers genau festgelegt und durch ein Rotationsweidesystem versucht einer Übernutzung entgegenzuwirken. Auf der Beweidungsfläche 1 im östlichen Bereich der Untersuchungsfläche werden nach Auskunft des zuständigen Farmers drei mal jährlich für je sieben bis acht Wochen Jungrinder zwischen sieben Monaten und drei Jahren und einem Gewicht von 170 bis 400 kg gehalten. Auf Beweidungsfläche 2 im westlichen flussnahen Bereich wird hingegen nach dem Rotationsprinzip beweidet. Dabei finden fünf Rotationen jährlich statt, während derer sich ca. 200 Kühe, 30-40 Fersen und je nach Jahreszeit zwischen 50 und 100 Kälber für eine Woche in der Trockenzeit und für ein bis zwei Tage in der Regenzeit auf der Weidefläche befinden (vgl. AHLENSTORF, 2010, mdl. Mitt.).

2.6 Vegetation und vegetationsökologische Beziehungen

Die Ausprägung der Vegetation orientiert sich in Namibia an den Niederschlagsbedingungen und zeigt einen deutlichen Gradienten mit einer relativ üppigen und großwüchsigen Vegetation im Norden beziehungsweise Nordosten zu einem spärlichen und niedrigen Bewuchs im Westen und Süden des Landes, der kleinräumig durch das Relief und den Bodentyp modifiziert wird (vgl. MENDELSON et al., 2002).

Die Vegetation Namibias kann zwei großen Florenregionen zugeordnet werden, der Karoo-Namib Florenregion in den westlichen und südlichen Landesteilen mit *Rhigozum trichotomum*, *Aristida ciliata*, *Parkinsonia africana*, *Aloe dichotoma* etc. als Leitpflanzen und der Sudano- Sambesischen Florenregion in den randtropischen Savannen des östlichen, zentralen und nördlichen Namibias. Letztere teilt mit *Dichrostachys cinera*, *Burkea africana*, *Terminalia sericea* und *Colophospermum mopane* zahlreiche Arten mit den Savannen von Zentral- und Ostafrika (vgl. KLIMM et al., 1994; LESER, 1982; SCHOLE, 2004). WALTER und BRECKLE (2004) unterscheiden nach WHITE (1993) im Grenzbereich dieser beiden Regionen noch die Florenregion des Kalahari Hochlandes, die sich durch eine geringere Artenvielfalt, insbesondere in Beziehung auf das Vorkommen endemischer Arten, auszeichnet (vgl. WALTER und BRECKLE, 2004). Das Khomas Hochland würde sich nach dieser Grenzziehung genau in diesem Bereich befinden (vgl. WALTER und BRECKLE, 2004). Dies widerspricht der Ausführung von BURKE (2007), nach der die Vegetation des Khomas Hochlandes infolge seiner montanen Spezifikationen eine außerordentlich hohe Diversität aufweist und durch eine große Anzahl endemischer Arten charakterisiert ist (vgl. BURKE, 2007). Innerhalb der Florenregionen kann die Vegetation weiter in verschiedene Vegetationsformationen beziehungsweise Biome unterteilt werden. Dabei wird das Khomas Hochland je nach Autor als Bergdornsavanne (vgl. LESER, 1982), Baum- und Strauchsavanne des zentralen Hochlandes (vgl. KLIMM et al., 1994) beziehungsweise als Hochland Buschland innerhalb der *Acacien* Baum- und Strauchsavanne (vgl. MENDELSON et al., 2002) bezeichnet und durch eine ausgedehnte Grasfläche (*Aristida sp.*, *Eragrostis sp.* und *Brachiaria sp.*) mit vereinzelt Bäumen, vorwiegend Arten der Gattung *Acacia*, geprägt (vgl. MENDELSON et al., 2002). Der Anteil an krautigen Pflanzen liegt unter fünf Prozent, kann jedoch nach Dürren oder durch Überweidung und Bodenzerstörung höher sein (vgl. SCHOLE, 2004). Infolge der Grundwassernähe und der größeren Mächtigkeit von wasserspeichernden Feinsedimenten sind entlang von Trockentälern der episodisch wasserführenden Flüsse Galeriewälder (vgl. Abb. 2-3) mit einer höheren Dichte an Bäumen größerer Wuchsform ausgebildet (vgl. LESER, 1982).

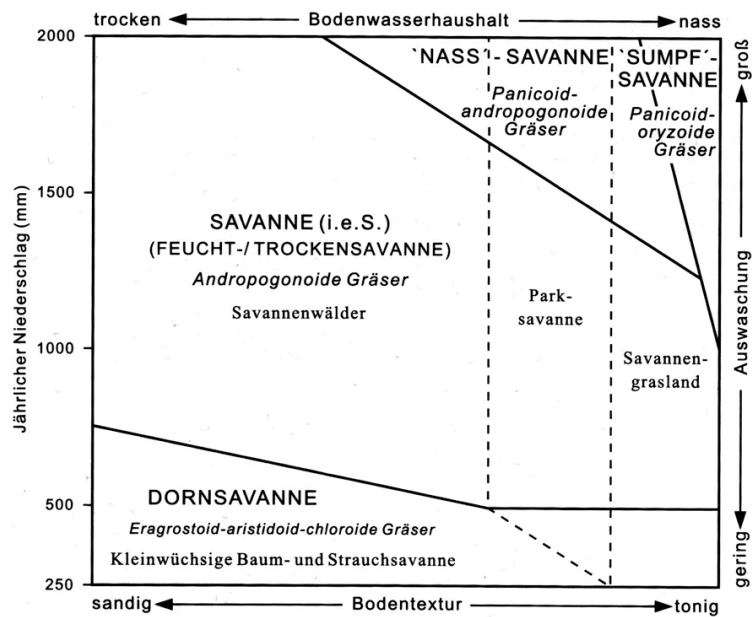


Abb. 2-8: Einteilung der Savannen nach physiognomischen und floristischen Merkmalen bezogen auf Bodenwasserhaushalt, Auswaschung, Bodentextur und jährlichen Niederschlag (mm) (SCHULTZ, 2000 verändert nach JOHNSON und TOTHILL, 1985).

Die Dornsavanne grenzt an die tropisch- subtropischen Wüsten und Halbwüsten im Bereich der Namib, die anhand der obigen Einteilung der Nama-Karoo Florenregion angehören und bildet den Übergang zu den Trockensavannen im Norden Namibias, die von SCHULTZ (2000) gemeinsam mit den Feuchtsavannen als „echte“ Savannen bezeichnet werden (vgl. Abb.2-8). Im Gegensatz zu diesen werden Dornsavannen nicht den sommerfeuchten Tropen sondern anhand von klimatischen, pedologischen sowie physiologischen Kriterien den tropisch-, subtropischen Trockengebieten zugeordnet (vgl. SCHULTZ, 2000). Bei Jahresniederschlägen von unter 500 mm und weniger als fünf humiden Monaten treten meist nur noch kleinwüchsige Bäume und Sträucher auf, die vorwiegend mit Gräsern der Gattung *Eragrostis*, *Aristida*, *Trichoneura* und *Chloris* vergesellschaftet sind. Die Grasschicht überschreitet selten ein Höhe von 80 cm, ist niemals ganz geschlossen und setzt sich ebenso wie jene der „echten“ Savannen vorwiegend aus Arten zusammen, die einen C₄ Metabolismus aufweisen (vgl. SCHULTZ, 2000) und somit hinsichtlich ihrer physiologischen Vorgänge optimal an die hohe Sonneneinstrahlung, die beachtlichen Verdunstungsraten sowie die hohen Temperaturen angepasst sind (vgl. POTT und HÜPPE, 2007). Unterschiede gegenüber „echten Savannen“ manifestieren sich jedoch hinsichtlich ihres CO₂ Fixierungsproduktes, das bei den Gräsern der Dornsavanne anstelle von Malat Aspartat darstellt (vgl. LÜTTGE, 2008; SCHULTZ, 2000). Im Gegensatz zu den Bäumen, die vorwiegend den C₃ Pflanzen angehören (vgl. MEADOWS und THOMAS, 2009) und dadurch zur Vermeidung von zu hohen

Transpirationsverlusten die Stomata tagsüber schließen müssen, können C₄ Gräser der Savannen durch anatomische Anpassungen der Blattstruktur und der räumlichen Trennung der Kohlenstoffdioxid-Assimilation vom Calvin Zyklus auch bei geschlossenen Spaltöffnungen Glukose synthetisieren und somit höhere Fotosyntheseraten erzielen (vgl. POTT und HÜPPE, 2007).

Die vorherrschenden Lebensformen der Grasschicht in Savannenökosystemen sind Hemikryptophyten (vorwiegend mehrjährige Gräser), die mit zunehmender Trockenheit oder auch Überweidung durch Therophyten (annuelle Gräser und krautige Pflanzen) verdrängt werden. Therophyten unterliegen verschiedenen Dormanzmechanismen, die eine frühzeitige Keimung im selben Jahr verhindern und die Entwicklung erst nach den ersten Niederschlägen von mindestens 20 mm begünstigen (vgl. SHOLES, 2004). Die Abnahme der jährlichen Niederschlagsmenge, ausgehend von der Feuchtsavanne hin zur Dornsavanne, ist zudem mit der Reduktion des Phanerophytenanteiles und einem vermehrten Vorkommen von niederwüchsigen Sträuchern und Halbsträuchern (Chamaephyten) sowie Geophyten verbunden (vgl. SCHULTZ, 2000). Eine ausführliche Beschreibung der Lebensformen ist Kapitel 3.1.1 zu entnehmen.

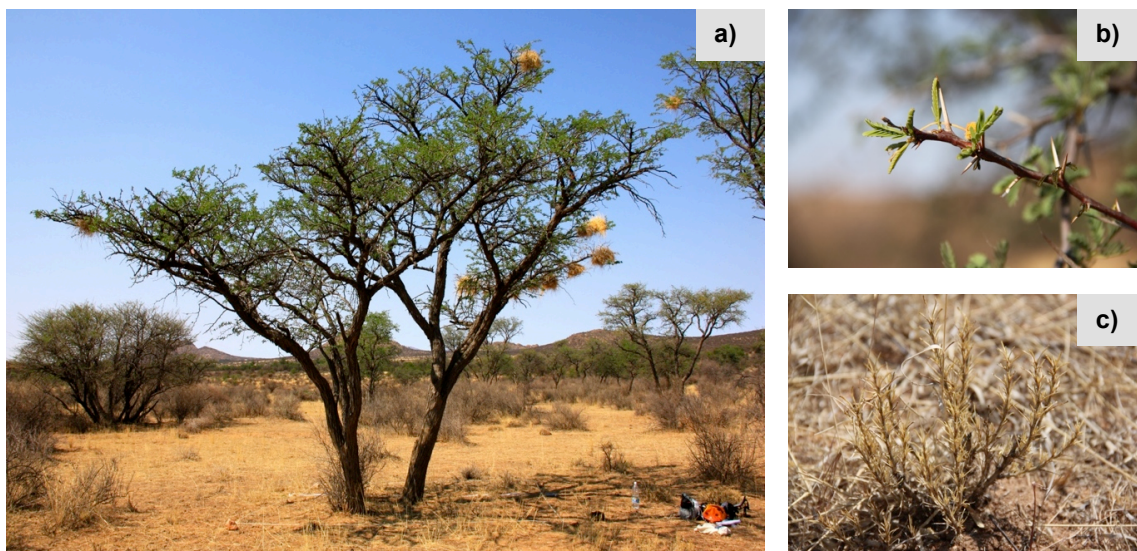


Abb. 2-9: Typische Pflanzen auf der Untersuchungsfläche: a) Wuchsform von *Acacia erioloba*; b) Dornen und Blüte von *Acacia erioloba*; c) häufiger Zwergstrauch auf den Untersuchungsflächen (*Aptosimum spinescens*).

Die meisten Bäume und Sträucher reagieren auf die klimatischen Bedingungen während der Trockenzeit mit saisonalen Blattfall und sind infolge der Trockenheit vermehrt durch xeromorphe Wuchsformen gekennzeichnet (vgl. SCHULTZ, 2000). Die transpirierende Blattoberfläche wird dabei meist reduziert (Reduktion zu Fiederblättern bei der Gattung

Acacia) und ist von einer dicken Cuticula mit eingesenkten Spaltöffnungen umgeben beziehungsweise weist eine mehr oder weniger dichte Behaarung als weiteren Transpirationsschutz auf (z.B. bei *Tarchonanthus camphoratus*) (vgl. POTT und HÜPPE, 2007). Dornen, die als umgewandelte Nebenblätter insbesondere Vertreter der Gattung *Acacia* charakterisieren (vgl. Abb. 2-9), dienen dabei meist dem Schutz vor Fressfeinden. Dieser wird häufig durch unverträgliche oder toxische sekundäre Inhaltsstoffe, wie z.B. Tannine, deren Vorstufe viele junge Blätter in Savannen durch den Farbstoff Anthocyan rot erscheinen lässt, unterstützt. Dies reduziert gleichzeitig die Zerstörung durch die UV-Strahlung des Lichtes (vgl. SCHOLES, 2004).

Aufgrund dieser Eigenschaften werden Dorn- und Trockensavannen auch als *fine-leaved savannas* bezeichnet und den *broad-leaved savannas* gegenübergestellt (vgl. SCHOLES, 2004). Diese Differenzierung stimmt in weiten Teilen auch mit der Unterteilung der Savannen hinsichtlich ihrer Bodeneigenschaften überein, nach der die Trockensavannen infolge ihrer günstigen Nährstoffzusammensetzung für die Vegetation (hohe Basensättigung und Austauschkapazität) als *arid eutrophic savannas* und die durch fortgeschrittene Auslaugung der Böden wesentlich nährstoffärmeren Feuchtsavannen als *moist dystrophic savannas* bezeichnet werden (vgl. SCHOLES, 2004; SCHULTZ, 2000).

3 Methodik

3.1 Datenaufnahme im Gelände

Für die Aufnahme der Vegetation und der einfließenden Umweltparameter wurden im Zeitraum von Oktober 2010 bis Dezember 2010, der klimatisch den Übergang von der Trockenzeit zur Regenzeit bildet, vegetationsökologische Untersuchungen durchgeführt. Das konkrete Untersuchungsgebiet wurde anhand von physiognomisch-strukturellen, ökologischen sowie floristischen Homogenitätskriterien (vgl. DIERSCHKE, 1994; TREMP, 2005) und hinsichtlich seiner Erreichbarkeit ausgewählt.

3.1.1 Auswahl der Untersuchungsstandorte

Im Zuge der Geländebegehung wurden im Untersuchungsgebiet zwei unterschiedliche Beweidungsflächen, deren Lage in Abbildung 3-1 durch die weiße Umrandung angedeutet ist, identifiziert. Beweidungsfläche 1 erstreckt sich über den Großteil des Untersuchungsgebietes im östlichen Bereich und wird zur Beweidungsfläche 2, welche sich auf den verhältnismäßig kleinen Bereich in der Nähe des Flusses im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes beschränkt, durch einen Zaun, neben dem in der Karte ersichtlichen Farmweg, abgegrenzt.

Auf jeder der beiden Beweidungsflächen wurden jeweils drei Kontrollflächen mit einer Fläche von 16 m² nach präferenziellen Kriterien als Gras-, Busch-, und Baumvergleichsflächen ausgewählt. Darüber hinaus wurden sechs Transekte angelegt, die ausgehend von einem Baum, mit einer Breite von einem Meter, 8-15 Meter in die offene Grasfläche reichten. Sowohl die Kontrollflächen als auch die Transekte dienten als Vergleichsflächen, die im Zuge der Vegetationsaufnahmen während der Trockenzeit Anfang Oktober, nach den ersten Regentagen Ende November sowie einen Monat nach dem eigentlichen Erhebungszeitraum Ende Dezember 2010 aufgenommen wurden. Zusätzlich dazu sollten fünfzig Quadratmeterplots, deren Anordnung auf den beiden Beweidungsflächen anhand von Zufallszahlen und dem Random-Walk-Prinzip erfolgte, den Übergang der Trocken- zur Regenzeit verdeutlichen und durch ihre zufällig Anordnung im Gelände den Nachteilen der rein subjektiven Auswahl der Aufnahmeflächen entgegenwirken (vgl. TREMP, 2005). Die genauen Positionen der Aufnahmeflächen sind der Karte in Anhang A zu entnehmen.

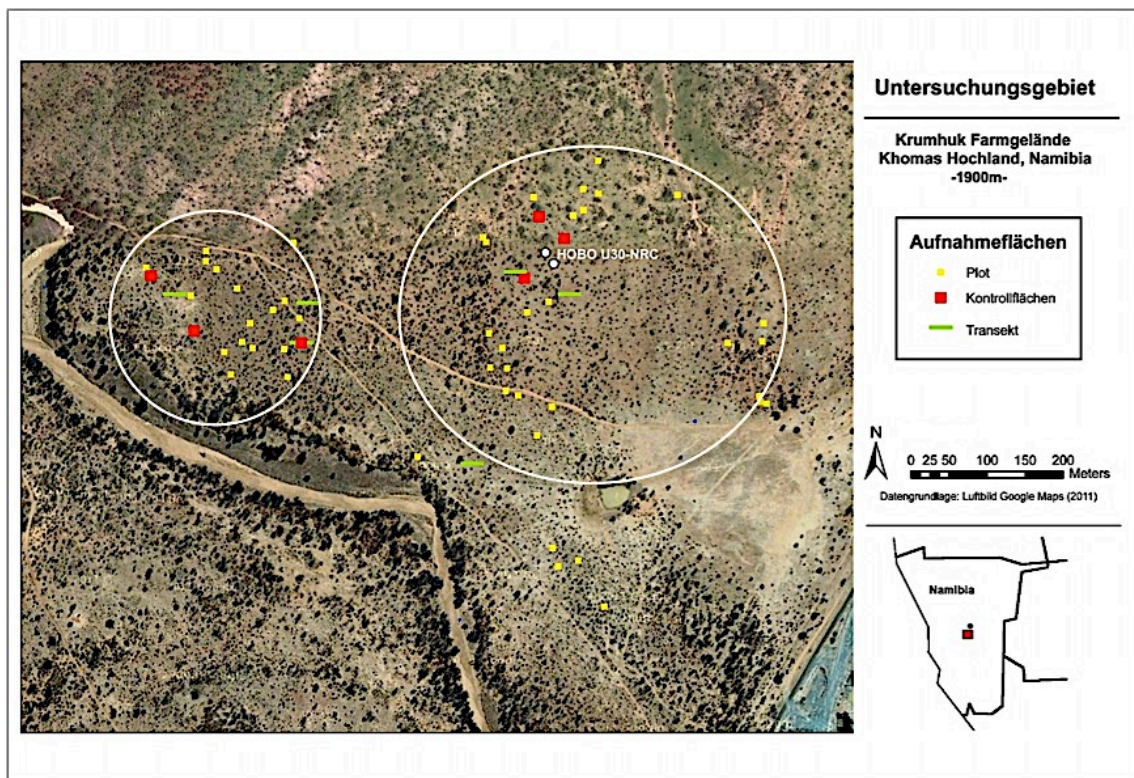


Abb. 3-1: Untersuchungsgebiet auf dem Krumhuk Farmgelände und Lage der Aufnahmeflächen und Klimastationen (weiße Punkte). Die Beweidungsflächen sind durch die weiße Umrandung angedeutet.

3.1.2 Vegetationsaufnahme

Die Aufnahme der Vegetationsdaten erfolgte mithilfe der kombinierten Dominanz-Abundanz-Schätzung nach Braun-Blanquet, anhand derer die Vegetationsschichten in ihrer Höhenabstufung zunächst in eine Baum-, Strauch-, und Krautschicht getrennt und ihre jeweiligen Gesamtdeckungen in Prozent geschätzt wurden (vgl. TREMP, 2005). Für jede dieser Schichten wurde eine Liste der vorkommenden Pflanzenarten angelegt und deren Individuenzahl (Abundanz) und Deckungsgrad (Dominanz) mithilfe einer siebenstufigen Artmächtigkeitsskala (vgl. Tab. 3-1) geschätzt (vgl. GLAVAC, 1996). Dabei wurden auch krautige Pflanzen, welche nach BURKE und STROHBACH (2000) bei Vegetationsaufnahmen in Namibia häufig nicht berücksichtigt werden, aufgezeichnet. Bei der Transektaufnahme erfolgte im Abstand von einem Meter eine Unterteilung in 8-12 Teilstrecken beziehungsweise Segmente und eine gesonderte Untersuchung der daraus resultierenden Quadratmeterflächen.

Zusätzlich zur Artmächtigkeit wurden phänologische und generative Merkmale nach einer modifizierten Skala (vgl. Tab. 3-2) nach DIERSCHKE (1994) erfasst und die Lebensform nach der Klassifikation von Raunkiaer notiert (vgl. DIERSCHKE, 1994). Die Pflanzen werden

dabei je nach Lage ihrer Überdauerungsorgane in der ungünstigen Jahreszeit, welche in Namibia die Trockenzeit ist, in folgende fünf Hauptgruppen unterteilt:

1. Phanerophyten (P): überwiegend verholzte Pflanzen, deren Überdauerungsknospen mehr als 50 cm über dem Grund liegen.
2. Chamaephyten (Ch): überwiegend verholzte Pflanzen, deren Überdauerungsknospen sich bis zu 50 cm über dem Grund befinden.
3. Hemikryptophyten (H): krautige und grasartige Pflanzen, deren oberirdische Sprosse periodisch absterben und deren Überdauerungsknospen an der Bodenoberfläche durch den Boden oder Pflanzenreste geschützt werden.
4. Geophyten (G): krautige Pflanzen, deren oberirdische Sprosse periodisch absterben und deren Überdauerungsorgane unterhalb der Bodenoberfläche liegen (Wurzel-, Rhizom- und Zwiebelgeophyt).
5. Therophyten (T): einjährige bis zweijährige Pflanzen, die ungünstige Jahreszeiten in Form von Samen überdauern.

Sofern die Zuordnung der Lebensformen am Gelände nicht möglich war, wurde auf die Informationen der online verfügbaren Datenbanken "Plants of Southern Africa" (vgl. SANBI, 2009) sowie auf die "Flora of Zimbabwe" (vgl. HYDE et al., 2011) zurückgegriffen. Sämtliche Vegetationsdaten sind in den Anhängen G, H und I ersichtlich.

Tab. 3-1: Artmächtigkeit nach Braun-Blanquet. Transformation 1 entspricht einer Rangskala, Transformation 2 den mittleren Deckungsprozenten.

Artmächtigkeit	Deckung (%)	Abundanz (n)	Transformation 1	Transformation 2 (%)
r	-	selten	1	0,1
+	< 1	spärlich	2	0,2
1	1-5	reichlich	3	2,5
2	>5-25	zahlreich	4	15,0
3	> 25-50	-	5	37,5
4	> 50-75	-	6	62,5
5	> 75-100	-	7	87,5

Quelle: verändert nach TREMP, 2005

Tab. 3-2: Phänologischer und generativer Aufnahmeschlüssel.

Phänologie		Generative Merkmale	
0	oberirdisch verschwunden	K	Knospen sichtbar
1	oberirdisch abgestorben oder kahl und geschlossene Knospen	I	Blüten sichtbar
2	Laubentfaltung; Pflanze neue Triebe und Blätter entwickelnd	F	Früchte sichtbar
3	Pflanze voll entwickelt	S	Samen ausstreudend
4	Vergilbung deutlich		

Quelle: verändert nach DIERSCHKE, 1994

Außerdem wurde für jede der insgesamt 50 Übergangflächen eine Skizze mit den Entfernungen zu den umliegenden Bäumen und Sträuchern sowie deren Höhen angefertigt, um eine genaue Zuordnung der Plots zu den verschiedenen Formationen treffen zu können. Anhand dieser Daten wurden ein Strauch- und ein Baumgradient errechnet, die in die weitere statistische Auswertung miteinfließen.

Die Identifikation der Gräser und Gehölze erfolgte durch die gängige Bestimmungsliteratur der Region beziehungsweise des südlichen Afrikas (vgl. BURKE, 2007; CURTIS und MANNHEIMER, 2005; MANNHEIMER und CURTIS, 2009; MÜLLER, 2007; VAN OUTDSHOORN, 2009; VAN WEEK und VAN WEEK, 1997). Bei den krautigen Pflanzen fand die Bestimmung der Pflanzen überwiegend anhand von eigens angelegten Herbarexemplaren im National Botanical Research Institute in Windhoek statt. Infolge der lang andauernden Trockenheit während des Untersuchungszeitraumes konnten allerdings, bedingt durch den schlechten Zustand der Pflanzen, nicht alle Individuen bestimmt werden. In diesen Fällen wurde mit den im Gelände vergebenen Arbeitsnamen weitergearbeitet. Die wissenschaftlichen Bezeichnungen der identifizierten Arten wurde mit der Systematik von IPNI (The International Plant Names Index) im seit 2010 online verfügbaren Verzeichnis THE PLANT LIST (2010) abgeglichen (vgl. Anhang B).

3.1.3 Aufnahme der Umweltparameter

Die weiteren Umweltparameter beschränken sich auf Klima-, Boden- und Beweidungsfaktoren. Der Einfluss des Feuers, der in Savannenökosystemen üblicherweise eine entscheidende Rolle spielt (vgl. WALTER und BRECKLE, 2004), wird in dieser Arbeit nicht weiter diskutiert, da nach Angaben des zuständigen Farmers in den letzten fünfzehn Jahren auf dem gesamten Untersuchungsgebiet kein Feuer mehr nachgewiesen wurde (vgl. VOIGTS, 2010, mdl. Mitt.) und dadurch für die Vegetationsverteilung nicht weiter von Bedeutung ist. Die Hangneigung und die Höhenlage der Untersuchungsflächen zeigten kaum Unterschiede, weshalb von einer differenzierten Aufnahme dieser Faktoren abgesehen wurde.

Aufnahme der Klimaparameter

Während des gesamten Untersuchungszeitraumes zeichneten zwei Klimastationen der Firma ONSET aus der Baureihe *Hobo U30/NRC* auf der offenen Grasfläche sowie im Schatten zweier Bäume (*Acacia erioloba*) klimatische Parameter auf. In einem halbstündlichen Messintervall wurden in einer Höhe von einem Meter die Werte der

Lufttemperatur in °C und der Luftfeuchtigkeit in % (*S-THB-M00x*), in zwei Meter Höhe die fotosynthetisch aktive Strahlung zwischen 400-700 nm in $\mu\text{mol}/(\text{m}^2\text{s})$ (*Part#S-LIA-M003*) sowie die Bodenfeuchtigkeit in % (*S-sMx-M005*) und die Bodentemperatur in °C (*Part#S-TMB-M0XX*) im Wurzelbereich der Pflanzen in etwa 20 cm Tiefe beziehungsweise unterhalb des Wurzelbereiches in 50 cm Tiefe festgehalten und nach Abschluss der Aufnahmen auf den PC übertragen (vgl. Anhang J und K).



Abb. 3-2: Standort der Klimastationen. Im Vordergrund - Grasstandort; im Hintergrund zwischen den beiden Bäumen (*Acacia erioloba*) - Baumstandort. Die Akazienäste dienen dem Schutz vor neugierigen Pavianen (*Papio sp.*).

Bestimmung der Beweidungsintensität

Die Beweidungsparameter, wie Exkreme und Verbiss beziehungsweise Trittsuren, wurden im Aufnahmebogen leicht verändert nach DOTTER (2009) mithilfe einer sechszähligen Skala festgehalten (vgl. Tab 3-3). Beide Merkmale wurden mit einer stärkeren Gewichtung der Verbiss- und Trittsuren unter der Kategorie Beweidungsintensität zusammengefasst (vgl. Anhang D).

Tab. 3-3: Parameter zur Berechnung der Beweidungsintensität.

Exkreme (Losungen)		Verbiss/Tritt	
0	keine Exkreme zu finden	0	Kein Verbiss/Tritt erkennbar
1	wenige kleine Exkreme <3	2	Einzelne Spuren am Rand erkennbar
2	kleine Exkreme <6	4	Kleine Verbiss und Trittsuren
3	viele kleine >6 / wenige große Exkremenvorkommen	6	Viehweg quert die Fläche
4	vermehrt große Exkreme >3	8	Verbiss an nahezu allen Pflanzen
5	alles größer als Kategorie 4	10	Pflanzen bis zum Boden abgefressen

Quelle: verändert nach DOTTER, 2009

Entnahme der Bodenproben

Für die Bestimmung der Bodenparameter wurden an jeder Aufnahme­fläche mithilfe von Stech­zylindern zu 100 cm³ ungestörte Bodenproben in 15 cm Tiefe entnommen. Diese Profiltiefe entspricht dem Haupt­wurzelbereich zahlreicher Pflanzen, aus dem diese ihre mineralischen Nährstoffe entnehmen (vgl. WALTER und BRECKLE, 2004). Die Probenentnahme an den sechs Kontrollflächen und den Transekten fand jeweils zu den drei Aufnahmezeitpunkten statt. Nach Wien wurden Mischproben bestehend aus den drei Entnahmen mitgeführt. Die Bodenproben der Transekte stammen aus der ersten Teilstrecke des Transektes in unmittelbarer Nähe zum Baum, aus der Mitte des Transektes in fünf Meter Entfernung zum Baum und aus dem Bereich am Transektende in acht beziehungsweise zehn Meter Entfernung.

Der Boden wurde durch die horizontal an die Profilwand geklopften Stech­zylinder herausgelöst und dessen Frischgewicht vor Ort gravimetrisch bestimmt und bis zur Abreise in offenen Plastikbeuteln luftgetrocknet.

3.2 Laboranalysen

Die weiteren Analysen der Bodenparameter fanden im physiogeographischen Labor der Universität Wien statt. Hauptaugenmerk der Untersuchungen, die etwa drei bis vier Monate nach der eigentlichen Feldarbeit durchgeführt wurden, lag neben der Bestimmung wichtiger Bodenkennwerte, wie der Korngröße, dem pH-Wert und der elektrischen Leitfähigkeit, insbesondere in der Analyse der Nährstoffversorgung des Bodens. Neben der effektiven Kationenaustauschkapazität und der Basensättigung, wurde das pflanzenverfügbare, wasserlösliche Phosphat sowie das C/N Verhältnis der Proben bestimmt (vgl. Anhang C).

Die 74 Bodenproben wurden bereits in Namibia luftgetrocknet, abgewogen und für den Transport auf 100 g reduziert. Im Labor wurden die Proben mithilfe eines Siebes mit 2 mm Maschenweite vom Grobboden getrennt und sichtbare organische Bestandteile wie Wurzeln vorsichtig entfernt. Der dadurch isolierte Skelettanteil des Bodens wurde zur Bestimmung der Bodentextur herangezogen. Die weiteren Analysen fanden ausschließlich mit Feinboden bestehend aus Korngrößendurchmessern unter 2 mm statt.

3.2.1 Korngrößenanalyse

Die Körnigkeit und die Verteilung der Korngrößen sowie die daraus gegebene Porosität bestimmen die Bodenart und sind die Voraussetzung für alle Lebensvorgänge im Boden. Sie prägen wichtige Eigenschaften des Bodens, wie dessen Luft- und Wasserhaushalt, die Speicher- und Austauschvorgänge im Boden und sämtliche darin stattfindenden Transport- und Verlagerungsprozesse (vgl. BLUME et al., 2010; ÖNORM L 1061-1, 2002). Die Einteilung der Korngrößenfraktionen erfolgte nach der Nomenklatur von Attenberg (vgl. Tab. 3-4), nach der zunächst das Bodenskelett mit einem Äquivalentdurchmesser über 2 mm vom Feinboden abgegrenzt wird und beide anhand einer logarithmischen Skala in ihre weiteren Fraktionen unterteilt werden (vgl. BLUME et al., 2010).

Die Trennung des Grobbodens vom Feinboden erfolgte im Zuge der bereits erläuterten Vorbereitung der Bodenproben durch Siebung. Der Skelettanteil am Gesamtboden wurde daraufhin entsprechend der ÖNORM L 1061-1 gravimetrisch bestimmt.

Tab. 3-4: Einteilung der Korngrößenfraktionen.

Kornfraktion	Kurzzeichen	Korngröße (mm)
Grobboden/ Bodenskelett	Gr	> 2
Feinboden	Fb	< 2
Sand	S	0,063–2
Schluff	U	0,002–0,063
Grobschluff	fU	0,02–0,063
Mittelschluff	mU	0,0063–0,02
Feinschluff	fU	0,002–0,0063
Ton	T	< 0,002

Quelle: verändert nach BLUME et al., 2010

Die weitere Texturbestimmung des Feinbodens wurde für 33 repräsentative Standorte durchgeführt, deren Auswahl nach räumlichen Kriterien durch genaue Betrachtung der Heterogenität der Aufnahmestandorte und deren Bedeutung für die weiteren Analysen erfolgte. Dadurch wurden die Proben der sechs Kontrollflächen sowie der Transekte vorgezogen und lediglich neun Quadratmeterplots bei der Untersuchung berücksichtigt. Die analysierten Probenstandorte sind in Anhang C aufgelistet. Die weitere Bestimmung der Anteile der einzelnen Feinbodenfraktionen erfolgte anhand einer Nasssiebung nach veränderter ÖNORM L 1061-2 sowie durch Bestimmung der Sedimentationsgeschwindigkeit der Partikelgrößen nach dem Stoke'schen Gesetz mittels Sedigraph der Firma Micromeritics (*SediGraph III*TM 5120).

Für die Ermittlung der Sandfraktion wurden zunächst jeweils 40 g Feinboden mit 15 %igem Wasserstoffperoxid versetzt, um die organischen Bestandteile der Probe zu zerstören, welche durch ihre Aggregatbildungen mit mineralischen Bestandteilen zu Ton-Humuskomplexen die nachfolgende Korngrößenaufteilung verfälschen könnten (vgl. ROWELL, 1997). Die dadurch verursachte Oxidation führte zu einer intensiven Reaktion, nach deren Abklingen die Proben in einem weiteren Schritt mit destilliertem Wasser in Schraubgläser überführt und maschinell geschüttelt wurden. Anschließend erfolgte eine Nasssiebung, indem die Suspension, unterstützt mit einem Gummiwischer, mit destilliertem Wasser durch ein Sieb mit 0,063 mm Maschenweite gespült wurde. Der Sandrückstand wurde daraufhin bei 105°C im Trockenschrank getrocknet und dessen Gewicht bestimmt (vgl. ÖNORM L 1061-2). Der in der Suspension verbleibenden Schluff- und Tonfraktion wurde im Wasserbad beziehungsweise bei 70°C im Trockenschrank der Großteil des Wassers entzogen. Entsprechend der Anleitung des physiogeographischen Labors der Universität Wien wurde die Probe mit geringer Menge destilliertem Wasser in den Probenbecher des Gerätes überführt und mit 0,2 %iger $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ ergänzt, um die Lösung an die Konzentration der Basislösung des Sedigraphen anzugleichen. Die Auftrennung in Grob-, Mittel- und Feinschluff, sowie der Tonfraktion erfolgte im Gerät *Micrometrics Sedigraph III* mittels Röntgenstrahlung durch Bestimmung der Sedimentationsgeschwindigkeit der Partikel nach dem Stoke'schen Gesetz.

3.2.2 Wassergehalt

Zur Bestimmung des Wassergehaltes der feldfrischen Proben wurden diese unmittelbar nach der Entnahme im Gelände sowie nach Lufttrocknung bei ca. 40°C mithilfe einer Feldwaage gewogen. Der Gewichtsverlust ergibt den Wassergehalt in Prozent der Gesamtprobe. Zusätzlich wurden im Labor 10 g Feinboden (lufttrocken) für 24 h im Trockenschrank bei 105°C bis zur Massekonstanz getrocknet (absolut trocken) und der Gewichtsverlust vermerkt. Die Bestimmung des Gesamtwasseranteils in Prozent der Masse der frischen Bodenprobe wurde anhand von Differenzwägung und Rückrechnung auf das ursprüngliche Gewicht ermittelt. Analog dazu erfolgte die Berechnung des Wasseranteils in Prozent des Volumens ($V=100 \text{ m}^3$) (vgl. ÖNORM L 1062).

3.2.3 pH-Wert

Der pH-Wert des Bodens ist eine wichtige Kenngröße der Bodenacidität und ein Maß für den Gehalt von Wasserstoffionen, ausgedrückt als negativ dekadischer Logarithmus, in einer wässrigen Lösung (vgl. BLUME et al., 2011). Der pH-Wert des Bodens bestimmt in

vielfältiger Weise die Nährstoffverfügbarkeit, die Aktivität der Bodenorganismen, aber auch die Mobilität toxischer Schwermetalle und erlaubt dadurch Rückschlüsse über dessen Eignung als Pflanzenstandort (vgl. BLUME et al., 2010).

Die Bestimmung des pH-Wertes erfolgte in einer Suspension von Wasser in Boden nach leicht abgeänderter ÖNORM L 1083. Dadurch wird die aktuelle Acidität in der Bodenlösung gemessen, die von der in einer Salzlösung (Calcium- oder Kaliumchlorid) ermittelten potentiellen Acidität zu unterscheiden ist. Letztere wurde für zehn Vergleichsproben bestimmt.

Für die Messung wurden 10 g der Probe mit destilliertem Wasser im Verhältnis 1:10 versetzt, 1 h im Überkopfschüttler gemischt und über Nacht zugedeckt stehen gelassen. Am nächsten Tag erfolgte die Messung im Bodenüberstand mithilfe eines 2-Punkt-kalibrierten pH-Meters der Firma WTW (*inoLAB pH 720*) bei 23°C bis zu einem stabilen Messwert.

3.2.4 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit ist der reziproke Wert des elektrischen Widerstandes bezogen auf einen Würfel mit einer Kantenlänge von 1 cm (vgl. HÖLTING und COLDEWEY, 2005). Ihre Höhe gibt Auskunft über den ökologisch wirksamen Salzgehalt in Böden (vgl. BLUME et al., 2010). Die Messung der elektrischen Leitfähigkeit wurde an den Boden-Wasserlösungen (1:10) zeitgleich mit der pH-Wertbestimmung durchgeführt und mithilfe eines temperaturkompensierenden Leitfähigkeitsmessgerätes der Firma WTW (*Conductivity Meter LF318*) ausgedrückt in $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ bei 25°C ermittelt (vgl. BLUME et al., 2011).

3.2.5 Effektive Kationenaustauschkapazität und Basensättigung

Die Kationenaustauschkapazität gibt die Menge der Kationen an, die im Boden in austauschbarer Form adsorbiert und für die Pflanzen als Nährstoffe verfügbar sind. Sie wird gemeinsam mit der Basensättigung, welche den Anteil der basisch wirksamen Kationen an der effektiven Kationenaustauschkapazität umfasst, für die Beurteilung der Nährstoffversorgung in Böden herangezogen (vgl. BLUME et al., 2010). Im Zuge dieser Arbeit wurde die im Boden wirksame effektive Kationenaustauschkapazität nach dem Verfahren von TRÜBY und ALDINGER (1989) bestimmt. Dabei erfolgte der Austausch der Kationen gegen Ammonium Ionen (NH_4^+) einer ungepufferten Ammoniumchlorid (NH_4Cl) Lösung, in dessen Extrakt deren Konzentration und deren Anteil an der effektiven

Austauschkapazität, sowie der Basensättigungsgrad berechnet wurden (vgl. BLUME et al., 2011).

Dazu wurden 5 g Feinboden mit 50 ml 1-molarer NH_4Cl Lösung versetzt und von Hand geschüttelt. Am darauffolgenden Tag wurde der Überstand der Bodenlösungen durch Faltenfilter in PE Flaschen filtriert und die Extraktionslösung vor der Messung der Konzentrationen im Department für Umweltgeowissenschaften der Universität Wien im Verhältnis von 1:10 mit Reinstwasser verdünnt. Unter Verwendung der entsprechenden Eichlösungen wurden Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Natrium (Na), Kalium (K), Aluminium (Al) und Eisen (Fe) mittels Atomemissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (*ICP-AES*) in mg/l bestimmt. Die ermittelten Konzentrationen wurden leicht abgeändert nach ULRICH (1966) in $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$ umgerechnet:

$$\text{cmol}_c\text{kg}^{-1} = \frac{c_{\text{AES}} \times V \times z \times 1000}{m_{\text{TM}} \times M}$$

c_{AES} = Konzentration der Elemente [mg/l]

V = Extraktionsvolumen [l]

Z = Wertigkeit der Elemente (K, Na = 1; Ca, Mg = 2; Fe, Al = 3)

M = Molare Masse in g/mol nach FÜCK und HERMANN, 1995

m_{TM} = Einwaage Trockenmasse (abzüglich Wassergehalt)

Die Summe der austauschbaren Kationen ergibt die effektive Kationenaustauschkapazität. Die Basensättigung errechnet sich aus dem prozentuellen Anteil der basischen Kationen (Ca, Mg, Na, K) an der effektiven Kationenaustauschkapazität.

3.2.6 Pflanzenverfügbares Phosphat

Die Bestimmung des Phosphatgehaltes erfolgte nach BLACK et al. (1965) aus einem Extrakt mit Wasser, wodurch der für das Pflanzenwachstum limitierende Phosphatanteil erfasst wurde. Es wurden 5 g Feinboden im Verhältnis von 1:10 mit destilliertem Wasser versetzt und 5 Minuten im Überkopfschüttler vermischt. Daran anschließend wurde die Bodenlösung 10 Minuten bei 2000 Umdrehungen pro Minute zentrifugiert und der Überstand durch Mikropurfilter (*Chromafil A-45125 Einmalfilter Macherey-nagel 0,45 μm*) in Eproutetten überführt. Die weitere Analyse erfolgte mithilfe eines Phosphat-Tests der Firma Merk (*Spectroquant*) durch Zugabe von schwefelsaurer Lösung mit Molybdat-Ionen

und Ascorbinsäure, wodurch die Orthophosphat-Ionen der Bodenlösung zu Phosphormolybdänblau reduziert wurden und photometrisch bestimmt werden konnten. Die photometrische Messung wurde mit einer entsprechenden Eichkurve bei 711,1 nm am *UV/Vis- Spektrometer Lambda 2* der Firma Perkin Elmer durchgeführt. Die Analysewerte des Orthophosphates in mg/l wurden auf luftgetrocknetem Boden nach folgender Formel in mg/kg umgerechnet:

$$PO_4 = \frac{p \times v_{Ex}}{m_{TM}}$$

p = Messwert PO₄-P [mg/l]

v_E = Extraktionslösung [ml]

m_{TM} = Einwaage Trockenmasse [g]

3.2.7 C/N Verhältnis

Das Verhältnis zwischen Kohlenstoff und Stickstoff in Böden ist ein wichtiger geoökologischer Standortindikator (vgl. BLUME et al., 2010), dessen Bedeutung vor allem in der Abschätzung der Stickstoffverfügbarkeit sowie der Geschwindigkeit der Mineralisierung und erneuten Bereitstellung mineralischer Nährstoffe liegt (vgl. HINTERMAIER - ERHARD und ZECH, 1997; POTT und HÜPPE, 2007).

Die Messung der Gesamtkohlenstoff- und Stickstoffgehalte erfolgte im Zuge der CHNS Elementaranalyse im *vario EL cube* im Department für Umweltgeowissenschaften der Universität Wien. Die Proben wurden aus Homogenitätsgründen fein vermahlen, 0,2 g davon in Zinnschiffchen eingewogen und im Verhältnis von 1:1 mit Wolfram Pulver vermengt. Die Messung der Stickstoff-, Kohlenstoff-, Schwefel- sowie Wasserstoffkonzentrationen in Prozent erfolgte im Gerät mittels oxidativer Verbrennung der Probe in einem Sauerstoffstrom.

3.3 Statistische Auswertung der Daten

Um den vielseitigen Beziehungen und Abhängigkeiten der vorliegenden Daten gerecht zu werden, wurden für die statistische Auswertung vorwiegend multivariate Analyseverfahren verwendet. Im Zuge der explorativen Datenanalyse erfolgten sowohl Klassifikationsanalysen als auch Ordinationen auf Basis der Vegetationsdaten. Univariate Methoden wurden in der schließenden Statistik, bei der Überprüfung von Aussagen in Form eines nicht parametrischen Prüfverfahren, dem U-Test nach Mann und Withney beziehungsweise in der deskriptiven Statistik durch Box-Plot Darstellungen herangezogen. Die Analyse der Transekte wird im Kapitel 3.4.4 gesondert dargestellt, da für deren Auswertung zum Teil auf andere beziehungsweise modifizierte Methoden zurückgegriffen wurde. Die Daten wurden mit Microsoft Excel aufbereitet und sämtliche Berechnungen mit der statistischen Standardsoftware R durchgeführt (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011a). Auf eine detaillierte Erläuterung des U-Tests nach Mann und Withney, der mit der Funktion *wilcox.test ()* im R Paket *stat* (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011b) mit einem Signifikanzniveau von 5 % berechnet wurde sowie der Box Plot Darstellungen wird an dieser Stelle verzichtet und auf TREMP (2005) und ZÖFEL (1992) verwiesen. Mit Ausnahme der Nichtmetrischen Multidimensionalen Skalierungen (NMDS) (vgl. Kapitel 3.3.3) basiert der Großteil der Analysen auf ratioskalierten Daten, weshalb die Daten der ordinalskalierten Braun-Blanquet Artmächtigkeitsskala nach LEYER und WESCHE (2007) und TREMP (2005) in gemittelte Deckungsprozente umgerechnet wurden (vgl. Tab. 3-1). Diese Vorgehensweise ist allerdings nicht unumstritten und wird in VANSELOW (2011), PODANI (1999) und RICOTTA und AVENA (2006) ausführlich diskutiert. Die von DIERSCHKE (1994) als alternative zu den Braun-Blanquet Artmächtigkeiten vorgeschlagene Londo-Skala, deren Werte ratioskaliert sind und demnach vielfältigere Auswertmöglichkeiten erlauben (LEYER und WESCHE, 2007), schien für die Anwendung infolge der vielen Unterteilungen im Feld nicht zweckmäßig.

3.3.1 Auswertung der Distanzaufnahmen

Um die Einflussnahme der an die Aufnahmeflächen angrenzenden Vegetation zu berücksichtigen, wurden für die Übergangsflächen auf Basis der Aufnahmeskizzen sowohl ein Baum- als auch ein Strauchgradient erstellt. Diese fanden im Zuge der weiteren Ordinationsverfahren als Umweltparameter Verwendung. Die Berechnung erfolgte durch Auswertung der Distanzaufnahmen nach der sowohl für die angrenzenden Bäume als auch für die umgebenden Sträucher die Summe aus den Quotienten der Höhe der Pflanzen und der Distanz zu den Aufnahmeflächen gebildet wurde. Die Höhe der Bäume

wurde stärker gewichtet und mit zwei multipliziert, da bei der Aufnahme der Pflanzenhöhe auf eine Ordinalskala von 1-3 zurückgegriffen wurde. Die Distanz jener Sträucher und Bäume, die sich direkt auf der Aufnahmefläche befanden, wurde aus mathematischen Gründen nicht mit Null, sondern mit 0,1 angegeben.

$$\text{Strauchgradient: } \sum \frac{\text{Strauchhöhe}}{\text{Distanz [s]}}$$

$$\text{Baumgradient: } \sum \frac{\text{Baumhöhe} \times 2}{\text{Distanz [s]}}$$

Baumhöhe: 1 (< Körpergröße), 2 (doppelte Körpergröße), 3 (> doppelte Körpergröße)

Strauchhöhe: 1 (< Hüfthöhe), 2 (Körpergröße), 3 (> Körpergröße)

Distanz: in Schritten (0,4 m)

Die Zuordnung der einzelnen Pflanzen zu den Baum- und Strauchberechnungen erfolgte anhand der Wuchsgröße und der Lebensform, wodurch Bäume mit geringer Größe, die aufgrund ihrer intensiven Verästelung im unteren Bereich kaum Eigenschaften der Baumformation aufwiesen, zur Strauchformation gezählt wurden.

3.3.2 Klassifikationsanalysen

Um einen ersten Überblick der Vegetationsstruktur der Aufnahmeflächen zu erhalten, wurden die Untersuchungsflächen auf Basis ihrer Vegetationsdaten zu Gruppen zusammengefasst. Diese sind durch eine möglichst große Ähnlichkeit ihrer Objekte bestimmt und lassen sich von den anderen Gruppen durch ein hohes Maß an Unähnlichkeit abgrenzen (vgl. BACKHAUS et al., 2011). Es sollten demnach natürliche Gruppenstrukturen zwischen den Objekten aufgedeckt und damit die Hypothesenbildung unterstützt werden (vgl. TREMP, 2005). Dies kann mithilfe hierarchischer Verfahren sowohl agglomerativ, indem von den einzelnen Objekten ausgehend sukzessive größere Gruppen gebildet werden, als auch divisiv erfolgen. Bei letzterem wird der Datensatz in einem ersten Schritt in zwei oder mehrere Gruppen geteilt und diese dann ihrerseits weiter aufgegliedert (vgl. BORCARD et al., 2011; LEYER und WESCHE, 2007). Bei beiden Verfahren werden die Ergebnisse in Form eines Dendrogrammes abgebildet. Bei nicht hierarchischen Klassifikationen werden hingegen die Objekte zu Gruppen

zusammengefasst, ohne dabei im Detail auf die Beziehung zwischen den Gruppen einzugehen (vgl. LEYER und WESCHE, 2007).

Hinsichtlich der Identifikation von Indikatorarten und der Stabilität der Gruppenbildung weisen divisive hierarchische und nicht hierarchische Verfahren erhebliche Vorteile auf (vgl. SCHMIDTLEIN et al., 2010b; SCHMIDTLEIN et al., 2010a; TREMP, 2005). Daher wurden diese in der vorliegenden Arbeit unter Verwendung der Funktion *isopam* () im gleichnamigen R-Paket (vgl. SCHMIDTLEIN et al., 2010b) gegenüber agglomerativen Verfahren und der in der Vegetationsökologie weit verbreiteten TWINSpan Analyse (vgl. TREMP, 2005) bevorzugt. Der dieser Funktion zugrunde liegende Algorithmus wurde eigens für die Analysen von Vegetationsdaten konzipiert und umfasst Verfahren der Dimensionsreduktion und der Aufteilung des resultierenden Ordinationsraumes, was wiederum zur Optimierung der Gruppengröße und Gruppenindikatoren herangezogen wird (vgl. SCHMIDTLEIN et al., 2010a).

In Vorbereitung auf die eigentliche Isopamanalyse wurden die Vegetationsdaten in gemittelte Deckungsprozentage umgewandelt (vgl. Tab. 3-1) und mithilfe der Funktion *decostand* () im R-Paket *vegan* (vgl. OKSANEN, 2011) einer logarithmischen Transformation unterzogen. So konnten die Daten einer Normalverteilung angeglichen und die Unterschiede im unteren Wertebereich, denen bei den vorliegenden Daten mehr Bedeutung beigemessen wird, stärker betont werden (vgl. BORCARD et al., 2011; LEYER und WESCHE, 2007). Zudem wurden Arten, die nicht öfter als zweimal im Datensatz vorkamen, aufgrund ihrer fehlenden statistischen Aussagekraft sowie jene Plots, die nach dieser Vorgehensweise keine Arten mehr aufweisen konnten, maskiert und aus der Analyse ausgeschlossen (vgl. LEYER und WESCHE, 2007). Des Weiteren wurde auf eine Clusteranalyse mit der „single linkage Methode“, die bei herkömmlichen Klassifikationsanalysen häufig zum Auffinden von Ausreißern vorgezogen wird (vgl. BACKHAUS et al., 2011), verzichtet, da diese nach SCHMIDTLEIN et al. (2010a) bei der Verwendung des Isopam Algorithmus nicht notwendig ist. Für die Berechnung der Ähnlichkeit zwischen den Objekten fand als qualitatives Ähnlichkeitsmaß der Bray-Curtis-Koeffizient Anwendung, da dieser als asymmetrisches Maß das Fehlen von Arten in verschiedenen Objekten nicht als Ähnlichkeitskriterium heranzieht und damit bei ökologischen Fragestellungen, insbesondere bei der Analyse von Vegetationsdaten, von fundamentaler Bedeutung ist (vgl. BORCARD et al., 2011; LEYER und WESCHE, 2007). Im Gegensatz zu qualitativ asymmetrischen Ähnlichkeitsmaßen wie dem Jaccard-Koeffizienten fließt bei der Berechnung des Bray-Curtis-Koeffizienten nicht nur die reine Anwesenheit (Präsenz/Absenz), sondern auch die Artmächtigkeit der Pflanzen mit ein. Dies schien für die Analyse, der im Zuge der Feldarbeit gewonnenen Vegetationsdaten, die

infolge der räumlichen Nähe nur geringe Unterschiede aufwiesen, wichtig und berechnet sich nach LEYER und WESCHE (2007) wie folgt:

$$\text{Bray – Curtis – Koeffizient} = \frac{2w}{B + C}$$

w = Summe der jeweils niedrigsten Artmächtigkeit einer Art in den beiden Objekten

B = Summe der Artmächtigkeit in Objekt 1

C = Summe der Artmächtigkeit in Objekt 2

Die Analyse erfolgte für die gesamten Untersuchungsflächen (Übergangsflächen und Kontrollflächen) sowie für die Übergangsflächen und die Kontrollflächen gesondert, jeweils mit dem gesamten beziehungsweise mit dem rein krautigen Pflanzenbestand. Die der Klassifikation zugrunde liegenden Trennarten wurden mithilfe der Funktion *isotab* () und des darin implementierten Tests nach Fisher und Yates identifiziert und hinsichtlich ihrer Signifikanz auf einem Niveau von 1 % überprüft (vgl. SCHMIDTLEIN et al., 2010b). Bei der Klassifikation der Kontrollflächen wurden die Standardeinstellungen des Isopamalgorithmus speziell für den Gebrauch von kleinen Datensätzen angepasst (vgl. SCHMIDTLEIN et al., 2010b) und die Gruppen, die infolge dieser Verfahren abgebildet werden konnten, als Basis für die weiteren Ordinationen verwendet (vgl. Kapitel 3.3.3).

3.3.3 Ordinationen

Während mithilfe von Clusteranalysen diskrete Gruppenstrukturen erzeugt werden, bilden Ordinationen die Objekte grafisch in einem Koordinatensystem ab. Multivariate Datensätze werden dabei im Zuge der Dimensionsreduktion als n-dimensionale Hyperräume in wenig dimensionale Darstellungen vereinfacht und mit den wesentlichen Umweltgradienten in Beziehung gesetzt (vgl. BORCARD et al., 2011; LEYER und WESCHE, 2007; TREMP, 2005). Als Verfahren der explorativen Datenanalyse werden Ordinationen in der Analyse vegetationsökologischer Daten insbesondere zur Hypothesenbildung und der Interpretation großer Datensätze eingesetzt. Je nach Einflussname der Umweltgradienten wird dabei zwischen direkter (z.B. der CCA) und indirekter (z.B. PCA und DCA) Gradientenanalyse unterschieden (vgl. LEYER und WESCHE, 2007; TREMP, 2005). Obwohl bei der Datenanalyse häufig direkte Methoden, welche die Objekte unmittelbar in einem durch Umweltvariablen aufgespannten ökologischen Raum abbilden, angewendet werden (vgl. TREMP, 2005), wurde in dieser Arbeit auf ein Verfahren der indirekten

Gradientenanalyse zurückgegriffen. Hierbei werden ökologische Zusammenhänge vorerst nur anhand der Artenzusammensetzung der Objekte und erst in einem zweiten Schritt mithilfe der Umweltvariablen interpretiert (vgl. LEYER und WESCHE, 2007). Die Vorteile dieser Verfahren sind, durch die nachträgliche Bezugnahme auf die Umweltvariablen, auf den geringen Informationsverlust bei fehlender beziehungsweise mangelhafter Kenntnis und Aufnahme der vielleicht entscheidenden Umweltparameter zurückzuführen, wodurch Fehlinterpretationen gegenüber direkten Analysen vermindert werden können (vgl. LEYER und WESCHE, 2007; TREMP, 2005). Für die zugrunde liegende Fragestellung dieser Arbeit erschien diese Methode daher am sinnvollsten.

Unter den indirekten Verfahren wurde jenes der Nichtmetrischen Multidimensionalen Skalierung (NMDS) ausgewählt, da dieses im Gegensatz zu anderen Methoden, wie der PCA (Principal Component Analysis) oder der DCA (Detrended Correspondence Analysis), eine flexible und somit für den Datensatz besser geeignete Wahl des Distanzmaßes erlaubt und auch bei lückigen Datensätzen zu sehr robusten und gut interpretierbaren Ergebnissen führt (vgl. LEYER und WESCHE, 2007; MINCHIN 1987). Die NMDS beruht im Gegensatz zu anderen Ordinationsverfahren nicht auf einer Eigenvektoranalyse, sondern auf einer iterativen numerischen Optimierungsmethode und eignet sich als rangbasiertes Verfahren besonders für die Analyse ordinalskalierten ökologischer Datensätze. Ausgehend von einer Distanzmatrix wird eine Rangfolge der paarweisen Abstände zwischen den Objekten abgeleitet und in einem wenig dimensionalisierten Raum abgebildet. Dabei wird nicht auf die absolute Größe der Distanzen, sondern nur auf die Monotonie in der Beziehung geachtet und die ursprüngliche Rangfolge der Distanzen möglichst unverzerrt wiedergegeben (vgl. LEYER und WESCHE, 2007). Ziel der NMDS ist es, nach einer willkürlichen Startkonfiguration, die auf den jeweiligen Distanzkoeffizienten basierenden Abständen zwischen den Objekten schrittweise an die Distanzen im Ordinationsraum anzugleichen. Dies kann in einer monoton steigenden Beziehung im Shepard-Diagramm abgebildet und dessen Qualität anhand des Stresswertes als Maß für die Güte der Ordination beurteilt werden. Letzterer wird demnach mit zunehmender Optimierung der Ordination verringert und sollte im Idealfall einen Wert zwischen 1-15 % annehmen (vgl. Tab. 3-5). Eine ausführliche Auseinandersetzung mit dem zugrunde liegenden Algorithmus und der Berechnung des Stresswertes findet sich in BACKHAUS et al, 2011; BOCARD et al., 2011; LEGENDRE und LEGENDRE, 1998; LEYER und WESCHE, 2007.

Tab. 3-5: Einschätzung der Güte einer NMDS anhand des Stresswertes.

Stresswert [%]	Bewertung
<1	unrealistisch, Ergebnis überprüfen
1-5	sehr gut, Ergebnis widerspiegelt die Originaldistanzen gut und kann interpretiert werden
5-10	gut, Ergebnis höchst wahrscheinlich zuverlässig
10-15	Ergebnis wahrscheinlich noch brauchbar und zuverlässig, allerdings sollten Details nicht interpretiert werden
15-20	Ergebnis möglicherweise noch sinnvoll und brauchbar, Gefahr von Fehlinterpretationen
>20	Ergebnis vermutlich unbrauchbar und rein zufällig

Quelle: verändert nach LEYER und WESCHE, 2007

Im Vorfeld der NMDS wurden die ordinalskalierten Braun-Blanquet Daten leicht abgeändert (vgl. Tab. 3-1 - Transformation 2) und über die Funktion *gowdis ()* im R-Paket *FD* (vgl. LALIBERTE und SHIPLEY, 2011) eine Distanzmatrix erstellt, welche auf der von PODANI (1999) entwickelte „extended Gowers`s“ Distanz für ordinalskalierte Daten basiert (vgl. PODANI, 1999). Die weitere Berechnung der NMDS erfolgte mit der Funktion *metaMDS ()* im R-Paket *vegan* (vgl. OKSANEN, 2011), indem mehrere Startkonfigurationen mit unterschiedlichen Dimensionen (1-6) mit je 500 Wiederholungen durchgeführt wurden. Da eine Änderung der Dimensionen des Ordinationsraumes bei der NMDS eine Änderung der gesamten Projektion impliziert, wurde jene Dimension ausgewählt, die beim Vergleich der daraus resultierenden Stresswerte eine möglichst starke Abnahme aufweist und gleichzeitig noch eine Interpretation der Ordination ermöglicht. Als Entscheidungskriterium wurde das Elbow-Kriterium herangezogen (vgl. BACKHAUS et al., 2011; LEYER und WESCHE, 2007). Für die endgültige NMDS wurden 1000 Iterationen gewählt und ausgehend von den Ergebnissen der vorherigen Ordination mit dem Zusatz *previous best* durchgeführt und die Verteilung der Objekte im Koordinatensystem abgebildet. Der Monte-Carlo-Test zeigte, dass die berechnete Konfiguration signifikant weniger Stress berechnet als eine rein zufällig gewählte Konfiguration. Die Qualität der Projektion wurde mithilfe des Shepard Diagrammes (vgl. LEYER und WESCHE, 2007) mit der Funktion *stressplot ()* überprüft. In einem weiteren Schritt wurden die Umweltparameter nachträglich durch die Funktion *envfit ()* in den Ordinationsraum projiziert, indem für jede Art auf Basis der Aufnahmekoordinaten gewichtete Mittel für die Ordinationsachsen berechnet beziehungsweise bei nicht parametrischen Beziehungen durch die Funktion *ordisurf ()* eine zusätzliche Oberfläche für die jeweiligen Umweltparameter abgebildet wurde. Die Signifikanz der Parameter wurde auf einem Niveau von 5 % durch im Programm implementierte Verfahren, einen Permutationstest mit 999 Permutationen in der Funktion *envfit ()* und einer ANOVA Varianzanalyse in der Funktion *ordisurf ()*, getestet. Darüber hinaus wurde die Bedeutung der linearen beziehungsweise nicht parametrischen

Beziehung der Umweltparameter anhand der Höhe des Bestimmungskoeffizienten (R^2) abgeschätzt.

Sämtliche Funktionen sind im R-Paket *vegan* enthalten (vgl. OKSANEN, 2011). Die Anwendung erfolgte für die Übergangsflächen, die gesamten Untersuchungsflächen sowie für die Kontrollflächen, jeweils mit den vegetationsökologischen Artmächtigkeitsdaten sowie den im Zuge der Laboranalyse ausgewerteten Umweltvariablen und den im Vorfeld berechneten Strauch- und Baumgradienten.

3.3.4 Transektanalyse

Die Auswertung der sechs Transekte erfolgte sowohl für die transformierten Artmächtigkeitsdaten nach Braun-Blanquet (vgl. Tab. 3-1) als auch für die Lebensformen nach Raunkiaer (vgl. Kapitel 3.2.1). Sie untergliedert sich in mehrere Arbeitsschritte, die sowohl für die einzelnen Transekte als auch für die Gesamtaufnahmen (Transekt 1-6) durchgeführt wurden.

Bei sämtlichen Berechnungen wurden zur Erhöhung der Aussagekraft die gemittelten Deckungsprozente aus den drei Aufnahmezeitpunkten im Oktober, November und Dezember verwendet und mit der bereits genannten Funktion *decostand* () im R-Paket *vegan* einer logarithmischen Transformation unterzogen. Des Weiteren wurde auf dem Niveau $n < 1$ beziehungsweise $n < 2$ eine Datenmaskierung durchgeführt und jene Arten, die weniger als einmal oder bei den Gesamtaufnahmen weniger als zweimal vorkamen, aus der Berechnung ausgeschlossen. Um sich vor der eigentlichen Analyse einen Überblick zu verschaffen, wurde mithilfe der bereits vorgestellten Funktion *isopam* () versucht anhand der Vegetationsdaten Gruppen innerhalb des Transektes abzugrenzen. Als Ähnlichkeitsmaß wurde auch hier der Bray-Curtis-Koeffizient eingesetzt (vgl. Kapitel 3.3.2) und bei der Analyse der Einzeltransekte die Zusatzeinstellungen für kleine Datensätze verwendet (vgl. SCHMIDTLEIN et al., 2010b). Für die Erfassung von Vegetationsübergängen im Transektverlauf und zur statistisch gesicherten Ermittlung von Sprungstellen in der Datenmatrix wurde die Split-Moving-Window Analyse herangezogen, die nach Ergebnissen von CHOESIN und BOERNER (2002), HENNENBERG et al. (2005) sowie LUDWIG und CORNELIUS (1987) als geeignetes Verfahren für diese Fragestellungen angesehen werden kann. Dabei werden Distanzwertreihen aus Kovarianz Matrizen von gepaarten Datenausschnitten entlang gleitender Datenfenster ermittelt und graphisch dargestellt (vgl. CHOESIN und BOERNER, 2002; ROSSITER, 2009). Bei ersteren erfolgt die Berechnung mithilfe der quadrierten euklidischen Distanz, welche auf trigonometrischen Überlegungen basiert und nach LEYER und WESCHE (2007) das wichtigste Distanzmaß in der Ökologie

darstellt. Dabei ist jedoch zu beachten, dass diese nur bedingt für Vegetationsdaten verwendet werden sollte, da auch fehlende Arten in die Berechnung der Distanz zwischen zwei Flächen einfließen und diese die Beziehung verfälschen können (vgl. LEYER und WESCHE, 2007). Alternativ dazu kommt die Mahalanobis Distanz zum Einsatz, die sich allerdings in diesem Punkt nur geringfügig von der euklidischen Distanz unterscheidet und ebenso nur bedingt angewendet werden sollte (vgl. ROSSITER, 2009). Detaillierte Erläuterungen zu beiden Distanzmaßen sind den Beschreibungen von LEGENDRE und LEGENDRE (1998) zu entnehmen.

Das für die Berechnung verwendete R-Skript stammt aus der Analyse von Bodentransekten (vgl. ROSSITER, 2009) und gliedert sich in drei Abschnitte: der Berechnung der Kovarianz Matrizen aus der Hauptkomponentenanalyse (PCA) mit der Funktion *smw.pc ()*, der Split-Moving-Window Analyse mit der Funktion *smw.dw ()*, sowie der graphischen Darstellung durch *smw.graph ()* (vgl. ROSSITER, 2009). Die geeignete Datenfensterweite für die Analyse wird als 2/3 der erwarteten Distanz zwischen den Gruppen angegeben beziehungsweise mithilfe einer Autokorrelationsanalyse der Segmente auf Basis ihrer PCA Matrix errechnet (vgl. ROSSITER, 2009). Der Einsatz der Hauptkomponentenanalyse ist allerdings bei der Verwendung von Artdaten sehr kritisch zu betrachten, da das zugrunde liegende Ähnlichkeitsmodell von linearen Korrelationen zwischen den Arten ausgeht. Diese zeigen aber meist ein unimodales Verhalten und verzeichnen entlang eines Umweltgradienten ein Abundanzmaximum, wodurch es zu entsprechenden Ungenauigkeiten kommt (vgl. LEYER und WESCHE, 2007). Des Weiteren treten durch die Verwendung des euklidischen Distanzmaßes, die bereits angeführten Probleme bei lückigen Datensätzen auf, infolgedessen fehlende Arten in die Distanzmessung einfließen (vgl. LEYER und WESCHE, 2007). Um den Nachteilen einer PCA in der Vegetationsanalyse entgegenzutreten, wurde das Skript für die vorliegenden Vegetationsdaten somit leicht abgeändert und die Analyse der Einzeltransekte mit den Originaldaten durchgeführt. Die für die Berechnung notwendige Matrix wurde durch die Standardisierung der Umweltdaten anhand einer z-Transformation (*zero mean - unit variance*) gebildet (vgl. LEYER und WESCHE, 2007; ROSSITER, 2009). Abschließend wurde die für die Analyse geeignete Datenfensterweite durch Autokorrelationen der Segmente abgeschätzt und an die Veränderung der Datengrundlage angepasst. ROSSITER (2009) empfiehlt in diesem Zusammenhang eine leicht vergrößerte Fensterweite.

4 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Untersuchungen sind in der vorliegenden Arbeit auf drei Bereiche aufgeteilt. In Kapitel 4.1 werden die Ergebnisse erläutert, die zur Beschreibung der allgemeinen klimatischen und bodenkundlichen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet beitragen. Die Resultate der Vegetationsanalysen werden dagegen für die Untersuchungsflächen und die Transekte in den Kapiteln 4.2 und 4.3 dargelegt. Kapitel 4.2 umfasst dabei sowohl die Ergebnisse der Gesamtanalyse, welche die Übergangsflächen und die Kontrollflächen beinhaltet, als auch deren Einzelanalysen.

4.1 Klimatische und bodenkundliche Verhältnisse im Untersuchungsgebiet

4.1.1 Allgemeine Bodenkennwerte

Während des Untersuchungszeitraumes wurde auf den beprobten Flächen nur ein sehr geringer Bodenwassergehalt nachgewiesen. Er lag während der Trockenzeit im Mittel bei 0,6 % und schwankte zwischen 0,0 und 2,6 %. Nach den ersten Regenfällen wurden hingegen bis zu 43,9 % festgestellt, die sich bis zu den letzten Aufnahmen im Dezember allerdings wieder auf einen Maximalwert von 3,4 % reduzierten.

Die pH-Werte liegen nach der Klassifikation der bodenkundlichen Kartieranleitung (vgl. AD-HOC-AG BODEN, 2005) im sehr schwach sauren bis schwach sauren Bereich zwischen 6,9 und 5,6. Wird berücksichtigt, dass der pH-Wert im reinen Wasserextrakt mit 0,5 bis 1,0 Einheiten über den Werten in einer Calciumchloridlösung liegt (vgl. AD-HOC-AG BODEN, 2005), befinden sich die meisten Flächen bei einem Durchschnittswert von 5,2 im mäßig sauren Bereich. Die Vergleichsmessungen der zehn Proben, deren Ergebnisse in Anhang C ersichtlich sind, stimmen mit dieser Verringerung des pH-Wertes überein. Diese Reduktion resultiert daraus, dass in Verbindung mit CaCl_2 kurzfristig mehr Wasserstoffionen in Lösung gebracht werden (vgl. ÖNORM L 1083, 2006). In die weiteren Analysen sind nur die Ergebnisse der Messungen im Wasserextrakt einbezogen.

Die Leitfähigkeit der Probenstandorte liefert einen mittleren Wert von $17,25 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Dies entspricht nach HINTERMAIER-ERHARD und ZECH (1997) einem äußerst geringen Versalzungsgrad. Lediglich eine Fläche, Übergangsfläche 14, zeigt mit einer Leitfähigkeit von $254 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ bereits einen mittleren Versalzungsgrad (vgl. HINTERMAIER - ERHARD und ZECH, 1997).

Im gesamten Untersuchungsgebiet dominieren Sandböden (S) mit durchschnittlich 76 % Sandanteil und nur geringen Mengen an Tonen und Schluffen. Der Anteil des Grobbodens ist mit wenigen Ausnahmen (MG1) sehr gering (vgl. FACHBEIRAT FÜR BODENFRUCHTBARKEIT UND BODENSCHUTZ, 2006). Die Proben von Transekt 6 und der Strauchkontrollfläche auf der Beweidungsfläche 2 (MS2), welche sich im äußersten Rand nahe des trockenen Flussbettes befinden, zeigen etwas höhere Ton- und Schluffgehalte. In diesem Bereich treten lehmige Sandböden (IS) beziehungsweise leicht sandige Lehmböden (sL) auf. Die Böden von Transekt 3 hingegen haben etwas höhere Tonanteile und fallen so in die Texturklasse der tonigen Sandböden (tS). Die Ergebnisse der Korngrößenanalyse wurden im österreichischen Texturdreieck nach ÖNORM L 1050 (2004) eingetragen und in Abbildung 4-1 dargestellt.

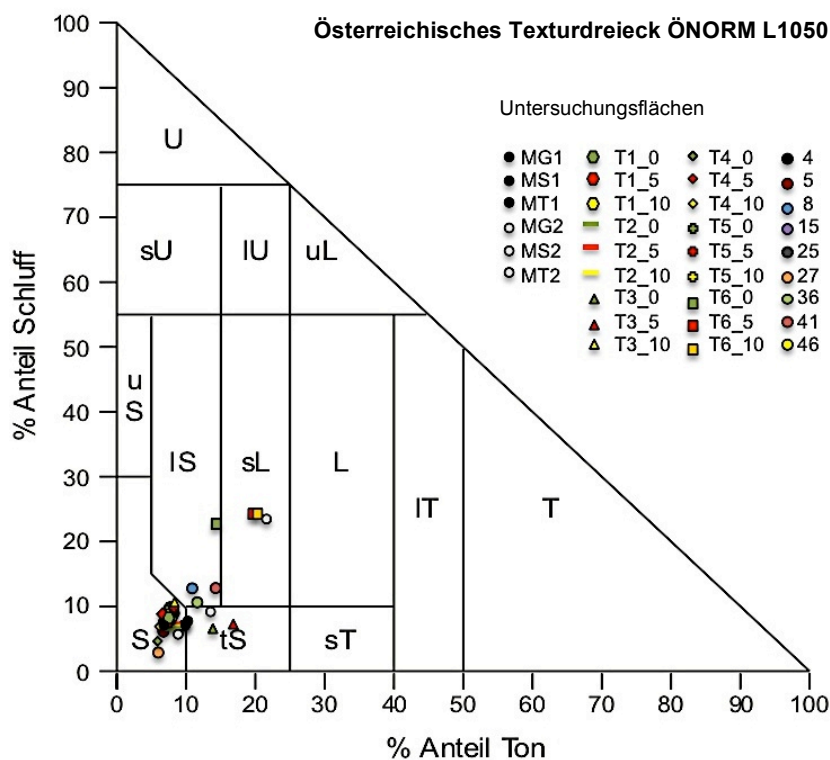


Abb. 4-1: Korngrößenverteilung ausgewählter Probestandorte dargestellt im Texturdreieck nach ÖNORM L 1050 (2004).

4.1.2 Nährstoffverhältnisse

Die effektive Kationenaustauschkapazität nimmt in den untersuchten Proben mit durchschnittlich $38,5 \text{ cmol}_c\text{kg}^{-1}$ nach der Klassifikation von METSON (1961) in HAZELTON und MURPHY (2007) einen relativ hohen Wert an, der auf den Flächen allerdings zwischen $10,7$ (P 26) und $99,4 \text{ cmol}_c\text{kg}^{-1}$ (P 10) schwankt. Die Kationenbelegung am Sorptionskomplex setzt sich im Verhältnis von 5,5:1,8:1 vorwiegend aus den Elementen Calcium, Magnesium und Kalium zusammen. Natrium kommt hingegen mit einem durchschnittlichen Anteil von 1,9 % der KAK_{eff} nur in sehr geringen Mengen vor. Es überwiegt die Calciumsättigung mit durchschnittlich 61 %, die allerdings auf einigen Flächen auch Werte weit unter 50 % annimmt und damit auf eine schlechte Bodenstruktur hinweist (FACHBEIRAT FÜR BODENFRUCHTBARKEIT UND BODENSCHUTZ, 2006). Mit Ausnahme der Probe auf der Übergangsfläche 31, in der Natrium auf beinahe 50 % ansteigt, wird die Calciumsättigung nicht von anderen Kationen übertroffen. Diese Fläche zeigt auch eine unterdurchschnittliche Magnesiumsättigung von nur 12 %. Neben den drei genannten Kationen ist auch die Kaliumsättigung mit 6,5 bis 39 % der KAK_{eff} relativ großen Schwankungen unterworfen.

In Summe überwiegen an der effektiven Kationenaustauschkapazität die basisch wirkenden Kationen. Dies manifestiert sich in einem sehr hohen Basensättigungsgrad, der auf den beprobten Untersuchungsflächen im Mittel 99,8% beträgt und somit auf eine relativ gute Nährstoffversorgung der Böden hinweist (vgl. HAZELTON und MURPHY, 2007). Die Elemente Aluminium und Eisen haben kaum Anteile an der KAK_{eff} .

Phosphat konnte mit Werten von durchschnittlich $6,2 \text{ mg/kg}$ auf allen Flächen nachgewiesen werden und schwankt zwischen $1,4$ und 16 mg/kg . Hinsichtlich des Kohlenstoff- und Stickstoffanteiles im Boden wurde auf dem Untersuchungsgebiet mit durchschnittlich 5,63 ein relativ enges Verhältnis der beiden Nährstoffe nachgewiesen.

4.1.3 Ergebnisse der Klimastationen

Die aufgenommenen Klimaparameter der offenen Grasfläche und des Baumstandortes unterscheiden sich auf einem Niveau von 1 % beziehungsweise 0,1 %, mit Ausnahme der relativen Luftfeuchtigkeit und der Lufttemperatur, signifikant (vgl. Tab. 4-1).

Tab. 4-1: Ergebnisse des U-Tests – Unterschiede der offenen Grasfläche und des Schattenstandortes hinsichtlich ihrer Klimaparameter.

Umweltparameter	Signifikanz [%]
Fotosynthetisch aktive Strahlung [$\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$]	$p \leq 0,01$
Bodenwassergehalt in 20 cm Tiefe [%]	$p \leq 0,001$
Bodenwassergehalt in 50 cm Tiefe [%]	$p \leq 0,001$
Bodentemperatur in 20 cm Tiefe [$^{\circ}\text{C}$]	$p \leq 0,001$
Bodentemperatur in 50 cm Tiefe [$^{\circ}\text{C}$]	$p \leq 0,001$
Relative Luftfeuchtigkeit [%]	$p = 0,07$
Lufttemperatur [$^{\circ}\text{C}$]	$p = 0,49$

Aus diesem Grund wurden für die allgemeine Beschreibung des Verlaufes der Temperatur und der relativen Luftfeuchtigkeit lediglich die Daten der freistehenden Klimastation herangezogen und in Abbildung 4-2 veranschaulicht. Die klimatischen Bedingungen während des Untersuchungszeitraumes wurden durch das späte Einsetzen der Regenzeit, die geringe Luftfeuchtigkeit und die hohen Tagestemperaturen geprägt. Das einzige Niederschlagsereignis erfolgte an drei Tagen zwischen dem 14. und 16. November, was sich auch im Anstieg der relativen Luftfeuchtigkeit bei zeitgleicher Abnahme der Tagestemperatur äußert (vgl. Abb. 4-2). Bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes blieb die Luftfeuchtigkeit zwar auf einem sehr hohen Niveau, es kam allerdings zu keinem weiteren Niederschlagsereignis. Hinsichtlich des Temperaturverlaufes sind die großen Unterschiede zwischen den Tageshöchstwerten und den niedrigsten Werten hervorzuheben, welche innerhalb eines Tages um bis zu 27°C schwanken können (vgl. Abb. 4-2). Während sich die Tageshöchstwerte im Zeitverlauf nur geringfügig änderten, ist eine deutliche Zunahme der Nachttemperaturen erkenntlich, die zu Beginn der Aufnahmen Mitte Oktober noch Werte unter Null erreichten.

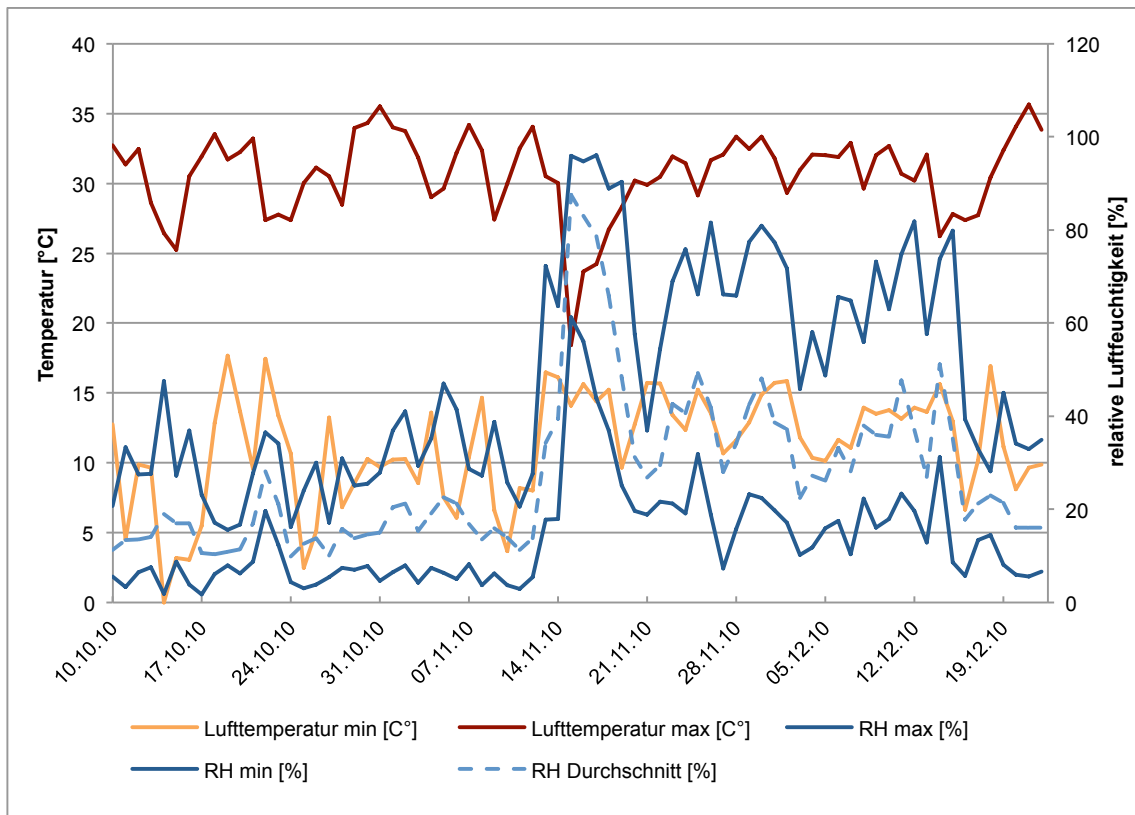


Abb. 4-2: Verlauf der Temperatur und der relativen Luftfeuchtigkeit (RH) während des Untersuchungszeitraumes auf der offenen Grasfläche.

In Abbildung 4-4 und 4-5 werden die signifikanten klimatischen Parameter der beiden Klimastationen gegenübergestellt. Abbildung 4-4 zeigt dabei den Verlauf der fotosynthetisch aktiven Strahlung zwischen 6 und 18 Uhr sowie jenen der Bodentemperatur in 20 cm und 50 cm Tiefe. Bei allen drei Parametern liegen die Werte des Aufnahmestandortes im Schatten der Bäume unter jenen der offenen Grasfläche. Der Temperaturverlauf in 50 cm Bodentiefe zeigt bei beiden Standorten einen konstanteren Verlauf, während der Bereich in 20 cm Tiefe auch im Tagesverlauf wesentlich größeren Schwankungen unterworfen ist. Die Temperaturveränderungen sind in Abbildung 4-3 für den Zeitraum von einer Woche dargestellt.

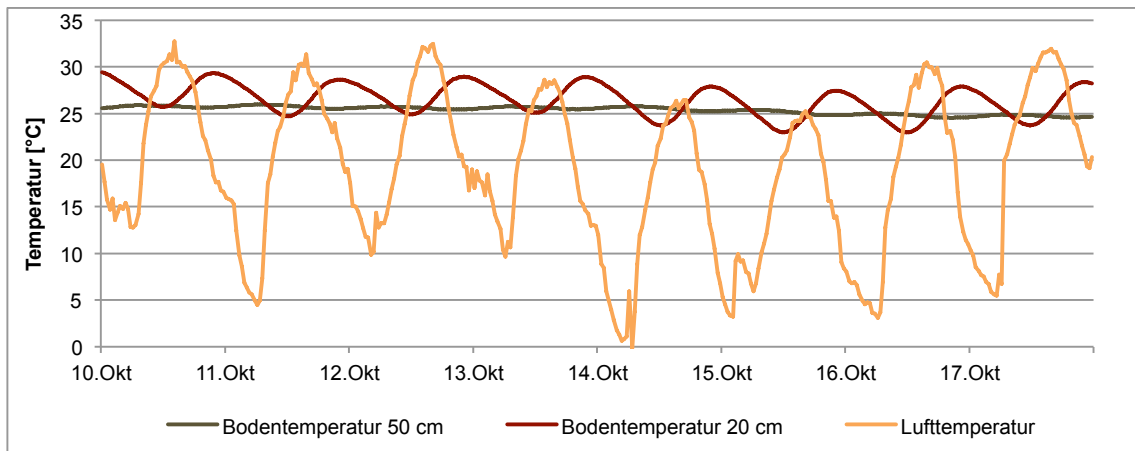


Abb. 4-3: Verlauf der Luft- und Bodentemperatur in 20 cm und 50 cm Tiefe in der ersten Aufnahmewoche auf der offenen Grasfläche.

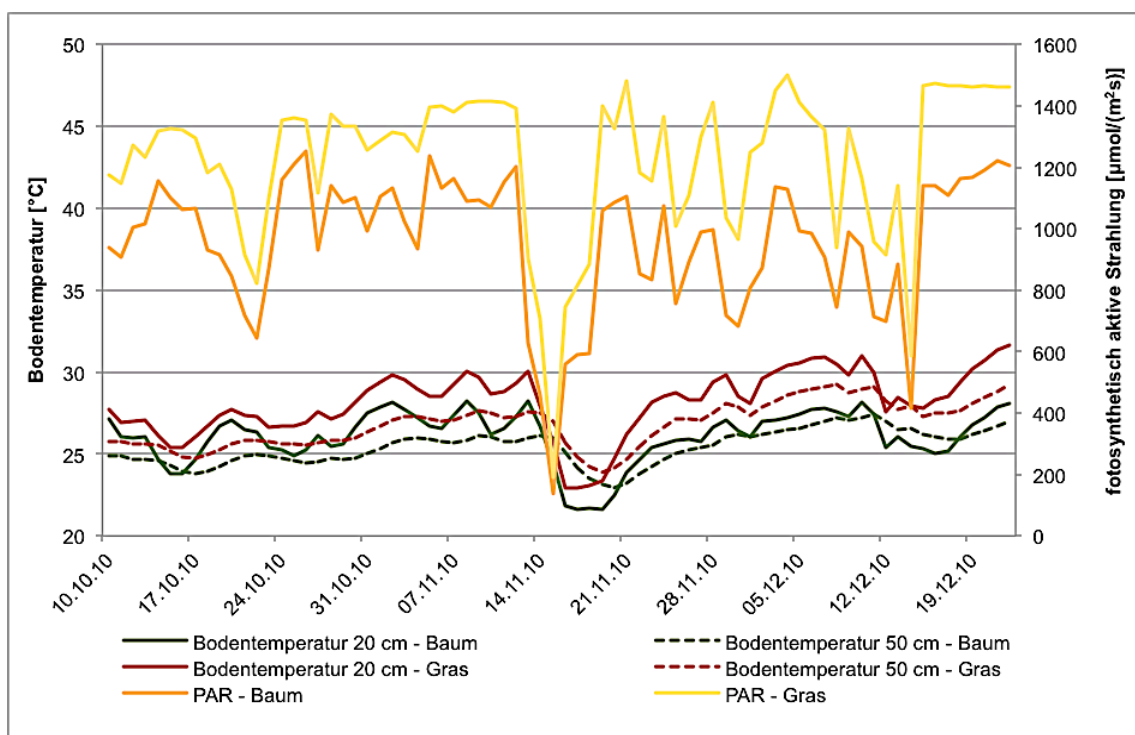


Abb. 4-4: Durchschnittliche Bodentemperatur in 20 cm und 50 cm Tiefe und durchschnittliche fotosynthetisch aktive Strahlung (PAR) zwischen 6 und 18 Uhr unter dem Baum und auf der offenen Grasfläche.

Abbildung 4-5 dokumentiert den Verlauf des Bodenwassergehaltes in 20 cm und 50 cm Bodentiefe. Die 20 cm Ganglinie auf der Grasfläche zeigt dabei einen deutlichen Anstieg nach Einsetzen des Niederschlagsereignisses und ein wesentlich langsames Abflachen der Kurve nach erneuter Trockenheit bis sich der Wassergehalt nach einem Monat auf einem höheren Niveau wieder stabilisierte. Die 50 cm Ganglinie zeigt im Gegensatz dazu einen zeitlich verzögerten und flacheren Anstieg des Wassergehaltes, der sein Maximum zu einem Zeitpunkt erreicht, an dem in 20 cm Tiefe bereits ein Rückgang verzeichnet wird. Der Vergleich mit den Ganglinien des Bodenwassergehaltes auf dem Aufnahmestandort im Schatten der Bäume zeigt dagegen, dass der Boden dort bedeutend trockener und zudem die Wasseranreicherung nach dem Niederschlagsereignis geringer ausfällt als dies auf der Grasfläche dokumentiert wurde. Auffallend ist dabei der Verlauf des Bodenwassergehaltes in 50 cm Tiefe, der im Gegensatz zur Grasfläche kaum auf den Niederschlag und die Veränderungen in 20 cm Tiefe reagiert.

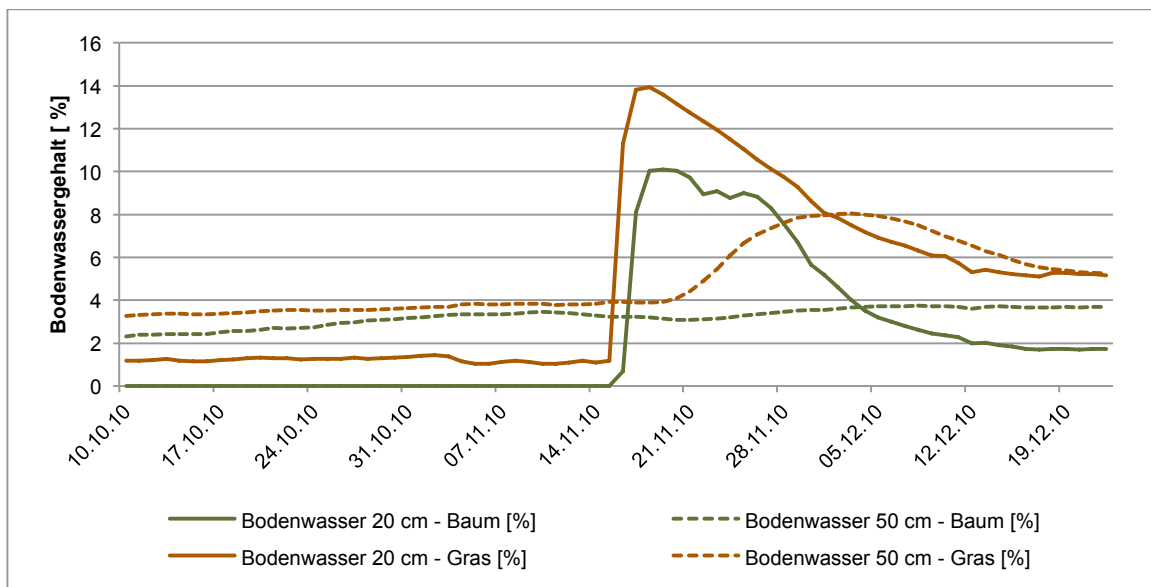


Abb. 4-5: Durchschnittlicher Bodenwassergehalt in 20 cm und 50 cm Tiefe auf der offenen Grasfläche und dem Aufnahmestandort unter dem Baum.

4.2 Vegetationsanalyse der Untersuchungsflächen

Die gesamten Untersuchungsflächen setzen sich aus den 50 Übergangsflächen mit der Größe von einem Quadratmeter sowie den sechs Kontrollflächen mit je 16 Quadratmetern zusammen. Letztere umfassen aufgrund der zeitversetzten Aufnahmen im Oktober, November und Dezember 18 Flächen, wodurch insgesamt 68 Aufnahmeflächen in die Berechnungen eingehen. Die Ergebnisse der Isopamanalyse und der Nichtmetrischen Multidimensionalen Skalierung (NMDS) werden im folgenden in die Resultate der Gesamtanalyse, in welche sowohl die Daten der Übergangsflächen als auch die der Kontrollflächen eingehen und somit alle 68 Flächen umfassen, sowie jene der Analyse der 16 Kontrollflächen und der 50 Übergangsflächen unterteilt.

4.2.1 Gesamtanalyse

Isopamanalyse

Die Klassifikation erfolgte nach Ausschluss der Übergangsflächen 10 und 15 mit insgesamt 66 Flächen auf Basis ihrer Artmächtigkeitsdaten, deren Menge nach der Maskierung der Daten von ursprünglich 94 im Gelände identifizierten Pflanzenarten auf 54 Arten reduziert wurde. Die Analyse mit dem Isopamalgorithmus wurde sowohl für die Gesamtvegetation als auch für die krautige Vegetation durchgeführt und ergab in beiden Fällen eine hierarchische Klassifikation mit drei Ebenen. Deren Ähnlichkeitsstruktur ist in Abbildung 4-6 in Form eines Dendrogrammes abgebildet. Auf einem Ähnlichkeitsniveau von 1 konnten in beiden Fällen jeweils fünf Gruppen identifiziert werden, die sich durch die Dominanz unterschiedlicher Arten auszeichnen. Bei der Analyse der Gesamtvegetation wird die Gruppe 1 auf einem Signifikanzniveau von $p \leq 0,01$ durch die Dominanz von *Aptosimum spinescens* und *Monandrus sp.* charakterisiert und umfasst neben den drei Graskontrollflächen auf der Beweidungsfläche 1 zahlreiche Übergangsflächen, die sich, ausgenommen von Fläche 37 und 40, ebenfalls auf der ersten Beweidungsfläche befinden. In der Gruppe 2 dominiert *Schmidtia pappophoroides*, deren Verbreitung sich auf den nördlicheren Teil des Untersuchungsgebietes beider Beweidungsflächen konzentriert und sich dementsprechend in der Flächenverteilung dieser Gruppe niederschlägt. Gruppe 3 umfasst nur sieben Flächen, unter anderem die drei Grasflächen der Beweidungsfläche 2 sowie Übergangsflächen, die sich in deren Nähe befinden und durch das Auftreten von *Kyllinga alata*, *Eragrostis superba* und *Felicia clavipilosa* gekennzeichnet sind. Die Flächen der Gruppe 4 konzentrieren sich, ausgenommen von Fläche 26, ebenfalls auf die zweite Beweidungsfläche in Flussnähe und sind durch die

Dominanz von *Chloris virgata* charakterisiert, während Gruppe 5 sämtliche Strauchkontrollflächen und Baumkontrollflächen auf beiden Beweidungsflächen umfasst und eine äußerst vielseitige Artenzusammensetzung, mit vor allem holzigen Pflanzen, wie *Acacia karroo*, *A. erioloba*, *Grewia flava*, *Lycium bosciifolium*, *Tarchonanthus camphoratus*, *Lycium hirsetum* und *Ziziphus mucronata*, zeigt.

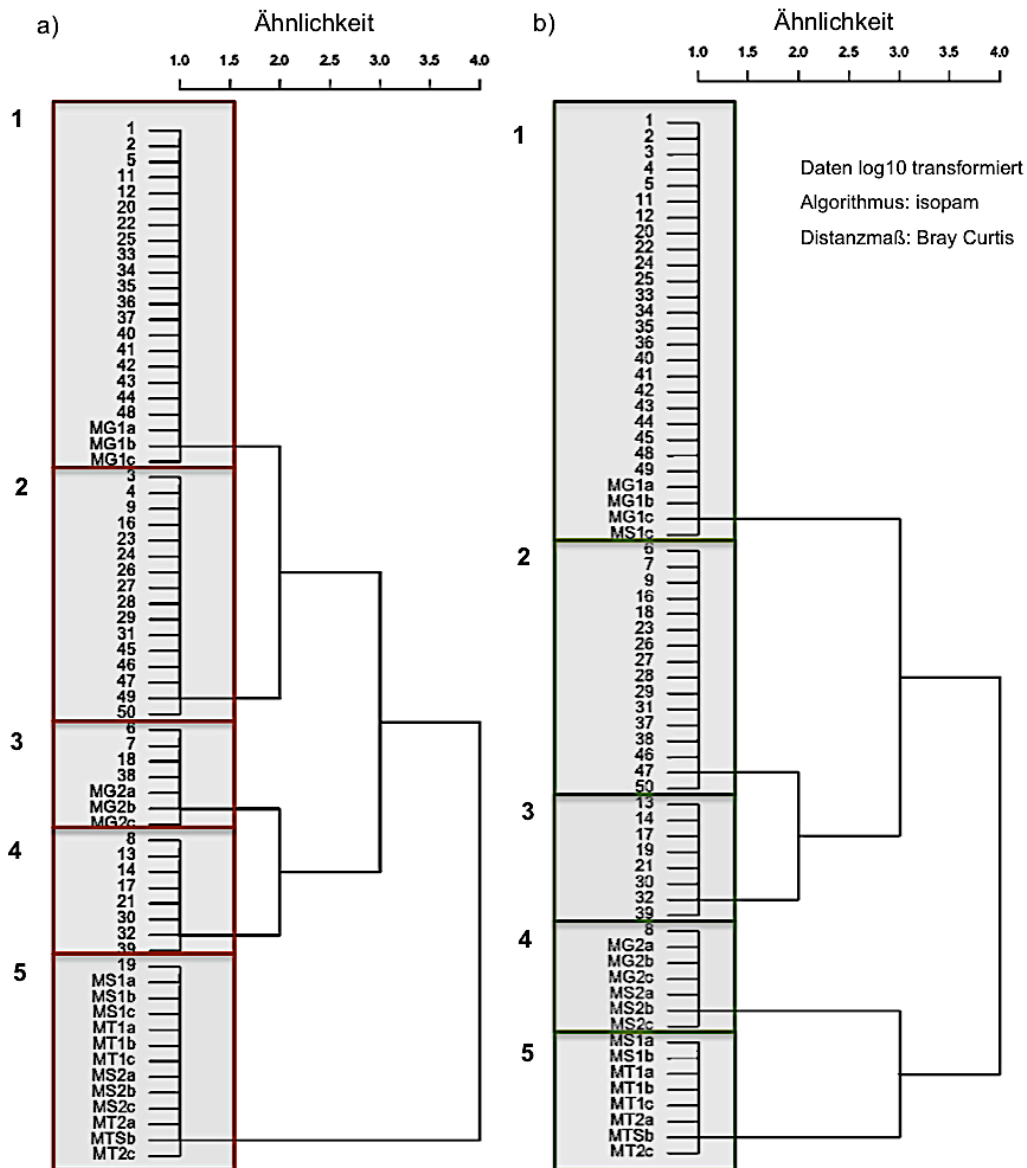


Abb. 4-6: Isopamanalyse der gesamten Untersuchungsflächen (Kontroll- und Übergangsflächen) basierend auf den Vegetationsdaten (log10 transformiert, Distanzmaß = Bray-Curtis, Algorithmus = isopam (n=66): a) Gesamtvegetation; b) krautige Vegetation.

Wird ausschließlich die krautige Vegetation betrachtet, verändern sich die Gruppierung sowie die Arten, die für deren Zuordnung herangezogen wurden. Gruppe 1 umfasst dabei, mit Ausnahme der Fläche 40, einen Großteil der Übergangflächen der ersten Beweidungsfläche sowie die Graskontrollflächen in diesem Bereich des Untersuchungsgebietes und jene Strauchaufnahmefläche, die im Dezember nach erneutem Einsetzen der Trockenheit aufgenommen wurde. Als Indikatorart wurde auf einem Signifikanzniveau von $p \leq 0,01$ eine endemische Art, *Blepharis pruinosa*, bestimmt. Das Verteilungsmuster von Gruppe 2 verändert sich nur geringfügig zu dem bereits für die Gesamtvegetation beschriebenen. Wie bei Gruppe 3 konnte auch hier keine typische Indikatorart gefunden werden und die Untersuchungsstandorte verteilen sich auf die erste als auch auf zweite Beweidungsfläche. Gruppe 4 wird bei der Analyse der krautigen Vegetationsdaten von den Gras- sowie den Strauchkontrollflächen am westlichsten Rand des Untersuchungsgebietes durch das Auftreten der Gräser *Eragrostis echinochloidea*, *Aristida adscensionis* und *Chloris virgata* sowie *Felicia clavipilosa*, *Ocimum americanum* und *Pavonia burchellii* charakterisiert. Die sechs Baumkontrollflächen und zwei der Strauchkontrollflächen auf der ersten Beweidungsfläche bilden die Gruppe 5, wobei hier Arten wie *Achyranthes aspera*, *Aptosimum spinescens*, *Geigeria sp.*, *Kyllinga alata*, *Commelina sp.*, *Dyschoriste pseudoerecta*, *Aptosimum albomarginatum*, *Kyphocarpa angustifolia*, *Pollichia campestris*, *Tagetes minuta*, *Talinum sp.*, *Eragrostis rigidior*, *Pentzia lanata* und *Sporobolus fimbratius* dominieren.

Nichtmetrische Multidimensionale Skalierung (NMDS)

Auf Basis der gesamten ordinalskalierten Vegetationsdaten wurde eine NMDS mit 500 Iterationen mit bis zu sechs Dimensionen durchgeführt und die resultierenden Stresswerte in einem Diagramm aufgetragen (vgl. Abb. 4-7). Im Hinblick auf die maximale Stressreduktion, welche anhand eines Knickes in der Abbildung erkenntlich ist, wurden dabei zwei Dimensionen mit 500 Startkonfigurationen und einem Stresswert von 13,54 % ausgewählt. Basierend auf dieser Startkonfiguration wurde die endgültige NMDS mit 1000 Iterationen berechnet und konnte nach 15 Durchgängen den Stresswert auf 13,50 % reduzieren. Ein daran anschließender Monte-Carlos-Test zeigte mit 200 randomisierten Durchgängen, dass diese Konfiguration auf einem Signifikanzniveau von $p \leq 0,01$ weniger Stress abbildete als eine zufällige Anordnung der Objekte, mit der ein Stresswert von 31 % erreicht wurde. Die Güte der Ordination verdeutlicht die monoton steigende Objekt-Distanzbeziehung im Ordinationsraum mit einem linearen Fit von $R^2=0,962$ und einem nichtmetrischen Fit von $R^2=0,082$ im Shepard Diagramm (vgl. Abb. 4-8).

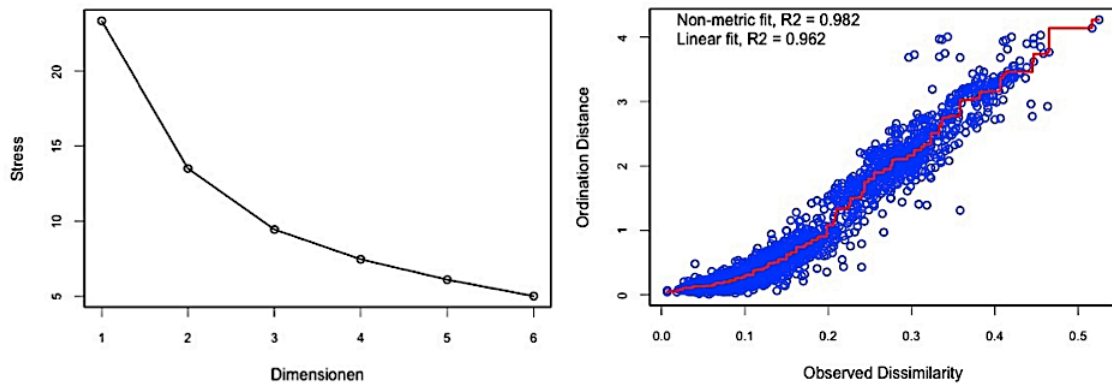


Abb. 4-7: Elbow Kriterium (links) und Shepard Diagramm (rechts) der gesamten Untersuchungsflächen.

Die Darstellung der NMDS erfolgte für die gesamten Aufnahmeflächen, farbige gekennzeichnet anhand der zuvor ermittelten Isopamgruppen (vgl. 4.2.1) und den daran korrelierten Umweltparametern, welche mit einer Signifikanz von 10 % als Pfeile in die Abbildung eingezeichnet wurden (vgl. Abb. 4-8). Die Magnesiumsättigung (Mg), der pH-Wert (pH) sowie der Gehalt des pflanzenverfügbaren Phosphates (P) und der Zugehörigkeit zu den beiden Beweidungsflächen (BF) zeigen dabei eine sehr hohe Signifikanz von $p \leq 0,01$.

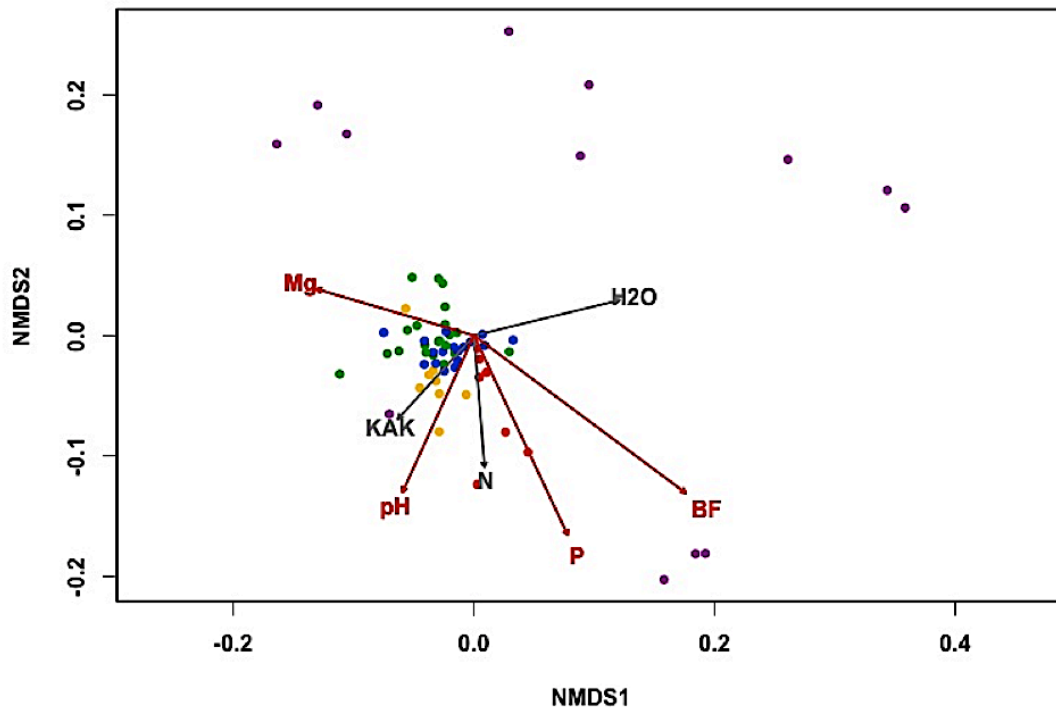


Abb. 4-8: NMDS Ordination der gesamten Untersuchungsflächen (Kontroll- und Übergangsflächen) und lineare Anpassung der Umweltparameter (grau: $p \leq 0,1$, rot: $p \leq 0,01$) - grün: Isopamgruppe 1, blau: Isopamgruppe 2, rot: Isopamgruppe 3, gelb: Isopamgruppe 4, lila: Isopamgruppe 5.

Eine genaue Zuteilung der Parameter zu bestimmten Isopamgruppen kann anhand dieser Abbildung allerdings nur sehr schwer getroffen werden und wurde durch mehrere U-Tests hinsichtlich ihrer Signifikanz untersucht (vgl. Tab. 4-3). Neben dieser linearen Anpassung der Umweltparameter, wurde zusätzlich geprüft inwiefern die Parameter einer nichtparametrischen Anpassung genügen. Eine Übersicht über die Signifikanz sämtlicher in die Analyse eingehender Umweltparameter auf Basis ihrer linearen sowie nichtparametrischen Anpassung im Ordinationsraum kann Tabelle 4-2 entnommen werden. Jene Parameter, welche durch die nichtparametrische Anpassung eine höhere Signifikanz aufwiesen, wurden dabei hervorgehoben.

Tab. 4-2: Lineare und nicht parametrische Anpassung der Umweltparameter (UP) – gesamte Untersuchungsflächen (Kontroll- und Übergangsflächen).

UP	lineare Anpassung [R ²]	nichtparametrische Anpassung [R ²]	UP	lineare Anpassung [R ²]	nichtparametrische Anpassung [R ²]
H ₂ O	0,1245*	0,196*	BF	0,3851***	0,645***
pH	0,1638**	0,137**	EC	0,0076	-0,0238
KAK	0,0706.	0,436***	BS	0,0007	-0,031
C/N	0,0222	0,00673	N	0,0965*	0,332***
Ca	0,0200	0,0478	Al	0,0008	-0,0309
Mg	0,2110***	0,186***	Fe	0,0022	-0,0295
Na	0,0043	-0,0273	P	0,2690***	0,257***
K	0,0451	0,0785			

Signif. Codes: p≤0,001:*** ; p≤0,01:** ; p≤0,05:* ; p≤0,1: . (p-Werte basieren auf 999 Permutationen)

Darüber hinaus wurden deren nichtparametrische Oberflächen auf den vorliegenden Ordinationsraum angepasst und mithilfe der Funktion *ordisurf* () dargestellt (vgl. Abb. 4-9). Dies betrifft sowohl die effektive Kationenaustauschkapazität (KAK) als auch den Stickstoffgehalt (N) im Boden und wird durch die geschwungenen Linien in der Abbildung verdeutlicht. Diese sind aufgrund ihrer höheren Signifikanz besser für die Interpretation der Ergebnisse geeignet.

Inwiefern sich die unterschiedlichen Isopamgruppen tatsächlich hinsichtlich der signifikanten Umweltparameter, sowohl in der linearen als auch in der nichtparametrischen Anpassung, unterscheiden, wurde anhand eines U-Tests nach Mann und Withney geprüft. Dessen Ergebnisse sind in Tabelle 4-3 zusammengefasst. Die aus den Berechnungen resultierenden p-Werte wurden bei einer Signifikanz von 5 % hervorgehoben und verdeutlichen die Differenz zwischen den beiden verglichenen Gruppen. Die effektive Kationenaustauschkapazität (KAK) zeigt nur hinsichtlich der Gruppe 2 und 4 einen signifikanten Unterschied. Ähnlich begrenzt ist auch die Aussagekraft des Magnesiumanteils (Mg) sowie des pH-Wertes im Boden zwischen den Isopamgruppen.

Dem Phosphatgehalt (P), den Beweidungsflächen (BF) sowie dem Stickstoffgehalt (N) kann hingegen eine etwas größere Bedeutung beigemessen werden. Eine eindeutige Signifikanz weist allerdings nur die Isopamgruppe 2 im Zusammenhang mit dem pflanzenverfügbaren Phosphatgehalt (P) im Boden auf. Sie zeigt im Vergleich mit allen weiteren vier Isopamgruppen eine deutliche Abweichung.

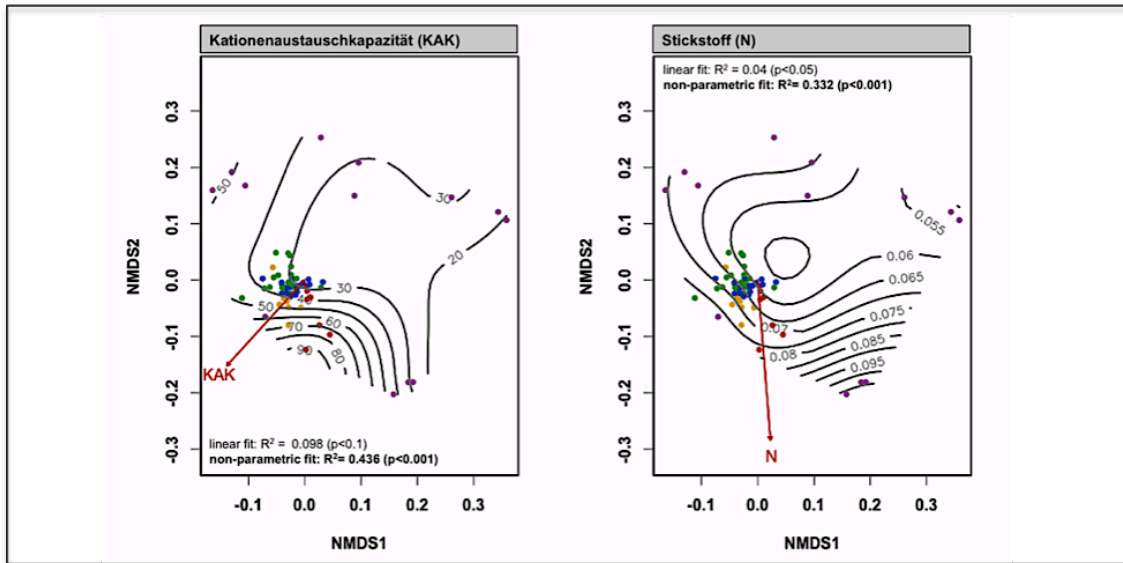


Abb. 4-9: NMDS der gesamten Untersuchungsflächen (Kontroll- und Übergangsflächen) - lineare und nichtparametrische Anpassung der effektiven Kationenaustauschkapazität (links) und des Stickstoffgehaltes (rechts) – grün: Isopamgruppe 1, blau: Isopamgruppe 2, rot: Isopamgruppe 3, gelb: Isopamgruppe 4, lila: Isopamgruppe 5.

Tab. 4-3: U-Test der Umweltparameter auf den gesamten Untersuchungsflächen (Kontroll- und Übergangsflächen).

Isopamgruppen	P	pH	BF	Mg	N	H ₂ O	KAK
1:2	0,02*	0,65	0,25	0,48	0,15	0,06.	0,09.
1:3	0,01**	0,33	15,18	0,06.	0,32	0,63	1,00
1:4	0,03*	0,12	0,00**	0,02*	0,05*	0,68	0,08.
1:5	0,49	0,57	0,02*	0,03*	0,03*	0,01**	0,57
2:3	0,00***	0,15	0,00***	0,18	0,57	0,46	0,37
2:4	0,00***	0,05*	0,07.	0,11	0,01**	0,26	0,03*
2:5	0,02*	0,66	0,21	0,12	0,03*	0,00***	0,18
3:4	0,73	0,35	0,10.	0,52	0,02*	0,73	0,95
3:5	0,17	0,07.	0,02*	0,47	0,03*	0,08.	0,87
4:5	0,33	0,03*	0,50	0,59	0,88	0,01**	0,23

Signif. Codes: p<0,001:*** ; p<0,01:** ; p<0,05:* ; p<0,1: . (p-Werte basieren auf 999 Permutationen)

Für die Illustration der Ergebnisse wurden die Umweltparameter für die jeweiligen Isopamgruppen in Form von Box Plots dargestellt (vgl. Abb. 4-10). Für deren Interpretation müssen allerdings auch die Ergebnisse des U-Tests berücksichtigt werden.

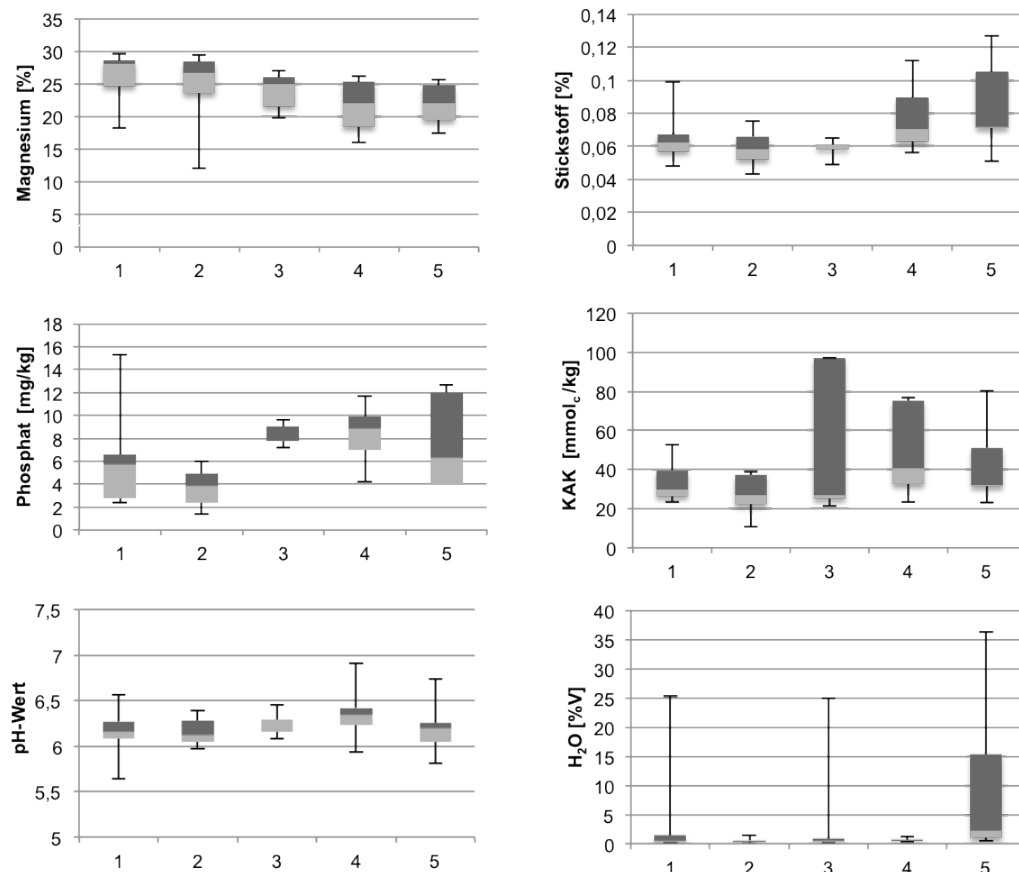


Abb. 4-10: Box Plot Darstellungen der signifikanten Umweltparameter auf den gesamten Untersuchungsflächen (Kontroll- und Übergangsflächen) für die jeweiligen Isopamgruppen (1-5).

4.2.2 Übergangsf lächen

Isopamanalyse

Die Klassifikation wurde mithilfe der Funktion *isopam* () auf Basis der transformierten Artmächtigkeitsdaten nach Ausschluss der Flächen 8, 10 und 15 mit 47 Übergangsf lächen mit einer Größe von einem Quadratmeter durchgeführt und ergab eine nichthierarchische Teilung mit drei Gruppen (vgl. Tab. 4-4). Eine differenzierte Analyse der krautigen beziehungsweise der gesamten auch holzigen Pflanzenbestände war mit den zugrunde liegenden Vegetationsdaten nicht nötig, da nach erfolgter Datenmaskierung unter den 25 Arten keine holzigen Pflanzen mehr in die Berechnung eingingen.

Tab. 4-4: Isopamanalyse der Übergangsf lächen - nichthierarchische Teilung.

Isopamgruppen	Flächen	Trennarten (p<0,05)
1	1,2,3,5,12,20,22,24,25,33,34,35,36,40,41,42,43,44	Ari_cong, Apt_spin, Ble_pru
2	4,6,7,9,16,18,23,26,27,28,29,31,37,38,45,46,47,50	Gei_sp, Tri_grand
3	11,13,14,17,19,21,30,32,39	Chl_virg

Die Trennarten, welche auf einem Signifikanzniveau von 5 % identifiziert wurden, setzen sich bei der ersten Gruppe aus *Aristida congesta*, *Aptosimum spinescens* und *Blepharis pruinosa* zusammen und verteilen sich mit Ausnahme der Fläche 40 auf die erste Beweidungsfläche. Gruppe 2 lässt sich keiner bestimmten Beweidungsfläche zuordnen und umfasst zahlreiche Flächen der zweiten Beweidungsfläche, aber auch Flächen im nördlichen beziehungsweise östlichen Bereich der Beweidungsfläche 1, welche durch ein vermehrtes Vorkommen von *Geigeria sp.* und *Trichoneura grandiglumis* bestimmt wird. Gruppe 3 wird wiederum durch ein schnell wachsendes Pioniergras, dem einjährigen Quirlgras (*Chloris virgata*), charakterisiert und besteht aus jeweils drei beziehungsweise vier Flächen auf beiden Beweidungsflächen.

Nichtmetrische Multidimensionale Skalierung (NMDS)

Die NMDS wurde für die 47 Übergangsf läche mithilfe von vier Dimensionen bei einem anfänglichen Stresswert von 11,152 % berechnet. Anhand des Elbow Kriteriums (vgl. Abb. 4-11) ist zwar die stärkste Abnahme des Stresswertes bei der Berechnung mit zwei Dimensionen zu erkennen, der Stresswert von 21,5 % (vgl. Tab. 3-5) machte allerdings eine Erhöhung der Dimensionszahl auf vier notwendig (vgl. LEYER und WESCHE, 2007). Auf Basis der Startkonfiguration mit 500 Durchgängen wurde die endgültige NMDS mit

1000 Durchgängen berechnet und nach 82 Iterationen ein Wert von 11,151 % erreicht. Durch einen Monte-Carlo-Test konnte die Signifikanz der Achsen bestätigt und die Güte der Ordination anhand des Shepard Diagrammes abgebildet werden (vgl. Abb. 4-11).

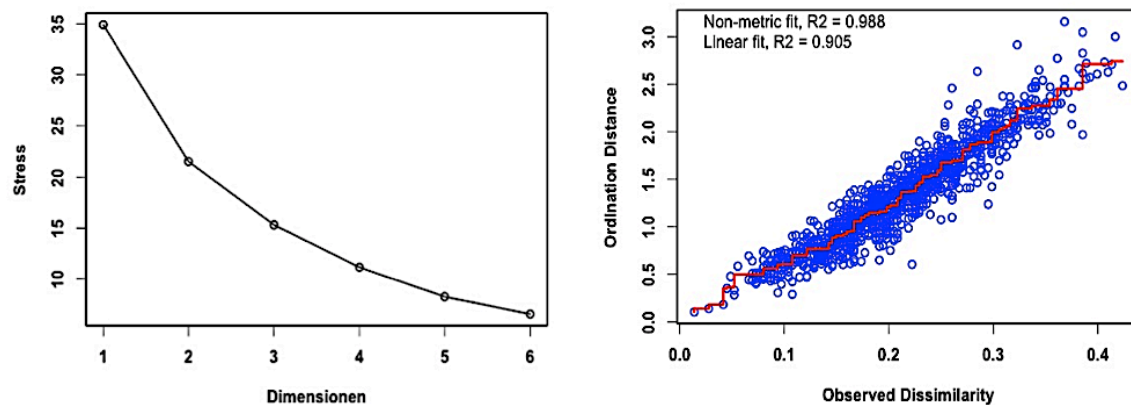


Abb. 4-11: Elbow Kriterium (links) und Shepard Diagramm (rechts) der Übergangsflehen.

Für die Darstellung der NMDS wurden die Achsen eins und zwei (vgl. Abb. 4-12) sowie eins und vier (vgl. Abb. 4-13) ausgewählt, da diese die Anordnung der Flächen und die Beziehung zu den Umweltparametern am besten wiedergeben. Wie im vorigen Kapitel wurden die Umweltgradienten mithilfe der grauen ($p \leq 0,1$) beziehungsweise roten Pfeile ($p \leq 0,01$) abgebildet. Die Beweidungsfläche (BF), der pflanzenverfügbare Phosphatgehalt (P), sowie der Stickstoffgehalt (N) des Bodens zeigen dabei eine sehr hohe Signifikanz auf einem Niveau von 1 % und sind in beiden Abbildungen durch einen roten Pfeil gekennzeichnet. Der Vergleich der beiden Abbildungen ermöglicht eine zuverlässige Zuordnung der Umweltgradienten zu den farblich gekennzeichneten Isopamgruppen. Mit einer sehr hohen Signifikanz, die auch durch die Länge des Pfeiles verdeutlicht wird, korreliert der Parameter der Beweidungsfläche (BF) mit der Isopamgruppe 2 (blau). Flächen auf der pfeilabgewandten Seite gehören somit vermehrt der Beweidungsfläche 1 an, was insbesondere für die Isopamgruppe 1 zutrifft. Darüber hinaus ist den Abbildungen zu entnehmen, dass sowohl der Stickstoff- (N) als auch der Phosphatgehalt (P) tendenziell in den grün markierten Flächen der Isopamgruppe 3 zuzunehmen scheinen, während ein Anstieg der Magnesiumsättigung (Mg), und des Wassergehaltes (H_2O) vermehrt in Isopamgruppe 1 zu beobachten ist. Der Umweltgradient der effektiven Kationenaustauschkapazität (KAK) ist nach der Gegenüberstellung der beiden Darstellungen nicht eindeutig einer Gruppe zuzuordnen, nimmt jedoch zu Gruppe 2 (blau) ab.

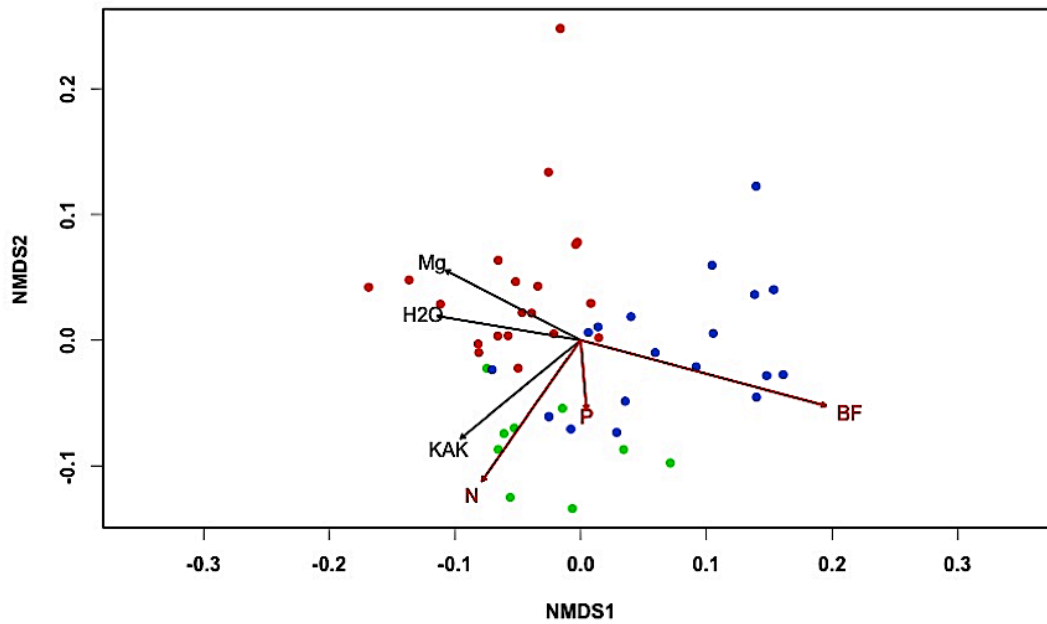


Abb. 4-12: NMDS Ordination der Übergangsflächen (NMDS1:NMDS2) und lineare Anpassung der Umweltvariablen (grau: $p \leq 0,1$, rot: $p \leq 0,01$) – rot: Isopamgruppe 1, blau: Isopamgruppe 2, grün: Isopamgruppe 3.

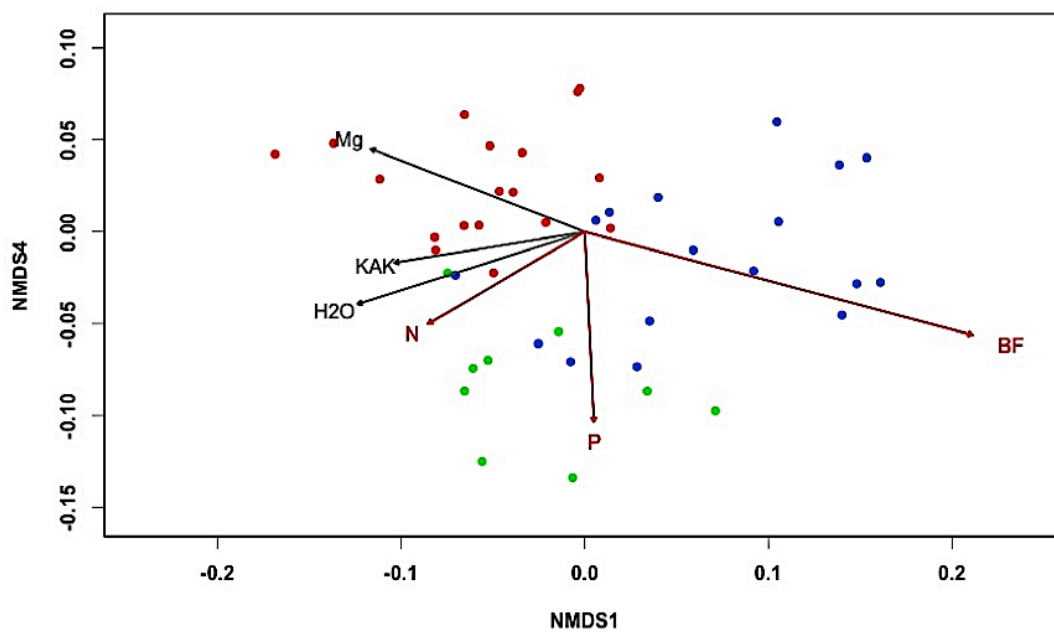


Abb. 4-13: NMDS Ordination der Übergangsflächen (NMDS1:NMDS4) und lineare Anpassung der Umweltvariablen (grau: $p \leq 0,1$, rot: $p \leq 0,01$) – rot: Isopamgruppe 1, blau: Isopamgruppe 2, grün: Isopamgruppe 3.

Eine genauere Analyse erlaubt die differenzierte Betrachtung der Umweltparameter hinsichtlich ihrer linearen sowie nichtparametrischen Anpassungen an den zugrunde liegenden NMDS Ordinationsraum (vgl. Tab. 4-5). Die in die Berechnung eingehenden Bodenparameter Wassergehalt (H₂O), effektive Kationenaustauschkapazität (KAK) sowie die Magnesiumsättigung (Mg) und der Phosphatgehalt (P) konnten durch die zusätzliche Betrachtung der nichtparametrischen Anpassung eine höhere Signifikanz erlangen. Während die Gewichtung der Beweidungsfläche (BF) auch nichtparametrisch auf einem hohen Niveau von nur 0,1 % angesiedelt ist, zeigen Parameter, wie der nur bei der Analyse der Übergangsfläche berücksichtigte Strauchgradient (SG) und der Beweidungsindex (BI) aber auch die Natriumsättigung des Bodens (Na), welche hinsichtlich ihrer linearen Anpassung keine gesicherten Ergebnisse liefern, hier eine höhere Signifikanz.

Tab. 4-5: Lineare und nichtparametrische Anpassung der Umweltparameter (UP) auf den Übergangsflächen.

UP	lineare Anpassung (R ²)	nichtparametrische Anpassung 1:2 (R ²)	nichtparametrische Anpassung 1:3 (R ²)	nichtparametrische Anpassung 1:4 (R ²)
H ₂ O	0,1868.	0,141*	0,137*	0,144*
pH	0,1611	0,0653.	0,128	-0,00597
EC	0,0888	0,0954	-0,00666	-0,0142
KAK	0,2725*	0,56***	0,176*	0,127.
BS	0,0579	0,0295	0,0218	0,0395
Ca	0,0612	-0,00782	-0,0105	0,00988
Mg	0,2057*	0,155**	0,219.	0,136*
Na	0,1481	0,0148	0,296*	0,0361
K	0,0951	-0,02	0,011	-0,0281
P	0,3647**	0,126	0,283 *	0,202
C/N	0,0941	-0,0252	0,0537	-0,0278
N	0,3359**	0,483***	0,15.	0,0857.
TG	0,0493	0,00235	-0,0252	-0,0272
SG	0,1767	0,212	-0,0388	0,282*
BF	0,6213***	0,612***	0,563***	0,618***
BI	0,1554	-0,0182	0,0506	0,0944*
Al	0,0610	0,0322	0,0228	0,0428
Fe	0,1371	-0,028	0,0736.	-0,00726

Signif. Codes: p≤0,001:*** ; p≤0,01:** ; p≤0,05:* ; p≤0,1: . (p-Werte basieren auf 999 Permutationen)

Der Verlauf der linearen Anpassungen sowie der nichtparametrischen Oberfläche ist Abbildung 4-14 und Abbildung 4-15 zu entnehmen.

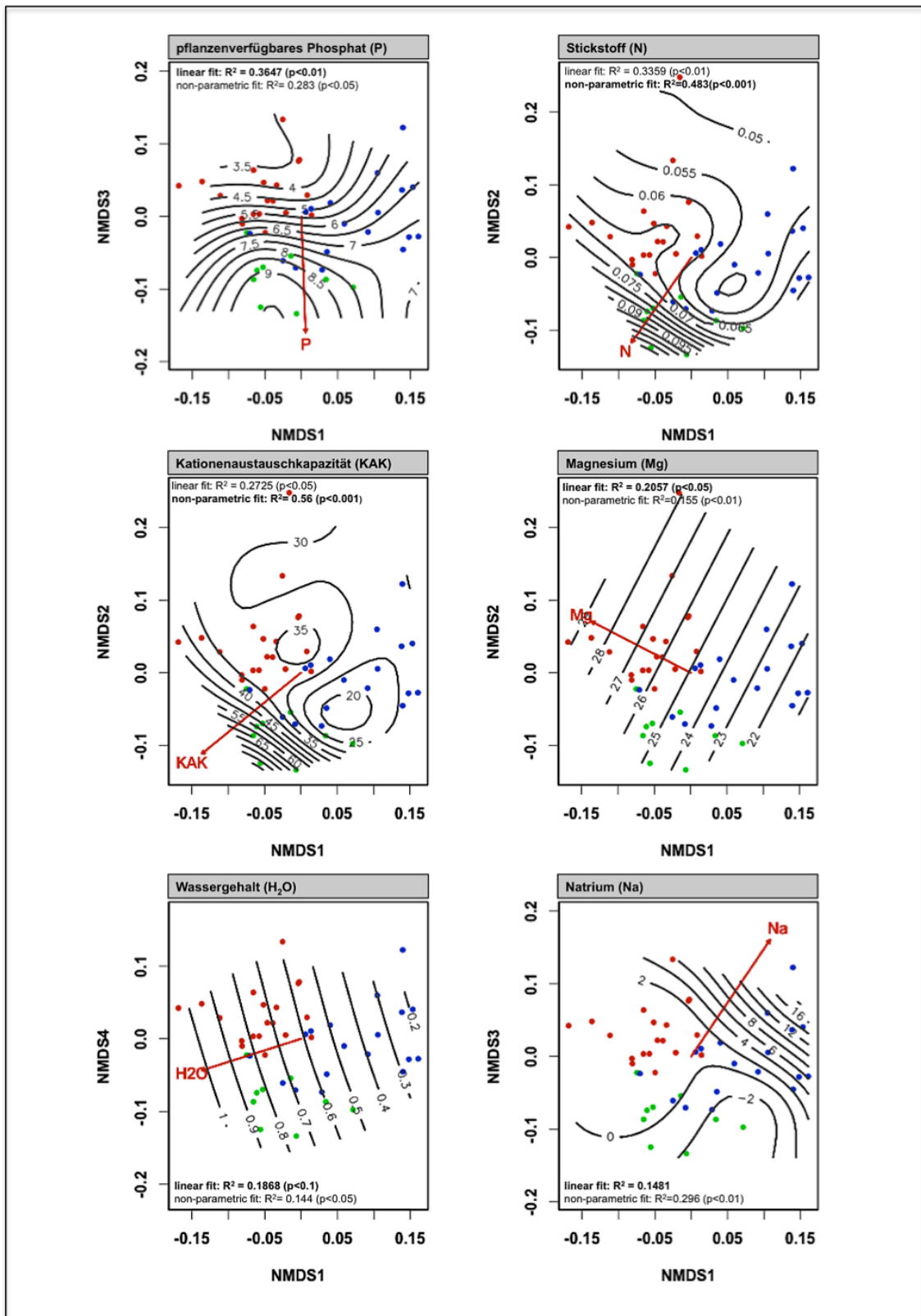


Abb. 4-14: Lineare und nichtparametrische Anpassung der Umweltvariablen auf den Übergangsflächen – rot: Isopamgruppe 1, blau: Isopamgruppe 2, grün: Isopamgruppe 3.

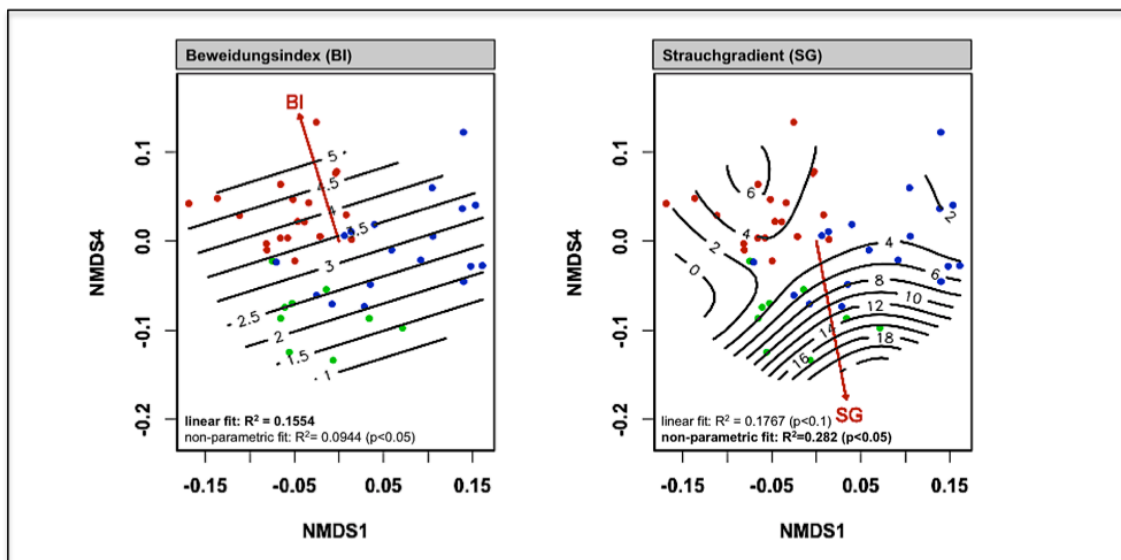


Abb. 4-15: Lineare und nichtparametrische Anpassung der Umweltvariablen (BI und SG) auf den Übergangsflächen – rot: Isopamgruppe 1, blau: Isopamgruppe 2, grün: Isopamgruppe 3.

Für die Bodennährstoffe Magnesium (Mg), Stickstoff (N) und Phosphat (P) sowie der effektiven Kationenaustauschkapazität (KAK) und dem Parameter der Beweidungsfläche (BF) wurden zur Überprüfung ihrer Aussagekraft für die drei Isopamgruppen U-Tests nach Mann und Withney durchgeführt und die daraus resultierenden p-Werte in Tabelle 4-6 angeführt.

Tab. 4-6: U-Test der Umweltparameter auf den Übergangsflächen.

Isopamgruppe	BF	P	N	KAK	H ₂ O	Mg
1:2	0,00***	0,27	0,01**	0,01**	0,05*	0,10
1:3	0,01**	0,08	0,03*	0,25	0,98	0,02*
2:3	0,81	0,03*	0,00***	0,02**	0,07	0,21

Signif. Codes: p≤0,001:*** ; p≤0,01:** ; p≤0,05:* ; p≤0,1: . (p-Werte basieren auf 999 Permutationen)

Ihre Verteilung wird durch die folgenden Box Plot Darstellungen veranschaulicht (vgl. Abb. 4-16). Der Stickstoffgehalt unterscheidet sich demnach zwischen allen drei Isopamgruppen auf einem sehr hohen Signifikanzniveau. Der Medianwert nimmt von der ersten zur zweiten Gruppe leicht ab und erreicht in der dritten Gruppe einen wesentlich höheren Wert. Die Spannweite des Stickstoffgehaltes ist in dieser Gruppe relativ groß und erlangt mit knapp über 0,12 % weitaus höhere Werte als in den beiden anderen Gruppen. Ähnlich zeigt sich auch die Verteilung hinsichtlich der effektiven Kationenaustauschkapazität (KAK), die wenn auch mit fehlender Signifikanz zwischen der

ersten und dritten Gruppe (vgl. Tab. 4-6), ebenfalls in der dritten Gruppe einen höheren Medianwert und eine größere Spannweite hin zum Maximalwert von etwa 80 % aufweist. Die Verteilung der Magnesiumsättigung (Mg) sowie des Wasser- (H_2O) und Phosphatgehaltes (PO_4^{3-}) des Bodens zeichnet sich im Gegensatz dazu nur in Hinblick auf die Unterscheidung zwischen zwei Gruppen als signifikant aus. Dies stellt bei der Magnesiumsättigung die Abweichung zwischen der ersten und dritten Gruppe, beim pflanzenverfügbaren Phosphatgehalt jene zwischen der zweiten und dritten Gruppe und beim Wassergehalt in % des Volumens die Differenz zwischen der ersten und zweiten Gruppe dar.

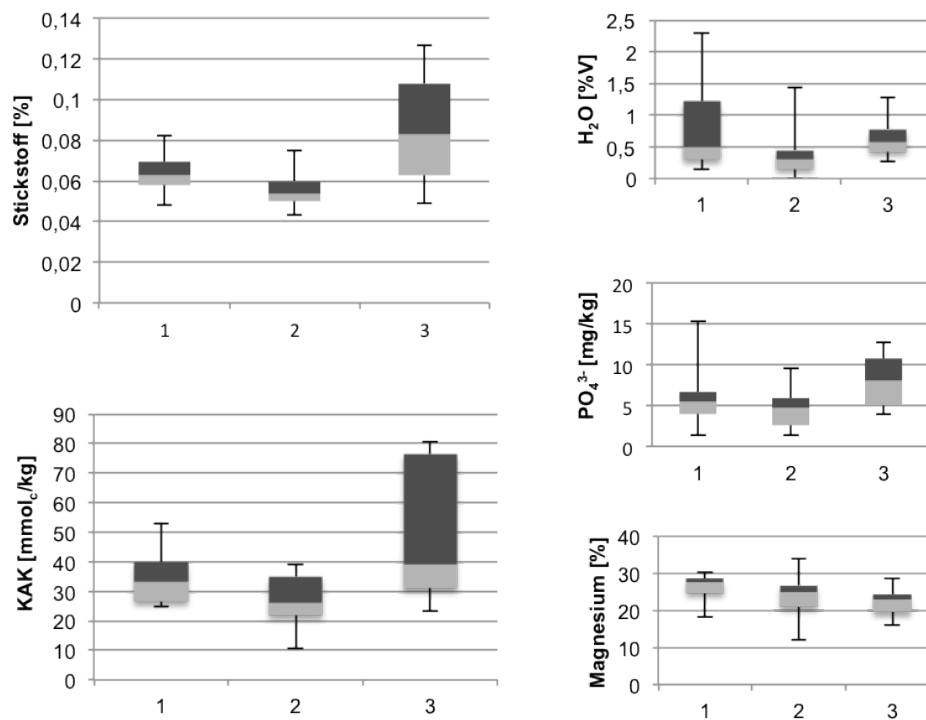


Abb. 4-16: Box Plot Darstellungen der signifikanten Umweltparameter auf den Übergangflächen für die jeweiligen Isopamgruppen (1-3).

4.2.3 Kontrollflächen

Isopamanalyse

Ergebnis dieser Analyse ist, wie bei der bereits angeführten Klassifizierung der Übergangsflächen, eine nichthierarchische Teilung mit drei Gruppen, die sich allerdings abhängig von den eingehenden Daten sowie der Voreinstellungen hinsichtlich ihrer Zusammensetzung und den dabei identifizierten Arten unterscheiden (vgl. Tab. 4-7).

Tab. 4-7: Isopamanalyse der Kontrollflächen - nichthierarchische Teilung.

Isopamgruppe	Flächen	Trennarten (p<0,05)
Gesamtvegetation (filtered=FALSE)		
1	MG1, MS1	<i>Apt_spin, Ble_pru, Erio_lued, Mic_caff, Sch_papp, Tet_sp</i>
2	MG2, MS2	<i>Era_ech, Chl_virg; ind_htk, Era_sup, Fel_cla, Oci_amer, Pav_burch</i>
3	MT1, MT2	<i>Aca_eri, Ach_asp, Com_sp, Dys_pseu, Gre_fla, Kyph_angu, Poll_cam, Era_lehm, Lyc_hir, Pen_lana, Spo_fim</i>
Krautige Vegetation (filtered=FALSE)		
1	MG1, MS1, MT1c	<i>Apt_lin, Apt_spin, Ble_pru, Erio_lued, Mic_caff, Sch_papp</i>
2	MG2, MS2	<i>Era_ech, Chl_virg, ind_htk, Era_sup, Fel_cla, Oci_amer, Pav_burch</i>
3	MT1a, MT1b, MT2	<i>Com_sp, Dys_pseu, Kyph_angu, Poll_cam, Era_lehm, Era_rig, Spo_fim</i>
Gesamtvegetation/krautige Vegetation (filtered=TRUE)		
1	MG1, MS1, MT1	<i>Apt_lin, Apt_spin, Ble_pru, Lyc_bosc, Mic_caff, Sch_papp</i>
2	MG2, MS2	<i>Era_ech, Chl_virg, ind_htk, Era_sup, Fel_cla, Oci_amer, Pav_burch</i>
3	MT2	<i>Aca_eri, Aca_karr, Apt_albo, Com_sp, Dys_pseu, Poll_cam, Era_lehm, Era_rig, Gre_fla, Lyc_hir, Spo_fim, Tar_cam</i>

Wird die Analyse mit der Einstellung für besonders kleine Datensätze durchgeführt (*filtered=FALSE*), werden bei der Untersuchung der Gesamtvegetation in der ersten Gruppe die Grasvergleichsfläche (MG1) und die Strauchvergleichsfläche (MS1) auf der ersten Beweidungsfläche, sowie in der zweiten Gruppe die Grasvergleichsfläche (MG2) und die Strauchvergleichsfläche (MS2) auf der zweiten Beweidungsfläche zusammengefasst. Die Gruppe 3 wird aus den Baumkontrollflächen (MT1 und MT2) beider Beweidungsflächen gebildet. Wird hingegen nur die krautige Vegetation betrachtet, schließt sich bei der ersten Gruppe zusätzlich die letzte Aufnahme der Baumvergleichsfläche der ersten Beweidungsfläche an (MT1c), wodurch sich die Gruppe 3 von ursprünglich sechs auf fünf Flächen reduziert. Hinsichtlich der Trennarten kommt es, abgesehen vom Verlust der holzigen Pflanzen, welche in der Tabelle bei der

Gesamtvegetation hervorgehoben sind (vgl. Tab. 4-7), zu keinen Änderungen. Im Vergleich dazu verändert sich die Gruppenzugehörigkeit der Flächen bei Verwendung der Standardeinstellungen im Programm (*filtered=TRUE*) dahingehend, dass die Gruppe 1 ausschließlich aus den drei Aufnahmestandorten (= neun Flächen) auf der Beweidungsfläche 1 gebildet wird, unabhängig davon, ob die gesamte oder nur die krautige Vegetation in die Berechnung eingehen. Die Veränderung der Trennarten umfasst auch hier lediglich die bei der zweiten Berechnung fehlenden holzigen Pflanzen, die ebenfalls in der Tabelle hervorgehoben sind (vgl. Tab. 4-7).

Nichtmetrische Multidimensionale Skalierung (NMDS)

Bei der nichtmetrischen Multidimensionalen Skalierung wurde wie bei den Analysen der Gesamt- beziehungsweise der Übergangsflächen mit den ordinaltransformierten Vegetationsdaten gearbeitet und die Zahl der Dimensionen für die Startkonfiguration anhand des Elbow Kriteriums bestimmt. Die folgende Abbildung zeigt dabei deutlich, dass die maximale Stressreduktion bei einer Anzahl von zwei Dimensionen erreicht wurde (vgl. Abb. 4-17). Der Stresswert nimmt dabei einen Wert von 9,30 % an und konnte im weiteren Verfahren mit 500 Iterationen nach bereits drei Durchgängen auf eben diesen Wert fixiert werden. Die Güte der Ordination wird durch die monoton steigende Beziehung im Shepard Diagramm widerspiegelt (vgl. Abb. 4-17) und die Signifikanz der NMDS Achsen anhand eines Monte-Carlo-Tests mit 200 randomisierten Durchläufen geprüft und bestätigt. Der Stresswert erreichte hier einen Wert von 20 % und liegt somit deutlich über den erreichten 9,30 %.

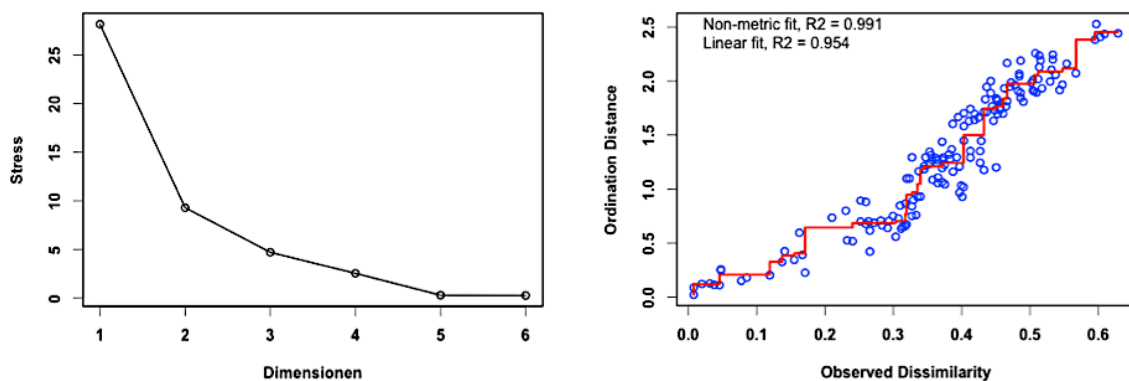


Abb. 4-17: Elbow Kriterium (links) und Shepard Diagramm (rechts) der Kontrollflächen.

Die Darstellung der Ordination erfolgt wie bei den vorhergehenden Ordinationen der Gesamt- und Übergangsflächen über die Korrelation der Aufnahmeflächen mit den in die Analyse eingehenden Umweltparametern, die bei den Kontrollflächen auch die Ergebnisse der Korngrößenanalyse umfassen (vgl. Abb. 4-18). Die farbliche Kennzeichnung der Aufnahmeflächen bezieht sich auf die Ergebnisse der Isopamanalyse auf Basis der Daten der Gesamtvegetation (vgl. Tab. 4-7).

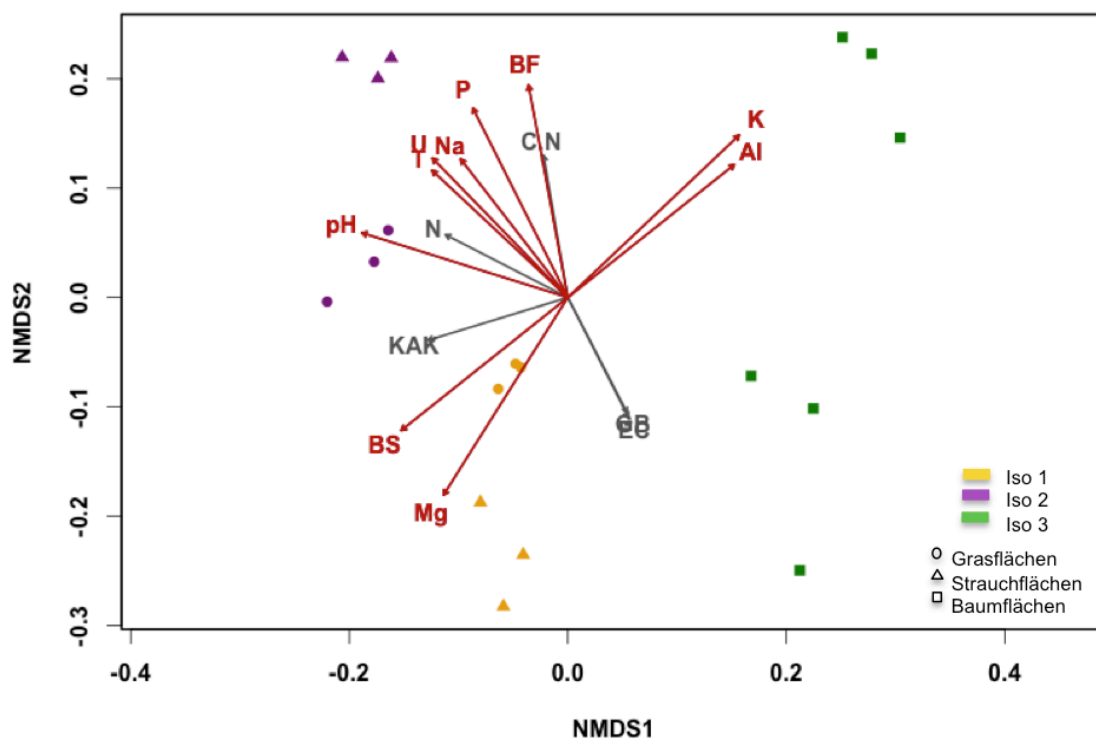


Abb. 4-18: NMDS Ordination der Isopamgruppen (Gesamtvegetation) und lineare Anpassung der Umweltvariablen auf den Kontrollflächen (grau: $p \geq 0,1$, rot: $p \geq 0,01$) - für die Baumflächen gilt: rechts oben - MT2 und rechts unten - MT1.

Der Wassergehalt sowie die Calciumsättigung des Bodens verfehlten die nötige Signifikanz von $p > 0,1$ und wurden aufgrund ihrer geringen Aussagekraft nicht in die Abbildung eingetragen. Durch die Position der Umweltgradienten im Ordinationsraum wird ersichtlich, dass die drei Baumflächen im oberen Bereich der Darstellung (MT2) durch wesentlich höhere Aluminium- (Al) sowie Kaliumsättigungen (K), eine geringere Basensättigung (BS) und eine niedrigere Magnesiumsättigung (Mg) geprägt sind. Für die Flächen der Isopamgruppe 2 verhält sich die Situation genau umgekehrt. Die Böden der Strauch- (MS1) und Grasvergleichsflächen (MG1) auf der ersten Beweidungsfläche zeigen nur geringe Kalium- und Aluminiumsättigungen, jedoch eine höhere Basensättigung und

eine höhere Magnesiumsättigung. Die Baumflächen unten rechts (MT1) weisen wiederum eine höhere elektrische Leitfähigkeit (EC) und einen höheren Skelettanteil (GB) im Boden auf, während die restlichen Umweltparameter in die gegensätzliche Richtung zu den Strauch- beziehungsweise Grasvergleichsflächen auf der Beweidungsfläche 2 hin zunehmen. Der Beweidungsflächengradient (BF) trennt den Ordinationsraum in jene Flächen, der Beweidungsfläche 1, welche sich im unteren und somit negativen Bereich der NMDS Achse 2 befinden und die Flächen der zweiten Beweidungsfläche im oberen Bereich.

Zusätzlich zur linearen Anpassung der Umweltvariablen an den zugrunde liegenden Ordinationsraum wurde, analog zur Vorgehensweise der vorherigen Analysen, eine nichtparametrische Anpassung durchgeführt, deren Ergebnisse in Tabelle 4-8 zusammengefasst sind.

Tab. 4-8: Lineare und nichtparametrische Anpassung der Umweltvariablen auf den Kontrollflächen.

Umweltparameter	lineare Anpassung [R ²]	nichtparametrische Anpassung [R ²]
H ₂ O	0,0216	-0,109
pH	0,7747***	0,987***
EC	0,2995.	0,98***
KAK	0,3557*	0,986***
BS	0,7542***	0,996***
Ca	0,1557	0,975***
Mg	0,9054***	0,991***
Na	0,5089**	0,984***
K	0,9255***	0,994***
Al	0,7542***	0,996***
P	0,7451***	0,99***
C/N	0,3443.	0,983***
N	0,3135.	0,984***
BF	0,7744***	0,995***
GB	0,2780.	0,98***
U	0,6268**	0,988***
T	0,5736**	0,986***

Signif. Codes: p≤0,001:*** ; p≤0,01:** ; p≤0,05:* ; p≤0,1: . (p-Werte basieren auf 999 Permutationen)

Der Großteil der Umweltparameter konnte dabei an Signifikanz zunehmen beziehungsweise seine hohe Signifikanz auch in der nichtparametrischen Anpassung bestätigen. Lediglich der Wassergehalt in % des Volumens (H₂O) verfehlte auch hier ein signifikantes Ergebnis. Die nichtparametrischen Oberflächen derjenigen Parameter, die eine Verbesserung ihrer Aussagekraft erreichten, werden in Abbildung 4-19 und Abbildung 4-20 gesondert dargestellt.

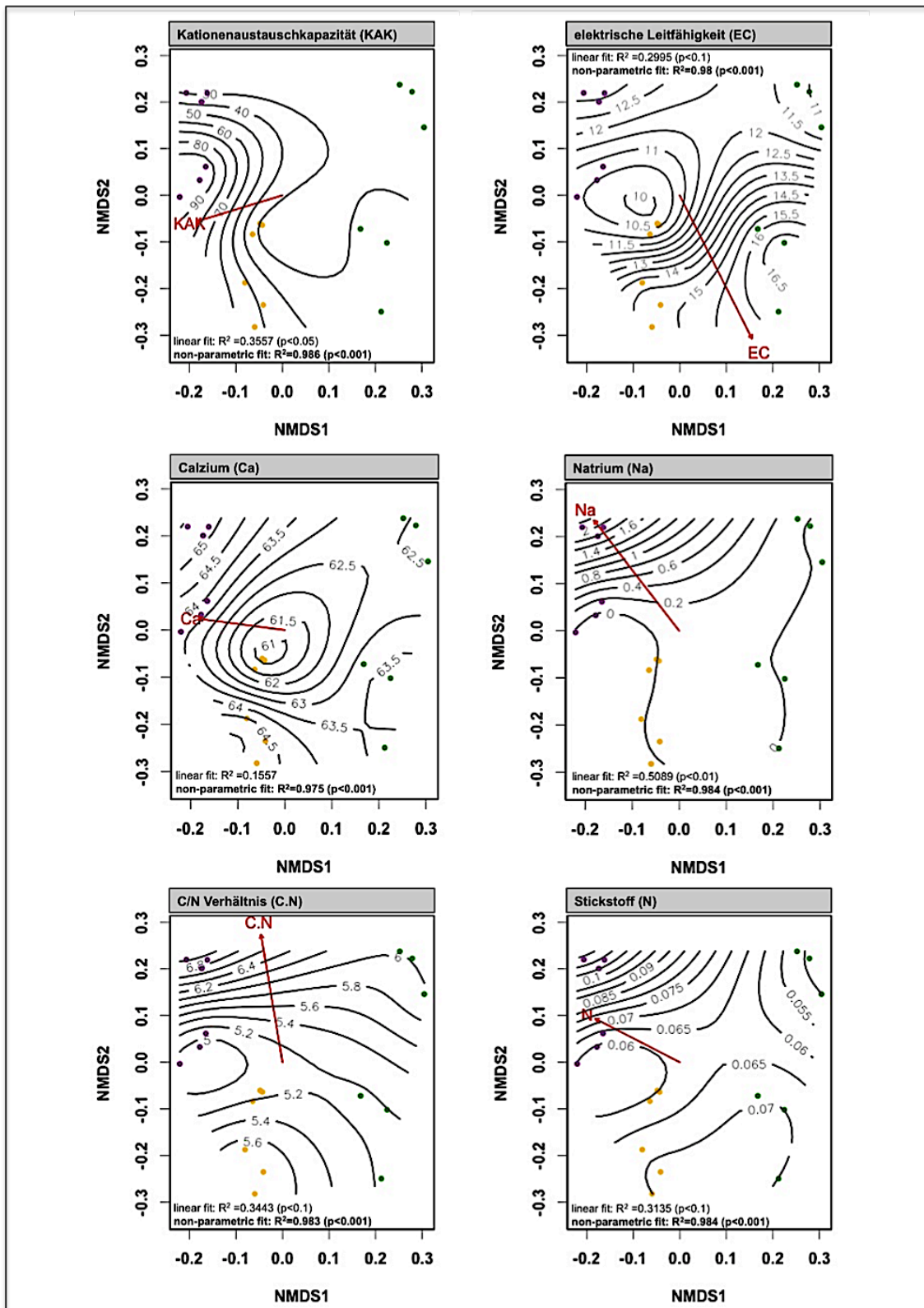


Abb. 4-19: Lineare und nichtparametrische Anpassung der Umweltvariablen auf den Kontrollflächen (Nährstoffe und EC).

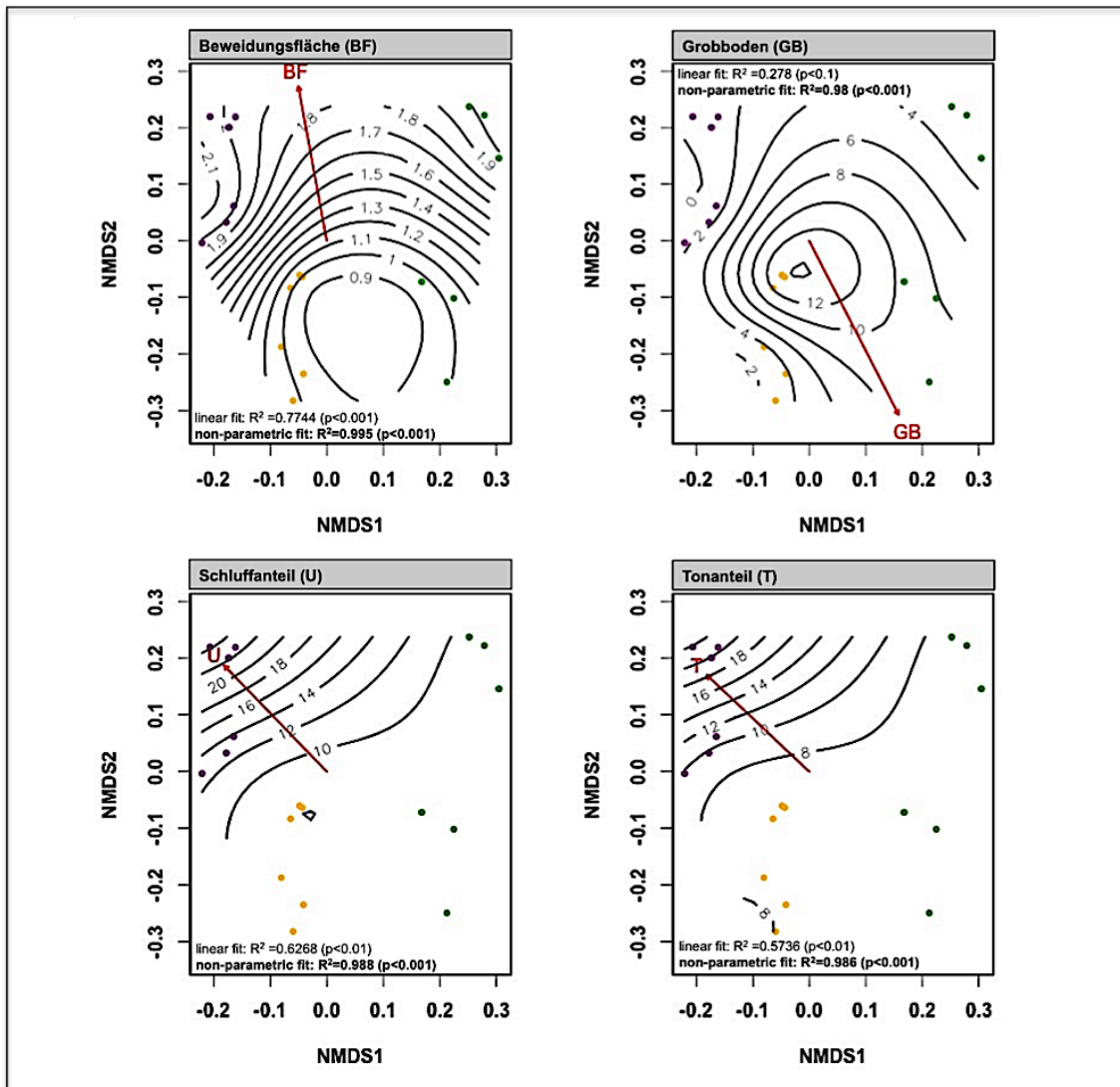


Abb. 4-20: Lineare und nichtparametrische Anpassung der Umweltvariablen auf den Kontrollflächen (Beweidungsfläche und Textur).

Die Signifikanz der Unterschiede zwischen den Isopamgruppen hinsichtlich der abgebildeten Umweltparameter (vgl. Abb. 4-19 und Abb. 4-20) wurde mittels U-Test nach Mann und Withney geprüft und die dabei resultierenden p-Werte in Tabelle 4-9 zusammengefasst. Sowohl der Phosphatgehalt (P), als auch der pH-Wert zeigen bezüglich aller Isopamgruppen signifikante Unterschiede. Die Gruppe der Gras- und Strauchvergleichsflächen auf der ersten Beweidungsfläche heben sich durch ihre Magnesiumsättigung (Mg) im Boden deutlich von den beiden anderen Gruppen ab, während die Flächen der Isopamgruppe 2 sich insbesondere durch ihren Ton (T)- und Schluffgehalt (U) unterscheiden. Die Baumflächen zeichnen sich hingegen durch signifikante Unterschiede in ihrer Kaliumsättigung (K) aus und erreichten bei der Gegenüberstellung mit der Gruppe 1 und 2 ein hoch signifikantes Ergebnis.

Tab. 4-9: U-Tests der Umweltparameter auf den Kontrollflächen (NaN = Not a Number).

Isopam	pH	BS	Mg	Na	Al	P	BF	U	T
1:2	0,00***	NaN	0,00***	0,07.	NaN	0,00***	0,00***	0,00***	0,00***
1:3	0,00***	0,07.	0,00***	NaN	0,07	0,00***	0,07.	0,16	0,16
2:3	0,00***	0,07.	0,16	0,07.	0,07	0,00***	0,07.	0,00***	0,00***

Isopam	K	KAK
1:2	0,16	0,16
1:3	0,00***	0,16
2:3	0,00***	0,16

Signif. Codes: p≤0,001:*** ; p≤0,01:** ;

p≤0,05:* ; p≤0,1: .

Die Box Plot Darstellungen zeigen bei allen sechs Parametern zum Teil deutliche Unterschiede zwischen den drei Gruppen (vgl. Abb. 4-21). Der Ton (T)- und Schluffgehalt (U) ist demnach in den Strauch- und Grasvergleichsflächen der zweiten Beweidungsfläche äußerst hoch und unterscheidet sich nach den Ergebnissen des U-Tests auch signifikant von den beiden anderen Gruppen (vgl. Tab. 4-9). Die Kaliumsättigung nimmt entsprechend der Box Plot Darstellung von der ersten zur dritten Gruppe zu und verhält sich somit gegenläufig zur Magnesiumsättigung, die in der dritten Gruppe den niedrigsten Medianwert aufweist. Letztere erreicht in der Strauch- und Grasvergleichsfläche auf der Beweidungsfläche 1 einen sehr hohen Anteil von fast 30 % der effektiven Kationenaustauschkapazität und zeigt in dieser Gruppe auch nur eine sehr geringe Spannweite. Etwas anders verhält sich die Verteilung des pH-Wertes und des Gehaltes am pflanzenverfügbaren Phosphat (PO_4^{3-}), welche beide den höchsten Wert in der Gras- und Strauchvergleichsfläche der zweiten Beweidungsfläche erreichen, zu den beiden Baumflächen hin abnehmen und letztendlich auf den Gras- und Strauchvergleichsflächen der ersten Beweidungsfläche ihre Minimalwerte erlangen.

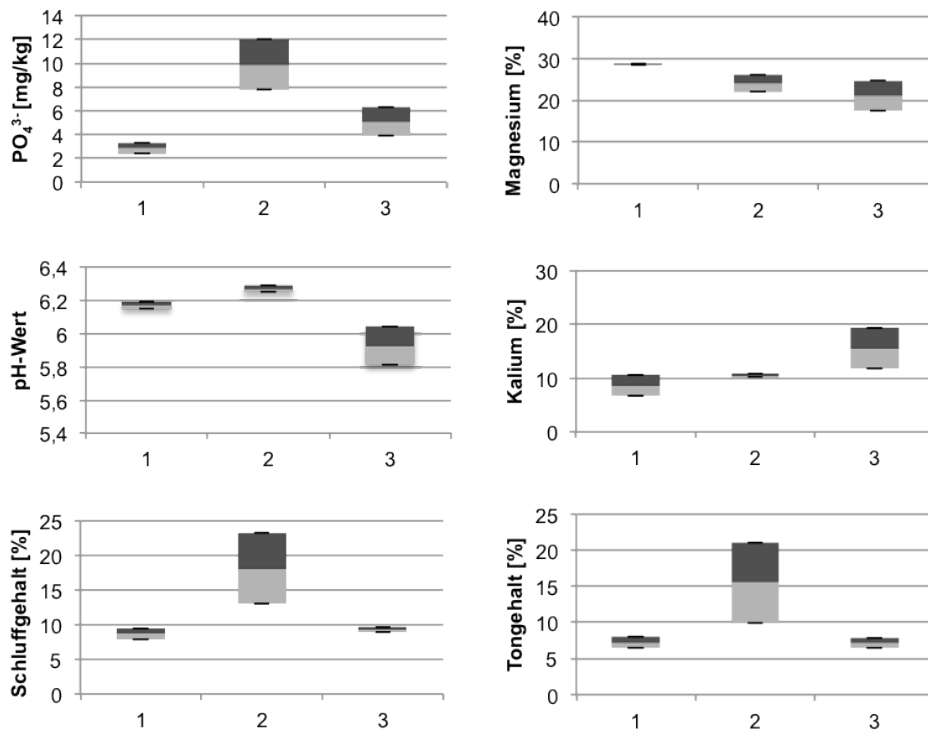


Abb. 4-21: Box Plot Darstellungen der signifikanten Umweltparameter auf den Kontrollflächen für die jeweiligen Isopamgruppen (1-3).

4.3 Transektanalyse

Die sechs Transekte wurden hinsichtlich ihrer Artmächtigkeit und der vorherrschenden Lebensformen dieser Arten im Transektverlauf untersucht. Die Analysen wurden sowohl mit den Einzeltransekten als auch mit dem Gesamttransekt, welches sämtliche Daten der Einzeltransekte umfasst, durchgeführt. Die bodenkundlichen Analysen sind im Kapitel 4.3.3 gesondert dargestellt.

4.3.1 Einzeltransektanalyse

Isopamanalyse der Artmächtigkeitsdaten

Auf Basis der bereits unter Kapitel 3.3.4 geschilderten Datentransformation erfolgte mithilfe des Isopamalgorithmus eine Klassifizierung der einzelnen Transekte. Aufgrund der geringen Flächenanzahl, welche innerhalb der Transekte zwischen 8 und 15 Quadratmeter schwankt, fanden für die Berechnung die im Programm implementierten Einstellungen für kleine Datensätze Anwendung. Die Ergebnisse der nichthierarchischen

Teilung werden in Tabelle 4-10 festgehalten. In allen sechs Transekten werden die einzelnen Transektsegmente auf Basis der Vegetationsdaten in zwei oder drei Gruppen geteilt. Die erste baumnahe Gruppe trennt sich von der zweiten meist nach den ersten drei bis fünf Segmenten des Transektes. In den Transekten 4 und 5 wird diese Gruppe nur durch das erste beziehungsweise durch die ersten beiden Segmente gebildet. Da die Gruppierungen meist mit der Abfolge der Segmente im Transektverlauf übereinstimmen, können somit mit zunehmenden Abstand vom Baum zur offenen Grasfläche Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung aufgedeckt werden. Auf Transekt 5, dessen zweite und dritte Gruppe aus alternierenden Abschnitten bestehen, trifft dies nur teilweise zu. In Transekt 3 wird das letzte Segment im Transektverlauf wiederum der baumnahen Gruppe zugeordnet. Jene Trennarten, welche in mehreren Transekten für die Gruppierungen herangezogen werden, sind in Tabelle 4-10 hervorgehoben. Ein nach den ersten Regenfällen keimender Farn, *Ophioglossum sp.*, charakterisiert hierbei die baumnahen Gruppen der Transekte 1 und 2, während die baumfernen Gruppen der Transekte 1, 4 beziehungsweise 5 durch mehrjährige Gräser, *Aristida congesta* und *Microchloa caffra*, gekennzeichnet sind.

Tab. 4-10: Isopamanalyse der Transekte 1-6.

Flächen	Isopamgruppen – nichthierarchisch	Transektsegmente	Trennarten (p<0,05)
Transekt 1			
	1	1, 2, 3, 4	Oph_sp , ind_hrk
	2	5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15	Mic_caff , Ari_cong
Transekt 2			
	1	1, 2, 3, 4	Dys_pseu, Gei_sp, Oph_sp ,
	2	5, 6, 7, 8, 9, 10, 11	Sch_papp
Transekt 3			
	1	1, 2, 3 und 11	Ach_asp
	2	4, 5, 6, 7, 8, 9, 10	Ble_pru, Pen_lana
Transekt 4			
	1	1	nothing particularly typical
	2	2, 3, 4	Mel_rep
	3	5, 6, 7, 8, 9, 10	Ari_cong , Pog_fle
Transekt 5			
	1	1, 2	Tet_sp
	2	3, 4, 6, 8, 10	nothing particularly typical
	3	5, 7, 9	Mic_caff
Transekt 6			
	1	1, 2, 3, 4, 5	Tag_min
	2	6, 7, 8	ind_gkh

Split-Moving-Window Analyse der Artmächtigkeitsdaten

Für die Split-Moving-Window Analyse wurde entsprechend der Ergebnisse der Autokorrelation (vgl. Anhang E), eine Fensterweite von vier bis sechs für die Berechnung verwendet und auf Basis der quadrierten euklidischen Distanz die Analyse mit den transformierten Originaldaten durchgeführt. Um einen Vergleich mit den PCA Daten herstellen zu können, fanden für das Transekt 1 zusätzliche Berechnungen mit der PCA Matrix und zwei unterschiedlichen Distanzmaßen, der quadrierten euklidischen- sowie der Mahalanobis Distanz, statt. Der Vergleich zeigt allerdings keine wesentlichen Unterschiede in der Darstellung der Sprungstellen, weshalb aufgrund der besseren Eignung für die vorliegenden Vegetationsdaten in die Analyse der weiteren Transekte ausschließlich die transformierten Originaldaten unter der Verwendung der euklidischen Distanz eingehen. Die Abbildung der drei Distanzmaße ist im Anhang F zu finden. Abbildung 4-22 zeigt die Ergebnisse der Analyse der Transekte 1-6. Der Verlauf der Sprungstellen in der Datenmatrix, welche mithilfe der euklidischen Distanz ermittelt und als Höhe der Distanzen auf der vertikalen Achse zu erkennen ist, wird dabei ersichtlich und kennzeichnet jene Bereiche, in denen die Vegetation hinsichtlich ihrer Zusammensetzung einer Veränderung unterworfen ist. Sprungstellen sind in allen sechs Transekten im vorderen Transektbereich in einer Entfernung von vier Metern im Transekt 1 und drei Metern in den Transekten 2 bis 6 zu erkennen. Im Linienvverlauf zeigen sich zwar weitere Erhebungen, welche in ihrer Intensität aber nicht an jene der ersten Sprungstellen herankommen.

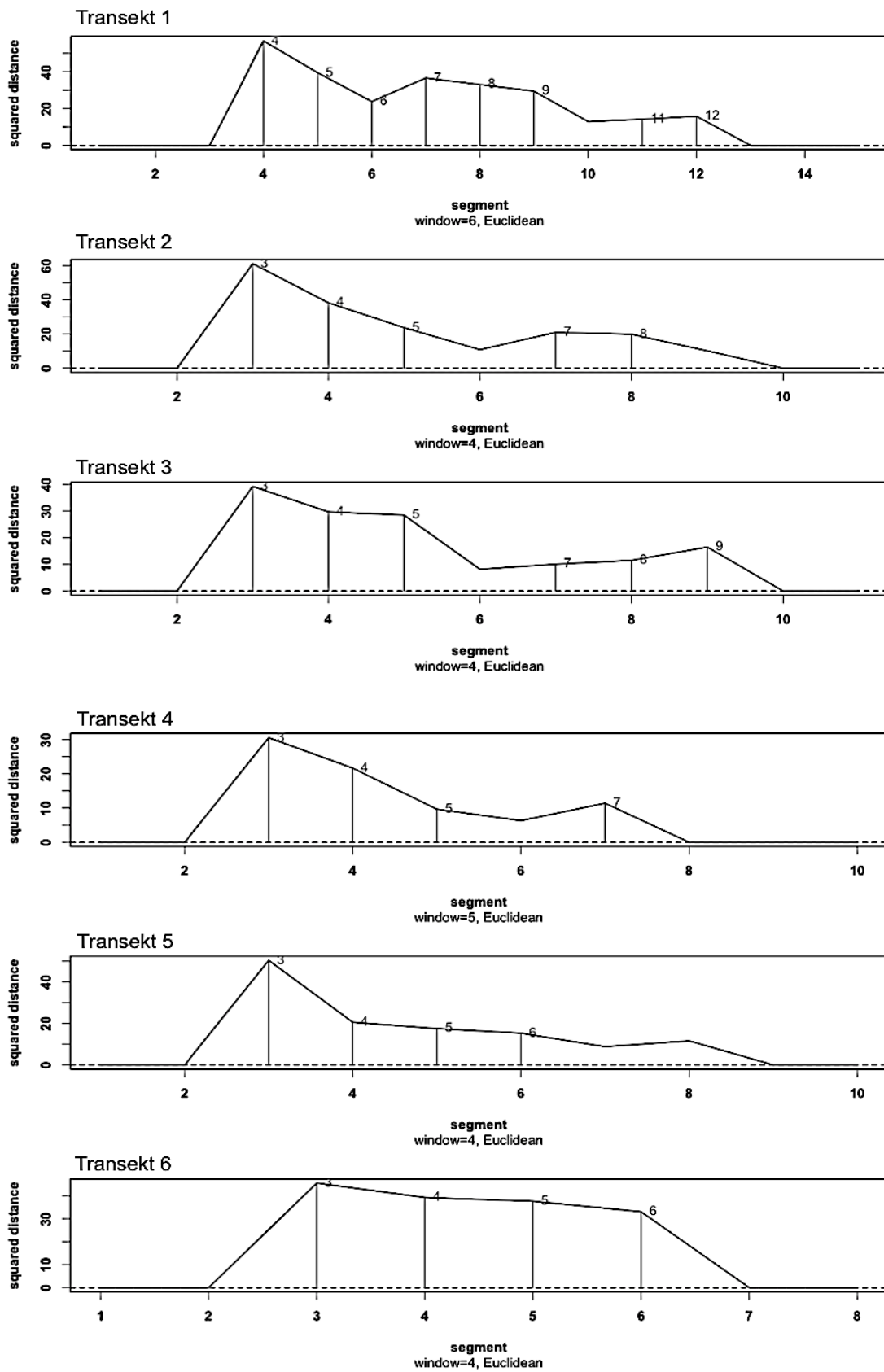


Abb. 4-22: Split-Moving-Window Analyse der Originaldaten der Transekte 1-6.

Isopamanalyse der Lebensformen

Die sechs Transekte wurden auf Basis der vorherrschenden Lebensformen in den einzelnen Segmenten mithilfe des Isopamalgorithmus klassifiziert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4-11 zusammengefasst. In drei von sechs Transekten werden die ersten baumnahen Transektabschnitte durch das Auftreten von Geophyten bestimmt. Mit Ausnahme von den Chamaephyten, welche den ersten Transektabschnitt in Transekt 4 charakterisieren, konnten die weiteren Isopamgruppen nicht speziell durch eine Lebensform gekennzeichnet werden. Der Vergleich mit den Gruppeneinteilungen in Tabelle 4-10 zeigt allerdings Parallelen zur Verwendung der reinen Artmächtigkeitsdaten.

Tab. 4-11: Isopamanalyse der Lebensformen der Einzeltransekte.

Flächen	Isopamgruppen - nichthierarchisch	Transektsegmente	typische Lebensformen ($p < 0,05$)
Transekt 1			
	1	1, 2, 3, 4 und 10	Geophyten
	2	5, 6, 7, 8, 9, 11, 12, 13, 14,	nothing particularly typical
Transekt 2			
	1	1, 2, 3, 4 und 8, 10	nothing particularly typical
	2	5, 6, 7, 9, 11	nothing particularly typical
Transekt 3			
	1	1, 2, 3, 4, 5	Geophyten
	2	6, 7, 8, 9, 10	nothing particularly typical
Transekt 4			
	1	1, 2, 3 und 8	nothing particularly typical
	2	4, 5, 6, 7, 9, 10	nothing particularly typical
Transekt 5			
	1	1, 2, 5	Geophyten
	2	3, 4 und 10	nothing particularly typical
	3	6, 7, 8, 9	nothing particularly typical
Transekt 6			
	1	1, 3, 8	Chamaephyten
	2	2, 4, 5, 6, 7	nothing particularly typical

Des Weiteren wurde eine Split-Moving-Window Analyse mit den Lebensformdaten des Transekt 1 durchgeführt (vgl. Abb. 4-23). Die Sprungstellen in der Abbildung konzentrieren sich auf den Bereich in vier beziehungsweise in elf Metern Entfernung zum Baum. Die Betrachtung beider Analyseformen zeigt, dass die Ergebnisse der Isopamklassifikation durchaus mit jenen der Split-Moving-Window Analyse vergleichbar sind, weshalb im Zuge

dieser Arbeit auf eine weitere Split-Moving-Window Analyse der Transekte 2 bis 6 verzichtet wurde.

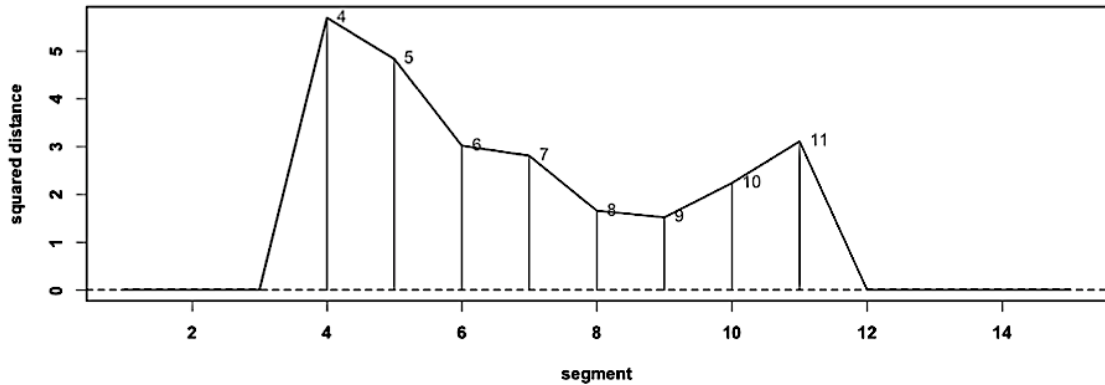


Abb. 4-23: Split-Moving-Window Analyse der Lebensformen im Transekt 1.

4.3.2 Gesamttransektanalyse

Isopamanalyse der Artmächtigkeitsdaten

Eine Analyse des gesamten Datensatzes der Transekte ergab eine hierarchische Klassifizierung mit drei Ebenen, welche in Abbildung 4-24 als Dendrogramm dargestellt sind.

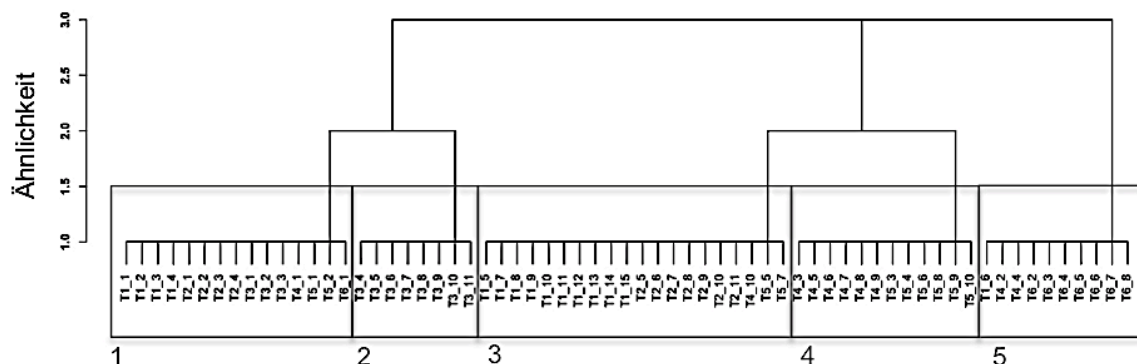


Abb. 4-24: Isopamanalyse der Gesamttransekte anhand der Artmächtigkeitsdaten.

Auf dem niedrigsten Ähnlichkeitsniveau konnten dabei fünf Gruppen gebildet werden, die sich durch die Häufigkeit bestimmter Trennarten unterscheiden. Gruppe 1 umfasst überwiegend Transektsegmente der baumnahen Bereiche und wird dementsprechend

durch die dort dominierenden Pflanzen, wie *Acacia erioloba*, *Achyranthes aspera*, *Talinum sp.* und *Ophioglossum sp.* charakterisiert. Die zweite Gruppe wird ausschließlich aus Abschnitten des dritten Transektes gebildet und durch das Vorkommen von *Blepharis pruinosa*, *Pentzia lanata* und *Felicia clavipilosa* bestimmt. Gruppe 4 setzt sich dagegen aus Segmenten der Transekte 4 und 5 zusammen, ohne dabei typische Pflanzenarten für die Trennung aufzuweisen. Wesentlich heterogener gestalten sich die Gruppen 3 und 5, die zwar ebenfalls zahlreiche Segmente der gleichen Transekte beinhalten, jedoch eine sehr vielseitige Artenzusammensetzung zeigen. Gruppe 3 besteht überwiegend aus baumfernen Segmenten und zeigt dabei Dominanzen von *Microchloa caffra* und *Aptosimum albomarginatum*, während Gruppe 5 ein sehr breites Spektrum an Indikatorarten aufweist, das von *Aristida adscensionis*, *Chloris virgata*, *Monandrus sp.*, *Eragrostis superba*, *Tagetes minuta*, *Eragrostis echinochloidea*, *Nerine laticoma* zu *Urochloa panicoides* reicht.

Isopamanalyse der Lebensformen

Da die Analyse der Gesamttransekte nach Artdaten aufgrund des variierenden Artbestandes zwischen den beiden Weideflächen kritisch zu betrachten ist, wurden in weiterer Folge die unterschiedlichen Pflanzenarten auf ihre Lebensform reduziert. Auf diese Weise wurde versucht die einzelnen Transektsegmente in Gruppen zu fassen. Eine nichthierarchische Klassifikation ergab eine Aufteilung der Segmente auf vier Gruppen, deren Zuordnung Tabelle 4-12 zu entnehmen ist.

Tab. 4-12: Isopamanalyse der Lebensformen des Gesamttransektes.

Trans 1	Iso	Trans2	Iso	Trans 3	Iso	Trans 4	Iso	Trans 5	Iso	Trans6	Iso
T1_1	1	T2_1	1	T3_1	1	T4_1	1	T5_1	1	T6_1	1
T1_2	2	T2_2	1	T3_2	2	T4_2	1	T5_2	1	T6_2	2
T1_3	2	T2_3	2	T3_3	1	T4_3	4	T5_3	4	T6_3	3
T1_4	2	T2_4	2	T3_4	1	T4_4	4	T5_4	4	T6_4	2
T1_5	3	T2_5	3	T3_5	2	T4_5	4	T5_5	2	T6_5	2
T1_6	1	T2_6	3	T3_6	3	T4_6	4	T5_6	4	T6_6	2
T1_7	3	T2_7	3	T3_7	3	T4_7	4	T5_7	4	T6_7	2
T1_8	3	T2_8	3	T3_8	3	T4_8	4	T5_8	4	T6_8	2
T1_9	3	T2_9	3	T3_9	3	T4_9	4	T5_9	4		
T1_10	2	T2_10	3	T3_10	3	T4_10	4	T5_10	4		
T1_11	3	T2_11	3	T3_11	3	T4_11					
T1_12	3	T2_12									
T1_13	3	T2_13									
T1_14	3	T2_14									
T1_15	3	T2_15									

Die erste Gruppe umfasst dabei sämtliche Transektsegmente in unmittelbarer Baumnähe sowie vereinzelt Bereiche in zwei bis vier Meter Entfernung zum Baum. Als bestimmende Lebensformen konnten durch die Funktion *isotab* () wie erwartet Phanerophyten festgestellt werden. Die Transekte gehen ausschließlich von Bäumen aus, in deren unmittelbarer Nähe noch vereinzelt kleiner Sträucher beziehungsweise Nanophanerophyten vorkommen können. Gruppe 2 wird hingegen durch das Vorkommen von Geophyten gekennzeichnet und schließt im Transektverlauf mit Ausnahme der Transekte 4 und 5 an die erste Gruppe an, während Gruppe 3 in weiterer Entfernung zum Baum vorwiegend durch das Vorkommen von Chamaephyten charakterisiert ist. Für die Gruppe 4, welche nach zwei Metern an die Phanerophytengruppe in Transekt 4 und 5 anschließt und bis in die freie Grasfläche reicht, konnten keine bestimmten Lebensformen festgestellt werden.

4.3.3 Bodenkundliche Analyse der Transekte

Die Ergebnisse der bodenkundlichen Laboranalyse liegen für jedes der sechs Transekte ausgehend vom Baum im Transektverlauf für drei Standorte im Abstand von fünf Metern vor. Die Unterschiede zwischen den Bodenparametern mit zunehmender Entfernung zum Baum wurden anhand des U-Tests nach Mann und Withney auf einem Signifikanzniveau von 5 % überprüft. Ein signifikantes Ergebnis konnte bei der elektrischen Leitfähigkeit (EC), zwischen der Probenentnahmestelle in unmittelbarer Baumnähe und jenen in fünf und zehn Metern Entfernung festgestellt werden. Aber auch die Magnesiumsättigung (Mg) zeigte zwischen der Baumfläche und dem Transektende signifikante Unterschiede. Die Verteilungsmuster sind in den beiden Box Plot Darstellungen abgebildet (vgl. Abb. 4-25).

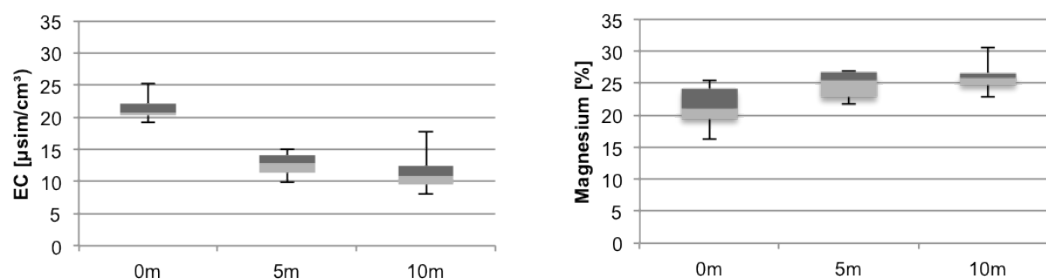


Abb. 4-25: Box Plot Darstellungen für die elektrische Leitfähigkeit (links) und die Magnesiumsättigung (rechts) im Transektverlauf der Transekte 1-6.

Aus diesen beiden Darstellungen geht deutlich hervor, dass die elektrische Leitfähigkeit ausgehend vom Baum abnimmt, während die Magnesiumsättigung mit zunehmender Entfernung zum Baum zunimmt. Für die einzelnen Transekte wird dies zusätzlich durch Abbildung 4-26 veranschaulicht.

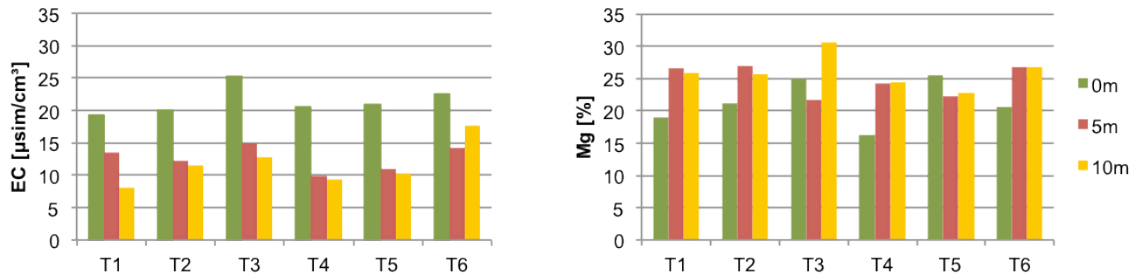


Abb. 4-26: Verteilung der elektrischen Leitfähigkeit (links) und der Magnesiumsättigung (rechts) der Transekte 1-6.

Werden die Werte des Transekt 6, welches sich hinsichtlich seiner Korngrößenzusammensetzung deutlich von den anderen fünf Transekten unterscheidet (vgl. Abb. 4-1), aus dem Prüfverfahren ausgeschlossen, sind außerdem beim pH-Wert, dem pflanzenverfügbaren Phosphat und dem Stickstoffgehalt signifikante Unterschiede zu erkennen. Die Phosphatgehalte und die Stickstoffgehalte sind in Abbildung 4-27 dargestellt. Mit Ausnahme von Transekt 6 liegt bei jedem der Transekte der Wert des pflanzenverfügbaren Phosphates in Baumnähe signifikant über den Werten der sich in der Transektmitte beziehungsweise am Transektende befindlichen Bereiche. Ähnlich verhält sich dies mit dem Stickstoffgehalt in %, der ebenso in Baumnähe signifikant höher ist.

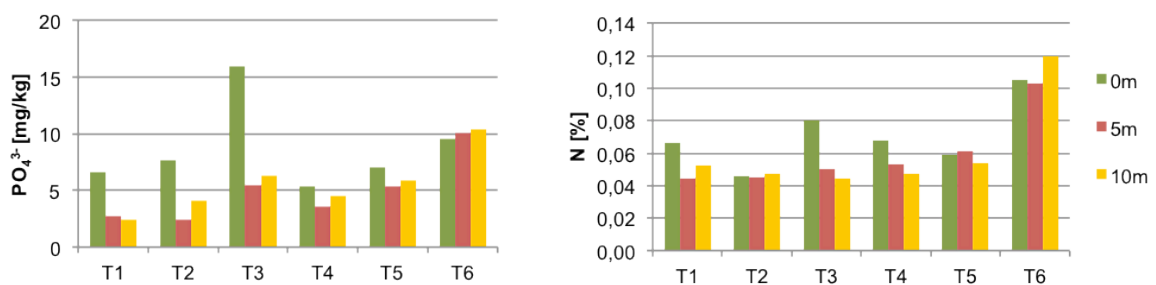


Abb. 4-27: Verteilung des pflanzenverfügbaren Phosphatgehaltes (links) und des Stickstoffgehaltes (rechts) der Transekte 1-6.

Mit Ausnahme des Transekts 6 unterscheiden sich die pH-Werte zwischen den ersten beiden Transektbereichen signifikant, wobei die baunähe Fläche hier durch einen

niedrigeren pH-Wert gekennzeichnet wird als die Flächen in der Transektmitte. Die Kaliumsättigung zeigt keine signifikanten Unterschiede auf. Anhand des Balkendiagrammes ist allerdings zu erkennen, dass diese tendenziell in Baumnähe etwas höher ausfällt als in zunehmender Entfernung auf der Grasfläche (vgl. Abb. 4-28). Des Weiteren verdeutlichen die Abbildungen 4-29 und 4-30 die Sonderstellung des Transekt 6 und die Zusammenhänge zwischen der effektiven Kationenaustauschkapazität (KAK) und dem Tongehalt (T) (vgl. Abb. 4-29) sowie zwischen dem Wassergehalt im Boden (H_2O) und dem Schluffanteil (U) an der Korngröße (vgl. Abb. 4-30).

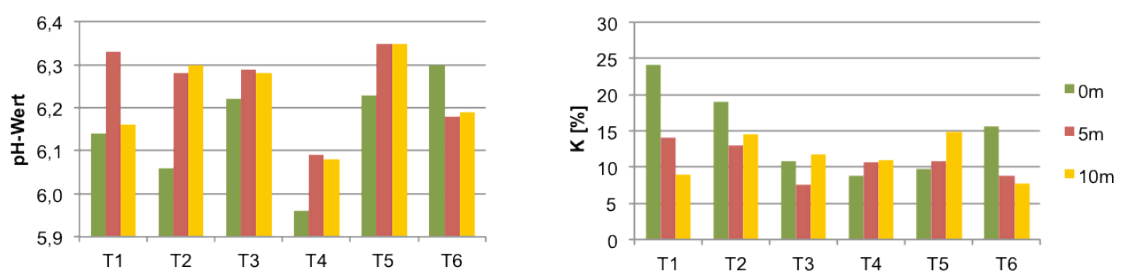


Abb. 4-28: Verteilung des pH-Wertes (links) und der Kaliumsättigung (rechts) der Transekte 1-6.

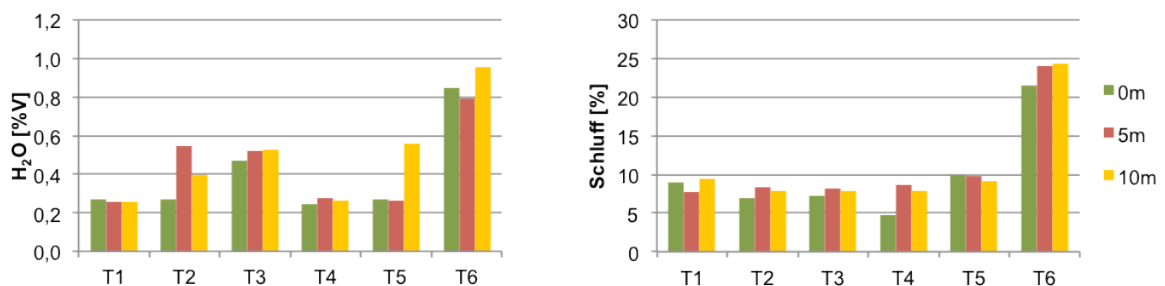


Abb. 4-29: Verteilung des Wassergehaltes während der Trockenzeit (links) und des Schluffgehaltes in % (rechts) der Transekte 1-6.

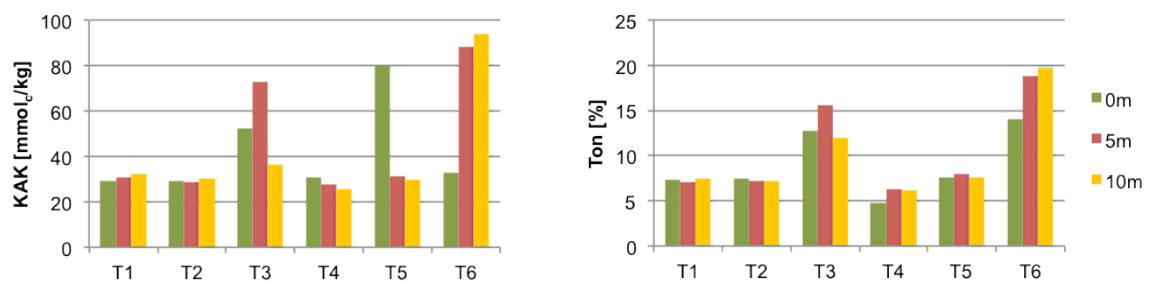


Abb. 4-30: Verteilung der effektiven Kationenaustauschkapazität (links) und des Tongehaltes (rechts) der Transekte 1-6.

5 Diskussion

5.1 Diskussion der Zielsetzung

Der Niederschlag weist in dieser Region eine relativ hohe Variabilität auf, wobei Ende Oktober die Regenzeit meist durch eine nur wenige Tage andauernde Regenperiode, die so genannte „kleine Regenzeit“ eingeleitet wird. In Namibia sind allerdings hohe Variationen zwischen den Jahren weit verbreitet, was die Vorhersage der Regenzeit dementsprechend schwierig macht (vgl. DE KLERK, 2004). So wurden während des Untersuchungszeitraumes die ersten Niederschläge erst nach sieben Aufnahmewochen aufgezeichnet (vgl. Kapitel 4.1.3). Dadurch fand die Aufnahme der Übergangsflecken, welche den Vegetationswechsel von der Trocken- zur Regenzeit verfolgen sollten, zur Gänze während der Trockenzeit statt. Die ursprünglich für acht Wochen geplanten Feldarbeiten wurden daher verlängert und nach einer vierwöchigen Pause Ende Dezember eine wiederholte Aufnahme der Vegetation der Kontrollflächen durchgeführt. Die oberirdischen Sprosssteile der nach den Niederschlägen aufkommenden Pflanzen waren zu diesem Zeitpunkt jedoch wiederholt vertrocknet und zu großen Teilen abgestorben.

Die gesamte Fragestellung musste daher an die Witterungsbedingungen angepasst werden, weshalb die phänologischen und generativen Pflanzenmerkmale während des Untersuchungszeitraumes zwar aufgenommen, aufgrund ihrer begrenzten Aussagekraft jedoch nicht weiter statistisch ausgewertet wurden. Bei der Analyse der Kontrollflächen und der Transekte wurde von einem Vergleich der Flächen zu den unterschiedlichen Aufnahmezeitpunkten abgesehen, da sich die Vegetation, mit Ausnahme weniger Arten, welche im Abschnitt 5.2 ausführlicher thematisiert werden, hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung nicht veränderte. Während bei der Analyse der Kontrollflächen alle drei Aufnahmen in die Untersuchungen eingingen, wurde bei der Auswertung der Transekte mit den gemittelten Deckungsprozenten aus allen drei Aufnahmezeitpunkten gearbeitet. Dies ist insbesondere bei den Analysen der Lebensformen in den Kapiteln 4.3.1 und 4.3.2 zu beachten.

5.2 Veränderungen der Vegetation während des Untersuchungszeitraumes

Bis zum Einsetzen der dreitägigen Regenfälle Mitte November (vgl. Kapitel 4.1.3) konnte weder bei den krautigen Pflanzen noch bei den Gräsern die Entwicklung grüner Sprosssteile dokumentiert werden. Lediglich Bäume der Gattung *Acacia*, insbesondere *Acacia erioloba* und *Acacia hebeclada*, wiesen bereits vor den Niederschlagsereignissen Blüten und erste Blattriebe auf. Hierbei liegt die Vermutung nahe, dass *Acacia erioloba* auf noch gespeicherte Wasserressourcen der letzten Vegetationsperiode zurückgreift (vgl. MANNHEIMER und CURTIS, 2009). Dies bekräftigt das Konzept der zeitlichen Ressourcenpartitionierung zwischen Bäumen und Gräsern (SCHOLES und ARCHER, 1997). Bei den meisten Bäumen erfolgt die Keimung der Samen unmittelbar nach der Blüte, weshalb die Blüten- und Fruchtentwicklung bereits vor der Regenzeit eingeleitet werden (vgl. SCHOLES, 2004). Die Keimung von Savannengräsern wird hingegen erst nach einer Ruhephase von mehreren Monaten und einem ergiebigen Niederschlagsereignis (> 20 mm) veranlasst, um das Austreiben in derselben Vegetationsperiode beziehungsweise zu Beginn der Trockenzeit zu verhindern. Zusätzlich werden diese vor einmaligen Regenfällen in der Trockenzeit geschützt, indem bei den ersten Niederschlägen nicht alle Samen zur Keimung gebracht werden (vgl. SCHOLES, 2004).

Junge Bäume, die hinsichtlich ihrer Wuchsform den Sträuchern zuzuordnen sind und sich auf den Untersuchungsflächen vorwiegend aus Vertretern der *Acacia karroo* zusammensetzen, aber auch andere Bäume wie *Ziziphus mucronata* und ausgewachsene Vertreter der *Acacia karroo* zeigten während dieser Zeit noch keine jungen Triebe. Ihre Blattentfaltung begann mit den meisten anderen Sträuchern wie *Grewia flava* und *Tarchonanthus camphoratus* erst nach den ersten Niederschlägen.

Außerhalb der Untersuchungsflächen, entlang von Tiefenlinien und am Rande des nur episodisch wasserführenden Flusstales waren hingegen bereits während der Trockenzeit Blätter zu erkennen (vgl. Abb. 2-2c und Abb. 2-3a). Dies ist nach SCHULTZ (2000) auf die günstigeren Feuchtebedingungen im Boden zurückzuführen, weshalb diese Bereiche durch das Vorkommen von relativ hohen und dichten Galeriewäldern charakterisiert sind (vgl. KNAPP, 1973). Im Rahmen dieser Studie wurden diese Standorteigenschaften jedoch nicht weiter analysiert.

Nach den Regenfällen zeigte sich eine sehr rasche Entwicklung von *Microchloa caffra* und *Kyllinga alata* (vgl. Abb. 5-1b). Diese bildeten innerhalb von wenigen Tagen eine dichte Grasdecke (vgl. Abb. 5-1d), die sich zum Zeitpunkt der letzten Vegetationsaufnahmen Ende Dezember nur noch aus oberirdisch abgestorbenen Sprosssteilen zusammensetzte

(vgl. Abb. 5-1e). WALTER und BRECKLE (2004) erklären dies mit der fehlenden Einschränkung der Transpiration bei Gräsern bei ungünstigen Feuchtebedingungen, wodurch diese, ausgehend von den Blattspitzen, schnell vertrocknen und frische grüne Flächen innerhalb kurzer Zeit erneut gelb erscheinen.

Neben diesen beiden Arten reagierten auch mehrjährige Gräser der Gattung *Eragrostis* (*E. trichophora*, *E. lehmanniana*, *E. rigidior*), *Schmidtia* (*S. pappophoroides*) und *Sporobollus* (*S. fimbriatus*) sowie zahlreiche Geophyten (*Nerine laticoma*, *Ophioglossum* sp., *Talinum* sp., *Eriospermum* sp.), aber auch kleine Zwergsträucher (*Pentzia lanata*, *Aptosimum spinescens*) und eine Vielzahl von kleinen Keimlingen (vorwiegend Therophyten), unmittelbar auf die Niederschläge. Diese Arten konnten ihre oberirdischen Sprosstteile im Gegensatz zu *Kyllinga alata* und *Microchloa caffra* bis zu den letzten Aufnahmen erhalten und wie am Beispiel von *Eriospermum roseum* sogar zur Blüte bringen (vgl. Abb. 5-1f und Abb. 5-1c). Die vorwiegend einjährigen Pflanzen der Gras- und Krautschicht, die während der ersten beiden Aufnahmen noch im vertrockneten Zustand dokumentiert wurden, waren zum Zeitpunkt der letzten Aufnahmen weitgehend verschwunden. Im Gegensatz dazu war die Blattentwicklung der Sträucher nahezu abgeschlossen. DE KLERK (2004) weist im Bezug auf die Phänologie in ariden Savannen darauf hin, dass die Entwicklung der Pflanzen, im Gegensatz zu den feuchten Savannen, hier in Abhängigkeit von den Niederschlägen wesentlich flexibler verläuft.

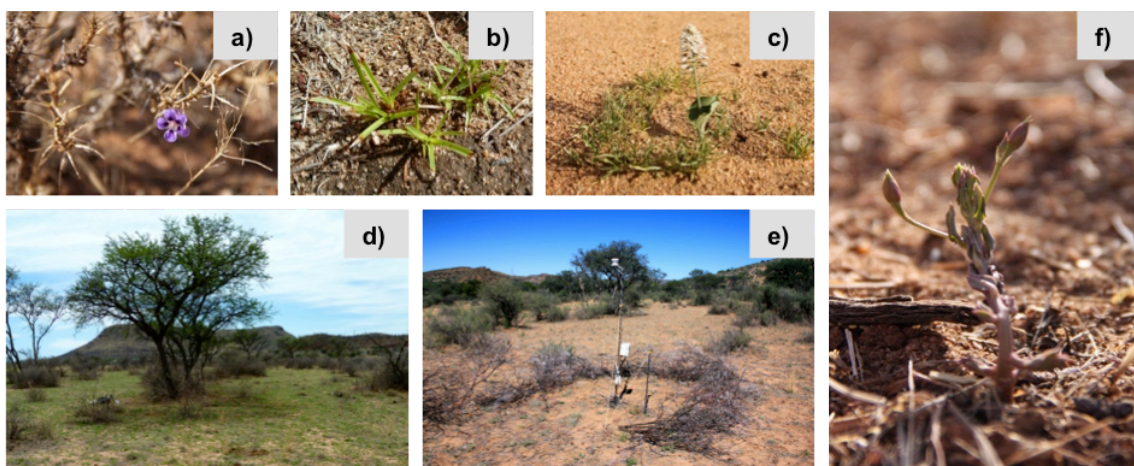


Abb. 5-1: Vegetation im Übergang der Trocken- zur Regenzeit: a) *Aptosimum spinescens*; b) *Kyllinga alata*; c) *Eriospermum roseum*; d) Untersuchungs-gelände zum Zeitpunkt der Aufnahmen Ende November mit ausgedehnter Grasdecke aus *Kyllinga alata* und vereinzelt *Microchloa caffra*; e) Untersuchungs-gelände zum Zeitpunkt der Aufnahmen Ende Dezember mit erneut ausgetrockneter Grasdecke; f) *Talinum* sp.

5.3 Beurteilung des Beweidungszustandes

Bei den Aufnahmen wurde speziell darauf geachtet auch krautige Pflanzen zu berücksichtigen, was nach BURKE und STROHBACH (2000) insbesondere für Beweidungsflächen von großer Bedeutung ist und Rückschlüsse auf wichtige Beweidungszeiger zulässt. Diese breiten sich neben annuellen Gräsern mit geringer Futterqualität und dornigen oder ungenießbaren Sträuchern meist auf Kosten von schmackhaften Pflanzen und mehrjährigen Gräsern auf den Weideflächen aus (vgl. SCHULTZ, 2000). Eine Folge davon kann die Verbuschung ganzer Areale sein, was für die Umgebung von Windhoek nach DE KLERK (2004) durch dichte Bestände von *Acacia mellifera* dokumentiert ist. Auf dem Untersuchungsgelände spielt *Acacia mellifera*, eine Pionierpflanze auf flachgründigen Sandböden (vgl. MANNHEIMER und CURTIS, 2009), allerdings eine untergeordnete Rolle. Ihre Verbreitung beschränkt sich vorwiegend auf die nähere Umgebung der Farmgebäude und nicht auf die Aufnahmeflächen.

Auf dem gesamten Untersuchungsgelände, vermehrt allerdings auf der Beweidungsfläche 2 und im nördlichen sowie östlichen Bereich der ersten Beweidungsfläche (Flächen der Isopamgruppe 2 bei der Analyse der Übergangsfleichen (vgl. Kapitel 4.2.2)), wurde ein relativ dichter Bestand von *Geigeria sp.* festgestellt. Pflanzen dieser Gattung wirken sich durch ihren hohen Anteil an toxischen Bestandteilen äußerst nachteilig auf die Weidequalität aus (vgl. KNAPP, 1973) und können wie am Beispiel *Geigeria passerinoides* zu „Geigeria Vergiftungen“ bei Weidetieren führen (vgl. BURKE, 2007; KNAPP, 1973). Eine Bestimmung auf Artniveau war am Ende der Trockenzeit allerdings nicht mehr möglich. Als weitere Zeiger für überweidete Flächen nennt SCHULTZ (2000) Vertreter der Gattung *Tribulus*, die überweidete Dornsavannen in Namibia nach Regenfällen für kurze Zeit erblühen lassen und nach den ersten Niederschlägen auch im Untersuchungsgebiet aufgezeichnet wurden.

Mehrjährige Gräser sind auf überweideten Flächen mit vermehrtem Verbiss der oberirdischen Sprosssteile durch die Weidetiere konfrontiert, wodurch die Regenerationsfähigkeit aus den in den Wurzeln gespeicherten Nährstoffen herabgesetzt wird und die Pflanzen schlussendlich absterben. Übrig bleiben vorwiegend annuelle Gräser, die als Pionierpflanzen die stark beeinträchtigten Flächen besiedeln (vgl. VAN OUTDSHOORN, 2009). Auf dem Untersuchungsgelände wurden dahingehend kleine Bestände von *Antheaphora schinzii*, *Dactyloctenium aegyptium* und *Enneapogon cenchroides* sowie größere Bestände von *Aristida adscensionis* und *Chloris virgata* aufgezeichnet. Letztere wurde häufig für die Klassifizierung der Gruppen durch Isopam

herangezogen (vgl. Kapitel 4.2) und charakterisiert Flächen in der Nähe des trockenen Flusstales. Nach MÜLLER (2007) und VAN OUTDSHOORN (2009) bevorzugt *Chloris virgata* gestörte Flächen, insbesondere mit leicht erhöhten Tongehalten an denen sich nach Regenfällen länger Wasser sammelt. In ariden Gebieten wird dieses Gras häufig als Weidegras verwendet. Pflanzen der Gattung *Aristida* werden hingegen durch ihre geringe Biomassenproduktion und die scharfen Spitzen ihrer Karyopsen weidewirtschaftlich als ungünstig eingestuft (vgl. KNAPP, 1973).

Durch Verbesserung des Beweidungsmanagements, aber auch der Bodenstruktur, kann sich auf überweideten Flächen ausgehend von diesem Pionierstadium eine zunehmende Sukzession zu vermehrt konkurrenzfähigen mehrjährigen Gräsern wie *Eragrostis rigidior* einstellen. Diese wachsen in wesentlich dichteren Beständen und verdrängen die meist sehr konkurrenzschwachen einjährigen Gräser (vgl. VAN OUTDSHOORN, 2009). Neben *E. rigidior* auf der Beweidungsfläche 2 zählen auch Vorkommen von *E. echinochloidea*, *E. lehmanniana*, *E. trichophora* und *Trichoneura grandiglumis* zu dieser Sukzessionsgemeinschaft. Vertreter der Gattung *Eragrostis* kommen auf beiden Beweidungsflächen mit einer relativ hohen Dichte vor. Ihr Weidewert ist selbst bei den abgetrockneten Blättern und Sprossen noch sehr hoch, weshalb *Eragrostis* Bestände nach KNAPP (1973) selbst in der regenlosen Zeit eine gute Futtergrundlage darstellen. *Trichoneura grandiglumis* weist indessen nur eine sehr geringe Biomassenproduktion auf und ist für Weidetiere ungenießbar (vgl. VAN OUTDSHOORN, 2009).

Mit einer weiteren Verbesserung der Standortbedingungen werden die Gräser der Subklimax Sukzessionsstufe weiter durch eine Klimaxgesellschaft abgelöst. Diese besteht vorwiegend aus robusten, mehrjährigen Arten, die auf einen optimalen Beweidungszustand und gute Bodeneigenschaften hinweisen (vgl. VAN OUTDSHOORN, 2009). Auf Beweidungsfläche 2 wird dieses Stadium durch vereinzelte Bestände von *Eragrostis superba*, *Digitaria eranthia*, *Panicum lanipes* und *Sporobolus fimbriatus* eingenommen. *Schmidtia pappophoroides* bildet auf beiden Flächen vorwiegend in den nördlicheren Bereichen des Untersuchungsgeländes und hier vermehrt auf der Beweidungsfläche 1 dichte Vorkommen.

Bei zu geringer Wasserversorgung oder einer Verschlechterung der Bodeneigenschaften durch erosive Vorgänge und Verlust der oberen Bodenschichten verbleibt die Vegetation jedoch häufig in einem Subklimax oder auch Pionierstadium (vgl. VAN OUTDSHOORN, 2009). Die Artenzusammensetzung reagiert meist sehr sensibel auf Störungseinflüsse wie die Beweidung und gibt meist Auskunft über den Zustand der Flächen (vgl. VAN

OUTDSHOORN, 2009). *Aristida congesta*, ein mehrjähriges Gras, das in semiariden Gebieten eines der wenigen genießbaren Gräser darstellt und mit großer Häufigkeit auf dem gesamten Gelände auftritt, gilt hierbei als wichtiger Indikator für gestörte Flächen (vgl. VAN OUTDSHOORN, 2009). Auch *Pogonarthria fleckii*, ein einjähriges Gras mit sehr dichten Beständen auf beiden Beweidungsflächen, gilt als Indikator für Übernutzung und ist häufig im Zusammenhang mit Verbuschungserscheinungen anzutreffen. Das Vorkommen von *Schmidtia pappophoroides* deutet wiederum auf eine Zustandsverbesserung auf überweideten Flächen hin (vgl. MÜLLER, 2007; VAN OUTDSHOORN, 2009).

Auf dem Untersuchungsgebiet treten sowohl annuelle Pionierpflanzen als auch mehrjährige Vertreter der Subklimaxgesellschaft auf. Aber auch Klimaxgräser wie *Schmidtia pappophoroides* bilden zum Teil dichte Bestände aus. Der Zustand der beiden Beweidungsflächen kann somit nicht eindeutig beurteilt werden und setzt sich aus einem Mosaik aus stark degradierten Flächen mit ausgeprägter Pioniervegetation, aber auch relativ stabilen Klimaxgemeinschaften, zusammen (vgl. Abb. 5-2). Der Großteil der Gräser ist allerdings zwischen diesen beiden Sukzessionsstadien mit einer Dominanz von Gräsern der Gattung *Eragrostis* angesiedelt.



Abb. 5-2: Vegetationsmosaik auf der Beweidungsfläche 2 mit stark beweideten Bereichen mit geringen Graswuchs und teilweise sehr dichten Beständen aus *Eragrostis* sp.

Auf den Untersuchungsflächen wird mithilfe eines Rotationsystems beweidet, was die stark selektive Beanspruchung der Grasnarbe unterbinden und diese dadurch schonen und vor Verbuschungen schützen sollte (vgl. WALTER und BRECKLE, 2004). Eine

systematische Störung wie sie bei ganzjährigen Standweiden auftritt (vgl. WALTER und BRECKLE, 2004) war im Untersuchungsgebiet nicht ersichtlich.

5.4 Die Vegetation als Steuerungsgröße der Vegetationszusammensetzung

In diesem Abschnitt wird der Einfluss der einzelnen Pflanzen, besonders der Bäume und Sträucher, auf die Vegetationszusammensetzung diskutiert. Grundlage sind hier die Klassifikationsanalysen mittels Isopam, nach der die einzelnen Aufnahmeflächen auf Basis ihrer Vegetationsdaten zu Gruppen zusammengefasst und typische Arten als Trennarten identifiziert wurden. Die nachfolgende Nichtmetrische Multidimensionale Skalierung (NMDS) basiert ebenfalls auf diesen Vegetationsdaten und zeigt im Ordinationsraum auch graduelle Veränderungen in der Beziehungsstruktur zwischen den Flächen auf. Durch die farbliche Kennzeichnung der jeweiligen Isopamgruppen wird jedoch ersichtlich, dass die räumliche Anordnung der Objekte im Ordinationsraum deutliche Parallelen mit den Gruppierungen durch den Isopamalgorithmus zeigt. Dies ist unter anderem in der Wahl des Ähnlichkeitsmaßes begründet, das bei beiden Analysen der Bray-Curtis-Index darstellt. Aus Gründen der besseren Interpretierbarkeit wird der Einfluss der Vegetation vorwiegend anhand der Klassifikation durch Isopam diskutiert. Besonders weil hier unterschiedliche Datensätze, bestehend aus den Vegetationsdaten der krautigen sowie der krautigen und holzigen Pflanzen, Eingang fanden und dadurch der Einfluss der Bäume und Sträucher stärker herausgearbeitet werden konnte.

5.4.1 Gesamtflächen

Die Analyse, bestehend aus den Plots der Kontroll- und Übergangsflächen, ergab sowohl für die gesamte als auch für die krautige Vegetation eine hierarchische Klassifikation mit fünf Gruppen auf der letzten Ebene. Auf Basis der Isopamgruppen ist es jedoch nicht möglich die Flächen hinsichtlich ihrer Beeinflussung durch Bäume oder Sträucher zu unterscheiden. Der Vergleich der Gruppenzusammensetzung beider Datensätze (krautige und gesamte Vegetation) lässt neben erheblichen Unterschieden auch einige Ähnlichkeiten erkennen (vgl. Abb. 4-6). Bei Ausschluss der holzigen Pflanzen zeigen die Gruppen 1, 2 und 5 eine vergleichbare Zusammensetzung. In Summe sind die Gruppierungen jedoch relativ instabil und die Trennarten bei beiden Verfahren nicht konsequent bestimmten Gruppen zuzuordnen. Des Weiteren muss bei der Interpretation der Gesamtflächen beachtet werden, dass die Größe der Aufnahmeflächen nicht

einheitlich ist und bei den Übergangsfleichen nur einen Quadratmeter, bei den Kontrollfleichen jedoch 16 m² umfasst. Daher werden hauptsächlich die Analyseergebnisse der Kontroll- und Übergangsfleichen diskutiert.

5.4.2 bergangsfleichen

Bei den Übergangsfleichen wurden im Zuge der Datenmaskierung sämtliche Bäume und Sträucher aus der Analyse ausgeschlossen. Ein Vergleich der Vegetationsklassifikation der krautigen Pflanzen auf den Gesamtfleichen mit der Klassifikation der Übergangsfleichen zeigt einige Gemeinsamkeiten zwischen den Gruppen (vgl. Abb. 4-6). So setzt sich Gruppe 1 der Übergangsfleichen vollständig aus Arten zusammen, die sich bei der Untersuchung der Gesamtvegetation ebenfalls in der ersten Gruppe befinden. In beiden Analysen werden diese Gruppen durch das Vorkommen von *Blepharis pruinosa* sowie *Aptosimum spinescens* charakterisiert. Beides Zwergsträucher, die sich somit vorwiegend auf der ersten Beweidungsfleiche befinden. Die Gruppen 2 und 3 zeigen hingegen keine Gemeinsamkeiten mit der Isopamklassifikation der Gesamtfleichen.

Chloris virgata gibt durch ihre Dominanz in Isopamgruppe 3, die sich vorwiegend aus Fleichen in der Nähe des Galeriewaldes zusammensetzt, Auskunft über die dortigen Standortbedingungen. Ihr Vorkommen ist vielfach auf leicht tonige, feuchtere und stärker gestörte Fleichen begrenzt (vgl. MÜLLER, 2007; VAN OUTDSHOORN, 2009). Hinsichtlich der Korngrößenverteilung entspricht dies den Ergebnissen der bodenkundlichen Laboranalyse (vgl. Kapitel 4.1.1).

Anhand der Auswertung der Umgebungsskizzen und anschließender linearen Korrelation des Baum- und Strauchgradienten mit den Fleichen im Ordinationsraum konnte kein signifikanter Einfluss der Gehölze auf die Vegetationsverteilung nachgewiesen werden. Der Strauchgradient zeigt allerdings bei der nichtparametrischen Anpassung an den Ordinationsraum der Übergangsfleichen eine signifikante Zunahme in der Isopamgruppe 3. Diese umfasst, beziehungsweise auf die Erläuterungen in Kapitel 4.2.2, vor allem Fleichen in der Nähe des Galeriewaldes.

Zusammenfassend kann auf Basis dieser Analyseergebnisse angenommen werden, dass die Fleichen der Isopamgruppe 3 vermehrt im Einfluss der umgebenden Sträucher stehen, was auf die unmittelbare Nähe zum Galeriewald zurückzuführen ist. Zudem könnten sie auch einer vermehrten Störung ausgesetzt sein. Dies scheint angesichts der dichteren

Vegetation und der zahlreich vorhandenen Schattenbäume für Weidetiere, die den Beweidungsdruck erhöhen könnten, plausibel.

5.4.3 Kontrollflächen

Die Kontrollflächen dienen als präferenziell ausgewählte Standorte dem direkten Vergleich der Gras-, Busch- und Baumflächen. Die Ergebnisse der Klassifikationsanalysen wurden bereits im Kapitel 4.2.3 auf Basis der unterschiedlichen Datensätze (krautige und gesamte Vegetation) und Programmeinstellungen dargestellt. Bei allen vier Analysen konnte unabhängig davon, ob die krautige oder die gesamte auch holzige Vegetation in die Untersuchung einfließt, eine Gruppenstruktur herausgearbeitet werden, die hinsichtlich der Vegetation keine signifikanten Unterschiede zwischen der Gras- und Strauchfläche auf derselben Beweidungsfläche erkennt. Dies lässt Rückschlüsse auf die Einflussnahme der Sträucher zu, die folglich nicht ausreicht, um eine andere Vegetationszusammensetzung auf der Fläche auszubilden. In Abbildung 5-3 wird ersichtlich, dass die Sträucher auf den Vergleichsflächen im Bezug zur Gesamtfläche von 16 m² sehr klein sind. Angesichts der extensiven Bewurzelung von einigen Sträuchern wie zum Beispiel *Acacia mellifera* (vgl. DE KLERK, 2004) dürfte sich dies allerdings nicht bedeutend auf das Ergebnis auswirken. Hinzu kommt jedoch, dass die beiden Strauchflächen durch unterschiedliche Arten gekennzeichnet sind (*Lycium bosciifolium* auf MS1 und *Acacia karoo* auf MS2) und diese deshalb bei der Gruppierung nicht zur Ähnlichkeit der Flächen beitragen. Hier wäre das Monitoring der gleichen Art zweckmäßiger gewesen.

Die beiden Baumflächen werden im Gegensatz zu den Strauch- und Grasflächen bei der Analyse der Gesamtvegetation derselben Gruppe zugeordnet. Die Unterschiede zwischen den beiden Beweidungsflächen scheinen hier dem Einfluss der Bäume, in beiden Fällen *Acacia erioloba* mit begleitenden Büschen, zu unterliegen. Mit Ausnahme der Ende Dezember aufgenommenen Baumfläche auf der ersten Beweidungsfläche (MT1c) wird diese Gruppierung auch bei Ausschluss der Gehölze beibehalten. Letzteres verändert die Zuordnung der Flächen zu den Isopamgruppen aber auch deren Trennarten somit nur geringfügig. Die Trennarten weichen nur durch die Abwesenheit der holzigen Pflanzen voneinander ab. Werden für die Klassifikation andere Standardeinstellungen (*filtered=TRUE*) herangezogen, verändert sich die Gruppierung dahingehend, dass MT1 nicht mehr mit MT2 eine Gruppe bildet, sondern mit MG1 und MS1 zusammengefasst wird (vgl. Kapitel 4.2.3). Gemeinsamkeiten lassen sich diesbezüglich auch in Abbildung 5-3

erkennen. Die holzigen Pflanzen auf der Beweidungsfläche 1 haben somit bei dieser Einstellung keinen Einfluss auf die Klassifikation der Flächen.

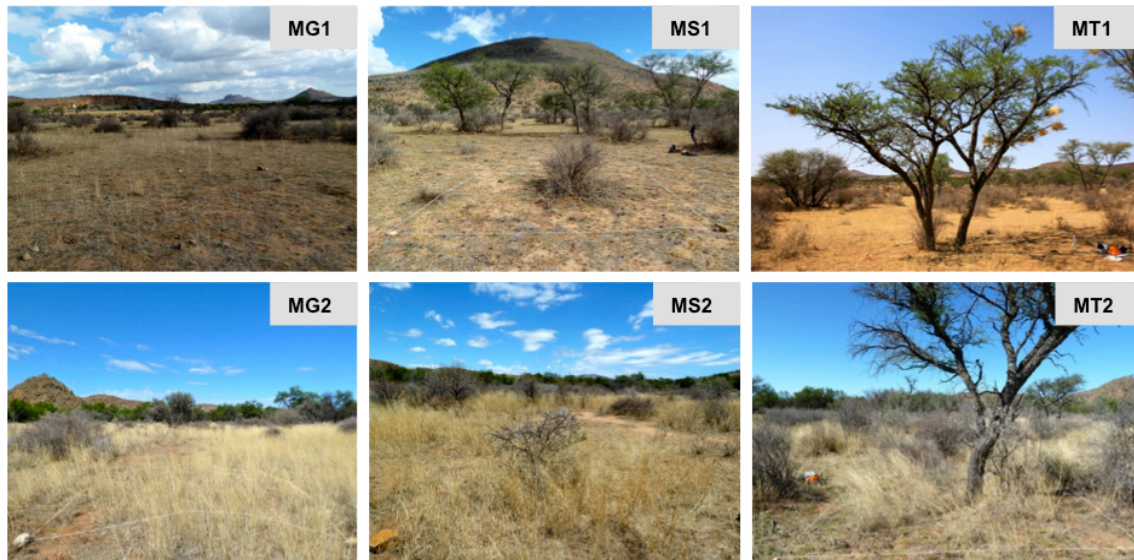


Abb. 5-3: Vergleichsflächen für den Gras- (MG), Strauch- (MS) und Baumstandort (MT) auf den beiden Beweidungsflächen. Beweidungsfläche 1: MG1, MS1, MT1; Beweidungsfläche 2: MG2, MS2, MT2.

5.4.4 Artmächtigkeiten im Transektverlauf

Bei den Analysen der Einzeltransekte und der Gesamttransekte können mithilfe der Isopamklassifikation zahlreiche Trennarten identifiziert werden, welche für die Untergliederung der Segmente in zwei bis drei Gruppen verantwortlich sind. Diese setzen sich vorwiegend aus aufeinanderfolgenden Segmenten zusammen. Die Trennarten sind entsprechend der Vegetationszusammensetzung auf den jeweiligen Transekten sehr verschiedenartig und zeigen nur begrenzt Gemeinsamkeiten. Bei den Transekten 1 und 2 werden die baumnahen Gruppen durch einen Farn, *Ophioglossum sp.*, der erst nach den ersten Niederschlägen zu keimen begann, charakterisiert. Bei der Gesamtanalyse kommt dabei noch *Talinum sp.* und *Achyranthes aspera* hinzu. *Microchloa caffra*, ein Vertreter der Familie der Riedgräser, der ebenfalls nach den Regenfällen eine rasche Ausbreitung erfuhr, kennzeichnet in den Transekten 1 und 5 die baumfernen Flächen, gleichsam wie *Aristida congesta* in den Transekten 1 und 4 sowie *Blepharis pruniosa* und *Pentzia lanata* bei der Analyse der Gesamttransekte. Aufgrund der Heterogenität des Datensatzes konnten für alle sechs Transekte allerdings keine gemeinsamen charakteristischen Arten festgestellt werden. Im Zusammenhang mit der Vegetationsveränderung im Transektverlauf weisen SCHOLLES und ARCHER (1997) darauf hin, dass in ariden Gebieten,

in denen die Effekte der Einstrahlung und der Wurzelkonkurrenz noch einen stärkeren Einfluss auf die Artenbeziehungen haben, auch eine stärkere Beeinflussung der Bäume auf die darunter liegende Krautschicht vorherrscht. Diese nimmt allerdings mit zunehmender Beweidung wieder ab (vgl. SHOLES und ARCHER, 1997).

Die im Zuge der Split-Moving-Window Analyse ermittelten Sprungstellen und die Gruppierungen mittels Isopam können auf den steuernden Einfluss der Bäume auf die Vegetationszusammensetzung zurückgeführt werden. Letztere unterliegt im Abstand von drei bis fünf Metern einer signifikanten Veränderung. SHOLES und ARCHER (1997) verweisen diesbezüglich auf die Änderung der Krautschicht entlang von Transekten. Diese zeigt in ihrer Zusammensetzung, insbesondere im Stammbereich des Baumes, im unmittelbaren Einflussbereich der Baumkrone und in dessen Tropfzone im Übergang zur Grasfläche, Unterschiede auf (vgl. SHOLES und ARCHER, 1997). Der Vegetationssprung vollzieht sich entlang der untersuchten Transekte zwar im ungefähren Bereich zwischen dem äußeren Ende der Baumkrone und der offenen Grasfläche, kann jedoch nicht exakt mit dem Randbereich der Baumkrone in Beziehung gesetzt werden, wie dies in einer Studie von BESLKY (1994) im *Tsavo Nationalpark in Kenya* erfolgte. Entlang dieser Zone ist nach SHOLES und ARCHER (1997) auch ein Gradient hinsichtlich der Kohlenstoffdioxid-Assimilation, von C₃ Pflanzen im Bereich des Baumes zu C₄ Pflanzen auf der offenen Fläche, erkennbar. Dieser wurde in der vorliegenden Arbeit jedoch nicht überprüft.

5.4.5 Lebensformen im Transektverlauf

Die Isopamklassifikation der einzelnen Transekte ergab, entsprechend der Ergebnisse der Analyse der Artmächtigkeitsdaten, in den meisten Fällen eine Gruppierung der Segmente in der Reihenfolge des Transektverlaufs. Bei Transekt 1, 2, 3 und 4 setzen sich die baumnahen Gruppen aus den ersten drei bis fünf Segmenten zusammen und werden zum Teil durch baumferne Segmente ergänzt. Für diese Abschnitte wurden als charakteristische Trennlebensformen jene der Geophyten und der Chamaephyten aufgezeichnet. Im Gegensatz dazu ergab die gemeinsame Analyse aller Transekte (vgl. Kapitel 4.3.2) ausgehend vom Baum im Transektverlauf eine Abfolge von Phanerophyten und Geophyten zu einem vermehrten Vorkommen von Chamaephyten am Transektende. Der Vergleich mit dem Verlaufsdigramm der durchschnittlichen Lebensformen auf allen sechs Transekten in Abbildung 5-4 abseits der Isopamklassifikation zeigt hier allerdings eine davon abweichende Abfolge.

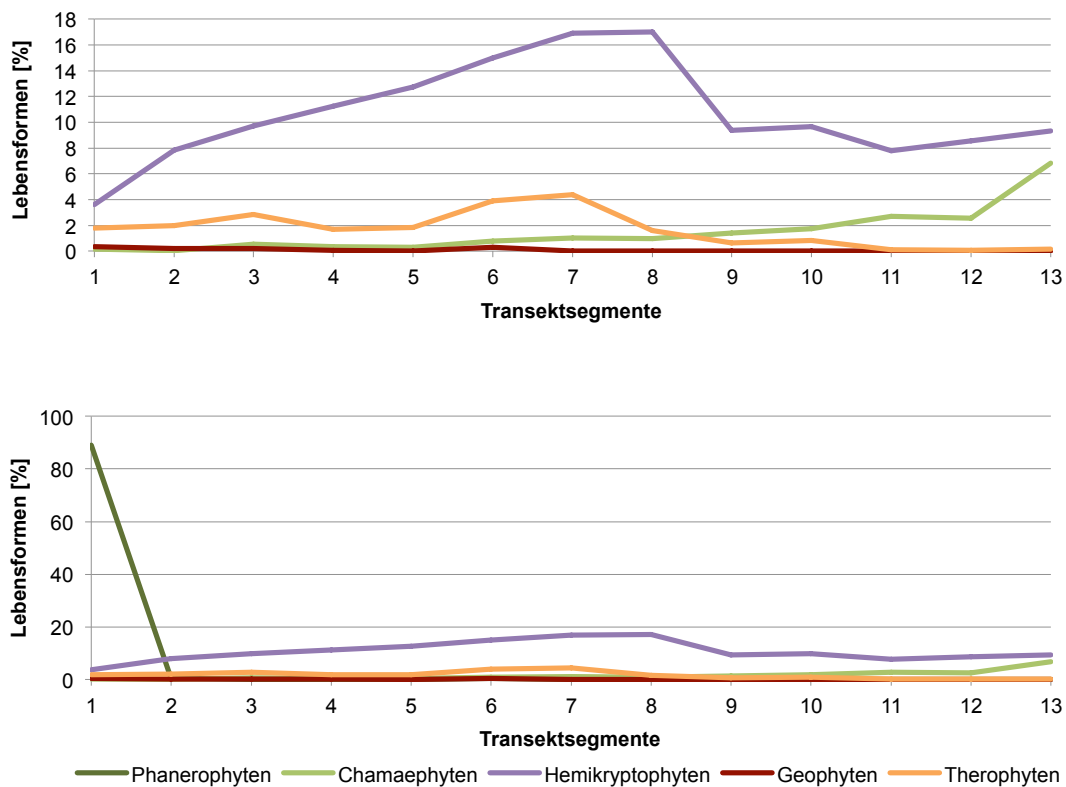


Abb. 5-4: Veränderung der Lebensformen im Transektverlauf (1-6) ohne Phanerophyten (oben) und mit Phanerophyten (unten).

Da die Deckung der Gehölze in diese Analyse miteinflusst, sind die ersten Transektsegmente erwartungsgemäß durch das Vorkommen von Phanerophyten bestimmt. In den restlichen Segmenten dominieren Hemikryptophyten, die nach Angaben von SCHULTZ (2000) die vorherrschende Lebensform in Savannenökosystemen darstellen. Ihr Anteil steigt bis zum Segment 8 kontinuierlich an und fällt danach relativ abrupt ab (vgl. Abb. 5-4). Der Verlauf der Therophyten erreicht mit einer Dominanz im vorderen Bereich sein Maximum in den Segmenten 7 und 8. SCHOLES und ARCHER (1997) betonen in diesem Zusammenhang die besseren Keimungsbedingungen von Pflanzen im Schatten der Bäume durch die herabgesetzte Bodentemperatur. Der Keimung wirkt zwar das unterhalb der Baumkrone oftmals vermehrte Streuvorkommen entgegen (vgl. SCHOLES und ARCHER, 1997; SCHULTZ, 2000), bei geringen Mengen an organischem Material könnte die Bodentemperatur jedoch durchaus die höheren Therophytenvorkommen erklären. Die Chamaephyten treten hingegen vermehrt am Transektende auf. Ihr Anteil steigt nach dem dritten Segment stetig bis zum Segment 13 an. Dies steht jedoch im Widerspruch zu den Ergebnissen der Klassifikationsanalyse nach denen das Vorkommen von Chamaephyten die baumnahen Segmente im Transekt 4 charakterisiert. Der Anteil der

Geophyten ist zwar im vorderen bzw. mittleren Transektbereich am größten, in Summe allerdings nur äußerst gering. Eine Ursache davon könnte sein, dass das Geophytenvorkommen erst bei den letzten beiden Aufnahmen nach den Niederschlagsereignissen aufgezeichnet wurde, weshalb die Durchschnittsberechnung dieses hier abschwächt. Die Auswertung der einzelnen Transektaufnahmen in ihrem zeitlichen Verlauf wurde im Rahmen dieser Diplomarbeit nicht durchgeführt, könnte allerdings durchaus interessante Ergebnisse erzielen.

5.5 Abiotische Umweltfaktoren und die Beweidung als Steuerungsgrößen der Vegetationszusammensetzung

Die Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit bestimmt die grobe Zusammensetzung der Vegetation in Savannen. Kleinräumig wird allerdings ein beachtlicher Einfluss über die Schattenwirkung, Niederschlag- und Nährstoffumlagerung von den Gehölzen auf die umgebende krautige Vegetation ausgeübt (vgl. SCHOLES, 2004). Inwiefern sich diese Änderungen auf der Untersuchungsfläche manifestieren, wird im nächsten Abschnitt diskutiert.

5.5.1 Klimatische Einflüsse auf den Baum- und Grasstandort

Der Vergleich der klimatischen Parameter lässt, mit Ausnahme der Lufttemperatur und der relativen Luftfeuchtigkeit, deutliche Unterschiede zwischen dem Baum- und dem Grasstandort erkennen (vgl. Tab.4-1).

Der Baum bewirkt eine signifikante Reduktion der fotosynthetisch aktiven Strahlung und damit auch eine Verringerung der Bodentemperatur in beiden Messtiefen (vgl. Abb. 4-4). Dies ist bedingt durch die Schattenwirkung des Baumes und kann laut SCHOLES und ARCHER (1997) durch die geringere Transpirationsbelastung der Pflanzen unterhalb der Baumkrone zu einer Steigerung der Bodenfeuchte führen. In trockeneren Gebieten kann durch den Anstieg der Wassernutzungseffizienz außerdem ein mesophytischer, hochproduktiver Graswuchs gefördert werden (vgl. BELSKY, 1994; SCHULTZ, 2000). Dies konnte im Zuge der Aufnahmen nicht bestätigt werden, da die Vegetationsbedeckung unterhalb der Baumkrone häufig durch intensiven Verbiss nahezu gänzlich verschwunden war. Die Verringerung der fotosynthetisch aktiven Einstrahlung hat nach SCHOLES und ARCHER (1997) kaum einen Einfluss auf die Vegetation, die auch bei Beschattung noch ausreichend hohe Fotosyntheseraten erzielen sollte. Des Weiteren kann das von tief

wurzelnden Bäumen nach oben beförderte Wasser (*hydraulic lift*) von den nahe der Oberfläche wurzelnden Pflanzen genutzt werden (vgl. DE KLERK, 2004; SCHOLES und ARCHER, 1997).

Sträucher und Bäume fangen in Abhängigkeit der Kronenstruktur das Regenwasser auf und leiten es konzentriert über Ast- und Stammablauf den eigenen Wurzeln zu (vgl. SCHOLES und ARCHER, 1997; SCHULTZ, 2000). Die Interzeptionsverluste durch die Oberfläche der Vegetation werden nach SCHULTZ (2000) demnach als gering eingestuft und der Wurzelraum der Gehölze stärker befeuchtet als die umgebenden Bodenbereiche. Nach BELSKY (1994) zeichnen sich diese Bereiche auch durch eine verbesserte Bodenstruktur und infolgedessen auch höhere Infiltrationsraten aus. Der Vergleich der Bodenfeuchte auf den beiden Standorten zeigt allerdings während des gesamten Aufnahmezeitraumes einen deutlich geringeren Gehalt auf der Fläche unter dem Baum (vgl. Abb. 4-5). Am Ende der Trockenzeit liegt der Bodenwassergehalt dort nahe 0 % und zeigt im Vergleich zur offenen Grasfläche einen zeitlich verzögerten Anstieg nach den Regenfällen. Der Bodenwassergehalt beträgt dort um circa 4 % weniger. SCHOLES und ARCHER (1997) verweisen in diesem Zusammenhang darauf, dass der Einfluss über Stammabfluss in starker Abhängigkeit von der Intensität des Niederschlagsereignisses und der Größe der Blattfläche sowie der Borke- und Kronenstruktur des Gehölzes zu sehen ist. Die möglichen Interzeptionsverluste schwanken dementsprechend zwischen 5 und über 50 % (vgl. SCHOLES und ARCHER, 1997) und können bei sehr geringen Niederschlägen (<10 mm) den Wasserdurchlass auf den Boden um 50-100 % reduzieren (vgl. DE KLERK, 2004). Studien von STUART-HILL et al. (1989; 1987) an *Acacia karroo* zeigten entlang eines Transektes unterhalb des Baumkronenbereiches zwei Feuchtemaxima im Bereich des Stammes und am äußersten Rand der Baumkrone mit einem dazwischenliegenden trockeneren Bereich. In der vorliegenden Arbeit wurde die Bodenfeuchte im Schattenbereich zwischen zwei Bäumen gemessen. Es ist daher durchaus möglich, dass sich die Messstelle genau zwischen den beiden Feuchtemaxima befindet.

Infolge des hohen Sandanteils gelangt das Niederschlagswasser in tiefere Bodenschichten und ist dort durch den fehlenden kapillaren Sog weitgehend vor Verdunstung geschützt (vgl. SCHULTZ, 2000). Dies ist in Abbildung 4-5 durch den flachen Abfall der Bodenfeuchte an beiden Standorten in 50 cm Tiefe ersichtlich. In 20 cm Tiefe erfolgt der Rückgang der Bodenfeuchte wesentlich schneller, der Ausgangswert wird allerdings bis zum Ende der Aufzeichnungen nicht erreicht. Der Vergleich der Feuchteentwicklung zeigt aber auch, dass am Baumstandort in 50 cm Bodentiefe der Wassergehalt weitgehend konstant

verläuft und nur unwesentlich auf die Regenfälle reagiert. Der Unterschied der Bodenfeuchte zwischen den beiden Messtiefen gibt Auskunft über die höhere Wasseraufnahme der Vegetation (vgl. DE KLERK, 2004). Diese ist am Baumstandort wesentlich dichter als auf der offenen Grasfläche, vermehrt durch Sträucher sowie kleinere Bäume vertreten und spiegelt die Ergebnisse einer Studie an vegetationsfreien und vegetationsbedeckten Akazienflächen im *Nylsvley Nature Reserve* in Südafrika wider (vgl. KNOOP und WALKER, 1985). Darüber hinaus sind infolge der sehr geringen Niederschläge hohe Interzeptionsverluste an der Blattoberfläche der Bäume zu erwarten, wodurch der Boden wesentlich weniger Wasser erhält. Auf beiden Flächen verbleibt die Bodenfeuchte in 50 cm Tiefe länger für das Pflanzenwachstum verfügbar (vgl. Abb. 4-5).

5.5.2 Nährstoffverhältnisse

Die Böden im Untersuchungsgebiet werden als Teil der Trocken- bzw. Dornsavanne den *arid eutrophic savannas* zugeordnet (vgl. Kapitel 2.6) und zeichnen sich demnach durch eine sehr günstige Nährstoffzusammensetzung aus (vgl. SCHOLES, 2004). Dies stimmt mit den Ergebnissen der Bodenanalyse (vgl. Anhang C), nach der die meisten beprobten Flächen sehr vorteilhafte Basensättigungen und hohe effektive Kationenaustauschkapazitäten aufweisen, überein (vgl. LÜTTGE, 2008). Das Pflanzenwachstum ist im Gegensatz zu den feuchten Savannen (*moist dystrophic savannas*) nicht durch einen Mangel an Mineralstoffen, sondern durch die Wasserknappheit limitiert (vgl. SCHOLES, 2004; SCHULTZ, 2000).

Inmitten dieser Böden bezeichnet BELSKY (1994) die Bereiche unterhalb der Kronen von Savannenbäumen als *islands of fertility* und bezieht sich dabei auf die höheren Nährstoffgehalte im unmittelbaren Bereich der Bäume. Diese werden durch mehrere Einflussgrößen verursacht (vgl. SCHULTZ, 2000), die aus Gründen der besseren Interpretierbarkeit der Untersuchungsergebnisse im Hintergrund der Baum-Gras Interaktionen kurz angeführt werden.

So profitiert die Baumkrone vermehrt von der trockenen atmosphärischen Deposition, deren Staubpartikel bei Niederschlagsereignissen abgewaschen und in den darunterliegenden Bodenschichten angereichert werden (vgl. SCHOLES und ARCHER, 1997). Zudem werden Savannenbäume häufig von Vögeln und verschiedensten Säugetieren als Rast- bzw. Schattenplatz genutzt, deren Exkremente konzentriert in diesen Bereichen abgesetzt und von koprophagen Organismen wie Dungkäfern abgebaut werden (SCHULTZ, 2000). Inwiefern die Exkremente die Vegetationszusammensetzung im

Untersuchungsgebiet beeinflussen, wird im Kapitel 5.5.4 thematisiert. Des Weiteren fungieren Bäume häufig als Nährstoffpumpen, die Nährstoffe aus den für die flach wurzelnden Gräser unerreichten Tiefen heraufheben und gemeinsam mit oberflächennahen Nährstoffen, die infolge ihrer extensive Bewurzelung auch aus weiter Entfernung stammen können, in ihrer Biomasse akkumulieren. Durch anschließenden Laubfall profitiert dadurch insbesondere der Bereich unterhalb der Baumkrone (vgl. BELSKY, 1994; SCHOLES und ARCHER, 1997). Nach SCHOLES (2004) ist die Remineralisierung des organischen Materials in Savannen aufgrund der langen Trockenzeit und infolge der hohen Konzentration sehr schwer abbaubarer Substanzen in der Laubstreu nur sehr langsam. Dies betrifft besonders die Mineralisierung von Stickstoffverbindungen (vgl. WALTER und BRECKLE, 2004), weshalb diese gemeinsam mit Phosphat häufig die limitierenden Faktoren für das Pflanzenwachstum darstellen (vgl. LÜTTGE, 2008; RIES und SHUGART, 2008; SCHOLES, 2004). Mit durchschnittlich 6,2 mg/kg löslichen Phosphats in den beprobten Standorten kann die Nährstoffverfügbarkeit in diesem Zusammenhang im Untersuchungsgebiet als sehr gering eingestuft werden (vgl. FACHBEIRAT FÜR BODENFRUCHTBARKEIT UND BODENSCHUTZ, 2006).

Saprobionten, welche organisches Material zerkleinern und mineralisieren, finden nach SCHULTZ (2000) im Schatten der Bäume und Sträucher jedoch gute Lebensbedingungen, wodurch die Freisetzung von mineralischen Nährstoffen wesentlich rascher erfolgt als auf den offenen Grasflächen. KAISER (1983) zitiert in WALTER und BRECKLE (2004) nennt in diesem Zusammenhang eine zwei- bis vierfache Beschleunigung des Abbaus im Vergleich zu den Grasländern der gemäßigten Zone und betont die geringen Humusgehalte in Savannenböden. Das C/N Verhältnis als Maß für die Zersetzung organischer Stoffe (vgl. HINTERMAIER - ERHARD und ZECH, 1997) wurde in der vorliegenden Arbeit für die beprobten Flächen ermittelt und erreicht im Mittel einen Wert von 5,63. Dieses Verhältnis ist für das Pflanzenwachstum sehr günstig und impliziert eine rasche Mineralisierung des abgestorbenen organischen Materials im Boden (vgl. HINTERMAIER - ERHARD und ZECH, 1997). Die Verfügbarkeit von Stickstoff stellt demnach im Gegensatz zum Phosphat keinen limitierenden Faktor für die Vegetation dar (vgl. POTT und HÜPPE, 2007).

In Summe wird auf Basis zahlreicher Studien eine signifikante Zunahme der Anteile an Stickstoff, Kohlenstoff, Phosphor sowie der an der Kationenaustauschkapazität beteiligten Kationen und der Leitelemente in der näheren Umgebung der Bäume aufgezeigt (vgl. BELSKY, 1994; DE KLERK, 2004; SCHOLES und ARCHER, 1997; SCHULTZ, 2000; WALTER und BRECKLE, 2004). Inwiefern dies auch für die Flächen im Untersuchungsgebiet zutrifft

beziehungsweise ob diese auch einen steuernden Einfluss auf die Vegetationszusammensetzung ausüben, wird folgend kurz erläutert.

Effektive Kationenaustauschkapazität

Die effektive Kationenaustauschkapazität zeigt bei den Nichtmetrischen Multidimensionalen Skalierungen der Aufnahmeflächen signifikante Ergebnisse bei den Analysen der Gesamtflächen, der Übergangsflächen sowie der Kontrollflächen. Bei ersterer ist diese allerdings auf die nichtparametrische Anpassung im Ordinationsraum beziehungsweise auf die Unterschiede zwischen der Isopamgruppe 2 und 4 begrenzt (vgl. Abb. 4-9). Anhand der Analyse der Übergangsflächen kann ebenfalls ein signifikanter Zusammenhang mithilfe der nichtparametrischen Anpassung und eine deutliche Abnahme der KAK_{eff} bei der Isopamgruppe 2 aufgezeigt werden (vgl. Abb. 4-14). Die Gruppen der Kontrollflächen weisen hingegen keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich ihrer effektiven Kationenaustauschkapazität auf. Hierbei kann auf Basis der nichtparametrischen Oberfläche lediglich eine leichte Zunahme bei den Grasflächen der Beweidungsfläche 2 festgestellt werden (vgl. Abb. 4-19).

Ein direkter Einfluss der holzigen Vegetation lässt sich anhand dieser Analysen nicht ableiten. Die Flächen, die sich in ihrer Gruppenzusammensetzung bezüglich der KAK_{eff} von den anderen Gruppen unterscheiden, umfassen bei allen drei Analysen Aufnahmeflächen in den nördlichen Bereichen im Beweidungsgebiet 2 bzw. im Osten der ersten Beweidungsfläche. Die flussnahen Bereiche weisen tendenzielle höher effektive Kationenaustauschkapazitäten auf.

Basensättigung

Die Basensättigung zeigt nur bei der Analyse der Kontrollflächen eine Korrelation mit den Aufnahmeflächen im Ordinationsraum (vgl. Abb. 4-18). Dabei ist auf allen Flächen, mit Ausnahme der Baum- und Strauchvergleichsflächen der Beweidungsfläche 2, eine Zunahme zu verzeichnen. Die Aussagekraft dieses Ergebnisses ist angesichts der Sättigungswerte dieser Standorte allerdings begrenzt, da hier nur eine Fläche (MT2) mit einer Sättigung von 99 % von den bei den anderen Flächen üblichen 100 % abweicht. Die Transektanalyse ergibt mit zunehmender Entfernung vom Baum ebenso keine signifikante Veränderung.

Am Sorptionskomplex beteiligte Kationen

Jene Flächen mit einer geringen Basensättigung (MT2) weisen bei der Analyse der Kontrollflächen gleichzeitig höhere Aluminiumsättigungen auf (vgl. Abb. 4-18). Der Einfluss von Eisen kann hingegen in keiner Gruppe nachgewiesen werden. Beide Werte sind im gesamten Untersuchungsgebiet allerdings äußerst gering und daher zu vernachlässigen.

Die Calciumsättigung zeigt nur bei der nichtparametrischen Anpassung an den Ordinationsraum der Kontrollflächen eine geringere Sättigung auf den Grasflächen der Beweidungsfläche 1 (vgl. Abb. 4-18). Der Anteil an Natrium weist bereits bei der Analyse der Übergangsflächen eine deutliche nichtparametrische Abnahme bei der Isopamgruppe 3 auf (vgl. Abb. 4-14) und verzeichnet bei den Kontrollflächen eine Zunahme auf den Aufnahmestandorten der zweiten Beweidungsfläche (vgl. Abb. 4-18).

Die Magnesiumsättigung der effektiven Kationenaustauschkapazität ist im Ordinationsraum der Gesamtflächen bei den Isopamgruppen 1 und 4 zunehmend. Isopamgruppe 3 weist hier nur einen sehr geringen Wert auf (vgl. Abb. 4-8), wobei die U-Tests diesbezüglich kaum signifikante Ergebnisse zeigen (vgl. Tab. 4-2). Bei den Übergangsflächen nimmt die Sättigung in der Isopamgruppe 1 zu, während bei den beiden anderen Gruppen nur geringe Werte festgestellt werden (vgl. Abb. 4-12). Signifikante Unterschiede können allerdings nur zwischen Gruppe 1, die sich vorwiegend aus Flächen der Beweidungsfläche 1 zusammensetzt und Gruppe 3, die sich in der Nähe des Galeriewaldes befindet, aufgezeigt werden. Die Ordination der Kontrollflächen weist wiederum eine signifikante Zunahme der Magnesiumsättigung zur ersten Isopamgruppe auf (vgl. Abb. 4-18). Die Gras- und Strauchvergleichsflächen auf beiden Beweidungsflächen zeichnen sich dabei durch höhere Sättigungswerte aus (vgl. Abb. 4-21), wobei der Unterschied zwischen der Isopamgruppe 2 und 3 hier nicht signifikant ist (vgl. Tab. 4-8). Dieses Ergebnis stimmt auch mit der Veränderung der Magnesiumsättigung im Transektverlauf überein, wonach ausgehend vom Baum der Gehalt signifikant zur Grasfläche hin zunimmt (vgl. Abb. 4-25). Der geringere Anteil an Magnesium in unmittelbarer Nähe zum Baum und dessen Abnahme zur Grasfläche wird in DE KLERK (2004) bestätigt und widerspricht den Ausführungen von LÜTTGE (2008), könnte jedoch auf die dort vorherrschenden saureren pH-Werte zurückzuführen sein, welche die Magnesiumverfügbarkeit verringern (vgl. HINTERMAIER - ERHARD und ZECH, 1997).

Gegensätzlich dazu verhält sich die Kaliumsättigung, die anhand der Transektauswertung zwar keine signifikanten Ergebnisse liefert, jedoch im Balkendiagramm eine tendenzielle Abnahme zu den Grasflächen hin zeigt (vgl. Abb. 4-28). Hier ergibt allerdings auch die

Analyse der Kontrollflächen eine lineare Zunahme zu den Baumflächen (vgl. Abb. 4-18), deren signifikante Unterschiede zu den anderen beiden Isopamgruppen anhand des U-Tests bestätigt werden.

Phosphat

Das pflanzenverfügbare Phosphat des Bodens zeigt auf den Gesamtflächen einen signifikanten Einfluss auf die Isopamgruppen, insbesondere im Zusammenhang mit der Vegetationszusammensetzung der Gruppe 2 (vgl. Abb. 4-8). Die geringeren Gehalte konzentrieren sich somit hauptsächlich auf die nördlichen und östlichen Bereiche der beiden Beweidungsflächen. Die Analyse der Übergangflächen zeigt hierbei höhere Werte in den Flächen der Isopamgruppe 3, welche sich vorwiegend aus flussnahen Standorten zusammensetzt (vgl. Abb. 4-12 und 4-13). Auf den Kontrollflächen nimmt der Phosphatgehalt in den Flächen auf der zweiten Beweidungsfläche zu (vgl. Abb. 4-18). Die höchsten Werte werden dabei auf den Gras- und Strauchflächen der Beweidungsfläche 2 erzielt, gefolgt von den Baumflächen und relativ geringen Werten auf den Gras- und Strauchflächen der ersten Beweidungsfläche (vgl. Abb. 4-21). Anhand der Transektanalyse kann erst nach Ausschluss von Transekt 6, welches sich in allen drei beprobten Segmenten durch sehr hohe Phosphatmengen auszeichnet, ein signifikant absteigender Gradient ausgehend vom Baum aufgezeigt werden. Der Gehalt steigt allerdings am Transektende wieder leicht an (vgl. Abb. 4-27).

Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff

Das C/N Verhältnis erzielt nur bei der Analyse der Kontrollflächen einen signifikanten Zusammenhang mit den Flächen im Ordinationsraum (vgl. Abb. 4-18). Die nichtparametrische Anpassung an den Ordinationsraum zeigt bei den Strauch- und Baumvergleichsflächen auf Beweidungsfläche 2 ein etwas weiteres Verhältnis zwischen Kohlenstoff und Stickstoff und auf den beiden Grasvergleichsflächen bzw. auf der Baumfläche der Beweidungsfläche 1 geringere C/N Werte (vgl. Abb. 4-19). Diese deuten auf eine effizientere Remineralisierung und dementsprechend geringere Mengen an abgestorbenem organischen Material im Boden hin (vgl. POTT und HÜPPE, 2007).

Der damit zusammenhängende Stickstoffgehalt im Boden übt wiederum bei allen Vegetationsanalysen einen signifikanten Einfluss aus. Bereits bei den Gesamtflächen werden die flussnahen Flächen der Isopamgruppe 4 durch höhere und jene der Gruppe 1

durch geringere Stickstoffgehalte charakterisiert (vgl. Abb. 4-8). Diese Zusammenhänge stimmen weitgehend mit den Ergebnissen aus der Untersuchung der Übergangsflecken überein. Hierbei sind ebenfalls die flussnahen Bereiche (Isopamgruppe 3) durch höhere und die Flächen der Isopamgruppe 2 im nördlichen beziehungsweise nordöstlichen Bereich beider Beweidungsflächen durch geringere Gehalte gekennzeichnet. Der U-Test zeigt zwischen allen drei Isopamgruppen signifikante Unterschiede. Der Ordinationsraum der Kontrollflächen wird hinsichtlich der Isopamgruppen durch keine lineare Korrelation des Stickstoffgehaltes bestimmt. Eine Signifikanz erreicht hier die Analyse erst bei der nichtparametrischen Anpassung mit erhöhten Werten in den Böden der Strauchfläche auf der zweiten Beweidungsfläche und relativ geringen Anteilen bei den Grasvergleichsflächen (vgl. Abb. 4-19). Die Baumflächen zeigen bezüglich ihres Stickstoffgehaltes keine signifikante Korrelation mit den Flächen im Ordinationsraum.

Die Transektanalyse ergab nach Ausschluss des Transekt 6, das auf allen drei beprobten Stellen ausgesprochen hohe Stickstoffwerte aufweist, signifikante Unterschiede im Transektverlauf (vgl. Abb. 4-27). Ausgehend vom Baum erfolgt dabei eine Reduktion des Stickstoffgehaltes in fünf Meter Entfernung. Für den weiteren Verlauf entlang des Transektes liegen allerdings keine signifikanten Ergebnisse vor.

Auf Basis der Transektanalyse wird zwar ein Einfluss des Baumes auf den Stickstoffgehalt ersichtlich, in Verbindung mit den anderen Vegetationsanalysen kann jedoch kein eindeutiger Zusammenhang nachgewiesen werden. Besonders die Bodenanalyse der Baumkontrollflächen liefert hierbei überraschende Ergebnisse, da diese entgegen den Erwartungen nicht durch höhere Stickstoffwerte bestimmt werden. Beide Bäume auf diesen Flächen gehören der Gattung *Acacia* an, die innerhalb der Familie der *Fabaceae* (Unterfamilie *Mimosoideae*) in der Lage sind, mit Knöllchenbakterien (*Rhizobien*) zu assoziieren und damit atmosphärischen Stickstoff binden können (SCHULTZ, 2000). Nach SCHOLLES (2004) findet bei Bäumen die Nodulation der Bakterien im Freiland allerdings nur selten statt, wobei hier nach LÜTTGE (2008) die begrenzte Verfügbarkeit von Phosphat limitierend wirkt und zum Beispiel durch Mykorrhiza wesentlich öfters erfolgt. Erhöhte Stickstoffwerte in den Böden unterhalb der Baumkrone sind demnach meist durch die bereits genannten Faktoren wie atmosphärische Deposition, Laubfall und weniger auf den direkten Einfluss der Stickstofffixierung zurückzuführen (vgl. BELSKY, 1994). Diese findet allerdings durchaus bei krautigen *Fabaceae* oder durch enge Verbindungen mit N_2 -fixierenden Mikroorganismen wie *Azospirillum lipoferum* und *A. brasilense* sowie Cyanobakterien statt (vgl. LÜTTGE, 2008; SCHULTZ, 2000). Auch Lebensgemeinschaften mit Pilzen, in Trockensavannen meist *vesikulär-arbuskuläre Mykorrhiza*, sind bei Bäumen,

Gräsern und krautigen Pflanzen weit verbreitet und tragen zu einer verbesserten Wasser- und Phosphataufnahme der Wurzeln bei (vgl. SCHULTZ, 2000; STOCK et al., 2004). Dieser Arbeit liegen hinsichtlich dieser Lebensgemeinschaften jedoch keine Daten für das Untersuchungsgebiet vor.

5.5.3 Einfluss allgemeiner Bodenkennwerte

Korngröße

Der Faktor der Korngröße fließt nur in die Analyse der Kontrollflächen und der Transekte ein. Hierbei kann eine Zunahme der Ton- und Schluffgehalte in den Proben der Isopamgruppe 1 (MG2 und MS2) und eine Erhöhung des Grobbodenanteiles auf den Flächen der Beweidungsfläche 1 (MG1, MS1 und MT1) aufgezeigt werden. Sowohl die Gras- als auch die Strauchkontrollflächen auf der Beweidungsfläche 2 befinden sich in der Nähe des Galeriewaldes und somit nahe des episodisch wasserführenden Flusses. Dies dürfte den Ton- und Schluffgehalt maßgebend beeinflussen und manifestiert sich auch in der Korngrößenverteilung des Transekt 6, das ebenso in der Nähe des Galeriewaldes im westlichen Bereich der Beweidungsfläche 2 liegt. Auch an diesen Proben wurden deutlich höhere Schluff- und Tonanteile nachgewiesen (vgl. Abb. 4-29 und Abb. 4-30). Anhand der Transektanalyse wird der Zusammenhang der Korngröße mit dem Wassergehalt im Bodenvolumen (vgl. Noy-Maeir (1973) zitiert in BUCINI und HANAN, 2007) und der effektiven Kationenaustauschkapazität (vgl. BLUME et al., 2010) ersichtlich. Beide Parameter sind im Transekt 6 wesentlich größer. Ein derartiger Zusammenhang konnte allerdings auf Basis der Kontrollflächen nicht festgestellt werden.

Wassergehalt

Der Wassergehalt im Bodenvolumen erzielte bei der Ordinationsanalyse der Kontrollflächen sowie bei den bodenkundlichen Analysen keine signifikanten Ergebnisse. Ersteres ist in der geringen Veränderung der Vegetation nach den Niederschlagsereignissen begründet, wodurch sich zwar der Wassergehalt im Boden entscheidend veränderte, infolge der geringen Abstände zwischen den Vegetationsaufnahmen allerdings noch keine signifikante Änderung der Vegetation aufgezeichnet wurde. Wird nur der Wassergehalt während der Trockenzeit herangezogen erhöht sich der Einfluss auf die Vegetationszusammensetzung. So bei der Analyse der Gesamtflächen, bei der sich die Isopamgruppe 5 bezüglich ihres Wassergehaltes

signifikant von den anderen Gruppen unterscheidet sowie bei der Analyse der Übergangsflächen. Auch hier kann ein signifikanter Unterschied im Wassergehalt des Bodenvolumens zwischen den Isopamgruppen 1 und 2 festgestellt werden (vgl. Tab. 4-5). Inwiefern das Vorkommen von Bäumen mit feuchteren Böden zusammenhängt, kann mit diesen Ergebnissen nicht bestimmt werden.

pH-Wert

Im Zusammenhang mit dem pH-Wert ergibt die lineare Anpassung an den Ordinationsraum der Gesamtflächen zwar eine Korrelation (vgl. Abb. 4-8), allerdings kaum signifikante Unterschiede zwischen den Isopamgruppen (vgl. Tab. 4-2). Auf Basis der Analysen der Kontrollflächen und der Transekte kann jedoch ein signifikanter Zusammenhang mit verringerten pH-Werten in den von Bäumen beeinflussten Flächen wie den Baumkontrollflächen und den vorderen Transektabschnitten aufgezeigt werden.

Die Werte liegen hierbei im schwach sauren Bereich etwas unter jenem der Strauch- und Graskontrollflächen beider Beweidungsflächen. Die höchsten pH-Werte werden dabei in den Strauch- und Graskontrollflächen auf Beweidungsfläche 2 (Isopamgruppe 2) festgestellt. Die niedrigeren Werte in Baumnähe könnten dabei auf die dichtere Vegetation unterhalb der Bäume zurückzuführen sein. Dadurch kommt es durch vermehrte Abgabe von H^+ Ionen der Wurzeln im Austausch für kationische Nährelemente zu einer Ansäuerung der Rhizosphäre und damit dem Hauptwurzelbereich der Pflanzen bzw. der Bodentiefe für die Entnahme der Bodenproben (vgl. BLUME et al., 2010). Genauere Erläuterungen und weitere Möglichkeiten der Ansäuerung finden sich in BLUME et al. (2010).

Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit zeigt bei den Kontrollflächen anhand der nichtparametrischen Anpassung eine Zunahme auf den Strauchflächen und dem Baumstandort auf Beweidungsfläche 2. Durch die Analyse der Transekte ist zudem eine signifikante Abnahme der Leitfähigkeit vom Baum zur offenen Grasfläche ersichtlich. Der Baumstandort ist somit durch höhere Salzgehalte gekennzeichnet.

5.5.4 Der Einfluss der Beweidung

Der Faktor der Beweidung spielt bei den meisten Analysen eine entscheidende Rolle. Ein signifikanter Einfluss auf die Vegetationszusammensetzung wurde hierbei sowohl bei den Gesamtflächen als auch bei den Übergangflächen und den Kontrollflächen festgestellt.

So stellten bereits die Ordinationsergebnisse der Gesamtflächen einen signifikanten Zusammenhang mit der Beweidungsfläche bezüglich der Isopamgruppen 1 und 4 (Beweidungsfläche 1) sowie der Gruppe 3, die sich ausschließlich auf Beweidungsfläche 2 befindet, her (vgl. Abb. 4-8). Der Beweidungsindex, der sich aus den Einflüssen der Exkrementen sowie den Verbiss- und Tritts Spuren zusammensetzt, fließt ausschließlich in die Analyse der Übergangflächen ein. Dieser erzielt hier allerdings nur im Zuge der nichtparametrischen Anpassung (vgl. Abb. 4-15) ein signifikantes Ergebnis mit einer Abnahme zur Isopamgruppe 3 und einer Zunahme in Isopamgruppe 1, die vermehrt Flächen der ersten Beweidungsfläche (BF1) umfasst. Die flussnahen Flächen der Isopamgruppe 3 sind demnach durch eine geringere Einflussnahme durch die Beweidung gekennzeichnet. Diese Flächen weisen allerdings auch einen höheren Baumbestand auf, was im Widerspruch zu der Nährstoffanreicherung durch Exkrementen unterhalb der Baumkrone steht (vgl. SCHOLLES und ARCHER, 1997; SCHULTZ, 2000). Allerdings zeigen auch Flächen der Gruppe 2 deutlich höhere Werte für den Beweidungsindex, weshalb daraus nicht direkt Schlüsse gezogen werden können. Die Beweidung auf den Flächen spiegelt sich in der Zuordnung zur Isopamgruppe 1 wider, die vorwiegend aus Flächen der Beweidungsfläche 1 besteht und sich diesbezüglich signifikant von den anderen beiden Gruppen unterscheidet (vgl. Tab. 4-5). Bei der Analyse der Kontrollflächen wird die Zuordnung zur Isopamgruppen 1 (MG1 und MS1) und 2 (MG2 und MS2) maßgebend durch die Beweidungsfläche bestimmt, ebenso wie die Aufteilung der Flächen im Ordinationsraum (vgl. Abb. 4-18).

5.6 Grenzen der Aussage und Ausblick

5.6.1 Unsicherheiten bei der Aufnahme der Umweltparameter

Sowohl die Probenentnahme als auch die bodenkundlichen Analysen im Labor sind mit Unsicherheiten behaftet. So wurden für die Analysen nur sehr geringe Bodenmengen herangezogen, die insbesondere bei den Kontrollflächen (16 m²) eine relativ große Fläche repräsentieren. Im Zuge der Studie wurde versucht dieser Tatsache durch die Entnahme von Mischproben bei den Kontrollflächen und Transekten gerecht zu werden. Alle Messungen erfolgten mit zeitgleicher Analyse von Blindproben, um etwaige Ungenauigkeiten der Geräte zu eliminieren. Auf eine wiederholte Analyse der Bodenparameter zur Vermeidung von Messfehlern musste aus Zeit- und Ressourcengründen (für jede Untersuchung war nur eine sehr begrenzte Menge an Probe verfügbar) verzichtet werden.

Weitere Unsicherheiten bestehen bezüglich der Zuordnung der Lebensformen nach Raunkiaer, da teilweise Individuen derselben Art in Abhängigkeit der Standortbedingungen verschiedenen Lebensformen angehören können. SHARROCKS (2007) empfiehlt hierbei die Reduktionen der Lebensformen zu einer neuen Klassifikation mit mehrjährigen Pflanzen mit permanent oberirdischer holziger Struktur, mehrjährigen Pflanzen mit nur saisonalen oberirdischen Sprossorganen und einjährigen Pflanzen. Um eine bessere Vergleichbarkeit mit anderen Studien im südlichen Afrika wie zum Beispiel SKARPE (1996) gewährleisten zu können, wurde in der vorliegenden Arbeit allerdings davon abgesehen.

Aufgrund des schlechten Zustandes der Vegetation am Ende der Trockenzeit und der größtenteils fehlenden vegetativen und generativen Bestimmungsmerkmale wie Blätter und Blüten konnten einige Pflanzen selbst im National Botanical Research Institute in Windhoek nicht mehr bestimmt werden. In diesen Fällen wurde mit den Arbeitsnamen weitergearbeitet. Es kann allerdings nicht garantiert werden, dass für alle Flächen ein vollständiger Vegetationsdatensatz (einige Pflanzen waren bis zum Grund abgebissen) vorliegt, was bei der Interpretation der Ergebnisse beachtet werden sollte. Dies scheint insofern von Bedeutung, da ein erheblicher Teil der statistischen Auswertungen auf den Vegetationsdaten basiert.

Des Weiteren wurde bei dieser Arbeit versucht die wesentlichen Umweltparameter für die Analyse heranzuziehen. Um mögliche Fehlinterpretationen durch die fehlende Aufnahme wichtiger, aber nicht bekannter Faktoren, zu vermeiden, wurden diesbezüglich geeignete

Ordinationsverfahren (indirekte Gradientenanalyse) verwendet (vgl. LEYER und WESCHE, 2007).

„Die kritische Distanz zu den eigenen Daten und Analysen bewahrt auch hier vor der ökologischen Überinterpretation von Rechenergebnissen“ (Trempe, 2005).

5.6.2 Grenzen und Möglichkeiten der statistische Auswertung

Die notwendigen Datentransformationen und die bedingt durch die Skalierung der Vegetationsdaten resultierenden Unsicherheiten bei der Verwendung einiger Analyseverfahren auf Basis der Braun-Blanquet Skala wurden bereits in Zusammenhang mit den jeweiligen Methoden diskutiert. Eine ausführlichere Auseinandersetzung mit der Problematik der statistischen Evaluierung ist in LEYER und WESCHE (2007), PODANI (1999) und VANSELOW (2011) angeführt. Im folgenden Abschnitt wird die Anwendung der Methoden im Zusammenhang mit der Analyse der Transekte diskutiert. Hier wurden sowohl durch die Split-Moving-Window Analyse als auch mit der Klassifizierung mittels Isopam sehr ähnliche Strukturen und Sprungstellen in der Vegetationsmatrix herausgearbeitet. Zwar ist der Verlauf dieser Sprungstellen in den mithilfe der SMW-Analyse konstruierten Abbildungen sehr eindrucksvoll, allerdings nur von begrenzter Aussagekraft. Der zugrundeliegende Rechenalgorithmus ermittelt über gepaarte Datenausschnitte Distanzwertreihen entlang von gleitenden Datenfenstern (vgl. ROSSITER, 2009) und stellt somit die ersten zwei Segmenten nicht in der Grafik dar. Für die Fragestellung in dieser Arbeit, bei der auch die in unmittelbarer Baumnähe befindlichen Segmente und deren Vegetationsveränderung von Interesse sind, hätte somit die Transektaufnahme etwas abgeändert stattfinden müssen. Hierbei wäre eine feinere Unterteilung der Segmente oder ein Start auf der transektabgewandten Baumseite zielführend gewesen und sollte bei weiterführenden Studien berücksichtigt werden. Infolge der schlechten Eignung des euklidischen Distanzmaßes ist jedoch die Analyse mit Isopam vorzuziehen. Dieser Algorithmus wurde speziell für die Untersuchung von Vegetationsdaten entwickelt (vgl. SCHMIDTLEIN et al., 2010a), während die Split-Moving-Window Analyse ursprünglich für die Analyse von Bodentransekten konzipiert wurde (vgl. ROSSITER, 2009). In dieser Arbeit wurde das der Untersuchung zugrunde liegende R-Skript zwar für die vorliegenden Vegetationsdaten angepasst, indem auf eine der Analyse vorrausgehende Hauptkomponentenanalyse verzichtet und die Berechnungen mit den standardisierten Originaldaten durchgeführt wurden. Der Nachteil der euklidischen Distanzmessung, der in Kapitel 3.3.4 bereits thematisiert wurde, konnte dadurch allerdings

nicht umgangen werden. Dies scheint insofern problematisch, da die sechs Transekte sich durch eine sehr heterogene Artenzusammensetzung auszeichnen und somit viele fehlende Arten, welche die Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen den Flächen verfälschen, in der Vegetationsmatrix zu finden sind (vgl. LEYER und WESCHE, 2007).

Des Weiteren wurden im Zuge dieser Arbeit für die Übergangsfleichen Baum- und Strauchgradienten auf Basis der Umgebungsskizzen der Aufnahmeflächen berechnet. Hierbei stellt sich angesichts der Ergebnisse der Übergangsfleichen, die im Gegensatz zur Analyse der Kontrollflächen und der Transekte keine Einflussnahme der Bäume aufzeigten, die Frage, inwiefern diese den Ansprüchen der Validität genügen und die Beziehung zu den Bäumen und Sträuchern tatsächlich repräsentieren. Für nachfolgende Studien wäre es durchaus sinnvoll den Rechenweg dahingehend zu optimieren, um eventuell eine genaue Zuordnung der Flächen zu den verschiedenen Formationen (Gras, Strauch, Baum) zu ermöglichen. Der dafür notwendige Grenzwert könnte dabei in Verbindung mit den Ergebnissen der Transektanalyse ermittelt werden.

Die Klassifikation mittels Isopam sollte ursprünglich die Aufnahmeflächen in Abhängigkeit der Beeinflussung durch Gehölze in Baum-, Strauch- und Grasgruppen fassen. In dieser Studie war dies allerdings nur bei der Auswertung der Kontrollflächen möglich. Es liegt hier der Schluss nahe, dass bei den zufällig ausgewählten Übergangsfleichen der Einfluss der Bäume auf die Vegetationsverteilung von anderen einwirkenden Umweltfaktoren dominiert wird. Eine weitere Möglichkeit besteht außerdem darin, dass infolge der Beweidung kaum Unterscheide in der krautigen Vegetationszusammensetzung vorzufinden sind (vgl. SCHOLLES und ARCHER, 1997).

Eine Gegenüberstellung der Isopamergebnisse mit jenen der Formationszuordnungen könnte hierbei Auskunft über die Flächen der Isopamgruppen geben und dadurch die Aussagekraft erhöhen.

5.6.3 Ausblick für weiterführende Arbeiten

Für weiterführende Studien wäre ein Vergleich mit der Vegetationszusammensetzung und deren Umweltparametern während der Regenzeit beziehungsweise im Übergang zur Trockenzeit sinnvoll. Insbesondere im Zusammenhang mit Änderungen im Lebensformspektrum, welche in dieser Studie nur beobachtet, aber nicht statistisch gesichert aufgenommen werden konnten. Aber auch die Veränderungen in Abhängigkeit des Mikroreliefs auf Artniveau und der Entfernung zu Bäumen wären an dieser Stelle sehr

interessant und konnten aufgrund der Witterungsbedingungen in diese Arbeit leider nicht umfassend genug erfasst werden. Aufschlussreiche Ergebnisse könnte auch der Vergleich der Artenvielfalt am Gras- und am Baumstandort liefern. Die Daten wurden im Rahmen dieser Diplomarbeit jedoch nicht ausgewertet, könnten allerdings für weiterführende Studien verwendet werden. Im Zusammenhang mit der Aufnahme zu unterschiedlichen Vegetationsperioden wäre angesichts der hohen Nähr- und Mineralstoffretranslokation von den trockenzeitlich absterbenden Organen in die Überdauerungsorgane der Pflanzen zu Beginn der Trockenzeit (vgl. LÜTTGE, 2008) zusätzlich zur Analyse der Nährstoffverhältnisse im Boden jene in Pflanzenproben interessant. Des Weiteren konnte aufgrund der fehlenden Einflussnahme im vorliegenden Untersuchungsgebiet der Faktor Feuer nicht im Zusammenhang mit der Vegetationszusammensetzung diskutiert werden. Infolge der hohen Bedeutung von Bränden in Savannenökosystemen (vgl. SCHOLES, 2004) wäre hier ein Vergleich mit einem zweiten Standort zweckmäßig.

6 Schlussfolgerung

Die ursprüngliche Zielsetzung dieser Arbeit, die Änderungen der Vegetationszusammensetzung im Einfluss der Umweltparameter im Übergang von der Trocken- zur Regenzeit zu erfassen, konnte aufgrund des späten Einsetzens der Regenzeit im Südsommer 2010/2011 im Rahmen dieser Diplomarbeit nicht erfüllt werden. Auch der Einfluss des Mikroreliefs war durch die größtenteils zufällige Verteilung der Aufnahmeflächen (Übergangsflächen) nicht statistisch gesichert aufzunehmen. Dennoch konnten einige Zusammenhänge zwischen den auf die Vegetation einwirkenden Einflussfaktoren und der Artenzusammensetzung aufgezeigt werden.

Die Vegetation im Untersuchungsgebiet gibt durch das mosaikartige Vorkommen von unterschiedlichen Sukzessionsgemeinschaften Auskunft über sehr ungleichmäßige Störeinträge wie diese zum Beispiel Beweidung und Herbivorie darstellen. Die Artenzusammensetzung auf den beiden Flächen erlaubt jedoch keine Rückschlüsse auf die Beweidungsintensität beziehungsweise auf Unterschiede zwischen den beiden untersuchten Beweidungsflächen. Der Standortfaktor der Vegetation (Beweidungsfläche 1 oder 2) erzielte zwar bei allen Analysen signifikante Ergebnisse und übt somit einen maßgebenden Einfluss auf die Vegetationszusammensetzung aus. Die Synthese dieser Analysen ermöglicht aber auch hier keine eindeutige Bewertung der Beweidungsintensität auf den beiden Flächen.

Der Arbeit liegt die Annahme zugrunde, dass die Bäume in einem entscheidenden Maße die Vegetationsverteilung der Krautschicht beeinflussen. Dies lieferte allerdings nur im Zusammenhang mit der Analyse der Kontrollflächen und der Transekte statistisch gesicherte Ergebnisse. Bei letzteren konnte eine signifikante Veränderung der Vegetation im Abstand von drei bis fünf Meter vom Baum festgestellt werden. Bei den Sträuchern konnten keine Unterschiede zu den Grasflächen ermittelt werden, was sich jedoch auch auf das Monitoring von unterschiedlichen Arten zurückführen lässt. Die Auswertungen der Umgebungsskizzen der Übergangsflächen ließen zwar einen Zusammenhang zwischen der Vegetationsverteilung und den Sträuchern, nicht aber mit den Bäumen erkennen. Dies kann an der geringeren Einflussnahme der Gehölze auf die vorwiegend offenen, zufallsverteilten Übergangsflächen, aber auch an der für diese Analyse ungeeigneten Methode zur Berechnung des Baum- bzw. Strauchgradienten liegen.

Ausgehend vom Baum unterliegt die Vegetation entlang der Transekte zur offenen Grasfläche nicht nur einer Änderung ihrer Artzusammensetzung, sondern auch ihrer Lebensformen. Zudem konnte eine signifikante Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit

und somit des Salzgehaltes im Boden sowie eine Zunahme der Magnesiumsättigung und des pH-Wertes festgestellt werden.

Die Bäume werden in der Literatur häufig als *islands of fertility* dargestellt, wonach die Bereiche unterhalb der Baumkronen durch einen höheren Gehalt an Nährstoffen, der mit zunehmender Entfernung vom Baumstamm abnimmt, gekennzeichnet sind (vgl. BELSKY, 1994). In der vorliegenden Arbeit konnte dies anhand erhöhter Phosphat- und Stickstoffgehalte sowie Kaliumsättigungen bestätigt werden. Diese Nährelemente üben hierbei auch einen steuernden Effekt auf die Vegetationszusammensetzung aus. Für die effektive Kationenaustauschkapazität, die Basen-, Calcium- und Natriumsättigung konnten derartige Zusammenhänge nicht nachgewiesen werden. Ihr Einfluss auf die Vegetation war infolge der linearen und nichtparametrischen Anpassung an den Ordinationsraum zwar erkenntlich, konnte allerdings nicht zur Unterscheidung zwischen Baum- und Grasstandorten beitragen. Die sauer wirkenden Kationen Aluminium und Eisen übten keinen Einfluss auf die Vegetationsverteilung aus.

Der Bodenwassergehalt, der in vielen Savannenkonzepten eine entscheidende Steuerungsgröße hinsichtlich der Vegetationsverteilung darstellt, konnte in dieser Studie nur auf Basis der Analysen der Gesamtflächen und Übergangflächen nachgewiesen werden. Bei den Kontrollflächen, bei denen sowohl Aufnahmen während der Trockenzeit als auch nach den ersten Niederschlägen eingingen, war kein Einfluss ersichtlich. Die Vegetation änderte sich hierbei zwar nach den Niederschlägen, allerdings nicht in dem Ausmaß, dass dies bereits eine Veränderung der Ähnlichkeitsbeziehungen im Ordinationsraum bewirkt hätte. Eine Zunahme in den Flächen unterhalb der Baumkrone konnte allerdings weder bei der Auswertung der Klimastationen noch bei den Ordinationen und Transektauswertung festgestellt werden.

Des Weiteren wurde bei den Analysen der Einfluss des Flusses durch die starke Abweichung der Boden- und Vegetationsdaten der flussnahen Bereiche ersichtlich. Hinsichtlich der Nährstoffversorgung sind diese Fläche mit erhöhten Stickstoff- und Phosphatgehalten sowie erhöhten effektiven Kationenaustauschkapazitäten äußerst günstig für das Pflanzenwachstum. Zudem werden sie im Gegensatz zu den ausgeprägten Sandböden im übrigen Untersuchungsgebiet durch höhere Ton- und Schluffgehalte bestimmt.

Literaturverzeichnis

- AD-HOC-AG BODEN (Hrsg.) (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Auflage. Stuttgart: Schweizerbart.
- AHLENSTORF, R. (2010): Mündliche Mitteilung vom 29. November 2010. Krumhuk: ATCK Trainingscenter.
- BACKHAUS, K.; ERICHSON, B. ; PLINKE, W. und WEIBER, R. (2011): Multivariate Analysemethoden. Eine anwendungsorientierte Einführung. 13. Aufl. Heidelberg: Springer.
- BELSKY, A. J. (1994): Influence of Trees on Savanna Productivity: Tests of Shade, Nutrients, and Tree-Grass Competition. In: Ecology 75: 922-932.
- BESLER, H. (1992): Geomorphologie der ariden Gebiete. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- BLACK, C. A. ; EVANS, D. D. ; ENSIMINGER, L. E. ; WHITE, J. L. und CLARK, F. E. (1965): Methodes of soil analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. Madison American Society of Agronomy.
- BLUME, H.P.; BRÜMMER , G. W.; HORN, R.; KANDELER, E.; KÖGEL-KNABNER, I. ; KRETZSCHMAR, R.; STAHR, K. und WILKE, B.M. (2010): Scheffer/Schachtschabel. Lehrbuch der Bodenkunde - 16. Auflage. Heidelberg, Berlin: Spektrum Akademischer Verlag
- BLUME, H.P.; STAHR, K. und LEINWEBER, P. (2011): Bodenkundliches Praktikum: Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte, und für Geowissenschaftler. 3.,neuarbeitete Auflage. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- BORCARD, D.; GILLET, F. und LEGENDRE, P. (2011): Numerical Ecology with R. New York, Dordrecht, London, Heidelberg: Springer.
- BUCINI, G. und HANAN, N. P. (2007): A continental-scale analysis of tree cover in African savannas. In: Global Ecology and Biogeography 16: 593-605.
- BURKE, A. (2007): Wild Flowers of the Central Highlands. Windhoek: Namibian Scientific Society.

- BURKE, A. und STROHBACH, B. J. (2000): Review: Vegetation Studies in Namibia. In: *Dinteria* 26: 1-24.
- CAYLOR, K. K.; SHUGART, H. H.; DOWTY, P. R. und SMITH, T. M. (2003): Tree spacing along the Kalahari transect in southern Africa. In: *Journal of Arid Environments* 54: 281-296.
- CHOSIN, D. und BOERNER, R. E. J. (2002): Vegetation boundary detection: A comparison of two approaches applied to field data. In: *Plant Ecology* 158: 85-96.
- CURTIS, B. A. und MANNHEIMER, C. A. (2005): *Tree atlas of Namibia*. Windhoek: Ministry of Agriculture, Water and Forestry; National Botanical Research Institute.
- DE KLERK, J. (2004): *Bush encroachment in Namibia. Report on Phase 1 of the Bush Encroachment Research, Monitoring and Management projekt*. Windhoek: Ministry of Environment an Tourism.
- DIERSCHKE, H. (1994): *Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden*. Stuttgart: Ulmer.
- DOTTER, D. (2009): *Kleinräumige Vegetationsstruktur im Ostpamir Tadschikistans. Der Einfluss anthropogener und natürlicher Störungen*. Erlangen: Diplomarbeit Friedrich - Alexander - Universität Erlangen- Nürnberg.
- FACHBEIRAT FÜR BODENFRUCHTBARKEIT UND BODENSCHUTZ (Hrsg.) (2006): *Richtlinien für die sachgerechte Düngung. Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft*. 6. Auflage. Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.
- FERAL, C. J. W.; EPSTEIN, H. E.; OTTER, L.; ARANIBAR, J. N.; SHUGART, H. H.; MACKO, S. A. und RAMONTSO, J. (2003): Carbon and nitrogen in the soil-plant system along rainfall and land-use gradients in southern Africa. In: *Journal of Arid Environments* 54: 327-343.
- FUCK, E. und HEUMANN, K. G. (1995): *Periodensystem der Elemente*. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft mbH.
- GLAVAC, V. (1996): *Vegetationsökologie: Grundfragen, Aufgaben, Methoden*. Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm: G. Fischer.
- GRÜNERT, N. (1999): *Namibias faszinierende Geologie. Ein Reisehandbuch*. Göttingen: Klaus Hess Verlag.

- HASSLER, S. K.; KREYLING, J.; BEIERKUHNLIN, C.; EISOLD, J.; SAMIMI, C.; WAGENSEIL, H. und JENTSCH, A. (2010): Vegetation pattern divergence between dry and wet season in a semiarid savanna – Spatio-temporal dynamics of plant diversity in northwest Namibia. In: *Journal of Arid Environments* 74: 1516-1524.
- HAZELTON, P. und MURPHY, B. (2007): *Interpreting Soil Test Results. What Do All the Numbers Mean?* Collingwood: Csiro Publishing.
- HENNENBERG, K.; GOETZE, D.; KUOAME, L.; ORTHMANN, B. und POREMBSKI, S. (2005): Border and ecotone detection by vegetation composition along forest-savanna transects in Ivory Coast. In: *Journal of Vegetation Science* 16: 301-310.
- HIGGINS, S. I.; WILLIAM, J. B.; WINSTON, S. und TROLLOPE, W. (2000): Fire, resprouting and variability: a recipe for grass - tree coexistence in savanna. In: *Journal of Ecology* 88: 213-229.
- HINTERMAIER - ERHARD, G. und ZECH, W. (1997): *Wörterbuch der Bodenkunde. Systematik, Genese, Eigenschaften, Ökologie und Verbreitung von Böden.* Stuttgart: Ferdinand Enke Verlag.
- HÖLTING, B. und COLDEWEY, W. G. (2005): *Hydrogeologie. Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie.* München: Elsevier GmbH.
- HOUSE, J. I. ; ARCHER, S.; BRESHEARS, D. D. und SCHOLES, R. J. (2003): Conundrums in mixed woody-herbaceous plant systems. In: *Journal of Biogeography* 30: 1763-1777.
- HYDE, M. A. ; WURSTEN, B. T. und BALLINGS, P. (2011): *Flora of Zimbabwe* [online]. Verfügbar in: <http://www.zimbabwe.co.zw> [24. 11. 2011].
- IUSS WORKING GROUP WRB (2007): *World reference base for soil resources 2006. A framework for international classification, correlation and communication. World Soil Resources Reports Nr. 103.* [online]. Verfügbar in: <http://www.fao.org/ag/agl/agll/wrb/doc/wrb2006final.pdf> [30.3.2012].
- JANSE VAN RENSBURG, F. P. und BOSCH, O. J. H. (1990): Influence of habitat differences on the ecological grouping of grass species on a grazing gradient. In: *J. Grassl. Soc. South. Afr.* 7: 11-15.

- KLIMM, E. ; SCHNEIDER, K.G. und VON HATTEN, S. (1994): Das südliche Afrika. Namibia - Botswana. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- KNAPP, R. (1973): Die Vegetation von Afrika unter Berücksichtigung von Umwelt, Entwicklung, Wirtschaft, Agrar- und Forstgeographie. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.
- KNOOP, W. T. und WALKER, B. H. (1985): Interactions of Woody and Herbaceous Vegetation in a Southern African Savanna. In: *Journal of Ecology* 73: 235-253.
- LALIBERTE, E. und SHIPLEY, B. (2011): Measuring function diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. 1.0-11. R-project. <http://cran.r-project.org/web/packages/FD/index.html> [02.01.2012].
- LEGENDRE, P. und LEGENDRE, L. (1998): *Numerical Ecology*. 2nd Edition. Amsterdam: Elsevier Science B.V.
- LESER, H. (1982): *Namibia*. Stuttgart: Ernst Klett.
- LEYER, I. und WESCHE, K. (2007): *Multivariate Statistik in der Ökologie*. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.
- LUDWIG, J. A. und CORNELIUS, J. M. (1987): Locating Discontinuities along Ecological Gradients. In: *Ecology* 68: 448-450.
- LÜTTGE, U. (2008): *Physiological Ecology of Tropical Plants*. Berlin, Heidelberg: Springer.
- MANNHEIMER, C. A. und CURTIS, B. A. (2009): *Le Roux and Müller's Field Guide to the Trees and Shrubs of Namibia*. Windhoek: Macmillan Education Namibia.
- MEADOWS, M. E. und THOMAS, D. S. G. (2009): Tropical savannas. In: SLAYMAKER, O. , SPENCER, T. and EMBLETON-HAMANN, C. (Hrsg): *Geomorphology and Global Environmental Change*. Cambridge: Cambridge University Press,
- MENDELSON, J. ; JARVIS, A. ; ROBERTS, C. und ROBERTSON, T. (2002): *Atlas of Namibia - A Portrait of the Land and its People*. Cape Town: David Philip Publishers.
- MINCHIN, P. R. (1987): An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. In: *Vegetatio* 69: 89-107.

- MORDELET, P. ; JEAN- CLAUDE, M. und MARIOTTI, A. (1997): Tree and grass rooting patterns in an African humid savanna. In: Journal of Vegetation Science 8: 65-70.
- MÜLLER, M. A. N. (2007): Grasses of Namibia. Windhoek: Ministry of Agriculture, Water and Forestry.
- OGLE, K. und REYNOLDS, J. F. (2004): Plant responses to precipitation in desert ecosystems: integrating functional types, pulses, thresholds, and delays. In: Oecologia 141: 282-294.
- OKSANEN, J. (2011): Vegan: Community Ecology Package. . 2.0-2. R-project. <http://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html> [1. 12. 2011].
- ÖNORM L 1050 (2004): Boden als Pflanzenstandort - Begriffe und Untersuchungsverfahren Wien: Österreichisches Normierungsinstitut.
- ÖNORM L 1061-1 (2002): Physikalische Bodenuntersuchungen - Bestimmungen der Korngrößenverteilung des Mineralbodens - Teil 1: Grobboden. Wien: Österreichisches Normierungsinstitut.
- ÖNORM L 1061-2 (2002): Physikalische Bodenuntersuchung - Bestimmung der Korngrößenverteilung des Mineralbodens - Teil 2: Feinboden. Wien: Österreichisches Normierungsinstitut.
- ÖNORM L 1062 (2003): Physikalische Bodenuntersuchungen - Bestimmung des Wassergehaltes und des Wasseranteils. Wien: Österreichisches Normierungsinstitut.
- ÖNORM L 1083 (2006): Chemische Bodenuntersuchungen - Bestimmung der Acidität (pH-Wert). Wien: Österreichisches Normierungsinstitut.
- PHOEBE, B. (1998): Overview of Namibia and its biological diversity. In: PHOEBE, B. (Hrsg): Biological diversity in Namibia - a country study. Windhoek: Namibian National Biodiversity Task Force, 15-56.
- PODANI, J. (1999): Extending Gower`s general coefficient of similarity to ordinal characters. In: Taxon 48: 331-340.
- POTT, R. und HÜPPE, J. (2007): Spezielle Geobotanik. Pflanze - Klima - Boden. Berlin, Heidelberg: Springer.

- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2011a): The R Project for Statistical Computing. R version 2.14.1. <http://www.r-project.org/> [31.1.2012].
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2011b): The R Stats Package. Version 2.13.2. <http://stat.ethz.ch/R-manual/R-patched/library/stats/html/00Index.html> [31.1.2012].
- RICOTTA, C. und AVENA, G. (2006): On the evaluation of ordinal data with conventional multivariate procedures. In: *Journal of Vegetation Science* 17: 839-842.
- RIES, L. P. und SHUGART, H. H. (2008): Nutrient limitations on understory grass productivity and carbon assimilation in an African woodland savanna. In: *Journal of Arid Environments* 72: 1423-1430.
- ROSSITER, D. G. (2009): Technical Note: Optimal partitioning of soil transects with R. (First version November 2004) [online]. Verfügbar in: <http://www.itc.nl/~rossiter/pubs/list.html> [31.1.2012].
- ROWELL, D. (1997): *Bodenkunde. Untersuchungen und ihre Anwendungen*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.
- SANBI (2009): POSA ver. 3.0 - Plants of southern Africa-an online checklist [online]. Verfügbar in: <http://posa.sanbi.org/searchspp.php> [24.11.2011].
- SANKARAN, M.; HANAN, N. P.; SCHOLES, R. J.; RATNAM, J.; AUGUSTINE, D. J.; CADE, B. S.; GIGNOUX, J.; HIGGINS, S. I.; LE ROUX, X.; LUDWIG, F.; ARDO, J.; BANYIKWA, F.; BRONN, A.; BUCINI, G.; CAYLOR, K. K.; COUGHENOUR, M. B.; DIOUF, A.; EKAYA, W.; FERAL, C. J.; FEBRUARY, E. C.; FROST, P. G. H.; HIERNAUX, P.; HRABAR, H.; METZGER, K. L.; PRINS, H. H. T.; RINGROSE, S.; SEA, W.; TEWS, J.; WORDEN, J. und ZAMBATIS, N. (2005): Determinants of woody cover in African savannas. In: *Nature* 438: 846-849.
- SANKARAN, M.; RATNAM, J. und HANAN, N. P. (2004): Tree-grass coexistence in savannas revisited - insights from an examination of assumptions and mechanisms invoked in existing models. In: *Ecology Letters* 7: 480-490.
- SCHMIDTLEIN, S. ; TICHY´, L. ; FEILHAUER, H. und FAUDE, U. (2010a): A brute-force approach to vegetation classification. In: *Journal of Vegetation Science* 21: 1162-1171.

- SCHMIDTLEIN, S.; COLLISON, J. und TICHY', L. (2010b): Isopam (Clustering). 0.9-10. R-project, <http://cran.r-project.org/web/packages/isopam/index.html> [29.12.2011].
- SCHOLES, R. J. (2004): Savanna. In: COWLING, R. M. , RICHARDSON, D. M. , PIERCE, S. M. and HUNTLEY, B. J. (Hrsg): *Vegetation of Southern Africa*. Cambridge University Press, 258-275.
- SCHOLES, R. J. und ARCHER, S. (1997): Tree- Grass Interactions in Savannas. In: *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 517-544.
- SCHOLES, R. J.; DOWTY, P. R. ; CAYLOR, K. ; PARSON, D. A. B. ; FROST, P. G. H. und SHUGART, H. H. (2002): Trends in savanna structure and composition along an aridity gradient in the Kalahari. In: *Journal of Vegetation Science* 13: 419-428.
- SCHULTZ, J. (2000): *Handbuch der Ökozonen*. Stuttgart: Eugen Ulmer
- SHORROCKS, B. (2007): *The Biology of African Savannas. Biology of Habitats*. New York: Oxford University Press.
- SKARPE, C. (1996): Plant functional types and climate in a southern African savanna. In: *Journal of Vegetation Science* 7: 397-404.
- STOCK, W. D. ; ALLSOPP, N. ; VAN DER HEYDEN, F. und WITKOWSKI, E. T. F. (2004): Plant form and function. In: COWLING, R. M., RICHARDSON, D. M., PIERCE, S. M. and HUNTLEY, B. J. (Hrsg): *Vegetation of Southern Africa*. Cambridge University Press, 376-391.
- STUART-HILL, G. C. und TAINTON, N.M. (1989): The competitive interaction between *Acacia karroo* and the herbaceous layer and how this is influenced by defoliation. In: *Journal of Applied Ecology* 26:
- STUART-HILL, G.C.; TAINTON, N.M. und J., BARNARD H. (1987): The influence of an *Acacia karroo* tree on grass production in its vicinity. In: *J. Grassl. Soc. South. Afr.* 4:
- THE PLANT LIST (2010): Version 1 [online]. Verfügbar in: <http://www.theplantlist.org> [24.11.2011].
- TREMP, H. (2005): *Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten*. Stuttgart: Ulmer.

- TRÜBY, P. und ALDINGER, E. (1989): Eine Methode zur Bestimmung austauschbarer Kationen in Waldböden. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 152: 301-306.
- ULRICH, B. (1966): Kationenaustausch - Gleichgewicht in Böden. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 113: 141-159.
- VAN OUTDSHOORN, F. (2009): Guide to Grasses of Southern Africa. Pretoria: Briza Publications.
- VAN WEEK, B. und VAN WEEK, P. (1997): Field Guide to Trees of Southern Africa. Cape Town: Struik Publishers
- VANSELOW, K. A. (2011): The high-mountain pastures of the Eastern Pamirs (Tajikistan). An evaluation of the ecological basis and the pasture potential. Erlangen: Diss. Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg.
- VOIGTS, U. D. (2010): Mündliche Mitteilung vom 29. November 2010. Krumhuk: ATCK Trainingscenter.
- VOIGTS, U. D. (s.a.): Homepage Krumhuk [online]. Verfügbar in: <http://www.jagdfarm-krumhuk.de/> [3.04.2012].
- WAGENSEIL, H. (2008): Savannen im Satellitenbild: Ansätze zur Modellierung der Gehölzdichte in Namibia. Erlangen: Diss. Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg.
- WAGENSEIL, H. und SAMIMI, C. (2007): Woody Vegetation Cover in Namibian Savannas: A Modelling Approach based on Remote Sensing. In: Erdkunde 61: 325- 334.
- WALTER, H. und BRECKLE, S.W. (2004): Ökologie der Erde. Band 2: Spezielle Ökologie der Tropischen und Subtropischen Zonen. 3. Auflage. München: Elsevier GmbH.
- WALTER, H. und LIETH, H. (1963): Klimadiagramm. Windhoek [online]. Verfügbar in: http://www.uni-koeln.de/sfb389/e/e1/download/klimadiagramme/land_namibia.htm [30.3.2012].
- WEISCHET, W. und ENDLICHER, W. (2000): Regionale Klimatologie. Teil 2 - Die Alte Welt: Europa, Afrika, Asien. Stuttgart, Leipzig: Teubner.
- ZÖFEL, P. (1992): Statistik in der Praxis. 3. Auflage. Stuttgart, Jena: Gustav Fischer Verlag.

Tabellenverzeichnis

Tab. 3-1: Artmächtigkeit nach Braun-Blanquet.	23
Tab. 3-2: Phänologischer und generativer Aufnahmeschlüssel.	23
Tab. 3-3: Parameter zur Berechnung der Beweidungsintensität.	25
Tab. 3-4: Einteilung der Korngrößenfraktionen.	27
Tab. 3-5: Einschätzung der Güte einer NMDS anhand des Stresswertes.	37
Tab. 4-1: Ergebnisse des U-Tests – Unterschiede der offenen Grasfläche und des Schattenstandortes hinsichtlich ihrer Klimaparameter.	43
Tab. 4-2: Lineare und nicht parametrische Anpassung der Umweltparameter (UP) – gesamte Untersuchungsflächen (Kontroll- und Übergangsflächen).	51
Tab. 4-3: U-Test der Umweltparameter auf den gesamten Untersuchungsflächen (Kontroll- und Übergangsflächen).	52
Tab. 4-4: Isopamanalyse der Übergangsflächen - nichthierarchische Teilung.	54
Tab. 4-5: Lineare und nichtparametrische Anpassung der Umweltvariablen (UP) auf den Übergangsflächen.	57
Tab. 4-6: U-Test der Umweltparameter auf den Übergangsflächen.	59
Tab. 4-7: Isopamanalyse der Kontrollflächen - nichthierarchische Teilung.	61
Tab. 4-8: Lineare und nichtparametrische Anpassung der Umweltvariablen auf den Kontrollflächen.	64
Tab. 4-9: U-Tests der Umweltparameter auf den Kontrollflächen.	67
Tab. 4-10: Isopamanalyse der Transekte 1-6.	69
Tab. 4-11: Isopamanalyse der Lebensformen der Einzeltransekte.	72
Tab. 4-12: Isopamanalyse der Lebensformen des Gesamttransektes.	74

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1-1 Ökozonale Gliederung der Erde (SCHULTZ, 2000).....	1
Abb. 1-2: Nischenkonzepte zur Erklärung der Koexistenz. Vertikale Partitionierung des Wurzelraumes nach der „two layers soil hypothesis“ (links) (SCHULTZ, 2000). Zeitliche Partitionierung der Blattflächenentwicklung (rechts) (WAGENSEIL und SAMIMI, 2007)....	3
Abb. 1-3: Veränderung der Gehölzdichte als Funktion der MAP (<i>mean annual precipitation</i>) (SANKARAN et al., 2005).....	4
Abb. 2-1: Topographie Namibias und Lage des Khomas Hochlandes (rot umrandet) (verändert nach WAGENSEIL, 2008).....	6
Abb. 2-2: Khomas Hochland von Namibia: a) südwestliche Begrenzung des Khomas Hochlandes durch den Gamsberg (2.347 m); b) Südhang der Auasberge; c) Blick vom Schildkrötenberg (2.092 m) nach Südwesten; d) Hügelland südlich des Auasgebirge in Richtung Schildkrötenberg (2.092 m).....	7
Abb. 2-3: a) Blick vom Schildkrötenberg (2.092 m) auf das Untersuchungsgebiet. b) Wasserloch auf der Untersuchungsfläche. c) Oberflächenabfluss nach einem Niederschlagsereignis. d) Trockenes Flusstal mit begleitendem Galeriewald. e) Kudu (<i>Tragelaphus strepsiceros</i>). f) Erosionsschlucht auf dem Farmgelände von Krumhuk. .	8
Abb. 2-4: Klimatische Systeme im südlichen Afrika im Sommer (links) und im Winter (rechts) (verändert nach MENDELSON 2002).....	11
Abb. 2-5: Räumliche Verteilung des Niederschlages in Namibia (WAGENSEIL, 2008 verändert nach MENDELSON, 2002).....	13
Abb. 2-6: Klimadiagramm von Windhoek (WALTER und LIETH, 1963).....	13
Abb. 2-7: Landnutzung in Namibia (WAGENSEIL, 2008 verändert nach MENDELSON, 2002).	15
Abb. 2-8: Einteilung der Savannen nach physiognomischen und floristischen Merkmalen bezogen auf Bodenwasserhaushalt, Auswaschung, Bodentextur und jährlichen Niederschlag (mm) (SCHULTZ, 2000 verändert nach JOHNSON und TOTHILL, 1985).	18
Abb. 2-9: Typische Pflanzen auf der Untersuchungsfläche: a) Wuchsform von <i>Acacia erioloba</i> ; b) Dornen und Blüte von <i>Acacia erioloba</i> ; c) häufiger Zwergstrauch auf den Untersuchungsflächen (<i>Aptosimum spinescens</i>).	19

Abb. 3-1: Untersuchungsgebiet auf dem Krumhuk Farmgelände und Lage der Aufnahme­flächen und Klimastationen (weiße Punkte). Die Beweidungsflächen sind durch die weiße Umrandung angedeutet.	22
Abb. 3-2: Standort der Klimastationen. Im Vordergrund - Grasstandort; im Hintergrund zwischen den beiden Bäumen (<i>Acacia erioloba</i>) - Baumstandort. Die Akazienäste dienten dem Schutz vor neugierigen Pavianen (<i>Papio sp.</i>).....	25
Abb. 4-1: Korngrößenverteilung ausgewählter Probestandorte dargestellt im Texturdreieck nach ÖNORM L 1050 (2004).....	41
Abb. 4-2: Verlauf der Temperatur und der relativen Luftfeuchtigkeit (RH) während des Untersuchungszeitraumes auf der offenen Grasfläche.	44
Abb. 4-3: Verlauf der Luft- und Bodentemperatur in 20 cm und 50 cm Tiefe in der ersten Aufnahmewoche auf der offenen Grasfläche.	45
Abb. 4-4: Durchschnittliche Bodentemperatur in 20 cm und 50 cm Tiefe und durchschnittliche fotosynthetisch aktive Strahlung (PAR) zwischen 6 und 18 Uhr unter dem Baum und auf der offenen Grasfläche.....	45
Abb. 4-5: Durchschnittlicher Bodenwassergehalt in 20 cm und 50 cm Tiefe auf der offenen Grasfläche und dem Aufnahmestandort unter dem Baum.	46
Abb. 4-6: Isopamanalyse der gesamten Untersuchungsflächen (Kontroll- und Übergangsflächen) basierend auf den Vegetationsdaten (log10 transformiert, Distanzmaß = Bray-Curtis, Algorithmus = isopam (n=66): a) Gesamtvegetation; b) krautige Vegetation.....	48
Abb. 4-7: Elbow Kriterium (links) und Shepard Diagramm (rechts) der gesamten Untersuchungsflächen.....	50
Abb. 4-8: NMDS Ordination der gesamten Untersuchungsflächen (Kontroll- und Übergangsflächen) und lineare Anpassung der Umweltparameter (grau: $p \leq 0,1$, rot: $p \leq 0,01$) - grün: Isopamgruppe 1, blau: Isopamgruppe 2, rot: Isopamgruppe 3, gelb: Isopamgruppe 4, lila: Isopamgruppe 5.	50
Abb. 4-9: NMDS der gesamten Untersuchungsflächen (Kontroll- und Übergangsflächen) - lineare und nichtparametrische Anpassung der effektiven Kationenaustauschkapazität (links) und des Stickstoffgehaltes (rechts) – grün: Isopamgruppe 1, blau: Isopamgruppe 2, rot: Isopamgruppe 3, gelb: Isopamgruppe 4, lila: Isopamgruppe 5.	52

Abb. 4-10: Box Plot Darstellungen der signifikanten Umweltparameter auf den gesamten Untersuchungsflächen (Kontroll- und Übergangsflächen) für die jeweiligen Isopamgruppen (1-5).....	53
Abb. 4-11: Elbow Kriterium (links) und Shepard Diagramm (rechts) der Übergangsflächen.	55
Abb. 4-12: NMDS Ordination der Übergangsflächen (NMDS1:NMDS2) und lineare Anpassung der Umweltvariablen (grau: $p \leq 0,1$, rot: $p \leq 0,01$) – rot: Isopamgruppe 1, blau: Isopamgruppe 2, grün: Isopamgruppe 3.....	56
Abb. 4-13: NMDS Ordination der Übergangsflächen (NMDS1:NMDS4) und lineare Anpassung der Umweltvariablen (grau: $p \leq 0,1$, rot: $p \leq 0,01$) – rot: Isopamgruppe 1, blau: Isopamgruppe 2, grün: Isopamgruppe 3.....	56
Abb. 4-14: Lineare und nichtparametrische Anpassung der Umweltvariablen auf den Übergangsflächen – rot: Isopamgruppe 1, blau: Isopamgruppe 2, grün: Isopamgruppe 3.	58
Abb. 4-15: Lineare und nichtparametrische Anpassung der Umweltvariablen (BI und SG) auf den Übergangsflächen – rot: Isopamgruppe 1, blau: Isopamgruppe 2, grün: Isopamgruppe 3.	59
Abb. 4-16: Box Plot Darstellungen der signifikanten Umweltparameter auf den Übergangsflächen für die jeweiligen Isopamgruppen (1-3).....	60
Abb. 4-17: Elbow Kriterium (links) und Shepard Diagramm (rechts) der Kontrollflächen.....	62
Abb. 4-18: NMDS Ordination der Isopamgruppen (Gesamtvegetation) und lineare Anpassung der Umweltvariablen auf den Kontrollflächen (grau: $p \geq 0,1$, rot: $p \geq 0,01$) - für die Baumflächen gilt: rechts oben - MT2 und rechts unten – MT1.....	63
Abb. 4-19: Lineare und nichtparametrische Anpassung der Umweltvariablen auf den Kontrollflächen (Nährstoffe und EC).....	65
Abb. 4-20: Lineare und nichtparametrische Anpassung der Umweltvariablen auf den Kontrollflächen (Beweidungsfläche und Textur).	66
Abb. 4-21: Box Plot Darstellungen der signifikanten Umweltparameter auf den Kontrollflächen für die jeweiligen Isopamgruppen (1-3).	68
Abb. 4-22: Split-Moving-Window Analyse der Originaldaten der Transekte 1-6.	71
Abb. 4-23: Split-Moving-Window Analyse der Lebensformen im Transekt 1.	73
Abb. 4-24: Isopamanalyse der Gesamttransekte anhand der Artmächtigkeitsdaten.	73

Abb. 4-25: Box Plot Darstellungen für die elektrische Leitfähigkeit (links) und die Magnesiumsättigung (rechts) im Transektverlauf der Transekte 1-6.	75
Abb. 4-26: Verteilung der elektrischen Leitfähigkeit (links) und der Magnesiumsättigung (rechts) der Transekte 1-6.	76
Abb. 4-27: Verteilung des pflanzenverfügbaren Phosphatgehaltes (links) und des Stickstoffgehaltes (rechts) der Transekte 1-6.	76
Abb. 4-28: Verteilung des pH-Wertes (links) und der Kaliumsättigung (rechts) der Transekte 1-6.	77
Abb. 4-29: Verteilung des Wassergehaltes während der Trockenzeit (links) und des Schluffgehaltes in % (rechts) der Transekte 1-6.	77
Abb. 4-30: Verteilung der effektiven Kationenaustauschkapazität (links) und des Tongehaltes (rechts) der Transekte 1-6.	77
Abb. 5-1: Vegetation im Übergang der Trocken- zur Regenzeit: a) <i>Aptosimum spinescens</i> ; b) <i>Kyllinga alata</i> ; c) <i>Eriospermum roseum</i> ; d) Untersuchungsgelände zum Zeitpunkt der Aufnahmen Ende November mit ausgedehnter Grasdecke aus <i>Kyllinga alata</i> und vereinzelt <i>Microchloa caffra</i> ; e) Untersuchungsgelände zum Zeitpunkt der Aufnahmen Ende Dezember mit erneut ausgetrockneter Grasdecke; f) <i>Talinum sp.</i>	80
Abb. 5-2: Vegetationsmosaik auf der Beweidungsfläche 2 mit stark beweideten Bereichen mit geringen Graswuchs und teilweise sehr dichten Beständen aus <i>Eragrostis sp.</i>	83
Abb. 5-3: Vergleichsflächen für den Gras- (MG), Strauch- (MS) und Baumstandort (MT) auf den beiden Beweidungsflächen. Beweidungsfläche 1: MG1, MS1, MT1; Beweidungsfläche 2: MG2, MS2, MT2.	87
Abb. 5-4: Veränderung der Lebensformen im Transektverlauf (1-6) ohne Phanerophyten (oben) und mit Phanerophyten (unten).	89

Appendixverzeichnis

Anhang A: Lage der Aufnahmeflächen auf dem Untersuchungsgebiet	123
Anhang B: Vegetation und Lebensformen nach Familie	124
Anhang C: Ergebnisse der bodenkundlichen Laboranalysen	126
Anhang D: Standortangaben zu den Aufnahmeflächen und der Beweidung	128
Anhang E: Autokorrelationen für die Berechnung der Vegetationssprünge anhand der SMW-Analyse	129
Anhang F: Gegenüberstellung der SMW-Analyse – Transekt 1	130

Elektronischer Appendix in der beigelegten CD

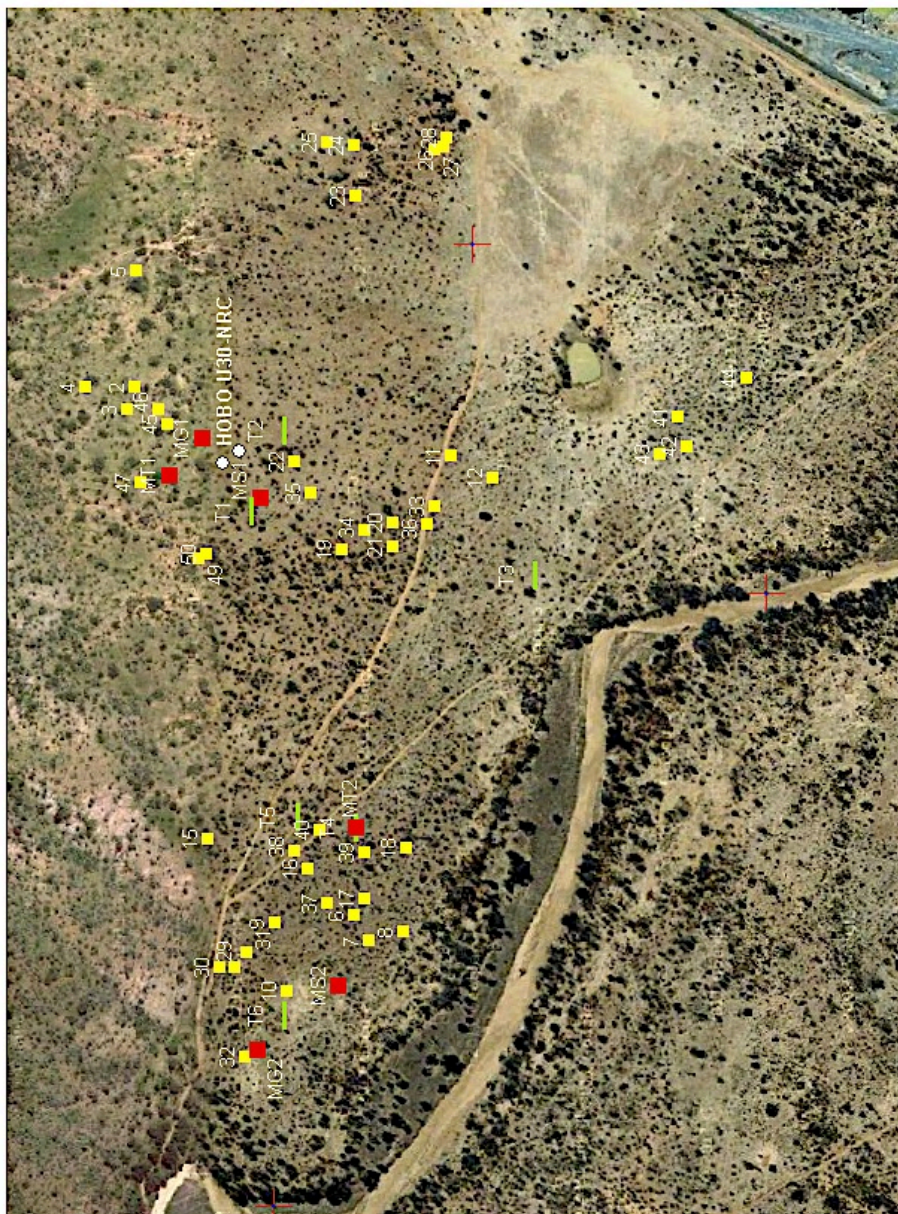
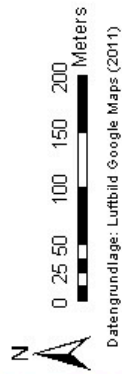
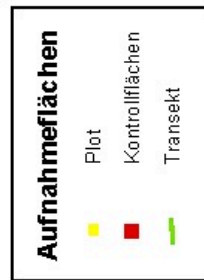
Anhang G: Vegetationsdaten der Übergangsflächen	CD
Anhang H: Vegetationsdaten der Kontrollflächen	CD
Anhang I: Vegetationsdaten der Transekte	CD
Anhang J: Klimadaten – Baumfläche	CD
Anhang K: Klimadaten – Grasfläche	CD

Appendix

Anhang A: Lager der Aufnahmeflächen auf dem Untersuchungsgebiet

Untersuchungsgebiet

Krumhuk Farmgelände
 Khomas Hochland, Namibia
 -1900m-



Anhang B: Vegetation und Lebensformen nach Familie

	Namenskürzel	Gattung	Art	Zusatz	Lebensform
	Acanthaceae				
1	<i>Ble_pru</i>	<i>Blepharis</i>	<i>pruinosa</i>	Engl.	Ch
2	<i>Dys_pseu</i>	<i>Dyschoriste</i>	<i>pseuderecta</i>	Mildbr	Ch
	Aizoaceae				
3	<i>Tet_sp</i>	<i>Tetragonia</i>	<i>sp.</i>	(arbuscula Fenzl)	P
	Amaranthaceae				
4	<i>Ach_asp</i>	<i>Achyranthes</i>	<i>aspera</i>	L. var. <i>Aspera</i>	H
5	<i>Kyph_angu</i>	<i>Kyphocarpa</i>	<i>angustifolia</i>	(Moq.)Lopr.	T
6	<i>Ner_lat</i>	<i>Nerine</i>	<i>laticoma</i>	(Ker Gawl.) T. Durand & Schinz	G
	Anacardiaceae				
7	<i>Rhu_ten</i>	<i>Rhus</i>	<i>tenuinervis</i>	Engl.	P
	Asparagaceae				
8	<i>Dip_sp</i>	<i>Dipcadi</i>	<i>sp.</i>		G
9	<i>Eriosp_sp</i>	<i>Eriospermum</i>	<i>sp.</i>		G
	Asteraceae				
10	<i>Erio_lued</i>	<i>Eriocephalus</i>	<i>luederitzianus</i>	O Hoffm.	Ch
11	<i>Erioceph_sp</i>	<i>Eriocephalus</i>	<i>sp.</i>		Ch
12	<i>Fel_cla</i>	<i>Felicia</i>	<i>clavipilosa</i>	Grau subsp. <i>clavipilosa</i>	Ch
13	<i>Gei_sp</i>	<i>Geigeria</i>	<i>sp.</i>		T
14	<i>Pen_lana</i>	<i>Pentzia</i>	<i>lanata</i>	Hutch.	Ch
15	<i>Tag_min</i>	<i>Tagetes</i>	<i>minuta</i>	L.	T
16	<i>Tar_cam</i>	<i>Tarchonanthus</i>	<i>camphoratus</i>	L.	P
	Capparaceae				
17	<i>Bos_albi</i>	<i>Boscia</i>	<i>albitrunca</i>	(Burch.) Gilg & Benedict	P
	Caryophyllaceae				
18	<i>Poll_cam</i>	<i>Pollichia</i>	<i>campestris</i>	Aiton	H
	Commelinaceae				
19	<i>Com_sp</i>	<i>Commelina</i>	<i>sp.</i>		T
	Convolvulaceae				
20	<i>Evo_als</i>	<i>Evolvulus</i>	<i>alsinoides</i>	(L.) L.	Ch
21	<i>Ipo_oen</i>	<i>Ipomoae</i>	<i>oenotherae</i>	Hallier f. (Ipni.org)	G
	Cyperaceae				
22	<i>Bul_sp.</i>	<i>Bulbostylus</i>	<i>sp.</i>		T
23	<i>Kyll_ala</i>	<i>Kyllinga</i>	<i>alata</i>	Nees	H
24	<i>Mon_sp</i>	<i>Monandrus</i>	<i>sp.</i>		T
	Fabaceae				
25	<i>Aca_eri</i>	<i>Acacia</i>	<i>erioloba</i>	E. Mey.	P
26	<i>Aca_heb</i>	<i>Acacia</i>	<i>hebeclada</i>	DC.	P
27	<i>Aca_her</i>	<i>Acacia</i>	<i>hereroensis</i>	Engl.	P
28	<i>Aca_karr</i>	<i>Acacia</i>	<i>karroo</i>	Hayne	P
29	<i>Aca_mell</i>	<i>Acacia</i>	<i>mellifera</i>	(Vahl) Benth.	P
	Lamiaceae				
30	<i>Acr_infl</i>	<i>Acrotome</i>	<i>inflata</i>	Benth.	T
31	<i>Oci_amer</i>	<i>Ocimum</i>	<i>americanum</i>	L.	T
	Malvaceae				
32	<i>Gre_fla</i>	<i>Grewia</i>	<i>flava</i>	DC.	P
33	<i>Hib_dis</i>	<i>Hibiscus</i>	<i>discophorus</i>	Hochr	Ch
34	<i>Pav_burch</i>	<i>Pavonia</i>	<i>burchellii</i>	(DC.) R. A. Dyer	Ch
	Ophioglossaceae				
35	<i>Oph_sp</i>	<i>Ophioglossum</i>	<i>sp.</i>		G
	Poaceae				
36	<i>Ant_schi</i>	<i>Antephora</i>	<i>schinzii</i>	Hack.	T
37	<i>Ari_ads</i>	<i>Aristida</i>	<i>adscensionis</i>	L.	T
38	<i>Ari_cong</i>	<i>Aristida</i>	<i>congesta</i>	Roem. & Schult.	H
39	<i>Chl_virg</i>	<i>Chloris</i>	<i>virgata</i>	Sw.	T
40	<i>Cym_sp</i>	<i>Cymbopogon</i>	<i>sp.</i>		H
41	<i>Dac_aeg</i>	<i>Dactyloctenium</i>	<i>aegyptium</i>	(L.) Willd.	T
42	<i>Dig_eria</i>	<i>Digitaria</i>	<i>eriantha</i>	Steud.	H
43	<i>Dig_vel</i>	<i>Digitaria</i>	<i>velutina</i>	(Forssk.) P.Beauv.	T
44	<i>Enn_cen</i>	<i>Enneapogon</i>	<i>cenchroides</i>	(Licht. Ex Roem. & Schult.) C. E. Hubb.	T
45	<i>Era_ech</i>	<i>Eragrostis</i>	<i>echinochloidea</i>	Stapf	H
46	<i>Era_lehm</i>	<i>Eragrostis</i>	<i>lehmanniana</i>	Nees	H
47	<i>Era_rig</i>	<i>Eragrostis</i>	<i>rigidior</i>	Pilg.	H

Namenskürzel	Gattung	Art	Zusatz	Lebensform
Poaceae				
48	<i>Eragrostis</i>	<i>sp.</i>		H
49	<i>Eragrostis</i>	<i>superba</i>	Peyr.	H
50	<i>Eragrostis</i>	<i>trichophora</i>	Coss. & Durieu (Synonym Nam)	H
51	<i>Melinis</i>	<i>repens subsp. grandiflora</i>	(Hochst.) Zizka	H
52	<i>Microchloa</i>	<i>caffra</i>	Nees	H
53	<i>Panicum</i>	<i>lanipes</i>	Mez	H
54	<i>Pogonarthria</i>	<i>fleckii</i>	(Hack.) Hack.	T
55	<i>Schmidtia</i>	<i>pappophoroides</i>	Steud. ex J. A. Schmidt	H
56	<i>Sporobolus</i>	<i>fimbriatus</i>	(Trin.) Nees	H
57	<i>Stipagrostis</i>	<i>uniplumis var. Uniplumis</i>		H
58	<i>Tragus</i>	<i>racemosus</i>	(L.) All.	T
59	<i>Trichoneura</i>	<i>grandiclumis</i>	(Nees) Ekman	H
60	<i>Urochloa</i>	<i>panicoides</i>	P. Beauv.	T
Rhamnaceae				
61	<i>Ziziphus</i>	<i>mucronata</i>	Willd.	P
Scrophulariaceae				
62	<i>Aptosimum</i>	<i>albomarginatum</i>	Marloth & Engl.	Ch
63	<i>Aptosimum</i>	<i>lineare</i>	Marloth & Engl.	Ch
64	<i>Aptosimum</i>	<i>spinescens</i>	(Thunb.) Weber	Ch
Solanaceae				
65	<i>Lycium</i>	<i>bosciifolium</i>	Schinz	P
66	<i>Lycium</i>	<i>hirsutum</i>	Dunal	P
67	<i>Solanum</i>	<i>incanum</i>	L.	Ch
Talinaceae				
68	<i>Talinum</i>	<i>sp.</i>		G
Thymelaeaceae				
69	<i>Gnidia</i>	<i>polycephala</i>	(C.A. Mey.) Gilg	Ch
Zygophyllaceae				
70	<i>Tribulus</i>	<i>sp.</i>		T
Arbeitsnamen der nicht identifizierten Pflanzen				
71	<i>Ind_hdk</i>			T
72	<i>ind_hfk</i>			T
73	<i>ind_hrk</i>			T
74	<i>ind_hkk</i>			T
75	<i>ind_htk</i>			T
76	<i>ind_hmh</i>			T
77	<i>ind_hwb</i>			T
78	<i>ind_htb</i>			T
79	<i>ind_hpsk</i>			H
80	<i>ind_gkh</i>			T
81	<i>ind_hsp</i>			H
82	<i>ind_skgs</i>			C
83	<i>ind_sas</i>			C
84	<i>ind_svs</i>			C
85	<i>ind_hgk</i>			C
86	<i>ind_hkp</i>			C
87	<i>ind_hkpp</i>			C
88	<i>ind_hks</i>			C
89	<i>ind_gpa</i>			T
90	<i>ind_grg</i>			T
91	<i>ind_ghkrq</i>			T
92	<i>ind_gsgq</i>			T
93	<i>ind_ges</i>			T
94	<i>ind_ghh</i>			T

Anhang C: Ergebnisse der bodenkundlichen Laboranalysen

	H ₂ O V %			pH-Wert		EC [µs/m/cm ²]	KAK _{ex}	BS	Kationensättigung % der KAK _{ex}							PO ₄ ³⁻ [mg/kg]	N [%]	C [%]	S [%]	H [%]	C/N	Korngröße		
	a	b	c	H ₂ O	CaCl ₂				Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	GB							S	U	T
MG1	0,4	25,4	1,2	6,2	5,3	10,4	29,9	100,0	61,0	28,5	0,0	10,6	0,0	0,0	2,4	0,1	0,3	0,0	0,0	5,2	13,4	72,2	7,9	6,5
MS1	2,3	15,3	1,2	6,2	5,3	14,6	51,2	100,0	64,7	28,6	0,0	6,7	0,0	0,0	3,3	0,1	0,4	0,0	0,1	5,7	3,4	79,0	9,5	7,9
MT1	0,4	24,5	2,2	5,8	5,1	16,3	32,0	100,0	63,5	24,7	0,0	11,8	0,0	0,0	3,9	0,1	0,4	0,0	0,1	5,2	8,9	73,7	9,6	7,8
MG2	0,5	25,0	1,2	6,3	5,1	10,6	97,2	100,0	63,8	26,0	0,0	10,2	0,0	0,0	7,8	0,1	0,3	0,0	0,1	5,0	1,4	75,7	13,0	9,9
MS2	1,0	36,3	3,4	6,3	5,1	13,1	31,3	100,0	65,2	22,1	2,0	10,7	0,0	0,0	12,0	0,1	0,7	0,0	0,3	6,9	1,0	54,7	23,3	21,0
MT2	0,4	21,6	2,2	6,0	4,8	11,1	23,2	99,2	62,5	17,5	0,0	19,3	0,8	0,0	6,3	0,1	0,3	0,0	0,0	6,0	2,8	81,9	8,9	6,4
T1_0	0,3	19,8	1,1	6,1		19,2	29,0	99,8	56,3	19,0	0,3	24,1	0,2	0,0	6,7	0,1	0,4	0,1	0,2	5,6	4,0	79,4	9,0	7,4
T1_5	0,3	19,6	2,1	6,3		13,5	30,9	100,0	59,2	26,7	0,0	14,1	0,0	0,0	2,7	0,0	0,4	0,0	0,1	8,0	2,9	81,7	7,8	7,1
T1_10	0,3	19,5	1,1	6,2		8,0	32,0	100,0	65,1	26,0	0,0	9,0	0,0	0,0	2,4	0,1	0,3	0,0	0,1	6,5	2,3	80,7	9,5	7,4
T2_0	0,3	20,0	2,1	6,1		20,1	29,1	99,8	59,6	21,2	0,0	19,0	0,0	0,2	7,6	0,0	0,3	0,0	0,1	6,5	3,4	82,0	6,9	7,5
T2_5	0,5	19,0	1,3	6,3		12,2	28,8	100,0	60,1	27,0	0,0	12,9	0,0	0,0	2,4	0,0	0,3	0,0	0,1	7,2	3,3	80,9	8,4	7,2
T2_10	0,4	20,5	1,2	6,3		11,5	30,1	100,0	59,6	25,8	0,0	14,6	0,0	0,0	4,1	0,0	0,3	0,0	0,1	6,8	3,1	81,5	7,8	7,2
T3_0	0,5	25,5	2,2	6,2		25,3	52,5	100,0	64,2	25,0	0,0	10,8	0,0	0,0	16,0	0,1	0,6	0,0	0,1	7,4	0,6	79,1	7,2	12,8
T3_5	0,5	23,4	2,3	6,3		15,0	72,9	99,9	38,7	21,7	31,9	7,6	0,0	0,1	5,5	0,1	0,3	0,0	0,2	6,3	0,7	75,4	8,1	15,6
T3_10	0,5	13,3	2,5	6,3		12,7	36,5	100,0	57,6	30,6	0,1	11,7	0,0	0,0	6,3	0,0	0,3	0,0	0,1	5,9	0,9	79,0	7,8	12,0
T4_0	0,2	23,1	1,1	6,0		20,6	31,0	100,0	74,5	16,2	0,4	8,9	0,0	0,0	5,4	0,1	0,4	0,0	0,0	6,0	1,3	88,9	4,8	4,7
T4_5	0,3	20,3	1,1	6,1		9,9	27,5	100,0	65,0	24,3	0,0	10,6	0,0	0,0	3,6	0,1	0,3	0,0	0,0	5,7	1,6	83,1	8,7	6,4
T4_10	0,3	22,8	1,1	6,1		9,3	25,7	100,0	64,1	24,4	0,5	11,0	0,0	0,0	4,5	0,0	0,3	0,0	0,1	5,8	2,1	83,6	7,9	6,2
T5_0	0,3	18,6	1,2	6,2		20,9	80,2	100,0	64,8	25,5	0,0	9,7	0,0	0,0	7,0	0,1	0,4	0,0	0,1	6,2	2,1	80,3	9,9	7,6
T5_5	0,3	21,2	2,1	6,4		11,0	31,1	100,0	64,7	22,3	2,2	10,8	0,0	0,0	5,4	0,1	0,3	0,0	0,0	4,8	2,5	79,6	9,8	8,0
T5_10	0,6	22,2	0,3	6,4		10,3	29,7	100,0	62,1	22,8	0,3	14,8	0,0	0,0	5,9	0,1	0,3	0,1	0,1	5,6	4,6	78,2	9,1	7,6
T6_0	0,8	24,3	2,4	6,3		22,6	32,8	100,0	63,6	20,7	0,1	15,6	0,0	0,0	9,6	0,1	0,7	0,0	0,2	6,3	1,0	63,0	21,6	14,1
T6_5	0,8	43,9	3,2	6,2		14,2	88,3	100,0	64,4	26,8	0,0	8,8	0,0	0,0	10,1	0,1	0,7	0,0	0,3	7,0	1,4	55,7	24,0	18,8
T6_8	1,0	28,0	3,4	6,2		17,7	93,9	100,0	65,3	26,8	0,1	7,8	0,0	0,0	10,4	0,1	0,6	0,0	0,3	5,3	1,8	54,1	24,3	19,7
P1	2,3			6,2		15,1	28,7	100,0	55,7	26,7	0,0	17,7	0,0	0,0	2,8	0,1	0,3	0,1	0,2	5,8				
P2	0,6			6,2	5,3		43,8	100,0	63,3	29,6	0,6	6,5	0,0	0,0	6,5	0,1	0,3	0,0	0,2	3,7				
P3	0,3			6,2		8,3	33,6	100,0	59,6	28,4	0,5	11,4	0,0	0,0	3,8	0,1	0,4	0,1	0,2	4,8				
P4	1,3			6,4		11,4	38,1	100,0	62,2	26,8	0,0	11,0	0,0	0,0	5,7	0,1	0,4	0,0	0,2	5,3	7,3	75,4	9,2	8,0
P5	0,3			6,2		13,7	26,4	100,0	56,6	29,7	0,0	13,7	0,0	0,0	6,7	0,0	0,3	0,0	0,1	5,5	7,0	79,6	7,0	6,2
P6	0,3			6,1		10,8	24,1	100,0	58,3	23,3	0,0	18,4	0,0	0,0	9,5	0,0	0,3	0,0	0,1	6,5				
P7	0,4			6,2		9,7	26,0	100,0	70,2	20,0	0,5	9,4	0,0	0,0	7,2	0,1	0,3	0,0	0,1	4,4				
P8	0,5			6,4		21,8	47,4	100,0	69,7	16,9	0,0	13,4	0,0	0,0	9,6	0,1	0,4	0,0	0,2	6,1	1,6	75,8	12,9	9,6
P9	0,4			6,3		10,0	26,7	100,0	57,9	24,7	0,2	17,3	0,0	0,0	6,0	0,1	0,3	0,0	0,2	5,9				
P10	1,1			6,1	5,1		99,3	100,0	64,3	26,7	0,7	8,3	0,0	0,0	6,5	0,1	0,7	0,0	0,5	7,8				
P11	0,4			6,1		16,7	39,0	100,0	56,5	24,4	6,4	12,8	0,0	0,0	9,1	0,1	0,5	0,0	0,2	4,9				
P12	0,4			5,6		7,9	28,2	92,6	50,8	25,8	0,6	15,5	7,4	0,0	6,3	0,1	0,3	0,0	0,2	4,0				
P13	0,6			6,9		24,4	74,9	100,0	65,7	24,0	0,2	10,0	0,0	0,0	4,2	0,1	0,6	0,0	0,3	5,7				

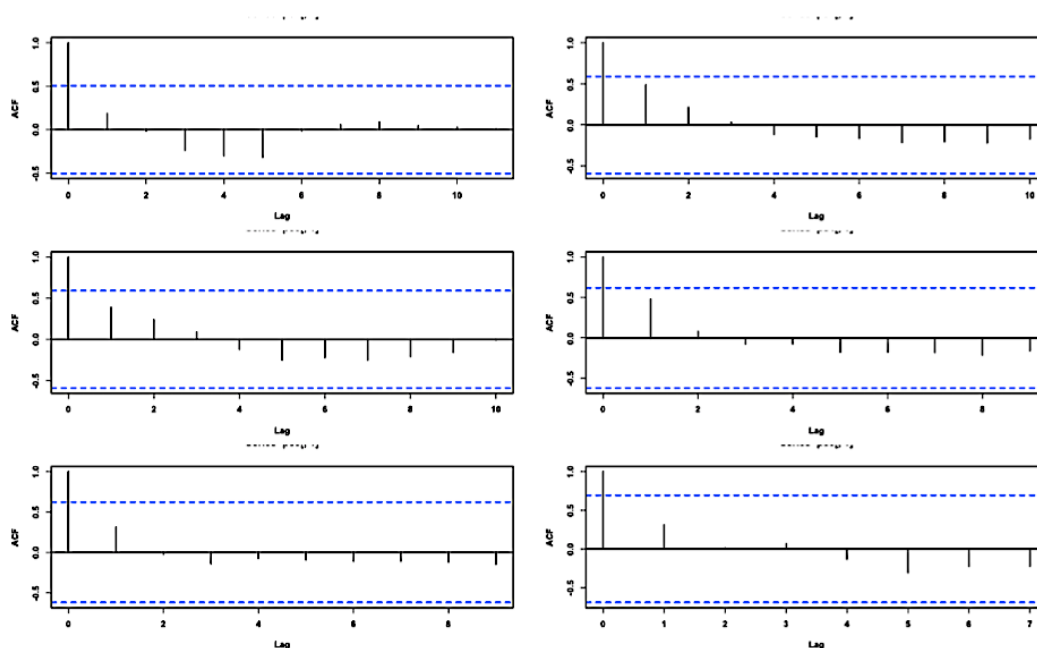
	H ₂ O V %			pH-Wert	EC [µs/cm ²]	KAK ₄₀₀	BS	Kationensättigung % der KAK ₄₀₀								PO ₄ ³⁻ [mg/kg]	N[%]	C[%]	S[%]	H[%]	C/N	Korngröße		
	a	b	c					H ₂ O	CaCl ₂	Ca	Mg	Na	K	Al	Fa							GB [%]	S [%]	U [%]
P 14	0,6			6,1	254,0	76,5	100,0	58,1	27,3	1,0	13,5	0,0	0,0	0,0	5,0	0,1	0,4	0,0	0,3	4,4				
P 15	1,4			6,3	19,2	36,8	100,0	76,4	14,6	0,4	8,7	0,0	0,0	0,0	12,3	0,1	0,5	0,0	0,2	6,1				
P 16	0,1			6,0	8,7	24,5	100,0	65,9	22,1	1,1	10,8	0,0	0,0	0,0	5,2	0,1	0,3	0,0	0,1	5,5				
P 17	0,3			6,5	19,1	33,9	100,0	62,8	16,1	0,3	20,9	0,0	0,0	0,0	7,6	0,1	0,4	0,0	0,1	5,3				
P 18	0,4			6,5	12,5	21,4	100,0	69,8	19,8	0,0	30,2	0,0	0,0	0,0	8,6	0,1	0,3	0,0	0,1	5,0				
P 19	0,8			6,7	35,2	80,4	100,0	69,3	19,5	0,0	11,2	0,0	0,0	0,0	12,7	0,1	0,9	0,0	0,3	7,3				
P 20	0,3			6,3	17,4	32,9	100,0	64,0	24,6	0,9	10,5	0,0	0,0	0,0	9,6	0,1	0,4	0,0	0,1	6,6				
P 21	0,3			6,2	8,6	23,3	100,0	64,1	23,0	0,7	12,2	0,0	0,0	0,0	3,9	0,0	0,3	0,0	0,1	5,3				
P 22	0,3			6,4	18,5	26,6	100,0	56,5	23,6	0,5	17,4	0,0	0,0	0,0	1,4	0,1	0,4	0,0	0,1	4,9				
P 23	0,5			6,0	14,9	22,2	99,4	60,2	25,3	0,6	13,4	0,6	0,0	0,0	3,9	0,1	0,3	0,0	0,1	5,1				
P 24	0,4			6,2	12,6	26,4	100,0	57,7	28,4	0,5	13,4	0,0	0,0	0,0	4,9	0,1	0,4	0,0	0,1	5,2				
P 25	0,3			6,3	10,8	24,8	100,0	58,4	28,2	0,7	12,6	0,0	0,0	0,0	2,7	0,1	0,3	0,0	0,1	5,2	4,5	80,5	8,0	6,8
P 26	0,0			6,0	6,2	10,7	97,8	56,6	25,5	4,5	11,3	2,2	0,0	0,0	1,4	0,0	0,1	0,0	0,1	2,1				
P 27	0,3			6,1	7,2	16,2	100,0	50,8	34,0	1,1	14,1	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0	0,1	0,0	0,1	3,0	2,7	87,6	4,0	5,6
P 28	0,2			6,3	7,6	15,9	100,0	56,9	29,0	1,4	12,7	0,0	0,0	0,0	3,4	0,0	0,1	0,0	0,1	3,1				
P 29	0,3			6,0	11,3	21,8	100,0	66,6	20,5	0,8	12,1	0,0	0,0	0,0	4,5	0,1	0,3	0,0	0,1	4,3				
P 30	1,3			5,9	11,0	23,4	99,7	64,7	20,1	1,9	13,1	0,3	0,0	0,0	8,1	0,1	0,3	0,0	0,1	5,4				
P 31	0,2			6,0	9,2	28,0	99,7	32,1	12,1	47,2	8,3	0,2	0,1	0,0	5,1	0,0	0,2	0,0	0,1	4,2				
P 32	0,8			6,4	25,0	76,8	100,0	56,8	28,7	0,3	12,3	0,0	0,0	0,0	10,8	0,1	0,6	0,0	0,4	5,6				
P 33	0,4			5,9	9,1	26,3	98,5	59,3	24,8	0,8	13,6	1,5	0,0	0,0	4,8	0,0	0,3	0,0	0,1	5,8				
P 34	0,3			6,0	8,8	25,3	98,9	61,6	22,5	0,9	14,1	1,1	0,0	0,0	6,6	0,1	0,3	0,0	0,1	4,6				
P 35	1,4			6,5	20,3	40,2	100,0	56,6	28,6	0,1	14,8	0,0	0,0	0,0	9,8	0,1	0,4	0,0	0,2	6,0				
P 36	0,9			6,1	9,2	34,9	100,0	61,4	27,0	0,4	11,2	0,0	0,0	0,0	4,1	0,1	0,3	0,0	0,2	4,7	2,6	75,2	11,2	10,7
P 37	0,1			5,9	8,7	26,0	98,4	59,3	24,7	0,5	14,0	1,6	0,0	0,0	5,7	0,1	0,3	0,0	0,1	5,1				
P 38	0,1			6,1	9,9	27,1	100,0	60,7	25,0	0,8	13,5	0,0	0,0	0,0	9,6	0,1	0,3	0,0	0,1	4,2				
P 39	0,4			6,3	20,5	30,9	99,8	41,4	18,9	0,4	39,0	0,2	0,0	0,0	11,7	0,1	0,4	0,0	0,1	5,6				
P 40	0,1			6,2	12,2	27,5	100,0	63,9	18,2	0,8	17,1	0,0	0,0	0,0	5,1	0,1	1,0	0,4	0,1	12,7				
P 41	1,7			6,3	15,0	46,6	100,0	57,3	28,1	0,7	14,0	0,0	0,0	0,0	7,9	0,1	0,3	0,0	0,1	5,8	0,7	72,4	13,1	13,8
P 42	0,6			6,4	14,4	53,0	100,0	55,1	30,2	2,8	11,9	0,0	0,0	0,0	6,0	0,1	0,4	0,0	0,2	6,8				
P 43	1,4			6,4	15,6	44,3	100,0	56,6	29,6	0,5	13,3	0,0	0,0	0,0	6,3	0,1	0,3	0,0	0,2	5,5				
P 44	1,4			6,6	19,0	39,7	100,0	49,9	20,4	0,5	29,2	0,0	0,0	0,0	15,3	0,1	0,4	0,0	0,2	5,9				
P 45	1,3			6,3	10,3	37,3	100,0	61,6	28,5	0,7	9,2	0,0	0,0	0,0	2,0	0,1	0,4	0,0	0,1	5,9				
P 46	1,4			6,1	7,6	38,8	100,0	60,0	32,2	0,5	7,3	0,0	0,0	0,0	2,5	0,1	0,3	0,0	0,2	6,0				
P 47	0,3			6,1	8,7	37,7	100,0	62,1	26,7	3,1	8,2	0,0	0,0	0,0	3,1	0,1	0,3	0,0	0,1	5,7				
P 48	0,6			6,0	9,8	34,8	100,0	61,3	28,7	0,8	9,2	0,0	0,0	0,0	2,6	0,1	0,3	0,0	0,2	6,0				
P 49	1,2			6,1	22,5	33,7	100,0	64,1	27,3	0,4	8,2	0,0	0,0	0,0	4,2	0,1	0,3	0,0	0,1	4,8				
P 50	0,6			6,1	14,3	38,9	99,8	57,0	19,7	15,6	7,5	0,0	0,2	0,2	2,4	0,1	0,3	0,0	0,1	4,4				

Anhang D: Standortangaben zu den Aufnahmeflächen

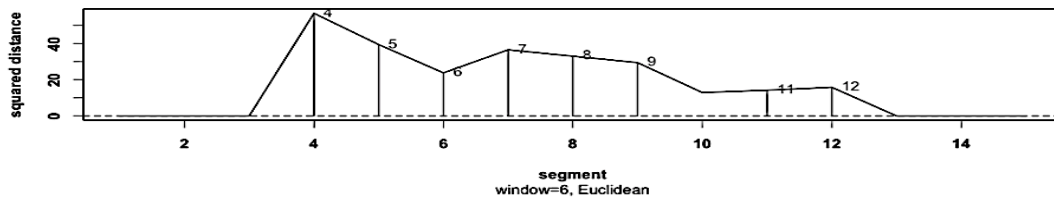
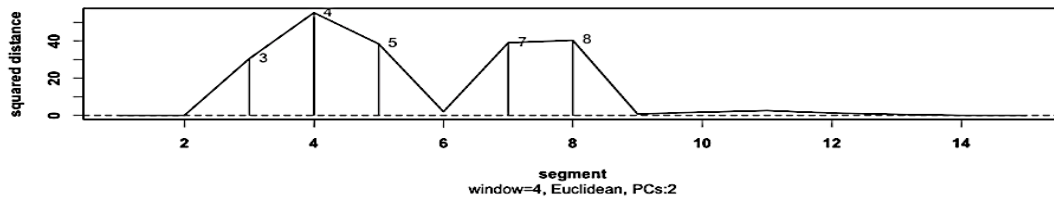
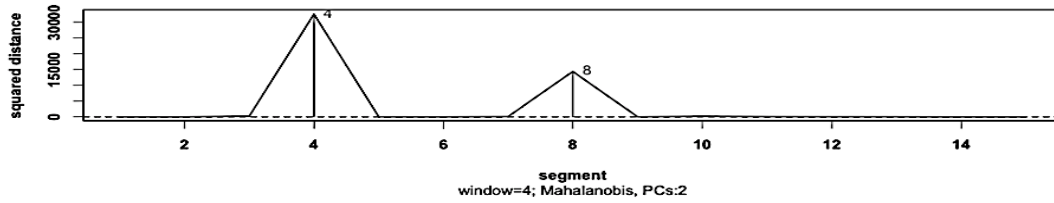
Aufnahmefläche	Koordinaten (WGS 84)		BF	Exkremente	Verbiss Tritt	BI	BG	SG
P 1	S 22°45,856'	W 17°7,23602	1	2	1	4	0,00	0,47
P 2	S 22°45,6670'	W 17°7,3720'	1	2	1	4	1,26	3,24
P 3	S 22°45,6637'	W 17°7,3601'	1	3	1	5	0,15	1,08
P 4	S 22°45,6434'	W 17°7,3713'	1	2	1	4	0,54	2,41
P 5	S 22°45,6670'	W 17°7,4325'	1	1	1	3	0,50	3,06
P 6	S 22°45,7762'	W 17°7,1001'	2	3	3	9	0,17	2,81
P 7	S 22°45,7835'	W 17°7,0866'	2	1	1	3	0,43	4,17
P 8	S 22°45,7994'	W 17°7,0921'	2	2	2	6	1,42	3,55
P 9	S 22°45,7381'	W 17°7,0957'	2	2	2	6	0,11	1,47
P 10	S 22°45,7438'	W 17°7,0602'	2	1	5	11	0,55	1,35
P 11	S 22°45,8192'	W 17°7,3385'	1	2	1	4	0,39	1,61
P 12	S 22°45,8398'	W 17°7,3273'	1	2	1	4	0,17	3,48
P 13	-	-	1	0	0	0	2,27	1,13
P 14	-	-	1	2	0	2	0,41	1,37
P 15	S 22°45,7049'	W 17°7,1385'	1	0	0	0	10,33	24,67
P 16	S 22°45,7530'	W 17°7,1235'	2	0	0	0	0,81	2,75
P 17	S 22°45,7805'	W 17°7,1083'	2	2	0	2	4,64	1,33
P 18	S 22°45,8007'	W 17°7,1354'	2	0	0	0	0,85	4,25
P 19	S 22°45,7675'	W 17°7,2893'	1	0	0	0	2,23	36,02
P 20	S 22°45,7921'	W 17°7,3038'	1	2	1	4	1,18	14,70
P 21	S 22°45,7919'	W 17°7,2908'	1	0	0	0	2,85	0,78
P 22	S 22°45,7443'	W 17°7,3348'	1	3	2	7	2,00	0,55
P 23	S 22°45,7718'	W 17°7,4728'	1	1	3	7	1,62	7,76
P 24	S 22°45,7705'	W 17°7,4991'	1	2	3	8	0,55	2,61
P 25	S 22°45,7575'	W 17°7,5000'	1	1	2	5	0,50	0,73
P 26	S 22°45,8135'	W 17°7,4986'	1	0	0	0	1,25	2,47
P 27	S 22°45,8094'	W 17°7,4975'	1	0	1	2	0,27	1,49
P 28	S 22°45,8147'	W 17°7,5031'	1	3	1	5	1,28	5,21
P 29	S 22°45,7190'	W 17°7,0716'	2	1	2	5	1,34	3,58
P 30	S 22°45,7117'	W 17°7,0715'	2	0	0	0	0,00	34,00
P 31	S 22°45,7247'	W 17°7,0797'	2	0	1	2	2,43	1,00
P 32	S 22°45,7242'	W 17°7,0256'	2	3	2	7	0,00	7,31
P 33	S 22°45,8115'	W 17°7,3125'	1	0	0	0	0,00	2,97
P 34	S 22°45,7779'	W 17°7,2998'	1	0	0	0	0,79	2,37
P 35	S 22°45,7521'	W 17°7,3185'	1	0	0	0	0,20	23,36
P 36	S 22°45,8084'	W 17°7,3029'	1	1	0	1	2,04	2,04
P 37	S 22°45,7627'	W 17°7,1061'	2	0	1	2	0,00	3,30
P 38	S 22°45,7465'	W 17°7,1324'	2	0	0	0	0,62	11,74
P 39	S 22°45,7808'	W 17°7,1325'	2	3	3	9	67,33	1,46
P 40	S 22°45,7587'	W 17°7,1437'	2	0	3	6	0,67	2,93
P 41	S 22°45,9283'	W 17°7,3603'	1	0	0	0	3,20	2,13

Aufnahmefläche	Koordinaten (WGS 84)		BF	Exkremente	Verbiss Tritt	BI	BG	SG
P 42	S 22°45,9326'	W 17°7,3450'	1	1	3	7	0,40	2,36
P 43	S 22°45,9198'	W 17°7,3408'	1	1	0	1	2,02	1,02
P 44	S 22°45,9609'	W 17°7,3809'	1	2	3	8	6,42	3,67
P 45	S 22°45,6828'	W 17°7,3527'	1	0	3	6	0,73	0,96
P 46	S 22°45,6788'	W 17°7,3605'	1	0	3	6	0,38	1,36
P 47	S 22°45,6701'	W 17°7,3222'	1	0	3	6	1,81	1,33
P 48	S 22°45,1790'	W 17°7,2951'	1	0	0	0	0,53	1,86
P 49	S 22°45,6992'	W 17°7,2838'	1	1	2	5	1,13	11,52
P 50	S 22°45,7027'	W 17°7,2863'	1	1	0	1	2,45	1,78
MG1	S 22°45,6992'	W 17°7,3461'	1					
MS1	S 22°45,7277'	W 17°7,3160'	1					
MT1	S 22°45,6839'	W 17°7,3265'	1					
MG2	S 22°45,7300'	W 17°7,0294'	2					
MS2	S 22°45,7688'	W 17°7,0631'	2					
MT2	S 22°45,7762'	W 17°7,1455'	2					
T1	S 22°45,7236'	W 17°7,3086'	1					
T2	S 22°45,7389'	W 17°7,3505'	1					
T3	S 22°45,8604'	W 17°7,2777'	1					
T4	S 22°45,7762'	W 17°7,1455'	2					
T5	S 22°45,7477'	W 17°7,1503'	2					
T6	S 22°45,7429'	W 17°7,0475'	2					

Anhang E: Autokorrelationen für die Berechnung der Vegetationssprünge anhand der SMW- Analyse



Anhang F: Gegenüberstellung der SMW-Analyse – Transekt 1



Lebenslauf

PERSÖNLICHE DATEN

Name	Ofner Elisabeth
Geburtsdatum	10.02.1985
Geburtsort	Wels
Staatsangehörigkeit	Österreich
Kontakt	lisi_ofner@gmx.at

AUSBILDUNGSWEG

10/2006 – 06/2012	Lehramtsstudium Biologie und Umweltkunde und Geografie und Wirtschaftskunde an der Universität Wien
10/2004 – 10/2006	Biologiestudium an der Universität Wien sowie Umwelt und Bioressourcenmanagement an der Universität für Bodenkultur Wien
09/1999 – 06/2003	Oberstufenrealgymnasium mit besonderer Berücksichtigung der Naturwissenschaften, Honauerstrasse, Linz (OÖ)

BERUFSERFAHRUNG

seit 11/2011	Exkursionsleiterin im Nationalpark Neusiedlersee/Seewinkel
seit Mai 2011	Gartenführerin in der „Grüne Schule“ des Botanischen Gartens der Universität Wien
03/2012 - 06/2012	Tutorin für das Proseminar „Landschaftsökologie und Naturraumforschung für Lehramtsstudierende“, Universität Wien
03/2011 - 06/2011	Tutorin für die „Übungen zur Vegetationsgeographie“, Universität Wien
10/2008 – 01/2009	Tutorin für das Proseminar „Geomorphologie“, Universität Wien
10/2009 – 01/2010	
10/2003 – 09/2004	Freiwillig Soziales Jahr, Seniorenwohnhaus Karl Borromäus, Linz

AUSLANDSAUFENTHALTE ZU STUDIENZWECKEN

07/2007	Praktikum im NABU – Wasservogelreservat Wallnau (Deutschland)
08/2008	Volontariat in der Tropenstation La Gamba (Costa Rica)
08/2009	Fachexkursion Namibia – Botswana
10/2010 – 12/2010	Forschungsaufenthalt im Rahmen der Diplomarbeit in Namibia

WEITERE KENNTNISSE

Fremdsprachen	Englisch (Wort und Schrift) Spanisch (Basiskenntnisse A2)
EDV Kenntnisse	Microsoft Office, ArcGis, SPSS, R