

CIO
634.9
S338a

**Akkumulation von Spurenelementen
in den Blättern zweier Baumarten
eines prämontanen Regenwaldes
in Costa Rica**

Diplomarbeit von Anja Scheffer



**Akkumulation von Spurenelementen
in den Blättern zweier Baumarten
eines prämontanen Regenwaldes
in Costa Rica**

Diplomarbeit

Abteilung Ökologie
Fakultät für Biologie
Universität Bielefeld

vorgelegt von

Anja Scheffer

im September 1997

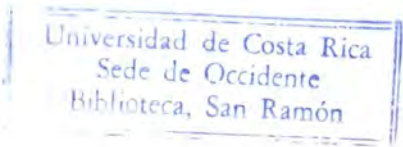
Alexander von Humboldt schildert 1799 seine ersten Eindrücke
von der tropischen Vegetation in einem Brief nach Hause:

„Welche Bäume!...Wir laufen herum wie die Irren; während der ersten drei Tage waren wir unfähig, irgend etwas einzuordnen; wir heben ein Ding auf, um es gleich wieder wegzuwerfen und ein anderes zu nehmen. Bonpland sagt mir unentwegt, er werde noch verrückt, wenn die Wunder nicht aufhören.“

Akkumulation von Spurenelementen in den Blättern zweier Baumarten eines Prämc



O118137



Abkürzungen

AAS	Atom-Absorptionsspektrometrie
Abb.	Abbildung
Al	Aluminium
BHD	Brusthöhendurchmesser
bzw.	beziehungsweise
ca.	circa
CIA	Centro de Investigaciones Agronómicas
C _{org}	Humusgehalt
Cu	Kupfer
E.a.	Elaeagia auriculata
etc.	et cetera
Fa.	Firma
Fe	Eisen
H	Wasserstoff
I ₀	oberes Interquartil
I _U	unteres Interquartil
I ₅₀	Interquartilbereich
KAK	effektive Kationenaustauschkapazität
KAK	potentielle Kationenaustauschkapazität
Mn	Mangan
Max	Maximumwert
max	maximal
Me	Metallkation
Min	Minimumwert
N	Nord
O	Ost
p	Irrtumswahrscheinlichkeit
ppb	parts per billion
ppm	parts per million
P.s.	Plinia salticola
Q ₁	erstes Quartil
Q ₂	Median
Q ₃	drittes Quartil
RBAB	Reserva Biológica Alberto Brenes
r _s	Korrelationskoeffizient nach Spearman
RSD	relative Standardabweichung
RZ	Regenzeit
s.	siehe
S	Süd
Si	Silicium
Tab	Tabelle
TG	Trockengewicht
TZ	Trockenzeit
vgl.	vergleiche
W	West
z.B.	zum Beispiel
Zn	Zink

Einheiten und Größen

° C	Grad Celsius
cm	Zentimeter
cmol	Zentimol
g	Gramm
ha	Hektar
kg	Kilogramm
km ²	Quadratkilometer
M	Mol
m	Meter
ml	Milliliter
mm	Millimeter
mmol	Millimol
mNN	Meter über Normalnull
n	Stichprobenumfang
nm	Nanometer
sek.	Sekunde
Std.	Stunde
μmol	Mikromol

Symbole

&	und
>	größer
<	kleiner
%	Prozent

Formeln

H ₂ O	Wasser
HClO ₄	Perchlorsäure
HNO ₃	Salpetersäure
H ₂ SO ₄	Schwefelsäure
KCl	Kaliumchlorid
NH ₄ CH ₂ COOH	Ammoniumacetat

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
1.1 Fragestellung	2
2. Untersuchungsgebiet	3
2.1 Geographie	3
2.2 Klima	3
2.3 Geologie und Boden	4
2.4 Untersuchungsflächen	5
2.5 Vegetation	6
2.5.1 <i>Elaeagia auriculata</i>	9
2.5.2 <i>Plinia salticola</i>	9
3. Methode	11
3.1 Geländearbeit	11
3.1.1 Auswahl der Untersuchungsflächen	11
3.1.2 Auswahl der Baumarten	11
3.1.3 Auswahl der Individuen	12
3.1.4 Probennahme	12
3.1.5 Aufarbeitung und Konservierung der Proben	13
3.2 Laborarbeit	14
3.2.1 Aufbereitung der Blattproben	14
3.2.2 Aufbereitung der Bodenproben	14
3.2.3 Atom-Absorptionsspektrometrie	15
3.2.3.1 Flammen-AAS	15
3.2.3.2 Graphitrohr-AAS	16
3.2.3.3 Referenzmaterial	17
3.2.3.4 Nachweis- und Bestimmungsgrenzen	17
3.3 Datenverarbeitung	18
3.3.1 Computerprogramme	18
3.3.2 Einheiten und Berechnungen	18
3.3.3 Statistik	18
3.3.4 Boxplots	19

4. Ergebnisse	21
4.1 Boden-pH-Wert	21
4.2 Boden-pH-Wert: Vergleich der Horizonte	22
4.3 Boden-pH-Wert: Vergleich der Baumart-Standorte	23
4.4 Boden-pH-Wert: Vergleich der Untersuchungsflächen	25
4.5 Elementkonzentration im Boden	28
4.6 Elementkonzentration im Boden: Vergleich der Horizonte	30
4.7 Elementkonzentration im Boden: Vergleich der Baumart-Standorte	33
4.8 Elementkonzentration im Boden: Vergleich der Untersuchungsflächen	36
4.9 Bodenprofile: Beschreibung und Durchwurzelung	39
4.10 Bodenprofile: Vergleich der Untersuchungsflächen	40
4.11 Elementkonzentration im Blatt, Vergleich der Baumarten	45
4.12 Elementkonzentration im Blatt, Vergleich der Untersuchungsflächen	49
4.13 Elementkonzentration im Blatt, Vergleich des Blattalters	52
4.14 Elementkonzentration in Blatt und Boden, Korrelation	56
5. Diskussion	61
5.1 Bodenuntersuchungen	61
5.1.1 pH-Wert	64
5.1.2 Elementkonzentration und pH-Wert	66
5.1.3 Vergleich der Horizonte	69
5.1.4 Vergleich der Baumart-Standorte	71
5.1.5 Vergleich der Untersuchungsflächen	73
5.1.6 Vergleich der Bodenprofile	73
5.1.7 Bodenuntersuchungen - Fazit	76
5.2 Blattuntersuchungen	77
5.2.1 Beurteilung und Vergleich der Baumarten	77
5.2.2 Vergleich der Untersuchungsflächen	85
5.2.3 Blattalter	87
5.3 Elementkonzentration in Blatt und Boden, Korrelationen	88
5.4 Fazit und Ausblick	93
6. Zusammenfassung	97
7. Literaturverzeichnis	99
8. Anhang	

1 Einleitung

Tropische Regenwälder sind neben Korallenriffen die komplexesten und artenreichsten Ökosysteme der Erde. Von den weltweit angenommenen 250000 Blütenpflanzenarten kommen zwei Drittel in den Tropen vor und davon wiederum die Hälfte in der Neotropis südlich der Grenze zwischen Mexico und den USA (WHITMORE 1993).

Die Existenz vieler tropischer Wälder ist aufgrund der drastischen Ausbeutung durch den Menschen in hohem Maße bedroht. Riesige Regenwaldgebiete sind bis heute durch Umwandlung in Acker- und Weideland oder durch kommerzielle Holzgewinnung unwiederbringlich verloren gegangen. Nicht zuletzt aufgrund ihrer zunehmenden Zerstörung sind die tropischen Regenwälder in den letzten Jahrzehnten verstärkt in den Blickpunkt der Öffentlichkeit geraten. Zahlreiche internationale Forschungsgruppen beschäftigen sich mit der Untersuchung der komplexen Ökosystemstrukturen und der Erfassung der enormen genetischen Ressourcen tropischer Wälder. Fundierte Kenntnisse der komplizierten Lebensbeziehungen sind eine grundlegende Voraussetzung für die Entwicklung von Wiederaufforstungskonzepten und eine schonendere Nutzung der Wälder durch den Menschen.

Die hohe Artendiversität und die Üppigkeit der Vegetation boten immer wieder Anlaß, das Zusammenspiel der zahlreichen Faktoren im Nährstoffkreislauf tropischer Wälder zu untersuchen. Anfängliche, punktuelle Untersuchungen in Zentralamazonien haben zu der Vermutung geführt, die Böden aller tropischen Regenwälder seien nährstoffarm und der Großteil der Mineralstoffe sei in der oberirdischen Biomasse festgelegt. Spätere Studien in anderen tropischen Regionen haben diese weitverbreitete Meinung jedoch zum Teil entkräften und weitaus differenzierter darstellen können. Nach JORDAN & HERRERA (1981) können sich die Mechanismen der Nährstoffkreisläufe in den Tropen in zwei Extreme unterteilen lassen, in die oligotrophe und in die eutrophe Strategie. Oligotrophe Strategien sind auf nährstoffarmen, eutrophe Strategien dagegen auf nährstoffreichen Böden verbreitet. Oligotrophe Wälder sind durch die Entwicklung verschiedener effektiver Mechanismen gekennzeichnet, die den Nährstoffkreislauf nahezu geschlossen halten und Nährstoffverluste auf ein Minimum reduzieren.

Untersuchungsgegenstand dieser Arbeit soll jedoch nicht der Nährstoffkreislauf sein, sondern nur ein Ausschnitt hieraus. Ziel dieser Untersuchung ist, wechselseitige Beziehungen zwischen dem Nährstoffangebot im Boden und dem Mineralstoffgehalt in der Pflanze anhand der essentiellen Spurenelemente Kupfer, Eisen, Mangan und Zink aufzuzeigen. Eintrag und Verlust von Nährstoffen werden jedoch nicht berücksichtigt. Der Mineralstoffgehalt in den Blättern der in einem prämontanen Regenwald in Costa Rica beheimateten Baumarten *Elaeagia auriculata* (Rubiaceae) und *Plinia salticola* (Myrtaceae) wird auf zwei Untersuchungsflächen vergleichend betrachtet, gleichzeitig wird das Nährstoffangebot im Boden untersucht. Mögliche wechselseitige Beziehungen zwischen der Nährstoffsituation in den Blättern und im Boden werden diskutiert, stets in dem Bewußtsein, nicht den Einfluß aller Faktoren, die hier von Bedeutung sind, klären zu können.

Diese Arbeit steht in engem Zusammenhang mit dem Schwerpunktprogramm „Mechanismen der Aufrechterhaltung tropischer Diversität“ der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG). Die Aufklärung dieser Mechanismen wird erst durch die Berücksichtigung aller Einzelergebnisse der im Verlauf der letzten Jahre im Rahmen dieses Programmes durchgeführten Untersuchungen möglich sein können.

1.1 Fragestellung

Bodenuntersuchung

- Wie hoch ist der pH-Wert des Bodens und wie verhält er sich bei zunehmender Bodentiefe?
- Wie verhält sich der pH-Wert zwischen den beiden Baumart-Standorten?
- Unterscheidet sich der pH-Wert im Boden der beiden Untersuchungsflächen?
- Welche Elementkonzentrationen finden sich im Boden, nehmen sie mit zunehmender Bodentiefe ab?
- Unterscheiden sich die Konzentrationen der Elemente im Boden der Baumart-Standorte?
- Gibt es Unterschiede hinsichtlich der Elementkonzentrationen der Untersuchungsflächen?

Blattuntersuchung

- Unterscheiden sich die beiden Baumarten hinsichtlich der Elementkonzentrationen in ihren Blättern?
- Gibt es Unterschiede zwischen den Nährstoffgehalten der Individuen der beiden Untersuchungsflächen?
- Gibt es einen Zusammenhang zwischen der Elementkonzentration und dem Blattalter?

Boden und Blatt

- Wie sehen die Elementkonzentrationen in Boden und Blättern der einzelnen Arten aus, gibt es Korrelationen?

2 Untersuchungsgebiet

Alle Untersuchungen zur vorliegenden Arbeit wurden in der „Reserva Biológica Alberto Brenes“ (bis 1994 Reserva Forestal de San Ramón) in Costa Rica durchgeführt.

2.1 Geographie

Costa Rica liegt im Süden der zentralamerikanischen Landbrücke zwischen dem 8. und 11. Grad nördlicher Breite und dem 82. und 86. Grad westlicher Länge. Mit einer Gesamtfläche von 51100 km² zählt es zu den kleinsten Ländern Mittelamerikas. Im Norden grenzt Costa Rica an Nicaragua, im Süden an Panama. Großräumig betrachtet läßt sich das Land in die zentrale Kordillerenkette, die Pazifikregion im Süd-Westen und die Karibikregion im Nord-Osten einteilen. Die Kordillerenkette durchzieht das ganze Land von Nordwest nach Südost und gliedert sich in die vier Cordilleras de Guanacaste, de Tilarán, Central und de Talamanca.

In der Cordillera de Tilarán liegt, zwischen 10° 10' und 10° 18' nördlicher Breite sowie 84° 35' und 84° 41' westlicher Länge das seit 1975 unter Schutz stehende biologische Reservat „Reserva Biológica Alberto Brenes“ (RBAB). Dieses Gebiet erstreckt sich über 7800 ha zwischen 800 bis 1500 m NN und gehört zur Provinz Alajuela. Es ist durch ein äußerst bergiges Relief aus steilen Abhängen und tief eingeschnittenen Flußtälern mit Hangneigungen bis zu 30° gekennzeichnet (VARGAS 1991).

Am südöstlichen Rand der RBAB befindet sich, ca. 40 km nord-nordwestlich der Stadt San Ramón, die biologische Station des Reservats, die von der Universidad de Costa Rica (UCR) verwaltet wird. Die Station liegt unmittelbar am Río San Lorencito in einer Höhenlage von 875 m NN.

2.2 Klima

Eine entscheidende Rolle für das Klima Costa Ricas spielt die Kordillerenkette, die als Hauptwasserscheide das Land in eine immerfeuchte Karibik- und eine wechselfeuchte Pazifikregion teilt. Die RBAB befindet sich auf der Atlantikseite der Cordillera de Tilarán und unterliegt damit dem Einflußbereich des immerfeuchten karibischen Klimas.

Erste Erhebungen der Jahresniederschläge an der biologischen Station der RBAB haben Niederschlagsmengen zwischen 3242 und 5196 mm ergeben (WATTENBERG 1996, pers. com. STEGEMANN 1996). Den trockensten Zeitraum bilden die Monate Januar bis April, jedoch können auch während dieser kurzen Trockenzeit monatliche Niederschlagsmengen von mehr als 100 mm erreicht werden. In der Regenzeit weisen die Monate September bis November mit bis zu 1000 mm die höchsten monatlichen Niederschläge auf. Neben dem Regen spielt auch der häufig auftretende Nebel eine Rolle für den Wasserhaushalt des Untersuchungsgebietes, bisher wurde dieser

indirekte Niederschlag jedoch nicht quantitativ erfasst. Ein nach den bisher vorliegenden Daten erstelltes Klimadiagramm ist in Abb. 2.1 wiedergegeben.

Die Lufttemperaturen schwanken, wie es für das tropische Tageszeitenklima typisch ist, im Verlauf eines Jahres im Monatsmittel in engen Grenzen. Die durchschnittlichen Monatstemperaturen liegen zwischen 18° C und 20° C, die Tagesschwankungen fallen, insbesondere in der Trockenzeit, wesentlich größer aus (WATTENBERG 1996).

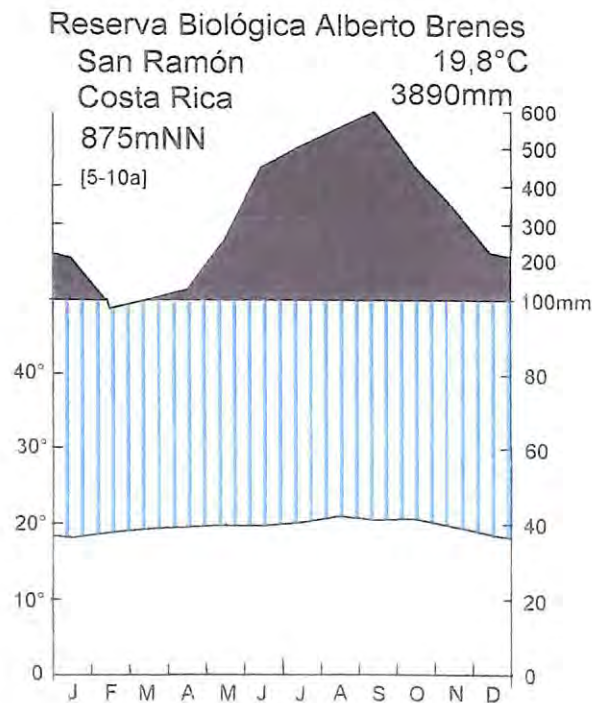


Abb. 2.1: Klimadiagramm für die biologische Station der Reserva Biológica Alberto Brenes (BRECKLE, 1997, unveröffentlicht).

2.3 Geologie und Boden

Die Cordillera de Tilarán einschließlich der RBAB wird zusammen mit anderen Bergketten Costa Ricas (u.a. Teilen der Cordillera de Talamanca) aufgrund ihres gemeinsamen Ursprungs als Aguacate-Formation bezeichnet (CASTILLO-MUÑOZ 1983). Diese Formation entstand im Tertiär (oberes Miozän) durch vulkanische Aktivität. Die Gesteinsgrundlage bilden demnach Magmatite, insbesondere Basalte und Andesite (BERGOEING et al. 1983). Infolge von Erosion, Verwitterung und Vegetationsbedeckung entwickelten sich aus den Vulkanablagerungen dunkle, tiefgründige Böden. Sie sind gekennzeichnet durch gute Drainage, mittelgrobe Textur sowie einen mäßigen Nährstoffgehalt und weisen einen hohen Gehalt an organischem Material auf.

Entsprechend dem in den USA gebräuchlichen Klassifikationssystem *Soil Taxonomy* (SOIL SURVEY STAFF 1975) werden die Böden der RBAB der Ordnung der **Inceptisole** zugerechnet (GÓMEZ 1986). Inceptisole sind schwach entwickelte Böden mit erkennbaren Horizonten (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Innerhalb dieser Ordnung spezifiziert GÓMEZ (1986) die Böden der Reserva als „Inceptisols Typic Humitropept“. Das Präfix „Humi-“ kennzeichnet den Humusreichtum der Böden.

Dieser Bodentyp entspricht gemäß der Klassifikation der FAO-UNESCO (1990) einem **Andosol**. Andosole entstehen aus vulkanischen Aschen und weisen einen lockeren, dunkelbraun bis schwarz gefärbten Oberboden auf. Sie sind humusreich (bis 30%) und besitzen eine hohe Wasserkapazität. Unter dem A-Horizont folgen meist leuchtend braune bis braunrote B-Horizonte. Im tropisch-humiden Klima verwittern Andosole rasch, besitzen ein hohes Nährstoff-Nachlieferungsvermögen und sind dann auch häufig stärker versauert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992).

Für die Andosole ist in der US-Systematik eine neue, eigene Ordnung der **Andisole** vorgesehen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Diese Ordnung setzt sich aus Böden mit andischen Eigenschaften (Gehalt an vulkanischen Gläsern = nicht-kristallisierten Silicaten > 60 %, hohes Phosphat-Fixierungsvermögen, hoher Gehalt an amorphen Stoffen) zusammen. Möglicherweise können die Böden der RBAB dieser neuen Ordnung zugerechnet werden, in der vorliegenden Untersuchung werden sie jedoch weiterhin als Inceptisole bezeichnet.

2.4 Untersuchungsflächen

In der Reserva wurden im Verlauf vorausgegangener Diplom- bzw. Dissertationsarbeiten (SPRENGER 1992, LEYERS 1993, RÖMICH 1993, WATTENBERG 1996) zwei Untersuchungsflächen ausgegliedert, die sich im wesentlichen bezüglich ihrer geographischen Höhe, Exposition und Inklination unterscheiden.

a) Hangfläche

Die Untersuchungsfläche I ist Teil eines nördlich des Río San Lorencito gelegenen Südosthanges. Die Fläche umfaßt einen Hektar, sie verläuft über maximal 180 m Länge hangaufwärts und besitzt eine maximale Breite von 60 m. Die geographische Höhe beträgt am SO-Rand ca. 910 m NN und am NW-Rand ca. 960 m NN. Der Untersuchungshektar wurde 1991 von SPRENGER und WATTENBERG eingerichtet (vgl. SPRENGER 1992) und 1994 von SCHROERS in 100 quadratische Einheiten von 10 x 10 m unterteilt (vgl. SCHROERS 1996). Mit durchschnittlichen Hangneigungen von 14° ist die gesamte Fläche stark geneigt.

Aufgrund ihrer Hanglage wird die Untersuchungsfläche I im folgenden als Hangfläche oder kurz Hang bezeichnet. In Abb. 2.2 ist ein Teilausschnitt der RBAB in Form einer Reliefkarte abgebildet. Die nordöstlich der biologischen Station gelegene Hangfläche ist hier durch eine grüne Umrandung gekennzeichnet.

b) Kammfläche

Die Untersuchungsfläche II ist Teil eines Bergkammes, sie befindet sich außerhalb der östlichen Grenze der RBAB. Auch diese Fläche mißt einen Hektar, mit einer Länge von 320 m und einer Breite von maximal 50 m. Die geographische Höhe beträgt am NO-Rand ca. 1000 m und steigt in SW-Richtung entlang des Bergkammes bis auf ca. 1040 m NN an. 1991 wurde diese Fläche von LEYERS und RÖMICH (vgl. LEYERS 1993, RÖMICH 1993) angelegt und in 100 Parzellen von 10 x 10 m unterteilt. Trotz ihres relativ waagerechten Verlaufs (die Fläche überspannt ca. 40 Höhenmeter auf einer Länge von 320 m, während die Kammfläche mit 180 m Länge ca. 50 Höhenmeter umfaßt) läßt sich ein Großteil der 100 Parzellen den Hangneigungsklassen mittel bis stark geneigt zuordnen (LEYERS 1993).

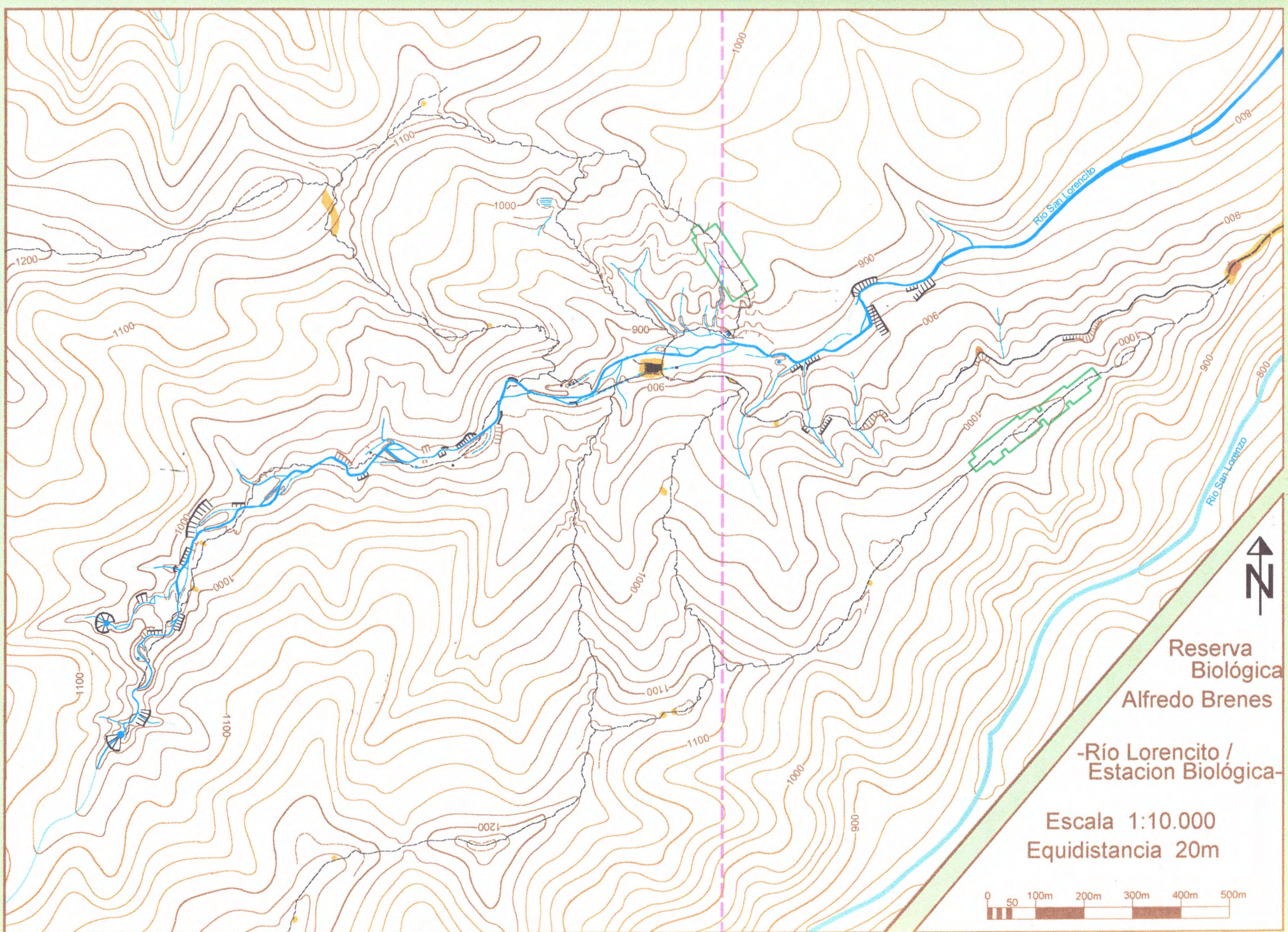
Der im folgenden als Kammfläche oder Kamm bezeichnete, östlich der biologischen Station gelegene Untersuchungshektar ist in Abb. 2.2 ebenfalls durch eine grüne Umrandung hervorgehoben.

2.5 Vegetation

Das Gebiet der RBAB ist überwiegend mit Primärwald bedeckt. Nach der von HOLDRIDGE et al. (1971) entwickelten Klassifikation der „life zones“ läßt sich dieser Waldtyp dem prämontanen tropischen Regenwald zuordnen.

Der prämontane Wald unterscheidet sich von Wäldern ähnlich feuchter Tieflandsstandorte vor allem durch eine geringere Bestandeshöhe, eine dichtere bodennahe Vegetationsschicht, einen ausgeprägten Epiphyten- und Lianenbewuchs sowie durch häufigeres Vorkommen von Baumfarnen. Diese Unterschiede bezüglich der Bestandesarchitektur ergeben sich unter anderem aus dem Einfluß des steilen Oberflächenreliefs sowie des montanen Standortes. Mit zunehmender geographischer Höhe verändert sich die Artenzusammensetzung tropischer Wälder, die Bestandeshöhe nimmt ab (BERNHARD 1991). Das steile Relief begünstigt, besonders in Zusammenhang mit der stellenweise erhöhten Windexposition, die Entstehung von Bestandeslücken (Gaps) durch Baum- oder Astfall. Der Wald der RBAB setzt sich demnach mosaikartig aus zahlreichen Gaps unterschiedlichen Alters zusammen. Dieses Mosaikzyklus-Gleichgewicht (Def. nach AUBREVILLE, zitiert in BORMANN und LIEKENS 1979) bedingt eine heterogene Vegetationsausprägung.

Abb 2.2: Reliefkarte eines Teilausschnittes der Reserva Biológica Alberto Brenes (BRECKLE und BRECKLE, 1996). Dargestellt sind: die biologische Station (schwarzes Rechteck), die Flußläufe des Río San Lorencito und des Río San Lorenzo sowie weitere kleine Wasserläufe (blau), das Wegesystem (schwarz gestrichelte Linien), die Hangfläche nordöstlich der Station und die Kammfläche am östlichen Bildrand (grün), ein Teil der östlichen Reservatsgrenze (rot), genaue Höhenkurven (dunkelbraun), ungenaue Höhenkurven (hellbraun), Erdböschungen und Felswände (kammförmige Symbole in braun bzw. schwarz) und Gaps/Lichtungen (gelb).



Innerhalb des immergrünen Waldes lassen sich drei Kronenschichten grob unterscheiden. Die unterste Schicht ist durch krautige, bodenbedeckende Arten charakterisiert, das darüberliegende Stockwerk, von 2 bis 8 m Höhe, setzt sich vorwiegend aus schattentoleranten Arten zusammen. Die obere Schicht, bis in eine Höhe von 30 bis 40 m, wird von den Kronen verschiedener Baumarten gebildet, einzelne Überständler (Emergenten) können bis 45 m Höhe erreichen (VARGAS 1991).

WATTENBERG (1996) bestimmte auf der Hangfläche 94 Baumarten mit einem Brusthöhendurchmesser ≥ 10 cm, die sich 40 verschiedenen Familien zuordnen ließen. GÓMEZ & ORTÍZ (1996) stellen in einer für die RBAB aufgenommenen Pflanzenliste 1012 Arten aus mehr als 130 Familien vor.

Bei den zwei Baumarten, die Gegenstand dieser Untersuchung sind, handelt es sich um eine Rubiaceae (*Elaeagia auriculata*) und eine Myrtaceae (*Plinia salticola*). Beide Baumarten treten im Untersuchungsgebiet recht häufig auf: WATTENBERG (1996) weist für *Plinia salticola* (BHD ≥ 10 cm) eine relative Abundanz von 7,7 % auf der Hangfläche nach. *Elaeagia auriculata* (BHD ≥ 10 cm) besitzt eine relative Abundanz von 1,0 %.

2.5.1 *Elaeagia auriculata*

Elaeagia auriculata (HEMSLEY) gehört zur weit verbreiteten Familie der Rubiaceae und kommt außer in Costa Rica auch in Honduras und Panama vor (WOODSON et al. 1980). Diese Baumart findet sich in immergrünen Nebel- und Regenwäldern in Höhenlagen von 350 bis 1700 m NN (BURGER 1993).

E. auriculata erreicht eine Höhe von über 15 m. Ihre großen, im ausdifferenzierten Zustand ovalen Blätter sind bis zu 55 cm lang und bis zu 38 cm breit. Typischerweise sind 2 bis 3 Blattpaare der kreuzgegenständig angeordneten Blätter am Ende der vierkantigen Äste ausgebildet. Charakteristisch sind die namensgebenden Öhrchen an der Basis der stark behaarten Blätter.

Die zwittrigen Blüten sind 2 bis 5 mm groß und weiß. Im Verlauf der Samenreife entstehen 4 bis 5 mm große, dunkelrote Früchte, die schließlich ca. 1 mm² große, geflügelte Samen entlassen.

2.5.2 *Plinia salticola*

Plinia salticola (MC VAUGH) gehört zur Familie der Myrtaceae und ist in Costa Rica endemisch. Im Nationalherbar in San José und im Herbarium von INBio (Instituto Nacional de Biodiversidad) in Heredia existieren neben Herbarbelegen aus der RBAB Belege aus Monteverde, Guanacaste und Puntarenas (Höhenlage 1-1600 m NN).

P. salticola wird bis zu 12 m hoch und wächst meist nicht streng aufrecht, sondern weist oft verzweigte, stark gekrümmte Stämme und Hauptäste auf.

Die Blätter sind elliptisch geformt und erreichen eine Länge von bis zu 18 cm und eine Breite von ca. 8 cm. Sie besitzen eine 8-15 mm lange Spitze und sind gegenständig angeordnet. Junge, in 2-3 Blattpaaren austreibende Blätter sind beidseitig behaart, ältere Blätter dagegen kahl.

P. salticola ist kauliflor, die weißen Blüten sind 12 bis 16 mm groß. Die reifen, orange-gelben Steinfrüchte erreichen einen Durchmesser von 9 cm.

P. salticola läßt sich im Bestand leicht an ihrer charakteristischen Rinde erkennen. Die äußere, braungefärbte Borke schält sich stellenweise großflächig ab, so daß der glatte Stamm in diesen Bereichen weiß bis hellbraun erscheint.

3 Methode

Die Geländearbeiten zur vorliegenden Untersuchung wurden in der RBAB in Costa Rica zwischen Januar und Anfang Mai (Trockenzeit) 1995 durchgeführt. Im Anschluß wurden die gesammelten Blatt- und Bodenproben im Labor der Abteilung Ökologie der Universität Bielefeld aufbereitet und analysiert.

3.1 Geländearbeit

3.1.1 Auswahl der Untersuchungsflächen

Die beiden Untersuchungsflächen wurden ausgewählt, da sie Bestandteile typischer Landschaftsformen der RBAB sind (Hang bzw. Kamm). Jede der beiden Flächen weist zudem relativ homogene Bedingungen bezüglich des Reliefs und des Mikroklimas auf. Ein zusätzliches Kriterium bei der Auswahl der Flächen war ihre Lage nahe der biologischen Station, weiterhin erwies sich die vorgegebene Parzellierung (s. Abschnitt 2.4) als vorteilhaft.

3.1.2 Auswahl der Baumarten

Untersucht wurden die zwei Baumarten *Elaeagia auriculata* (Rubiaceae) und *Plinia salticola* (Myrtaceae). Diese zwei Arten wurden ausgewählt, da sie mit einer relativ hohen Individuenzahl auf beiden Untersuchungsflächen vorkommen (s. Abschnitt 2.5). Die relativ geringe Wuchshöhe beider Arten vereinfacht zudem die Entnahme von Blattproben aus unterschiedlichen Bereichen der Baumkronen.

BULJOVCIC (1994) hat sich in ihrer Untersuchung ebenfalls mit den Konzentrationen verschiedener essentieller Elemente in Blättern von *Elaeagia auriculata* und *Plinia salticola* befaßt. Schwerpunktmäßig beschäftigt sich diese Arbeit mit den Konzentrationen der Makronährelemente (Ca, K, Mg, P), zusätzlich wurden die Gehalte der Spurenelemente Mn und Zn ermittelt. Da in der vorliegenden Diplomarbeit ausschließlich Spurenelemente (neben Mn und Zn auch Cu und Fe) Untersuchungsgegenstand sind, erschien es sinnvoll, die von BULJOVCIC ermittelten Nährstoffgehalte für *Elaeagia* und *Plinia* zu ergänzen. So ergibt sich für diese beiden Baumarten ein um die Elemente Cu und Fe erweitertes Bild der Mineralstoffgehalte, außerdem ermöglicht die erneute Messung der Mn- und Zn- Konzentrationen einen zeitlichen Vergleich der Blattgehalte für diese Elemente.

3.1.3 Auswahl der Individuen

Es wurden Individuen mit einer Wuchshöhe zwischen 6 m und 17 m und einem Brusthöhendurchmesser zwischen 5,8 cm und 17 cm ausgesucht, Jungpflanzen wurden von der Untersuchung ausgeschlossen. Um eine möglichst hohe Stichprobenzahl zu erreichen, wurden auch Individuen berücksichtigt, die einige Meter vom Rand der Untersuchungsflächen entfernt standen. Voraussetzung für deren Wahl war, daß sie augenscheinlich unter denselben Standortbedingungen wuchsen. Insgesamt wurden jeweils 25 Individuen pro Art ausgewählt, die sich auf beiden Flächen verteilten. Die Bäume wurden mit Hilfe von rot-weiß gestreiftem Kunststoffband in Sichthöhe markiert.

3.1.4 Probennahme

Stets wurden Blatt- und Bodenproben genommen, um den Ernährungszustand der Pflanze mit dem Nährstoffgehalt des Bodens in Beziehung setzen zu können. Blätter sind zur Bestimmung von Spurenelementgehalten in Pflanzen gut geeignet, da die Mineralstoffe im Blatt deutlich höher konzentriert vorliegen als in holzigen Organen (LARCHER 1994).

Zusätzlich wurden auf beiden Untersuchungsflächen Proben aus einem Bodenprofil entnommen.

Die **Blattproben** wurden mit einer bis auf fünf Meter ausziehbaren Teleskop-Astschere gesammelt. Um noch weiter entfernte Blätter zu erreichen, wurde mit Hilfe einer Steinschleuder eine an einem Stück Maurerschnur befestigte Bleikugel über verschiedene Äste des Baumes geschossen. Mit der Maurerschnur wurde anschließend ein Seil verknotet, in dessen Mitte die Kette einer Motorsäge befestigt war. Die Säge wurde dann auf die Äste gezogen und diese durch gleichmäßiges Ziehen des Seiles von zwei Seiten aus abgesägt.

Aus unterschiedlichen Kronenbereichen wurden von *Elaeagia* 8 Blätter und von *Plinia* 25 Blätter pro Individuum gesammelt. Es wurden nur reife, ausdifferenzierte Blätter ohne bräunliche Verfärbungen und Fraßschäden verwendet, diese werden im folgenden als „**alte Blätter**“ bezeichnet. Zusätzlich wurden von 5 (*Plinia*) bzw. 12 (*Elaeagia*) Individuen junge, endständig austreibende, hellgrüne Blätter entnommen. Diese Gruppe der „**jungen Blätter**“ bestand bei *Elaeagia* aus 10 Blättern und bei *Plinia* aus 25 Blättern je Individuum. Das Frischgewicht aller gesammelten Blattproben wurde mit einer transportablen Waage (Max. 100 g bzw. 1000 g) ermittelt, anschließend wurden die Blätter zum Transport in Polyethylen tüten verpackt.

Für die **Bodenproben** wurden, in einem Radius von maximal einem Meter um den Baumstamm herum, jeweils vier kleine Gräben ausgehoben. Aus jedem dieser Gräben wurden mit Hilfe einer Plastikschaufel Proben aus 0 bis 5 cm, 5 bis 10 cm, 10 bis 15 cm und 15 bis 20 cm Tiefe entnommen. Proben aus gleichen Tiefen wurden je Individuenstandort zu einer Mischprobe vereinigt. Die Proben aus den vier Bodentiefen wurden separat in Beutel aus Polyethylen verpackt, ein Teil jeder Probe wurde für die pH-Wert-Messung abgezweigt. Mit einer transportablen Waage (Max. 1000 g) wurde noch im Gelände das Frischgewicht ermittelt.

Auf jeder der beiden Untersuchungsflächen wurde ein **Bodenprofil** gegraben und mit einer Plastikschaufel wurden je zwei Proben aus 0-1 cm, 1-2 cm, 2-3 cm, 3-4 cm, 4-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-40 cm, 40-50 cm und 50-60 cm Tiefe entnommen. Einer der beiden Probensätze pro Bodenprofil wurde zur Bestimmung der potentiellen Kationenaustauschkapazität des Bodens (durch Extraktion mit Ammoniumacetat [$\text{NH}_4^+ \text{OOCCH}_3$]) und des Gehaltes an organischem Kohlenstoff (nach WALKLEY und BLACK durch Oxidation mit Hilfe von Dichromat [Cr_2O_7] in schwefelsaurer Lösung) an das Forschungszentrum der Agronomischen Fakultät (Centro de Investigaciones Agronómicas, CIA) in San José gegeben. Der zweite Probensatz wurde wie die Bodenproben der Baumstandorte behandelt: ein Teil jeder Probe wurde für die pH-Wert-Messung abgezweigt, anschließend wurde das Frischgewicht ermittelt.

3.1.5 Aufarbeitung und Konservierung der Proben

Die verpackten **Blattproben** wurden in der biologischen Station der RBAB zunächst für ca. eine Minute in kochendem Wasser sterilisiert. Danach wurden alle Blätter zur Entfernung des anhaftenden Staubs in Wasser gewaschen, gleichzeitig wurden mit Hilfe einer Zahnbürste die vor allem auf den alten Blättern aufsitzenden Epiphyllie abgelöst. Die feuchten Blätter wurden im Trockenraum der Station bei ca. 30° C einige Tage vorgetrocknet, anschließend nach San José transportiert und dort im CIA bei 70° C über fünf Tage hinweg bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Die Proben wurden dann auf einer Analysenwaage zur Bestimmung des Trockengewichts gewogen und anschließend zur Konservierung in Polyethylen tüten vakuumverschweißt.

Die für die **pH-Wert-Messung** vorgesehenen Bodenproben wurden über Nacht im Trockenraum ausgebreitet, anschließend wurden 10 g jeder Probe mit 25 ml Lösungsmittel aufgeschlämmt und für ca. 30 Minuten unter zeitweiligem Schütteln inkubiert (Methode nach STEUBING & FANGMEIER 1992). Der pH-Wert wurde mit Hilfe eines digitalen pH-Meters und zweier Standard-Pufferlösungen (pH 4 und pH 7) parallel in destilliertem Wasser und in 0,1 M Kaliumchlorid (KCl) - Lösung gemessen.

Die **Bodenproben** der Baumstandorte und der Bodenprofile wurden im Trockenraum der Station einige Tage vorgetrocknet und im Anschluß im CIA bei 40° C vier bis fünf Tage lang endgetrocknet. Nach der Ermittlung des Trockengewichts wurden die Proben gesiebt (Korngröße ≤ 2 mm) und in Polyethylenbeuteln vakuumverpackt.

Bis zur Abreise nach Deutschland wurden die vakuumverschweißten Blatt- und Bodenproben trocken und kühl gelagert.

3.2 Laborarbeit

Alle Proben wurden nach der Ankunft in Deutschland bis zur weiteren Aufbereitung bei -20°C tiefgefroren. Mit Hilfe der Atom-Absorptionsspektrometrie (AAS-Technik) wurden dann die Konzentrationen der Spurenelemente Kupfer (Cu), Eisen (Fe), Mangan (Mn) und Zink (Zn) für alle Blatt- und Bodenproben ermittelt.

Zur Minimierung von Kontaminationen wurden sämtliche für die Aufbereitung und Analytik der Proben verwendeten Labormaterialien zweimal mit 1,5 %-iger HNO_3 (Salpetersäure-Lösung) gewaschen und anschließend mit Aqua bidest ausgespült.

3.2.1 Aufbereitung der Blattproben

Die Blattproben wurden nach dem Auftauen für 24 Std. im Trockenschrank bei 70°C gelagert. Anschließend wurden sie zur Zerkleinerung mit einer Mühle gemahlen, das Pulver wurde in Papiertüten überführt und bis zum Aufschluß bei 40°C im Trockenschrank aufbewahrt.

Um den Gesamtgehalt der Elemente zu bestimmen, wurde das Blattpulver mit Hilfe des Teflon-Druckaufschlußverfahrens nach HEINRICHS et al. (1986) aufgeschlossen. Dieses Verfahren ermöglicht durch nasse Veraschung eine vollständige Mineralisierung der Proben. Dazu wurden maximal 200 mg jeder Blattprobe in ein Teflongefäß eingewogen und mit 2 ml 65 %-iger HNO_3 (destilliert) versetzt. Die Gefäße wurden mit Teflondeckeln versehen, mit Aluminiumringen ummantelt und in Druckzylinder eingespannt. Die Proben wurden dann in den Druckzylindern im Trockenschrank 10 Std. lang bei 170°C aufgeschlossen. Nach dem Abkühlen auf Raumtemperatur wurden die Proben in kalibrierte Glasröhrchen überführt und mit 1,5 %-iger HNO_3 auf 10 ml aufgefüllt. Diese Lösungen wurden in Szintillationsgefäße überführt und bis zur Messung bei 4°C im Kühlraum aufbewahrt.

Pro Blattprobe wurden drei Parallelaufschlüsse angesetzt, bei jedem Durchgang wurden 33 Proben und drei Blindproben (2 ml 65 %-ige HNO_3) aufgeschlossen. Nach jedem Aufschluß wurde zur Reinigung der Teflongefäße ein Blindaufschluß mit 65 %-iger HNO_3 durchgeführt.

3.2.2 Aufbereitung der Bodenproben

Die Bodenproben wurden vor der Aufbereitung in Papiertüten umgefüllt und bei 40°C im Trockenschrank gelagert.

Zur Bestimmung des für Pflanzen verfügbaren Anteils der Elemente in den Bodenproben wurde die Extraktion der Proben mit Ammoniumacetat (NH_4Ac) ausgewählt. Ammoniumacetat bewirkt die Freisetzung der austauschbaren Kationen des Bodens, nach der Extraktion liegen diese in der Lösung vor und sind somit für die Messung zugänglich.

5 g jeder Bodenprobe wurden in 250 ml-Polyethylengefäße eingewogen, mit 50 ml einer 1 M Ammoniumacetatlösung versetzt und 2 Std. auf einem Schüttler durchmischt. Die Suspensionen wurden anschließend durch säuregewaschene Faltenfilter in 100 ml-Polyethylengefäße abfiltriert. Das Filtrat wurde bis zur Messung bei -20°C tiefgefroren.

Pro Bodenprobe wurden zwei Extraktionsansätze durchgeführt, nach jeder zehnten Probe wurde eine Blindprobe (50 ml 1 M Ammoniumacetat) angesetzt.

3.2.3 Atom-Absorptionsspektrometrie (AAS)

Alle Messungen wurden an Atom-Absorptionsspektrometern der Firma PERKIN-ELMER (PE) durchgeführt. Die Konzentrationen der Elemente Fe, Mn und Zn der Blatt- und Bodenproben wurden unter Anwendung der Flammentechnik gemessen, die Cu-Konzentrationen der Proben wurden mit Hilfe der Graphitrohrtechnik ermittelt.

3.2.3.1 Flammen-AAS

Die Messungen mit der Flammen-AAS wurden am Gerät PE 380 durchgeführt. Alle Elemente wurden ohne Untergrundkorrektur unter Einsatz einer Luft/Acetylen-Flamme gemessen. Die Konditionen für die Messung der einzelnen Elemente sind in Tabelle 3.1 aufgeführt, sie entsprechen den von PERKIN-ELMER (1977) empfohlenen Einstellungen.

	Fe	Mn	Zn
Wellenlänge [nm]	248,3	279,1	213,8
Spaltbreite [nm]	0,2	0,2	0,7
Meßzeit [sek.]	2	2	2

Tab. 3.1: Meßkonditionen der Flammen-AAS-Messungen.

Alle Messungen der Elemente wurden im linearen Meßbereich durchgeführt, dieser Bereich gibt die Konzentration des zu messenden Elements an, bis zu der die Extinktion linear mit der Elementkonzentration ansteigt. Die benötigten Eichlösungen wurden aus Standardlösungen (Fa. MERCK: Titrisol) durch Verdünnung hergestellt. Die Eichlösungen für die Aufschlüsse wurden in 1,5 %-iger HNO_3 angesetzt, für die Messung der Extrakte wurde 1 M Ammoniumacetat verwendet. In Tabelle 3.2 sind die Konzentrationen der Eichlösungen sowie die notwendigen Verdünnungsfaktoren der Proben dargestellt.

Probenart	gemessenes Element	Eichlösung Konz. in ppm	Verdünnung der Proben
Bodenproben	Fe	2 / 5	-
	Mn	3	1:1
	Zn	1	-
Blattproben	Fe	2 / 5	-
	Mn	3	1:5
	Zn	1	-

Tab. 3.2: Konzentrationen der verwendeten Eichlösungen und Verdünnungsfaktoren der Blatt- und Bodenproben (Flammen-AAS).

Jede Probe wurde dreimal hintereinander gemessen, aus diesen Einzelmessungen wurden anschließend der arithmetische Mittelwert und die relative Standardabweichung (RSD) berechnet. Bei einer RSD > 5 % wurde die Messung wiederholt. Von den zwei (Bodenproben) bzw. drei (Blattproben) Parallelansätzen je Probe wurde später ebenfalls die RSD errechnet. Lag sie über 5 %, wurde die Probe erneut aufgeschlossen bzw. extrahiert. Für die Zn-Messungen der Bodenproben wurde die RSD auf 10 % angehoben, da die niedrigen Zn-Konzentrationen des Bodens zum Teil im Bereich der Bestimmungsgrenze lagen und damit Messungen mit einer RSD ≤ 5 % nicht zuließen.

3.2.3.2 Graphitrohr-AAS

Im Vergleich zur Flammentechnik stellt die Graphitrohrtechnik für Analysen im ppb-Bereich eine starke Verbesserung dar, da die Nachweisgrenzen erheblich niedriger ausfallen (WELZ 1983). Die relativ geringen Cu-Konzentrationen der Blatt- und Bodenproben wurden daher am Graphitrohr-AAS PE 5100 mit Zeemann-Untergrundkompensation gemessen. Mit Hilfe eines AS 60-Probensamplers wurden die Proben auf L'vov-Plattformen pipettiert, die in unbeschichteten Graphitrohren arretiert waren. Trocknung und Atomisierung der Proben erfolgten in einer HGA 600-Heizeinheit. Zur thermischen Stabilisierung des Kupfers in der Probenlösung wurde Palladium-Magnesium-Nitrat (Zusammensetzung siehe SAHRHAGE 1992) als Matrixmodifier eingesetzt. Der Modifier ermöglicht die Verwendung höherer Temperaturen während der thermischen Vorbehandlung der Probe und verbessert so die Entfernung störender Matrixbestandteile vor der Atomisierung bei gleichzeitiger Stabilisierung des Kupfers.

Für die Entwicklung des Meßprogrammes wurde zunächst eine Grundeinstellung für die einzelnen Temperaturschritte nach HEINRICHS et al. (1985) ausgewählt. In einem ersten Test wurde die Atomisierungstemperatur, ausgehend von dem Wert der Grundeinstellung minus 300° C bis zu dem Wert der Grundeinstellung plus 300° C, in 100° C-Schritten variiert. Als Atomisierungstemperatur wurde schließlich diejenige gewählt, bei der die Parameter „Fläche des Elementpeaks“ und „Höhe des Elementpeaks“ am höchsten ausfielen. In einem zweiten Test wurde die Temperatur der thermischen Vorbehandlung in gleicher Weise, jedoch in 50° C-Schritten getestet. Bei der Auswahl der Temperatur der thermischen Vorbehandlung wurde neben den o.g. Parametern zusätzlich der Parameter „Fläche des Hintergrundpeaks“ berücksichtigt. Anschließend wurde in weiteren Tests die Länge der einzelnen Temperaturschritte variiert. Das vollständige Temperaturprogramm für die Kupfermessung ist in Tabelle 3.3 dargestellt. Die Einstellung von Wellenlänge (324,8 nm) und Spaltbreite (0,7 nm) wurde entsprechend den Empfehlungen von PERKIN-ELMER (1977) vorgenommen. Um Matrixeffekte zu verringern, wurde nach dem Standardadditionsprinzip geeicht, als Eichlösungen dienten drei Standards mit 10, 25 und 50 ppb Cu. Vor der Messung wurden die Blattproben im Verhältnis 1:2 und die Bodenproben im Verhältnis 1:1 verdünnt. Jede Probe wurde mit drei Wiederholungen gemessen, der arithmetische Mittelwert und die relative Standardabweichung wurden vom AAS automatisch berechnet. Bei einer RSD > 5 % wurde die Messung wiederholt.

Schritt	Temp. [°C]	Ramp [s]	Hold [s]	Argon-Flow [ml/min]
Trocknung	120	1	60	300
Therm. Vorbehandlung	800	10	15	300
Atomisierung	2200	0	5	0
Ausglühen des Rohres	2500	1	3	300

Tab. 3.3: Temperaturprogramm für die Cu-Messungen am Graphitrohr-AAS.

3.2.3.3 Referenzmaterial

Die Genauigkeit der verwendeten Aufbereitungs- und Meßtechnik wurde durch Aufschluß und Analyse von Standardreferenzmaterial überprüft. Hierbei handelt es sich um pulverisiertes Blattmaterial, das von verschiedenen Instituten unter Verwendung unterschiedlicher Analysetechniken quantitativ auf Makro- und Spurenelemente untersucht und zertifiziert wurde. Als Referenzmaterial dienten sowohl Olivenblätter (*Olea europaea*) des Community Bureaus of Reference, Brüssel, No. 62 als auch Teeblätter des Research Center for Eco-Environmental Sciences, Beijing, China, GBW 08505. Tabelle 3.4 führt die Ergebnisse der Überprüfung auf. Für alle vier Elemente lagen die Meßwerte innerhalb der Toleranzgrenzen der Sollwerte.

Element	Material	Sollwert [µg/g]	Meßwert Median [µg/g]	n	Abweichung [%]
Cu	Olive	46,6 ± 1,8	45,6	8	-2,1
	Tee	16,2 ± 1,9	15,6	8	-3,7
Fe	Tee	373 ± 23	361,3	10	-3,1
Mn	Olive	57,0 ± 2,4	58,9	10	+3,3
	Tee	766 ± 28	790,6	10	+3,2
Zn	Tee	38,7 ± 3,9	41,0	10	+5,9

Tab. 3.4: Soll- und Meßwerte des Standardreferenzmaterials im Vergleich, n = Anzahl der analysierten Proben.

3.2.3.4 Nachweis- und Bestimmungsgrenzen

Die für die Elemente Cu, Fe und Mn sowie für Zn im Blattmaterial ermittelten Meßwerte lagen alle deutlich über den zugehörigen Nachweis- und Bestimmungsgrenzen (nach STOEPLER 1985). Auch die Zn-Konzentrationen der Bodenproben fielen meist weit höher aus als die Nachweisgrenze, jedoch lagen ca. 15 % der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Tabelle 3.5 zeigt die für die Zinkmessungen der Bodenproben errechnete Nachweis- und Bestimmungsgrenze.

STOEPLER (1985) definiert die Nachweisgrenze als dreifache Standardabweichung des Blindwertes. Die Bestimmungsgrenze ergibt sich aus dem Produkt aus Nachweisgrenze und Verdünnungsfaktor der Proben dividiert durch die Probeneinwaage.

Mittelwert	Blindwert [$\mu\text{mol/kg}$]		Nachweis- grenze [$\mu\text{mol/kg}$]	Bestimmungs- grenze [$\mu\text{mol/kg}$]
	Standardabweichung	n		
0,219	0,0962	44	0,289	2,89

Tab. 3.5: Blindwerte, Nachweis- und Bestimmungsgrenze für Zn in den Bodenproben, n = Anzahl der Blindproben.

3.3 Datenverarbeitung

3.3.1 Computerprogramme

Die Datenverarbeitung erfolgte mit den Computerprogrammen Microsoft Excel 5.0, SPSS 6.1 und ALMO 4.0. **Excel** wurde für das Sortieren und Umrechnen der ermittelten Daten sowie für die Erstellung von Tabellen und Säulendiagrammen benutzt. Mit Hilfe des Statistikprogrammes **SPSS** (Superior Performance Software System) wurden fast alle statistischen Tests gerechnet sowie Boxplot- und Scatterplotdiagramme und Korrelationsgrafiken erstellt. Die Portfolio-Diagramme wurden mit **Xact** angefertigt. **ALMO** diente zur Berechnung des Friedmann-Tests, da in ALMO im Gegensatz zu SPSS im Anschluß an diesen Test mit Hilfe des Dunn-Rankin-Tests errechnet wird, zwischen welchen der abhängigen Stichproben ($n > 2$) signifikante Unterschiede bestehen.

3.3.2 Einheiten und Berechnungen

Die Berechnung der Elementkonzentrationen aus den AAS - Meßwerten erfolgte nach folgender Formel:

[(Meßwert - Blindwert) x Verdünnung] x Auffüllvolumen

Trockengewicht

= Elementkonzentration

Um einen direkten, zahlenmäßigen Vergleich der Elemente untereinander zu ermöglichen, wurden alle Elementwerte anschließend in die Einheit $\mu\text{mol/kg TG}$ umgerechnet.

3.3.3 Statistik

Um über die geeigneten statistischen Verfahren zur Auswertung der Ergebnisse entscheiden zu können, wurden sämtliche Datengruppen mit Hilfe des Kolmogorov-Smirnov-Tests zunächst auf Normalverteilung geprüft. Da nicht für alle Datenblöcke Normalverteilung vorlag, diese aber Voraussetzung für parametrische Tests ist, wurden ausschließlich parameterfreie Tests verwendet. Aus diesem Grund wurde auch stets der Median der Datengruppen berechnet. Der Median ist nach KÖHLER (1992) bei schiefen Verteilungen besser zur Charakterisierung der Meßwerte geeignet als der arithmetische Mittelwert.

Folgende nichtparametrische Tests wurden angewandt:

- U-Test nach Mann und Whitney (bei $n = 2$ unabhängigen Stichproben)
- H-Test nach Kruskal und Wallis (bei $n > 2$ unabhängigen Stichproben)
- Wilcoxon-Test (bei $n = 2$ abhängigen Stichproben)
- Friedmann-Test und Dunn-Rankin-Test (bei $n > 2$ abhängigen Stichproben)
- Spearman-Rangkorrelation

Jeder dieser Tests prüft, ob signifikante Unterschiede zwischen den zu vergleichenden Datengruppen vorliegen. Die Testergebnisse werden mit der Irrtumswahrscheinlichkeit p in drei Signifikanzniveaus dargestellt:

$p > 0,05$	= nicht signifikant ns
$p \leq 0,05$	= signifikant *
$p \leq 0,01$	= sehr signifikant **
$p \leq 0,001$	= höchst signifikant ***

Beim Korrelationstest nach Spearman wird neben der Irrtumswahrscheinlichkeit p ein Korrelationskoeffizient r_s errechnet:

$r_s > 0,9$	= sehr hohe Korrelation
$r_s > 0,7$	= hohe Korrelation
$r_s > 0,5$	= mittlere Korrelation
$r_s > 0,2$	= geringe Korrelation
$r_s < 0,2$	= keine Korrelation

Der Wert für die Irrtumswahrscheinlichkeit p gibt in diesem Fall das Signifikanzniveau des ermittelten Wertes für r_s an.

3.3.4 Boxplots

Die grafische Darstellung der Ergebnisse erfolgt überwiegend in Form von Boxplots. Abbildung 3.1 zeigt eine Beispielgrafik eines Boxplots. Die „Box“ umfaßt die mittleren 50 % der Werte der Verteilung, sie wird nach oben vom **3. Quartil** und nach unten vom **1. Quartil** begrenzt. Unterhalb des 3. (= oberen) Quartils liegen 75 % und unterhalb des 1. (= unteren) Quartils 25 % der Werte. Das 2. Quartil entspricht dem **Median**, dieser stellt den zentralen Wert der nach der Größe geordneten Daten der Stichprobe dar. Durch die drei Quartile wird die Verteilung demnach in vier Abschnitte gleichen Umfangs zerlegt. Die Differenz zwischen dem oberen Quartil und dem Median ist das obere Interquartil I_O , die Differenz zwischen dem unteren Quartil und dem Median entspricht dem unteren Interquartil I_U . Beide Interquartile bilden zusammen den Interquartilbereich I_{50} , die Ausdehnung dieses Bereiches ist ein Maß für die Variabilität der Stichprobe: je länger die Box und damit der I_{50} ist, desto größer ist die Streuung der dargestellten Werte. Aus der Lage des Medians innerhalb der Box läßt sich die Symmetrie der Verteilung abschätzen. Je größer die Asymmetrie der Stichprobe ist, desto näher liegt der Median dem 1. oder 3. Quartil.

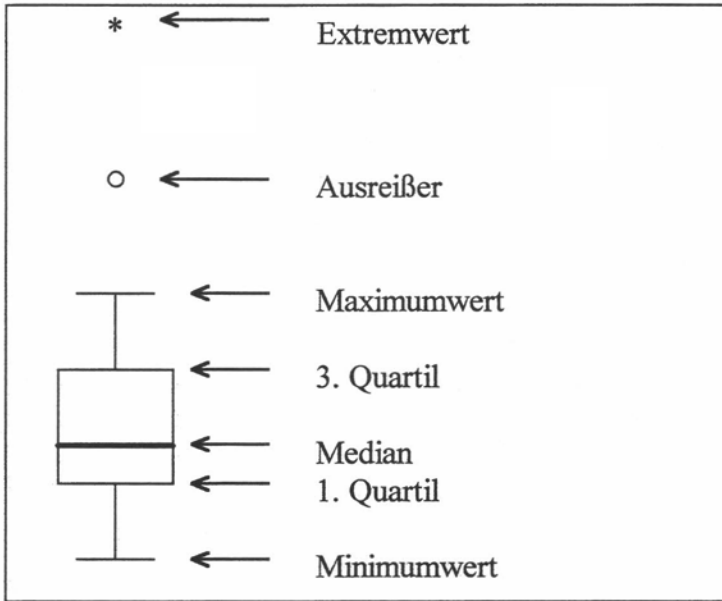


Abb. 3.1: Beispielgrafik eines Boxplots mit Zuordnung der statistischen Termini.

Die Linien (= whiskers) ober- und unterhalb der Box enden mit dem größten bzw. kleinsten Wert, der nicht zu den Ausreißern oder Extremwerten gehört. Ausreißer sind Werte, die zwischen 1,5 und 3 Boxlängen vom 1. bzw. 3. Quartil entfernt liegen, sie werden im Boxplot als Kreis dargestellt. Extremwerte werden mit einem Stern gekennzeichnet, sie liegen mehr als 3 Boxlängen oberhalb des 3. bzw. unterhalb des 1. Quartils.

4 Ergebnisse

Im folgenden sind die Ergebnisse in Form von Boxplots, Säulendiagrammen und Scatterplots grafisch dargestellt. Die Resultate der statistischen Tests sind in Tabellen zusammengefaßt, angegeben ist hierbei die Irrtumswahrscheinlichkeit p sowie gegebenenfalls der Korrelationskoeffizient r_s .

Die für die Bodenproben ermittelten Ergebnisse (pH-Werte und Elementkonzentrationen) werden sowohl im Vergleich der Standorte der zwei Baumarten sowie im Vergleich der beiden Untersuchungsflächen dargestellt. Hierbei werden die vier beprobten Bodentiefen stets getrennt betrachtet. In den Grafiken sind die Ergebnisse der Stichproben aus identischen Tiefen daher nebeneinander abgebildet, mögliche signifikante Unterschiede werden mit Hilfe des U-Tests errechnet.

Der Vergleich der pH-Werte bzw. Elementkonzentrationen der vier Bodentiefen untereinander wird im Verlauf der Ergebnisdarstellung immer mit „Vergleich der Horizonte“ überschrieben. Der Begriff „Horizonte“ ist hier jedoch nicht im streng bodenkundlichen Sinn zu verstehen, da die Probentiefen willkürlich festgelegt wurden und sich nicht an einer tatsächlich vorhandenen Horizontierung orientierten.

4.1 Boden-pH-Wert

Vergleicht man die in H_2O bzw. in KCl gemessenen pH-Werte der Bodenproben, so fällt auf, daß die $pH(H_2O)$ -Werte höher ausfallen als die $pH(KCl)$ -Werte (Abb. 4.1).

Der Median der $pH(H_2O)$ -Werte liegt bei pH 5,00, das Minimum bei 4,38 und das Maximum bei 5,85. Mit 4,55 liegt der Median der $pH(KCl)$ -Werte um 0,45 pH-Einheiten unter dem der $pH(H_2O)$ -Werte. Der Bereich zwischen Minimum (3,79) und Maximum (5,26) ist ähnlich stark gestreut wie bei den in Wasser ermittelten pH-Werten. Die Interquartilbereiche (I_{50}) der beiden Verteilungen überlappen nicht.

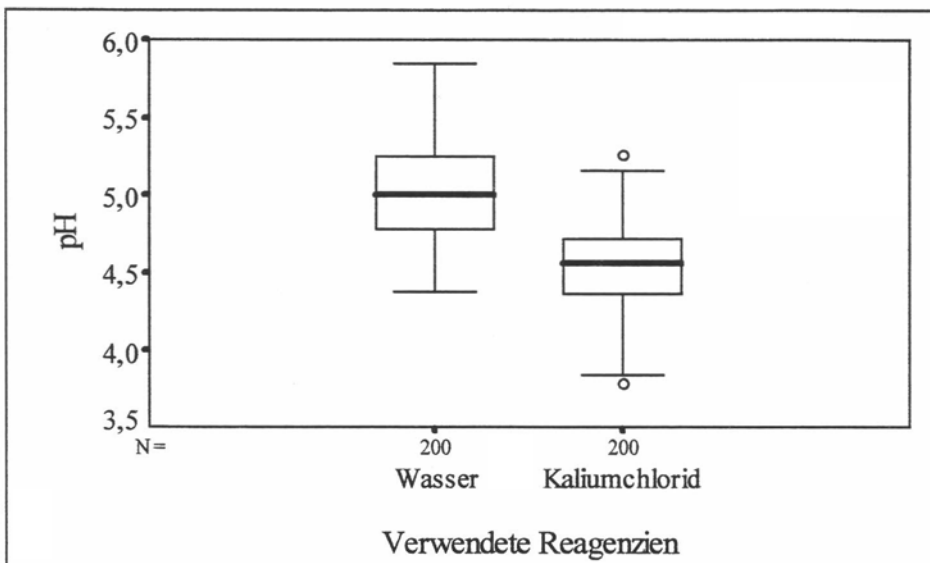


Abb. 4.1: pH-Wert der Bodenproben, Vergleich der verwendeten Reagenzien. Stichprobenumfang jeweils $n = 200$.

4.2 Boden-pH-Wert: Vergleich der Horizonte

Wie Abb. 4.2 a zeigt, unterscheiden sich die in Wasser gemessenen pH-Werte der vier untersuchten Bodenhorizonte nur geringfügig voneinander. Ein Vergleich der Mediane ergibt eine maximale Differenz von 0,14 pH-Einheiten. Die Streuungsbereiche der Verteilungen zwischen Minimum und Maximum sind ähnlich groß und die Interquartilbereiche überlappen deutlich.

Die statistische Auswertung (Tab. 4.2 a) zeigt signifikante Unterschiede lediglich zwischen der obersten und den darauffolgenden beiden Bodenschichten, der Median sinkt von pH 5,10 über 5,00 auf 4,96 ab. Der Vergleich der pH-Werte aller anderen Horizonte untereinander ergibt keine weiteren signifikanten Unterschiede.

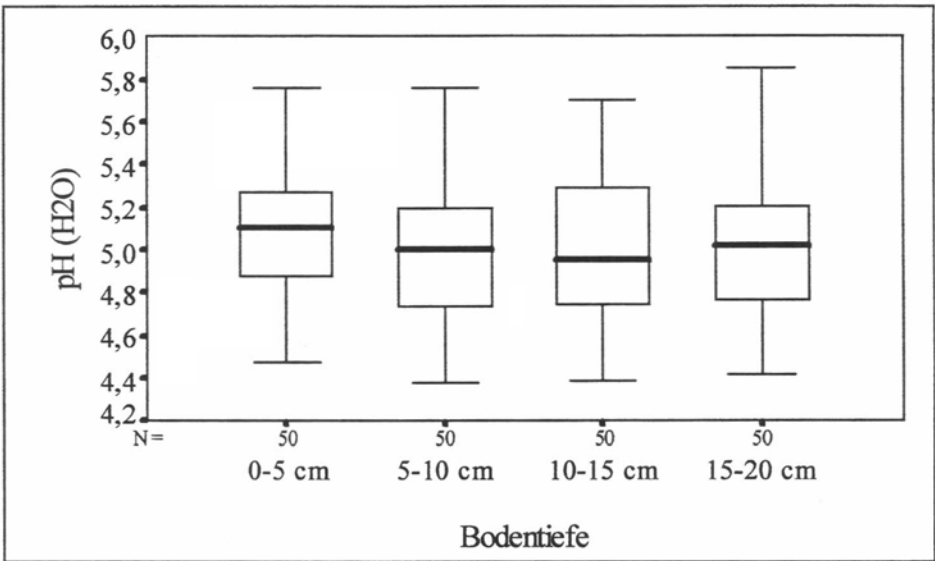


Abb. 4.2 a: pH(H₂O)-Wert der Bodenproben, Vergleich der vier Horizonte. Zusammengefaßt sind die beiden Baumart-Standorte sowie die beiden Untersuchungsflächen.

pH(H ₂ O)-Wert: Vergleich der Bodenhorizonte			p = 0,0017**
Dunn-Test	0-5 cm: 5-10 cm	0-5 cm: 10-15 cm	
p =	0,05*	0,01**	

Tab. 4.2 a: Ergebnis des Friedmann-Tests und des angeschlossenen Dunn-Rankin-Tests. Stichprobenumfang n = 50 je Bodentiefe.

Bei Betrachtung der in Kaliumchlorid gemessenen pH-Werte der vier Bodenhorizonte fällt auf, daß der Median mit zunehmender Bodentiefe von pH 4,42 über 4,49 und 4,62 auf 4,63 leicht ansteigt (Abb. 4.2 b), gleichzeitig nimmt die Streuung der Werte zu. Auch hier überlappen die Interquartilbereiche der vier Verteilungen.

Der statistische Vergleich der pH(KCl)-Werte der obersten beiden Bodenschichten mit den untersten beiden Bodenschichten ergibt signifikante Unterschiede (Tab. 4.2 b). Im Gegensatz zu den in Wasser ermittelten Werten finden sich bei der Messung in KCl die höchsten pH-Werte in den untersten beiden Bodenhorizonten.

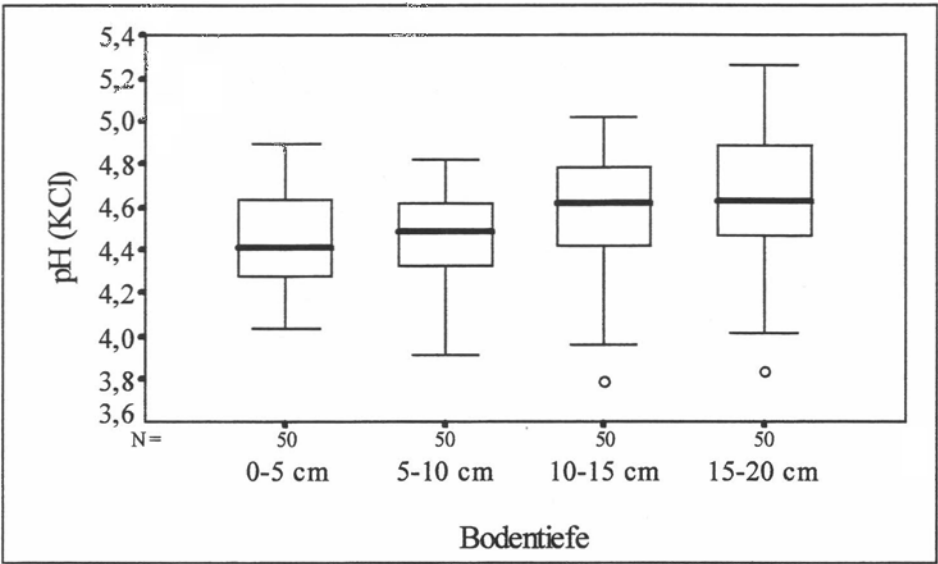


Abb. 4.2 b: pH(KCl)-Wert der Bodenproben, Vergleich der vier Horizonte. Zusammengefaßt sind die beiden Baumart-Standorte sowie die beiden Untersuchungsflächen.

pH(KCL)-Wert: Vergleich der Bodenhorizonte					p < 0,001***
Dunn-Test	0-5 cm: 10-15 cm	0-5 cm: 15-20 cm	5-10 cm: 10-15 cm	5-10 cm: 15-20 cm	
p =	0,01**	0,01**	0,01**	0,01**	

Tab. 4.2 b: Ergebnis des Friedmann-Tests und des angeschlossenen Dunn-Rankin-Tests. Stichprobenumfang n = 50 je Bodentiefe.

4.3 Boden-pH-Wert: Vergleich der Baumart-Standorte

Der Vergleich der pH(H₂O)-Werte der Baumart-Standorte zeigt, daß die auf *Plinia*-Standorten ermittelten pH-Werte deutlich niedriger ausfallen als die der *Elaeagia*-Standorte (Abb. 4.3 a). Die Verteilungen der *Plinia*-Standorte liegen stets unter denen der *Elaeagia*-Standorte, die Mediane unterscheiden sich im Durchschnitt um 0,25 pH-Einheiten. Für alle vier Bodentiefen sind die Unterschiede der pH-Werte zwischen den beiden Baumart-Standorten hoch signifikant (Tab. 4.3 a).

Für den Verlauf des pH-Wertes in der Tiefe zeigt sich für die *Elaeagia*-Standorte ein ähnliches Bild wie in Abb. 4.2 a, das heißt, der Median fällt von der 0-5 cm- bis zur 10-15 cm-Schicht leicht ab und steigt in der untersten Bodenschicht wieder etwas an. Für die *Plinia*-Standorte läßt sich dieser Wiederanstieg des Medians im 15-20 cm-Horizont nicht verzeichnen, der Median ist hier genauso hoch wie in der darüberliegenden Bodenschicht.

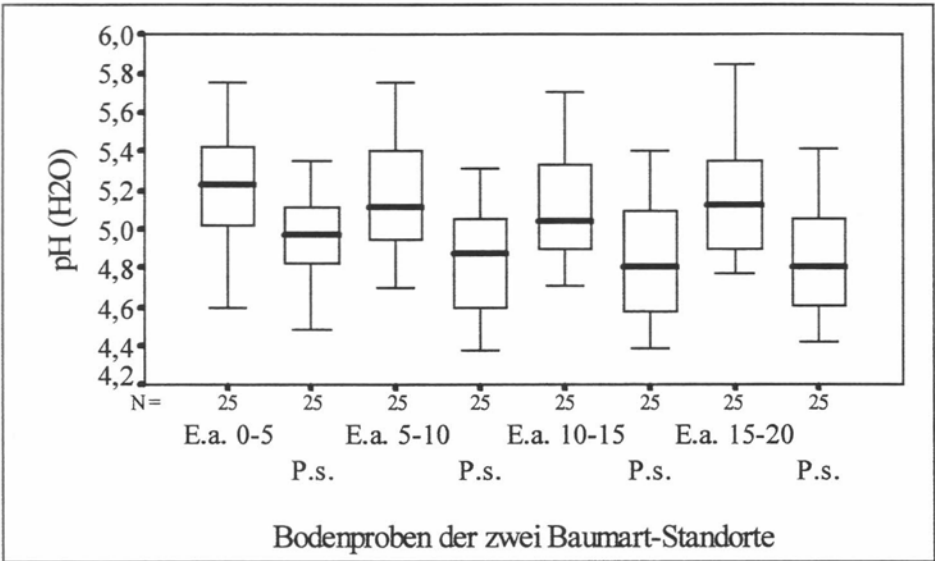


Abb. 4.3 a: pH(H₂O)-Wert der Bodenproben, Vergleich der Standorte *E.auriculata* und *P.salticola*. Die vier Bodenhorizonte sind getrennt dargestellt, die zwei Untersuchungsflächen zusammengefaßt.

pH(H ₂ O)-Wert: Vergleich		0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm
der Baumart-Standorte	p =	0,0045**	0,0020**	0,0036**	0,0046**

Tab. 4.3 a: Ergebnis des U-Tests. Stichprobenumfang n = 25 je Bodentiefe und Baumart.

Die in KCl gemessenen pH-Werte bestätigen die mit Hilfe der pH(H₂O)-Werte ermittelten Baumstandort-Unterschiede nicht (Abb. 4.3 b). Zwar sind die Interquartilbereiche der pH(KCl)-Werte der *Elaeagia*-Standorte auch hier stets etwas höher angesiedelt als die der *Plinia*-Standorte, die Mediane der beiden Standorte sind jedoch kaum unterscheidbar. In der 0-5 cm- und 10-15 cm-Schicht liegt der für die *Plinia*-Standorte ermittelte Median sogar über dem der *Elaeagia*-Standorte. Dementsprechend ergibt der statistische Vergleich der Baumart-Standorte keine signifikanten Unterschiede (Tab. 4.3 b).

Der in Abb. 4.2 b dargestellte Verlauf des pH(KCl)-Wertes mit der Bodentiefe wird auch bei getrennter Betrachtung der Baumart-Standorte bestätigt, die pH-Werte der unteren beiden Horizonte fallen höher aus als die der oberen Horizonte.

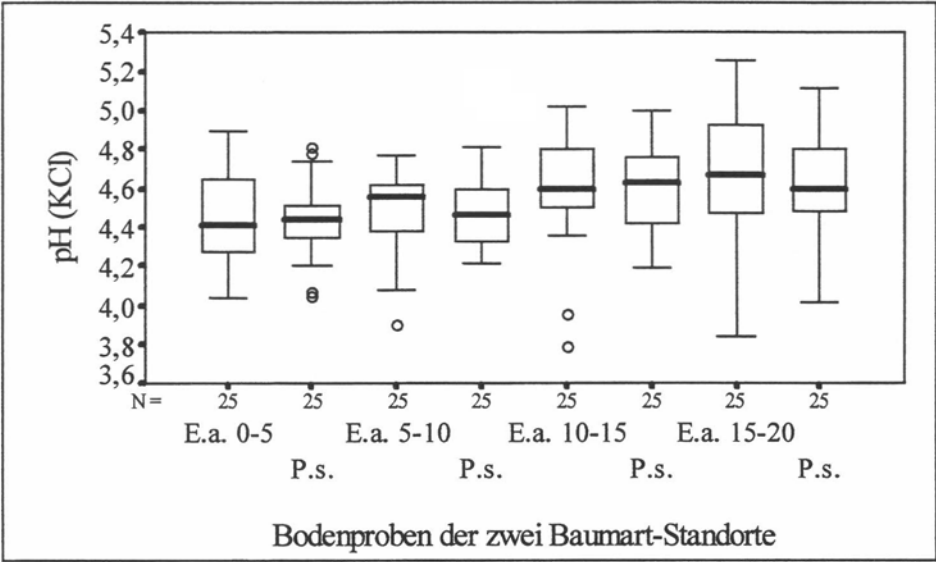


Abb. 4.3 b: pH(KCl)-Wert der Bodenproben, Vergleich der Standorte *E.auriculata* und *P.salticola*. Die vier Bodenhorizonte sind getrennt dargestellt, die zwei Untersuchungsflächen zusammengefaßt.

pH(KCl)-Wert: Vergleich der Baumart-Standorte	p =	0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm
		0,9536 ns	0,4260 ns	0,9690 ns	0,5472 ns

Tab. 4.3 b: Ergebnis des U-Tests. Stichprobenumfang n = 25 je Bodentiefe und Baumart.

4.4 Boden-pH-Wert: Vergleich der Untersuchungsflächen

Aufgrund der signifikanten Unterschiede zwischen den pH(H₂O)-Werten der Baumart-Standorte (Tab. 4.3 a) werden die in Wasser gemessenen pH-Werte im folgenden Vergleich der Untersuchungsflächen für die *Elaeagia*- bzw. *Plinia*-Standorte getrennt dargestellt.

Beim Vergleich der pH-Werte der *Elaeagia*-Standorte in beiden Untersuchungsflächen fällt auf, daß die pH-Verteilungen der Hangfläche in allen vier Bodenschichten unterhalb der Verteilungen der Kammfläche liegen (Abb. 4.4 a). Zu berücksichtigen sind hier jedoch die relativ geringe Stichprobenanzahl (n = 13 bzw. 12) und die starke Streuung der Werte. Die statistische Auswertung ergibt keine signifikanten Unterschiede für die pH-Werte der beiden Flächen (Tab. 4.4 a).

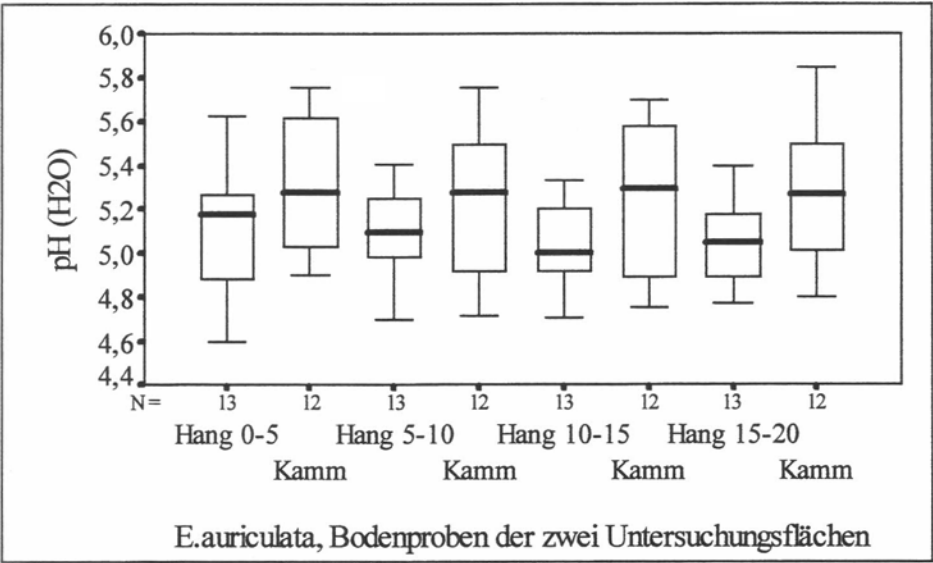


Abb. 4.4 a: pH(H₂O)-Wert der Bodenproben der *Elaeagia*-Standorte, Vergleich der Untersuchungsflächen.

pH(H ₂ O)-Wert der <i>Elaeagia</i> -Standorte:	0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm
Vergleich der Untersuchungsflächen p =	0,2106 ns	0,2420 ns	0,2107 ns	0,0970 ns

Tab. 4.4 a: Ergebnis des U-Tests. Stichprobenumfang n = 13 für die Hangfläche, n = 12 für die Kammfläche.

Für den Vergleich der *Plinia*-Standorte beider Flächen zeigt sich, daß die pH(H₂O)-Werte der Kammfläche etwas niedriger ausfallen als die der Hangfläche (Abb. 4.4 b). Die Differenz der Mediane vergrößert sich mit zunehmender Bodentiefe. Ähnlich wie im Vergleich der pH-Werte der *Elaeagia*-Standorte beider Flächen streuen die Werte auch hier sehr stark und der Stichprobenumfang ist gering (n = 14 bzw. 11). Die statistische Auswertung der *Plinia*-Standorte liefert keine signifikanten Unterschiede zwischen den pH-Werten von Hang- und Kammfläche (Tab. 4.4 b).

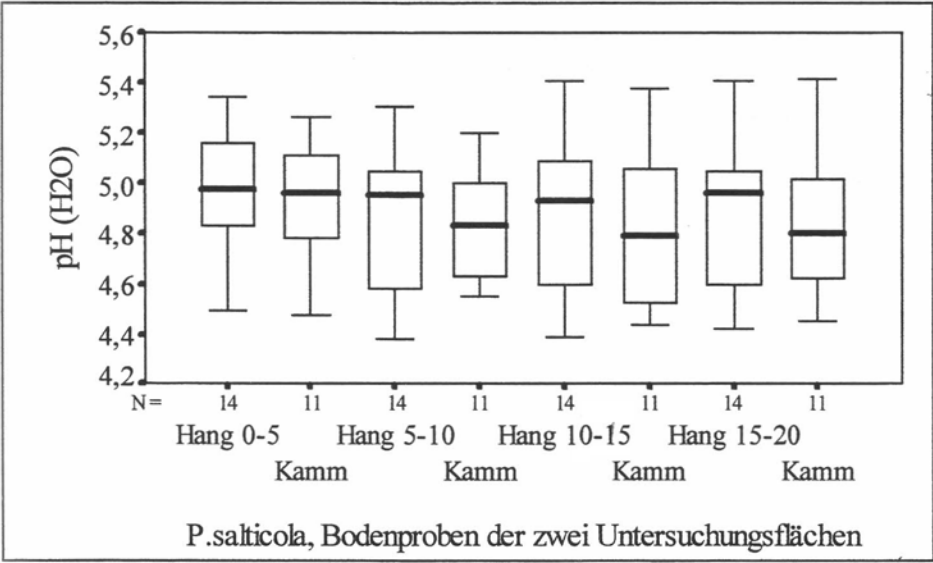


Abb. 4.4 b: pH(H₂O)-Wert der Bodenproben der *Plinia*-Standorte, Vergleich der Untersuchungsflächen.

pH(H ₂ O)-Wert der <i>Plinia</i> -Standorte:	0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm
Vergleich der Untersuchungsflächen p =	0,5839 ns	0,7217 ns	0,6416 ns	0,8053 ns

Tab. 4.4 b: Ergebnis des U-Tests. Stichprobenumfang n = 14 für die Hangfläche, n = 11 für die Kammfläche.

Für den Vergleich der in KCl gemessenen pH-Werte zwischen Hang- und Kammfläche werden die Baumart-Standorte zusammengefaßt, da keine signifikanten Unterschiede im pH(KCl) zwischen *Elaeagia*- und *Plinia*-Standorten bestehen (Tab. 4.3 b).

Für die Kammfläche ergeben sich in den oberen beiden Bodenhorizonten etwas niedrigere pH-Werte als für die Hangfläche, in den unteren Bodentiefen verhält es sich umgekehrt (Abb. 4.4 c). Im U-Test ergeben sich beim Vergleich der Untersuchungsflächen gemäß Tab. 4.4 c keine signifikanten Unterschiede.

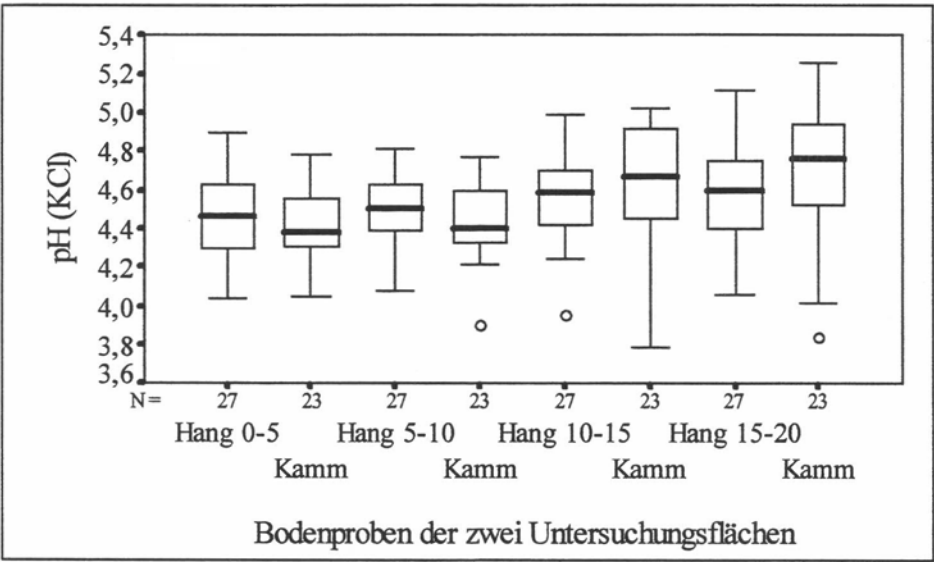


Abb. 4.4 c: pH(KCl)-Wert der Bodenproben, Vergleich der Untersuchungsflächen. Die Baumart-Standorte sind zusammengefaßt.

pH(KCl)-Wert: Vergleich	0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm
der Untersuchungsflächen p =	0,3254 ns	0,6194 ns	0,2200 ns	0,1758 ns

Tab. 4.4 c: Ergebnis des U-Tests. Stichprobenumfang n = 27 für die Hangfläche, n = 23 für die Kammfläche.

4.5 Elementkonzentration im Boden

Die in den Bodenproben gemessenen Konzentrationen der Elemente Cu, Fe, Mn und Zn sind im Folgenden in drei Abbildungen mit unterschiedlicher Skalendehnung dargestellt, da sich die Konzentrationsbereiche der Einzelelemente stark unterscheiden (Abb. 4.5 a-c).

Der Vergleich der Elemente untereinander zeigt, daß **Mn** mit Abstand die höchsten Konzentrationen im Boden aufweist. Der Median der Mn-Konzentrationen liegt bei 174,2 $\mu\text{mol/kg}$. Auffällig ist die starke Streuung der Werte, die vor allem durch einige Ausreißer und Extremwerte im oberen Konzentrationsbereich bedingt ist. Das Minimum ist bei 43,5 $\mu\text{mol/kg}$ angesiedelt, während das Maximum einen Wert von 1558,3 $\mu\text{mol/kg}$ erreicht (Abb. 4.5 a). Der I_{50} umspannt einen Bereich von 200,9 $\mu\text{mol/kg}$ und überlappt mit keinem der Interquartilbereiche der anderen drei Elemente.

Lediglich die höchsten Werte der **Fe**-Konzentration im Boden erreichen die Größenordnung des niedrigsten Konzentrationsbereiches der Mn-Verteilung. Das Maximum für Fe liegt bei 120,9, der Median bei 29,2 und das Minimum ist bei 2,7 $\mu\text{mol/kg}$ angesiedelt (Abb. 4.5 b). Auch hier finden sich einige Ausreißer und Extremwerte im oberen Konzentrationsbereich. Der I_{50} weist einen Wert von 18,9 $\mu\text{mol/kg}$ auf und liegt deutlich über den Interquartilbereichen der Cu- bzw. Zn-Konzentrationen.

Der Median der **Cu**-Konzentrationen beträgt 11,4 $\mu\text{mol/kg}$. Das Maximum liegt bei 26,2 $\mu\text{mol/kg}$, somit erreichen die höchsten für Cu gemessenen Werte den Bereich des I_{50} der Fe-Konzentrationen. Das Minimum findet sich bei 3,6 $\mu\text{mol/kg}$ und fällt damit höher aus als das Minimum für Fe. Insgesamt sind die Werte bis auf wenige Ausreißer relativ homogen verteilt, der Interquartilbereich umfaßt einen Bereich von 6,1 $\mu\text{mol/kg}$.

Zn weist die niedrigsten Konzentrationen im Boden auf. Der Median liegt bei 5,6, das Minimum bei 0,66 und das Maximum bei 93,9 $\mu\text{mol/kg}$. Das Maximum stellt einen einzelnen Extremwert dar, der um mehr als 70 $\mu\text{mol/kg}$ über den nächstniedrigeren Werten liegt. Die Ausreißer der Verteilung erreichen den unteren Interquartilbereich des Fe, das 3. Quartil reicht fast an das 1. Quartil des Cu heran.

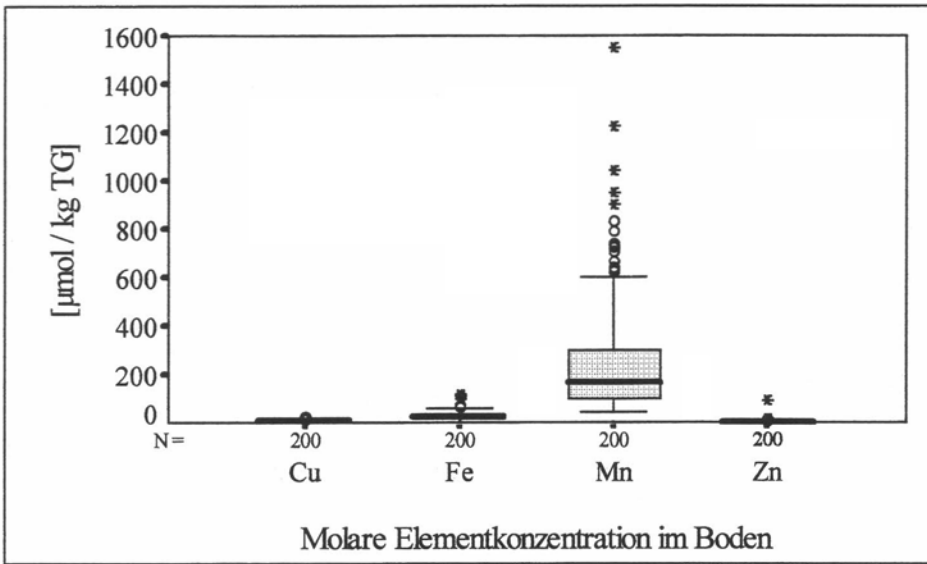


Abb. 4.5 a

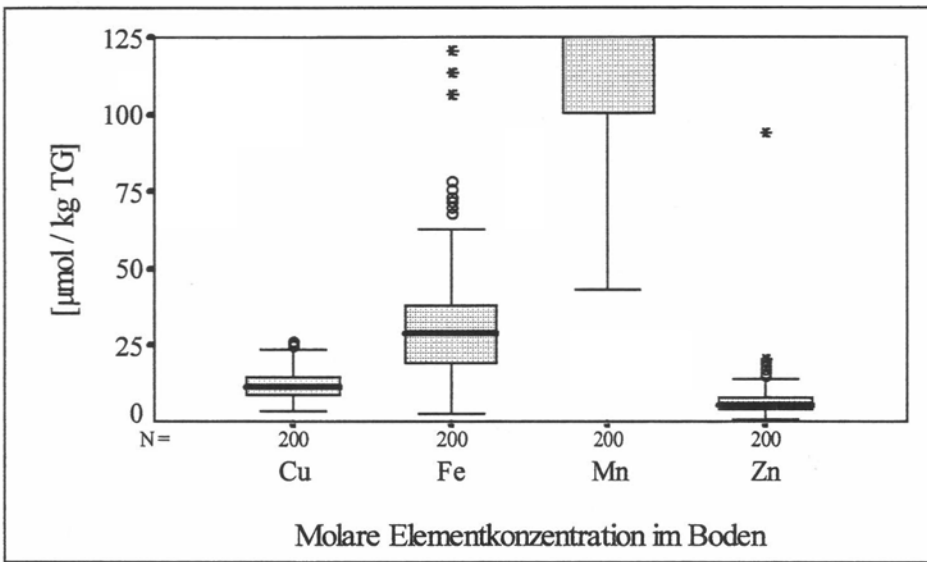


Abb. 4.5 b

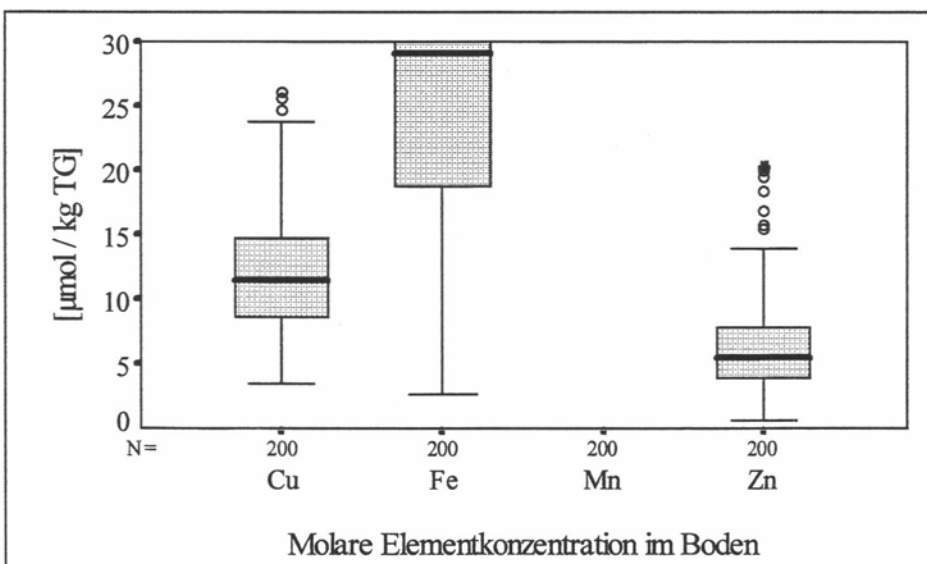


Abb. 4.5 c

Abb. 4.5 a-c: Molare Elementkonzentration im Boden. Stichprobenumfang jeweils $n = 200$. In Abb. 4.5 b ist ein kleinerer Konzentrationsbereich bis 125 $\mu\text{mol/kg TG}$ dargestellt, Abb. 4.5 c zeigt einen Konzentrationsbereich bis 30 $\mu\text{mol/kg TG}$.

4.6 Elementkonzentration im Boden: Vergleich der Horizonte

Die Elementkonzentrationen im Boden nehmen mit zunehmender Bodentiefe deutlich ab (Abb. 4.6 a-e). Hierbei ist für alle vier Elemente die Konzentrationsabnahme höchst signifikant (Tab. 4.6 a-d, Friedmann-Test).

Bei Betrachtung der einzelnen Bodenhorizonte ergeben sich für **Cu** signifikante Unterschiede im Vergleich der oberen beiden mit den unteren beiden Bodentiefen (Tab. 4.6 a). Die Mediane der oberen Schichten betragen 14,3 bzw. 12,9 µmol/kg, die der unteren Schichten 10,3 bzw. 8,6 µmol/kg (Abb. 4.6 a).

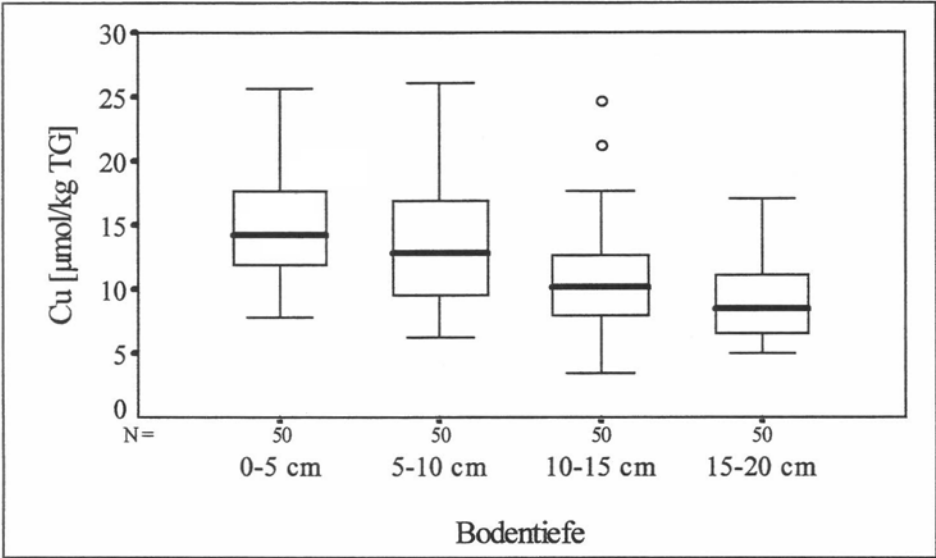


Abb. 4.6 a: Cu-Konzentration der Bodenproben, Vergleich der vier Horizonte. Zusammengefaßt sind die beiden Baumart-Standorte sowie die beiden Untersuchungsflächen.

Kupferkonzentration im Boden				p < 0,001***
Vergleich der Horizonte				
Dunn-Test	0-5 cm: 10-15 cm	0-5 cm: 15-20 cm	5-10 cm: 10-15 cm	5-10 cm: 15-20 cm
p =	0,01**	0,01**	0,01**	0,01**

Tab. 4.6 a: Ergebnis des Friedmann-Tests und des angeschlossenen Dunn-Rankin-Tests. Stichprobenumfang n = 50 je Bodentiefe.

Die **Fe**-Konzentrationen der 0-5 cm- und der 5-10 cm-Bodenschicht unterscheiden sich signifikant von den darunterliegenden Schichten (Tab. 4.6 b). Der Median sinkt mit zunehmender Bodentiefe von 34,5 über 29,9 und 27,3 auf 19,1 µmol/kg ab (Abb. 4.6 b).

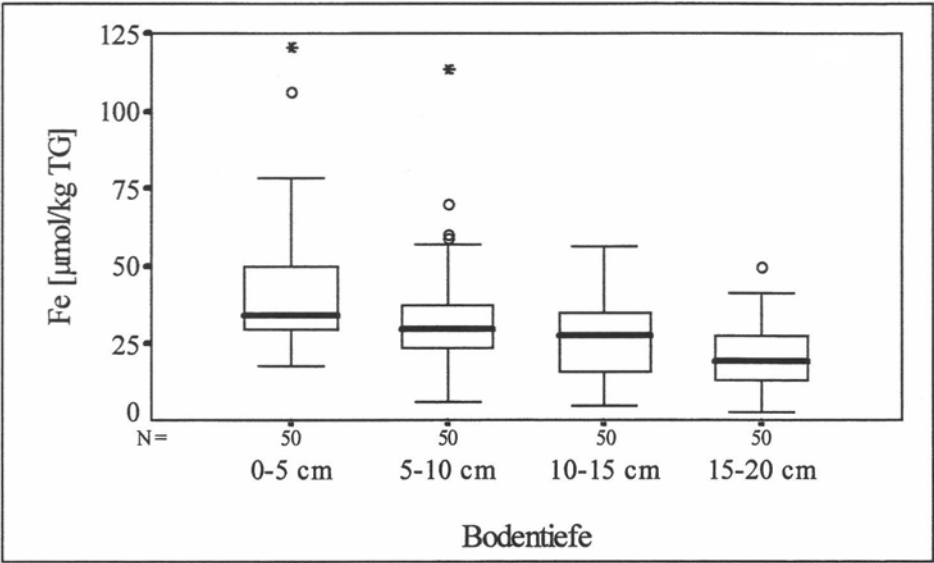


Abb. 4.6 b: Fe-Konzentration der Bodenproben, Vergleich der vier Horizonte. Zusammengefaßt sind die beiden Baumart-Standorte sowie die beiden Untersuchungsflächen.

Eisenkonzentration im Boden					p < 0,001***
Vergleich der Horizonte					
Dunn-Test	0-5 cm: 5-10 cm	0-5 cm: 10-15 cm	0-5 cm: 15-20 cm	5-10 cm: 10-15 cm	5-10 cm: 15-20 cm
p =	0,05*	0,01**	0,01**	0,05*	0,01**

Tab. 4.6 b: Ergebnis des Friedmann-Tests und des angeschlossenen Dunn-Rankin-Tests. Stichprobenumfang n = 50 je Bodentiefe.

Der Vergleich der **Mn**-Konzentrationen der Einzelbodenschichten zeigt, daß sich alle vier Bodenhorizonte signifikant voneinander unterscheiden (Tab. 4.6 c). Die mittleren Werte betragen 424,2; 219,8; 125,8 und 96,8 µmol/kg, hierbei verringert sich die Differenz der Mediane der benachbarten Schichten mit zunehmender Tiefe (Abb. 4.6 c).

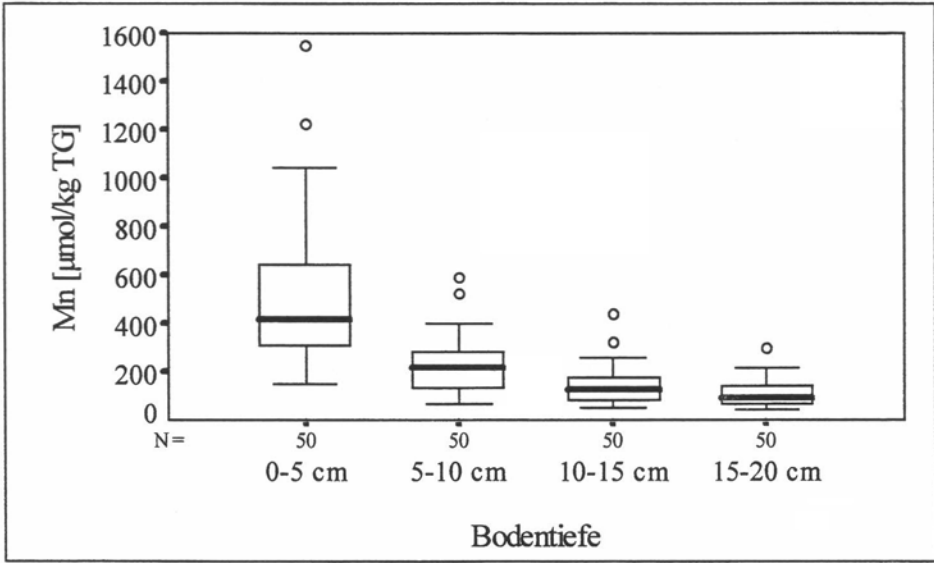


Abb. 4.6 c: Mn-Konzentration der Bodenproben, Vergleich der vier Horizonte. Zusammengefaßt sind die beiden Baumart-Standorte sowie die beiden Untersuchungsflächen.

Mangankonzentration im Boden						p < 0,001***
Vergleich der Horizonte						
Dunn-Test	0-5 cm: 5-10 cm	0-5 cm: 10-15 cm	0-5 cm: 15-20 cm	5-10 cm: 10-15 cm	5-10 cm: 15-20 cm	10-15 cm: 15-20 cm
p =	0,01**	0,01**	0,01**	0,01**	0,01**	0,05*

Tab. 4.6 c: Ergebnis des Friedmann-Tests und des angeschlossenen Dunn-Rankin-Tests. Stichprobenumfang n = 50 je Bodentiefe.

Für **Zn** ergeben sich signifikante Unterschiede im Vergleich der 0-5 cm-Schicht mit den darunterliegenden Bodenhorizonten, ein weiterer signifikanter Unterschied besteht zwischen der 5-10 cm-Schicht und der 15-20 cm-Schicht (Tab. 4.6 d). Zu beachten ist hier der Extremwert von 93,9 µmol/kg, der in der obersten Schicht gemessen wurde, jedoch bleibt das statistische Ergebnis des Vergleichs der Zn-Konzentrationen der vier Bodenhorizonte auch bei Außerachtlassung dieses Wertes unbeeinflusst. Der Median sinkt von 10,5 µmol/kg in der obersten Bodenschicht über 5,7 und 4,7 bis zu 3,8 µmol/kg in der untersten Schicht ab (Abb. 4.6 d).

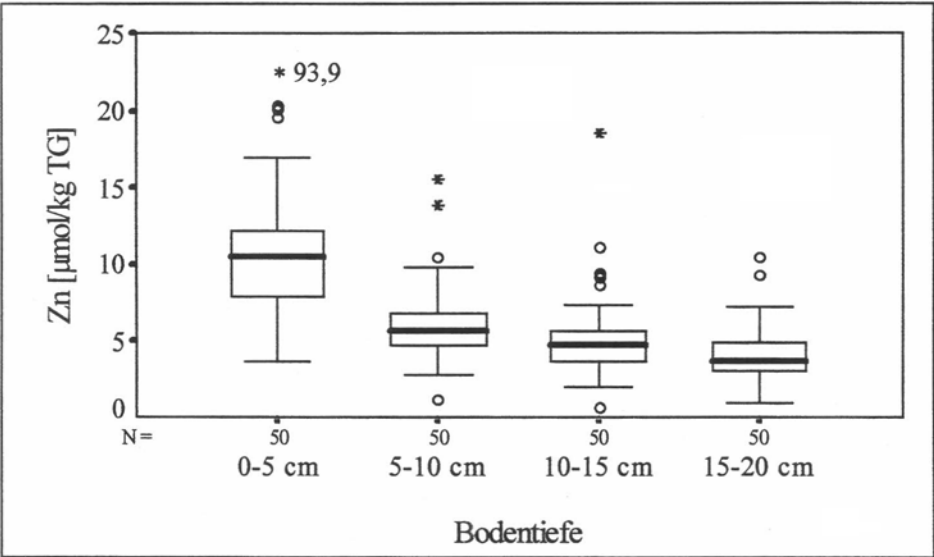


Abb. 4.6 d: **Zn**-Konzentration der Bodenproben, Vergleich der vier Horizonte. Zusammengefaßt sind die beiden Baumart-Standorte sowie die beiden Untersuchungsflächen.

Zinkkonzentration im Boden					p < 0,001***
Vergleich der Horizonte					
Dunn-Test	0-5 cm: 5-10 cm	0-5 cm: 10-15 cm	0-5 cm: 15-20 cm	5-10 cm: 15-20 cm	
p =	0,01**	0,01**	0,01**	0,01**	

Tab. 4.6 d: Ergebnis des Friedmann-Tests und des angeschlossenen Dunn-Rankin-Tests. Stichprobenumfang n = 50 je Bodentiefe.

4.7 Elementkonzentration im Boden: Vergleich der Baumart-Standorte

Der Vergleich der Elementkonzentrationen im Boden der Standorte von *Elaeagia* und *Plinia* ergibt, abgesehen von einer Ausnahme für Zink, nur geringfügige Unterschiede (Abb. 4.7 a-e).

Die Mediane der Cu-Konzentrationen der *Plinia*-Standorte liegen in allen vier Bodenhorizonten durchweg über denen der *Elaeagia*-Standorte (Abb. 4.7 a). Diese Tendenz wird im U-Test jedoch nicht signifikant bestätigt (Tab. 4.7 a).

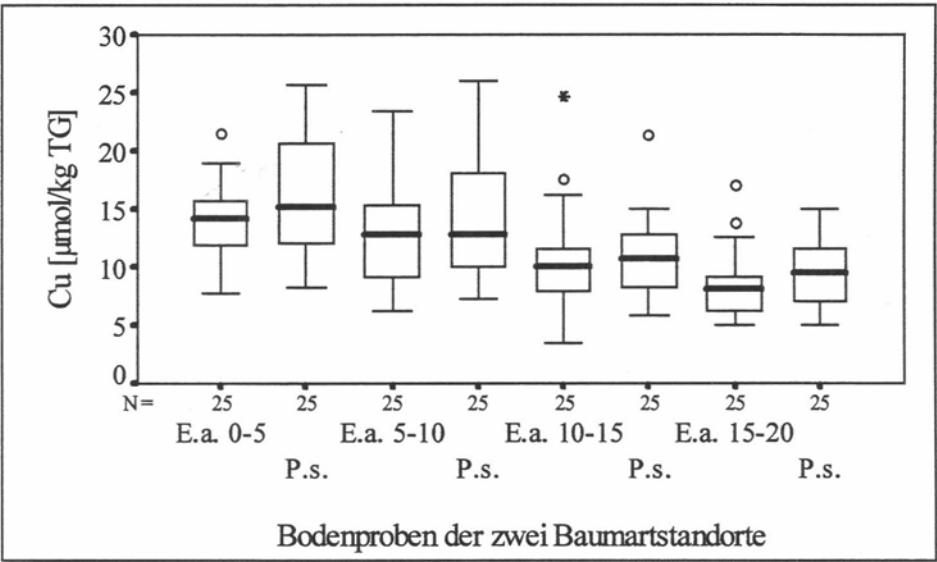


Abb. 4.7 a: Cu-Konzentration der Bodenproben, Vergleich der Standorte *E.auriculata* und *P.salticola*. Die vier Bodenhorizonte sind getrennt dargestellt, die zwei Untersuchungsflächen zusammengefaßt.

Kupferkonzentration im Boden		0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm
Vergleich der Baumart-Standorte	p =	0,2483 ns	0,4909 ns	0,6208 ns	0,2215 ns

Tab. 4.7 a: Ergebnis des U-Tests. Stichprobenumfang n = 25 je Bodentiefe und Baumart.

Für die Fe-Konzentrationen ergibt sich ein umgekehrtes Verhältnis: hier sind die Werte der *Elaeagia*-Standorte höher angesiedelt als die der *Plinia*-Standorte (Abb. 4.7 b). Vergleicht man die Mediane der Fe-Konzentrationen derselben Bodentiefe, so ergeben sich Unterschiede von mindestens 1,0 (5-10 cm-Schicht) bis maximal 4,8 $\mu\text{mol/kg}$ (10-15 cm-Schicht). Die statistische Auswertung zeigt, daß auch diese Unterschiede nicht signifikant sind (Tab. 4.7 b).

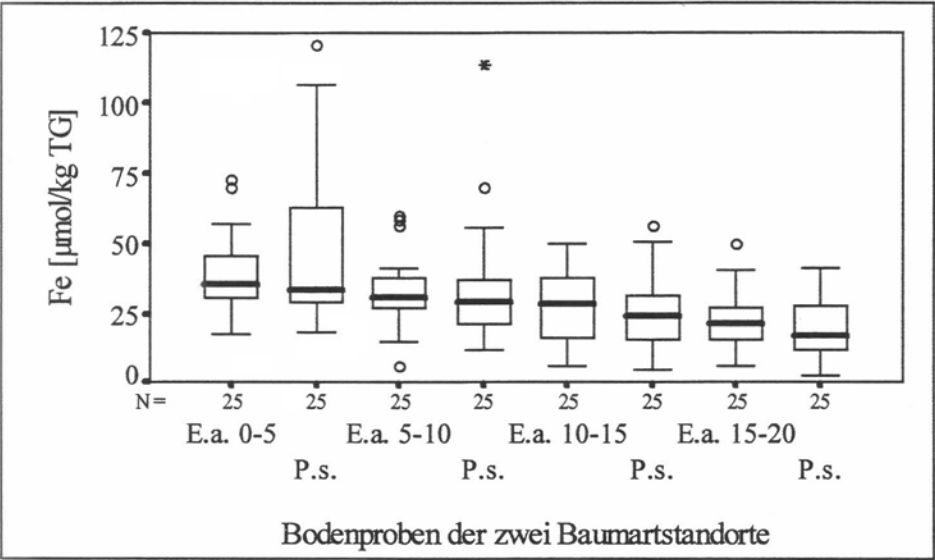


Abb. 4.7 b: Fe-Konzentration der Bodenproben, Vergleich der Standorte *E.auriculata* und *P.salticola*. Die vier Bodenhorizonte sind getrennt dargestellt, die zwei Untersuchungsflächen zusammengefaßt.

Eisenkonzentration im Boden		0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm
Vergleich der Baumart-Standorte	p =	0,8234 ns	0,6003 ns	0,6554 ns	0,1301 ns

Tab. 4.7 b: Ergebnis des U-Tests. Stichprobenumfang n = 25 je Bodentiefe und Baumart.

Ähnliches gilt für die Mn-Konzentrationen im Vergleich der Baumart-Standorte, die Proben der *Elaeagia*-Standorte unterscheiden sich nicht signifikant von denen der *Plinia*-Standorte (Tab. 4.7 c). Genau wie beim Kupfer fallen jedoch auch hier die Werte für die *Plinia*-Standorte etwas höher aus als für *Elaeagia* (Abb. 4.7 c). Die Differenz der Mediane desselben Bodenhorizonts verringert sich mit zunehmender Bodentiefe von 91,9 auf 29,7 $\mu\text{mol/kg}$.

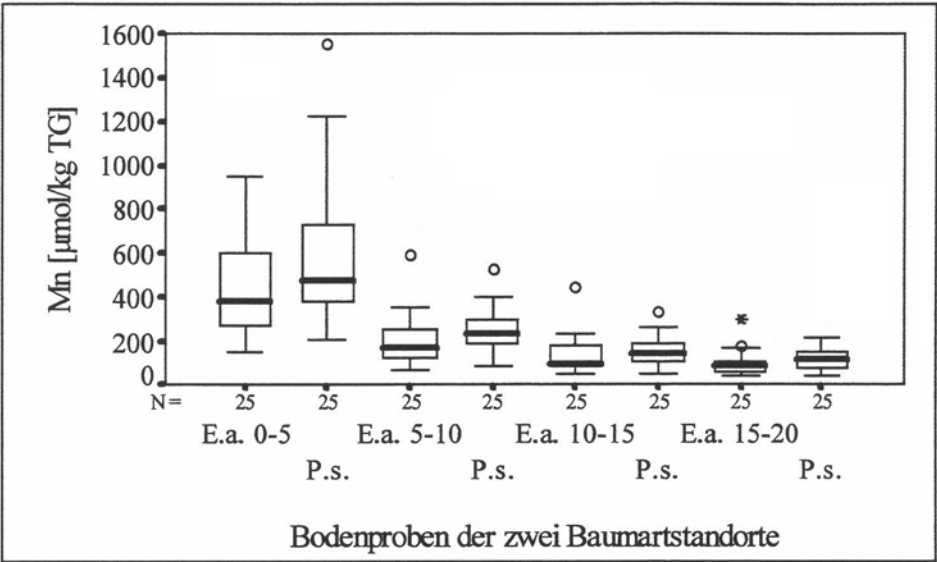


Abb. 4.7 c: Mn-Konzentrationen der Bodenproben, Vergleich der Standorte *E.auriculata* und *P.salticola*. Die vier Bodenhorizonte sind getrennt dargestellt, die zwei Untersuchungsflächen zusammengefaßt.

Mangankonzentration im Boden	0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm
Vergleich der Baumart-Standorte p =	0,0697 ns	0,0697 ns	0,1538 ns	0,0611 ns

Tab. 4.7 c: Ergebnis des U-Tests. Stichprobenumfang n = 25 je Bodentiefe und Baumart.

Auch die **Zn**-Konzentrationen der *Plinia*-Standorte liegen etwas über denen der *Elaeagia*-Standorte (Abb. 4.7 d). In der untersten Bodenschicht fällt der Median zwar für die *Elaeagia*-Standorte höher aus, der Interquartilbereich liegt jedoch unter dem der *Plinia*-Standorte. Im U-Test zeigen sich signifikante Unterschiede zwischen den Baumart-Standorten für die oberste Bodenschicht (Tab. 4.7 d). Hier fällt sicher der Extremwert von 93,9 µmol/kg der *Plinia*-Standorte ins Gewicht, die Wiederholung des U-Tests ohne diesen Wert ergibt aber immer noch eine Signifikanz von p = 0,0026**.

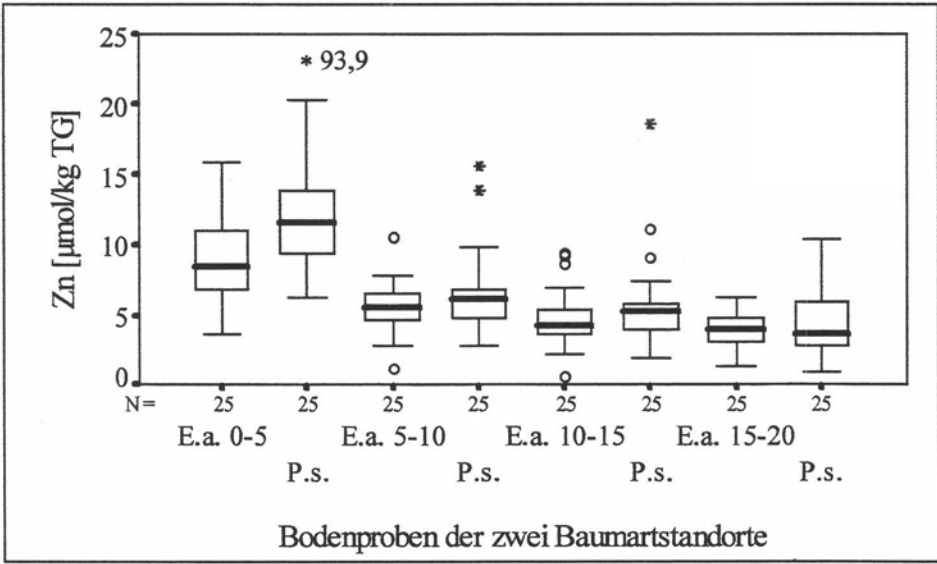


Abb. 4.7 d

Abb. 4.7 d: Zn-Konzentration der Bodenproben, Vergleich der Standorte *E.auriculata* und *P.salticola*. Die vier Bodenhorizonte sind getrennt dargestellt, die zwei Untersuchungsflächen zusammengefaßt.

Zinkkonzentration im Boden	0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm
Vergleich der Baumart-Standorte p =	0,0016**	0,2815 ns	0,2290 ns	0,9150 ns

Tab. 4.7 d: Ergebnis des U-Tests. Stichprobenumfang n = 25 je Bodentiefe und Baumart.

4.8 Elementkonzentration im Boden: Vergleich der Untersuchungsflächen

Beim Vergleich der Elementkonzentrationen der zwei Untersuchungsflächen ergeben sich für Cu deutliche Unterschiede zwischen Hang- und Kammfläche. In allen vier Bodenhorizonten liegen die Cu-Konzentrationen der Kammfläche über denen der Hangfläche (Abb. 4.8 a). Besonders deutlich zeigen sich die Unterschiede im Flächenvergleich der obersten drei Bodentiefen, hier überlappen die Interquartilbereiche der Verteilungen identischer Bodentiefen nicht und die Mediane weichen stark voneinander ab. Die statistische Auswertung ergibt für alle vier Horizonte höchst signifikante Unterschiede (Tab. 4.8 a).

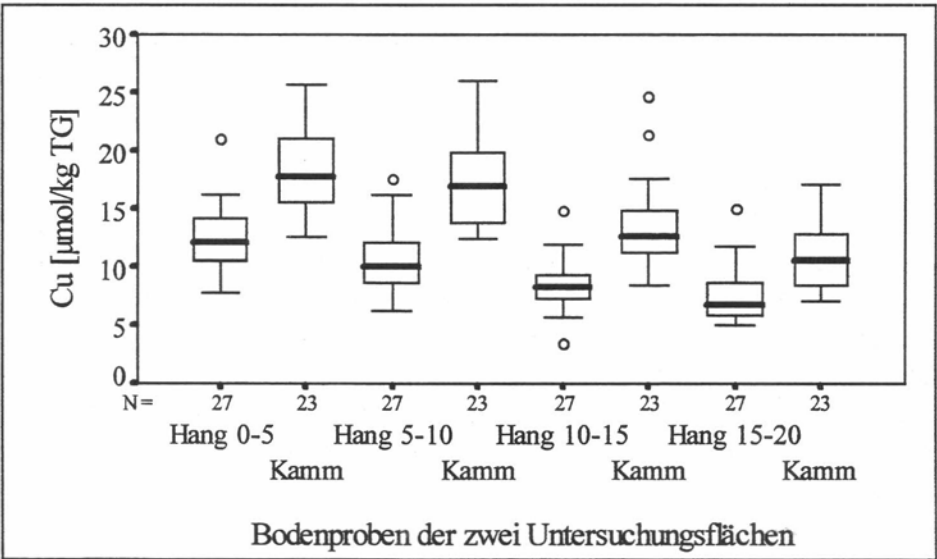


Abb. 4.8 a: Cu-Konzentration der Bodenproben, Vergleich der Untersuchungsflächen. Die Baumart-standorte sind zusammengefaßt.

Kupferkonzentration im Boden	0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm
Vergleich der Untersuchungsflächen p <	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***

Tab. 4.8 a: Ergebnis des U-Tests. Stichprobenumfang n = 27 für die Hangfläche, n = 23 für die Kammfläche.

Auch bezüglich des Fe weist die Kammfläche höhere Konzentrationen auf als die Hangfläche (Abb. 4.8 b). Der Vergleich der Einzelhorizonte untereinander zeigt, daß die Konzentrationsunterschiede geringer sind als beim Cu, die Interquartilbereiche überlappen. Die Unterschiede lassen sich für die untersten beiden Bodentiefen nicht statistisch absichern, in den oberen beiden Horizonten sind sie jedoch signifikant (Tab. 4.8 b).

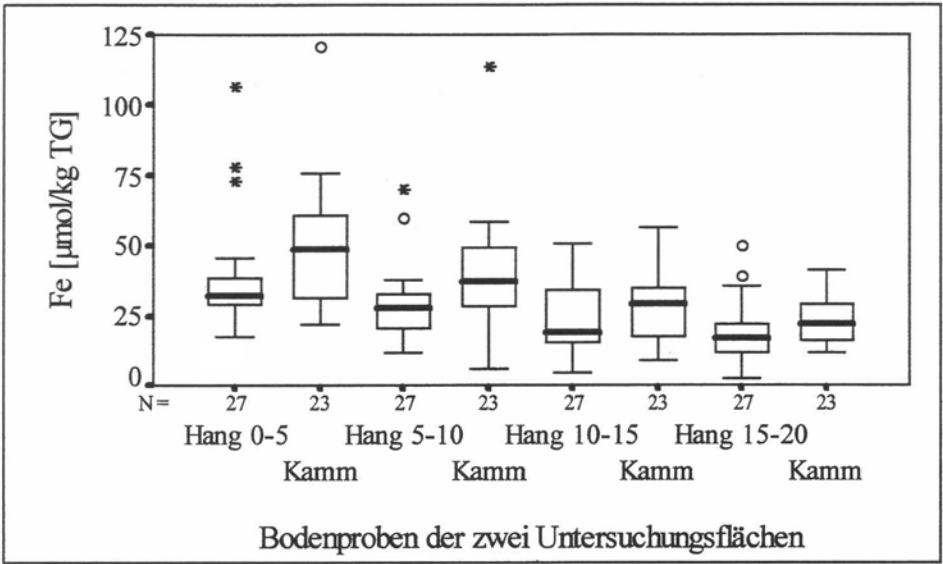


Abb. 4.8 b: Fe-Konzentration der Bodenproben, Vergleich der Untersuchungsflächen. Die Baumart-standorte sind zusammengefaßt.

Eisenkonzentration im Boden		0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm
Vergleich der Untersuchungsflächen	p =	0,0190*	0,0124*	0,2887 ns	0,0718 ns

Tab. 4.8 b: Ergebnis des U-Tests. Stichprobenumfang n = 27 für die Hangfläche, n = 23 für die Kammfläche.

Die Mn-Konzentrationen sind auf der Kammfläche in allen vier Bodenhorizonten etwas geringer als auf der Hangfläche (Abb. 4.8 c). Die Mediane der Einzelhorizonte liegen aber stets nah aneinander und die Interquartilbereiche der Kammproben sind nur knapp unter denen der Hangproben angesiedelt. Dementsprechend ergibt der U-Test für keine der Bodentiefen signikante Unterschiede (Tab. 4.8 c).

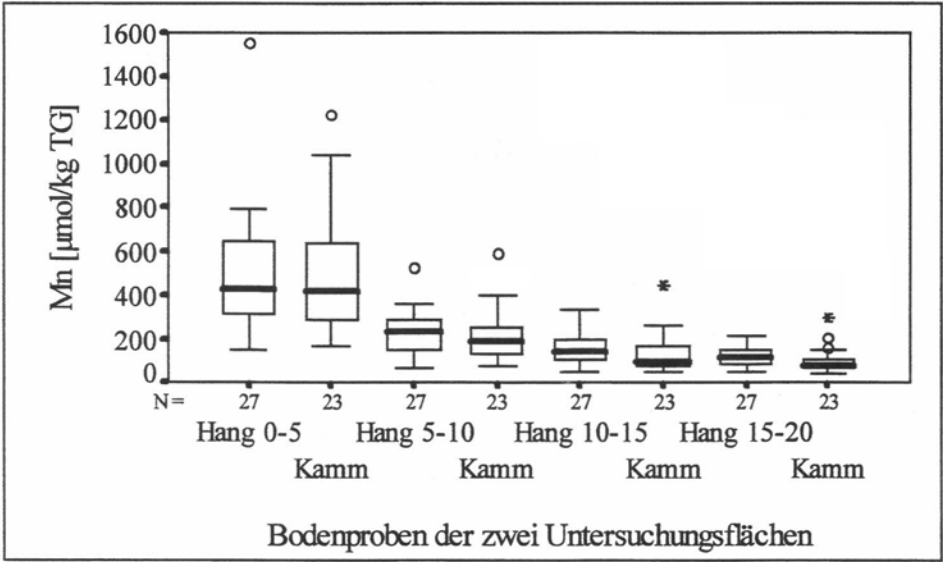


Abb. 4.8 c: Mn-Konzentration der Bodenproben, Vergleich der Untersuchungsflächen. Die Baumart-Standorte sind zusammengefaßt.

Mangankonzentration im Boden		0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm
Vergleich der Untersuchungsflächen	p =	0,9922 ns	0,3161 ns	0,1265 ns	0,0781 ns

Tab. 4.8 c: Ergebnis des U-Tests. Stichprobenumfang n = 27 für die Hangfläche, n = 23 für die Kammfläche.

Der Flächenvergleich der **Zn**-Konzentrationen wird für die oberste Bodenschicht nach Baumart-Standorten getrennt durchgeführt, da sich hier die *Elaeagia*- und *Plinia*-Standorte bezüglich ihrer **Zn**-Konzentrationen signifikant unterscheiden (Tab. 4.7 d). Die Abbildung 4.8 d zeigt, daß für die beiden Baumart-Standorte nur geringfügige Unterschiede zwischen Hang- und Kammfläche bestehen.

Abb. 4.8 e stellt den Flächenvergleich der unteren drei Bodenhorizonte dar. Auch hier unterscheiden sich die **Zn**-Konzentrationen der beiden Untersuchungsflächen nur wenig, der Median fällt für die Kammfläche jedoch in allen drei Bodentiefen etwas niedriger aus als für die Hangfläche. Laut U-Test ergeben sich für keine der untersuchten Bodenschichten signifikante Unterschiede (Tab. 4.8 d).

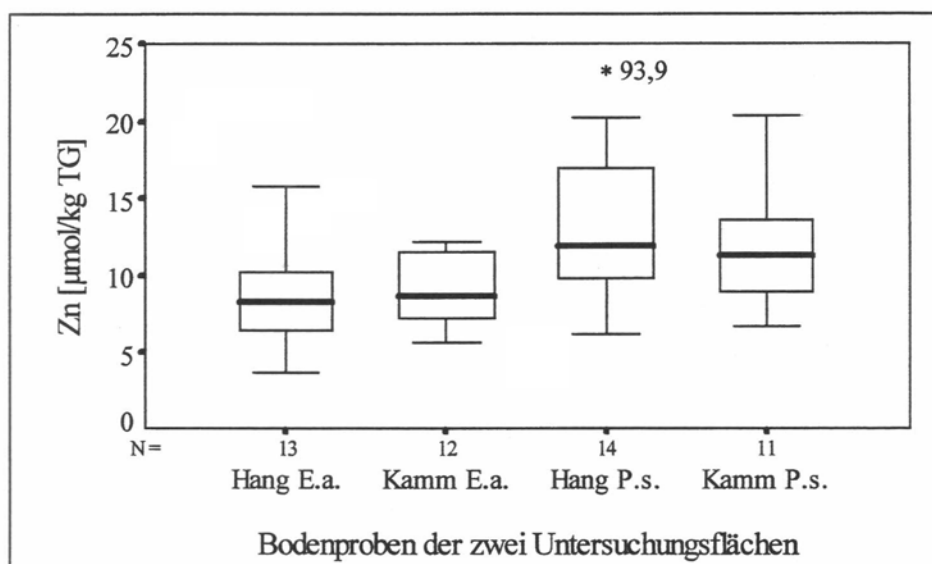


Abb. 4.8 d: **Zn**-Konzentration der Bodenproben des 0-5 cm-Horizonts, Vergleich der Untersuchungsflächen. Die Baumart-Standorte sind getrennt dargestellt.

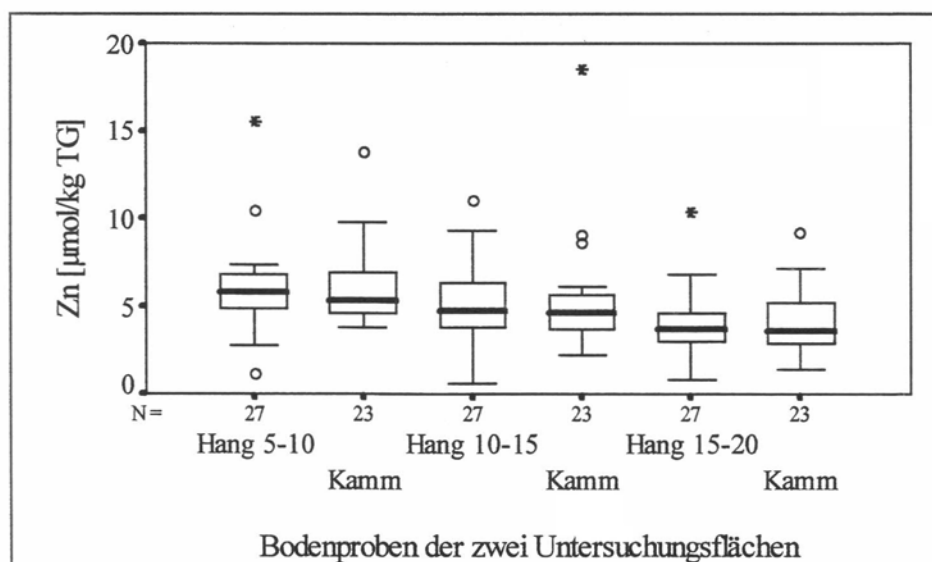


Abb. 4.8 e: **Zn**-Konzentration der Bodenproben der 5-20 cm - Horizonte, Vergleich der Untersuchungsflächen. Die Baumart-Standorte sind zusammengefaßt.

Zinkkonzentration im Boden	0-5 cm E.a.	0-5 cm P.s.	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm
Vergleich der Flächen p =	0,3551 ns	0,6222 ns	0,9147 ns	0,7407 ns	0,9689 ns

Tab. 4.8 d: Ergebnis des U-Tests. Stichprobenumfang des 0-5 cm-Horizonts der *Elaeagia*-Standorte: n = 13 für die Hangfläche, n = 12 für die Kammfläche. Stichprobenumfang des 0-5 cm-Horizonts der *Plinia*-Standorte: n = 14 für die Hangfläche, n = 11 für die Kammfläche. Für alle anderen Bodentiefen gilt n = 27 für die Hangfläche und n = 23 für die Kammfläche.

4.9 Bodenprofile: Beschreibung und Durchwurzelung

Die Bodenprofile lassen auf beiden Untersuchungsflächen keine eindeutige Horizontierung erkennen. Lediglich die oberste Schicht (A_h-Horizont) hebt sich aufgrund ihrer dunklen Farbe vom darunterliegenden, heller gefärbten Boden ab. Der Durchwurzelungsgrad beider Profile ist sehr ähnlich: unter der 1 bis 2 cm starken Streuschicht aus verrottenden Blättern und Ästen finden sich in den oberen 2 cm des Bodens zahlreiche Feinwurzeln. Bis zu einer Bodentiefe von 10 cm treten neben den Feinwurzeln auch mittelgroße, kräftigere Wurzeln auf. Im weiteren Verlauf, bis zu einer Tiefe von 50 cm, nimmt die Dichte der Feinwurzeln relativ kontinuierlich ab, der Boden wird hier zunehmend von dicken Wurzeln durchzogen. Unterhalb einer Bodentiefe von 50 cm treten nur noch wenige oder gar keine Wurzeln mehr auf. Die Abbildung 4.9 zeigt exemplarisch das bis zu einer Tiefe von 70 cm ausgehobene Profil der Hangfläche.



Abb. 4.9:
Bodenprofil der Hangfläche
(0 - 70 cm Bodentiefe)

4.10 Bodenprofile: Vergleich der Untersuchungsflächen

Vergleicht man die Elementkonzentrationen der den Bodenprofilen entnommenen Proben, so fällt auf, daß das auf der Kammfläche gegrabene Profil bis zu einer Tiefe von 20-30 cm höhere Cu-Gehalte aufweist als das Profil der Hangfläche (Abb. 4.10 a). Dies entspricht dem in Abb. 4.8 a dargestellten Ergebnis für die Bodenproben der Baumstandorte, im Gegensatz hierzu sind die Konzentrationsunterschiede der Profile jedoch nicht signifikant (Tab. 4.10 a). Ursache hierfür ist möglicherweise der geringe Stichprobenumfang der Profilproben ($n = 1$ pro Bodentiefe), zudem pendeln sich die Cu-Werte beider Flächen ab einer Bodentiefe von 20 cm auf ein ähnliches Konzentrationsniveau ein.

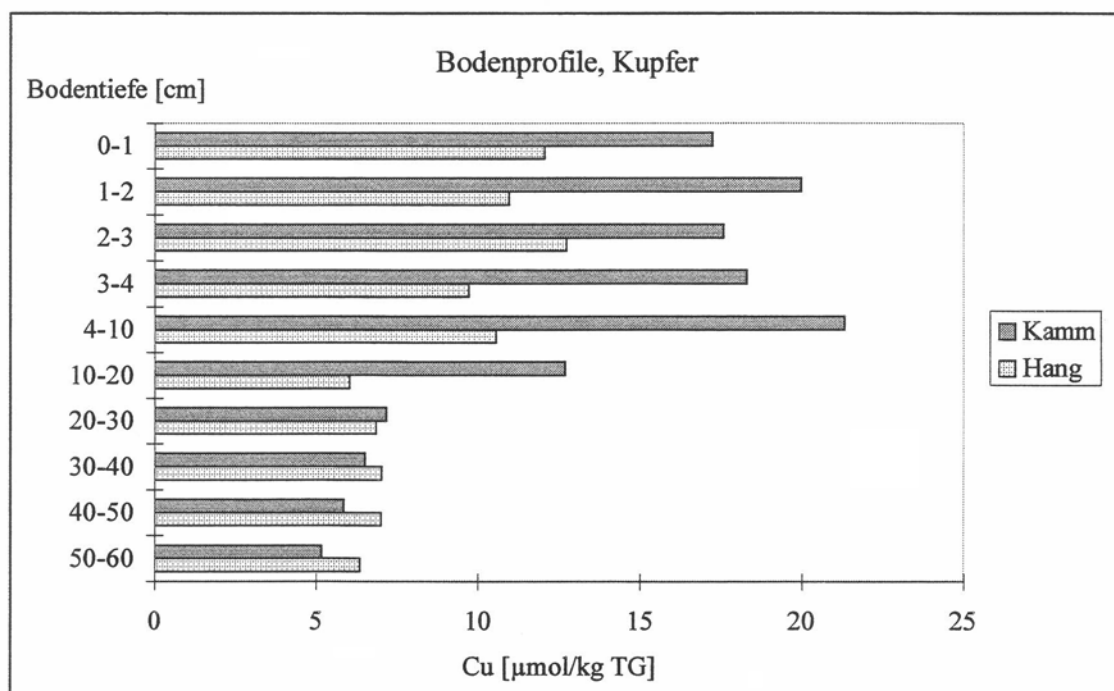


Abb. 4.10 a: Cu-Konzentration der Profilproben, Vergleich der Untersuchungsflächen.

Ähnliches gilt für die Fe-Konzentrationen der Profilproben, in Übereinstimmung mit dem in Abb. 4.8 b gezeigtem Ergebnis liegen die Werte für die Kammfläche bis zu einer Profiltiefe von 20-30 cm über denjenigen der Hangfläche (Abb. 4.10 b). Auch hier sind die Konzentrationsunterschiede nicht signifikant (Tab. 4.10 a). Auffällig ist die deutliche Konzentrationszunahme im unteren Bereich des Hang-Profiles. Die Fe-Konzentration steigt, ausgehend von 17 µmol/kg bei 20-30 cm Bodentiefe sprunghaft auf 213 µmol/kg bei 50-60 cm Tiefe an. Das Profil der Kammfläche zeigt diesen Anstieg nicht, hier weisen die Werte ab 20 cm Bodentiefe eine Größenordnung von ± 25 µmol/kg auf.

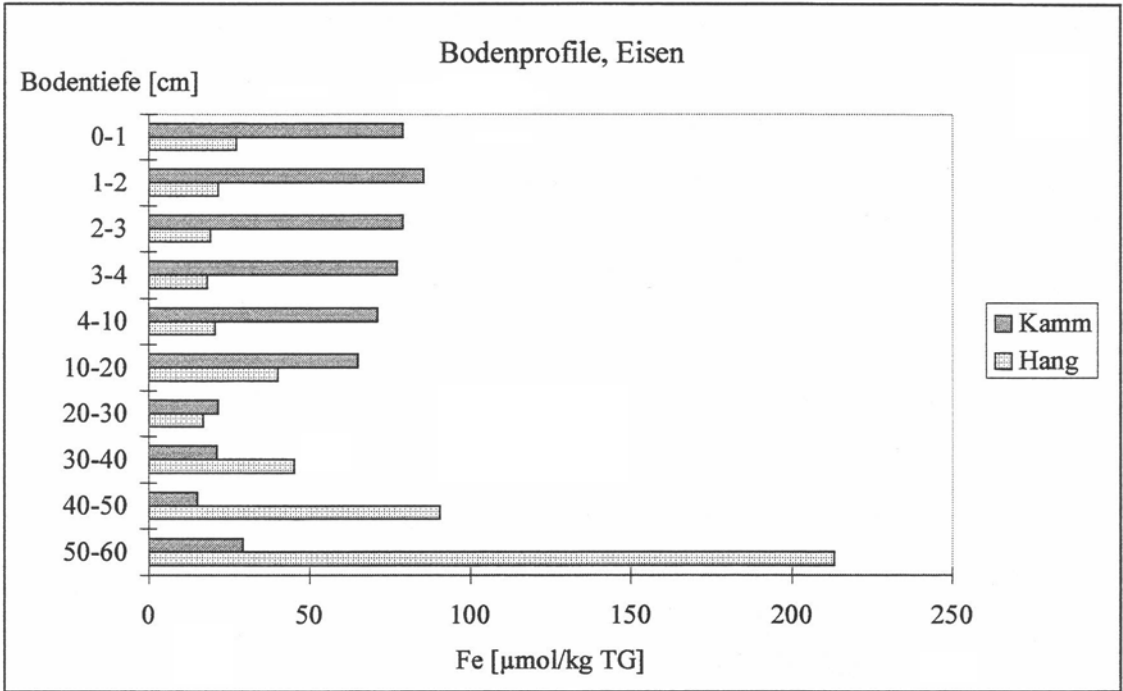


Abb. 4.10 b: Fe-Konzentration der Profilproben, Vergleich der Untersuchungsflächen.

Bezüglich des **Mn** zeigen die Bodenprofile beider Flächen einen ähnlichen Verlauf (Abb. 4.10 c). Die Mn-Konzentration nimmt von 0-1 cm bis zu 10-20 cm Bodentiefe kontinuierlich ab. Im weiteren Tiefenverlauf verändert sie sich nur noch geringfügig, hier liegen die Werte für das Profil der Kammfläche etwas unter denen der Hangfläche. Diese Unterschiede erweisen sich im statistischen Vergleich als nicht signifikant (Tab. 4.10 a).

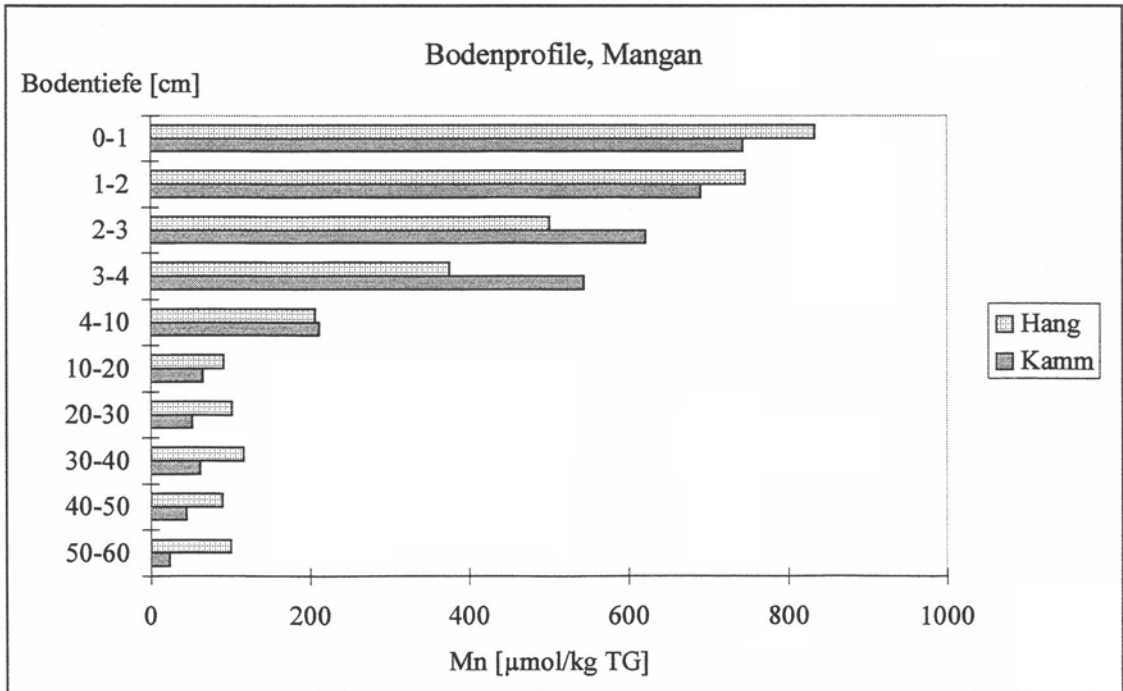


Abb. 4.10 c: Mn-Konzentration der Profilproben, Vergleich der Untersuchungsflächen.

Auch bei Betrachtung der **Zn**-Konzentrationen der beiden Profile ergeben sich keine signifikanten Unterschiede (Tab. 4.10 a). Das Profil der Kammfläche zeigt eine stetige Abnahme der Zn-Konzentration mit zunehmender Bodentiefe (Abb. 4.10 d). Im Gegensatz dazu verteilen sich die Werte im Profil der Hangfläche etwas unregelmäßiger, der Bereich von 2-3 cm bis 4-10 cm Tiefe weist geringere Zn-Konzentrationen auf als der darunterliegende Horizont.

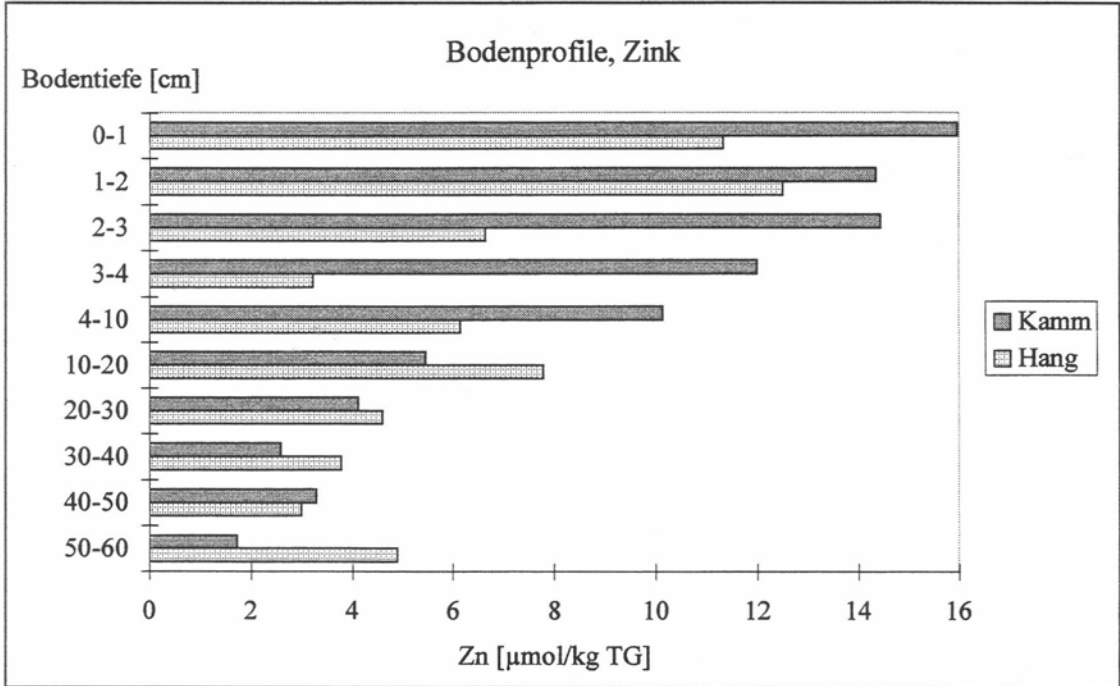


Abb. 4.10 d: Zn-Konzentration der Profilproben, Vergleich der Untersuchungsflächen.

Die vom CIA ermittelte **Kationenaustauschkapazität** (KAK_{pot}) der Profilproben fällt für beide Flächen relativ ähnlich aus. Sie liegt in den oberen Bodentiefen bei 60-80 $cmol_c/kg$ und fällt mit zunehmender Tiefe auf Werte zwischen 34 und 57 $cmol_c/kg$ ab (Abb. 4.10 e). Dementsprechend ergibt der statistische Vergleich keine signifikanten Unterschiede (Tab. 4.10 a).

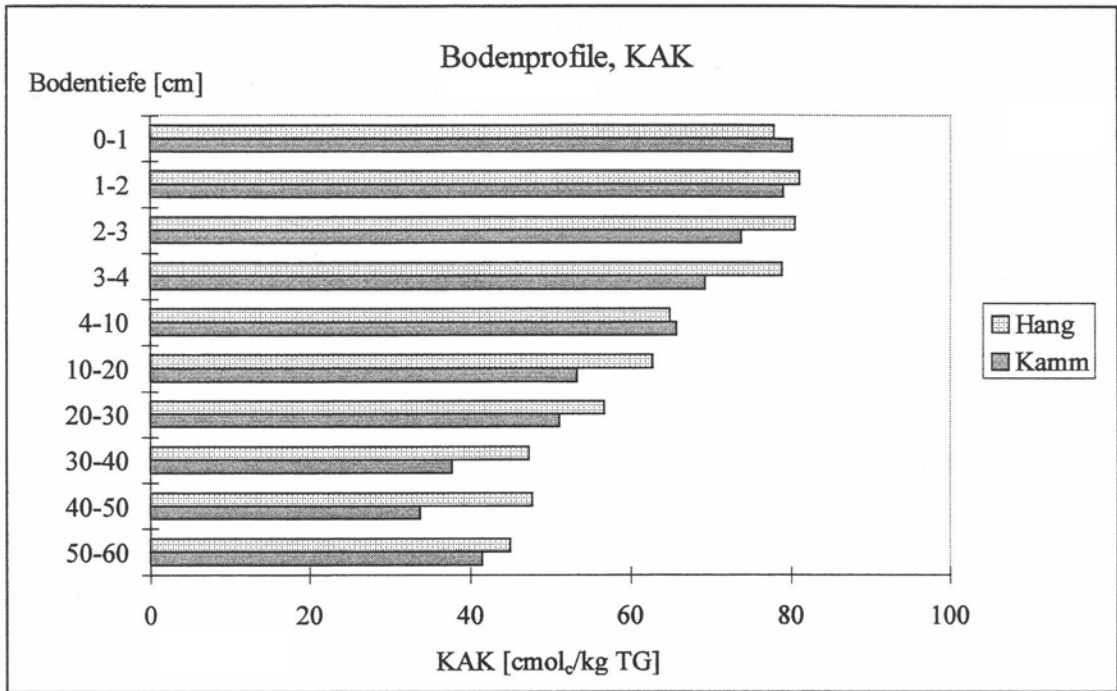


Abb. 4.10 e: Kationenaustauschkapazität der Profilproben, Vergleich der Untersuchungsflächen.

Auch der Gehalt an **organischem Kohlenstoff**, der ebenfalls vom CIA gemessen wurde, zeigt für beide Bodenprofile dieselbe Größenordnung (Abb. 4.10 f). Der Humusgehalt der Hangfläche liegt (mit Ausnahme des 2-3 cm- und 3-4 cm-Horizonts) stets knapp unter dem der Kammfläche, diese Unterschiede sind gemäß Tab. 4.10 a nicht signifikant. Die oberen Bodentiefen weisen mit Werten zwischen 9,4 und 12,1 % C_{org} die höchsten Humusgehalte auf, mit zunehmender Tiefe fallen diese Werte auf unter 2 % ab.

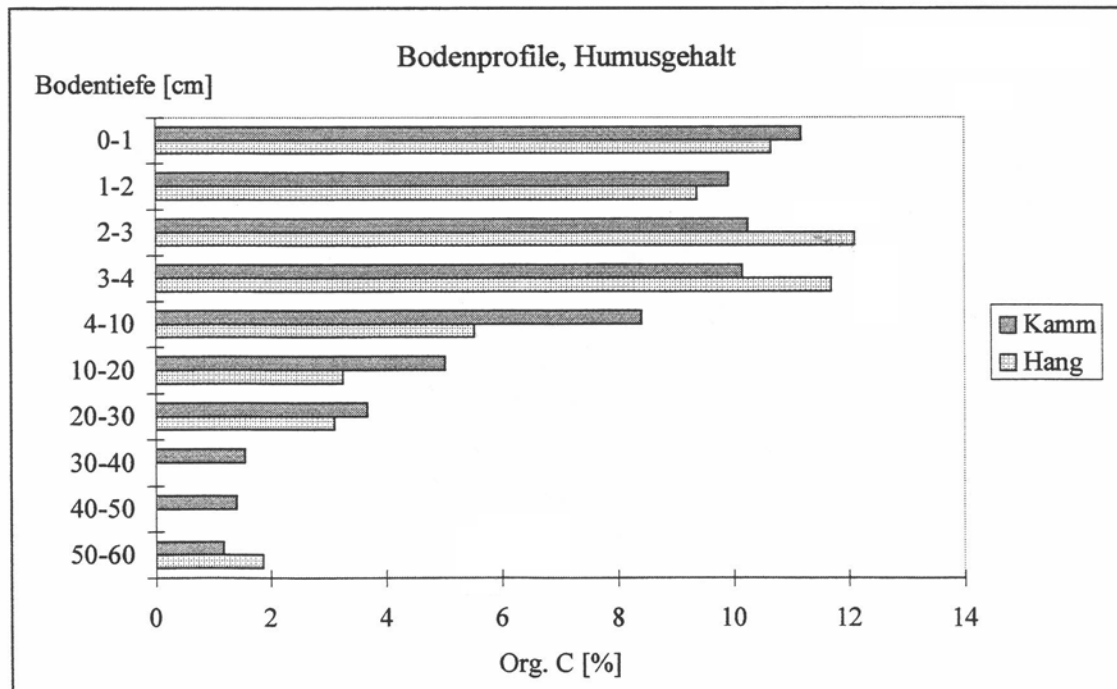


Abb. 4.10 f: Humusgehalt der Profilproben, Vergleich der Untersuchungsflächen. In den Horizonten 30-40 cm und 40-50 cm der Hangfläche liegt der Gehalt an org. C unterhalb der Nachweisgrenze.

Die Abbildungen 4.10 g-h stellen die in Wasser bzw. KCl gemessenen **pH-Werte** der Profilproben dar. Sowohl die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ - als auch die $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte fallen für die Kammfläche (mit einer Ausnahme in 20-30 cm Tiefe) niedriger aus als für den Hang. Gemäß der Ergebnisse des U-Tests sind diese Unterschiede signifikant (Tab. 4.10 a). Die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte beider Profile und die $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte des Hanges zeigen einen ähnlichen Verlauf, sie weisen die höchsten Werte in den oberen Bodentiefen auf. Im Gegensatz hierzu fällt das Maximum der $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte des Kammes in die 20-30 cm Bodentiefe.

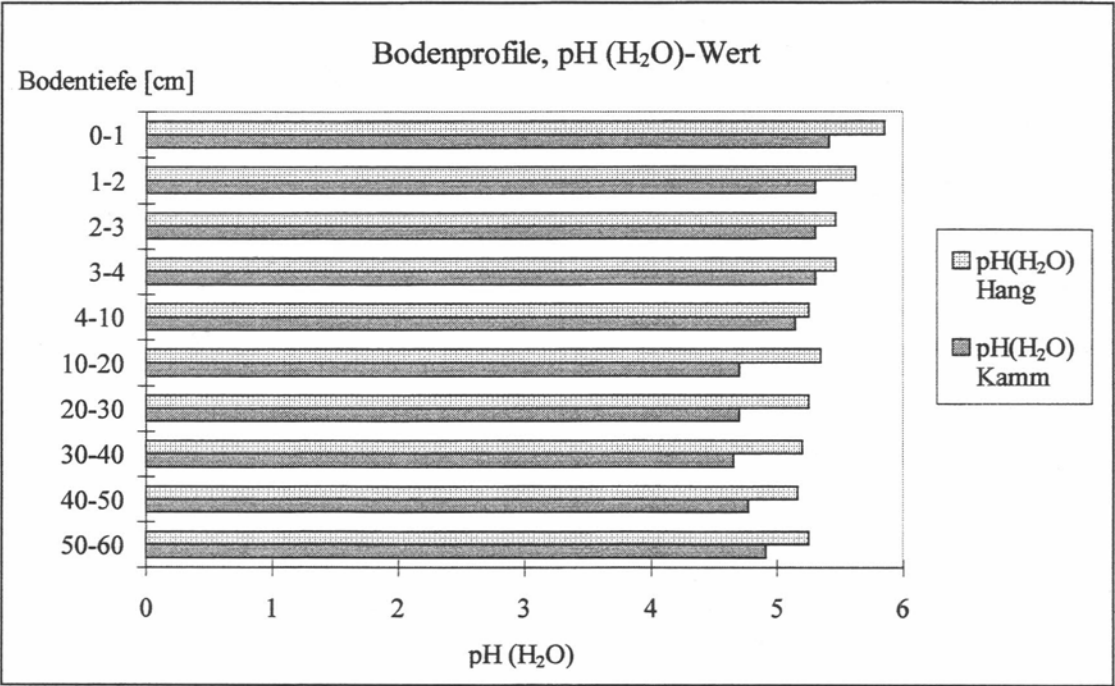


Abb. 4.10 g: $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Wert der Profilproben, Vergleich der Untersuchungsflächen.

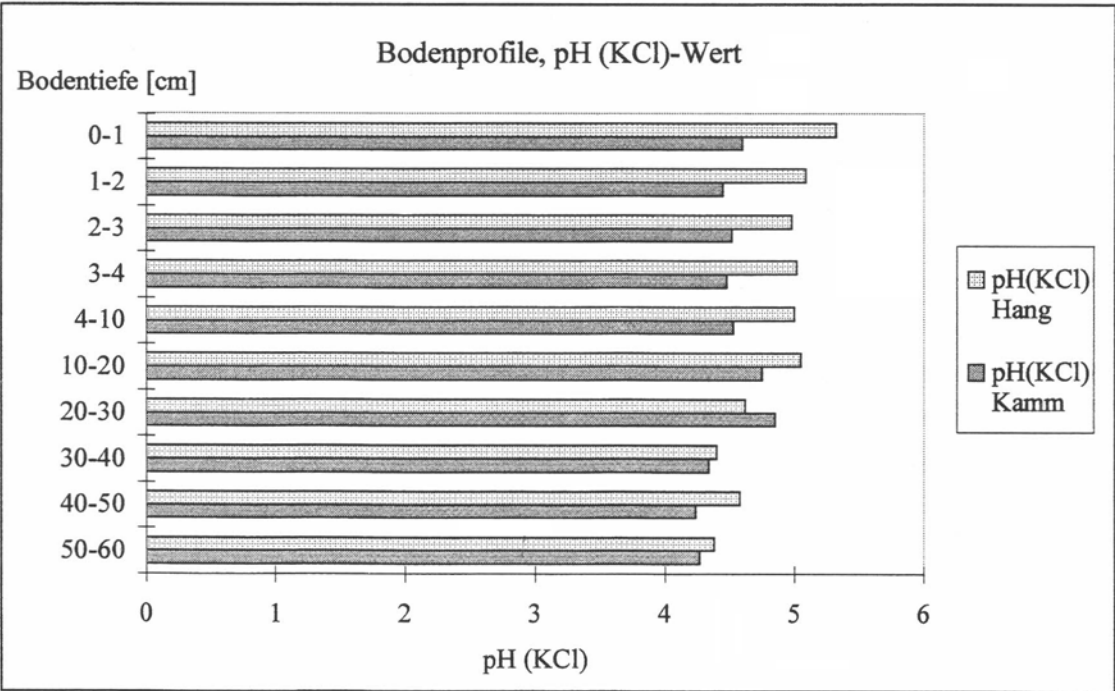


Abb. 4.10 h: $\text{pH}(\text{KCl})$ -Wert der Profilproben, Vergleich der Untersuchungsflächen.

Profilproben, Vergleich der	Cu	Fe	Mn	Zn
Untersuchungsflächen p =	0,2265 ns	0,3258 ns	0,3643 ns	0,5967 ns
	KAK	org. C	pH H₂O	pH KCl
p =	0,4497 ns	0,9397 ns	0,0278*	0,0191*

Tab. 4.10 a: Ergebnisse des U-Tests. Stichprobenumfang n = 10 je Bodenprofil und Untersuchungsfläche.

4.11 Elementkonzentration im Blatt, Vergleich der Baumarten

Bei Betrachtung der in den Blättern von *Elaeagia* und *Plinia* bestimmten Elementkonzentrationen fällt zunächst auf, daß Mangan und Eisen in beiden Baumarten mit deutlich höherer Konzentration auftreten als Zink und Kupfer (Abb. 4.11 a-d). Der ermittelte Konzentrationsbereich beträgt für Cu 82 bis 312 µmol/kg, für Zn 171 bis 761µmol/kg, für Fe 553 bis 3002 µmol/kg und für Mn 2279 bis 18850 µmol/kg.

Im Vergleich zu den anderen Elementen fallen die Unterschiede zwischen den beiden Baumarten für **Cu** am geringsten aus (Abb. 4.11 a). *Plinia* weist insgesamt höhere Cu-Konzentrationen und einen größeren Streubereich auf als *Elaeagia*, die Mediane unterscheiden sich um 20 µmol/kg. Die Interquartilbereiche der beiden Verteilungen überlappen, die Artunterschiede sind hoch signifikant (Tab. 4.11 a).

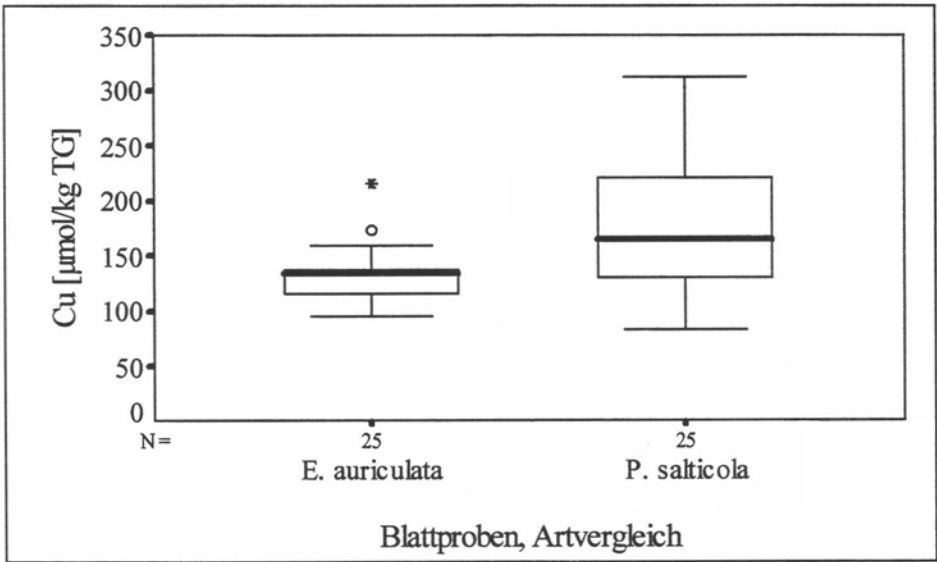


Abb. 4.11 a: Cu-Konzentration der Blattproben, Vergleich der Baumarten.

Kupferkonzentration im Blatt, Vergleich <i>E.auriculata</i> und <i>P.salticola</i>	p =	0,0066**
--	-----	----------

Tab. 4.11 a: Ergebnis des U-Tests. Stichprobenumfang n = 25 je Baumart.

Für Fe ergeben sich wesentlich größere Unterschiede im Vergleich der Baumarten (Abb. 4.11 b). Die Blätter von *Elaeagia* weisen im Vergleich zu *Plinia* etwa doppelt so hohe Fe-Konzentrationen auf, auch der Streuungsbereich fällt für *Elaeagia* größer aus. Der für *Plinia* ermittelte Maximalwert erreicht nicht den Konzentrationsbereich der Minimalwerte von *Elaeagia*, die Artunterschiede sind höchst signifikant (Tab. 4.11 b).

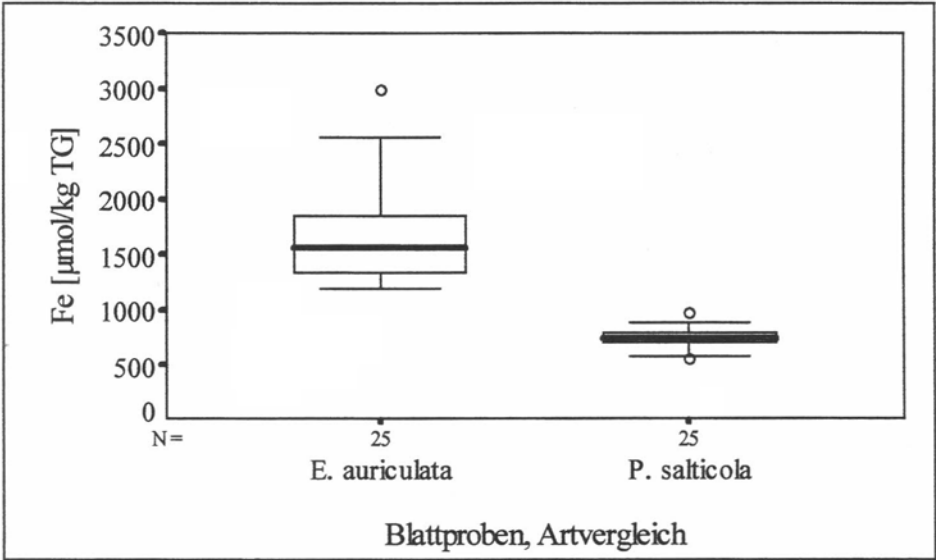


Abb. 4.11 b: Fe-Konzentration der Blattproben, Vergleich der Baumarten.

Eisenkonzentration im Blatt, Vergleich <i>E.auriculata</i> und <i>P.salticola</i>	p <	0,0001***
---	-----	-----------

Tab. 4.11 b: Ergebnis des U-Tests. Stichprobenumfang n = 25 je Baumart.

Bezüglich der Mn-Konzentration stellt sich ein umgekehrtes Verhältnis dar: die Blätter von *Plinia* enthalten im Vergleich zu *Elaeagia* etwa dreimal soviel Mn (Abb. 4.11 c). Der Streuungsbereich ist bei *Plinia* extrem groß, der kleinste Wert beträgt 3377, das Maximum 18850 µmol/kg. Der für *Elaeagia* ermittelte Konzentrationsbereich überlappt lediglich mit den untersten 25 % der Werte der *Plinia*-Verteilung. Auch hier zeigt der statische Vergleich eine höchst signifikant unterschiedliche Konzentrationsverteilung in den Blättern der zwei Arten (Tab. 4.11 c).

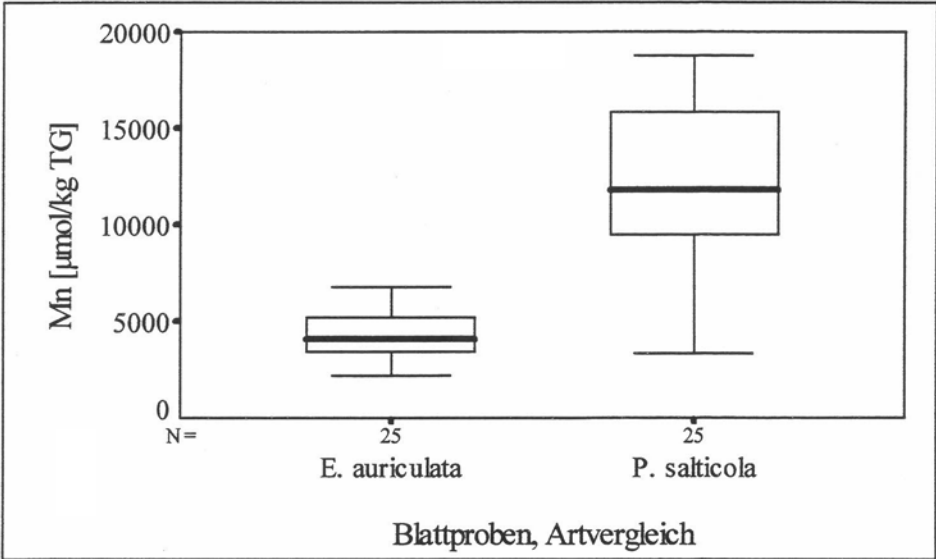


Abb. 4.11 c: Mn-Konzentration der Blattproben, Vergleich der Baumarten.

Mangankonzentration im Blatt, Vergleich <i>E.auriculata</i> und <i>P.salticola</i>	p <	0,0001***
--	-----	-----------

Tab. 4.11 c: Ergebnis des U-Tests. Stichprobenumfang n = 25 je Baumart

Höchst signifikante Unterschiede ergibt auch der Vergleich der **Zn**-Konzentration in den Blättern von *Elaeagia* und *Plinia* (Tab. 4.11 d). *Elaeagia* weist deutlich höhere Zn-Konzentrationen auf als *Plinia*, die Mediane der Verteilungen unterscheiden sich um 200 μmol/kg (Abb. 4.11 d). Das für *Plinia* bestimmte Maximum fällt mit dem Minimum von *Elaeagia* zusammen.

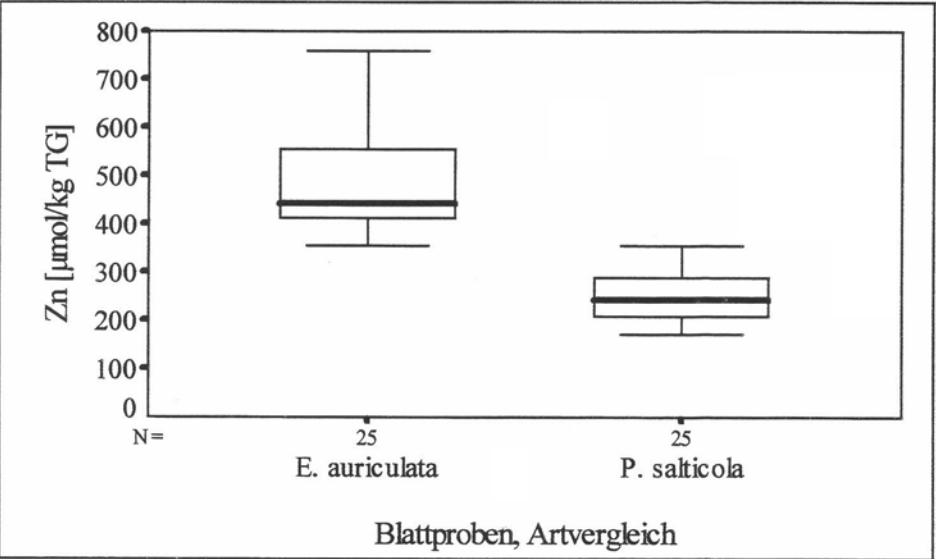


Abb. 4.11 d: Zn-Konzentration der Blattproben, Vergleich der Baumarten.

Zinkkonzentration im Blatt, Vergleich <i>E.auriculata</i> und <i>P.salticola</i>	p <	0,0001***
--	-----	-----------

Tab. 4.11 d: Ergebnis des U-Tests. Stichprobenumfang n = 25 je Baumart.

In Abb. 4.11 e ist ein Polygonaldiagramm dargestellt, in dem die Mediane der Konzentrationen aller untersuchten Elemente für *Elaeagia* und *Plinia* aufgetragen sind. Dieses Diagramm vereinfacht den direkten Vergleich der Elementkonzentrationen zwischen den beiden Baumarten. Zu sehen ist, daß *Elaeagia* höhere Konzentrationen an Fe und Zn aufweist als *Plinia*, während die Cu-Gehalte für beide Arten etwa in derselben Größenordnung liegen. Bezüglich des Mn erreicht *Plinia* deutlich höhere Werte als *Elaeagia*.

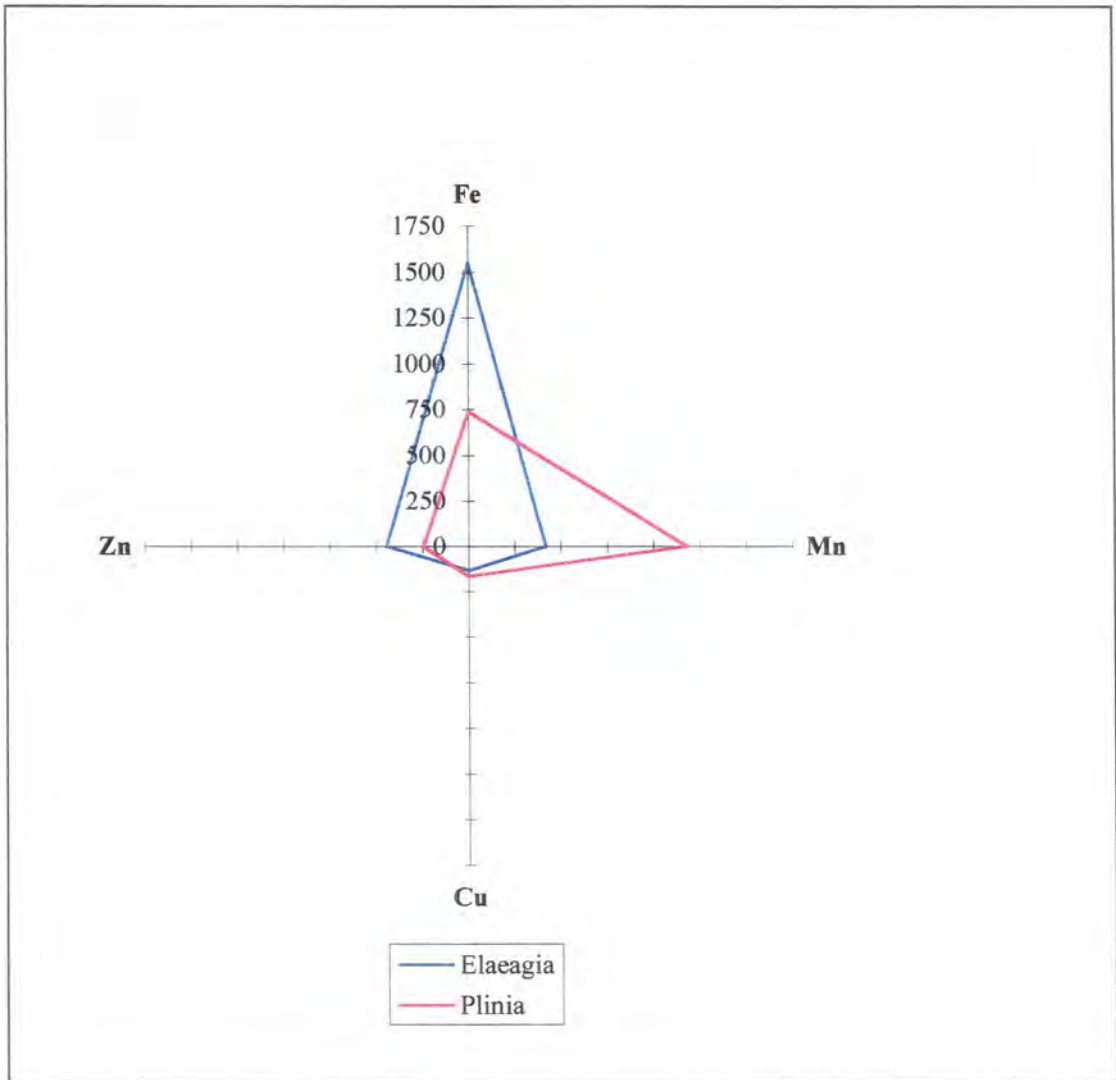


Abb. 4.11 e: Polygonaldiagramm, dargestellt sind die Mediane der Elementkonzentrationen der untersuchten Elemente in den Blättern der beiden Baumarten. Cu, Fe und Zn sind in $\mu\text{mol/kg TG}$, Mn in $\mu\text{mol/100g TG}$ angegeben. Stichprobenumfang $n = 25$ pro Baumart und Element.

4.12 Elementkonzentration im Blatt, Vergleich der Untersuchungsflächen

Im folgenden Vergleich werden die Blattkonzentrationen von Bäumen der Hang- und Kammfläche getrennt nach Baumarten gegenübergestellt.

Die **Cu**-Konzentrationsbereiche von *Elaeagia* - Blättern der Hang- bzw. Kammfläche sind fast identisch, die Mediane unterscheiden sich nur um 6 µmol/kg (Abb. 4.12 a). Die statistische Auswertung bestätigt diesen Eindruck: es treten keine signifikanten Unterschiede im Vergleich der Flächen auf (Tab. 4.12 a).

Gleiches gilt für *Plinia*, auch hier weisen die Individuen der Hangfläche im Vergleich zu denen der Kammfläche keine signifikant unterschiedlichen Cu-Konzentrationen in den Blättern auf (Tab. 4.12 a). Insgesamt enthalten die Bäume des Hanges jedoch etwa 30 µmol/kg mehr Cu, die Streuungsbereiche der beiden Verteilungen sind annähernd gleich groß (Abb. 4.12 a).

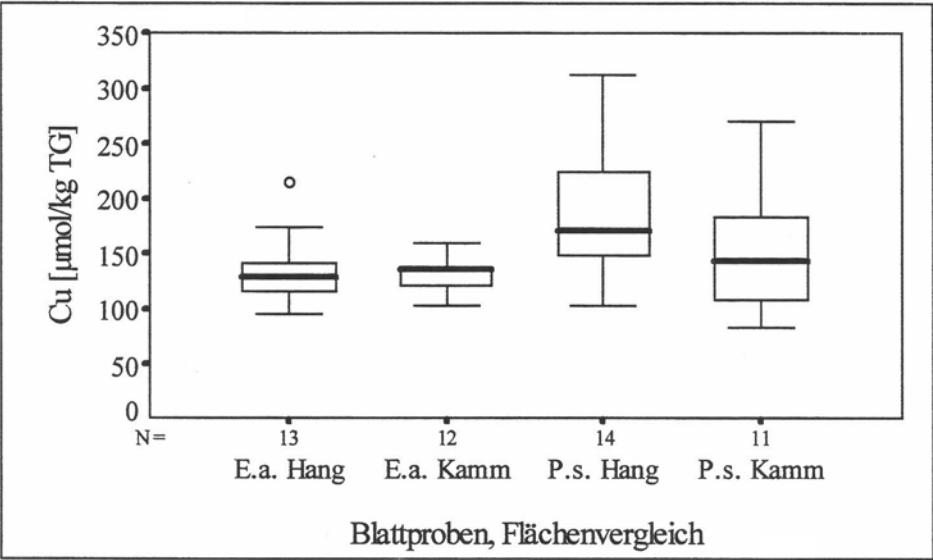


Abb. 4.12 a: Cu-Konzentration der Blattproben, Vergleich der Untersuchungsflächen. Die beiden Baumarten sind getrennt dargestellt.

Kupferkonzentration im Blatt		<i>Elaeagia</i>	<i>Plinia</i>
Vergleich der Flächen	p =	0,7442 ns	0,1889 ns

Tab. 4.12 a: Ergebnis des U-Tests. Stichprobenumfang *Elaeagia*: n = 13 für die Hangfläche, n = 12 für die Kammfläche; *Plinia*: n = 14 für die Hangfläche, n = 11 für die Kammfläche.

Die Individuen von *Elaeagia* zeigen auf beiden Flächen ähnlich hohe Fe-Konzentrationen (Abb. 4.12 b). Die Interquartilbereiche der Verteilungen überlappen vollständig und die Mediane unterscheiden sich um 254 $\mu\text{mol/kg}$. Der U-Test ergibt keine signifikanten Unterschiede (Tab. 4.12 b).

Die Fe-Konzentrationsbereiche von *Plinia*-Individuen der beiden Untersuchungsflächen entsprechen sich ebenfalls, die Mediane weichen lediglich um 20 $\mu\text{mol/kg}$ voneinander ab (Abb. 4.12 b). Die Streubereiche der Verteilungen sind zudem sehr gering, signifikante Unterschiede zwischen Hang- und Kammfläche treten nicht auf (Tab. 4.12 b).

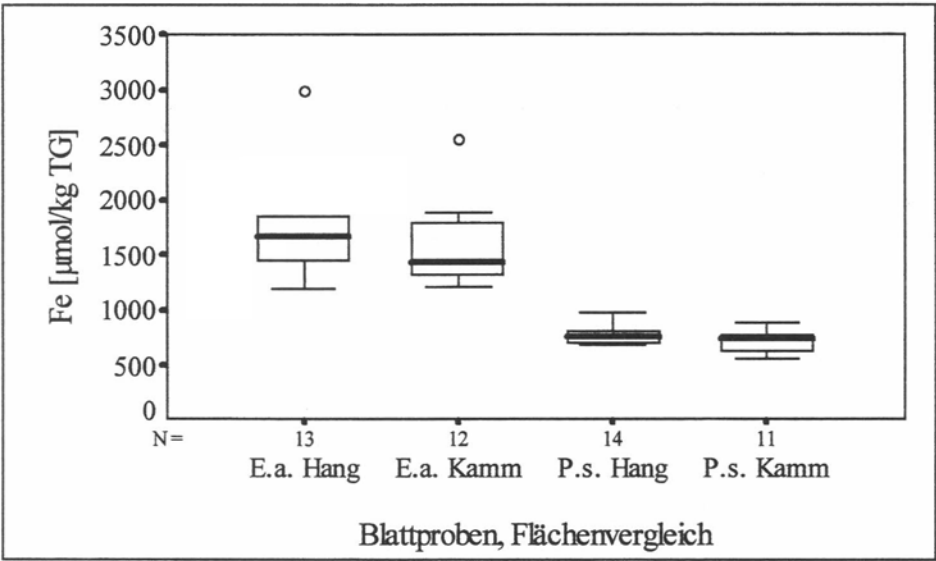


Abb. 4.12 b: Fe-Konzentration der Blattproben, Vergleich der Untersuchungsflächen. Die beiden Baumarten sind getrennt dargestellt.

Eisenkonzentration im Blatt		<i>Elaeagia</i>	<i>Plinia</i>
Vergleich der Flächen	p =	0,4146 ns	0,2736 ns

Tab. 4.12 b: Ergebnis des U-Tests. Stichprobenumfang *Elaeagia*: n = 13 für die Hangfläche, n = 12 für die Kammfläche; *Plinia*: n = 14 für die Hangfläche, n = 11 für die Kammfläche.

Für *Elaeagia* ergibt der Vergleich der Mn-Konzentrationen von Bäumen der Hang- bzw. Kammfläche keine signifikanten Unterschiede (Tab. 4.12 c). Beide Verteilungen streuen nur schwach, die Interquartilbereiche überlappen deutlich (Abb. 4.12 c). Die Blätter von Individuen der Hangfläche weisen um 637 $\mu\text{mol/kg}$ höhere Mn-Gehalte auf als diejenigen der Kammfläche.

Bei *Plinia* fällt die starke Streuung der Mn-Konzentration von Bäumen der Hangfläche auf, die Interquartilbereiche der Verteilungen von Hang- und Kammfläche überlappen jedoch fast vollständig (Abb. 4.12 c). Die Mediane liegen relativ nah aneinander, sie unterscheiden sich um 624 $\mu\text{mol/kg}$. Der statistische Vergleich der beiden Untersuchungsflächen ergibt keine signifikanten Unterschiede für die Mn-Gehalte der Blätter (Tab. 4.12 c).

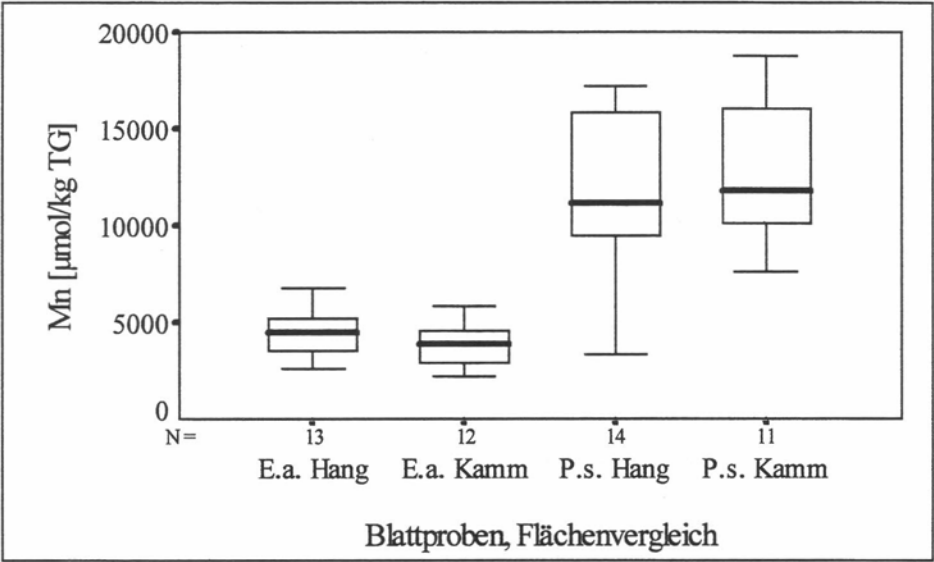


Abb. 4.12 c: Mn-Konzentration der Blattproben, Vergleich der Untersuchungsflächen. Die beiden Baumarten sind getrennt dargestellt.

Mangankonzentration im Blatt		<i>Elaeagia</i>	<i>Plinia</i>
Vergleich der Flächen	p =	0,2314 ns	0,5470 ns

Tab. 4.12 c: Ergebnis des U-Tests. Stichprobenumfang *Elaeagia*: n = 13 für die Hangfläche, n = 12 für die Kammflächen; *Plinia*: n = 14 für die Hangfläche, n = 11 für die Kammfläche.

Für die Individuen von *Elaeagia* ergeben sich auf beiden Flächen ähnlich hohe **Zn**-Gehalte in den Blättern (Abb 4.12 d). Die Mediane beider Verteilungen weichen lediglich um 21 µmol/kg voneinander ab, im statistischen Vergleich ergeben sich keine signifikanten Unterschiede (Tab. 4.12 d).

Im Gegensatz hierzu bestehen zwischen *Plinia*-Individuen der Hang- bzw. Kammfläche hoch signifikante Unterschiede bezüglich der Zn-Konzentrationen im Blatt (Tab. 4.12 d). Die Bäume der Hangfläche weisen um 71 µmol/kg höhere Zn-Gehalte auf, zudem überlappen die Interquartilbereiche beider Verteilungen nur schwach und die Streuungsbereiche sind ähnlich groß (Abb. 4.12 d).

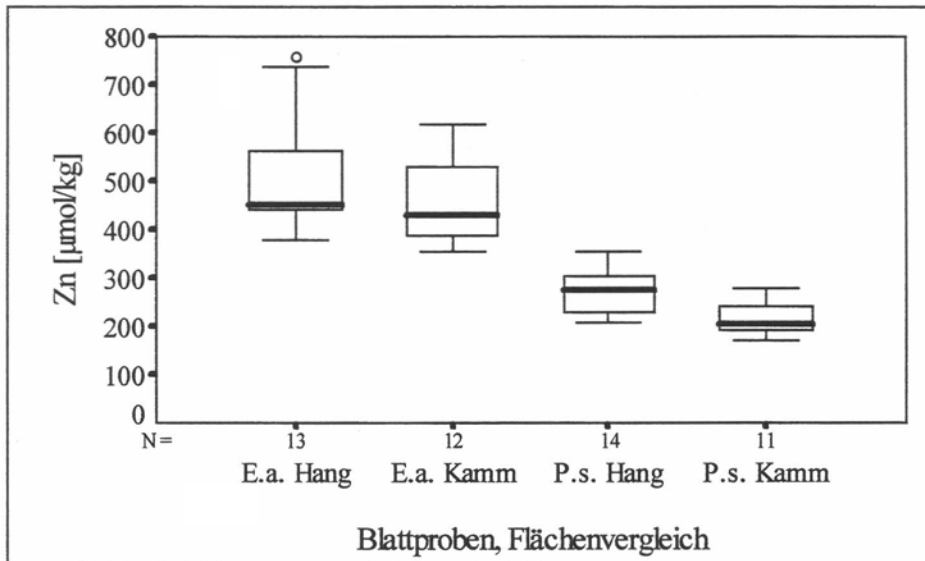


Abb. 4.12 d: Zn-Konzentration der Blattproben, Vergleich der Untersuchungsflächen. Die beiden Baumarten sind getrennt dargestellt.

Zinkkonzentration im Blatt		<i>Elaeagia</i>	<i>Plinia</i>
Vergleich der Flächen	p =	0,1147 ns	0,0037 **

Tab. 4.12 d: Ergebnis des U-Tests. Stichprobenumfang *Elaeagia*: n = 13 für die Hangfläche, n = 12 für die Kammfläche; *Plinia*: n = 14 für die Hangfläche, n = 11 für die Kammfläche.

4.13 Elementkonzentration im Blatt, Vergleich des Blattalters

Der Vergleich der Cu-Konzentration zwischen jungen und älteren, ausdifferenzierten Blättern zeigt, daß in beiden Baumarten die jüngeren Blätter höhere Elementkonzentrationen aufweisen (Abb. 4.13 a). Sowohl für *Elaeagia* als auch für *Plinia* gilt, daß die Interquartilbereiche der Elementverteilungen jung - alt nicht überlappen. Die Mediane der beiden Verteilungen unterscheiden sich für *Elaeagia* um 38 µmol/kg, für *Plinia* um 134 µmol/kg. Trotz dieser großen Differenz ergeben sich im Wilcoxon-Test für *Plinia* keine signifikanten Unterschiede zwischen jungen und alten Blättern (Tab. 4.13 a), Ursache hierfür ist sicher der geringe Stichprobenumfang (n = 5). *Elaeagia* zeigt hoch signifikante Unterschiede bezüglich der Cu-Konzentration alter und junger Blätter (Tab. 4.13 a).

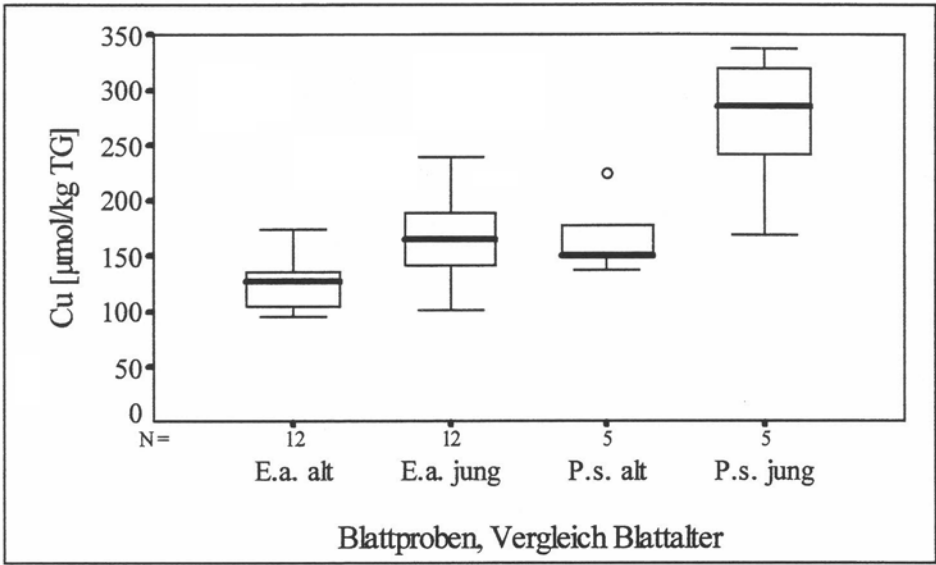


Abb. 4.13 a: Cu-Konzentration der Blattproben, Vergleich des Blattalters. Die beiden Baumarten sind getrennt dargestellt.

Kupferkonzentration im Blatt		<i>Elaeagia</i>	<i>Plinia</i>
Vergleich des Blattalters	p =	0,0047**	0,0796 ns

Tab. 4.13 a: Ergebnis des Wilcoxon-Tests. Stichprobenumfang n = 12 für *Elaeagia*, n = 5 für *Plinia*.

Junge Blätter von *Elaeagia* weisen geringere Fe-Konzentrationen auf als ältere (Abb. 4.13 b). Die Mediane unterscheiden sich um 499 µmol/kg, auch hier überlappen die Interquartilbereiche nicht. Im Gegensatz dazu fällt bei *Plinia* die Fe-Konzentration für die jungen Blätter höher aus als für die älteren, die Differenz der Mediane beträgt 546 µmol/kg. Die statistische Auswertung ergibt für beide Baumarten eine signifikant unterschiedliche Konzentrationsverteilung in jungen und alten Blättern (Tab. 4.13 b).

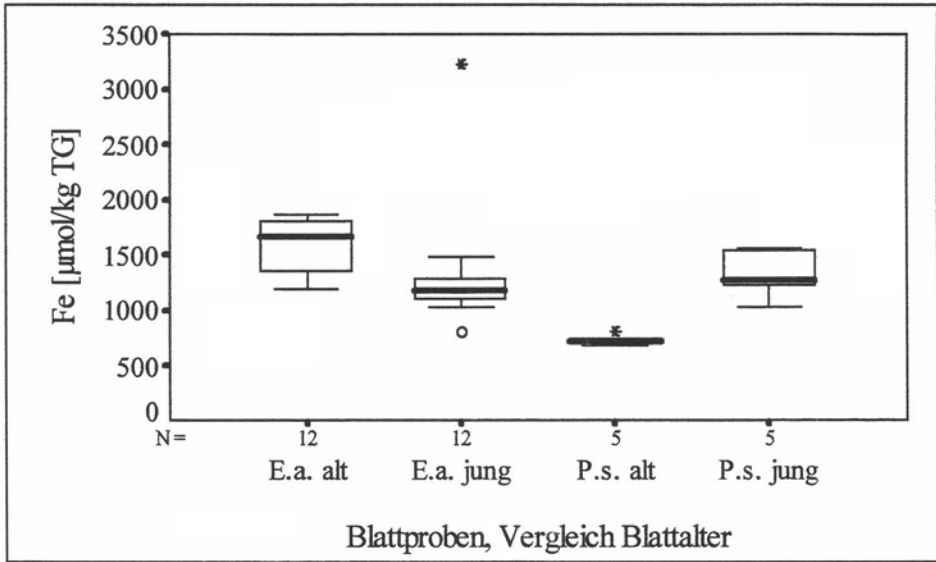


Abb. 4.13 b: Fe-Konzentration der Blattproben, Vergleich des Blattalters. Die beiden Baumarten sind getrennt dargestellt.

Eisenkonzentration im Blatt		<i>Elaeagia</i>	<i>Plinia</i>
Vergleich des Blattalters	p =	0,0342*	0,0431*

Tab. 4.13 b: Ergebnis des Wilcoxon-Tests. Stichprobenumfang n = 12 für *Elaeagia*, n = 5 für *Plinia*.

Die alten Blätter beider Baumarten besitzen höhere **Mn**-Konzentrationen als die jungen Blätter (Abb. 4.13 c). Bei *Elaeagia* überlappen die zwei Verteilungen nur knapp, der Median der alten Blätter liegt um den Faktor 2,8 mal höher als der Median der jungen Blätter. Für *Plinia* fallen die Konzentrationsunterschiede noch deutlicher aus: die beiden Verteilungen überlappen nicht und der Median der alten Blätter liegt um den Faktor 7,5 über dem der jungen Blätter. Der Wilcoxon-Test ergibt für *Elaeagia* hoch signifikante und für *Plinia*, aufgrund des geringeren Stichprobenumfanges, signifikante Konzentrationsunterschiede zwischen den unterschiedlich alten Blättern (Tab. 4.13 c).

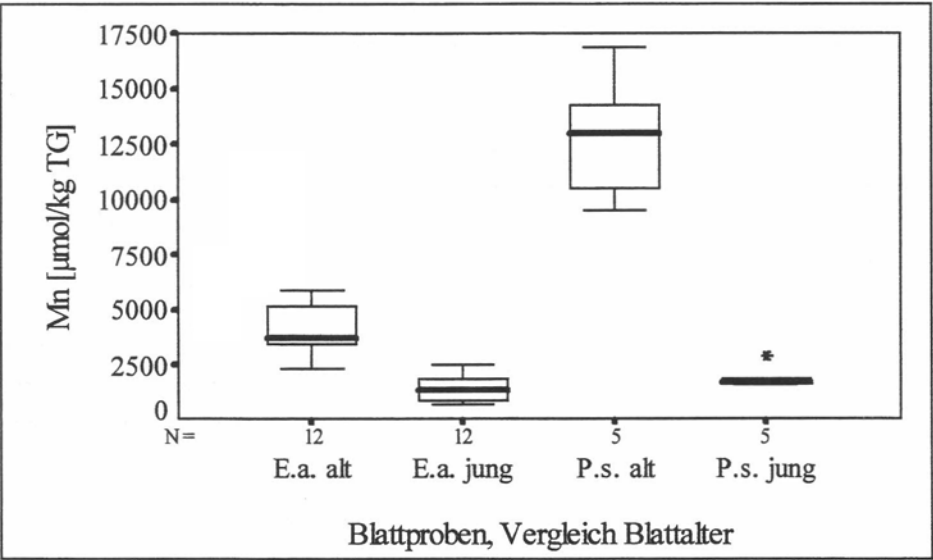


Abb. 4.13 c: **Mn**-Konzentration der Blattproben, Vergleich des Blattalters. Die beiden Baumarten sind getrennt dargestellt.

Mangankonzentration im Blatt		<i>Elaeagia</i>	<i>Plinia</i>
Vergleich des Blattalters	p =	0,0022**	0,0431*

Tab. 4.13 c: Ergebnis des Wilcoxon-Tests. Stichprobenumfang n = 12 für *Elaeagia*, n = 5 für *Plinia*.

Die **Zn**-Konzentrationen sind in alten Blättern von *Elaeagia* höher als in jungen, bei *Plinia* verhält es sich umgekehrt (Abb. 4.13 d). Der Median der Zn-Werte beträgt für alte Blätter von *Elaeagia* 466 µmol/kg, für die jungen Blätter 449 µmol/kg, die Interquartilbereiche überlappen deutlich. Bei *Plinia* überschneiden sich die Gesamtverteilungen nicht, die Mediane unterscheiden sich um 189 µmol/kg. Für beide Baumarten ergeben sich statistisch signifikante Unterschiede bezüglich der Elementkonzentration junger und alter Blätter (Tab. 4.13 d).

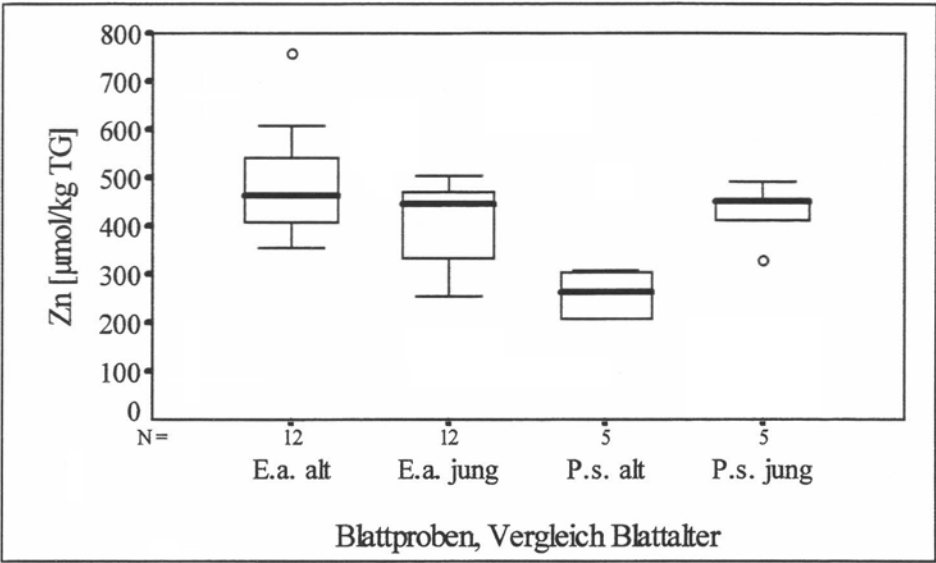


Abb. 4.13 d: Zn-Konzentration der Blattproben, Vergleich des Blattalters. Die beiden Baumarten sind getrennt dargestellt.

Zinkkonzentration im Blatt		Elaeagia	Plinia
Vergleich des Blattalters	p =	0,0229*	0,0431*

Tab. 4.13 d: Ergebnis des Wilcoxon-Tests. Stichprobenumfang n = 12 für Elaeagia, n = 5 für Plinia.

4.14 Elementkonzentration in Blatt und Boden, Korrelation

In den Abbildungen 4.14 a-d sind die Elementkonzentrationen der Blätter in Abhängigkeit von den Elementkonzentrationen der zugehörigen Bodenproben desselben Individuums aufgetragen. Die beiden Untersuchungsflächen werden im Folgenden getrennt betrachtet, da der Vergleich der Elementkonzentrationen zwischen Hang- und Kammfläche statistisch signifikante Unterschiede für Cu und Fe ergeben hat (Abb. 4.8 a und b, Tab. 4.8 a und b).

Die in den Grafiken dargestellten Elementkonzentrationen der Bodenproben sind Mittelwerte, die aus den Konzentrationen der vier beprobten Bodentiefen pro Baum errechnet wurden. Durch die logarithmische Skalierung der x- und y-Achse wird die Darstellung der Konzentrationen aller vier Elemente in einer Abbildung ermöglicht und gleichzeitig eine optische Abgrenzung der Konzentrationsbereiche der Einzelelemente erreicht. Die Verteilung der Konzentrationsbereiche fällt für beide Baumarten und Flächen ähnlich aus, Zn weist die geringsten, Mn die höchsten Konzentrationen im Boden auf. Für Cu fallen die Werte etwas höher aus als für Zn, insbesondere auf der Kammfläche. Die Fe-Werte sind zwischen den Konzentrationsbereichen von Cu und Mn angesiedelt.

Bezüglich der Konzentrationen im Blatt ergeben sich für Cu die geringsten Werte, bei *Plinia* überschneidet sich dieser Bereich z.T. mit dem der Zn-Werte. Die Fe-Werte stellen auch hier den mittleren Konzentrationsbereich dar und Mn weist die höchsten Konzentrationen im Blatt auf.

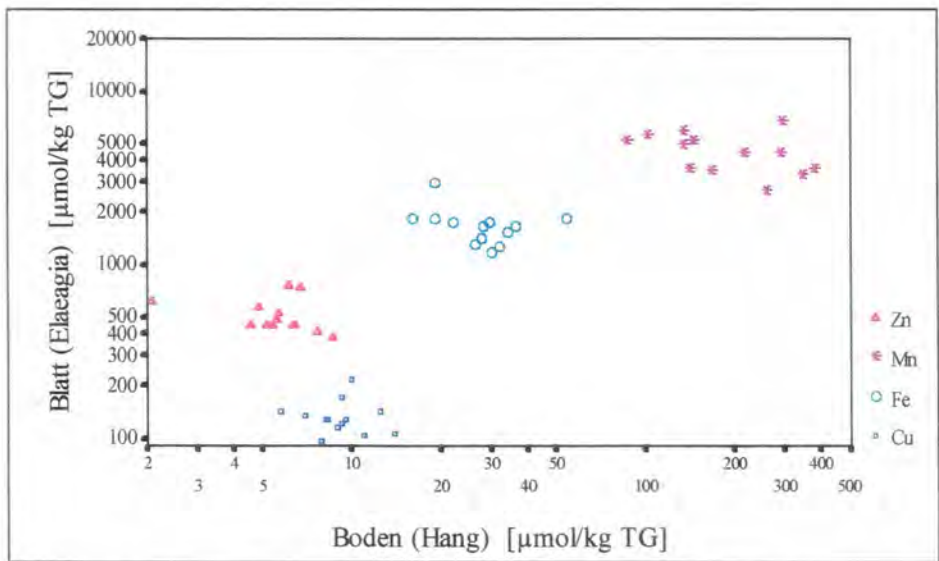


Abb. 4.14 a: Verteilung der Elementkonzentration in Blatt und Boden (0 bis 20 cm) für *Elaeagia*, Hangfläche. Die Achsenskalierung ist logarithmisch. Jeder Punkt beschreibt die Elementkonzentration der Blätter und des Bodens eines Individuums.

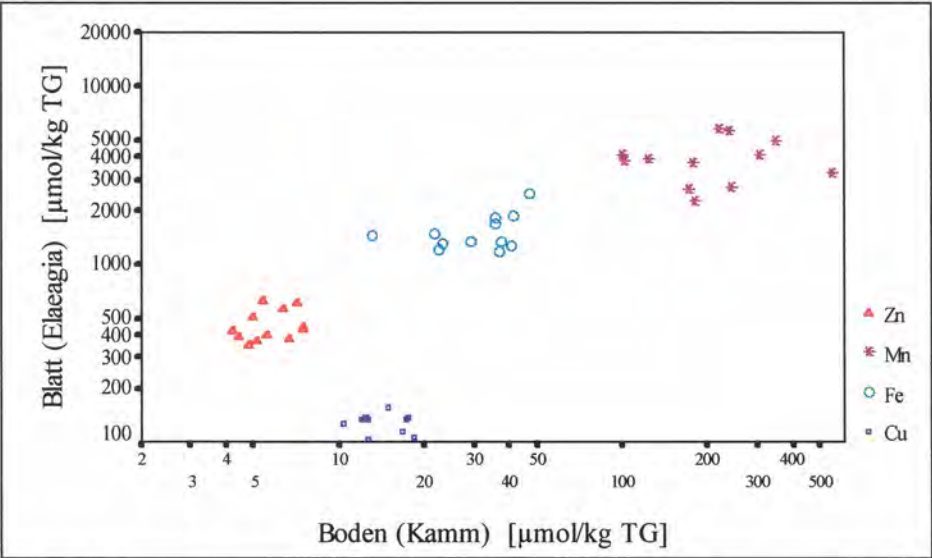


Abb. 4.14 b: Verteilung der Elementkonzentration in Blatt und Boden (0 bis 20 cm) für *Elaeagia*, Kammfläche. Die Achsenskalierung ist logarithmisch. Jeder Punkt beschreibt die Elementkonzentration der Blätter und des Bodens eines Individuums.

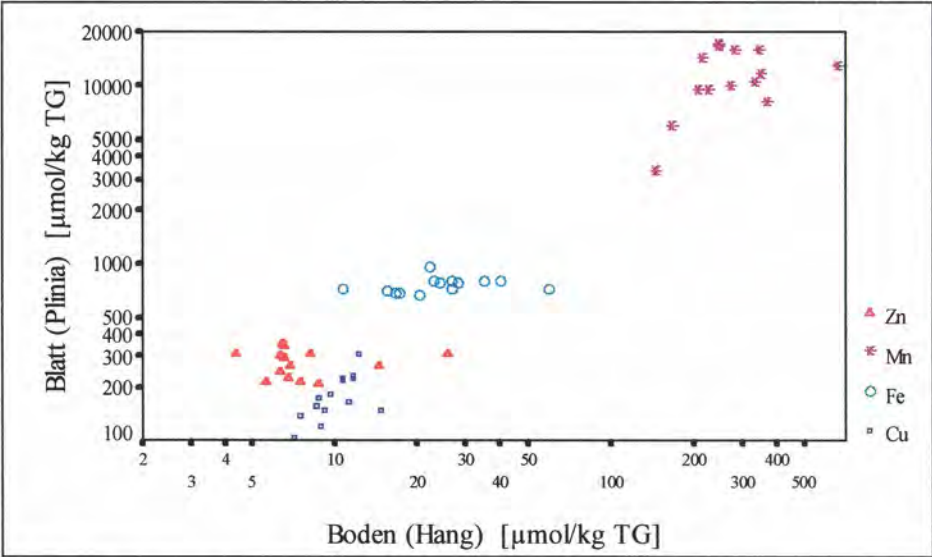


Abb. 4.14 c: Verteilung der Elementkonzentration in Blatt und Boden (0 bis 20 cm) für *Plinia*, Hangfläche. Die Achsenskalierung ist logarithmisch. Jeder Punkt beschreibt die Elementkonzentration der Blätter und des Bodens eines Individuums.

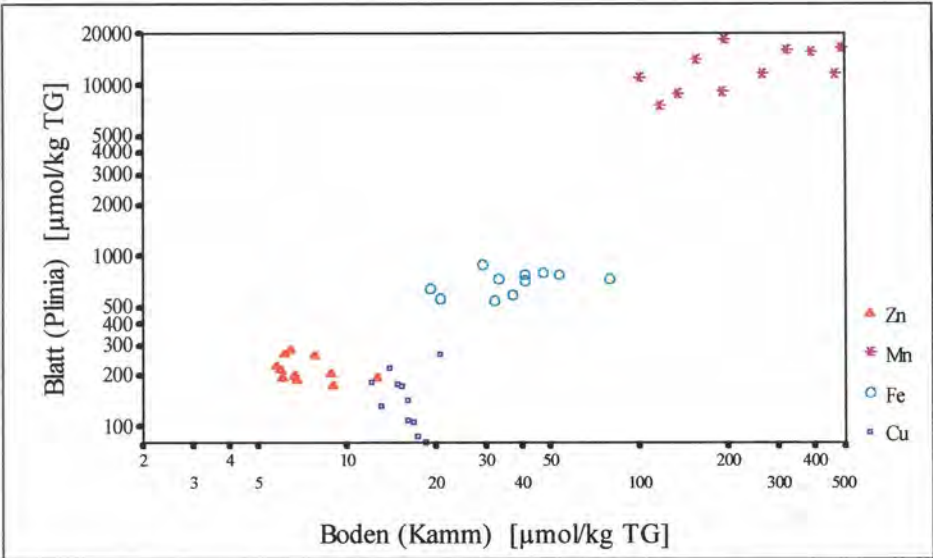


Abb. 4.14 d: Verteilung der Elementkonzentration in Blatt und Boden (0 bis 20 cm) für *Plinia*, Kammfläche. Die Achsenskalierung ist logarithmisch. Jeder Punkt beschreibt die Elementkonzentration der Blätter und des Bodens eines Individuums.

Um mögliche Korrelationen zwischen den Elementkonzentrationen im Boden und in den Blättern der beiden Baumarten festzustellen, wurde für die Daten der Korrelationskoeffizient nach Spearman (Rangkorrelation) berechnet. Tab. 4.14 a zeigt das Ergebnis der statistischen Auswertung.

Der Spearman-Test ergibt nur zwei signifikante, mittlere Korrelationen, und zwar für Cu bei *Plinia* (Hangfläche) und für Mn bei *Plinia* (Kammfläche).

Die für Cu errechnete Korrelation erscheint besonders interessant, da sich die Elementkonzentrationen der Bodenproben von Hang- und Kammfläche signifikant unterscheiden (Abb. 4.8 a und Tab. 4.8 a). In Abb. 4.14 e ist daher die Verteilung der Cu-Konzentration in Boden und Blättern für *Plinia* auf der Hangfläche dargestellt. In die Grafik wurde zur Verbesserung der optischen Übersicht neben einer Regressionsgeraden auch ein 99 %-Konfidenzintervall für Mittelwerte eingefügt. Die Wertepaare liegen umso näher an der Regressionsgeraden, je stärker die Korrelation ist. Das Konfidenzintervall stellt den Wertebereich dar, in dem sich weitere erhobene Wertepaare der Verteilung mit einer statistischen Wahrscheinlichkeit von 99 % ansiedeln würden.

Das Gesamtergebnis des Spearman-Tests läßt sich auch allein bei Betrachtung der Abbildungen 4.14 a-d errahnen, da die Einzelwerte der vier Elemente sich nicht, wie bei einer hohen Korrelation zu erwarten, zu einer Linie oder Gerade zusammensetzen, sondern stets eine Punktwolke bilden.

Korrelation der Elementkonzentration zwischen Boden und Blättern					
		Cu	Fe	Mn	Zn
<i>Elaeagia</i> , Hangfläche	$r_s =$	0,0220	0,4451	0,4066	0,3352
	$p =$	0,943 ns	0,128 ns	0,168 ns	0,263 ns
<i>Elaeagia</i> , Kammfläche	$r_s =$	0,0559	0,2727	0,1399	0,3636
	$p =$	0,863 ns	0,391 ns	0,665 ns	0,245 ns
<i>Plinia</i> , Hangfläche	$r_s =$	0,6440	0,4769	0,3451	0,1188
	$p =$	0,013*	0,085 ns	0,227 ns	0,686 ns
<i>Plinia</i> , Kammfläche	$r_s =$	0,3272	0,4000	0,6455	0,4182
	$p =$	0,259 ns	0,223 ns	0,032*	0,201 ns

Tab. 4.14 a: Ergebnis der Rangkorrelation nach Spearman. Stichprobenumfang für *Elaeagia*: Hangfläche n = 13, Kammfläche n = 12; Stichprobenumfang für *Plinia*: Hangfläche n = 14, Kammfläche n = 11.

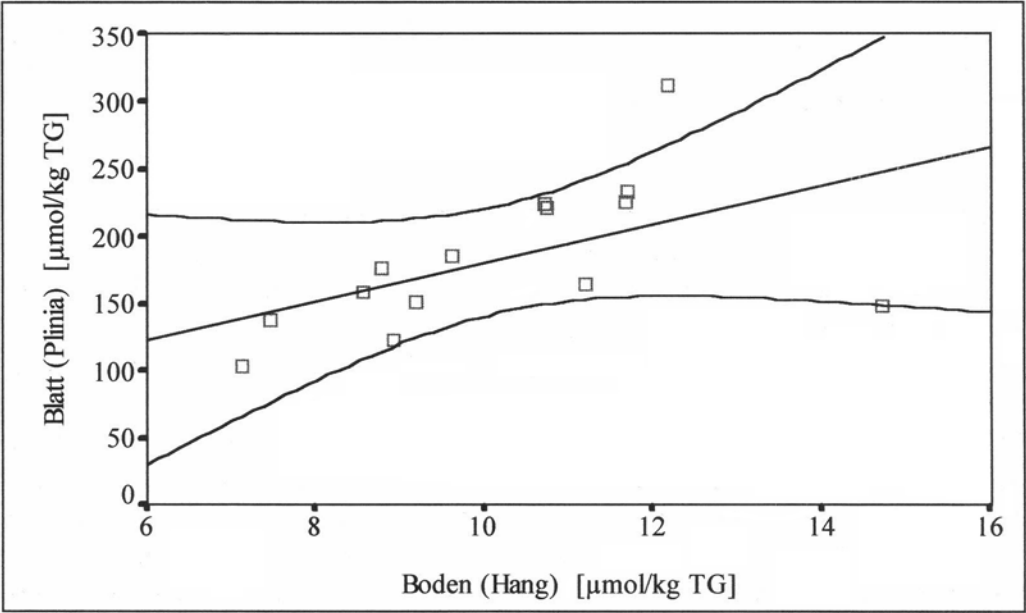


Abb. 4.14 e: Verteilung der Cu-Konzentration in Boden (Hangfläche) und Blättern bei *Plinia*. Stichprobenumfang n = 14. Dargestellt sind eine aus den Daten errechnete lineare Regressionsgerade und ein 99 %-Konfidenzintervall für Mittelwerte.

5 Diskussion

Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse sollen in der folgenden Diskussion aus ökologischer Sicht beurteilt werden. Hierbei muß berücksichtigt werden, daß in dieser Arbeit nur ein Teilausschnitt der komplexen ökologischen Zusammenhänge zwischen den beiden Baumarten und den Böden auf den zwei Untersuchungsflächen in der RBAB untersucht wurde.

5.1 Bodenuntersuchungen

Zur Beurteilung des Bodens bietet sich ein Vergleich der untersuchten Parameter Bodenreaktion und Verfügbarkeit von Spurenelementen mit entsprechenden Daten aus anderen tropischen Waldökosystemen an. Dieser Vergleich wird dadurch erschwert, daß sich ein Großteil der Literatur lediglich mit der Verfügbarkeit von Hauptnährstoffen (Kalium, Magnesium, Calcium, Stickstoff und Phosphat) in tropischen Böden beschäftigt, Spurenelementgehalte werden nur selten untersucht. Ein zusätzliches Problem ist die Verwendung unterschiedlicher Methoden für die Extraktion der Nährstoffe, häufig werden die **Gesamt**gehalte der Spurenelemente im Boden mit Hilfe von Säureextrakten ermittelt.

In Tabelle 5.1 sind pH-Werte und Spurenelementkonzentrationen von Böden unterschiedlicher tropischer Wälder aufgelistet. Aufgrund der begrenzten Vergleichsmöglichkeiten (s.o.) wurden auch Daten aus anderen tropischen Regionen (Panama und Brasilien) und anderen Höhenlagen berücksichtigt. Die untersuchten Böden lassen sich zudem unterschiedlichen Bodentypen zuordnen und für die Bestimmung der Spurenelementkonzentrationen wurden zum Teil von der Ammoniumacetat (NH_4Ac) -Methode abweichende Extraktionsmethoden eingesetzt. STARK (1971 a) und GOLLEY et al. (1975) verwendeten Säureextrakte, KREBS (1974) bestimmte die Fe- und Zn-Konzentrationen ebenfalls mit Hilfe von Säureextrakten, während die Mn-Konzentrationen aus Ammoniumacetat-Extrakten ermittelt wurden. Alle Elementkonzentrationen, die nicht durch die Extraktion des Bodens mit Ammoniumacetat ermittelt wurden, sind in der Tabelle mit hochgestellten Buchstaben gekennzeichnet. Aufgrund der unterschiedlichen Methoden zur Bestimmung der Spurenelementgehalte sind die in der Tabelle enthaltenen Daten nicht direkt vergleichbar. Selbst Daten, die mit gleichen Analysemethoden erhoben wurden, sind zum Teil nur bedingt vergleichbar, da die Bedingungen innerhalb des Analyseweges (Probeneinwaage, Konzentration des Extraktionsmittels, Schüttelintensität und Dauer der Extraktion) variieren können. Der Vergleich der Elementkonzentrationen des untersuchten Bodens in der RBAB mit Werten aus anderen Gebieten kann daher nur Tendenzen aufzeigen.

In Tabelle 5.2 sind Grenzwerte für die untersuchten Spurenelemente in landwirtschaftlich genutzten Böden Costa Ricas dargestellt. Der Vergleich des Bodens der RBAB mit Böden landwirtschaftlicher Systeme erlaubt jedoch nur eine grobe Einordnung des Bodens, da sich die verwendeten Extraktionsmethoden von denen dieser Untersuchung unterscheiden. Außerdem ist zu bedenken, daß die anthropogen beeinflussten landwirtschaftlichen Systeme nicht mehr dem nahezu geschlossenen Nährstoffkreislauf eines Primärwaldes unterliegen. Der Entzug der pflanzlichen

Gebiet	Höhe mNN	Bodentyp	Probentiefe [cm]	pH-Wert H ₂ O	pH-Wert KCl	Cu [μmol/kg TG]	Fe [μmol/kg TG]	Mn [μmol/kg TG]	Zn [μmol/kg TG]	
Panama, SW (SNEDAKER & GAMBLE 1969)	Chiman	0 - 500	k.A.	0 - 10	6,3	4,9	-	10,7	178,0	11,3
	Ailigandi	0 - 500	k.A.	0 - 15	5,1	5,1	6,3	5,7	13,1	11,0
			45 - 60	5,7	4,2	7,6	11,5	72,8	11,6	
	Manené	0 - 500	k.A.	0 - 15	6	5,6	6,3	2,9	8,0	11,6
Brasilien, TR Reserva Ducke (STARK 1971 a)	50	Spodosol (Podsol)	0 - 4	4,4	-	72,4 ^A	18890 ^A	314,9 ^A	30,6 ^A	
			20 - 22	4,0	-	66,1 ^A	23833 ^A	604,3 ^A	52,0 ^A	
			60 - 62	4,2	-	129,0 ^A	23403 ^A	764,5 ^A	50,5 ^A	
Panama, TR Provinz Darién (GAMBLE 1969)	250	k.A.	k.A.	-	-	15,7	35,8	273,0	30,6	
Panama, PR Provinz Darién (GOLLEY et al. 1975)	250 - 600	roter Latosol	0 - 30	-	-	78,7 ^B	1038,6 ^B	3203,6 ^B	29,1 ^B	
Costa Rica, 2 Standorte nahe San Carlos (KREBS 1974)	Quesada PR	brauner Latosol	0-10	5,5	-	-	35,8 ^C	273,0	91,8 ^C	
			10-20	5,5	-	-	35,8 ^C	127,4	91,8 ^C	
			20-30	5,3	-	-	35,8 ^C	109,2	76,5 ^C	
	Quesada PR	brauner Latosol	0-10	4,9	-	-	250,7 ^C	291,2	61,2 ^C	
			10-20	5,1	-	-	322,3 ^C	218,4	45,9 ^C	
			20-30	5,0	-	-	286,5 ^C	236,6	45,9 ^C	
Costa Rica, PR RBAB (WEBER 1994)	Nordhang	890-1230	Inceptisol	0 - 30	-	4,35	-	-	450,0	3,2 - 7,9
	Südhang	910-960	Inceptisol	0 - 30	-	4,25	-	-	450,0	3,2 - 6,9
	Sekundärbereich	890-930	Inceptisol	0 - 30	-	4,45	-	-	550,0	3,2 - 6,2

Gebiet		Höhe mNN	Bodentyp	Probentiefe [cm]	pH-Wert H ₂ O	pH-Wert KCl	Cu [μmol/kg TG]	Fe [μmol/kg TG]	Mn [μmol/kg TG]	Zn [μmol/kg TG]
Costa Rica, PR RBAB (eigene Ergebnisse)	Hangfläche	910-960	Inceptisol	0 - 5	5,10	4,46	12,1	32,0	427,8	10,2
				5 - 10	5,02	4,50	10,1	27,6	238,6	5,8
				10 - 15	4,96	4,59	8,3	19,4	146,7	4,8
				15 -20	5,02	4,60	6,8	16,6	112,9	3,8
	Kammfläche	1000-1040	Inceptisol	0 - 5	5,10	4,38	17,8	48,2	420,7	10,7
				5 - 10	5,00	4,40	16,9	36,7	187,5	5,4
				10 - 15	4,90	4,67	12,7	29,3	101,0	5,4
				15 - 20	5,02	4,76	10,6	21,7	82,5	3,7
Costa Rica, PR RBAB (BULJOVCIC 1994)		1000	Inceptisol	5	5,2	4,3	-	-	91,0 - 309,4	6,1
				10	5,2	4,4	-	-	163,8 - 218,4	4,6
Costa Rica, PR RBAB (BIRKELBACH 1995)	Kammfläche	1000-1040	Inceptisol	0 - 20	-	4,35	-	-	274,0	4,1

Tab. 5.1: pH-Werte und Konzentrationen der Elemente Cu, Fe, Mn und Zn in Böden aus unterschiedlichen Regenwäldern. Hochgestellte Buchstaben beziehen sich auf unterschiedliche Analysemethoden für die Bestimmung der Elemente: ^A = Säureextrakt mit konz. Perchlorsäure und Flußsäure, ^B = gemischter Säureextrakt mit Schwefelsäure, Salpetersäure und Perchlorsäure, ^C = Säureextrakt mit 0,05 N Salzsäure und 0,025 N Schwefelsäure. SW = Sekundärwald, TR = Tieflandregenwald, PR = Prämontaner Regenwald. k.A. = keine Angaben.

Biomasse durch die Ernte, sowie die Düngung und andere Pflegemaßnahmen (Bodenbearbeitung) etc. beeinflussen den Nährstoffgehalt landwirtschaftlich genutzter Böden nachhaltig.

5.1.1 pH-Wert

Die Betrachtung der in Tab. 5.1 dargestellten pH-Werte aus unterschiedlichen tropischen Böden zeigt zunächst, daß ein direkter Vergleich der Werte aufgrund unterschiedlicher Probertiefen erschwert ist. Die von BULJOVCIC (1994) für den Boden verschiedener Standorte der RBAB ermittelten $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte liegen um 0,8 bis 0,9 pH-Einheiten höher als die $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte. Die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte der Hang- und Kammfläche liegen um 0,23 bis 0,72 pH-Einheiten höher als die $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte. Bei SNEDAKER & GAMBLE (1969) liegen die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte von Böden verschiedener Sekundärwaldstandorte um 0 bis 1,5 pH-Einheiten über den $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werten. Diese unterschiedlich großen Differenzen verdeutlichen, daß zwischen $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ - und $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werten keine festgelegte Beziehung besteht, vielmehr reagiert jeder Boden aufgrund seiner spezifischen Zusammensetzung individuell auf die unterschiedlichen pH-Wert-Bestimmungen. Die in einer konstanten Salzkonzentration gemessenen pH-Werte bringen zeitliche und andere Schwankungen des pH-Wertes im Boden weniger zum Ausdruck als in Wasser gemessene pH-Werte (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Das Kalium aus der Salzlösung wird gegen adsorbierte H-Ionen ausgetauscht, Versauerungserscheinungen des Bodens werden so deutlicher angezeigt als bei der Messung in Wasser.

Der Vergleich der $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte von Hang- und Kammfläche mit den von BULJOVCIC (1994) für andere Standorte der RBAB ermittelten Werten ergibt starke Ähnlichkeiten mit maximalen Abweichungen von 0,2 pH-Einheiten. Auch die von KREBS (1974) für die Böden nahe San Carlos (ca. 15 km Luftlinie von der RBAB entfernt) bestimmten $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte weisen in etwa dieselbe Größenordnung auf. Dagegen sind die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte der RBAB mit $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ 4,90 bis 5,10 im Vergleich zu den von STARK (1971 a) für die Spodosole eines Tieflandregenwaldes in Brasilien ermittelten Werte etwas weniger sauer (Tab. 5.1). Die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte von Sekundärwaldstandorten in Panama (SNEDAKER & GAMBLE 1969) liegen mit bis zu 1,2 pH-Einheiten etwas höher als die Werte der RBAB.

Auch im Vergleich der in KCl gemessenen pH-Werte ist der Boden in der RBAB mit $\text{pH}(\text{KCl})$ 4,30 bis 4,76 etwas saurer als die Böden der Sekundärwälder in Panama. Innerhalb der RBAB ergeben die von WEBER (1994), BULJOVCIC (1994) und BIRKELBACH (1995) ermittelten $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte nur geringfügige Unterschiede zu den in dieser Arbeit bestimmten Werten.

Insgesamt kann also davon ausgegangen werden, daß sowohl die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ - als auch die $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte in den bisher untersuchten Gebieten der RBAB keine großen Abweichungen zeigen. Die Beurteilung des $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Wertes anhand landwirtschaftlicher Gesichtspunkte entsprechend der „Richtlinien für die Interpretation von Bodenanalysen“ nach BERTSCH (1987) ergibt ein niedriges pH-Niveau für den Boden der RBAB (Tab. 5.2).

Der mäßig saure pH-Wert des Bodens im Untersuchungsgebiet ist das Ergebnis des Einflusses mehrerer verschiedener Faktoren. Während der Bodenentwicklung stellt sich zunächst ein von der Art des Ausgangsgesteines abhängiger pH-Wert ein. Dabei ist in erster Linie der Gehalt des Ausgangsgesteines an basisch wirkenden Kationen (Ca, Mg, K, Na) von Bedeutung. Dieser bestimmt in Abhängigkeit von der Geschwindigkeit der Gesteinsverwitterung die natürliche Basensättigung des Bodens (KUNTZE et al. 1994). Der Boden der RBAB hat sich aus vor allem aus Andesiten und Basalten entwickelt. Diese Gesteine besitzen einen relativ hohen natürlichen Basenvorrat und sind damit den intermediären bis basischen Magmatiten zuzuordnen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992, KUNTZE et al. 1994). Der Boden der RBAB muß daher im Laufe seiner Entwicklung Protonen angereichert haben, die aus unterschiedlichen H-Ionen-Quellen stammen. In natürlichen Ökosystemen entstammen die Protonen im Boden vor allem der Aktivität von Bodenorganismen und Pflanzenwurzeln, der Mineralisation biogenen Materials sowie dem Eintrag mit dem Niederschlag (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992).

Einen großen Einfluß auf die Ansäuerung des Bodens haben die Vegetation und die Bodenorganismen. So werden dem Boden vor allem durch die Dissoziation der Kohlensäure, die aus Wasser und CO_2 als Produkt der Atmung von Pflanzenwurzeln und Mikroorganismen entsteht, Protonen zugeführt (LARCHER 1994). Weiterhin können bei der mikrobiellen Oxidation der Biomasse einfache organische Säuren wie Oxalsäure und Citronensäure entstehen. Dabei hängt der Einfluß dieser Säuren auf den pH-Wert des Bodens von ihrer Säurestärke ab: ist der pH-Wert höher als der pK_s der Säure, so wird der pH-Wert sinken; ist er tiefer, so wird er steigen. Die Wirkung dieser Säuren auf die Bodenversauerung ist jedoch sehr gering, da sie sehr schnell mikrobiell abgebaut werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Die mikrobielle Oxidation von Stickstoff und Schwefel (Nitrifikation und Sulfurikation) aus N- und S-haltigen organischen Verbindungen führt dagegen zur Entstehung von starken Säuren (HNO_3 und H_2SO_4), die bodenversauernd wirken (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Als weitere Protonenquelle kommt die Abgabe von H^+ durch Pflanzenwurzeln im Austausch gegen äquivalente Mengen an Metallkationen in Betracht. Zusätzlich kann insbesondere im humiden Klima die Auswaschung gelöster Ionen (Basenverarmung) zu einer Ansäuerung des Bodens führen (LARCHER 1994). So wird die dem Boden im Laufe seiner Entwicklung zugeführte Menge an Protonen größer als diejenige, die durch Pufferung abgefangen werden kann (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992).

Der Eintrag saurer Niederschläge wird im Untersuchungsgebiet sicher eine untergeordnete Rolle für die Bodenversauerung spielen, da weder Costa Rica noch die Nachbarländer Nicaragua und Panama hochentwickelte Industriestandorte sind. Eine zunehmende Industrialisierung dieser Länder in Zukunft könnte zunehmend Einfluß auf die Versauerung und Basenverarmung der Böden der RBAB gewinnen.

	pH (H ₂ O)	KAK _{eff} [cmol _c /kg TG]	Cu [μmol/kg TG]	Fe [μmol/kg TG]	Mn [μmol/kg TG]	Zn [μmol/kg TG]
niedrig	< 5,5	< 6,3	< 39,3	< 223,8	< 113,8	< 38,2
mittel	5,6 - 6,5	6,3 - 31,3	59,0 - 393,4	246,2 - 2238,3	136,5 - 1137,7	40,1 - 191,6
hoch	> 6,5	> 31,3	> 393,4	> 2238,3	> 1137,7	> 191,6

Tab. 5.2: Richtlinien für die Interpretation von Bodenanalysen (aus BERTSCH 1987, modifiziert mit der von BULJOVICIC (1994) bestimmten Bodendichte von 0,8 g / ml). Die Richtlinien stellen das Ergebnis einer umfangreichen Studie in ganz Costa Rica dar, für die zahlreiche Proben landwirtschaftlich genutzter Böden analysiert wurden. Die Spurenelemente wurden mit der Methode nach OLSEN (1:10, modifiziert nach DIAZ-ROMEY & HUNTER 1978) extrahiert.

5.1.2 Elementkonzentration und pH-Wert

Aufgrund unterschiedlicher Probertiefen und unterschiedlicher Extraktionsmethoden ist der Vergleich der in Tab. 5.1 aufgelisteten Elementkonzentrationen tropischer Böden erschwert. Der Vergleich der im Boden der Untersuchungsflächen bestimmten Elementkonzentrationen mit den Werten anderer Standorte der RBAB ergibt für Mangan und auch Zink etwa dieselbe Größenordnung. Für die Cu- und Fe-Konzentrationen liegen aus der RBAB keine Vergleichsdaten vor.

Ein direkter Vergleich der Cu-Konzentrationen von Hang- und Kammfläche ist lediglich mit den von SNEDAKER & GAMBLE (1969) für die Böden von Sekundärwaldstandorten in Panama sowie den von GAMBLE (1969) für die Böden eines Tieflandregenwaldes in Darién aufgenommenen Daten möglich. Die Cu-Konzentrationen im Boden der RBAB sind mit 6,8 bis 17,8 μmol/kg etwas höher als die des Sekundärwaldes und etwas niedriger als die des Primärwaldes in Panama. Die von GOLLEY et al. (1975) ebenfalls für die Provinz Darién bestimmten Cu-Gehalte im Boden eines prämontanen Regenwaldes sind jedoch deutlich höher als die der RBAB. Gleiches gilt für die von STARK (1971 a) im Boden eines Tieflandregenwaldes in Brasilien aufgenommenen Daten. Diese großen Differenzen lassen sich auf die Verwendung unterschiedlicher Extraktionsmethoden zurückführen: in den von GOLLEY und STARK untersuchten Säureextrakten wird erheblich mehr Kupfer aus dem Boden herausgelöst als in NH₄Ac-Extrakten.

Die im Boden der Untersuchungsflächen ermittelten Fe-Konzentrationen liegen mit 16,6 bis 48,2 μmol/kg deutlich über den von SNEDAKER & GAMBLE (1969) bestimmten Werten für Sekundärwaldstandorte in Panama. Die Fe-Gehalte des Tieflandregenwaldes in Panama (GAMBLE 1969) dagegen sind denen der RBAB sehr ähnlich. Der Vergleich zu den von KREBS (1974) für 2 Standorte nahe San Carlos aufgenommenen Daten zeigt für einen der beiden Standorte ähnlich hohe Fe-Konzentrationen wie in der RBAB, während der zweite Standort wesentlich höhere Werte aufweist. Hier muß jedoch berücksichtigt werden, daß KREBS ein Säuregemisch zur Extraktion verwendet hat, das deutlich mehr Eisen aus dem Boden freisetzt als NH₄Ac. Gleiches gilt für die von STARK (1971 a) und GOLLEY et al. (1975) ermittelten Fe-Konzentrationen. Im Vergleich zu den höchsten in der RBAB bestimmten Werten liegen die Fe-Konzentrationen des von GOLLEY untersuchten Latosols in Panama ca. um den Faktor 20 höher. Die von STARK bestimmten Fe-Gehalte des Spodosols in Brasilien übersteigen die Werte aus der RBAB sogar um den Faktor 400.

Bei Berücksichtigung der unterschiedlichen untersuchten Probertiefen ergeben sich für die innerhalb der RBAB ermittelten **Mn**-Konzentrationen starke Ähnlichkeiten. Lediglich die von WEBER (1994) bestimmten Werte liegen etwas über den von BULJOVICIC (1994) und BIRKELBACH (1995) und den für diese Arbeit ermittelten Konzentrationen von 82,5 bis 427,8 mmol/kg. Auch die von KREBS (1974) für Latosole in San Carlos und die von GAMBLE (1969) für den Boden in Darién nachgewiesenen Werte fallen in dieselbe Größenordnung. Die Sekundärwaldstandorte in Panama weisen dagegen wesentlich niedrigere Mn-Konzentrationen auf (SNEDAKER & GAMBLE 1969). Interessant ist der Vergleich zwischen den Mn-Gehalten der oberen Probertiefe (0-4 cm bzw. 0-5 cm) der RBAB und dem Spodosol in Brasilien (STARK 1971 a). Die Mn-Konzentrationen des Spodosols fallen trotz Verwendung von Säureextrakten geringer aus als die durch NH_4Ac -Extraktion bestimmten Werte im Boden der RBAB. Dabei ist zu bedenken, daß der Säureextrakt auch die silikatisch strukturell gebundenen Elementfraktionen eluiert. Dies bedeutet, daß die Gesamtvorräte der von STARK untersuchten Böden entweder eine sehr viel niedrige Zufuhr von Mn aus dem Ausgangsgestein erhalten oder daß Mn bereits weitgehend ausgewaschen ist. Die ebenfalls mit Hilfe von Säureextrakten ermittelten Mn-Gehalte des Latosols in Panama (GOLLEY et al. 1975) liegen dagegen deutlich über den Werten aus allen anderen Untersuchungen.

Alle innerhalb der RBAB durchgeführten Untersuchungen ergeben für **Zn** relativ niedrige Konzentrationen (3,7 bis 10,7 $\mu\text{mol/kg}$). Dieser Größenordnung entsprechen auch die von SNEDAKER & GAMBLE (1969) nachgewiesenen Werte für die Sekundärwaldstandorte in Panama. Die Zn-Gehalte des Bodens in Darién (GAMBLE 1969) liegen dagegen etwa um den Faktor 3 höher. Auch die von STARK (1971 a), GOLLEY et al. (1975) und KREBS (1974) ermittelten Zn-Gehalte liegen deutlich über den für die RBAB nachgewiesenen Werten, hier muß jedoch abermals die Verwendung unterschiedlicher Extraktionsmittel berücksichtigt werden.

Die Einordnung der für die Untersuchungsflächen bestimmten Elementkonzentrationen entsprechend den in Tab. 5.2 aufgeführten Grenzwerten landwirtschaftlich genutzter Böden ergibt für die Elemente Cu, Fe und Zn sehr niedrige Konzentrationsbereiche. Lediglich die Mn-Gehalte fallen in den mittleren Konzentrationsbereich. Die Böden der RBAB sind demnach entsprechend landwirtschaftlicher Kategorien als wenig fruchtbar zu bewerten. Einschränkend muß auch hier darauf hingewiesen werden, daß sich die von BERTSCH (1987) verwendete Extraktionsmethode von der in dieser Arbeit unterscheidet.

Bei der Beurteilung der in dieser Untersuchung ermittelten Elementkonzentrationen im Boden der RBAB muß abermals auf den **pH-Wert** des Bodens eingegangen werden. **Cu** liegt im Boden vor allem an die organische Substanz und an Mangan- und Eisenoxide gebunden sowie in silicatischer Bindung vor, es ist nur in geringen Anteilen in austauschbarer und gelöster Form vorhanden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Bei pH-Werten unter 6 bildet die organisch gebundene Fraktion den größten Anteil (bis zu 75 %), die (Chelat-) Bindung ist sehr fest, so daß das Cu schwer desorbierbar ist. Daher ist der Anteil des austauschbaren Cu bei pH-Werten über 5 in der Regel gering (< 1%), bei pH-Werten unter 5 kann der Anteil dieser Fraktion jedoch auf bis zu 20 % ansteigen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Für den Boden der RBAB läßt sich aufgrund des mäßig sauren pH-Wertes also ein relativ hoher Anteil an austauschbarem Cu erwarten. Die pH-Abhängigkeit der

Fraktion des austauschbaren Cu kann eine mögliche Erklärung für die höheren Gehalte verfügbaren Kupfers im Boden der RBAB im Vergleich zum weniger sauren Boden der Sekundärwaldstandorte in Panama sein (vgl. Tab. 5.1).

Auch bezüglich der Fe-Konzentrationen können die Unterschiede zwischen dem Boden der RBAB und dem Boden der Sekundärwaldgebiete in Panama durch die unterschiedlichen pH-Werte der beiden Standorte erklärt werden. Unter aeroben Bedingungen liegt Eisen im Boden vor allem in Form von Fe(III)-Oxiden sowie in silicatischer Bindung und zum Teil in organomineralischen Verbindungen vor. Aufgrund der schlechten Löslichkeit aller Fe(III)-Oxide ist die Fe-Konzentration in der Bodenlösung äußerst gering und fast ausschließlich auf lösliche organische Fe-Komplexe beschränkt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Die Löslichkeit der Oxide nimmt mit fallendem pH-Wert beachtlich zu, und zwar um den Faktor 1000 bis 10000 pro pH-Einheit (MENGEL 1991). Dieser Zusammenhang zeigt sich in den in Tab. 5.1 aufgelisteten Daten deutlich. Sowohl für die durch Extraktion mit NH_4Ac (SNEDAKER & GAMBLE 1969 und eigene Ergebnisse) als für die durch Säureextraktion (KREBS 1974 und STARK 1971 a) ermittelten Werte gilt: je saurer der untersuchte Boden ist, desto höher sind die dort ermittelten Fe-Konzentrationen. Der Boden-pH-Wert der RBAB liegt im Vergleich zu den Werten anderer tropischer Gebiete in einer durchschnittlichen Größenordnung, demnach lassen sich auch durchschnittliche Gehalte an verfügbarem Fe erwarten. Bezüglich der pflanzlichen Ernährung ist der Einfluß des pH-Wertes auf die Verfügbarkeit von Fe allerdings geringer als auf die Verfügbarkeit von Cu. Denn auch in relativ sauren Böden reicht die Konzentration an verfügbarem Fe nicht aus, um die Pflanzenwurzel ausreichend mit Fe zu versorgen. Über die Ausscheidung von Siderophoren können Mikroorganismen und auch Pflanzen (Gramineen) Fe jedoch mobilisieren. Siderophore (z.B. Avenicsäure) lösen Fe^{III} aus schwerlöslichen Verbindungen und bringen es als Fe-Siderophor in Lösung, welches von den Pflanzenwurzeln direkt oder nach Reduktion des Fe aufgenommen werden kann (MENGEL 1991, MARSCHNER 1995). Dicotyle Pflanzen können die Fe-Verfügbarkeit durch die Ausscheidung von Protonen, reduzierenden oder chelatisierenden (Phytochelatoren) Verbindungen erhöhen (MARSCHNER 1995).

Die vergleichsweise gute Verfügbarkeit von Mn im Boden der RBAB ist ebenfalls durch die Abhängigkeit des aktiven Mn (= Summe von austauschbarem und leicht reduzierbarem Mn) vom pH-Wert zu erklären. Neben organischen Mn-Komplexen stellen Mn-Oxide die wichtigste Reserve für die Ernährung der Pflanzen dar. Sie stehen mit den Mn^{2+} -Ionen der Bodenlösung in einem pH-abhängigen Gleichgewicht. Bei fallendem pH-Wert nimmt der Anteil der durch Reduktion der Oxide gebildeten Mn-Ionen zu, und zwar um den Faktor 100 pro pH-Einheit (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992).

Zn liegt im Boden vor allem in silicatischer Bindung, an Fe-, Mn-, und Al-Oxide adsorbiert sowie organisch gebunden vor. Die Affinität des Zn zu den verschiedenen Bodenkomponenten ist pH-abhängig: bei pH-Werten unter 5 nimmt die Zn-Affinität gegenüber Huminstoffen sowie Mn- und Fe-Oxiden stark ab. Dementsprechend ist die Zn-Verfügbarkeit in mäßig sauren und sauren Böden hoch (MENGEL 1991). Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1992) ist die Zn-Versorgung von Pflanzen auf Böden mit pH-Werten unter 6 in der Regel sichergestellt. Trotz des relativ niedrigen pH-Wertes im Boden der RBAB sind die ermittelten Zn-Konzentrationen vergleichs-

weise gering. Als mögliche Ursache hierfür könnte eine Zn-Armut des Ausgangsgesteines der Böden in Frage kommen (BERTSCH 1987). Untersuchungen des Centro de Investigaciones Agronómicas haben Zn-Mangel auch für zahlreiche Böden anderer Gebiete Costa Ricas ergeben (BERTSCH 1987).

Bei einem weiteren Absinken des pH-Wertes im Untersuchungsgebiet könnte sich die Verfügbarkeit aller untersuchten Elemente im Boden erhöhen. Aufgrund unterschiedlicher Pufferreaktionen ist der Boden jedoch zunächst vor einer weiteren Versauerung geschützt. Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1992) werden H-Ionen im pH-Bereich des untersuchten Bodens durch Pufferung an variablen Ladungen sowie durch Pufferung durch Silicate und Oxide, Hydroxide und Hydroxysalze in eine undissoziierte Form überführt. Die Pufferung an variablen Ladungen besteht vor allem in der Protonierung kationenbesetzter Austauschpositionen von Huminstoffen (COOH-Gruppen), Tonmineralen und Oxiden (Austauschpufferbereich nach ULRICH 1981). Die Pufferung durch Silicate besteht in der Protonierung der Si-O-Me-Gruppen (Me = Metallkation), dabei werden die Metallkationen freigesetzt. Bei hoher H-Ionenkonzentration (pH-Wert < 5) werden neben den Si-O-Me-Bindungen auch die Si-O-Al-O-Si-Bindungen gesprengt und es kommt zur Freisetzung von phytotoxisch wirkenden Al^{3+} -Ionen (Aluminiumpufferbereich nach ULRICH 1981). Bei der Pufferung durch Oxide und Hydroxide werden die OH-Gruppen der Verbindungen protoniert. Reagieren Al-Hydroxide oder Hydroxy-Al-Polymere mit Protonen, so kommt es wiederum zur Freisetzung von Al-Ionen.

Die Betrachtung der Puffersysteme zeigt mögliche zukünftige Probleme für die Böden der RBAB auf. So würde eine kontinuierliche Protonenzufuhr, z.B. durch zunehmenden Säureeintrag aus der Atmosphäre aufgrund zunehmender Industrialisierung Costa Ricas, zwar die Verfügbarkeit der Spurenelemente verbessern, gleichzeitig aber die Gefahr einer Al-Toxizität deutlich erhöhen. Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1992) ist der pH-Wert vieler Waldböden Nord- und Mitteleuropas aufgrund des Einflusses saurer Niederschläge in den letzten 60 Jahren um bis zu einer pH-Einheit gesunken. Bei einer analogen Entwicklung könnte sich für den Boden der RBAB ein pH-Wert ergeben, der den Resistenzgrenzen höherer Pflanzen (pH 3,5 nach LARCHER 1994) entspricht.

5.1.3 Vergleich der Horizonte

Bei Betrachtung der **Elementkonzentrationen** der vier Bodenhorizonte fällt auf, daß alle untersuchten Elemente eine Konzentrationsabnahme mit zunehmender Bodentiefe aufweisen. Der Vergleich der obersten (0-5 cm) mit der untersten (15-20 cm) Bodenschicht ergibt für Cu und Fe eine Konzentrationsabnahme von etwa 50 % (vgl. Tab. 5.1 sowie Abschnitt 4.6). Die Mn-Konzentration verringert sich um ca. 75 % und die Zn-Konzentration um ca. 65 %. Eine Abnahme der Mn- und Zn-Konzentrationen mit zunehmender Tiefe des Bodens wurde auch von BULJOVICIC (1994) für verschiedene Standorte der RBAB sowie von KREBS (1974) für Latosole nahe San Carlos ermittelt (Tab 5.1).

Eine mögliche Erklärung für die Konzentrationsabnahme mit der Tiefe ergibt sich aus dem Zusammenhang von Elementkonzentration und Humusgehalt im Boden. Die im Vergleich zu den unteren Horizonten relativ dunkle Farbe des oberen Horizontes läßt

hier einen höheren Anteil organischer Substanz erwarten. Die vom CIA anhand der Proben aus den Bodenprofilen ermittelten Humusgehalte (C_{org}) liegen im 0-5 cm-Horizont bei etwa 10 %, während der 15-20 cm-Horizont nur ca. 5 % C_{org} aufweist (vgl. Abschnitt 4.10). Aufgrund dieser Werte sind die untersuchten Bodenschichten entsprechend der Klassifikation der „Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde der Geologischen Landesämter“ (in SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992) als stark humos bis sehr stark humos zu bewerten. Je höher der Humusgehalt eines Bodenhorizontes ist, desto höher ist auch der Gehalt an aus dem Abbau freigesetzten Nährstoffen. Der hohe Humusgehalt des oberen Horizontes gewährleistet außerdem eine im Vergleich zum unteren Horizont höhere Sorption von (z.B. mit dem Niederschlag) eingetragenen Ionen. Zusätzlich wird nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1992) insbesondere die Löslichkeit von Cu, Fe, Mn und Zn durch die Bindung an komplexierend wirkende organische Stoffe beträchtlich erhöht. Als Komplexbildner wirken Fulvo- und Huminsäuren sowie niedermolekulare organische Stoffe (z.B. aliphatische Carbonsäuren, Hydroxycarbonsäuren und Ketosäuren), die beim Abbau organischer Substanz freigesetzt werden. Die Konzentration dieser Komplexbildner in der Bodenlösung wird in starkem Maße vom Gehalt an zersetzbarer organischer Substanz bestimmt. Der Humusgehalt des Bodens hat also beträchtlichen Einfluß auf die Mobilisierung der untersuchten Spurenelemente, diese werden durch Chelatisierung in pflanzenverfügbare Formen überführt.

Eine weitere mögliche Erklärung für die Abnahme der Elementgehalte mit der Bodentiefe ist die in Abschnitt 5.1.2 beschriebene Abhängigkeit der austauschbaren Elementkonzentrationen vom pH-Wert. Der $pH(KCl)$ -Wert der untersuchten Horizonte steigt mit zunehmender Bodentiefe an. Die pH-Differenz zwischen oberem und unterem Horizont ist mit 0,2 pH-Einheiten zwar gering (vgl. Abschnitt 4.2), trotzdem ist eine mit der Bodentiefe abnehmende Löslichkeit der untersuchten Elemente aufgrund der abnehmenden Protonenkonzentration zu erwarten.

Weiterhin können auch die im Vergleich zum unteren Horizont feuchteren Bedingungen im oberen Horizont für den höheren Elementgehalt verantwortlich sein. Der aus der Differenz von Frisch- und Trockengewicht des Bodens berechnete Wassergehalt beträgt im Mittel 56,6 % im oberen Horizont, 54,1 % im 5-10 cm-Horizont, 53,5 % im 10-15 cm-Horizont und 52,9 % im unteren Horizont. Die Löslichkeit insbesondere von Fe und Mn ist in starkem Maße vom Redoxpotential des Bodens abhängig (MENGEL 1991). Die feuchteren und damit in der Regel reduktiveren Bedingungen im oberen Horizont können daher eine verstärkte Reduktion von Fe^{III} -Oxiden/Hydroxiden zu den wesentlich besser löslichen Fe^{II} -Oxiden/Hydroxiden sowie die Reduktion höherwertiger Mn-Verbindungen zu Mn^{2+} bewirken. Inwieweit dieser Zusammenhang für die Verteilung der Elementkonzentrationen im Boden der RBAB von Bedeutung ist, kann anhand der vorliegenden Ergebnisse nicht mit Sicherheit geklärt werden. Die Messung des Redoxpotentials in Abhängigkeit von Bodentiefe und Durchfeuchtungsgrad des Bodens könnte hier mehr Klarheit verschaffen.

Die für die vier Bodenhorizonte ermittelten $pH(KCl)$ -Werte weisen einen leichten Anstieg mit zunehmender Bodentiefe auf (vgl. Abschnitt 4.2). Der niedrigere pH-Wert der oberen beiden Horizonte kann auf die verstärkte Freisetzung von Protonen beim mikrobiellen Abbau der organischen Substanz sowie auf die Bildung von Huminstoffen in der oberen Bodenschicht zurückgeführt werden (SCHEFFER &

SCHACHTSCHABEL 1992). Im Gegensatz zum $\text{pH}(\text{KCl})$ -Wert nimmt der $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Wert mit zunehmender Bodentiefe ab. Die Differenz zwischen oberem und unterem Horizont ist mit 0,14 pH-Einheiten jedoch sehr gering (vgl. Abschnitt 4.2), einebiologische Relevanz ist daher mehr als fraglich. Möglicherweise kann der im Vergleich zu den unteren drei Horizonten etwas höhere $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Wert des oberen Horizontes jedoch auf einen höheren Gehalt an organischen Anionen und HCO_3^- -Anionen zurückzuführen sein, die Protonen neutralisieren (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Diese Verbindungen werden beim Abbau organischer Anionen aus der Streu freigesetzt und sind daher vor allem im obersten Horizont zu erwarten.

5.1.4 Vergleich der Baumart-Standorte

Der Vergleich der Elementkonzentrationen der *Elaeagia*- und *Plinia*-Standorte ergibt, mit Ausnahme von Zn im obersten Horizont, keine signifikanten Unterschiede (vgl. Abschnitt 4.7). Für die Elemente Cu, Mn und Zn zeigen sich jedoch zumindest tendenziell höhere Konzentrationen im Boden der *Plinia*-Standorte. Diese Tendenz erscheint besonders im Zusammenhang mit der im Vergleich der *Elaeagia*- und *Plinia*-Standorte ermittelten signifikanten Unterschiede bezüglich des $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Wertes interessant (vgl. Abschnitt 4.3). Die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte der *Plinia*-Standorte liegen in allen vier Horizonten im Mittel um 0,25 pH-Einheiten unter denen der *Elaeagia*-Standorte.

Diese Differenzen können sich möglicherweise durch den Einfluß der Streu auf den Oberboden ergeben. TURNER et al. (1993) stellten in einem Nadelwald des Siuslaw National Forest (Oregon) signifikante Unterschiede des Boden-pH-Wertes für die Standorte von *Tsuga heterophylla* und *Pseudotsuga menziesii* sowie *Thuja plicata* fest. Die in einer Tiefe von 0-10 cm ermittelten $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werte fielen für die *Tsuga*-Standorte am geringsten aus, mit 0,2 pH-Einheiten Unterschied zu den *Pseudotsuga*- und *Thuja*-Standorten. Für die $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werte der Streu ergaben sich ebenfalls signifikante Unterschiede, auch hier wies *Tsuga* im Vergleich zu den beiden anderen Arten die geringsten Werte auf. Mögliche Erklärungen für diese artabhängigen Differenzen sind nach TURNER et al. eine unterschiedlich starke Freisetzung von organischen Säuren während der Zersetzung der Streu sowie unterschiedliche Nitrifikationsraten. Die innerhalb dieser Prozesse entstehenden Protonen können zu einer unterschiedlich starken Ansäuerung von Streu und Boden in Abhängigkeit von der chemischen, artspezifischen Zusammensetzung der Streu führen. Weiterhin können nach TURNER et al. artspezifische Unterschiede in der Stoff- (und Streu-)produktion und eine damit verbundene unterschiedlich hohe Freisetzung von Protonen durch die Abbauvorgänge für die pH-Differenzen verantwortlich sein. Inwieweit diese Prozesse Einfluß auf die Protonenkonzentrationen im Boden der *Elaeagia*- und *Plinia*-Standorte haben, kann im Rahmen dieser Untersuchung nur schwer abgeschätzt werden. Die Ansäuerung der Baumart-Standorte durch die während der Zersetzung der Streu freigesetzten einfachen organischen Säuren ist vermutlich von geringer Bedeutung, da diese insbesondere im warmen, feuchten Klima der Tropen schnell mikrobiell abgebaut werden (JORDAN 1985). Der Einfluß von Nitrifikation und Stoffproduktion könnte durch Messung der Nitratgehalte im Standortvergleich bzw. durch die quantitative Bestimmung der pro Zeiteinheit anfallenden Streu genauer klassifiziert werden.

Eine weitere mögliche Erklärung für die Unterschiede des pH-Wertes der Baumart-Standorte kann eine unterschiedliche Aufnahme von NH_4^+ für *Elaeagia* und *Plinia* sein. NH_4^+ und NO_3^- machen ca. 80 % der von Pflanzen aufgenommenen Kationen und Anionen aus (MARSCHNER 1995). Dieser hohe Anteil erklärt den großen Einfluß der Form der N-Ernährung auf den pH-Wert der Rhizosphäre. Da NH_4^+ im Austausch gegen H^+ aufgenommen wird, führt die damit verbundene erhöhte Abgabe von Protonen zum Absinken des pH-Wertes in der Rhizosphäre. Neben den bereits oben diskutierten Protonenquellen könnte bei *Plinia* eine erhöhte NH_4^+ -Aufnahme ein Grund für die niedrigeren pH-Werte im Boden ihrer Standorte sein, die vielleicht ein typisches physiologisches Merkmal darstellt. MARSCHNER (1995) beschreibt für verschiedene Pflanzen eine unterschiedlich ausgeprägte Bevorzugung der NH_4^+ -gegenüber der NO_3^- -Ernährung, die offensichtlich taxonabhängig ist.

MARSCHNER (1995) stellte für Individuen von *Cicer arietinum* und *Zea mays*, die in demselben Boden unter Nitraternährung kultiviert wurden, deutliche artspezifische Unterschiede des pH-Wertes der Rhizosphäre fest. BEKELE et al. (1983) erklären diese Differenzen durch genotypische Unterschiede der Arten, die das Verhältnis von Kationen- zu Anionenaufnahmerate bestimmen. Wichtige Voraussetzung für diese Hypothese ist, daß die Form der Stickstoffernährung für alle betrachteten Pflanzenarten dieselbe ist, da diese den größten Einfluß auf die pH-Bedingungen der Rhizosphäre hat (LARCHER 1994). Bei vorwiegender Nitraternährung steigt der pH-Wert, da NO_3^- im Austausch gegen HCO_3^- und OH^- -Ionen aufgenommen wird. Bei überwiegender Ammoniumernährung sinkt der pH-Wert infolge des Austausches von NH_4^+ gegen H^+ . Aufgrund dieser Zusammenhänge erscheint ein unterschiedliches Verhältnis von Kationen- zu Anionenaufnahmerate für die untersuchten Baumarten möglich. Eine im Vergleich zu *Elaeagia* aufgrund genotypischer Differenzen erhöhte Kationenaufnahmerate für *Plinia* würde in verstärkter Protonenabgabe und damit in erhöhter Mobilisierung von Mikronährstoffen resultieren.

Die pH-Unterschiede zwischen den Standorten von *Elaeagia* und *Plinia* können sich als Konsequenz einer oder mehrerer der beschriebenen Beeinflussungen des Boden-pH-Wertes durch die Baumart ergeben. In diesem Zusammenhang muß erwähnt werden, daß der Einfluß der Baumart auf die Bedingungen im Boden umso größer ist, je länger er andauert. Insbesondere der Einfluß der von der Wurzel ausgeschiedenen Protonen ist in hohem Maße zeitabhängig, da diese zunächst nur den pH-Wert der Rhizosphäre verändern. Über das Alter der untersuchten Individuen von *Elaeagia* und *Plinia* lassen sich keine genauen Angaben machen. Da Jungpflanzen von der Untersuchung ausgeschlossen wurden, kann man jedoch von einem langjährigen Einfluß der Bäume auf die Bedingungen in dem von ihnen durchwurzelter Boden ausgehen. Für die Verfügbarkeit der untersuchten Elemente sind die festgestellten Unterschiede im pH-Wert der Baumart-Standorte möglicherweise von Bedeutung, obwohl lediglich für Zn im obersten Horizont signifikante Unterschiede auftreten (vgl. Abschnitt 5.2.1).

5.1.5 Vergleich der Untersuchungsflächen

Der Vergleich von Hang- und Kammfläche ergibt keine signifikanten Unterschiede bezüglich des pH-Wertes und der Mn- und Zn-Konzentrationen. Dagegen liegen die für die Kammfläche ermittelten Cu- und Fe-Konzentrationen deutlich über denen der Hangfläche (vgl. Abschnitt 4.8 und Tab. 5.1). Die Verfügbarkeit von Cu und Fe hängt in hohem Maße vom Humusgehalt des Bodens ab (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992, vgl. Abschnitt 5.1.2). Bei pH-Werten unter 6 liegen bis zu 75 % des Gesamt-Cu organisch gebunden vor, die Verfügbarkeit von Fe ergibt sich vor allem aus der Konzentration löslicher organischer Fe-Komplexe in der Bodenlösung. Für eine grobe Einordnung der Humusgehalte der Untersuchungsflächen sind die vom CIA für die Bodenprofile ermittelten Werte geeignet (vgl. Abschnitt 4.10). Der Vergleich der Untersuchungsflächen ergibt zwar, möglicherweise aufgrund des geringen Stichprobenumfanges, keine signifikanten Unterschiede bezüglich der Humusgehalte. Für die meisten der untersuchten Horizonte zeigt sich jedoch, daß die Werte der Kammfläche (um bis zu 2,9 %) über denen der Hangfläche liegen. Dies gilt insbesondere für die Bodentiefe bis 20 cm, die der Probtiefe der Baumstandorte entspricht. Denkbar ist, daß die niedrigeren Humusgehalte des Hanges mit der starken Inklination der Fläche zusammenhängen. Unter dem Einfluß der zum Teil sehr heftigen Niederschläge im Untersuchungsgebiet kann Bodenmaterial selbst unter einer geschlossenen Vegetationsdecke durch Wassererosion verlagert werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Der Grad der Erosion hängt sowohl von der Hangneigung, als auch von der Hanglänge ab (KUNTZE et al. 1994). Im Vergleich zum Kamm läßt sich für die Hangfläche aufgrund ihrer stärkeren Neigung eine erhöhte Verlagerung von Oberbodenmaterial und darin gelösten Stoffen erwarten. Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1992) erfolgt die Verlagerung von gelösten Stoffen wie Ca oder Fe oft oberflächenparallel, so daß diese von Oberhangböden in Unterhangböden verlagert werden. Möglich ist auch, daß die gelösten Verbindungen das Profil nach unten verlassen und erst im tieferen Untergrund talwärts ziehen.

Die im Vergleich zum Kamm geringeren Cu- und Fe-Gehalte des Hanges können sich demnach als Folge eines erhöhten Erosionsgrades und der damit verbundenen stärkeren Verlagerung von nährstoff- und humusreichem Oberbodenmaterial (incl. organischer Cu- und Fe-Komplexe) ergeben. Diese Hypothese könnte durch eine umfangreichere Messung der Humusgehalte der beiden Untersuchungsflächen untermauert werden.

5.1.6 Vergleich der Bodenprofile

Die anhand der Bodenproben der Baumstandorte ermittelten Unterschiede der Cu- und Fe-Konzentrationen von Hang und Kamm werden durch den Vergleich der Elementgehalte der den Profilen entnommenen Proben nicht signifikant bestätigt (vgl. Abschnitt 4.10). Bis zu einer Profiltiefe von 20 cm liegen die Cu- und Fe-Konzentrationen des Kammes jedoch auch hier deutlich über denen des Hanges. Diese offensichtlichen Unterschiede sind wahrscheinlich wegen des geringen Stichprobenumfanges der Profilproben nicht signifikant, pro Untersuchungsfläche wurde nur ein Profil untersucht und aus diesem wurde pro Horizont nur eine Probe entnommen. Für die Mn- und Zn-Konzentrationen ergibt der Vergleich der Profile von Hang und

Kamm, in Übereinstimmung mit dem Ergebnis für die Proben der Baumstandorte, ebenfalls keine signifikanten Unterschiede.

Im Verlauf der Profile beider Untersuchungsflächen weisen die Cu-, Mn- und Zn-Konzentrationen sowie die Humusgehalte eine relativ kontinuierliche Abnahme mit der Tiefe auf, die sich durch die in Abschnitt 5.1.3 bereits geschilderten Zusammenhänge zwischen Elementkonzentration, Humusgehalt und Bodenfeuchte bzw. Redoxpotential erklären läßt. Auch die Fe-Gehalte zeigen im Bodenprofil der Kammfläche eine deutliche Abnahme mit zunehmender Tiefe. Interessant ist dagegen der Verlauf der Fe-Konzentrationen im Profil des Hanges, hier treten die (weitaus) höchsten Gehalte in den unteren Horizonten auf. Diese Anreicherung im unteren Bereich des Profils läßt auf eine Verlagerung des Fe aus dem Oberboden schließen. Unter Berücksichtigung der starken Hangneigung der Untersuchungsfläche ist eine Verlagerung des Fe durch Hangzugwasser denkbar. Unter dem Einfluß der Niederschläge können lösliche Fe-Verbindungen mit dem Sickerwasser aus dem Oberboden ausgewaschen und in tieferen Bereichen oder am Hangfuß akkumuliert werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Dieser Prozeß kann durch zumindest zeitweilig anaerobe und reduzierende Verhältnisse aufgrund einer hohen Wassersättigung des Bodens (z.B. nach länger anhaltendem Regen) begünstigt werden. Unter diesen Bedingungen kommt es zur Reduktion von Fe-Oxiden, die freigesetzten Fe^{2+} -Ionen können mit dem Wasserstrom abwärts transportiert und in tieferen Bodenschichten wieder oxidiert werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992).

In der Untersuchung von STARK (1971 a) treten die höchsten Fe-Konzentrationen ebenfalls im untersten Horizont (60-62 cm) auf. Auch die Elemente Cu, Mn und Zn weisen hier im Vergleich zum oberen Horizont deutlich höhere Konzentrationen auf (Tab. 5.1). Die Anreicherung der Elemente im Unterboden hängt hier jedoch mit den typischen Eigenschaften des untersuchten Spodosols zusammen. Podsole sind durch eine abwärts gerichtete Umlagerung gelöster organischer Verbindungen gekennzeichnet. Diese Verlagerung findet bei stark saurer Reaktion statt, weil dann Nährstoffmangel den mikrobiellen Abbau der organischen Komplexbildner hemmt. Co, Cu, Fe, Mn und Zn sind die Nährstoffe, die in erster Linie an der Podsolidierung beteiligt sind, sie werden im Unterboden durch Wiederausfällung der umgelagerten organischen Verbindungen angereichert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992).

Die vom CIA ermittelten Werte für die **Kationenaustauschkapazität (KAK)** der Profilproben weisen keine signifikanten Unterschiede zwischen Hang- und Kammfläche auf. In beiden Profilen nehmen die Werte mit zunehmender Bodentiefe relativ kontinuierlich ab, was sich durch die Abhängigkeit der KAK vom Humusgehalt erklären läßt. Die wichtigsten Kationenaustauscher im Boden sind die Huminstoffe und die Tonminerale, aufgrund des höheren Gehaltes an Huminstoffen ist die KAK in der Regel im Oberboden höher als im Unterboden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992).

Der Vergleich der KAK der Bodenprofile mit den von BERTSCH (1987) ermittelten Werte für landwirtschaftlich genutzte Böden Costa Ricas zeigt, daß die Werte für den Boden der RBAB mit etwa 40-80 cmol_c/kg sehr hoch ausfallen (Tab. 5.2). Hier muß jedoch berücksichtigt werden, daß BERTSCH die effektive Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}) ermittelt hat, während in dieser Untersuchung die potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) angegeben wird. KAK_{pot} und KAK_{eff} sind aber für die meisten Böden nur im neutralen pH-Bereich identisch, da bei pH 7 der gesamte Kationenbelag an den variablen und permanenten Ladungen im Boden gebunden ist.

In saureren Böden wird zunächst die variable Ladung protoniert, hierfür werden Ca, Mg, K und/oder Na ausgetauscht. Die KAK_{eff} sinkt dadurch ab und wird kleiner als die KAK_{pot} , da die ausgetauschten Protonen nicht mehr austauschbar sind. Bei pH-Werten unter 5 beteiligt sich zunehmend Al am Kationenbelag, was den Austausch und die Auswaschung von Ca, Mg, K und Na verstärkt. Im stark sauren Bereich erreicht die KAK_{eff} schließlich ihr Minimum und besteht dann praktisch nur noch aus permanenter Ladung, da die variable Ladung vollständig protoniert ist (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Dieser Zusammenhang zeigt, warum die für die Bodenprofile mit einem $pH(KCl)$ -Wert von 4,3 bis 5,3 bestimmte KAK_{pot} im Vergleich zu der von BERTSCH ermittelten KAK_{eff} so hohe Werte erreicht.

MC DADE et al. (1994) beschreiben für verschiedene Böden unter Tieflandregenwald in La Selva, Costa Rica eine gegenüber der KAK_{eff} um den Faktor 6 erhöhte KAK_{pot} . In Tab. 5.3 sind die potentiellen Kationenaustauschkapazitäten verschiedener Böden Costa Ricas dargestellt. Dieser Vergleich ergibt für den Boden der RBAB eine relativ hohe KAK_{pot} , die sicher in erster Linie auf den Humusreichtum des Bodens zurückzuführen ist. Für die Verfügbarkeit der untersuchten Spurenelemente ist dieser hohe Gehalt an variabler Ladung durchaus von Bedeutung, da bei pH-Werten unter 5 zunehmend Fe und Mn im Kationenbelag erscheinen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992).

Gebiet	Höhe mNN	Bodentyp	Probentiefe [cm]	pH-Wert	C _{org} [%]	KAK _{pot} [cmol/kg TG]
La Selva, TR (MC BLADE 1994)	40	Inceptisol	0 - 22	4,7 _B	8,91	19,9
			26 - 77	5,3 _B	1,5	23,2
San Carlos, PR (KREBS 1974)	500	Latosol	0 - 10	5,5 _B	5,62	21,5
			10 - 20	5,5 _B	4,29	14,2
			20 - 30	5,3 _B	3,43	10,5
Turrialba, Weideland (MARTINI & MOSQUERA 1972)	650	Inceptisol	0 - 15	4,5 ^A	6,76	45,3
			15 - 60	4,5 ^A	2,21	58,2
RBAB, PR (eigene Ergebnisse)	1000	Inceptisol	0 - 10	4,80 ^C	9,94	75,3
			10 - 60	4,06 ^C	2,41	47,6
Volcan Barva, PR (GRIEVE 1990)	1000	Inceptisol	0 - 9	3,75 ^A	8,6	59,0
			9 - 22	3,90 ^A	6,7	46,3

Tab. 5.3: pH-Werte, Humusgehalte und Kationenaustauschkapazitäten in unterschiedlichen Böden Costa Ricas. Hochgestellte Buchstaben beziehen sich auf unterschiedliche Aufbereitungslösungen bei der pH-Wert-Bestimmung: ^A = 0,01 M CaCl₂, ^B = H₂O, ^C = 0,1 M KCl. Aus den in Abschnitt 4.10 dargestellten eigenen Ergebnissen wurden Mittelwerte für die Bodentiefen 0 bis 10 cm und 10 bis 60 cm errechnet. TR = Tieflandregenwald, PR = Prämontaner Regenwald.

Die für die Proben der Bodenprofile ermittelten $pH(H_2O)$ - und $pH(KCl)$ -Werte weisen signifikante Unterschiede zwischen Hang- und Kammfläche auf (vgl. Abschnitt 4.10). Dieses Ergebnis widerspricht dem für die Proben der Baumstandorte, diese zeigen keine signifikanten Unterschiede zwischen Hang und Kamm (vgl. Abschnitt 4.4). Vermutlich kann dieser Widerspruch auf den geringen Stichprobenumfang der Profilproben sowie auf die Tatsache zurückgeführt werden, daß in den Bodenprofilen andere Probentiefen untersucht wurden als im Boden der Baumstandorte.

Die Betrachtung des Verlaufes der $pH(H_2O)$ - und der $pH(KCl)$ -Werte in den Profilen zeigt, daß der Unterboden beider Profile etwas saurer ist als der Oberboden. Ursache hierfür kann die vergleichsweise geringe Durchwurzelung sein, da die Profile in

vegetationslosen Bereichen der Untersuchungsflächen gegraben wurden, um eine unnötige Schädigung der Primärvegetation zu vermeiden. Somit unterbleibt hier die in Abschnitt 5.1.1 beschriebene Ansäuerung des Oberbodens durch die Ausscheidungen von Pflanzenwurzeln weitgehend.

5.1.7 Bodenuntersuchungen - Fazit

Zusammenfassend ergibt sich für den Boden der Untersuchungsflächen in der RBAB folgendes Bild: der mäßig saure Boden weist einen vergleichsweise hohen Gehalt an Humus, eine relativ hohe potentielle Kationenaustauschkapazität und relativ hohe Konzentrationen an pflanzenverfügbarem Mn auf. Ein direkter Vergleich der ermittelten Cu-, Fe- und Zn-Konzentrationen ist leider nur mit den von SNEDAKER & GAMBLE (1969) und GAMBLE (1969) aufgenommenen Daten aus Panama möglich, da der Boden nur in diesen Untersuchungen ebenfalls mit Ammoniumacetat extrahiert wurde (Tab. 5.1). Entsprechend dieses Vergleiches ergeben sich für die Elemente Cu und Fe mittlere Konzentrationsbereiche im Boden der RBAB, während die Zn-Konzentrationen eher niedrig ausfallen.

Im Folgenden soll, aufgrund der Vielzahl der für die Bestimmung von Elementgehalten in tropischen Böden gebräuchlichen Extraktionsmethoden, näher auf die in dieser Untersuchung verwendete Methode eingegangen werden. Die Extraktion des Bodens mit Ammoniumacetat in nach der US-Soil-Taxonomy (SOIL SURVEY STAFF 1975) und nach FAO-UNESCO (1990) eine Standardmethode zur Bestimmung austauschbarer Kationen im Boden. Für die vorliegende Arbeit wurde diese Methode ausgewählt, da mögliche Korrelationen zwischen Elementgehalten in den Blättern der Baumarten und den Elementgehalten im Boden untersucht werden sollen. Diese Korrelationen lassen sich nur aufzeigen, wenn der austauschbare Anteil der Elemente im Boden, der den Pflanzen zugänglich ist, ermittelt wird. Die Bestimmung der Gesamtgehalte durch Säureextrakte ist zu diesem Zweck ungeeignet. Dennoch sollte in zukünftigen Arbeiten ähnlichen Inhaltes zusätzlich zum Gehalt der austauschbaren Kationen auch ihr Gesamtgehalt bestimmt werden, um ausreichende Vergleichsmöglichkeiten mit anderen Untersuchungen aus tropischen Gebieten zu gewährleisten. Dies gilt insbesondere für die Untersuchung von Spurenelementen, da diese, im Vergleich zu den Makroelementen, ohnehin selten Gegenstand von Bodenuntersuchungen in den Tropen sind.

Abschließend soll erwähnt werden, daß auch mit der Ammoniumacetat-Methode nicht in jedem Fall die Elementkonzentration im Boden ermittelt werden kann, die den untersuchten Pflanzen wirklich zur Verfügung steht. Für viele Pflanzen sind ihre charakteristischen Aufnahmemechanismen sowie Einflüsse auf Rhizosphäre und Boden noch unerforscht, daher ist nicht klar, ob einigen Pflanzen nicht fester gebundene Kationen im Boden zugänglich sind, die mit Ammoniumacetat nicht extrahiert werden können. Für die Extraktion pflanzenverfügbarer Anteile an Spurenelementen aus dem Boden werden in der Literatur zahlreiche Methoden diskutiert. In einer Arbeit von HAQ et al. (1980) wurden z.B. neun verschiedene Extraktionsmittel zur Bestimmung pflanzenverfügbarer Gehalte an Cu und Zn in künstlich kontaminierten Böden vergleichend untersucht. Die Eignung jedes Extraktionsmittels wurde anhand des Korrelationsgrades zwischen extrahiertem Elementgehalt im Boden und Totalgehalt der auf den Böden kultivierten Pflanzen (*Beta vulgaris*) bestimmt. Für Zn war unter den gegebenen Bedingungen Ammonium-

acetat das beste Extraktionsmittel, während für Cu keines der verwendeten Extraktionsmittel befriedigende Ergebnisse lieferte.

Das Ergebnis für die austauschbare Elementfraktion wird zudem vom pH-Wert des verwendeten Extraktionsmittels bestimmt, da die Verfügbarkeit der Mikronährstoffe im Boden in hohem Maße pH-abhängig ist (vgl. Abschnitt 5.1.2). Die in dieser Untersuchung verwendete 1 M Ammoniumacetatlösung besitzt einen pH-Wert von 7 und simuliert daher nicht die im Boden der RBAB vorherrschenden pH-Bedingungen. Daher lassen sich am natürlichen Standort etwas höhere Elementkonzentrationen erwarten als im Extrakt bei pH 7.

5.2 Blattuntersuchungen

Der Vergleich der in den Blättern der Baumarten ermittelten Elementkonzentrationen mit Ergebnissen anderer Arbeiten aus tropischen Gebieten fällt wesentlich leichter als für die Bodenproben: bei den in Tabelle 5.4 gegenübergestellten Spurenelementkonzentrationen handelt es sich ausschließlich um **Gesamtgehalte** im Blatt, die durch Säureaufschlüsse des Blattmaterials bestimmt wurden. Allerdings treten auch hier meßtechnische Unterschiede auf, da nicht in allen Untersuchungen die gleichen Aufschlußreagenzien verwendet wurden.

In einem Großteil der Arbeiten wird die Elementkonzentration nicht für die Blätter einer bestimmten Baumart, sondern für eine Gruppe von Individuen einer Familie oder für verschiedene Arten ohne taxonomischen Zusammenhang angegeben.

5.2.1 Beurteilung und Vergleich der Baumarten

Die Cu-Konzentrationen der Blätter, die in dieser Untersuchung ermittelt wurden, liegen im Mittel zwischen 134 und 164 $\mu\text{mol/kg}$. Im Vergleich zu den in Tab. 5.4 aufgelisteten Blattgehalten aus anderen tropischen Wäldern nehmen sie einen durchschnittlichen Konzentrationsbereich ein. Die von GRUBB (1977) für verschiedene Arten aus Bergregenwäldern ermittelten Cu-Konzentrationen liegen deutlich unter den Werten für *Elaeagia* und *Plinia*. Bedeutend höher fallen die von GOLLEY et al. (1978) für verschiedene Arten eines Tieflandregenwaldes sowie die von SNEDAKER & GAMBLE (1969) für *Genipa caruto* (Rubiaceae) in einem Sekundärwald bestimmten Cu-Gehalte aus.

Die Fe-Konzentrationen in den Blättern von *Elaeagia* (1551 $\mu\text{mol/kg}$) sind im Vergleich zu Blattgehalten aus anderen Regenwäldern ebenfalls durchschnittlich. Dagegen liegen die für *Plinia* ermittelten Fe-Gehalte (738 $\mu\text{mol/kg}$) eher unter dem Durchschnitt, lediglich die von GOLLEY et al. (1980 b) für verschiedene Arten eines Tieflandregenwaldes und die von GRUBB (1977) für mehrere Arten eines malayischen Bergregenwaldes beschriebenen Konzentrationen sind noch niedriger.

Der Vergleich der Mn- und Zn-Konzentrationen von *Elaeagia* und *Plinia* mit den von BULJOVCIC (1994) für dieselben Arten ebenfalls in der RBAB ermittelten Werten ergibt erstaunlich gute Übereinstimmungen. Die größten Abweichungen zeigen die Mn-Gehalte für *Plinia*, hier liegen die in dieser Arbeit bestimmten Werte um etwa 18 % über den von BULJOVCIC gemessenen Werten.

Gebiet		Arten	Cu [μmol/kg TG]	Fe [μmol/kg TG]	Mn [μmol/kg TG]	Zn [μmol/kg TG]
Guatemala (SNEDAKER & GAMBLE 1969)	Finca Los Murciélagos SW	<i>Eugenia sp.</i> (Myrtaceae)	75,5	859,5	200,2	321,2
		<i>Genipa caruto</i> (Rubiaceae)	346,2	1163,9	2184,3	672,9
Brasilien (STARK 1971 b)	Reserva Ducke, nahe Manaus TR	Unterwuchsblätter versch. Arten	116,5	949,0	314,9	256,9
Brasilien (GOLLEY et al. 1980 a)	"Terra Firme"-Wald, nahe Manaus TR	Myrtaceae (2 Arten)	125,9	931,1	1583,6	198,8
		Rubiaceae (9 Arten)	94,4	949,0	2803,2	229,4
Venezuela (GOLLEY et al. 1980 b)	San Carlos de Rio Negro TR	28 verschiedene Arten	91,3	573,0	2785,0	168,2
Kolumbien (GOLLEY et al. 1978)	5 Standorte nahe der Grenze zu Panama TR	Kronblätter verschiedener Arten	299,0	3223,1	564,3	3502,1
		Unterwuchsblätter versch. Arten	409,2	6195,5	491,5	1911,6
New Britain (GRUBB 1977)	TR	14 verschiedene Arten	83,4	1486,2	910,1	734,1
Panama (GOLLEY et al. 1975)	Cordillera San Blas PR	Kronblätter verschiedener Arten	110,2	4637,7	6753,1	734,1
		Unterwuchsblätter versch. Arten	125,9	5622,5	9883,9	795,2
Costa Rica (WEBER 1994)	RBAB PR	6 verschiedene Baumfarn-Arten			660 - 4690	302 - 573
Costa Rica (BIRKELBACH 1995)	RBAB PR	5 verschiedene Palmen-Arten			3000 - 16500	330 - 1030

Gebiet		Arten	Cu [μmol/kg TG]	Fe [μmol/kg TG]	Mn [μmol/kg TG]	Zn [μmol/kg TG]
Costa Rica (BULJOVCIC 1994)	RBAB PR	<i>Elaeagia auriculata</i> (Rubiaceae)			4423,2	458,8
		<i>Plinia salticola</i> (Myrtaceae)			9756,5	290,6
Costa Rica (eigene Ergebnisse)	RBAB PR	<i>Elaeagia auriculata</i> (Rubiaceae)	134,2	1550,7	4149,6	445,8
		<i>Plinia salticola</i> (Myrtaceae)	164,1	737,6	11806,8	244,4
Neuguinea (GRUBB 1977)	PR	23 verschiedene Arten	77,1	1181,8	4004,5	367,0
Venezuela (GRIMM & FASSBENDER 1981)	Sierra de Mérida BR	33 verschiedene Arten		2471,0	7699,6	
Jamaika (GRUBB 1977)	BR	11 verschiedene Arten	64,2	1522,0	2912,4	412,9
Malaysia (GRUBB 1977)	BR	9 verschiedene Arten	55,1	537,2	4550,6	198,8
Puerto Rico (GRUBB 1977)	BR	15 verschiedene Arten	103,9	2471,0	3458,4	412,9

Tab. 5.4: Gesamtgehalte der Elemente Cu, Fe, Mn und Zn in Blättern von Bäumen unterschiedlicher Regenwälder. SW = Sekundärwald, TR = Tieflandregenwald, PR = Prämontaner Regenwald, BR = Bergregenwald.

Beim Vergleich der Blatt-Mn-Gehalte verschiedener Regenwälder fällt auf, daß die Werte für *Plinia* (11807 $\mu\text{mol/kg}$) zusammen mit den von BIRKELBACH (1995) für verschiedene in der RBAB untersuchte Palmenarten den höchsten Konzentrationsbereich bilden. Ähnlich hohe Werte wurden nur von GOLLEY et al. (1975) für die Unterwuchsblätter verschiedener Arten eines prämontanen Regenwaldes in Panama gemessen. Auch die Mn-Konzentrationen von *Elaeagia* (4150 $\mu\text{mol/kg}$) sind vergleichsweise hoch, sie liegen weit über den für verschiedene Tieflandregenwälder bestimmten Werten.

Die Zn-Konzentrationen der untersuchten Arten sind dagegen mit 244 und 446 $\mu\text{mol/kg}$ durchschnittlich hoch. Auffällig hohe Zn-Gehalte wurden von GOLLEY et al. (1978) für verschiedene Arten eines Tieflandregenwaldes gemessen, sie liegen deutlich über den Werten aus allen anderen in Tab. 5.4 aufgeführten Untersuchungen.

DRECHSEL & ZECH (1991) bestimmten in einer umfangreichen Studie die Gehalte zahlreicher Nährstoffe in ausgereiften Blättern von 38 tropischen und subtropischen Baumarten, die zur Aufforstung verwendet werden. Die Autoren ermittelten mittlere Elementkonzentrationen für jede Baumart, zusätzlich wurden, durch vergleichende Analyse von Individuen mit Mangel- bzw. Toxizitätssymptomen, extrem niedrige sowie hohe (toxische) Konzentrationsbereiche bestimmt. Im Vergleich zu den Werten aus dieser Studie liegen die Cu- und Zn-Blattgehalte von *Elaeagia* und *Plinia* im mittleren Konzentrationsbereich. Gleiches gilt für die Mn- und Fe-Konzentrationen in den Blättern von *Elaeagia*, während die Mn-Gehalte von *Plinia* als hoch und die Fe-Gehalte von *Plinia* als vergleichsweise niedrig zu beurteilen sind. Im Vergleich der einzelnen Baumarten stellten DRECHSEL & ZECH extreme Schwankungen bezüglich der Elementgehalte in den Blättern fest. Dies verdeutlicht, wie schwierig es ist, definierte Grenzwerte für die Konzentrationen der untersuchten Nährstoffe zu bestimmen, die auf alle Baumarten zutreffen sollen.

Vergleicht man die ermittelten Elementkonzentrationen mit Literaturwerten aus Wäldern gemäßiger Breiten (BERGMANN 1988), so liegen die Cu- und Zn-Konzentrationen der Blätter von *Elaeagia* und *Plinia* auch hier im durchschnittlichen Bereich. BERGMANN gibt folgende Konzentrationen als „ausreichende Mineralstoffgehalte“ für die Blätter heimischer Baumarten (u.a. Ahorn, Buche, Eiche, Pappel) an: 94 bis 189 $\mu\text{mol/kg}$ Kupfer, 546 bis 1829 $\mu\text{mol/kg}$ Mangan und 229 bis 765 $\mu\text{mol/kg}$ Zink, Eisen wurde in dieser Untersuchung nicht berücksichtigt. Die Mn-Konzentrationen von *Elaeagia* und insbesondere von *Plinia* sind im Vergleich hierzu um ein Vielfaches höher.

Aus den oben angeführten Vergleichen geht hervor, daß die Konzentrationen der Elemente Cu und Zn in den Blättern beider untersuchter Arten sowie die Fe-Gehalte von *Elaeagia* gut mit den Elementgehalten anderer tropischer sowie heimischer Baumarten übereinstimmen. Dagegen sind die Mn-Gehalte beider Arten im Vergleich zu einheimischen Laubbäumen, sowie die Mn-Konzentrationen von *Plinia* im Vergleich zu tropischen Baumarten, auffallend hoch. Der Vergleich der Fe-Gehalte tropischer Bäume ergibt für *Plinia* ein relativ niedriges Konzentrationsniveau in den Blättern.

Nach dieser eher allgemeinen Beurteilung der Elementgehalte in den Blättern der untersuchten Baumarten soll nun näher auf die Konzentrationsunterschiede zwischen *Elaeagia* und *Plinia* eingegangen werden. Die beiden Baumarten weisen bezüglich aller vier untersuchten Elemente signifikant unterschiedliche Blattgehalte auf (vgl. Abschnitt 4.11).

Für Cu ergeben sich, im Vergleich zu den anderen Elementen, die geringsten Unterschiede zwischen den Arten. *Plinia* akkumuliert Cu vergleichsweise stärker als *Elaeagia*, jedoch ist auch die Streuung der Einzelwerte für *Plinia* größer.

Nach BAUMEISTER & ERNST (1978) sind die in Pflanzen gefundenen Cu-Mengen sehr gering, sie erreichen die in den Pflanzen vorkommenden Mengen an Fe, Mn und Zn nicht. Im Vergleich zu allen anderen für die Pflanze essentiellen Elementen sind die Aufnahmeraten für Cu am geringsten (ADRIANO 1986). Cu liegt aufgrund seiner hohen Affinität zu Sulfhydrylgruppen von Proteinen und Aminosäuren in der Pflanze zu 98 bis 99 % in komplexierter Form vor (MARSCHNER 1995). Etwa 20 % des Blattkupfers sind in den Chloroplasten und Mitochondrien lokalisiert, 60 % finden sich in der Vakuole und 20 % in den Zellwänden (BAUMEISTER & ERNST 1978).

Cu spielt im pflanzlichen Stoffwechsel als Proteinbestandteil (Enzyme) eine wichtige Rolle, namentlich sollen hier nur das Plastocyanin aus der Elektronentransportkette des Photosystems I und die Superoxiddismutase erwähnt werden.

GRAHAM (1981) beschreibt für verschiedene Pflanzen eine lineare Abhängigkeit der Cu-Aufnahme von der Konzentration des verfügbaren Cu im Boden. Da diese wiederum stark vom pH-Wert des Boden abhängt, können die gegenüber *Elaeagia* erhöhten Cu-Gehalte von *Plinia* möglicherweise auf die niedrigeren pH-Werte und die damit verbundene höhere Verfügbarkeit des Cu im Boden der *Plinia*-Standorte zurückgeführt werden. Der Vergleich der Cu-Gehalte des Bodens ergibt zwar keine signifikanten Unterschiede zwischen den Baumart-Standorten (vgl. Abschnitt 4.7), dennoch zeichnen sich zumindest tendenziell höhere Cu-Konzentrationen in den *Plinia*-Standorten für alle vier untersuchten Horizonte ab (Abb. 4.7 a). Daher ist denkbar, daß *Plinia* (z.B. durch eine erhöhte Ausscheidung von Protonen) in der unmittelbaren Umgebung ihrer Wurzeln ein saureres Milieu schafft als *Elaeagia* und somit die Konzentration an verfügbarem Cu erhöht. Dieser Effekt beginnt nun möglicherweise, sich über den Bereich der Rhizosphäre hinaus auf den umgebenden Boden auszuwirken, so daß eine unterschiedlich hohe Cu-Verfügbarkeit im Vergleich der Baumart-Standorte, wenn auch nicht signifikant, zunehmend sichtbar wird. Gegen diese Hypothese spricht jedoch, daß auch die Verfügbarkeit der Elemente Fe, Mn und Zn mit sinkendem pH-Wert zunimmt (vgl. Abschnitt 5.1.2). Dementsprechend könnte man auch für diese Elemente höhere Blattgehalte bei *Plinia* erwarten, dies trifft jedoch lediglich für die Mn-Gehalte zu.

Fe wird von *Elaeagia* erheblich stärker akkumuliert als von *Plinia*, die Blattgehalte unterscheiden sich etwa um den Faktor 2. Die Streuung der Einzelwerte ist bei *Plinia* sehr gering, somit enthält *Plinia* generell relativ konstante Konzentrationen an Fe, während *Elaeagia* eine stärkere Variabilität aufweist.

Im Blatt sind 80 % des Eisens in den Chloroplasten lokalisiert, hiervon liegt, bei ausreichender Versorgung der Pflanze, ein beachtlicher Anteil als Phytoferretin vor (MARSCHNER 1995). Phytoferritin ist eine Speicherform des Eisens, die bei Bedarf durch Reduktionsprozesse und den Einfluß von Chelatoren mobilisiert werden kann (MENGEL 1991). Die Funktionen des Fe im pflanzlichen Stoffwechsel sind vielfältig und beruhen auf der Bildung von Komplexen über koordinative Bindungen sowie auf der Mitwirkung des Fe in Oxidations- und Reduktionsprozessen. Fe ist essentielles

Element der prosthetischen Gruppe Häm/Hämin und daher für alle Cytochrom-Redoxsysteme von zentraler Bedeutung. Weiterhin findet sich Fe als Bestandteil von Eisen-Schwefel-Proteinen (Flavoproteine, Ferredoxine).

Pflanzen haben einen großen Einfluß auf die Mobilisierung von Fe im Boden. Mit Ausnahme von stark sauren und überfluteten Böden ist die Konzentration verfügbaren Eisens im Boden zu gering, um eine ausreichende Versorgung der Pflanze zu gewährleisten (REISENAUER 1994, MENGEL 1991, vgl. Abschnitt 5.1.2). Eine unterschiedliche Befähigung von *Elaeagia* und *Plinia* zur Mobilisierung des Fe könnte daher die unterschiedlichen hohen Blattgehalte der beiden Arten erklären. Dicotyle und monocotyle Pflanzen (außer Gramineen) mobilisieren Fe vor allem durch die Ausscheidung von Protonen sowie reduzierenden und chelatisierenden Verbindungen (Strategie I-Pflanzen nach MARSCHNER 1995). Oft geht eine unzureichende Fe-Ernährung mit der verstärkten Ausbildung von Transferzellen in der Rhizodermis (die wiederum für eine erhöhte Ausscheidung von H^+ sowie reduzierenden und/oder chelatisierenden Substanzen verantwortlich sind) und einer erhöhten Reduktion von Fe^{3+} zu Fe^{2+} an der Plasmamembran der rhizodermalen Zellen einher (REISENAUER 1994). Nach RÖMHELD & KRAMER (1983) variieren die Mechanismen, mit denen verschiedene Pflanzen Fe mobilisieren, mit der Pflanzenart. Die in der Arbeit von RÖMHELD & KRAMER untersuchten Sojabohnen reagierten, im Gegensatz zu Kartoffel- und Gurkenpflanzen, auf „Fe-Streß“ nur mit der Ausscheidung reduzierender Substanzen, die Bildung von Transferzellen und erhöhter H^+ -Efflux konnten nicht nachgewiesen werden.

Da die Baumart-Standorte von *Plinia* niedrigere pH-Werte aufweisen als die von *Elaeagia*, *Elaeagia* aber höhere Fe-Blattgehalte zeigt als *Plinia*, ist auch hier eine mögliche stärkere Mobilisierung von Fe durch *Elaeagia* infolge einer gegenüber *Plinia* erhöhten Ausscheidung von Protonen unwahrscheinlich. Dagegen ist eine stärkere Abgabe von reduzierenden und chelatisierenden (z.B. phenolischen) Verbindungen durch die Wurzeln von *Elaeagia* sowie eine erhöhte Reduktion von Fe an der Plasmamembran der Rhizodermis von *Elaeagia* denkbar. Dafür spricht, daß die im Boden der *Elaeagia*-Standorte ermittelten Fe-Konzentrationen in allen vier Horizonten etwas höher liegen als im Boden der *Plinia*-Standorte, wenn auch diese Unterschiede nicht statistisch signifikant sind (vgl. Abschnitt 4.7). In diesem Zusammenhang könnten auch Unterschiede in der Zusammensetzung und Ausprägung der mit der Rhizosphäre von *Elaeagia* und *Plinia* assoziierten Mikroflora von Bedeutung sein, da zahlreiche Bakterien und Pilze durch die Produktion von Siderophoren einen erheblichen Einfluß auf die Fe-Verfügbarkeit im Boden ausüben (REISENAUER 1994, MARSCHNER 1995, vgl. Abschnitt 5.1.2).

Mn wird von *Plinia* in dreifach höherer Konzentration akkumuliert als von *Elaeagia*. Die Einzelwerte von *Plinia* streuen sehr stark, der höchste Wert liegt bei über 18000 ! $\mu\text{mol/kg}$.

HENRICHFREISE (unveröffentlicht, zitiert in BAUMEISTER & ERNST 1978) fand bei Untersuchung der relativ manganreichen Blätter von *Vaccinium myrtillus* und *Vaccinium vitis-idaea*, daß 80 bis 90 % des Blatt-Mn in Zellwänden und Vakuolen lokalisiert sind, nur 3 bis 5 % sind in Chloroplasten und Mitochondrien vorhanden. Diese Verteilung ist von großer Bedeutung, da Mn im pflanzlichen Stoffwechsel vor allem als Enzymaktivator fungiert und hier oftmals Mg ersetzen kann. Mn besitzt eine gegenüber Mg vierfach höhere Affinität zu Adenosintriphosphat (ATP), das eine zentrale Rolle im Energietransfer einnimmt. Bei einer hohen Mn-Konzentration im Cytoplasma wäre das ATP vollständig mit Mn gesättigt. Zur Aufrechterhaltung des Mg-ATP-abhängigen Energietransfers ist daher eine geringe Konzentration an Mn im

Cytosol und im Stroma der Chloroplasten notwendig. Dies wird durch den Einschluß des Mn in der Vakuole erreicht (MARSCHNER 1995). Neben der Enzymaktivierung kommt dem Mn auch als Enzymbestandteil eine wichtige Rolle zu (Mn-Komplex im Photosystem II, Mn-Superoxiddismutase).

Im Vergleich zu anderen Mikronährstoffen können die Mn-Gehalte der Pflanzen sowohl von Art zu Art, als auch bei gleichen Pflanzenarten je nach Standortbedingungen in sehr weiten Grenzen schwanken (BERGMANN 1988). Dies ist in erster Linie auf die überaus stark pH-abhängige Mn-Verfügbarkeit im Boden zurückzuführen (REISENAUER 1994). In diesem Zusammenhang sind außerdem unterschiedliche Redoxpotentiale der Pflanzenwurzeln sowie saure Wurzel-ausscheidungen von Bedeutung (MARSCHNER 1985, RÖMHELD & KRAMER 1982). Die gegenüber *Elaeagia* deutlich erhöhten Mn-Blattgehalte von *Plinia* können sich daher, wie schon für Cu beschrieben, als Konsequenz der unterschiedlich hohen pH-Werte im Boden der Baumart-Standorte ergeben. Genau wie die Cu-Konzentrationen unterscheiden sich auch die im Boden der *Elaeagia*- und *Plinia*-Standorte ermittelten Mn-Konzentrationen nicht signifikant, doch auch hier zeichnen sich in allen vier Horizonten zumindest tendenziell höhere Werte für die *Plinia*-Standorte ab (Abb. 4.7 c).

Die Mn-Konzentration in den Blättern von *Plinia* liegt deutlich über der oberen Grenze des optimalen Gehaltes für Kulturpflanzen (9000 $\mu\text{mol/kg}$ nach MARSCHNER 1995 und ADRIANO 1986). Nach BERGMANN (1988) werden jedoch von verschiedenen Kulturpflanzen, wie z.B. Baumwolle, Reis oder Heidelbeeren, wesentlich höhere Blattgehalte (36 bis 145 mmol/kg) ohne das Auftreten von Toxizitätssymptomen toleriert. Da bei keinem der untersuchten Individuen von *Plinia* chlorotische oder nekrotische Veränderungen der Blätter oder andere Toxizitätssymptome festgestellt wurden, wirkt die vergleichsweise hohe Mn-Konzentration in der Pflanze zumindest nicht sichtbar toxisch. Offensichtlich handelt es sich bei *Plinia* um eine mangantolerante Baumart. Nach HORST & MARSCHNER (1978) wird die Mangantoleranz in erster Linie durch den Siliciumgehalt der Pflanze bestimmt. VLAMIS & WILLIAMS (1967) konnten durch ein hohes Si-Angebot Mn-Überschußsymptome bei verschiedenen Getreidearten verhindern. Dieser Effekt ist nicht auf eine verminderte Mn-Aufnahmerate der Pflanze, sondern auf eine Si-abhängige gleichmäßigere Verteilung des Mn in den Blättern zurückzuführen. Dadurch werden punktuell hohe, sich negativ auswirkende Mn-Konzentrationen im Blatt weitgehend vermieden (HORST & MARSCHNER 1978). Die Abhängigkeit der Mn-Toleranz von der Si-Versorgung der Pflanze kann nach BERGMANN (1988) als wesentliche Ursache für die sehr weit streuenden tolerierbaren Mn-Gehalte verschiedener Pflanzenarten sowie auch verschiedener Individuen innerhalb einer Art angesehen werden. Dementsprechend kann für *Plinia* von einer ausreichenden Si-Versorgung ausgegangen werden, die einen toxischen Einfluß des Mn verhindert.

In der Literatur werden im allgemeinen **Blatt-Fe/Mn-Verhältnisse** von 1,5 bis 2,5 für ein optimales Pflanzenwachstum als normal angesehen (BERGMANN 1988, ADRIANO 1986). Diese Werte werden sowohl von *Elaeagia* als auch von *Plinia* nicht erreicht, bei beiden Arten liegen die Mn-Gehalte erheblich über den Fe-Gehalten (Fe/Mn-Verhältnis *Elaeagia*: 0,37, *Plinia*: 0,06). Hier wird der Einfluß des Boden-pH-Wertes auf die Verfügbarkeit der betrachteten Elemente besonders deutlich: SAKAR & WYN JONES (1982) stellten bei zunehmender Absenkung des pH-Wertes der Rhizospäre eine zunehmende Anreicherung von Fe und Mn in den Sprossen von Bohnenpflanzen fest. Bei pH-Werten unter 5,5 lag die Aufnahmerate von Mn deutlich über der für Fe, was sich in den Sprossen der Pflanzen durch eine Verschiebung des

Fe/Mn-Verhältnisses zugunsten des Mn äußerte. Die niedrigen Fe/Mn-Verhältnisse in den Blättern von *Elaeagia* und *Plinia* können daher durch den mäßig sauren pH-Wert des Bodens der RBAB und die damit verbundene, im Vergleich zum Fe, höhere Verfügbarkeit von Mn erklärt werden. Von einer unzureichenden Fe-Ernährung der untersuchten Baumarten ist jedoch, aufgrund fehlender Mangelsymptome, nicht auszugehen.

Bezüglich des Zn weisen die Blätter von *Elaeagia* im Vergleich zu *Plinia* eine um etwa 200 µmol/kg höhere Akkumulation auf. Die Streuung der Einzelwerte ist bei *Elaeagia* deutlich größer, die Blätter von *Plinia* enthalten dagegen eine relativ konstante Konzentration an Zn.

Nach BAUMEISTER & ERNST (1978) ist, insbesondere in zinkresistenten Arten, mehr als die Hälfte des Blatt-Zn in der Vakuole und in der Zellwand lokalisiert. Ein großer Anteil des Blatt-Zn findet sich in den Chloroplasten, was sich auf die Funktion des Zn als Enzymbestandteil zurückführen läßt. Zn-haltige Enzyme sind z.B. die Carboanhydrase und die Alkoholdehydrogenase. Zahlreiche weitere Enzyme des pflanzlichen Stoffwechsels, wie verschiedene Aldolasen, Dehydrogenasen und Isomerasen, werden durch Zn aktiviert.

Die Zn-Aufnahme durch die Pflanze hängt in großem Maße vom pH-Wert und Humusgehalt des Bodens sowie, insbesondere bei niedrigem Zn-Angebot im Boden, vom Phosphatgehalt des Bodens ab (ADRIANO 1986, BERGMANN 1988). Eine hohe Phosphataufnahme induziert die Festlegung von Zn in den Wurzeln und hemmt so die akropetale Verlagerung des Zn. Weiterhin kann es in den Gefäßen der Pflanze zur Ausfällung von Zn als Zn-Phosphat kommen (BERGMANN 1988). Dieser Zusammenhang ist für die unterschiedlich hohen Zn-Konzentrationen in den Blättern von *Elaeagia* und *Plinia* vermutlich nicht von Bedeutung, da der Boden der RBAB nach Untersuchungen von BULJOVICIC (1994) keine hohen Phosphatkonzentrationen (26 bis 40 mg/kg) aufweist und sich die Standorte von *Elaeagia* und *Plinia* hinsichtlich der Phosphatgehalte nicht signifikant unterscheiden. Über mögliche Unterschiede im Humusgehalt der Baumart-Standorte und eine damit verbundene unterschiedliche Zn-Verfügbarkeit für *Elaeagia* und *Plinia* kann hier keine Aussage getroffen werden, da die C_{org} -Gehalte nicht speziell für die Baumart-Standorte bestimmt wurden. Bei Betrachtung der im Boden der Baumart-Standorte ermittelten Zn-Konzentrationen fällt jedoch auf, daß die Standorte von *Plinia* in den oberen drei Horizonten höhere Zn-Gehalte aufweisen als die *Elaeagia*-Standorte, diese Unterschiede sind im obersten Horizont sogar signifikant (vgl. Abschnitt 4.7). Die Zn-Verfügbarkeit ist also im Boden der *Plinia*-Standorte höher, während *Elaeagia* die höheren Blattgehalte aufweist. Die höhere Verfügbarkeit im Boden der *Plinia*-Standorte kann auf die im Vergleich zu den Standorten von *Elaeagia* geringeren pH-Werte zurückgeführt werden (vgl. Cu, Mn). Bleibt die Frage, warum sich die unterschiedliche Zn-Verfügbarkeit im Boden nicht in den Blattgehalten der beiden Baumarten widerspiegelt. Denkbar ist, insbesondere unter Berücksichtigung der relativ niedrigen Zn-Konzentrationen im Boden, daß Zn durch die in weitaus höheren Konzentrationen vorliegenden Fe- und/oder Mn-Ionen von den Bindungsstellen der Wurzeloberfläche verdrängt wird (BERGMANN 1988, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Eine starke Verdrängung des Zn durch Mn könnte eine mögliche Ursache für die im Vergleich zu *Plinia* erhöhten Zn-Blattgehalte von *Elaeagia* sein, da sich aufgrund der niedrigeren pH-Werte im Boden der *Plinia*-Standorte hier eine höhere Mn-Verfügbarkeit erwarten läßt.

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß die Elemente Eisen und Zink in höheren Konzentrationen von *Elaeagia* angereichert werden, während *Plinia* Kupfer und Zink stärker akkumuliert als *Elaeagia*. Die Konzentrationsunterschiede können möglicherweise, wie oben ausgeführt, auf die unterschiedlich hohen pH-Werte der Baumart-Standorte (Cu, Mn), auf die Ausscheidung von Wurzelexsudaten durch die Pflanzenwurzeln (Fe) oder auf Ionenkonkurrenz (Zn) zurückgeführt werden. Inwiefern die hier aufgeführten und weitere, bisher nicht angesprochene edaphische und/oder artspezifische (taxonomisch festgelegte) Faktoren Einfluß auf die Konzentration der untersuchten Spurenelemente in den Blättern der beiden Baumarten haben, wird im folgenden Abschnitt sowie im Rahmen der Diskussion der Korrelationen zwischen den Elementgehalten in Blatt und Boden (Abschnitt 5.3) zu klären versucht.

5.2.2 Vergleich der Untersuchungsflächen

Die im Vergleich der Untersuchungsflächen festgestellten signifikanten Unterschiede bezüglich der im Boden verfügbaren Cu- und Fe-Konzentrationen spiegeln sich in den Blättern beider Baumarten nicht wider (vgl. Abschnitt 4.12). Die Cu- und Fe-Blattgehalte der Individuen der Kammfläche zeigen im Vergleich zu den für die Individuen der Hangfläche ermittelten Konzentrationen, trotz höherer Verfügbarkeit dieser Elemente im Boden des Kammes, keine signifikanten Unterschiede. Dieses Ergebnis könnte durch eine selektive Ionenaufnahme von *Elaeagia* und *Plinia* erklärt werden, die auf taxonomisch determinierte physiologische Eigenschaften zurückzuführen ist. Vorausgesetzt, daß die Baumarten auf beiden Flächen ausreichend mit den betrachteten Elementen versorgt sind, würde eine höhere Verfügbarkeit im Boden demnach durch die Pflanzen nicht mit einer höheren Cu- und Fe-Aufnahme und Akkumulation im Blatt beantwortet werden. *Elaeagia* und *Plinia* könnten aufgrund ihrer selektiven Cu- und Fe-Aufnahme in der Lage sein, eine charakteristische Konzentration in ihren Blättern gegenüber sich ändernden äußeren Bedingungen aufrechtzuerhalten. In Abschnitt 5.3 (Korrelationen) wird dieser Zusammenhang näher erläutert. Eine weitere mögliche Erklärung für die trotz unterschiedlicher Konzentrationen im Boden der Flächen nahezu identischen Blattgehalte der auf dem Hang bzw. Kamm wachsenden Individuen wird im letzten Absatz dieses Abschnittes, im Zusammenhang mit den im Folgenden diskutierten Zn-Konzentrationen der Untersuchungsflächen angeführt.

Die auf der Hangfläche wachsenden Individuen von *Plinia* weisen in ihren Blättern signifikant höhere Zn-Gehalte auf als die Individuen der Kammfläche (Tab. 4.12 d). Der Vergleich der Zn-Konzentrationen im Boden der beiden Untersuchungsflächen ergibt dagegen keine signifikanten Unterschiede (vgl. Abschnitt 4.8). Für diesen scheinbaren Widerspruch kann es mehrere Ursachen geben. Zunächst soll noch einmal darauf hingewiesen werden, daß die im Boden ermittelten Zn-Gehalte zum Teil unterhalb der Bestimmungsgrenze der Flammen-AAS liegen (vgl. Abschnitt 3.2.3.4). Diese Tatsache kann durchaus als Fehlerquelle betrachtet werden, möglicherweise würden sich bei Bestimmung der Zn-Bodengehalte mit einer für diesen relativ geringen Konzentrationsbereich besser geeigneten Analyseverfahren (z.B. Graphitrohr-AAS), signifikante Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen abzeichnen. Geht man jedoch von annähernd gleichen Zn-Gehalten im Boden der Untersuchungsflächen aus, so könnte eine unterschiedliche Ausprägung anderer Parameter im Boden von Hang und Kamm als Ursache für den höheren Zn-Gehalt in den Blättern der auf

dem Hang wachsenden Individuen von *Plinia* in Betracht kommen. Denkbar ist, daß Zn im Boden der Hangfläche aufgrund der im Vergleich zum Kamm geringeren Cu- und Fe-Konzentrationen hier in geringerem Ausmaß von den Bindungsstellen der Wurzeln verdrängt wird. Nach BERGMANN (1988) wird die Aufnahme von Zn^{2+} aus dem Boden in erster Linie durch hohe Gehalte an Cu^{2+} , Fe^{3+} , Fe^{2+} und Mn^{2+} gehemmt. Die vergleichsweise geringere Ionenkonkurrenz im Boden des Hanges könnte somit eine höhere Zn-Aufnahme durch die hier wachsenden Individuen von *Plinia* bedingen. Ausgehend von dieser Hypothese können auch für *Elaeagia* höhere Zn-Akkumulationen in den Individuen der Hangfläche erwartet werden, dies ist jedoch nicht der Fall.

Im Vergleich zu *Plinia* weist *Elaeagia* wesentlich höhere Zn-Blattgehalte auf, dieser Umstand wurde im vorausgegangenen Abschnitt auf den möglichen Einfluß des pH-Wertes im Boden der Baumart-Standorte auf die Konzentration konkurrierender Ionen zurückgeführt (vgl. Abschnitt 5.2.1). Vorausgesetzt, daß das verfügbare Zn im Boden der *Elaeagia*-Standorte, aufgrund der beschriebenen Zusammenhänge, der Konkurrenz durch andere Kationen weniger stark ausgesetzt ist als im Boden der *Plinia*-Standorte, könnten die unterschiedlichen Fe- und Cu-Konzentrationen im Boden der beiden Untersuchungsflächen ohne nennenswerten Einfluß auf die Zn-Aufnahmerate von *Elaeagia* sein.

Die nahezu identischen Zn-Blattgehalte der Hang- und Kamm-Individuen von *Elaeagia* können jedoch auch durch eine artspezifisch determinierte, unterschiedliche Zn-Affinität der Ionenaufnahmesysteme der beiden Baumarten erklärt werden. Im Vergleich zu *Plinia* könnte *Elaeagia* befähigt sein, Zn in wesentlich größeren Mengen aufzunehmen und zu akkumulieren, eine verminderte Ionenkonkurrenz im Boden des Standortes wäre daher für die Zn-Aufnahmerate von *Elaeagia* von geringerer Bedeutung als für *Plinia*.

An dieser Stelle soll erwähnt werden, daß die im Boden ermittelten Konzentrationen der pflanzenverfügbaren Elementfraktion lediglich die aktuellen, zum Zeitpunkt der Probennahme vorherrschenden Bedingungen aufzeigen. Zeitlich bedingte Veränderungen, die sich zum Beispiel durch eine unterschiedlich starke Auswaschung der Ionen im Vergleich von Trocken- und Regenzeit ergeben können, werden durch eine einmalige Probennahme nicht erfaßt. Im Rahmen der hier vorliegenden Ergebnisse ist nicht abschätzbar, inwieweit sich die Elementkonzentrationen im Boden der beiden Untersuchungsflächen in der Regenzeit verändern, da die Proben ausschließlich während der Trockenzeit entnommen wurden. In der Regenzeit läßt sich jedoch eine erhöhte Auswaschung der betrachteten Elemente sowie eine erhöhte Verlagerung von Bodenmaterial durch Wassererosion erwarten (vgl. Abschnitt 5.1.5). Aufgrund der unterschiedlichen Lage und Inklinaton der Untersuchungsflächen ist denkbar, daß die Konzentrationen der Elemente im Boden von Hang und Kamm in unterschiedlichem Ausmaß durch die veränderten Bedingungen in der Regenzeit beeinflußt werden. Im Gegensatz zum Kamm ist für den Hang in der Regenzeit (neben einer erhöhten Ionenauswaschung und einer erhöhten Verlagerung von Oberbodenmaterial in tiefer gelegene Gebiete) ein erhöhter Eintrag von Boden- und Streumaterial aus höher gelegenen Bereichen vorstellbar. In diesem Zusammenhang ist von besonderer Bedeutung, daß die Elementgehalte in den Blättern der untersuchten Baumarten nicht nur die zum Zeitpunkt der Probennahme vorherrschenden Elementkonzentrationen im Boden widerspiegeln. Die Blattgehalte stellen vielmehr eine Integration der Nährstoffaufnahme (und interner Umlagerungsprozesse) über die Zeit dar. Insbesondere die Elementgehalte in den hier betrachteten „alten“ Blättern, die die letzte Regenzeit schon überdauert haben, werden auch durch

Veränderungen der Elementgehalte im Boden, die sich durch die beschriebenen Zusammenhänge ergeben können, beeinflusst. Dies wird z.B. bei Betrachtung der in der Untersuchung von BULJOVIC (1994) dargestellten Ergebnisse deutlich. BULJOVIC fand für die Böden verschiedener Standorte in der RBAB eine im Vergleich zur Trockenzeit signifikante Abnahme der Mn- und Zn-Konzentrationen in der Regenzeit, während die Mn- und Zn-Gehalte in den „alten“ Blättern von *Elaeagia* und *Plinia* nahezu unverändert blieb. Demnach ist möglich, daß die in diesem Abschnitt diskutierten scheinbaren Diskrepanzen (annähernd gleiche Cu- und Fe-Konzentrationen in den Blättern der Individuen von Hang und Kamm trotz unterschiedlich hoher Konzentrationen im Boden der Untersuchungsflächen sowie unterschiedliche Zn-Blattgehalte der Individuen von Hang und Kamm trotz annähernd gleicher Konzentrationen im Boden der Flächen) auf die unterschiedliche Beeinflussung der Elementgehalte im Boden von Hang- und Kammfläche durch die Auswirkung von Ereignissen (z.B. Regenzeit), die sich vor dem Zeitraum der Probennahme abgespielt haben, zurückgeführt werden können. Die Bedeutung einer möglichen zeitlich bedingten Veränderung der Elementkonzentrationen im Boden der Untersuchungsflächen könnte durch eine mehrfache Probennahme, über einen möglichst großen Zeitraum hinweg, erfaßt werden.

5.2.3 Blattalter

In ausgewachsenen Pflanzen sind die Blätter in der Regel gut für die Beurteilung des Ernährungszustandes der Pflanze geeignet (PAGEL et al. 1982). Wie variabel die Elementkonzentrationen jedoch in Abhängigkeit vom Alter der betrachteten Blätter sein können, zeigt die folgende Diskussion der gewonnen Ergebnisse.

Alte, ausdifferenzierte Blätter von *Elaeagia* und *Plinia* weisen geringere Cu- und deutlich höhere Mn-Konzentrationen auf als junge Blätter, die noch im Wachstum begriffen sind. Im Gegensatz zu *Plinia* findet sich Fe bei *Elaeagia* in den alten Blättern in höherer Konzentration als in den jungen Blättern. Zn wird dagegen von *Elaeagia* in höherem Maße in alten Blättern und von *Plinia* stärker in jungen Blättern angereichert (vgl. Abschnitt 4.13).

Die Differenzen der Elementkonzentrationen in Blättern unterschiedlichen Alters hängen mit Verlagerungs- und Umlagerungsprozessen in der Pflanze zusammen. Die aufgenommenen Nährstoffe gelangen durch den akropetalen Transport im Xylem in die oberirdischen Organe und damit in die Blätter. Die Verlagerbarkeit der Nährstoffe aus reifen, ausdifferenzierten Blättern in junge, noch wachsende Blätter oder Blüten und Früchte ist aufgrund der unterschiedlichen chemischen Eigenschaften von Element zu Element verschieden und hängt in erster Linie von der Phloemmobilität des betrachteten Elementes ab.

Nach MARSCHNER (1995) und HILL (1980) ist Mn ein schlecht phloemmobiles und kaum remobilisierbares Element. Es reichert sich daher in reifen Blättern zunehmend an und wird auch bei eintretender Seneszenz der Blätter nur in sehr geringem Umfang remobilisiert. Die höhere Konzentration dieses Elementes in den alten Blättern beider untersuchter Baumarten läßt sich demnach auf die schlechte Verlagerbarkeit von Mn in der Pflanze zurückführen.

Cu weist dagegen nach MARSCHNER (1995) eine variable Phloemmobilität auf. Eine gegenüber alten Blättern erhöhte Cu-Konzentration in jungen Blättern wurde auch von STARK (1971 b) für verschiedene Baumarten eines brasilianischen Tiefland-regenwaldes ermittelt. Nach MARSCHNER (1995) hängt das Ausmaß, in dem Cu remobilisiert wird, in hohem Maße vom Cu-Gehalt der reifen Blätter ab. Bei ausreichender Versorgung alter Blätter ist die Verlagerung von Cu in reproduktive Organe oder junge Blätter deutlich höher als bei unzureichender Versorgung. Dementsprechend kann bezüglich *Elaeagia* und *Plinia* von einer guten Cu-Versorgung der alten Blätter ausgegangen werden, die eine relativ starke Verlagerung in junge Blätter erlaubt.

Auch Fe und Zn zählen zu den Elementen mit variabler Phloemmobilität (MARSCHNER 1995). Die ermittelten Konzentrationen beider Elemente lassen keine eindeutigen Konzentrationsunterschiede in Abhängigkeit vom Blattalter erkennen. RAHIMI & BUSSLER (1979) fanden höhere Zn-Konzentrationen in den alten Blättern verschiedener Kulturpflanzen und führen dies auf eine schlechte Verlagerbarkeit zurück, die sich vor allem bei Zn-Mangelpflanzen beobachten läßt. Die höheren Zn-Gehalte der jungen Blätter von *Plinia* lassen demnach möglicherweise auf eine unzureichende Zn-Versorgung schließen.

Die Verlagerbarkeit des Fe wird in der Literatur unterschiedlich beurteilt. Ähnlich wie in dieser Untersuchung für *Elaeagia*, wurden von STARK (1971 b) und GRUBB (1977) höhere Fe-Gehalte in den alten Blättern verschiedener tropischer Baumarten ermittelt. Nach HILL (1980) ist, ähnlich wie für Cu und Zn, auch für Fe eine Abhängigkeit der Remobilisierungsrate vom Ernährungszustand der reifen Blätter denkbar.

5.3 Elementkonzentration in Blatt und Boden, Korrelationen

Nach der ausführlichen Diskussion der Elementkonzentrationen in Boden und Blättern sollen diese im Folgenden zueinander in Beziehung gesetzt werden. In Tab. 5.5 sind Akkumulationsfaktoren angegeben, die durch Division der Elementkonzentrationen im Blatt durch die Konzentrationen der verfügbaren Elementfraktion im Boden für beide Baumarten und alle untersuchten Elemente errechnet wurden.

		Cu	Fe	Mn	Zn
<i>Elaeagia</i>	Hang	14	61	27	79
	Kamm	10	45	20	79
<i>Plinia</i>	Hang	18	34	44	42
	Kamm	9	20	60	31

Tab. 5.5: Akkumulationsfaktoren. Die Werte wurden durch Division der Mediane der Elementkonzentrationen in den Blättern der Baumarten durch die Mediane der Elementkonzentrationen im Boden der Baumstandorte getrennt für die beiden Untersuchungsflächen ermittelt.

Die Akkumulationsfaktoren geben Auskunft darüber, in welchem Ausmaß die betrachteten Elemente in den Blättern der Baumarten angereichert werden. Vergleicht man die Akkumulationsfaktoren der auf derselben Fläche wachsenden Individuen der beiden Arten, so wird die im Vergleich zu *Elaeagia* geringere Anreicherung von Fe und Zn in den Blättern von *Plinia* nochmals deutlich. *Plinia* akkumuliert dagegen Mn

in stärkerem Maße als *Elaeagia*, bezüglich des Cu treten die geringsten Differenzen im Artvergleich auf. Die unterschiedlichen Akkumulationsfaktoren von *Elaeagia* und *Plinia* deuten auf artspezifische Besonderheiten hin. Diese können sich, wie in den vorausgegangenen Abschnitten bereits diskutiert, durch den unterschiedlichen Einfluß der Baumarten auf die Konzentration der im Boden verfügbaren Elemente ergeben. Die Ausscheidung von Protonen, organischen Säuren sowie reduzierenden und chelatisierenden Verbindungen durch die Wurzeln kann eine erhebliche Bedeutung für die Nährstoffversorgung der Pflanze haben. In diesem Zusammenhang sind auch die spezifische Veränderung der Zusammensetzung der Streu durch die Individuen verschiedener Taxa sowie die Atmungsaktivität der Wurzeln, die sich wiederum aus der Versorgung der Wurzeln mit Kohlenhydraten und Sauerstoff ergibt, zu nennen. Daneben können auch (oder zusätzlich) artspezifische „innere“ Faktoren, welche die Aufnahmerate der Nährstoffe beeinflussen, für die unterschiedlichen Akkumulationsfaktoren verantwortlich sein. An dieser Stelle soll nur auf die Bedeutung von Diffusionsraten, Uniport-, Symport- und Antiport-Translokatoren und Membran-ATP-asen verwiesen werden.

Weiterhin hängt die Nährstoffversorgung der Pflanzen auch von der Ausprägung des Wurzelsystems ab, ebenso ist eine symbiontische Beziehung der Wurzeln zu Pilzen (Mykorrhiza) durchaus von Bedeutung. Alle hier angesprochenen Faktoren vernetzen sich zu einem komplexen Gefüge, dessen Einzelkomponenten schwer erfaßbar sind. Inwieweit einige, mehrere oder sogar alle genannten Faktoren für die unterschiedliche Nährstoffakkumulation von *Elaeagia* und *Plinia* verantwortlich sind, kann im Rahmen dieser Untersuchung nicht geklärt werden.

Neben artspezifischen Faktoren können auch edaphische Faktoren die Anreicherung der untersuchten Elemente in der Pflanze bestimmen, selbst wenn nur ein Bodentyp betrachtet wird. Der mögliche Einfluß einiger edaphischer Bedingungen wie pH-Wert, Kationenaustauschkapazität, Bodenfeuchte, Redoxpotential und Humusgehalt auf die Verfügbarkeit der Nährstoffe im Boden wurde in den vorherigen Kapiteln bereits angesprochen. Zusätzlich können weitere Faktoren wie Temperatur und Struktur des Bodens, Bodenfauna und Mikroorganismen sowie, bei großräumiger Betrachtung, das Relief der untersuchten Gebiete von Bedeutung sein.

Der Einfluß der edaphischen Bedingungen auf die Anreicherung von Cu und Fe in den Blättern von *Elaeagia* und *Plinia* läßt sich anhand der Akkumulationsfaktoren relativ gut beurteilen, da sich die Konzentrationen im Boden der Untersuchungsflächen bezüglich dieser Elemente signifikant unterscheiden. Der Vergleich der für die Untersuchungsflächen ermittelten Akkumulationsfaktoren beider Baumarten ergibt relativ große Differenzen. Dies läßt sich darauf zurückführen, daß die auf dem Kamm wachsenden Individuen trotz einer höheren Cu- und Fe-Verfügbarkeit keine höheren Blattgehalte aufweisen als die Individuen des Hanges. Bei einer hohen Korrelation von Boden- und Blattkonzentrationen wären geringere Differenzen zwischen den für die Individuen der beiden Flächen errechneten Akkumulationsfaktoren zu erwarten. Demnach läßt sich die unterschiedliche Anreicherung von Cu und Fe in den Blättern beider Baumarten vornehmlich auf artspezifische Besonderheiten zurückführen, edaphische Faktoren sind eher von untergeordneter Bedeutung.

Anhand der in Abschnitt 4.14 dargestellten Streudiagramme und der in Tab. 4.14 a aufgeführten Korrelationskoeffizienten kann der Einfluß edaphischer Faktoren auf die Akkumulation aller vier Elemente in den Blättern von *Elaeagia* und *Plinia* genauer verifiziert werden. Bei Betrachtung der Streudiagramme fällt zunächst auf, daß sich die einem Element zugehörigen Einzelwerte (Boden- und Blattkonzentration) zu einer Punktwolke von mehr oder weniger runder bis ovaler Form zusammensetzen. Die Form einer Geraden oder Linie, die von links unten nach rechts oben verläuft und auf eine Korrelation von Boden- und Blattkonzentrationen hindeuten würde, wird nur in sehr wenigen Fällen annähernd sichtbar. Die Ergebnisse der statistischen Auswertung bestätigen diesen Eindruck. Signifikante, hohe Korrelationen treten nicht auf, lediglich für Cu bei *Plinia* (Hang) und für Mn bei *Plinia* (Kamm) sind signifikante, mittlere Korrelationen ermittelt worden. Diese Korrelationen verdeutlichen, daß die in den Blättern ermittelten Elementkonzentrationen in hohem Maße von den im Boden vorliegenden Konzentrationen desselben Elementes abhängen. Zur besseren Übersicht ist die Korrelation von Cu bei *Plinia* in Abb. 4.14 e exemplarisch dargestellt, auffällig ist, daß die Korrelation nur auf der Hangfläche auftritt. Da sich die Cu-Konzentrationen der beiden Untersuchungsflächen jedoch deutlich unterscheiden ist vorstellbar, daß die geringeren Gehalte im Boden der Hangfläche hier die Anreicherung in den Blättern von *Plinia* limitieren. Dagegen ist aufgrund der höheren Cu-Konzentrationen im Boden der Kammfläche möglich, daß hier der Bedarf von *Plinia* ausreichend gedeckt ist und die Anreicherung in den Blättern daher nicht von den zur Verfügung stehenden Konzentrationen im Boden begrenzt wird.

Die für Mn bei *Plinia* ermittelte mittlere Korrelation tritt ebenfalls nur auf einer der beiden Untersuchungsflächen auf. Dies kann darauf hindeuten, daß die Korrelation zufälliger Natur ist, da weder die Elementgehalte im Boden noch die in den Blättern vorliegenden Konzentrationen im Vergleich der Untersuchungsflächen Unterschiede aufweisen. An dieser Stelle soll jedoch noch einmal auf die, in Abschnitt 5.2.2 bereits angesprochene, mögliche Beeinflussung der Elementkonzentrationen durch zeitlich bedingte Ereignisse (Trockenzeit - Regenzeit) eingegangen werden. Die veränderten Bedingungen während der Regenzeit können sich aufgrund des unterschiedlichen Reliefs der Untersuchungsflächen in unterschiedlichem Maße auf die Elementkonzentrationen im Boden von Hang und Kamm auswirken. Daher ist durchaus vorstellbar, daß während der Regenzeit signifikante Unterschiede der Elementkonzentrationen von Hang und Kamm bestehen, welche die Versorgung der untersuchten alten Blätter längerfristig beeinflussen. Eine im Vergleich zum Hang mögliche geringere Mn-Konzentration im Boden der Kammfläche während der Regenzeit könnte die Anreicherung in den Blättern von *Plinia*, ähnlich wie für Cu im Falle der Hangfläche bereits angesprochen, limitieren und bis zum Zeitpunkt der Probennahme in der Trockenzeit sichtbar bleiben.

Außer in den beschriebenen beiden Fällen treten keine weiteren Korrelationen zwischen Elementkonzentrationen in Blatt und Boden auf. Hier wird die Akkumulation der Nährstoffe offensichtlich nur in sehr geringem Maße von den im Boden vorliegenden Elementkonzentrationen bestimmt. Stattdessen sind artspezifische Besonderheiten anzunehmen, die es der Pflanze erlauben, trotz schwankender äußerer Bedingungen eine charakteristische Elementkonzentration in den Blättern beizubehalten. Der Einfluß dieser artspezifischen Besonderheiten auf die Nährstoffakkumulation wird besonders deutlich, wenn man die Blattkonzentrationen vieler verschiedener Arten betrachtet, die annähernd gleichen Ernährungsbedingungen ausgesetzt sind. In den in Abb. 5.1 a und b dargestellten Portfolio-Diagrammen sind die Mediane der Mn- bzw. Zn-Blatt-Konzentrationen von *Elaeagia* und *Plinia* in

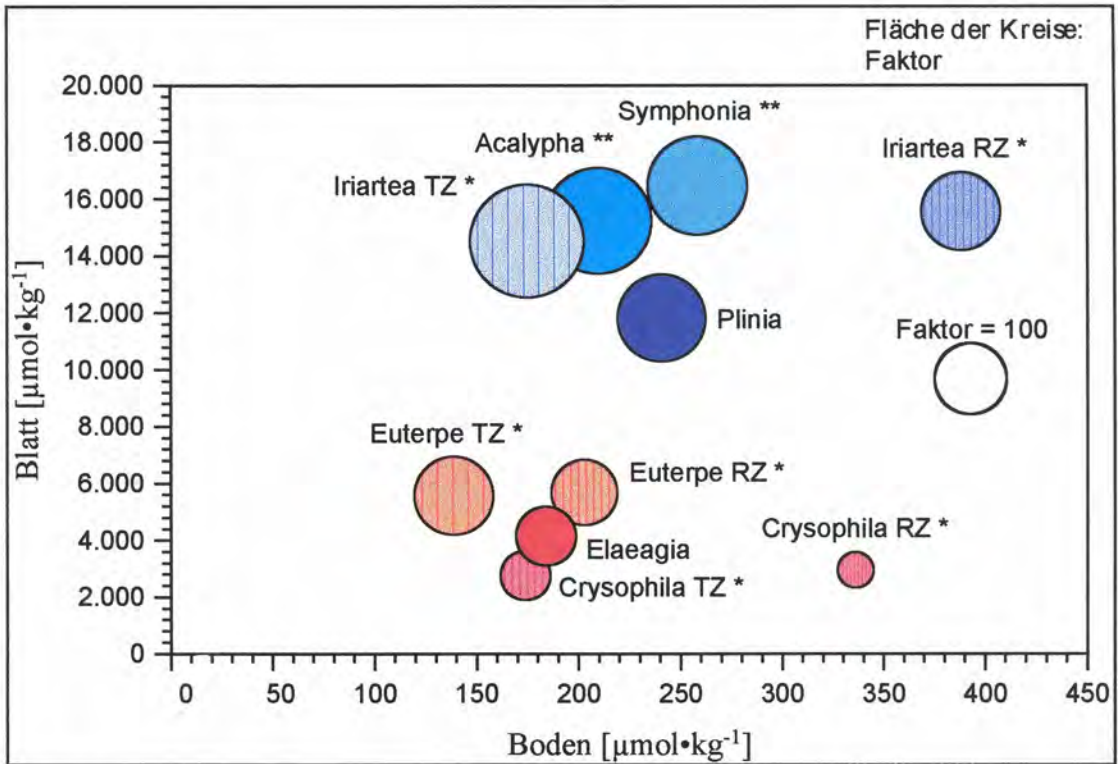


Abb. 5.1 a: Mangan

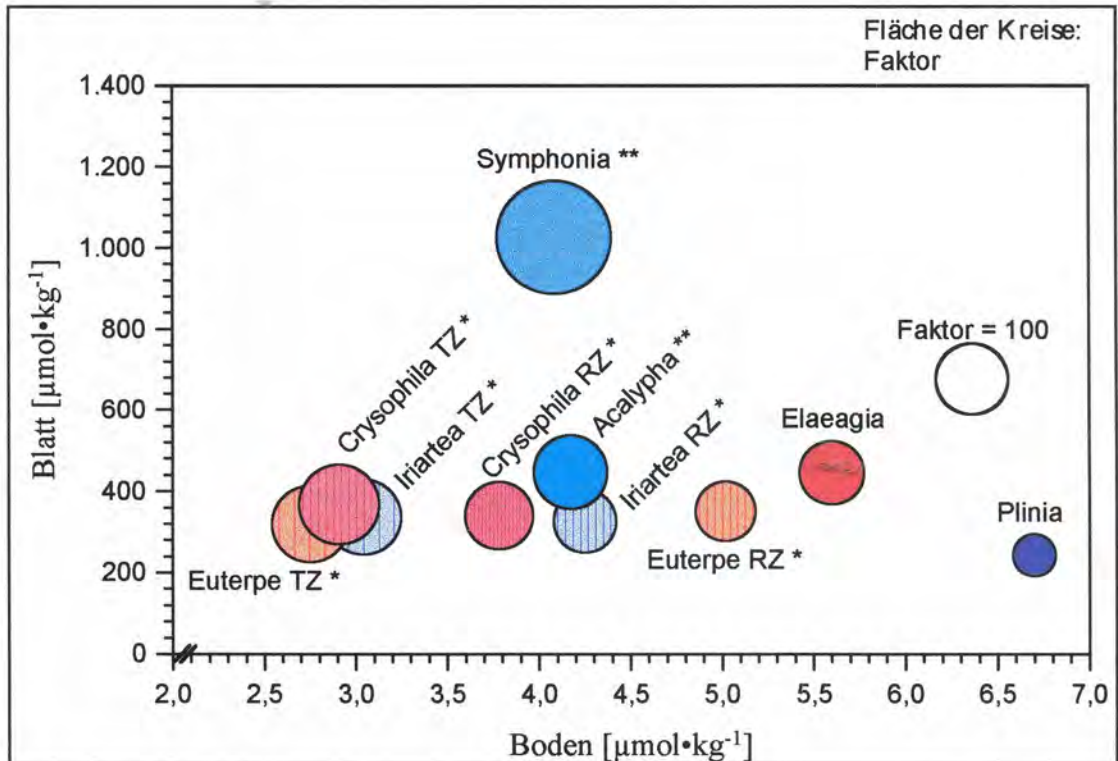


Abb. 5.1 b: Zink

Abb. 5.1 a-b: Verteilung der Mn- bzw. Zn-Konzentration in Blättern und Boden verschiedener Baumarten auf der Kammfläche. Jeder Kreis beschreibt die mittleren Elementkonzentrationen der Blätter und des Bodens einer Art. Die Fläche der Kreise symbolisiert den Akkumulationsfaktor (Faktor) der einzelnen Arten. TZ = Trockenzeit, RZ = Regenzeit. * = von BIRKELBACH (1995) während der Trocken- und Regenzeit untersuchte Arten, ** = von BIRKELBACH (1995) ausschließlich während der Trockenzeit untersuchte Arten.

Abhängigkeit von den Medianen der im Boden der Baumstandorte ermittelten Elementkonzentrationen aufgetragen. Zusätzlich wurden die während der Trockenzeit (1993) von BIRKELBACH (1995) für verschiedene Baumarten der Kammfläche ermittelten Werte in die Diagramme eingefügt, um eine größere Anzahl von in der RBAB häufig auftretenden Arten vergleichend betrachten zu können. Bei den von BIRKELBACH untersuchten Arten handelt es sich um drei Arecaceen (*Iriartea deltoidea*, *Euterpe macrospadix*, *Crysophila albida*), eine Clusiacee (*Symphonia globulifera*) und eine Euphorbiacee (*Acalypha apodanthes*). Für die Aracaceen wurden die Elementkonzentrationen zusätzlich während der Regenzeit des gleichen Jahres bestimmt, auch diese Werte wurden in die Diagramme eingefügt. Der Schnittpunkt von Blatt- und Bodenkonzentration jeder Art liegt im Mittelpunkt der in den Diagrammen dargestellten Kreise, die Fläche der Kreise wird durch die für die einzelnen Arten errechneten Akkumulationsfaktoren (s.o.) bestimmt.

Die Portfolio-Diagramme zeigen die Abhängigkeit der Nährstoffakkumulation von artspezifischen „inneren“ Faktoren besonders deutlich. Vergleicht man die Mn-Akkumulation in den Blättern verschiedener Arten, deren Baumstandorte annähernd gleiche Mn-Konzentrationen aufweisen, so zeigt sich, daß insbesondere *Symphonia*, *Acalypha*, *Iriartea* und *Plinia* Mn erheblich stärker akkumulieren als *Euterpe*, *Crysophila* und *Elaeagia*.

Bezüglich der Zn-Akkumulation zeigt sich dagegen eine völlig andere Verteilung, trotz relativ großer Unterschiede zwischen den im Boden der Baumstandorte vorliegenden Konzentrationen weisen alle Arten, bis auf *Symphonia*, sehr ähnliche Zn-Gehalte in den Blättern auf.

Interessant ist auch der Vergleich der Akkumulationsfaktoren einzelner Arten zwischen Trocken- und Regenzeit. In der Regenzeit ist der verfügbare Anteil beider Elemente im Boden der Baumstandorte höher, was BIRKELBACH (1995) auf die erhöhte Freisetzung von Mn und Zn aus der Laubstreu zurückführt. Die in der Regenzeit ermittelten Blattkonzentrationen aller drei Arten bleiben jedoch gegenüber den während der Trockenzeit bestimmten Werten nahezu unverändert.

Bei Betrachtung der Diagramme wird neben der Bedeutung artspezifischer Faktoren für die Nährstoffakkumulation auch die relativ große Streuung der Elementkonzentrationen im Boden der Standorte der einzelnen Arten anschaulich. Diese kleinräumigen Unterschiede können auf unterschiedliche edaphische Bedingungen und/oder auf den Einfluß der Baumart auf die Verfügbarkeit der Elemente im Boden zurückgeführt werden.

5.4 Fazit und Ausblick

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß signifikante Korrelationen von Blatt- und Bodenkonzentrationen nur für Cu und Mn bei *Plinia* auf jeweils einer der beiden Untersuchungsflächen bestehen. Die Akkumulation dieser Elemente durch *Plinia* wird damit in hohem Ausmaß durch die edaphischen Faktoren der entsprechenden Untersuchungsfläche bestimmt. Signifikante Korrelationen bezüglich der Elemente Mn und Zn werden auch von anderen Autoren nur in Einzelfällen für die RBAB beschrieben. WEBER (1994) weist in wenigen Fällen Mn- und Zn-Korrelationen nach und BIRKELBACH (1995) stellt lediglich für eine der untersuchten fünf Arten eine mittlere, signifikante Mn-Korrelation fest.

Die Nährstoffgehalte in den Blättern von *Elaeagia* zeigen für keines der untersuchten Elemente eine Abhängigkeit von den im Boden vorliegenden Elementkonzentrationen. Gleiches gilt für *Plinia* bezüglich der Elemente Cu und Fe sowie bezüglich Mn und Zn auf jeweils einer der beiden untersuchten Flächen. Dieser Umstand deutet auf die Befähigung der Pflanzen hin, ein typisches Ionenmuster mit einer vergleichsweise geringen Streuung in den Blättern gegenüber schwankenden äußeren Bedingungen aufrechtzuerhalten. Dem muß eine entsprechende Selektivität der Nährstoffaufnahme zugrunde liegen, die auf artspezifische physiologische Eigenschaften zurückgeführt werden kann.

Die Nährstoffakkumulation der Pflanzen kann durch zahlreiche, im Rahmen dieser Arbeit angesprochene Faktoren beeinflusst werden. Zum einen sind verschiedene „innere“ Faktoren zu nennen, die auf artspezifischen Stoffwechselcharakteristika beruhen und eine (in Grenzen) selektive Ionenaufnahme erlauben. Zum anderen kann auch die Beeinflussung des Standortes durch die Pflanze und eine damit verbundene erhöhte Verfügbarkeit der Elemente im Boden von Bedeutung sein. Schließlich können die edaphischen Bedingungen eine ausschlaggebende Rolle spielen, insbesondere wenn hohe Korrelationen zwischen Blatt- und Bodenkonzentrationen bestehen. Die Bedeutung all dieser genannten Faktoren für die Nährstoffakkumulation einer bestimmten Pflanzenart kann unter natürlichen Bedingungen im Freiland nicht quantifiziert werden. Bei Untersuchungen unter Laborbedingungen, z.B. mit Nährlösungen konstanter Konzentrationen, können dagegen nicht alle Faktoren, die im Freiland bedeutsam sind (Bodenstruktur, chemotropes Wachstum der Wurzeln u.a.) erfaßt werden.

Im Rahmen zukünftiger Arbeiten im Bereich der Nährstoffakkumulation von Pflanzen unter natürlichen Bedingungen wäre es daher von Vorteil, möglichst viele der edaphischen Bedingungen der untersuchten Flächen zu erfassen. Neben der pH-Wert-Messung kann die Bestimmung von Humusgehalt, Kationenaustauschkapazität, Redoxpotential, Bodenfeuchte und Bodentemperatur einen detaillierteren Einblick in die Bedeutung edaphischer Faktoren für die Nährstoffakkumulation der untersuchten Arten erlauben. Weiterhin könnte die Einbeziehung des Unterbodens in die Untersuchung vorteilhaft sein, da die Pflanzen Nährstoffe nicht nur aus dem Oberboden, in dem sich ein Großteil der Wurzelmasse befindet, sondern zum Teil auch aus dem Unterboden aufnehmen. Die höchsten im Rahmen dieser Untersuchung ermittelten Fe-Konzentrationen treten in einer Bodentiefe von 50 bis 60 cm auf (Bodenprofil der Hangfläche), eine Berücksichtigung der im Unterboden vorliegenden Elementkonzentrationen könnte daher die Ergebnisse deutlich beeinflussen.

Die bezüglich der Mn- und Zn-Konzentrationen relativ homogenen Bedingungen im Boden der in dieser Arbeit untersuchten Flächen lassen bei zusätzlichen kleinräumigen Schwankungen eine Korrelation von Blatt- und Bodenkonzentrationen nur schwer nachweisen. Durch die Auswahl mehrerer Untersuchungsflächen, deren Böden sich bezüglich ihrer Nährstoffsituation deutlich unterscheiden (dies könnte im Rahmen von Vorversuchen geklärt werden), wären bestehende Korrelationen leichter nachweisbar. Voraussetzungen wären hier möglichst geringe Differenzen der Flächen hinsichtlich anderer Parameter sowie ein natürliches Vorkommen der betrachteten Arten auf den Untersuchungsflächen.

Insbesondere bei der Untersuchung von Spurenelementen wäre weiterhin von Vorteil, die Eignung der für die Bodenextraktion verwendeten Reagenzien in Vorversuchen zu testen. Ein nicht unerheblicher Anteil der Spurenelemente liegt im Boden in komplexierter Form vor und wird daher von verschiedenen Extraktionsmitteln in unterschiedlichem Maße freigesetzt.

Eine mehrmalige Probennahme über einen längeren Zeitraum hinweg würde den Einfluß von Trocken- und Regenzeit auf die Elementkonzentrationen im Boden klären und zusätzlich aufzeigen, ob Korrelationen nur zeitweilig bestehen. Hohe zeitliche und kleinräumige Inhomogenitäten der Nährstoffverfügbarkeit im Boden in Verbindung mit unterschiedlichen, artspezifischen Aufnahmestrategien der verschiedenen Baumarten könnten möglicherweise sogar ein Stück weit zur Erhaltung der hohen Diversität der Vegetation in der RBAB beitragen, da zeitweilig und kleinräumig immer wieder andere Arten und Individuen hinsichtlich der Nährstoffaufnahme bevorzugt wären.

6 Zusammenfassung

Im prämontanen Regenwald der Reserva Biológica Alberto Brenes in Costa Rica wurden auf zwei jeweils einen Hektar großen Flächen die dort häufig vorkommenden Baumarten *Elaeagia auriculata* (Rubiaceae) und *Plinia salticola* (Myrtaceae) hinsichtlich ihrer Blattgehalte an Cu, Fe, Mn und Zn untersucht. Aus dem Boden der Baumstandorte wurden in einer Tiefe von 0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm und 15-20 cm Proben entnommen, deren Elementgehalte ebenfalls bestimmt wurden. Die Elemente der Bodenproben wurden mit Ammoniumacetat, die der Blattproben mit Salpetersäure extrahiert. Die quantitative Bestimmung der Elementkonzentrationen erfolgte mittels Atomabsorptionsspektrometrie. Die pH-Werte des Bodens wurden in destilliertem Wasser und in Kaliumchlorid gemessen.

Der pH-Wert im Boden liegt zwischen 4,4 und 5,9 (in H₂O) bzw. 3,8 und 5,3 (in KCl). Im Vergleich zu anderen tropischen Waldböden weist der Boden der Untersuchungsflächen relativ hohe Konzentrationen an Mn, mittlere Konzentrationen an Cu und Fe und geringe Konzentrationen an Zn auf. An landwirtschaftlichen Kriterien gemessen ist der Boden als mäßig fruchtbar einzuordnen.

Alle untersuchten Elemente zeigen mit zunehmender Bodentiefe eine deutliche Konzentrationsabnahme, die vermutlich auf den höheren Humusgehalt der obersten Horizonte zurückgeführt werden kann. Die Elementkonzentrationen im Boden der Standorte der beiden Baumarten unterscheiden sich, im Gegensatz zu den pH(H₂O)-Werten, nicht voneinander, mit einer Ausnahme für Zn im obersten Horizont. Die niedrigeren pH-Werte im Boden der *Plinia*-Standorte könnten das Ergebnis einer höheren Protonenausscheidung durch die Wurzeln von *Plinia* sein oder sich durch die stärkere Freisetzung von organischen Säuren während der Zersetzung der Streu von *Plinia* ergeben. Im Boden der beiden Untersuchungsflächen Hang und Kamm finden sich unterschiedliche Konzentrationen der Elemente Cu und Fe. Da die Verfügbarkeit dieser Elemente stark vom Gehalt an organischer Substanz abhängt, könnten die niedrigeren Cu- und Fe-Gehalte des Hanges auf die stärkere Inklination der Fläche und eine damit verbundene stärkere Verlagerung von Oberbodenmaterial durch Wassererosion zurückgeführt werden.

Im Vergleich zu Blattgehalten von Bäumen aus anderen Regenwäldern sind die Blattgehalte beider Arten bezüglich Cu und Zn durchschnittlich und bezüglich Mn überdurchschnittlich hoch. Auch die Fe-Gehalte liegen bei *Elaeagia* im durchschnittlichen Konzentrationsbereich, während *Plinia* relativ geringe Fe-Konzentrationen aufweist. Im Vergleich der Blattgehalte der beiden Baumarten treten große Unterschiede auf. Diese können sich durch den Einfluß der Baumarten auf die Verfügbarkeit der Elemente im Boden ergeben, aber auch auf artspezifische Aufnahme- und Anreicherungsmechanismen zurückgeführt werden. Auffällig ist die starke Akkumulation von Mn durch *Plinia*, vermutlich ist diese Baumart mangan-tolerant. *Plinia* akkumuliert Mn auf der Hangfläche in höherem Ausmaß als auf der Kammfläche, was mit einer möglichen stärkeren Verdrängung des Zn durch konkurrierende Ionen im Boden des Hanges in Zusammenhang stehen kann.

Eine Elementverlagerung von alten zu jungen Blättern zeigt sich bei beiden Baumarten für Cu. Mn wird dagegen in alten Blättern stärker angereichert, da es nur in sehr geringem Maße phloemmobil ist. Junge Blätter von *Plinia* weisen höhere Fe- und Zn- Konzentrationen auf, während diese Elemente von *Elaeagia* stärker in den alten Blättern akkumuliert werden.

Bei *Plinia* zeigen sich Korrelationen zwischen Boden- und Blattkonzentrationen für Cu und Mn auf jeweils einer der beiden Untersuchungsflächen. Daraus läßt sich schließen, daß hier edaphische Faktoren den größten Einfluß auf die Mineralstoffsituation in den Blättern ausüben. Weitere Korrelationen treten nicht auf. Dies deutet auf die Befähigung der Pflanzen hin, charakteristische Elementgehalte in den Blättern in (relativer) Unabhängigkeit von den im Boden vorliegenden Elementkonzentrationen aufrechtzuerhalten.

- ADRIANO, D.C. (1986): *Trace elements in the terrestrial environment*. Springer, New York, Berlin.
- BAUMEISTER, W. & ERNST, W. (1978): *Mineralstoffe und Pflanzenwachstum*. 3. Aufl., Gustav Fischer, Stuttgart.
- BEKELE, T., CINO, B.J., EHLERT, P.A.I., VAN DER MASS, A.A. & VAN DIEST, A. (1983): *An evaluation of plant-borne factors promoting the solubilization of alkaline rock phosphates*. *Plant and Soil* **75**, 361-378.
- BERGMANN, W. (1988): *Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen, Entstehung, visuelle und diagnostische Analyse*. 2. Aufl., Gustav Fischer, Stuttgart.
- BERGOEING, J.P., BRENES, L.G. & MALAVASSI, E.V. (1983): *Geomorfología del Pacífico Norte de Costa Rica*. Universidad de Costa Rica. Oficina de Publicaciones, San José.
- BERTSCH, F. (1987): *Manual para Interpretar la Fertilidad de los Suelos de Costa Rica*. 2. ed., Eds: ACEDO, D.M. & QUIRÓS, A.D., Oficina de Publicaciones de la Universidad de Costa Rica, San José.
- BERNHARDT, K.G. (1991): *Die Waldformation in Costa Rica*. In: *Natur und Museum*, Bd. 121, Heft 10, S. 289-301.
- BIRKELBACH, J. (1995): *Mineralstoffakkumulation von fünf Baumarten in einem prämontanen Regenwald in Costa Rica*. Dipl.Arbeit, Universität Bielefeld.
- BORMANN, F.H. & LIEKENS, G.E. (1979): *Pattern and process in a forested ecosystem*. Springer, New York.
- BRECKLE, S.W. & BRECKLE, R. (1996): *Mapping geomorphology and trails around the biological station at the Reserva Biológica Alberto Brenes (Sierra de Tilarán), Costa Rica*. In: ORTIZ V., R. (ed.): *Memoria investigación Reserva Biológica Alberto Ml. Brenes, San Ramón*. Universidad de Costa Rica. Revista Pensamiento Actual, Vol. 2.
- BULJOVCIC, Z. (1994): *Nährstoffgehalte in den Blättern von *Plinia salticola* L. (Myrtaceae) und *Elaeagia auriculata* Hemsl. (Rubiaceae) sowie im Boden eines prämontanen Regenwaldes in Costa Rica*. Dipl.Arbeit, Universität Bielefeld.
- BURGER, W. (1993): *Flora Costaricensis: Family No. 202, Rubiaceae*. Fieldiana, Botany New Series **33**.
- CASTILLO-MUÑOZ, R. (1983): *Geology*. In: JANZEN, D.H. (ed.): *Costa Rican Natural History*. The University of Chicago Press, S. 47-62.
- DIAZ-ROMEY, R. & HUNTER, A. (1978): *Metodología de muestreo de suelos, análisis químico de suelos y tejido vegetal e investigación en invernadero*. CATIE Turrialba, Costa Rica. Zitiert in BERTSCH (1987).

- DRECHSEL, P. & ZECH, W. (1991): *Foliar nutrient levels of broad-leaved tropical trees: A tabular review*. Plant and Soil 131, 29-46.
- FAO-UNESCO (1990): *Soil Map of the World*. Food and agricultural organization of the United Nations. International soil reference and information centre. World Soil Resource Report. Revised Legend. FAO, Rome.
- GAMBLE, J.F., AH CHU, R. & FISKELL, J.G.A. (1969): *Soils and agriculture of eastern Panama and northwestern Columbia*. In: *Symposium on sea-level canal bioenvironmental studies*, IOCS Memorandum BMI-24, report 8. Daten zitiert in GOLLEY et al. (1975)
- GOLLEY, F.B., MC GINNIS, J., CLEMENTS, R.G., CHILD, G.I. & DUEVER, M.J. (1975): *Mineral cycling in a tropical moist forest ecosystem*. University of Georgia Press, Athens.
- GOLLEY, F.B., RICHARDSON, T., & CLEMENTS, R.G. (1978): *Elemental concentrations in tropical forests and soils of northwestern Colombia*. Biotropica 10 (2): 144-151.
- GOLLEY, F.B., YANTKO, J., RICHARDSON, T. & KLINGE, H. (1980a): *Biogeochemistry of tropical forests: 1. The frequency distribution and mean concentration of selected elements in a forest near Manaus, Brazil*. Tropical Ecology 21: 59-70.
- GOLLEY, F.B., YANTKO, J. & JORDAN, C. (1980b): *Biogeochemistry of tropical forests: 2. The frequency distribution and mean concentration of selected elements near San Carlos de Rio Negro, Venezuela*. Tropical Ecology 21: 71-80.
- GÓMEZ, L.D. (1986): *Vegetación de Costa Rica*. San José, Costa Rica.
- GÓMEZ L., J. & ORTÍZ V., R. (1996): *Lista de especies Reserva Biológica Alberto Ml. Brenes, San Ramón*. In: ORTÍZ V., R. (ed.): *Memoria de investigación Reserva Biológica Alberto Ml. Brenes, San Ramón*. Universidad de Costa Rica. Revista Pensamiento Actual, Vol.2.
- GRAHAM, R.D. (1981), in: LONEGRAN, L.F., ROBSON, A.D. & GRAHAM, R.D. (eds.): *Copper in soils and plants*. Academic Press, New York. Zitiert in ADRIANO (1986).
- GRIEVE, I.C., PROCTOR, J. & COUSINS, S.A. (1990): *Soil variation with altitude on Volcan Barva, Costa Rica*. Catena 17, 525-534.
- GRIMM, U. & FASSBENDER, H.W. (1981): *Ciclos bioquímicos en un ecosistema forestal de los Andes Occidentales de Venezuela. I. Inventario de las reservas orgánicas y minerales (N, P, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Al, Na)*. Turrialba 31 (1): 27-37.
- GRUBB, P.J. (1977): *Control of forest growth and distribution on wet tropical mountains: with special reference to mineral nutrition*. Annual Review of Ecology and Systematics 8: 83-107.

- HAQ, A.U., BATES, T.E. & SOON, Y.K. (1980): *Comparison of extractants for plant-available zinc, cadmium, nickel and copper in contaminated soils*. Soil Science Society of America Journal 44, 772-777.
- HEINRICHS, H., BRUMSACK, H.-J., LOFTFIELD, N. & KÖNIG, N. (1986): *Verbessertes Druckaufschlußsystem für biologische und anorganische Materialien*. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 149, 350-353.
- HEINRICHS, H., KÖNIG, N. & SCHULTZ, R. (1985): *Atom-Absorptions- und emissionsspektroskopische Bestimmungsmethoden für Haupt- und Spurenelemente in Probelösungen aus Waldökosystem-Untersuchungen*. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, 8.
- HILL, J. (1980): *The remobilization of nutrients from leaves*. Journal of Plant Nutrition 2 (4), 407-444.
- HOLDRIDGE, L.R., GRENKE, W.C., HATHEWAY, W.H., LANG, T. & TOSI (Jr.), J.A. (1971): *Forest environments in tropical life zones. A pilot study*. Pergamon Press.
- HORST, W.J. & MARSCHNER, H. (1978): *Effect of silicon on manganese tolerance of beanplants (Phaseolus vulgaris L.)*. Plant and Soil 50, 287-303.
- JORDAN, C.F. (1985): *Nutrient cycling in tropical forest ecosystems*. John Wiley & Sons, Chichester.
- JORDAN, C.F. & HERRERA, R. (1981): *Tropical rain forests: are nutrients really critical?* The American Naturalist 117 (2), 167-180.
- KÖHLER, W., SCHACHTEL, G. & VOLESKE, P. (1992): *Biostatistik*. Springer, Berlin.
- KREBS, J.E. (1974): *Chemical characteristics of the surface soil of three forests in San Carlos, Costa Rica*. Turrialba 24 (4): 382-386.
- KUNTZE, H., ROESCHMANN, G. & SCHWERDTFEGGER, G. (1994): *Bodenkunde*. 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart.
- LARCHER, W. (1994): *Ökophysiologie der Pflanzen*. 5. Aufl., Eugen Ulmer, Stuttgart.
- LEYERS, C. (1993): *Populationsökologische Untersuchung zweier Palmenarten im praemontanen Regenwald der Cordillera de Tilarán (Costa Rica)*. Dipl.Arbeit, Universität Bielefeld.
- MARSCHNER, H. (1985): *Nährstoffdynamik in der Rhizosphäre - eine Übersicht*. Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft 98, 291-309.
- MARSCHNER, H. (1995): *Mineral nutrition of higher plants*. 2. Aufl., Academic Press, London.

- MARTINI, J.A. & MOSQUERA, L. (1972): *Properties of five tropepts in a toposequence of the humid tropics in Costa Rica*. Soil Science Society of America Proceedings **36**, 473-478.
- MC DADE, L.A., BAWA, K.S., HESPENHEIDE, H.A. & HARTSHORN, G.S. (1994): *La Selva, Ecology and Natural History of a Neotropical Rainforest*. The University of Chicago Press, Chicago.
- MENGEL, K. (1991): *Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze*. 7. Aufl., Gustav Fischer, Jena.
- PAGEL, H., ENZMANN, J. & MUTSCHER, H. (1982): *Pflanzennährstoffe in tropischen Böden - ihre Bestimmung und Bewertung*. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- PERKIN-ELMER (1977): *Analytische Methoden der Atom-Absorptions-Spektrometrie*. Bodenseewerk Perkin-Elmer Co GmbH.
- RAHIMI, A. & BUSSLER, B. (1979): *Die Entwicklung und der Zn-, Fe- und P-Gehalt höherer Pflanzen in Abhängigkeit vom Zinkangebot*. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde **142**, 15-27.
- REISENAUER, H.M. (1994): *The interactions of manganese and iron*. In: MANTHEY, J.A., CROWLEY, D.E. & LUSTER, D.G. (eds.): *Biochemistry of metal micronutrients in the rhizosphere*. Lewis Publishers, London.
- RÖMHELD, U. & KRAMER, D. (1982): *Response to Fe deficiency in roots of „Fe-efficient“ plant species*. Journal of Plant Nutrition **5**, 489-498.
- RÖMHELD, U. & KRAMER, D. (1983): *Relationship between proton efflux and rhizodermal transfer cells induced by iron deficiency*. Zeitschrift für Pflanzenphysiologie **113**, 73-83.
- RÖMICH, B. (1993): *Analyse der Populationsstruktur und der Verbreitungsstrategie der Baumarten Pterocarpus hayesii und inga leonis im prämontanen Regenwald der „Reserva Forestal de San Ramón“, Costa Rica*. Dipl.Arbeit, Universität Bielefeld.
- SAHRHAGE, E. (1992): *Schwermetall- (Pb, Cd) und Nährelementverteilung (Mg, K) im Stammholz der Fichte [Picea abies (L.) Karst.] und deren Bestimmung mit Hilfe der AAS*. Diplomarbeit, Universität Bielefeld.
- SAKAR, A.N. & WYN JONES, R.G. (1982): *Effect of rhizosphere pH on the availability and uptake of Fe, Mn and Zn*. Plant and Soil **66**, 361-372.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1992): *Lehrbuch der Bodenkunde*. 13. Aufl., Enke, Stuttgart.

- SCHROERS, S. (1996): *Populationsökologische Untersuchung von Elaeagia auriculata (Rubiaceae) im Regenwald von Costa Rica*. Examensarbeit, Universität Bielefeld.
- SNEDAKER, S.C. & GAMBLE, J.F. (1969): *Compositional analysis of selected second-growth species from lowland Guatemala and Panama*. BioScience **19**: 536-538.
- SOIL SURVEY STAFF (1975): *Soil Taxonomy*. Agriculture Handbook No. 436. Soil Conservation Service. U.S. Dept. of Agriculture, Washington D.C..
- SPRENGER, A. (1992): *Populationsökologische Untersuchung von Plinia salticola (Myrtaceae) im prämontanen Regenwald der Cordillera de Tilarán (Costa Rica)*. Dipl. Arbeit, Universität Hohenheim.
- STARK, N. (1971 a): *Nutrient cycling : Nutrient distribution in some Amazonian soils*. Tropical Ecology **12** (1): 24-50.
- STARK, N. (1971 b): *Nutrient Cycling II: Nutrient distribution in Amazonian vegetation*. Tropical Ecology **12** (2): 177-201.
- STEUBING, L. & FANGMEIER, A. (1992): *Pflanzenökologisches Praktikum*. Ulmer, Stuttgart.
- STOEPLER, M. (1985): *Cadmium-Bestimmung in biologischem und Umweltmaterial*. In: FRESENIUS, W. et al. (ed.): Analytiker-Taschenbuch Bd. 5, Springer, Berlin.
- TURNER, D.P., SOLLINS, P., LEUKING, M. & RUDD, N. (1993): *Availability and uptake of inorganic nitrogen in a mixed old-growth coniferous forest*. Plant and Soil **148**, 163-174.
- ULRICH, B. (1981): *Ökologische Gruppierungen von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand*. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde **144**, 647-659.
- VARGAS, G. (1991): *Algunas consideraciones geográficas, geológicas y ecológicas de la Cuenca del Río San Lorenzo, San Ramón, Alajuela, Costa Rica*. In: ORTIZ V., R. (ed.): Memoria de investigación Reserva Forestal de San Ramón. Universidad de Costa Rica. Serie Catedra Universitaria.
- VLAMIS, J. & WILLIAMS, D.E. (1967): *Manganese and silicon interaction in the gramineae*. Plant and Soil **27**, 131-140.
- WATTENBERG, I. (1996): *Struktur, Diversität und Verjüngungsdynamik eines prämontanen Regenwaldes in der Cordillera de Tilarán in Costa Rica*. Bielefelder Ökologische Beiträge, Bd. 10, Abteilung Ökologie der Universität Bielefeld.
- WEBER, C. (1994): *Mineralstoffverhältnisse bei Baumfarnen in einem prämontanen Regenwald Costa Ricas*. Dipl.Arbeit, Universität Oldenburg.

- WHITMORE, T.C. (1993): *Tropische Regenwälder. Eine Einführung*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- WOODSON, R.G., SCHERY, JR. and SCHERY, R.W. (1980): *Flora of Panama. Family 179. RUBIACEAE - PART 1*. Annals of the Missouri Botanical Garden, **67**, 156-157.

<i>Elaeagia auriculata</i> (Boden)					<i>Elaeagia auriculata</i> (Boden)					<i>Plinia salticola</i> (Boden)					<i>Plinia salticola</i> (Boden)				
	pH H ₂ O	pH H ₂ O	pH H ₂ O	pH H ₂ O		pH KCl	pH KCl	pH KCl	pH KCl		pH H ₂ O	pH H ₂ O	pH H ₂ O	pH H ₂ O		pH KCl	pH KCl	pH KCl	pH KCl
	0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm		0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm		0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm		0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm
Hang	4,88	4,74	4,71	4,77	Hang	4,07	4,08	3,96	4,06	Hang	5,16	5,09	4,92	5,05	Hang	4,46	4,46	4,43	4,59
	5,25	4,98	4,92	5,00		4,32	4,33	4,56	4,65		4,61	4,58	4,44	4,51		4,20	4,40	4,37	4,35
	5,18	5,12	5,04	5,05		4,41	4,56	4,71	4,75		5,28	4,96	4,93	5,05		4,67	4,50	4,54	4,76
	4,88	5,09	5,00	4,89		4,38	4,53	4,38	4,29		4,97	5,05	4,95	5,02		4,61	4,63	4,62	4,60
	5,25	5,18	5,10	5,18		4,44	4,49	4,51	4,32		4,49	4,52	4,39	4,42		4,07	4,22	4,25	4,35
	5,02	4,99	4,96	4,84		4,28	4,40	4,56	4,55		4,95	4,38	4,64	4,56		4,50	4,49	4,70	4,51
	5,15	5,03	4,89	4,77		4,28	4,38	4,36	4,33		4,99	4,58	4,60	4,90		4,41	4,55	4,79	4,74
	5,43	5,33	5,33	5,22		4,64	4,73	4,88	4,76		4,69	4,68	4,58	4,70		4,44	4,29	4,42	4,33
	5,63	5,41	5,29	5,21		4,88	4,72	4,64	4,61		5,12	4,94	5,09	4,76		4,82	4,63	4,61	4,69
	5,52	5,25	5,30	5,15		4,90	4,62	4,60	4,47		4,83	4,66	4,68	4,60		4,50	4,47	4,63	4,60
	5,27	5,28	5,20	5,40		4,60	4,58	4,59	4,93		4,95	5,05	5,00	5,04		4,74	4,82	4,96	5,03
	4,60	4,70	4,88	4,90		4,14	4,22	4,40	4,45		5,22	5,25	5,41	5,41		4,52	4,69	4,99	5,12
	4,69	4,76	4,98	5,13		4,04	4,30	4,50	4,57		5,10	5,02	5,37	5,21		4,50	4,56	4,98	4,89
Median	5,18	5,09	5,00	5,05	Median	4,38	4,49	4,56	4,55		5,35	5,31	5,24	5,38		4,74	4,64	4,72	4,89
1. Qua	4,88	4,98	4,92	4,89	1. Qua	4,28	4,33	4,40	4,33	Median	4,98	4,95	4,93	4,96	Median	4,50	4,53	4,63	4,65
3. Qua	5,27	5,25	5,20	5,18	3. Qua	4,60	4,58	4,60	4,65	1. Qua	4,86	4,60	4,61	4,63	1. Qua	4,45	4,46	4,46	4,53
Kamm	5,57	5,50	5,60	5,37	Kamm	4,71	4,73	5,02	4,97	Kamm	5,15	5,05	5,07	5,05	Kamm	4,66	4,63	4,77	4,86
	5,76	5,65	5,70	5,35		4,72	4,59	4,74	4,81		4,48	4,60	4,49	4,45		4,05	4,34	4,30	4,25
	5,66	5,76	5,56	5,72		4,66	4,72	4,80	5,26		4,96	4,83	4,81	4,81		4,22	4,22	4,51	4,48
	5,32	5,42	5,44	5,85		4,42	4,59	4,91	5,02		5,10	4,88	4,55	4,77		4,38	4,38	4,19	4,15
	5,03	5,00	4,88	5,02		4,47	4,57	4,76	4,93		4,85	4,81	4,79	4,88		4,45	4,45	4,67	4,56
	5,23	5,14	5,04	5,00		4,65	4,71	4,93	4,97		4,72	4,55	4,44	4,60		4,26	4,25	4,30	4,53
	4,90	4,88	4,78	4,81		4,33	4,40	4,62	4,67		5,12	5,00	4,85	4,80		4,38	4,29	4,29	4,02
	4,90	4,72	4,90	5,08		4,39	4,56	4,96	5,16		5,27	5,20	5,30	5,19		4,78	4,74	5,00	4,94
	5,38	5,42	5,42	5,48		4,28	4,38	4,60	4,76		4,68	4,66	4,50	4,64		4,23	4,33	4,65	4,81
	5,74	5,50	5,63	5,52		4,68	4,77	4,94	4,76		4,84	4,55	4,69	4,61		4,35	4,33	4,65	4,52
	5,03	4,74	4,75	4,80		4,06	3,91	3,79	3,84		5,14	5,00	5,38	5,15		4,37	4,35	4,94	4,76
	5,12	4,95	5,18	5,19		4,39	4,33	4,40	4,56		5,00	5,19	5,27	5,42		4,37	4,60	4,76	4,93
Median	5,28	5,28	5,30	5,27	Median	4,45	4,58	4,78	4,87	Median	4,96	4,83	4,79	4,80	Median	4,37	4,34	4,65	4,53
1. Qua	5,03	4,93	4,90	5,02	1. Qua	4,38	4,40	4,62	4,74	1. Qua	4,78	4,63	4,53	4,63	1. Qua	4,25	4,31	4,3	4,37
3. Qua	5,59	5,50	5,57	5,49	3. Qua	4,67	4,71	4,93	4,98	3. Qua	5,11	5,00	5,06	5,02	3. Qua	4,38	4,42	4,72	4,79
Median	5,23	5,12	5,04	5,13	Median	4,41	4,56	4,60	4,67	Median	4,97	4,88	4,81	4,81	Median	4,44	4,46	4,63	4,60
1. Qua	5,02	4,95	4,90	4,90	1. Qua	4,28	4,38	4,5	4,47	1. Qua	4,83	4,60	4,58	4,61	1. Qua	4,35	4,33	4,42	4,48
3. Qua	5,43	5,41	5,33	5,35	3. Qua	4,65	4,62	4,8	4,93	3. Qua	5,12	5,05	5,09	5,05	3. Qua	4,52	4,60	4,76	4,81

A1.1: pH(H₂O)- und pH(KCl)- Werte der Bodenproben. Die grau unterlegten Felder enthalten den Median sowie das 1. und 3. Quartil der bezüglich der Untersuchungsflächen getrennt betrachteten Werte, die weiß unterlegten Felder enthalten den Median sowie das 1. und 3. Quartil der Gesamtwerte (Untersuchungsflächen zusammengefaßt).

<i>Elaeagia auriculata</i> (Boden)					<i>Elaeagia auriculata</i> (Boden)					<i>Elaeagia auriculata</i> (Boden)					<i>Elaeagia auriculata</i> (Boden)				
	Cu	Cu	Cu	Cu		Fe	Fe	Fe	Fe		Mn	Mn	Mn	Mn		Zn	Zn	Zn	Zn
	0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm		0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm		0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm		0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm
Hang	12,48	11,68	9,17	6,81	Hang	29,37	23,99	40,32	16,67	Hang	473,44	283,59	212,60	178,93	Hang	9,97	7,34	5,57	3,99
	10,45	8,53	7,27	5,18		20,41	14,50	16,17	13,34		310,71	124,14	86,64	59,16		7,60	3,76	6,96	3,96
	12,52	10,46	8,97	6,07		40,41	23,65	6,14	6,21		634,17	255,74	180,93	96,29		10,96	5,90	4,08	4,80
	7,87	6,33	3,58	5,07		23,13	20,23	15,27	18,10		150,35	93,56	77,36	83,18		3,70	1,22	0,66	2,75
	13,27	8,75	7,93	5,65		36,76	20,91	15,78	15,58		267,57	145,98	90,65	59,52		8,30	3,82	3,70	3,47
	11,14	8,67	7,26	6,10		32,21	29,19	29,55	21,18		322,73	157,63	105,57	87,19		5,61	5,69	4,89	5,31
	11,02	8,80	6,33	6,33		33,90	32,89	16,08	35,04		255,92	115,22	87,55	82,27		6,41	2,80	9,42	4,04
	10,77	9,27	8,89	7,77		43,14	30,92	41,76	29,37		797,63	354,95	214,24	141,61		15,81	6,51	9,31	2,84
	8,32	7,87	5,73	5,79		17,85	29,01	37,82	20,61		379,15	271,21	217,70	160,00		6,29	5,70	3,07	3,15
	11,99	10,36	7,70	7,18		29,42	37,73	19,39	49,99		351,67	251,74	162,00	110,49		10,81	10,54	4,82	4,27
	14,26	11,07	9,94	8,70		35,36	27,59	34,25	22,92		668,39	306,53	232,99	170,37		10,23	6,76	5,09	3,01
	14,75	15,11	11,61	8,66		45,95	36,12	25,87	19,16		292,51	112,49	75,72	62,25		7,31	5,52	2,78	4,91
	14,87	17,64	11,17	11,88		73,18	60,16	46,25	35,44		175,29	73,36	50,42	48,42		10,00	6,38	4,22	3,76
Median	11,99	9,27	7,93	6,33	Median	33,90	29,01	25,87	20,61	Median	322,73	157,63	105,57	87,19	Median	8,30	5,70	4,82	3,96
1. Qua	10,77	8,67	7,26	5,79	1. Qua	29,37	23,65	16,08	16,67	1. Qua	267,57	115,22	86,64	62,25	1. Qua	6,41	3,82	3,70	3,15
3. Qua	13,27	11,07	9,17	7,77	3. Qua	40,41	32,89	37,82	29,37	3. Qua	473,44	271,21	212,60	141,61	3. Qua	10,23	6,51	5,57	4,27
Kamm	14,18	12,89	11,99	11,47	Kamm	50,03	39,20	27,11	24,89	Kamm	168,74	100,66	56,06	74,45	Kamm	6,88	4,60	3,87	1,42
	18,99	23,56	17,74	13,88		50,08	58,86	39,14	40,88		226,44	73,72	55,70	46,60		12,19	7,37	5,34	5,15
	21,62	16,93	11,63	9,19		31,39	27,95	16,03	13,73		456,33	225,34	113,76	74,81		11,32	7,80	4,05	5,38
	15,03	13,85	11,42	9,21		56,83	41,02	28,88	20,68		953,07	203,87	125,60	97,20		11,81	5,34	4,88	3,43
	17,41	17,42	24,75	10,69		39,07	40,95	29,60	31,87		464,34	220,61	176,74	107,39		11,09	5,92	8,69	4,28
	15,82	13,74	10,02	8,34		30,62	28,78	14,50	12,39		380,25	165,10	101,02	74,81		8,40	5,11	2,48	1,84
	12,73	12,97	8,47	7,16		30,31	30,44	28,60	26,98		342,57	181,84	96,47	88,28		7,91	5,60	2,23	4,24
	16,38	14,49	10,38	8,18		55,87	37,01	31,62	25,27		420,66	138,16	77,91	44,96		7,45	4,48	4,27	3,10
	15,41	22,49	16,32	12,73		70,14	35,15	38,01	21,67		224,43	121,77	83,37	63,71		6,64	4,63	4,69	5,67
	18,01	12,47	11,80	8,17		34,02	26,77	10,24	21,67		600,86	173,10	94,47	82,46		11,82	4,10	3,56	2,83
	18,44	18,11	15,64	17,18		21,67	6,27	11,76	12,41		836,76	596,31	441,95	301,43		5,66	4,83	3,93	6,24
	13,20	15,50	11,42	8,66		40,49	56,65	50,01	14,74		627,98	299,06	183,12	107,21		9,04	7,88	6,16	3,52
Median	16,10	15,00	11,72	9,20	Median	39,78	36,08	28,74	21,67	Median	438,49	177,47	98,75	78,63	Median	8,72	5,22	4,16	3,88
1. Qua	14,82	13,55	11,16	8,30	1. Qua	31,20	28,57	15,65	14,49	1. Qua	313,53	134,06	82,00	71,76	1. Qua	7,31	4,63	3,79	3,04
3. Qua	18,12	17,59	15,81	11,79	3. Qua	51,53	40,97	33,22	25,70	3. Qua	607,64	221,80	138,38	99,70	3. Qua	11,44	6,28	4,99	5,21
Median	14,18	12,89	10,02	8,18	Median	35,36	30,44	28,60	21,18	Median	379,15	173,10	101,02	83,18	Median	8,40	5,60	4,27	3,96
1. Qua	11,99	9,27	7,93	6,33	1. Qua	30,31	26,77	16,03	15,58	1. Qua	267,57	121,77	83,37	63,71	1. Qua	6,88	4,60	3,70	3,10
3. Qua	15,82	15,50	11,63	9,21	3. Qua	45,95	37,73	37,82	26,98	3. Qua	600,86	255,74	180,93	107,39	3. Qua	10,96	6,51	5,34	4,80

A1.2: Elementkonzentrationen der Bodenproben (*Elaeagia*-Standorte). Die grau unterlegten Felder enthalten den Median sowie das 1. und 3. Quartil der bezüglich der Untersuchungsflächen getrennt betrachteten Werte, die weiß unterlegten Felder enthalten den Median sowie das 1. und 3. Quartil der Gesamtwerte (Untersuchungsflächen zusammengefaßt). Alle Elementkonzentrationen sind in µmol/kg TG angegeben.

<i>Plinia salticola</i> (Boden)					<i>Plinia salticola</i> (Boden)					<i>Plinia salticola</i> (Boden)					<i>Plinia salticola</i> (Boden)				
	Cu	Cu	Cu	Cu		Fe	Fe	Fe	Fe		Mn	Mn	Mn	Mn		Zn	Zn	Zn	Zn
	0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm		0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm		0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm		0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm
Hang	12,12	8,74	8,10	9,57	Hang	29,31	25,44	16,56	16,62	Hang	513,67	246,46	171,65	145,80	Hang	12,10	5,78	3,91	3,76
	10,81	8,89	8,83	6,66		34,97	18,03	15,22	12,41		391,17	218,97	131,42	119,77		16,93	3,35	7,11	2,40
	10,06	10,14	8,87	6,67		29,19	34,08	20,13	11,66		349,67	151,81	103,57	62,80		10,96	5,60	4,53	4,40
	14,29	12,86	8,81	8,83		33,65	32,46	23,85	15,97		709,34	266,66	209,51	176,02		11,61	6,82	4,40	3,30
	12,56	16,33	14,98	15,03		78,30	69,73	50,53	39,27		1558,3	528,60	333,28	219,70		20,29	15,54	11,15	10,45
	9,19	8,31	7,21	5,15		18,37	11,76	4,67	7,75		461,25	216,61	161,82	134,88		13,43	7,37	7,23	6,82
	9,99	9,20	7,45	7,63		106,33	29,42	8,86	13,61		400,82	233,90	107,94	88,46		11,15	6,87	5,58	3,70
	12,34	11,39	11,91	11,17		40,11	35,47	28,52	33,57		730,28	300,16	194,40	171,10		8,76	5,57	7,39	3,93
	10,76	11,03	7,76	7,18		18,93	19,03	14,27	14,04		427,75	238,63	125,96	112,85		20,08	6,16	3,03	3,61
	21,12	9,67	5,87	6,24		29,13	25,78	16,26	19,84		740,83	303,98	146,71	141,98		93,91	2,84	2,84	2,69
	8,36	7,41	7,67	5,11		31,14	22,65	41,54	9,99		277,77	129,42	99,93	68,62		6,24	4,83	5,61	5,93
	16,30	12,70	8,30	5,68		31,80	32,41	34,61	11,96		504,57	227,89	145,98	106,85		9,83	4,83	1,96	0,92
	15,28	13,82	9,73	9,92		32,00	14,13	19,02	3,85		471,08	294,33	166,37	192,94		8,41	7,05	4,62	6,07
	14,38	12,69	11,21	8,43		28,95	17,08	13,07	2,69		746,84	360,22	223,34	126,87		12,51	6,68	5,69	2,75
Median	12,23	10,58	8,56	7,41	Median	31,47	25,61	17,79	13,01	Median	487,82	242,55	154,26	130,87	Median	11,85	5,97	5,10	3,73
1. Qua	10,24	8,97	7,69	6,34	1. Qua	29,15	18,28	14,51	10,41	1. Qua	407,55	221,20	127,33	108,35	1. Qua	10,12	5,02	4,04	2,89
3. Qua	14,36	12,70	9,51	9,38	3. Qua	34,64	32,45	27,36	16,46	3. Qua	725,04	298,70	188,71	164,78	3. Qua	16,05	6,86	6,76	5,55
Kamm	16,41	20,05	15,12	12,90	Kamm	120,90	113,54	50,30	29,78	Kamm	904,84	372,06	156,54	107,94	Kamm	19,61	9,86	3,50	2,03
	13,58	12,58	12,87	13,03		28,24	20,99	8,76	18,86		642,18	233,35	186,94	205,50		8,37	8,03	5,25	9,28
	25,76	23,48	14,82	10,48		72,11	47,93	37,48	29,72		384,98	187,48	115,04	92,47		8,04	6,22	18,57	3,15
	22,02	14,52	12,66	10,56		31,69	28,29	29,60	41,45		326,91	133,42	95,93	71,72		9,45	5,40	5,61	6,51
	23,87	18,21	12,66	13,00		58,62	55,96	56,53	39,27		211,51	96,29	78,09	79,00		6,70	6,59	5,77	4,59
	23,15	18,94	10,85	8,47		48,19	50,42	29,85	17,94		1229,6	352,76	207,32	162,73		13,34	3,85	3,56	3,64
	20,79	26,17	21,41	14,07		68,04	21,36	10,89	27,83		1046,5	400,45	263,75	154,72		20,39	13,81	9,15	7,22
	17,79	19,77	14,10	12,59		62,60	50,33	29,31	18,98		260,29	147,26	77,72	56,25		11,26	6,22	2,95	3,81
	23,64	20,88	14,05	11,62		75,92	36,65	27,58	22,20		210,60	89,74	53,88	43,50		13,92	4,69	4,33	3,65
	19,04	16,48	11,03	9,56		38,78	32,46	31,39	13,32		392,26	198,77	100,11	75,36		12,62	4,69	5,66	2,83
	16,81	13,42	10,15	7,98		27,65	23,65	19,64	11,82		544,98	269,03	134,70	99,57		10,69	4,66	4,76	2,71
Median	20,79	18,94	12,87	11,62	Median	58,62	36,65	29,60	22,20	Median	392,26	198,77	115,04	92,47	Median	11,26	6,22	5,25	3,65
1. Qua	17,30	15,50	11,84	10,02	1. Qua	35,24	25,97	23,61	18,40	1. Qua	293,60	140,34	87,01	73,54	1. Qua	8,91	4,69	3,95	2,99
3. Qua	23,39	20,46	14,46	12,95	3. Qua	70,08	50,38	34,43	29,74	3. Qua	773,51	310,90	171,74	131,33	3. Qua	13,63	7,31	5,71	5,07
Median	15,28	12,86	10,85	9,56	Median	33,65	29,42	23,85	16,62	Median	471,08	233,90	145,98	112,85	Median	11,61	6,16	5,25	3,70
1. Qua	12,12	10,14	8,30	7,18	1. Qua	29,19	21,36	15,22	11,96	1. Qua	384,98	187,48	103,57	79,00	1. Qua	9,45	4,83	3,91	2,83
3. Qua	20,79	18,21	12,87	11,62	3. Qua	62,60	36,65	31,39	27,83	3. Qua	730,28	300,16	186,94	154,72	3. Qua	13,92	6,87	5,77	5,93

A1.3: Elementkonzentrationen der Bodenproben (Plinia-Standorte). Die grau unterlegten Felder enthalten den Median sowie das 1. und 3. Quartil der bezüglich der Untersuchungsflächen getrennt betrachteten Werte, die weiß unterlegten Felder enthalten den Median sowie das 1. und 3. Quartil der Gesamtwerte (Untersuchungsflächen zusammengefaßt). Alle Elementkonzentrationen sind in µmol/kg TG angegeben.

Bodenprofil Hang								
	Cu	Fe	Mn	Zn	pH H ₂ O	pH KCl	C org	KAK
0-1 cm	12,04	27,29	833,06	11,32	5,85	5,32	10,67	78,11
1-2 cm	10,95	21,61	745,32	12,49	5,62	5,09	9,39	81,25
2-3 cm	12,71	19,28	501,29	6,62	5,46	4,98	12,10	80,7
3-4 cm	9,71	18,26	375,27	3,21	5,46	5,02	11,70	79,07
4-10 cm	10,55	20,59	206,41	6,13	5,25	5,00	5,52	64,91
10-20 cm	6,01	40,27	91,38	7,78	5,34	5,05	3,26	62,73
20-30 cm	6,83	17,01	101,93	4,59	5,25	4,62	3,11	56,68
30-40 cm	7,02	45,30	116,56	3,78	5,20	4,40	–	47,25
40-50 cm	7,00	90,66	90,10	3,00	5,16	4,58	–	47,7
50-60 cm	6,33	213,44	100,05	4,89	5,25	4,38	1,86	44,91

Bodenprofil Kamm								
	Cu	Fe	Mn	Zn	pH H ₂ O	pH KCl	C org	KAK
0-1 cm	17,25	79,09	742,11	15,97	5,41	4,60	11,19	80,39
1-2 cm	19,97	85,59	690,23	14,34	5,30	4,45	9,93	79,26
2-3 cm	17,59	78,97	620,88	14,44	5,30	4,52	10,27	73,93
3-4 cm	18,30	77,32	544,43	11,99	5,30	4,48	10,16	69,43
4-10 cm	21,30	71,07	211,88	10,12	5,14	4,53	8,42	65,73
10-20 cm	12,67	65,11	65,53	5,44	4,70	4,75	5,02	53,28
20-30 cm	7,16	21,63	52,79	4,11	4,70	4,85	3,67	51,08
30-40 cm	6,50	21,31	61,89	2,58	4,65	4,34	1,55	37,69
40-50 cm	5,84	15,13	45,14	3,29	4,77	4,24	1,40	33,73
50-60 cm	5,16	29,24	24,03	1,73	4,91	4,27	1,18	41,44

A 1.4: Elementkonzentrationen [μmol/kg TG], pH-Werte, Humusgehalte [%] und Kationenaustauschkapazitäten [cmol/kg TG] der Bodenproben der Profile.

<i>Elaeagia auriculata</i> (Blatt)					<i>Plinia salticola</i> (Blatt)				
	Cu	Fe	Mn	Zn		Cu	Fe	Mn	Zn
Hang	216,85	1448,24	4522,00	738,80	Hang	184,91	973,91	10123,40	304,94
	95,99	1849,16	5273,39	478,36		177,04	679,54	14306,30	212,42
	129,51	1848,26	6796,93	445,63		122,27	789,66	6011,86	244,38
	142,10	3001,95	5705,15	608,81		164,13	819,20	16067,73	290,87
	116,29	1753,36	3624,99	563,85		147,92	722,33	13026,31	263,04
	128,25	1662,94	3485,20	452,67		137,85	725,37	16864,63	209,82
	128,10	1776,28	4993,81	527,14		158,78	816,52	9486,87	229,55
	173,42	1676,54	3649,57	379,42		233,22	799,51	11851,53	354,64
	134,55	1331,49	2702,68	445,79		151,07	701,38	9479,77	311,21
	120,70	1550,67	4485,23	416,58		224,72	811,50	10513,48	307,23
	104,02	1185,56	3309,00	452,21		103,23	722,15	3376,53	214,10
	142,57	1304,28	5971,64	443,03		220,63	796,10	17224,31	307,23
	106,54	1844,86	5247,00	760,82		312,37	700,49	15857,86	339,20
Median	128,25	1676,54	4522,00	452,67		225,51	702,99	8170,66	264,11
1. Qua	116,29	1448,24	3624,99	445,63	Median	170,59	757,52	11182,50	277,49
3. Qua	142,10	1844,86	5273,39	563,85	1. Qua	148,71	707,78	9481,54	233,25
Kamm	103,55	1874,76	4149,58	426,21	3. Qua	223,70	808,50	15469,97	307,23
	105,75	2554,84	3867,45	437,07	Kamm	143,36	737,55	15860,77	205,69
	159,41	1240,17	5878,44	609,73		130,93	644,80	16380,45	259,52
	134,71	1206,51	5030,03	555,59		82,15	817,77	18850,32	171,74
	138,64	1698,93	2742,36	444,26		180,18	751,16	14313,21	187,95
	134,23	1503,75	2278,75	391,65		104,96	789,48	7634,78	213,18
	126,68	1366,23	3737,48	505,43		172,16	597,70	16549,73	267,01
	137,85	1349,22	2669,92	354,79		270,20	552,76	11667,51	194,83
	114,56	1883,00	3902,21	619,05		110,47	777,30	9025,26	194,22
	135,18	1340,63	5649,27	404,65		89,07	721,08	11154,93	199,27
	136,28	1479,58	3272,96	375,13		222,67	891,36	9179,43	282,15
	136,12	1287,98	4170,88	385,84		184,59	570,49	11806,75	224,50
	134,94	1422,91	3884,83	431,64	Median	143,36	737,55	11806,75	205,69
1. Qua	123,65	1327,47	3140,31	390,20	1. Qua	107,72	621,25	10167,18	194,53
3. Qua	136,67	1742,89	4385,67	517,97	3. Qua	182,39	783,39	16120,61	242,01
Median	134,23	1550,67	4149,58	445,79	Median	164,13	737,55	11806,75	244,38
1. Qua	116,29	1340,63	3485,20	416,58	1. Qua	130,93	701,38	9479,77	209,82
3. Qua	137,85	1844,86	5247,00	555,59	3. Qua	220,63	799,51	15860,77	290,87

A2.1: Elementkonzentrationen der Blattproben [µmol/kg TG]. Die grau unterlegten Felder enthalten den Median sowie das 1. und 3. Quartil der bezüglich der Untersuchungsflächen getrennt betrachteten Werte, die weiß unterlegten Felder enthalten den Median sowie das 1. und 3. Quartil der Gesamtwerte (Untersuchungsflächen zusammengefaßt).

<i>Elaeagia auriculata</i> (Blatt)								
Cu		Fe		Mn		Zn		
alt	jung	alt	jung	alt	jung	alt	jung	
95,99	186,79	1849,16	1229,07	5273,40	1353,71	478,36	504,66	
116,29	100,71	1753,36	1318,07	3624,99	2127,49	563,85	354,03	
128,25	178,14	1662,94	1024,05	3485,20	678,76	452,67	443,65	
128,1	131,56	1776,28	1127,01	4993,81	2517,38	527,14	454,96	
173,42	239,2	1676,54	1490,68	3649,57	1343,15	379,42	484,63	
103,55	141,47	1874,76	3239,57	4149,58	2008,26	426,21	350,97	
159,41	191,99	1240,17	1237,31	5878,44	1814,23	609,73	459,55	
134,23	169,17	1503,75	1182,52	2278,75	726,64	391,65	321,15	
126,68	162,09	1366,23	1158,52	3737,48	1125,45	505,43	454,96	
137,85	139,27	1349,22	1119,13	2669,92	715,17	354,76	255,08	
104,02	146,19	1185,56	814,73	3309,00	961,45	452,21	312,43	
106,54	188,84	1844,86	1075,08	5247,00	1263,06	760,82	483,71	
Median	127,39	165,63	1669,74	1170,52	3693,53	1303,11	465,52	449,30
1. Qua	105,91	140,92	1361,98	1108,12	3441,15	902,75	417,57	343,52
3. Qua	135,14	187,30	1793,43	1257,50	5057,11	1862,74	536,32	465,59
<i>Plinia salticola</i> (Blatt)								
Cu		Fe		Mn		Zn		
alt	jung	alt	jung	alt	jung	alt	jung	
177,04	168,07	679,54	1227,82	14306,30	1886,85	212,42	329,71	
147,92	338,81	722,33	1550,31	13026,31	2851,21	263,04	493,96	
137,85	320,56	725,37	1267,93	16864,63	1726,13	209,82	452,67	
151,07	242,19	701,38	1547,08	9479,77	1717,21	311,21	451,60	
224,72	284,68	811,50	1035,69	10513,48	1604,72	307,23	416,42	
Median	151,07	284,68	722,33	1267,93	13026,31	1726,13	263,04	451,60
1. Qua	147,92	242,19	701,38	1227,82	10513,48	1717,21	212,42	416,42
3. Qua	177,04	320,56	725,37	1547,08	14306,30	1886,85	307,23	452,67

A2.2: Elementkonzentrationen [µmol/kg TG] der alten und jungen Blattproben.

Elaeagia auriculata									
	Cu		Fe		Mn		Zn		
	Boden	Blatt	Boden	Blatt	Boden	Blatt	Boden	Blatt	
Hang	10,04	216,85	27,59	1448,24	287,14	4522,00	6,72	738,80	
	7,86	95,99	16,11	1849,16	145,16	5273,39	5,57	478,36	
	9,51	129,51	19,11	1848,26	291,78	6796,93	6,44	445,63	
	5,71	142,10	19,19	3001,95	101,11	5705,15	2,08	608,81	
	8,90	116,29	22,26	1753,36	140,93	3624,99	4,82	563,85	
	8,29	128,25	28,03	1662,94	168,28	3485,20	5,38	452,67	
	8,12	128,10	29,48	1776,28	135,24	4993,81	5,67	527,14	
	9,18	173,42	36,30	1676,54	377,11	3649,57	8,62	379,42	
	6,93	134,55	26,32	1331,49	257,02	2702,68	4,55	445,79	
	9,31	120,70	34,13	1550,67	218,97	4485,23	7,61	416,58	
Kamm	10,99	104,02	30,03	1185,56	344,57	3309,00	6,27	452,21	
	12,53	142,57	31,77	1304,28	135,74	5971,64	5,13	443,03	
	13,89	106,54	53,76	1844,86	86,87	5247,00	6,09	760,82	
	12,63	103,55	35,31	1874,76	99,98	4149,58	4,19	426,21	
	18,54	105,75	47,24	2554,84	100,61	3867,45	7,51	437,07	
	14,84	159,41	22,28	1240,17	217,56	5878,44	7,14	609,73	
	12,38	134,71	36,86	1206,51	344,93	5030,03	6,36	555,59	
	17,57	138,64	35,37	1698,93	242,27	2742,36	7,49	444,26	
	11,98	134,23	21,57	1503,75	180,29	2278,75	4,45	391,65	
	10,33	126,68	29,08	1366,23	177,29	3737,48	4,99	505,43	
	12,36	137,85	37,44	1349,22	170,42	2669,92	4,82	354,79	
	16,74	114,56	41,24	1883,00	123,32	3902,21	5,41	619,05	
	12,61	135,18	23,17	1340,63	237,72	5649,27	5,58	404,65	
	17,34	136,28	13,03	1479,58	544,11	3272,96	5,17	375,13	
	12,20	136,12	40,47	1287,98	304,34	4170,88	6,65	385,84	
	Plinia salticola								
		Cu		Fe		Mn		Zn	
		Boden	Blatt	Boden	Blatt	Boden	Blatt	Boden	Blatt
Hang	9,64	184,91	21,98	973,91	269,39	10123,40	6,39	304,94	
	8,80	177,04	20,16	679,54	215,33	14306,30	7,45	212,42	
	8,93	122,27	23,76	789,66	166,96	6011,86	6,37	244,38	
	11,20	164,13	26,48	819,20	340,38	16067,73	6,53	290,87	
	14,73	147,92	59,46	722,33	659,97	13026,31	14,36	263,04	
	7,46	137,85	10,64	725,37	243,64	16864,63	8,71	209,82	
	8,57	158,78	39,55	816,52	207,78	9486,87	6,82	229,55	
	11,70	233,22	34,42	799,51	348,98	11851,53	6,41	354,64	
	9,18	151,07	16,57	701,38	226,30	9479,77	8,22	311,21	
	10,72	224,72	22,75	811,50	333,38	10513,48	25,57	307,23	
Kamm	7,14	103,23	26,33	722,15	143,93	3376,53	5,65	214,10	
	10,75	220,63	27,70	796,10	246,32	17224,31	4,39	307,23	
	12,18	312,37	17,25	700,49	281,18	15857,86	6,54	339,20	
	11,68	225,51	15,45	702,99	364,32	8170,66	6,91	264,11	
	16,12	143,36	78,63	737,55	385,34	15860,77	8,75	205,69	
	13,02	130,93	19,21	644,80	316,99	16380,45	7,73	259,52	
	18,64	82,15	46,81	817,77	194,99	18850,32	9,00	171,74	
	14,94	180,18	32,76	751,16	157,00	14313,21	6,74	187,95	
	16,94	104,96	52,59	789,48	116,22	7634,78	5,91	213,18	
	15,35	172,16	36,60	597,70	488,10	16549,73	6,10	267,01	
	20,61	270,20	32,03	552,76	466,34	11667,51	12,64	194,83	
	16,06	110,47	40,31	777,30	135,38	9025,26	6,06	194,22	
	17,55	89,07	40,59	721,08	99,43	11154,93	6,65	199,27	
	14,03	222,67	28,99	891,36	191,62	9179,43	6,45	282,15	
	12,09	184,59	20,69	570,49	262,07	11806,75	5,70	224,50	
	A3: Gegenüberstellung der Elementkonzentrationen [µmol/kg TG] in Boden und Blatt, die Elementkonzentrationen des Bodens sind Mittelwerte, die aus den Konzentrationen der 4 beprobten Bodentiefen pro Baumstandort errechnet wurden (s. Abschnitt 4.14).								

Danksagung

Zuallererst möchte ich meinen Eltern ganz herzlich dafür danken, daß sie mich in allen Phasen meines Studiums so verständnisvoll und großzügig unterstützt haben.

Herrn Prof. Dr. S.-W. Breckle danke ich sehr für die Überlassung des interessanten Themas. Der Aufenthalt im Regenwald der RBAB wird unvergessen bleiben!

Ganz besonders danke ich Rodolpho Ortíz, Victor Mora und Hugo, deren uneingeschränkte Gastfreundschaft und Hilfsbereitschaft mir das Leben im Regenwald nahebrachten.

Dank gilt auch Herrn Ph. D. Bornemisza-Steiner für die Möglichkeit, im Centro de Investigaciones Agronómicas der Universität von Costa Rica zu arbeiten.

Dr. habil. Jürgen Hagemeyer danke ich für die Einweisung in die Atomabsorptionsspektrometrie.

Besonderer Dank gilt Dr. Helmut Dalitz für diverse Korrekturanregungen und die jederzeit! uneingeschränkte Diskussionsbereitschaft.

Herrn Prof. Dr. W. Kowallik danke ich für die freundliche Bereiterklärung, meine Diplomarbeit als Zweitgutachter zu lesen.

Besonders herzlich möchte ich mich bei Schrulle bedanken, der mich insbesondere in den letzten Wochen des Zusammenschreibens immer wieder ermutigte und in allen wichtigen Dingen unterstützt hat.

Nicht zuletzt sei der DFG für die finanzielle Unterstützung gedankt.

Erklärung

Hiermit erkläre ich, die vorliegende Arbeit selbständig verfaßt und nur die aufgeführten Hilfsmittel und Quellen verwendet zu haben.

Bielefeld, September 1997

(Anja Scheffer)

