

Vergleich der Streu-Dynamik in Araukarien- und Laubwäldern der Pró-Mata Forschungsstation

Fallstudie zu subtropischen montanen Regenwäldern der Mata Atlântica, am
Beispiel der Serra Geral, Rio Grande do Sul, Brasilien.



Dissertation

der Fakultät für Biologie
der Eberhard Karls Universität Tübingen

zur Erlangung des Grades eines Doktors
der Naturwissenschaften

vorgelegt

von

Simone Schromm

aus Bopfingen, Ostalbkreis

2006

Tag der mündlichen Prüfung: 17. März 2006

Dekan: Prof. Dr. Friedrich Schöffel

1. Berichterstatter: Prof. Dr. Wolf Engels

2. Berichterstatter: Prof. Dr. Rüdiger Hampp

Danksagung

Mein herzlicher Dank gilt allen, die mich bei der Erstellung dieser Arbeit unterstützt haben. Wichtige Voraussetzung war ein Promotionsstipendium der Friedrich-Ebert-Stiftung, außerdem die Projektförderung durch BMBF-DLR von deutscher und FAPERGS von brasilianischer Seite.

In erster Linie danke ich meinem Doktorvater, Herrn Professor Dr. Wolf Engels, er hat mir diese Doktorarbeit ermöglicht und mir viel Freiraum zu ihrer Entwicklung gegeben, stets hat er mich mit Rat und Tat unterstützt.

Herrn Professor Dr. Rüdiger Hampp gilt mein Dank für die Übernahme des Zweitgutachtens, seine Beratung, Unterstützung und konstruktive Durchsicht dieser Arbeit.

Herrn Professor Dr. Arno Antônio Lise danke ich für die Schirmherrschaft über meine Arbeit in Brasilien, zahlreiche Gespräche und Unterstützung bei bürokratischen Hindernissen.

Herrn MsSc. Ricardo Mello möchte ich für die Betreuung in Brasilien danken, dabei vor allem für die Unterstützung bei der Realisierung meiner Ideen und Vorstellungen, auch für so manche richtungsweisende Hilfestellung und die stets angenehme Zusammenarbeit. Außerdem danke ich ihm und Glauco Schüssler für die Bereitstellung der phyto-soziologischen Daten.

Herzlicher Dank für die fachliche Beratung gebührt Herrn Dr. Hubert Höfer vom Staatlichen Naturkundemuseum in Karlsruhe, Herrn Professor Dr. Joachim Strähle und Herrn Wolfgang Bock an der Universität Tübingen für die Unterstützung bei den chemischen Analysen und Herrn Professor Dr. Luiz Glock, PUCRS, für die statistische Beratung.

Mein Dank gilt auch an der PUCRS allen Mitarbeitern des „Instituto do Meio Ambiente“ und auf Pró-Mata. Dabei besonders der wissenschaftlichen Koordinatorin, Frau Professor Dr. Betina Blochtein, für die Unterstützung und ihre Freundschaft, sowie Andréia Bueno und Sérgio Souza Silveira Junior.

Der Leiterin des Tübinger Labors (LPB) an der PUCRS, Frau Dr. Birgit Harter-Marques, danke ich für organisatorische und technische Hilfestellung.

Großen Dank schulde ich vor allem meinen Tübinger Kollegen Dr. Martin Ebner und Dr. Mirco Solé. Die Zusammenarbeit mit ihnen war eine wichtige Voraussetzung für das Gelingen der Arbeit. Tatkräftig und in zahlreichen Diskussionen haben sie mir wertvolle Anregungen und fundierte Empfehlungen für meine wissenschaftliche Arbeit gegeben.

Flavia Ribeiro und Tatiana Miranda danke ich für ihre Freundschaft und Zuverlässigkeit als studentische Hilfskräfte sowie Kerstin Kriegel für die freiwilligen Hilfseinsätze im Gelände und viele heitere Stunden.

Bei Gilson Araujo, Jonas Homem und Leandro Lavato möchte ich mich für den Einsatz im Gelände, (Un-)Verständnis für das Forscherleben und die kulturelle Bereicherung bedanken.

Ganz besonderer Dank gebührt auch Frau Sabine Heinle für computertechnischen und freundschaftlichen Einsatz.

Astrid Woitschella danke ich für das geduldige und wertvolle Korrekturlesen meiner Arbeit und ihre unermüdliche Hilfe bei vielen computertechnischen Problemen, sowie ausdauernde Freundschaft.

Ein herzliches Dankeschön gebührt Simone Hahne und Michaela Rößler für das Korrekturlesen der englischen Texte, sowie Herrn Professor André Jasper von der Univates, für die Unterstützung bei der Übersetzung ins Portugiesische.

Allen weiteren „Exil-Tübingern“, besonders Susanne Fritz, Rita Haag, Rebecca Kittel, Rogério Morrero und Birgit Pelz danke ich für die Diskussionen auf Pró-Mata und in der Ipiranga, die aufbrachte Geduld, Freundschaft und Gedanken zum Sinn des Lebens an sich.

Über die angeführten hinaus, bedanke ich mich bei sämtlichen Mitgliedern und Ehemaligen des Lehrstuhls Entwicklungsphysiologie, sowie denjenigen im Brasilien-Zentrum, mit denen ich im Laufe der Doktorarbeit zusammengearbeitet oder auch nur Kaffee getrunken habe.

Bei allen noch nicht genannten Freunden möchte ich mich für seelische und moralische Unterstützung bedanken und für die Vernachlässigung um Nachsicht bitten. Vor allem Kirsten Gockel, Simone Hahne mit Aisha & Marla, Amelie Steinacker und Stephan Weiss, sowie Michaela Rößler & Thomas Trenkle für Asyl in der Abschlussphase. Für die treue Freundschaft in der Heimat den Familien Rupp, Kuhnhaus, Rinn und Uhl. Den Familien Homem, Mello und Velho in Brasilien für Unterkunft, kulturellen Austausch und den Platz in ihren Herzen.

„Wessen wir am meisten im Leben bedürfen, ist jemand, der uns dazu bringt, das zu tun, wozu wir fähig sind“ (Ralph Waldo Emerson, 1803-1882). Daher danke ich schließlich, aber nicht zuletzt, meinen Eltern Heinz und Franziska Schromm und meiner ganzen Familie Andrea, Daniela, Franziska, Maximilian, Jade, Franz & Frederik. Ihre Förderung meiner gesamten Entwicklung und Ausbildung sowie das in mich gesetzte Vertrauen haben es mir ermöglicht, die vorliegende Arbeit zu erstellen. Ihnen möchte ich diese Arbeit widmen.

Ammerbuch, Januar 2006

Simone Schromm

Agradecimentos

Para que fosse possível a realização do presente trabalho, contou-se com o apoio institucional, financeiro e pessoal das mais diferentes origens.

Pelo auxílio institucional e financeiro agradeço:

à Friedrich-Ebert-Stiftung, Bonn, Alemanha, pelo suporte financeiro sob forma de bolsa;
ao BMBF, à DLR e à FAPERGS pelo fomento à pesquisa;

Em especial agradeço:

ao meu orientador, Prof. Dr. Wolf Engels, pela chance concedida para a realização desta tese, além da orientação e o apoio constante;

ao Prof. Dr. Rüdiger Hampp pela co-orientação, pelo apoio e revisão construtiva deste trabalho;

ao Prof. Dr. Arno Antônio Lise, pela coordenação deste projeto na parte brasileira, pelas muitas conversas e o apoio com problemas burocráticos;

ao M.Sc. Ricardo Mello pela ótima orientação no Brasil, pelo apoio na realização das minhas idéias, os conselhos científicos e à sempre agradável colaboração;

ao M.Sc. Ricardo Mello e ao Mestrando Glauco Schüssler pela disponibilização dos dados fitossociológicos;

ao Dr. Hubert Höfer, Museu Estadual de Ciências Naturais Karlsruhe, pela consulta competente;

ao Prof. Dr. Joachim Strähle e Téc. Químico Wolfgang Bock, pelo apoio nas análises químicas;

ao Prof. Dr. Luiz Glock, pelo apoio nas análises estatísticas;

à todos os funcionários do “Instituto do Meio Ambiente” e do Pró-Mata. Na pessoa da sua Coordenadora Científica, Prof^a. Dr^a. Betina Blochtein, pelo apoio e a amizade oferecida, assim como a Andréia Bueno e Sérgio Souza Silveira Júnior;

à Chefa do Laboratório de Pesquisas Biológicas da PUCRS, Prof^a. Dr^a. Birgit Harter-Marques, pelo apoio técnico e na organização;

aos colegas Dr. Martin Ebner e Dr. Mirco Solé, que contribuíram efetivamente para o sucesso deste trabalho, pelo apoio no campo e pelas discussões profundas que resultaram em valorosas inspirações e conselhos para a produção científica deste projeto;

à Flavia Ribeiro e Tatiana Miranda pela amizade e pela confiável assistência auxiliar, assim como à Kerstin Kriegel pela ajuda no campo e muitas horas divertidas;

à Gilson Araujo, Jonas Homem e Leandro Lovato, pelo auxílio no Campo e pela (in)tolerância em relação ao mundo da pesquisa e ao intercâmbio cultural;

à Sabine Heinle, pela amizade e o apoio técnico na computação;

à Astrid Woitschella, pela amizade, leitura crítica desta tese, assistência com problemas de software;

à Simone Hahne e Michaela Rößler pela leitura dos textos em inglês e Prof. Dr. André Jasper, Univates, pela ajuda na tradução para o português;

à todos os demais colegas de Tübingen “no exílio”, principalmente Susanne Fritz, Rita Haag, Rebecca Kittel, Rogério Rodrigues Mororo e Birgit Pelz, pelas discussões, pela paciência, pela amizade e o sentido da vida em geral;

além dos nomeados, à todos colegas e ex-colegas da disciplina de Fisiologia de Desenvolvimento e do Centro Brasil na Universidade de Tübingen;

à todos aqueles que por algum motivo ainda não foram mencionados, mas que sempre ofereceram suas amigades apoio “psicológico” e moral. Especialmente, Kirsten Gockel, Simone Hahne, Aisha & Marla, Amelie Steinacker e Stephan Weiss, assim como Michaela Rößler & Thomas Trenkle;

às famílias Rupp, Kuhnhaus, Rinn e Uhl, pela longa amizade na “minha terra”;

às famílias Homem, Mello e Velho, no Brasil, pela hospedagem, o intercâmbio cultural e o lugar no coração.

“Do que mais precisamos na vida, é de alguém que nós faça conseguir realizar aquilo que somos capazes” (Ralph Waldo Emerson 1803-1882). Assim, eu gostaria agradecer aos meus pais Heinz & Franziska Schromm e, enfim à toda a minha família: Andrea, Daniela, Franziska, Maximilian, Jade, Franz & Frederik. Obrigado pelo apoio durante toda minha educação, pela fé e confiança em mim. Vocês foram a base sólida para que eu pudesse realizar este trabalho. A vocês eu dedico esta tese.

Ammerbuch, Janeiro 2006

Simone Schromm

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
A. EINLEITUNG	1 - 4
B. MATERIAL UND METHODEN	5 – 22
I. FORSCHUNGSSTATION PRÓ-MATA	6
II. VEGETATION IN DEN VERSUCHSFLÄCHEN	7
III. STREUPRODUKTION	10
III.1 Streu-Probennahme	
III.2 Bodeneigenschaften	11
III.3 Datenauswertung	13
<i>III.3.1 Streuproduktion</i>	
<i>III.3.2 Saisonaler Verlauf der Streuproduktion</i>	
<i>III.3.3 Streuproduktion und Bodeneigenschaften</i>	
IV. AKKUMULIERUNG DER PRODUZIERTEN STREU AUF DEM WALDBODEN	14
IV.1 Streu-Erfassung	
IV.2 Bodeneigenschaften	15
IV.3 Datenauswertung	
V. VERWEILDAUER ALS VERHÄLTNIS VON STREUAUFLAGE ZU STREUPRODUKTION	16
V.1 Streu-Proben	
V.2 Bodeneigenschaften	
V.3 Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte	
V.4 Datenauswertung	
<i>V.4.1 Streuproduktion, Streuauflage und Verweildauer</i>	
<i>V.4.2 C/N-Verhältnisse</i>	17
<i>V.4.3 Einfluss von Bodeneigenschaften und C/N-Verhältnis</i>	
VI. STREUABBAU ANHAND DER STREUBEUTELMETHODE	18
VI.1 Streubeutel mit Maschenweite 1 mm	
VI.2 Streubeutel mit Maschenweiten 20 µm und 2 mm	19
VI.3 Klima und Bodenfeuchte	
VI.4 Bodeneigenschaften	20
VI.5 C/N-Dynamik	21
VI.6 Datenauswertung	
<i>VI.6.1 Streubeutel mit Maschenweite 1 mm</i>	

VI.6.2	<i>Streubeutel mit Maschenweiten 20 µm und 2 mm</i>	
VI.6.3	<i>Streuabbau und Klima</i>	
VI.6.4	<i>Streuabbau und Bodeneigenschaften</i>	22
VI.6.5	<i>Streuabbau und C/N-Dynamik</i>	
C.	ERGEBNISSE	23 - 63
I.	STREUPRODUKTION	24
I.1	Streuproduktion in den floristisch-strukturellen Gruppen	
I.2	Streuproduktion in den Untersuchungsflächen	26
I.3	Saisonaler Verlauf der Streuproduktion	28
I.3.1	<i>Saisonaler Verlauf in den floristisch-strukturellen Gruppen</i>	
I.3.2	<i>Saisonaler Verlauf in den Untersuchungsflächen</i>	30
I.3.3	<i>Saisonaler Verlauf für die Meta-Gesellschaft</i>	33
I.4	Streuproduktion und Bodeneigenschaften	34
II.	AKKUMULIERUNG DER STREU AUF DEM WALDBODEN	36
II.1	Streuauflage in den floristisch-strukturellen Gruppen	
II.2	Streuauflage in den einzelnen Untersuchungsflächen	37
III.	VERWEILDAUER ALS VERHÄLTNISS VON STREUAUFLAGE ZU STREUPRODUKTION	39
III.1	Vergleich der floristisch-strukturellen Gruppen	
III.2	Vergleich der Untersuchungsflächen	
III.3	Einfluss der Bodeneigenschaften	41
III.4	C/N-Verhältnisse	45
III.4.1	<i>C/N-Verhältnis in den floristisch-strukturellen Gruppen</i>	
III.4.2	<i>C/N-Verhältnis in den Untersuchungsflächen</i>	48
III.4.3	<i>Zusammenhang zwischen Streuproduktion, Streuauflage, Verweildauer und C/N-Verhältnis</i>	51
IV.	STREUABBAU	54
IV.1	Streubeutel mit Maschenweite 1 mm	
IV.1.1	<i>Zeitlicher Verlauf des Streuabbaus</i>	
IV.1.2	<i>Saisonale Unterschiede im Streuabbau</i>	56
IV.1.3	<i>Verweildauer der Streu auf dem Waldboden</i>	
IV.2	Streubeutelmethode mit Maschenweiten 20 µm und 2 mm	58
IV.2.1	<i>Allgemeiner zeitlicher und saisonaler Verlauf des Streuabbaus</i>	
IV.2.2	<i>Vergleich des Streuabbaus im Araukarien- und Laubwald</i>	59
IV.2.3	<i>Streuabbau in Streubeuteln verschiedener Maschenweiten</i>	60
IV.2.4	<i>Abhängigkeit von Makroklima und Bodenfeuchte</i>	61
IV.2.5	<i>Einfluss der Bodeneigenschaften</i>	
IV.2.5	<i>C/N-Dynamik</i>	63

D. DISKUSSION	64 - 75
I. Streuproduktion	65
II. Akkumulierung der produzierten Streu auf dem Waldboden	66
III. Streuproduktion, Streuauflage und Verweildauer	67
IV. Streuabbau	71
V. Vergleich der Methoden zur Bestimmung der Verweildauer der Streu auf dem Waldboden	73
VI. Ausblick	75
E. ANHANG	76 - 88
F. LITERATUR	89 - 93
G. ZUSAMMENFASSUNG	94 – 100
I. Zusammenfassung	95
II. Resumo	97
III. Summary	99

A. EINLEITUNG

Produktion und Biorecycling der Streu zählen zu den Schlüsselfunktionen bei der Umsetzung pflanzlicher Biomasse und des Nährstoffflusses in Waldökosystemen (Wilcke et al. 2005). Die Streu beinhaltet sowohl Blätter, Stiele, Äste, Früchte, Blüten und andere Pflanzenbestandteile, wie auch tierische Überreste und Exkreme. Ist die Streuschicht einmal gebildet, durchläuft sie einen Abbau-Prozess, bei dem vor allem auch die in pflanzlichen Geweben enthaltenen Mineralien freigesetzt werden.

Zwischen 30 und 50 % der jährlich in Wäldern gespeicherten Kohlenstoffmenge stammen aus der Streuproduktion, weshalb sie auch häufig als wichtiger Indikator für die Primärproduktion von Waldökosystemen betrachtet wird (Ovington 1961). Als Teil des Streuabbau-Prozesses stellt der auf der Bodenoberfläche akkumulierte, pflanzliche Detritus, der hauptsächlich aus der Streuproduktion stammt, ebenfalls eine wichtige Komponente des Energie- und Nährstofftransfers dar. Den Streuabbau und die Nährstoffzufuhr einschließend, gilt die Abbaurrate als Indikator für die Funktionalität der biologischen Prozesse beim Nährstoffumsatz im Boden (Martius et al. 2004). Die Abbaurrate wird häufig durch den Abbaukoeffizienten k , dem Verhältnis aus jährlicher Produktionsrate und mittlerer Menge der am Boden akkumulierten Streu, beschrieben (Olson 1963). Daneben wird auch die mittlere Verweildauer ($1/k$) der Streu auf dem Waldboden als Index für den Wald-Metabolismus verwendet, da sie eine direkte Bestimmung der Abbaugeschwindigkeit ermöglicht.

Auf einer lokalen Skala und besonders unter den günstigen klimatischen Bedingungen in den Tropen, gilt außerdem die Streuqualität als wichtiger Faktor, der den Streuabbau-Prozess mitbestimmt (Austin & Vitousek 2000). Zahlreiche Studien nennen das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff als eine der wichtigsten, die Streuabbaurrate beeinflussenden, Streueigenschaften.

Die Rolle der tropischen Regenwälder, in denen die Produktionsrate pflanzlicher Biomasse und der Nährstoff-Umsatz in der Regel hoch sind, ist vor allem Thema der aktuellen Diskussion zur globalen Klimaveränderung (Sanquetta et al. 2002, Powlson 2005). Hierzu liegen zahlreiche Untersuchungen vor, die sich in der Neotropis vor allem auf die Tiefland-Regenwälder im Amazonas-Gebiet konzentriert haben (Martius et al. 2004). Verhältnismäßig selten sind bislang Streustudien aus den Bereichen der Subtropen, in denen Bergwälder eine besondere Form der Vegetation darstellen; dies gilt in Brasilien auch für das große Biom der Küstenregenwälder, der *Mata Atlântica* (Tienne et al. 2002, Tristão Borém & Pessoa Ramos 2002). Diese Wälder zeichnen sich durch eine bemerkenswert hohe Biodiversität aus (Leite 2002). Seit 1998 ist der Schutz der *Mata Atlântica* durch die brasilianische Gesetzgebung festgelegt. Tatsächlich wurde

die *Mata Atlântica* als eine der drei weltweit interessantesten, aber auch am stärksten bedrohten *hot spots* eingestuft (IBAMA 2002).

Im Bereich der südlichen *Mata Atlântica* dominieren montane Regenwälder, darunter die Araukarienwälder, an die immergrüne Laubwälder vielerorts unmittelbar angrenzen. Unter weitgehend gleichen lokalen mikroklimatischen Bedingungen und oft ähnlichen Bodenverhältnissen sind hier Regenwälder mit und ohne Nadelbäume zu finden, eine für die gesamten Tropen einmalige ökologische Situation (Backes 1988). Eine beide Waldtypen einschließende, vergleichende Analyse der Streu-Dynamik in diesen Waldökosystemen stand bislang aus, sie war das Thema meines Promotionsvorhabens.

Das Forschungs- und Waldschutzzentrum Pró-Mata am südöstlichen Rand des Araukarien-Plateaus auf der Serra Geral von Rio Grande do Sul ist für eine derartige vergleichende Feldstudie hervorragend geeignet. In Höhenlagen von etwa 600 bis 1.100 m über N.N. sind in unmittelbarer Nachbarschaft Restbestände primärer Araukarien- und Laubwälder, dazu sekundäre Vegetation und offene Grasflächen zu finden. Die Wälder sind zwar teilweise exploitiert, aber seit fast 15 Jahren frei von Holzeinschlag.

ZIELSETZUNG

Diese Doktorarbeit ist Teil der BMBF-DLR 01LT0011/7 und IB/DLR-FAPERGS 99/2006.3 Projekte „Araukarienwald“ und „*Naturnahe Wiederbewaldung des süd-brasilianischen Araukarienwaldes - Entwicklung einer nachhaltigen agroforst-wirtschaftlichen Nutzung auf degradierten Rodungsflächen und Angliederung an das bestehende Biosphärenreservat*“. Sie wurden gemeinsam von den Universitäten Tübingen und PUCRS, Porto Alegre, Brasilien, sowie der Hochschule für Forst Rottenburg konzipiert. Hauptziel der Projekte ist die Erarbeitung von Grundlagenkenntnissen über das subtropische Ökosystem Araukarienwald, seine Funktionen und Vernetzungen, sowie die sozioökonomischen Bedingungen (Ruge & Villwock 2002).

Ziel dieser Doktorarbeit war daher, anhand vergleichender Untersuchungen zur Streudynamik, die wiederum maßgeblich für den Nährstoffhaushalt und die Bodenfertilität ist, wichtige Daten über das gefährdete Ökosystem der Mata Atlântica zu sammeln und somit eine Grundlage für künftige Wiederaufforstungsprojekte und nachhaltiges Waldmanagement zu schaffen.

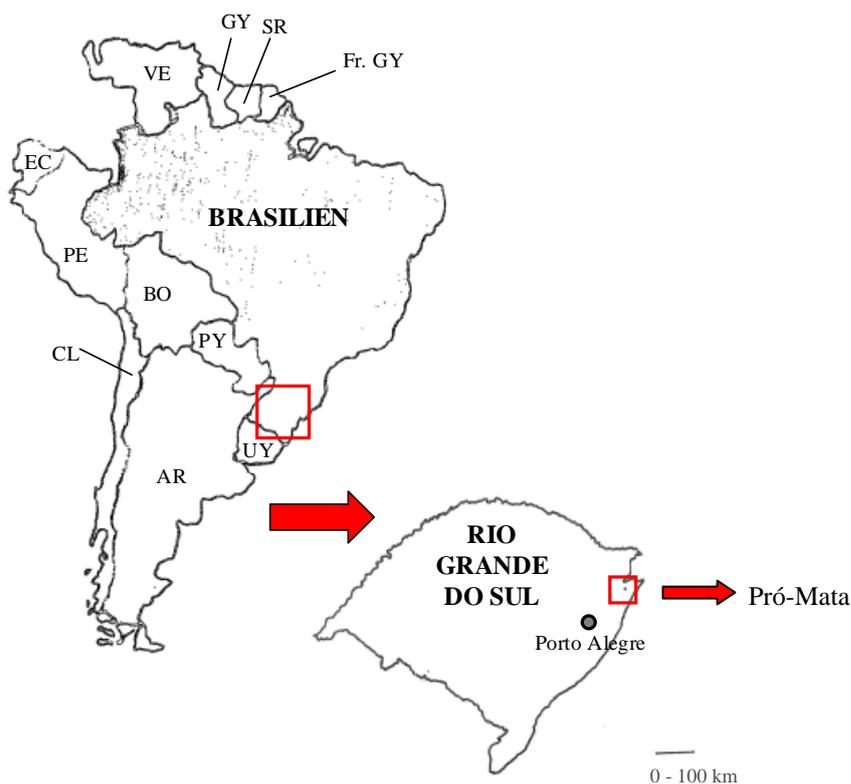
Mein Arbeitsprogramm umfasste folgende Punkte, die durchweg vergleichend für die einzelnen Waldtypen untersucht wurden:

1. Streuproduktion
2. Akkumulierung der Streu auf dem Waldboden
3. Verweildauer, als Verhältnis von Streuauflage zu Streuproduktion
4. Streuabbau.

B. MATERIAL UND METHODEN

I. FORSCHUNGSSTATION PRÓ-MATA

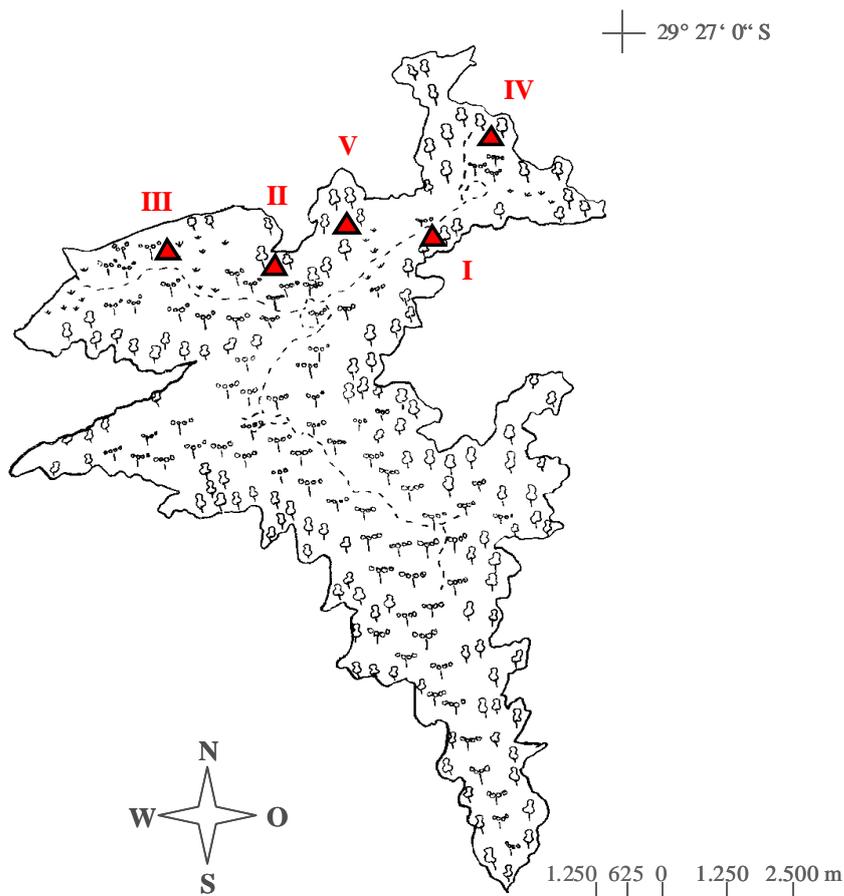
Seit über zwanzig Jahren unterhalten die Universitäten Tübingen und PUCRS, Rio Grande do Sul, Brasilien, eine Partnerschaft, die auch gemeinsame Forschungsprojekte einschließt. Nach langjähriger Planung und Vorbereitung konnten die beiden Universitäten dann 1992, mit Unterstützung der Firma Stihl, das heutige Araukarienwald-Schutzgebiet Pró-Mata für weitere gemeinsame Forschungsaktivitäten erwerben und später mit Unterstützung der GEO-Stiftung eine Forschungsstation errichten. Das Pró-Mata Gebiet liegt an der Atlantik-Steilküste der *Serra Geral* (29° S, 50° W) im südlichsten brasilianischen Bundesstaat Rio Grande do Sul und umfasst circa 5.000 ha auf Höhenlagen bis etwa 1.000 m (Abbild 1). Das subtropische Klima (Moreno 1961) ist durch eine regenreiche Sommersaison charakterisiert. Die jährliche Niederschlagsmenge beträgt zwischen 2.100 mm und 2.500 mm, mit einem Niederschlagsmaximum im März und einem Minimum im Juli.



Abbild 1. Lage der Forschungsstation Pró-Mata auf dem südamerikanischen Kontinent.

II. VEGETATION IN DEN VERSUCHSFLÄCHEN

Für die Untersuchungen der Streudynamik wurden fünf Dauerbeobachtungsflächen (I bis V) à 0,21 ha, anhand von Feldmonitoring, Luftbild- und Satellitenaufnahmen (Baaske et al. 2002), entsprechend der im Pró-Mata Gelände vorkommenden Waldtypen ausgesucht (Abbild 2). Je zwei dieser Flächen im Araukarien- (Abbild 3) und im Laubwald (Abbild 4), sowie eine Fläche in der Übergangszone (Abbild 5) vom Araukarienwald zur immergrünen Hangvegetation der Atlantik-Seite.



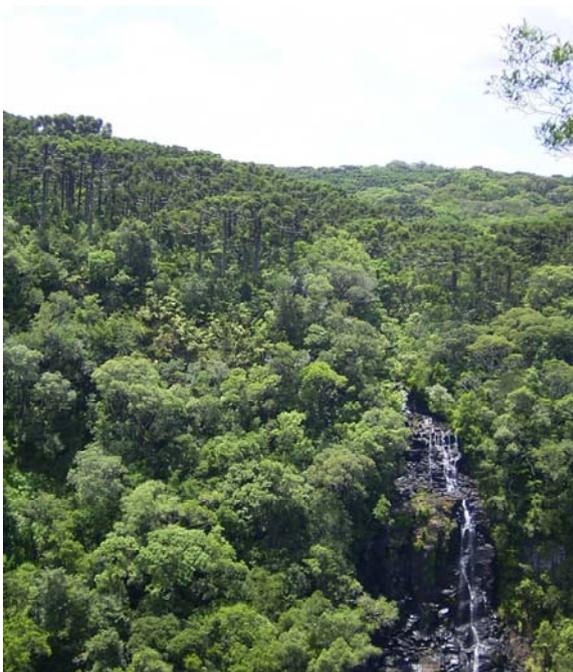
Abbild 2. Lage der Versuchsflächen I bis V (Symbol) im 5.000 ha Areal der Pró-Mata Forschungsstation in der Mata Atlântica, auf der Serra Geral in Rio Grande do Sul, Brasilien.



Abbild 3. Typischer stufenloser Übergang von den offenen Grasflächen in einen Araukarienwald mit Sekundärcharakter auf der Serra Geral.



Abbild 4. Immergrüner Hangwald im Gebiet der Mata Atlântica.



Abbild 5. Übergangszone von Araukarienwald in den immergrünen Hangwald.

Aus Langzeitstudien auf Pró-Mata standen bereits ausreichend Daten über die Baumvegetation zur Verfügung. In der gesamten Untersuchungsfläche von 1,05 ha kommen 906 Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser (BHD = 1,30 m) > 10 cm vor (Tabelle 1). Diese können 66 verschiedenen Baumarten aus 45 Gattungen in 25 Familien zugeordnet werden. In allen fünf Flächen waren die Familien Myrtaceae und Lauraceae durch auffallend viele Gattungen und Spezies vertreten. Außerdem werden die Familien Asteraceae, Solanaceae, Aquifoliaceae und Leguminosae (Mimosaceae) sehr häufig angetroffen.

Die physikalischen Parameter aller Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser > 10 cm sind bereits registriert. Anhand dieser Daten zur horizontalen Struktur, den physikalischen Parametern Dichte, Frequenz und Stammfläche, konnte der Importanzwert nach Müller-Dombois & Ellenberg (1974) als Maß für die Abundanz berechnet werden.

Tabelle 1. Charakteristierung der Versuchsfelder anhand ihres Baumbestandes, mit BHD > 10 cm und die jeweils fünf Arten mit höchsten Importanzwerten in den Untersuchungsflächen I bis V.

Fläche	Vegetationstyp	Höhenlage (N.N.)	Baumkronen- Höhe	Baum- Anzahl	Arten- Anzahl	Charakteristische Baumarten (Importanzwert in %)
I	Übergangszone	880 – 910 m	bis zu 15 m	213	42	<i>Cabrlea canjerana</i> (13,6), <i>Tibouchina sellowiana</i> (8,3), <i>Lamanonia ternata</i> (7,3), <i>Myrcia retorta</i> (6,5), <i>Ocotea indecora</i> (5,47)
II	Araukarienwald	920 m	15 m	167	28	<i>Myrcia retorta</i> (28,8), <i>Sapium glandulatum</i> (12,1), <i>Drimys brasiliensis</i> (11,3), <i>Araucaria angustifolia</i> (7,0), <i>Myrceugenia myrcioides</i> (6,8)
III	Araukarienwald	900 - 920 m	12 m	167	23	<i>Myrceugenia euosma</i> (16,2), <i>Ilex microdonta</i> (13,3), <i>Myrceugenia myrcioides</i> (12,9), <i>Araucaria angustifolia</i> (12,3), <i>Myrcia retorta</i> (9,3)
IV	Laubwald	850 m	17 m	161	36	<i>Cabrlea canjerana</i> (24,7), <i>Eugenia psidiiflora</i> (10,3), <i>Ocotea indecora</i> (8,1), <i>Calyptanthes grandifolia</i> (6,7), <i>Hexachlamis itatiaiensis</i> (6,1)
V	Laubwald	830 – 880 m	17 m	198	37	<i>Cabrlea canjerana</i> (14,7) <i>Myrceugenia myrcioides</i> (13,5) <i>Daphnopsis fasciculata</i> (8,8), <i>Dasiphylum spinescens</i> (6,7), <i>Cinamomum glaziovii</i> (5,3)

III STREUPRODUKTION

III.1 Streu-Probennahme

Für den Vergleich der Streuproduktion wurden in den fünf Untersuchungsflächen (I-V) je 13 Probenstellen in den Flächen I, III, IV und V, bzw. 21 in Fläche II zufällig markiert (Abbild 6). An jeder Probenstelle wurde auf einer Höhe von 50 cm über dem Boden ein Streusammelrahmen aufgebaut. Dieser bestand aus einem Holzrahmen von 65*65 cm, an dem ein Nylonnetz mit einer Maschenweite von 2 mm befestigt wurde (Abbild 7). Die eingefallene Streu wurde in Abhängigkeit der Witterung, im Zeitraum von August 2002 bis Januar 2004 an 13 Sampling Daten aus den Rahmen entnommen. Im Labor wurden Zweige und Äste mit einem Durchmesser > 2 cm entfernt und die verbleibende Streu bei 80°C, bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Das Trockengewicht wurde mit einer Digitalwaage mit einer Präzision von 0,01 g bestimmt.

Im Rahmen einer Langzeitstudie existierten bereits Daten über die phyto-soziologischen Strukturen der auf Pró-Mata vorkommenden Wälder. Neben anderen Faktoren wurde hierbei an 105 Probenstellen à 100 m², die Stammfläche aller Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser > 10 cm, als Maß für die Abundanz der verschiedenen Baumarten ermittelt. In einer auf der Euklidianen-Distanz zwischen den Probenstellen basierenden Cluster-Analyse, wurden anhand der Stammflächen-Daten drei strukturelle floristische Gruppen (A, B und C) identifiziert. Dabei fielen von den in der vorliegenden Doktorarbeit berücksichtigten Probenstellen 44 auf die Gruppe A, 13 auf Gruppe B und 16 auf Gruppe C (Abbild 6). Gruppe A unterschied sich von den anderen Gruppen durch eine Mischung von Arten, wie *Myrceugenia myrcioides*, *Ilex microdonta* und *Drymis brasiliensis*. Charakteristisch für Gruppe B war die Abundanz von *Cabrlea canjerana*, während Gruppe C in der auch *Araucaria angustifolia* als typische Baumart auftrat, sich durch die auffallende Präsenz von *Myrcia retorta* auszeichnete.

I	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1										
2		A			B					A
3										
4				C			A			
5					B					A
6		C								
7				A			A			
8		A			A					
9										A
10										

II	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1										
2					C				C	
3		C	C							C
4		C								C
5			A		C					
6			C				C		C	
7			C							
8					A			A		
9	A	C								A
10					A		A			
11			A							

III	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1										
2		A				A				A
3										
4							A			
5				A						A
6		A				A				
7										
8									A	
9	A		C	C						A
10										

IV	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1										
2		A			B					A
3			B							
4							A			
5		A		B						
6										B
7										
8			B				B			
9		A			B					B
10										

V	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1										
2		A				A				B
3										
4				A			B			
5										
6		A				A				A
7										
8				A			B			
9		A				A				A
10										

Abbild 6. Verteilung der 13 Probenstellen in den Flächen I, III, IV und V, bzw. der 21 Probenstellen in Fläche II. Großbuchstaben bedeuten Zugehörigkeit zu den floristisch strukturellen Gruppen A, B und C.



Abbild 7. Probennahme der eingefallenen Streu aus einem der Streusammelrahmen.

III.2 Bodeneigenschaften

Aus einer Langzeitstudie zur phyto-soziologischen Struktur der Wälder Pró-Matas (unveröffentlichte Daten von Mello & Schüssler), existierten bereits die wichtigsten Daten über grundlegende Eigenschaften der chemischen Bodenfruchtbarkeit in den hier berücksichtigten Untersuchungsflächen I bis V (Tabelle 2). Die zur Verfügung stehenden Daten wurden verwendet, um eventuelle Zusammenhänge zwischen der Streuproduktion und den Bodeneigenschaften zu prüfen.

Tabelle 2. Bodeneigenschaften in den Untersuchungsflächen I bis V (aus = austauschbar).

Fläche	pH (H ₂ O)	P (mg/dm ³)	K (mg/dm ³)	Al _{aus} (mol/L)	Ca _{aus} (mol/L)	Mg _{aus} (mol/L)	Al+H (mol/L)	Summe Kationen _{aus} (mol/L)	Summe Kationen _{aus} (% Sättigung)				
									Basen	Al	Ca/Mg	Ca/K	Mg/K
I	4,0	4,4	75,8	6,9	1,0	0,5	20,8	22,6	9,4	29,5	1,4	4,9	2,5
II	3,8	6,1	72,4	7,6	0,2	0,3	5,4	26,1	2,6	29,7	0,8	1,0	1,7
III	4,0	5,8	80,6	6,3	1,8	0,7	21,5	24,2	11,4	25,9	1,9	9,8	3,3
IV	3,8	18,1	136,0	6,9	1,0	0,6	21,9	23,9	8,4	29,0	1,5	3,1	1,9
V	4,5	5,5	167,5	3,8	4,0	1,8	13,8	20,1	31,8	18,3	2,2	8,5	3,9

III.3 Datenauswertung

III.3.1 Streuproduktion

Aus den ermittelten Trockengewichten der eingefallenen Streu, wurde das Gewicht der Streuproduktion pro Hektar berechnet und daraus die tägliche und jährliche Streuproduktion in $\text{g/m}^2/\text{Tag}$ bzw. $\text{g/m}^2/\text{Jahr}$ für alle 73 Sammelrahmen ermittelt. Die tägliche und jährliche Streuproduktion wurde für jede Untersuchungsfläche (I bis V) und floristisch strukturelle Gruppe (A, B und C) ermittelt und die Ergebnisse mittels einer Oneway ANOVA mit den Bonferroni und Duncan Post Hoc Tests auf signifikante Unterschiede untersucht (SPSS, 1999).

III.3.2 Saisonaler Verlauf der Streuproduktion

Die einzelnen Sammeltermine wurden für die Jahreszeiten Frühling 2002, Sommer 2002/03, Herbst 2003, Winter 2003, Frühling 2003 und Sommer 2003/04 zusammengefasst. Mittels ANOVA und Bonferroni und Duncan Post Hoc Tests wurden die Werte der täglichen Streuproduktion ($\text{g/m}^2/\text{Tag}$) für die floristisch strukturellen Gruppen A, B und C, die Untersuchungsflächen I bis V, sowie die gesamte Untersuchungsfläche, diese als eine einzige Meta-Gesellschaft betrachtet, auf saisonale Unterschiede untersucht.

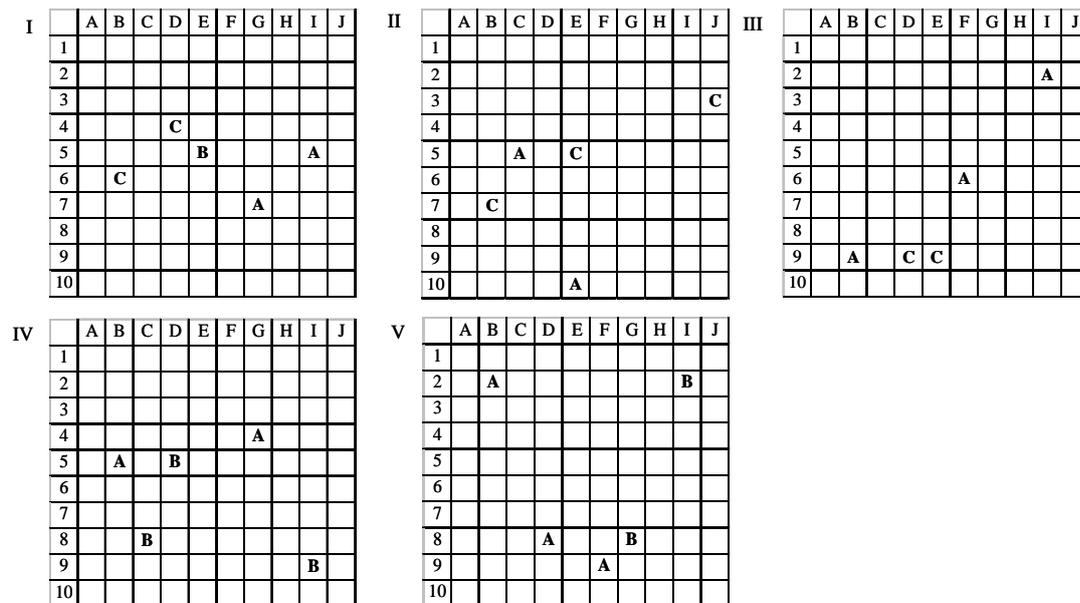
III.3.3 Streuproduktion und Bodeneigenschaften

Die gewonnenen Ergebnisse über die Streuproduktion in den Untersuchungsflächen wurden mit den zur Verfügung stehenden Daten über die Bodeneigenschaften verglichen. Der Zusammenhang zwischen Streuabbau und diesen Faktoren wurde anhand des Spearman's Korrelationskoeffizienten geprüft (SPSS, 1999).

IV. AKKUMULIERUNG DER PRODUZIERTEN STREU AUF DEM WALDBODEN

IV.1 Streu-Erfassung

Die Untersuchung der Streuauflage wurde im Zeitraum von November 2003 bis November 2004 in den bereits beschriebenen Untersuchungsflächen I bis V an jeweils fünf zufällig ausgewählten Probenstellen durchgeführt. Diese Probenstellen wurden wiederum den floristisch strukturellen Gruppen A, B und C zugeordnet (Tabelle 3, Abbild 8).



Abbild 8. Auswahl der 5 Probenstellen in den Flächen I bis V. Großbuchstaben bedeuten Zugehörigkeit zu den floristisch-strukturellen Gruppen A, B und C.

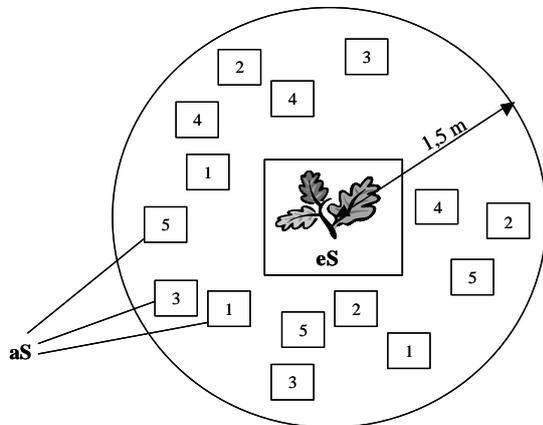
Tabelle 3. Typische Baumvegetation in den Untersuchungsflächen I bis V.

Floristisch- strukturelle Gruppe	Untersuchungsfläche					Summe	Typische Bäume
	I	II	III	IV	V		
A	2	2	3	2	3	12	<i>Myrceugenia myrcioides</i> , <i>Ilex microdonta</i> , <i>Drymis brasiliensis</i>
B	1	0	0	3	2	7	<i>Cabralea canjerana</i> , <i>Calypthranthes grandifolia</i>
C	2	3	2	0	0	6	<i>Myrcia retorta</i> , <i>Araucaria angustifolia</i>

In etwa 90-tägigem Abstand wurden 3 Sub-Proben der am Boden akkumulierten Streu mit Hilfe eines Holzrahmens (0,25 x 0,25 cm) im Abstand von bis zu 1,5 m an jedem der Streusammelrahmen entnommen (Abbildungen 9 und 10). Hierfür wurde der Holzrahmen auf den Boden gepresst und die gesamte darin über dem Boden befindliche Streuauflage entnommen. Die Entnahmestellen wurden markiert um eine wiederholte Probennahme an der selben Stelle zu vermeiden. Die so gewonnenen Proben wurden wie bei der Streu aus der Produktionsstudie im Labor weiterbehandelt.



Abbild 9. Entnahme der in einem am Boden Holzrahmens (0.25 x 0.25 cm) befindlichen Boden-Streu.



Abbild 10. Schema der Sammelprozedur der am Boden akkumulierten Streu. Pro Sammeldatum wurden 3 Unterproben der am Boden akkumulierten Streu (aS), innerhalb eines Radius von 1,5 m um jeden Streusammelrahmen (eS = frisch eingefallene Streu) entnommen. Kleine Quadrate mit unterschiedlicher Nummerierung repräsentieren unterschiedliche Probennahme-Zeitpunkte.

IV.2 Bodeneigenschaften

Die chemischen Bodendaten aus dem vorherigen Kapitel wurden berücksichtigt, um den Zusammenhang von Streuauflage und Bodeneigenschaften zu analysieren.

IV.3 Datenauswertung

Die durchschnittliche Menge der am Boden akkumulierten Streu wurde in g/m^2 ausgedrückt. Für die Untersuchungsflächen (I bis V) und floristisch strukturellen Gruppen (A, B und C) ermittelte Werte wurden mittels Oneway ANOVA und Bonferroni und Duncan Post Hock Tests auf signifikante Unterschiede untersucht (SPSS 1999). Ein eventuell bestehender Zusammenhang zwischen Streuauflage und Bodeneigenschaften wurde mittels des Spearman's Korrelationskoeffizienten geprüft (SPSS 1999).

V. VERWEILDAUER ALS VERHÄLTNIS VON STREUAUFLAGE ZU STREUPRODUKTION

V.1 Streu-Proben

An den selben Probenstellen und zeitgleich wie in Kapitel IV (Abbild 8) erläutert, wurden mittels der noch vorhandenen Streusammelrahmen erneut Streuproben gesammelt und wie zuvor im Labor weiterbehandelt. Diese Daten wurden mit den Ergebnissen der Streuauflage aus Kapitel IV verglichen.

V.2 Bodeneigenschaften

Anhand der bereits zuvor verwendeten Bodendaten wurde eine eventuelle Abhängigkeit der Verweildauer der Streu auf dem Waldboden untersucht.

V.3 Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte

Die Kohlenstoff- und Stickstoff-Gehalte in g/kg wurden in der frisch eingefallenen Streu, in der am Waldboden akkumulierten Streu und im Oberflächenboden (0 bis 6 cm Tiefe) bestimmt. Hierfür wurde das bereits für die Streuuntersuchungen gesammelte Material (Kapitel IV.1 und V.1) verwendet. Die Bodenproben wurden zusätzlich an den selben Probenstellen (s. IV.1), zeitgleich bei der Streuuntersuchung entnommen. Die Proben wurden im Forstwissenschaftlichen Labor der Federalen Universität von Santa Maria nach Tedesco et al.(1995) und einer Anleitung von Haag (2004, Anhang) analysiert. Die Kohlenstoffbestimmung erfolgte nach Walkley-Black mittels nasser Veraschung mit Kaliumdichromat, titrimetrisch. Der Stickstoff-Gehalt wurde anhand eines Kjeldahl-Aufschlusses, ebenfalls titrimetrisch ermittelt.

V.4 Datenauswertung

V.4.1 Streuproduktion, Streuauflage und Verweildauer

Die durchschnittliche Streuproduktion wurde in g/m²/Tag und Jahr berechnet. Über die jährliche Gesamtproduktion in g/m²/Jahr, kombiniert mit der am Boden akkumulierten Menge der Streu in g/m², konnte eine mittlere Verweildauer der Streu ($1/k$) berechnet werden ($k = \text{Streuproduktion} / \text{akkumulierte Streu}$, Olson 1963), welche als Maß für die Geschwindigkeit des Abbauprozesses gilt. Die für die Untersuchungsflächen (I bis V) und die floristisch- strukturellen Gruppen (A, B und C) ermittelten Werte wurden mittels Oneway ANOVA auf signifikante Unterschiede untersucht.

V.4.2 C/N-Verhältnisse

Für jede Probe wurde aus den Kohlenstoff- und Stickstoffgehalten das C/N-Verhältnis berechnet. Mittels Oneway ANOVA und Bonferroni und Duncan Post Hoc Tests wurde untersucht, ob sich die Werte für Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt, sowie das C/N-Verhältnis in den Untersuchungsflächen I bis V und den floristisch-strukturellen Gruppen A, B, und C unterscheiden.

V.4.3 Einfluss von Bodeneigenschaften und C/N-Verhältnis

Die Werte von Streuproduktion, akkumulierter Streu und die Verweildauer, sowie die Bodeneigenschaften, C- und N-Gehalte und C/N-Verhältnisse wurden mit dem Spearman's Koeffizienten auf eventuelle Korrelationen getestet (SPSS 1999).

VI. STREUABBAU ANHAND DER STREUBEUTELMETHODE

VI.1 Streubeutel mit Maschenweite 1 mm

Der Streuabbau wurde vergleichend in beiden Waldtypen, Araukarien- und Laubwald untersucht. Hierfür wurden je 3 Versuchsflächen, in den Flächen II und IV der vorangegangenen Versuche ausgewählt.

Anhand des Gewichtsverlustes in sogenannten Streubeuteln, wurde der Streuabbau nach einer modifizierten Methode von Kurzatkowski et al. (2004), beschrieben. Im Vorfeld wurden nach Huang et al. (1998) 240 Nylontaschen der Maschenweite 1 mm, maschinell vorbereitet. Das in die Beutel einzubringende Streu-Material wurde in den einzelnen Untersuchungsflächen gesammelt und bei 40°C getrocknet. Anschließend wurden pro Untersuchungsfläche 40 Nylontaschen mit jeweils 10 g Trockengewicht des entsprechenden Streu-Materials gefüllt, mit einem Nummerncode versehen und per Hand zugenäht. In allen Untersuchungsflächen wurden die Nylontaschen nahezu zeitgleich ausgebracht.

Die Streubeutelversuche wurden von Mai 2002 bis November 2003, also über eine Dauer von 18 Monaten, durchgeführt (Abbild 11). Um nach der vorangegangenen Trocknung des Materials, die Wiederbesiedlung der Streu durch Mikro- und Mesofauna zu ermöglichen, erfolgte der erste Rückholtermin erst nach einer Expositionsdauer von 6 Monaten. Danach wurden in 90-Tage-Intervallen jeweils 8 Beutel pro Untersuchungsfläche, an insgesamt 5 Zeitpunkten wieder eingeholt. Die Versuche wurden nach 18 Monaten eingestellt, als nahezu die gesamte organische Materie abgebaut war. Im Labor wurden die Streubeutel bei 40 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und das Trockengewicht auf einer Digitalwaage mit einer Präzision von 0,01 g bestimmt. Anhand des Gewichtsverlustes, der Differenz des Trockengewichtes vor und nach der Exposition am Waldboden, wurde das verbliebene Restgewicht in den Nylontaschen berechnet.



Abbild 11. Ausbringung der Streubeutel auf dem Waldboden.

VI.2 Streubeutel mit Maschenweiten 20 μm und 2 mm

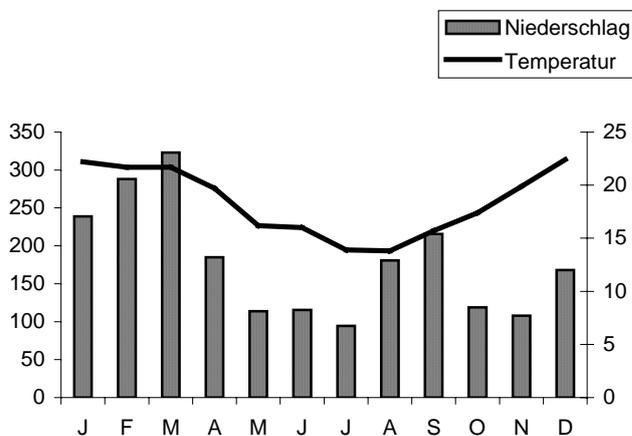
Um zu untersuchen, wie die Bodenfauna den Streuabbau beeinflusst, wurde in den selben Flächen wie im vorherigen Abschnitt und nach der selben Methode der Abbau in Streubeuteln der Maschenweiten 20 μm , zu denen die Bodenfauna keinen Zugang hatte und der Maschenweite 2 mm, die den Zugang der Mesofauna erlaubte, durchgeführt. Für die Taschen mit nur 20 μm Maschenweite wurde ein spezielles Polyester Siebgewebe (Büttner GmbH, Salzburg) verwendet und die Nähte zusätzlich mit Silikon abgedichtet. Im November 2002 wurden je 25 Streubeutel pro Maschenweite und Versuchsfläche ausgebracht (Abbild 12). Bis Februar 2004 wurden je 5 Taschen pro Maschenweite und Versuchsfläche in 90-Tages-Intervallen wieder eingeholt und wie bereits beschrieben im Labor weiterbehandelt.



Abbild 12. Streubeutel der Maschenweiten 20 μm (Hintergrund) und 2 mm (Vordergrund).

VI.3 Klima und Bodenfeuchte

Aufgrund eines langfristigen Ausfalls der Klimastation auf Pró-Mata standen lediglich die Klimadaten von 1997 bis 2000 aus Köhler (2001) zur Verfügung. Die durchschnittliche monatliche Niederschlagsmenge und Temperatur ist in Abbild 13 dargestellt.



Abbild 13. Klimadiagramm, basierend auf den Daten der Pró-Mata-Klimastation aus den Jahren 1997 bis 2000.

Da die Bodenfeuchte maßgeblich durch die Wasserrückhaltekapazität bestimmt wird, wurde diese nach einer Methode von Ebner (2005) gemessen. Hierzu wurden mit den Stechzylindern (Abbild 14) pro Versuchsfläche 4 frische Bodenproben, also 12 im Araukarien- und 12 im Laubwald, entnommen. Für jede Probe wurde ein eigener Zylinder verwendet und das Bodenmaterial im Zylinder zur Weiterbehandlung ins Labor gebracht. Die Wasserhaltekapazität pro Gramm Trockenmasse wurde aus dem Quotienten der maximalen Wasserhaltekapazität und der Trockenraumdicke berechnet (s. Anhang).

VI.4 Bodeneigenschaften

Um eine eventuelle Abhängigkeit des Streuabbaus von den Bodeneigenschaften zu prüfen, wurden in den Flächen der Streubeuteluntersuchungen (Flächen II und IV) und in den drei Versuchsflächen pro Waldtyp, jeweils drei Bodenproben in einer Tiefe von 0-6 cm entnommen (Abbild 14). Aus den 3 Bodenproben jeder Versuchsfläche wurden Mischproben erstellt und im Analytischen Labor des Boden Departments an der Föderalen Universität von Rio Grande do Sul (UFRGS) bearbeitet. Dort wurden die grundlegenden Eigenschaften der chemischen Bodenfruchtbarkeit nach Tedesco et al. (1995) gemessen: pH-Wert in Wasser, P und K nach Mehlich I (flammenphotometrisch), austauschbares Ca, Mg und Al in KCl 1M (atomabsorptionsspektrometrisch), organischer Kohlenstoff mittels Dichromatmethode (titrimetrisch). Außerdem wurde die Summe der austauschbaren Kationen, sowie die Basen- und Aluminium-Sättigung berechnet. Die Abhängigkeit des Streuabbaus von diesen Faktoren wurde anhand des Spearman`s Korrelationskoeffizienten geprüft (SPSS 1999).



Abbild 14. Entnahme der Bodenproben.

VI.5 C/N-Dynamik

Die Verschiebung des C/N-Verhältnisses während des Streuabbaus, wurde anhand der Streu in den Streubeuteln jeweils zu Beginn und Ende der Versuche gemessen. Hierzu wurden Mischproben aus jeweils 3 Streubeuteln pro Versuchsfläche angefertigt und mit einer elektrischen Kaffeemühle zerkleinert. Das C/N-Verhältnis in jeweils 10 g Trockengewicht der Probe, wurde am Institut für Analytische Chemie an der Universität Tübingen mit einem vollautomatischen Elementaranalysator (*vario EL*, Elementar Analysensysteme GmbH) zur Simultanbestimmung von C, H, N und S, ermittelt. Der Analysenablauf basiert hierbei auf der oxidativen Aufschlussmethode, wobei als Detektor eine Wärmeleitfähigkeitsmesszelle eingesetzt wird (Anhang).

VI.6 Datenauswertung

VI.6.1 Streubeutel mit Maschenweite 1 mm

Nach der etablierten Methode von Olson (1963) wurde der Dekompositionskoeffizient k anhand der Regression $y = ae^{-kx}$ bestimmt; mit y als dem verbleibenden Restgewicht in %, a dem y -Achsen Koeffizienten und x der Zeit in Tagen nach der Streubeutelausbringung (SPSS 1999). A entspricht dem Ausgangsgewicht und wurde mit 100 % gleichgesetzt. Der Gesamtabbau wurde durch die mittlere Verweildauer $1/k$ der Streu ausgedrückt (Waring & Schlesinger, 1985). Die für beide Untersuchungsflächen erhaltenen Daten wurden in einer Multivarianz-Analyse verglichen (SAS).

VI.6.2 Streubeutel mit Maschenweiten 20 μ m und 2 mm

Die Ergebnisse wurden auf die selbe Weise wie die Daten der Streubeutel mit 1 mm Maschenweite anhand einer Multivarianz-Analyse verglichen. Eventuelle Interaktionen zwischen den beiden Waldtypen und den beiden Maschenweiten wurden mit dem Tuckey Test für multiple Vergleiche auf einem Signifikanzlevel von 5 % geprüft (SAS 6.1).

IV.6.3 Streuabbau und Klima

Anhand des Spearman's Korrelationskoeffizienten wurde eine eventuelle Abhängigkeit des Streuabbaus vom Klima untersucht. Hierzu wurden die Abbauraten im Araukarien- und Laubwald mit den Klimadaten aus Köhler (2001) wechselseitig korreliert.

IV.6.4 Streuabbau und Bodeneigenschaften

Die Bodendaten der beiden untersuchten Waldtypen, Araukarien- und Laubwald, wurden anhand einer Oneway ANOVA verglichen. Der Zusammenhang zwischen Streuabbau-Rate und den Bodeneigenschaften wurde mittels des Spearman's Korrelationskoeffizienten untersucht.

IV.6.5 Streuabbau und C/N-Dynamik

Die Mittelwerte der C/N- Verhältnisse in der Streu zu Beginn und am Ende des Versuchs, wurden zwischen den beiden Waldtypen statistisch verglichen (ANOVA) und der Zusammenhang zwischen Streuabbau-Rate und C/N- Verhältnissen mittels des Spearman's Korrelationskoeffizienten geprüft.

C. ERGEBNISSE

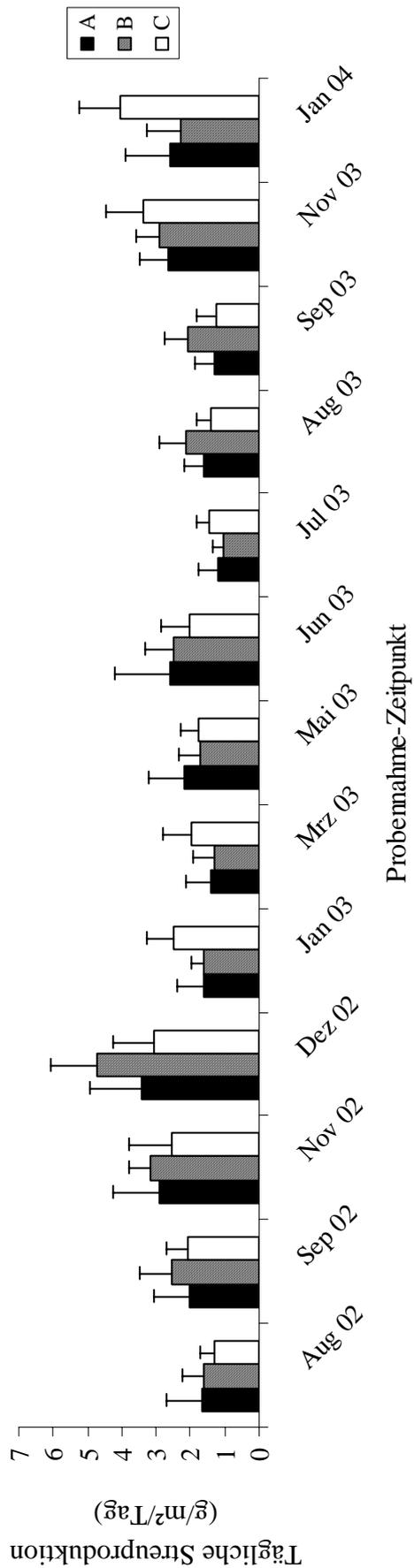
I. STREUPRODUKTION

I.1 Streuproduktion in den floristisch-strukturellen Gruppen

Die durchschnittliche tägliche (Abbild 15) und jährliche Streuproduktion war in allen floristisch-strukturellen Gruppen A, B und C ähnlich hoch und die statistische Auswertung ergab keine signifikanten Unterschiede zwischen den 3 Gruppen. Auffallend war, dass in Gruppe A die Werte stärker variierten und wesentlich niedrigere Minimalwerte für die Streuproduktion gemessen wurden (Tabelle 4).

Tabelle 4. Tägliche und jährliche Streuproduktion in den floristisch-strukturellen Gruppen A, B und C; mit N = Anzahl der Streustammelrahmen, MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung, Min = Minimalwert und Max = Maximalwert.

Floristisch- strukturelle Gruppe	Tägliche Streuproduktion (g/m ² /Tag)					Jährliche Streuproduktion (g/m ² /Jahr)				
	N	MW	SD	Min	Max	N	MW	SD	Min	Max
A	572	2,1	1,2	0,4	10,5	44	760,0	186,2	330,1	1158,5
B	169	2,3	1,2	0,7	7,6	13	831,4	88,2	664,1	925,2
C	208	2,2	1,2	0,6	6,4	16	805,0	164,0	631,2	1116,9



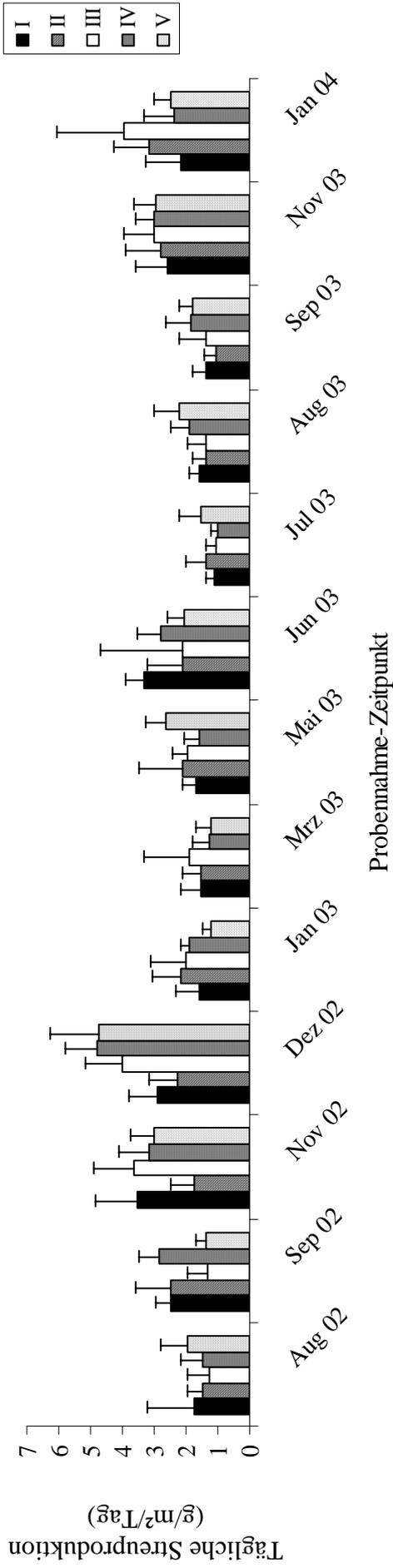
Abbild 15. Tägliche Streuproduktion in g/m²/Tag zu den einzelnen Probennahme-Zeitpunkten in den floristisch-strukturellen Gruppen A, B und C.

I.2 Streuproduktion in den Untersuchungsflächen

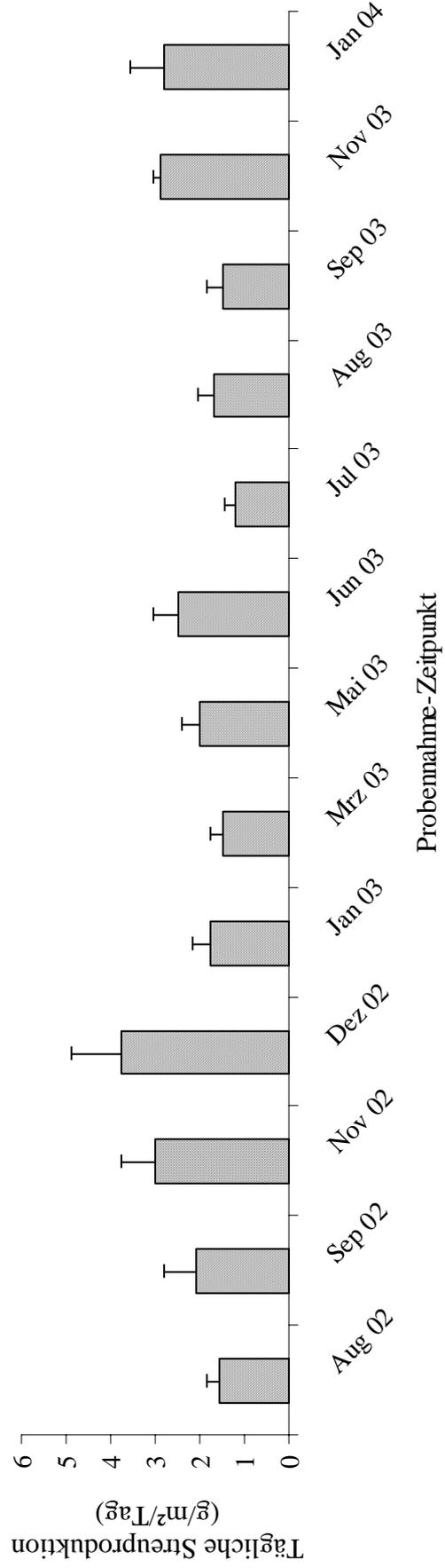
Die durchschnittliche, jährlich in den Untersuchungsflächen produzierte Streumenge variierte um einen Mittelwert von etwa 820 g/m²/Jahr zwischen 330 g/m²/Jahr und 1159 g/m²/Jahr, wobei sich die fünf Untersuchungsflächen nicht signifikant voneinander unterschieden. Bei Betrachtung der täglich produzierten Streumenge hingegen, ergab sich ein signifikanter Unterschied ($p = 0,027$ ANOVA, $p = 0,042$ Bonferroni) zwischen Fläche II im Araukarienwald und Fläche IV im Laubwald (Tabelle 5, Abbild 16, Abbild 17).

Tabelle 5. Tägliche und jährliche Streuproduktion in den Untersuchungsflächen I bis V; mit N = Anzahl der Streusammelrahmen, MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung, Min = Minimalwert und Max = Maximalwert.

Untersuchungsfläche	Tägliche Streuproduktion (g/m ² /Tag)					Jährliche Streuproduktion (g/m ² /Jahr)				
	N	MW	SD	Min	Max	N	MW	SD	Min	Max
I	169	2,1	1,1	0,5	6,6	13	772,4	140,6	586,8	1052,0
II	273	2,0	1,1	0,4	7,3	21	714,8	202,4	330,1	1158,5
III	169	2,2	1,6	0,4	10,5	13	810,6	224,2	414,1	1116,9
IV	169	2,3	1,2	0,5	6,4	13	839,0	75,2	744,2	967,9
V	169	2,2	1,2	0,6	7,6	13	817,7	114,4	651,5	1038,4
Gesamtfläche	949	2,1	1,2	0,4	10,5	73	782,6	168,7	330,1	1158,5



Abbild 16. Tägliche Streuproduktion in g/m²/Tag zu den einzelnen Probennahme-Zeitpunkten in den Untersuchungsflächen I bis V.



Abbild 17. Durchschnittliche tägliche, in der Gesamtfläche produzierte Streumenge in g/m²/Tag zu den einzelnen Probennahme-Zeitpunkten.

I.3 Saisonaler Verlauf der Streuproduktion

I.3.1 Saisonaler Verlauf in den floristisch-strukturellen Gruppen

Die täglich produzierte Streumenge variierte stark innerhalb der Jahreszeiten und der floristisch strukturellen Gruppen. Dennoch konnte mittels der Post Hoc Tests für jede Gruppe A, B, und C einzeln der jahreszeitliche Verlauf der Streuproduktion charakterisiert werden (Tabelle 6):

A: Frühling 02 \neq Sommer 02/03 \neq Herbst 03 \neq Winter 03 \neq Frühling 03 \neq Sommer 03/04

B: Frühling 02 \neq Sommer 02/03 \neq Herbst 03 = Winter 03 = Frühling 03 = Sommer 03/04

C: Frühling 02 \neq Sommer 02/03 \neq Herbst 03 = Winter 03 = Frühling 03 \neq Sommer 03/04.

In allen drei floristisch-strukturellen Gruppen hat sich der Frühling vom Vorjahr (2002) nicht von jenem des Folgejahres (2003) unterschieden. Dies gilt ähnlich für den Sommer, der sich nur in der floristisch-strukturellen Gruppe C von einem Jahr zum anderen signifikant unterschied.

Tabelle 6. Saisonaler Verlauf der täglichen Streuproduktion in g/m²/Tag in den floristisch-strukturellen Gruppen A, B und C; mit N = Anzahl der Streusammelrahmen, MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung, Min = Minimalwert und Max = Maximalwert, p = Wahrscheinlichkeit (Bonferroni).

Jahreszeit	Gruppe A							Gruppe B							Gruppe C						
	Tägliche Streuproduktion (g/m ² /Tag)							Tägliche Streuproduktion (g/m ² /Tag)							Tägliche Streuproduktion (g/m ² /Tag)						
	N	MW	SD	Min	Max	p		N	MW	SD	Min	Max	p		N	MW	SD	Min	Max	p	
Frühling 2002	88	1,8	1,1	0,6	6,6	<0,000		26	2,1	0,9	0,8	4,1	<0,001		32	1,7	0,7	0,7	3,0	<0,000	
Sommer 2002/03	132	2,7	1,5	0,5	6,8	<0,000		39	3,2	1,5	1,0	7,6	<0,000		48	2,7	1,1	1,2	5,2	=0,053	
Herbst 2003	44	1,4	0,8	0,6	5,4	=0,048		13	1,3	0,6	0,7	2,5	>1,000		16	2,1	0,9	0,8	4,3	>1,000	
Winter 2003	132	2,0	1,3	0,4	10,5	=0,015		39	1,8	0,9	0,7	4,0	>1,000		48	1,7	0,6	0,8	4,1	=0,541	
Frühling 2003	88	1,5	0,6	0,4	2,9	<0,000		26	2,1	0,7	1,1	4,1	>1,000		32	1,3	0,5	0,6	3,1	<0,000	
Sommer 2002/03	88	2,6	1,1	0,8	8,7			26	2,6	0,9	1,2	5,1			32	3,7	1,2	1,9	6,4		
GESAMT	572	2,1	1,2	0,4	10,5			169	2,3	1,2	0,7	7,6			208	2,2	1,2	0,6	6,4		

I.3.2 Saisonaler Verlauf in den einzelnen Untersuchungsflächen

Für die einzelnen Untersuchungsflächen ergab sich bei der statistischen Auswertung folgender saisonaler Verlauf:

I: Frühling 02 = Sommer 02/03 \neq Herbst 03 = Winter 03 = Frühling 03 \neq Sommer 03/04

(Frühling 02 = Frühling 03, Sommer 02/03 = Sommer 03/04)

II: Frühling 02 = Sommer 02/03 = Herbst 03 = Winter 03 \neq Frühling 03 \neq Sommer 03/04

(Frühling 02 \neq Frühling 03, Sommer 02/03 \neq Sommer 03/04)

III: Frühling 02 \neq Sommer 02/03 \neq Herbst 03 = Winter 03 = Frühling 03 \neq Sommer 03/04

(Frühling 02 = Frühling 03, Sommer 02/03 = Sommer 03/04)

IV: Frühling 02 \neq Sommer 02/03 \neq Herbst 03 = Winter 03 = Frühling 03 = Sommer 03/04

(Frühling 02 = Frühling 03, Sommer 02/03 = Sommer 03/04)

V: Frühling 02 \neq Sommer 02/03 \neq Herbst 03 = Winter 03 = Frühling 03 = Sommer 03/04

(Frühling 02 = Frühling 03, Sommer 02/03 = Sommer 03/04).

Die Abgrenzung der Jahreszeiten verlief von einem Jahr zum nächsten unterschiedlich. In allen fünf Flächen haben sich Herbst und Winter in der Streuproduktion nicht unterschieden. Ein saisonaler Unterschied zwischen Winter und Frühling wurde nur in Fläche II festgestellt. Dies war auch die einzige Fläche, in der sich Frühling und Sommer von einem Jahr zum anderen signifikant unterschieden. Bemerkenswert ist das identische Muster im saisonalen Verlauf in den beiden Laubwaldflächen IV und V (Tabelle 7).

Tabelle 7. Saisonaler Verlauf der täglichen Streuproduktion in $\text{g/m}^2/\text{Tag}$ in den Untersuchungsflächen I bis V; mit N = Anzahl der Streusammelrahmen, MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung, Min = Minimalwert und Max = Maximalwert, p = Wahrscheinlichkeit (Bonferroni).

Jahreszeit	Fläche I							Fläche II							Fläche III						
	N	MW	SD	Min	Max	p		N	MW	SD	Min	Max	p		N	MW	SD	Min	Max	p	
Frühling 2002	26	2,1	1,1	0,9	6,6	=0,390		42	2,0	1,0	0,7	5,3	>1,000		26	1,3	0,6	0,6	2,8	<0,000	
Sommer 2002/03	29	2,7	1,3	0,5	5,6	=0,009		63	2,1	0,9	0,6	5,2	=0,326		29	3,2	1,4	1,1	5,3	=0,039	
Herbst 2003	13	1,5	0,6	0,9	3,1	>1,000		21	1,5	0,6	0,6	2,7	>1,000		13	1,9	1,4	0,9	5,4	>1,000	
Winter 2003	39	2,0	1,1	0,7	4,5	=0,487		63	1,9	1,1	0,4	7,3	=0,006		39	1,7	1,6	0,6	10,5	>1,000	
Frühling 2003	26	1,5	0,4	0,5	2,2	=0,025		42	1,2	0,4	0,4	2,3	<0,000		26	1,4	0,7	0,4	3,1	<0,000	
Sommer 2002/03	26	2,4	1,0	1,2	5,0			42	3,0	1,1	0,8	5,5			26	3,5	1,7	1,0	8,7		
GESAMT	169	2,1	1,1	0,5	6,6			273	2,0	1,1	0,4	7,3			169	2,2	1,6	0,4	10,5		

Jahreszeit	Fläche IV						Fläche V					
	Tägliche Streuproduktion (g/m ² /Tag)						Tägliche Streuproduktion (g/m ² /Tag)					
	N	MW	SD	Min	Max	p	N	MW	SD	Min	Max	p
Frühling 2002	26	2,2	0,9	0,8	4,1	<0,000	26	1,7	0,7	0,8	3,6	<0,001
Sommer 2002/03	29	3,3	1,4	1,3	6,3	<0,000	29	3,0	1,8	0,7	7,6	<0,000
Herbst 2003	13	1,3	0,5	0,7	2,5	>1,000	13	1,2	0,5	0,6	2,5	=0,153
Winter 2003	39	1,8	0,9	0,5	4,0	>1,000	39	2,1	0,8	0,7	4,6	>1,000
Frühling 2003	26	1,9	0,7	0,9	3,2	=0,060	26	2,0	0,7	1,1	4,1	=0,223
Sommer 2002/03	26	2,7	0,8	1,3	5,1		26	2,7	0,7	1,7	4,3	
GESAMT	169	2,3	1,2	0,5	6,3		169	2,2	1,2	0,6	7,6	

I.3.3 Saisonaler Verlauf für die Gesamtfläche

Bei Betrachtung des ganzen Untersuchungsgebiets als eine einzige Meta-Gesellschaft ergab der ANOVA-Vergleich einen signifikanten saisonalen Verlauf. Deutlich wurde eine signifikant höhere Streuproduktion während der Sommermonate, sowohl 2002/03 als auch im Sommer 2003/04. Die Streuproduktion im Frühling und Sommer eines Jahres unterschied sich nicht von der des Folgejahres (Tabelle 8).

Tabelle 8. Saisonaler Verlauf der täglichen Streuproduktion in g/m²/Tag in der Meta-Gesellschaft; mit N = Anzahl der Streusammelrahmen, MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung, Min = Minimalwert und Max = Maximalwert, p = Wahrscheinlichkeit (Bonferroni).

Jahreszeit	Meta-Gesellschaft					
	Tägliche Streuproduktion (g/m ² /Tag)					
	N	MW	SD	Min	Max	p
Frühling 2002	146	1,9	1,0	0,6	6,6	<0,000 (Bonferroni)
Sommer 2002/03	219	2,8	1,4	0,5	7,6	<0,000 (Bonferroni)
Herbst 2003	73	1,5	0,8	0,6	5,4	=0,127 (Bonferroni)
Winter 2003	219	1,9	1,1	0,4	10,5	=0,50 (Bonferroni)
Frühling 2003	146	1,5	0,6	0,4	4,1	<0,000 (Bonferroni)
Sommer 2002/03	146	2,9	1,2	0,8	8,7	
GESAMT	949	2,1	1,2	0,4	10,5	<0,000 (ANOVA)

I.4 Streuproduktion und Bodeneigenschaften

Die Bodeneigenschaften waren in allen fünf Untersuchungsflächen ähnlich und keine signifikanten Unterschiede zwischen den Flächen wurden festgestellt, obwohl in Tabelle 8 Abweichungen einzelner Faktoren erkennbar sind. Hervorzuheben ist insbesondere der in allen Flächen sehr saure pH-Wert. Neben anderen Faktoren fallen in den Laubwaldflächen (IV und V) vor allem die sehr viel höheren Kalium-Gehalte auf. Abgesehen von Fläche V im Laubwald war die Basensättigung niedrig bis sehr niedrig.

Da sich die Untersuchungsflächen weder in den Bodeneigenschaften, noch in der jährlich produzierten Streumenge signifikant unterschieden, wurde ein eventueller Zusammenhang dieser beiden Faktoren für das Gesamtareal, als eine Meta-Gesellschaft betrachtet, untersucht. Dabei ergaben sich signifikante positive Korrelationen nach Spearman zwischen Streuproduktion und Kaliumgehalt, austauschbarem Magnesium sowie dem Ca/Mg-Verhältnis. Eine signifikante und negative Korrelation wurde für die Streuproduktion und die Säurensättigung im Boden festgestellt (Tabelle 9).

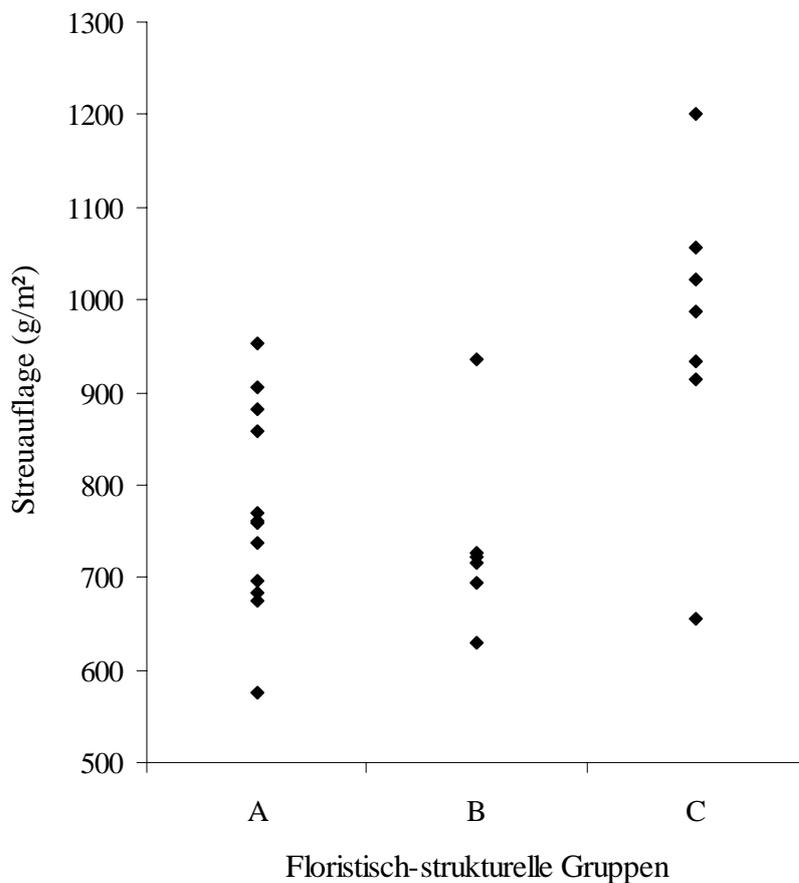
Tabelle 9. Für die Bodenfruchtbarkeit grundlegende Faktoren in den einzelnen Untersuchungsflächen und Korrelation mit der Streuproduktion
 * Korrelation signifikant auf dem 0,05 Level, ** Korrelation signifikant auf dem 0,01 Level). Klar erkennbare Unterschiede zwischen den einzelnen Untersuchungsflächen sind durch Fettdruck hervorgehoben.

Fläche	pH (H ₂ O)	P (mg/dm ³)	K (mg/dm ³)	Al _{aus} (mol/L)	Ca _{aus} (mol/L)	Mg _{aus} (mol/L)	Al+H (mol/L)	Summe Kationen _{aus} (mol/L)	Summe Kationen _{aus} (% Sättigung) (mol/L)				
									Basen	Al	Ca/Mg	Ca/K	Mg/K
I	4,0	4,4	75,8	6,9	1,0	0,5	20,8	22,6	9,4	29,5	1,4	4,9	2,5
II	3,8	6,1	72,4	7,6	0,2	0,3	5,4	26,1	2,6	29,7	0,8	1,0	1,7
III	4,0	5,8	80,6	6,3	1,8	0,7	21,5	24,2	11,4	25,9	1,9	9,8	3,3
IV	3,8	18,1	136,0	6,9	1,0	0,6	21,9	23,9	8,4	29,0	1,5	3,1	1,9
V	4,5	5,5	167,5	3,8	4,0	1,8	13,8	20,1	31,8	18,3	2,2	8,5	3,9
Korrelation Spearman's rho	0,527	0,000	1,000**	-0,821	-0,821	0,900*	0,400	-0,700	0,700	-0,900*	0,900*	0,500	0,700

II. AKKUMULIERUNG DER STREU AUF DEM WALDBODEN

II.1 Streuauflage in den floristisch-strukturellen Gruppen

Die Mittelwerte für die am Boden akkumulierte Streu variierten sehr stark innerhalb der einzelnen Gruppen (Tabelle 10). Der statistische Vergleich der Streuauflage ergab keine signifikanten Unterschiede zwischen den floristisch-strukturellen Gruppen A und B. In Gruppe C, in der auch *Araucaria angustifolia* auftritt, ist die am Boden akkumulierte Streuschicht mit einem Mittelwert von 967,2 (SD = 167,2) g/m² signifikant mächtiger (Abbild 18), als in den Gruppen A und B ($p < 0,05$).



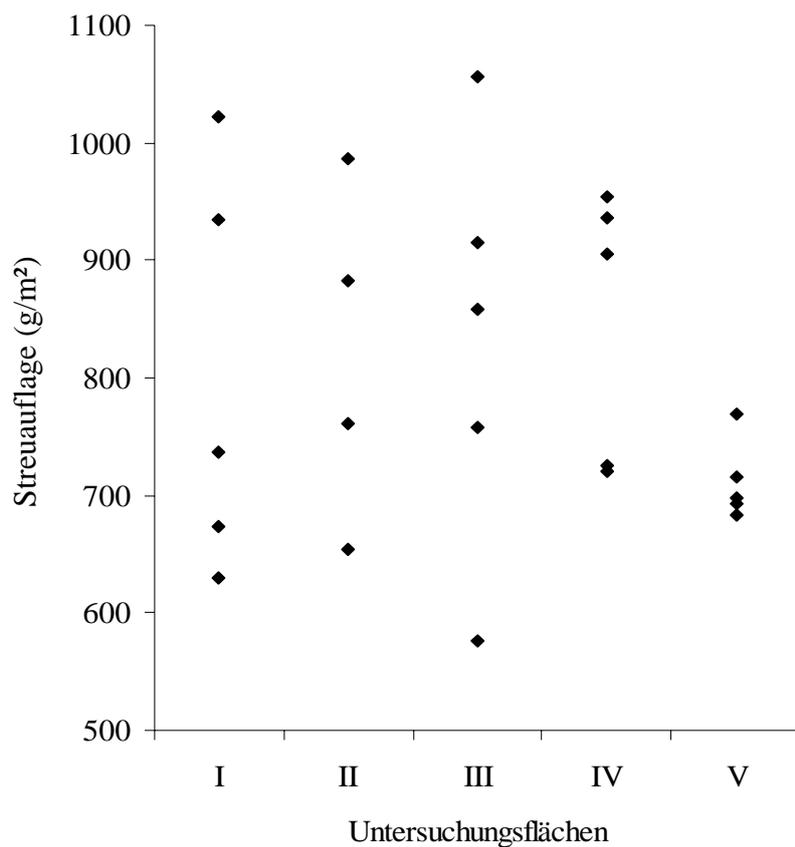
Abbild 18. Variation der Streuauflage in g/m² zwischen den floristisch-strukturellen Gruppen A, B und C.

Tabelle 10. Variation der Streumenge (g/m^2) in den floristisch-strukturellen Gruppen A, B und C (MW = Mittelwert des gesamten Untersuchungszeitraumes, SD = Standardabweichung, n = Anzahl Probenstellen).

	Floristisch-strukturelle Gruppe		
	A	B	C
	Streuauflage (g/m^2)	Streuauflage (g/m^2)	Streuauflage (g/m^2)
	673,7	629,5	1022,9
	736,3	935,6	934,5
	761,7	721,2	1200,9
	882,7	725,9	986,6
	575,6	715,7	654,4
	758,6	693,4	914,3
	857,8		1056,8
	953,6		
	904,9		
	697,2		
	683,0		
	769,1		
MW	771,2	736,9	967,2
SD	110,2	103,7	167,2
n	12	6	7

II.2 Streuauflage in den einzelnen Untersuchungsflächen

Für das gesamte Untersuchungsareal betrug die Streuauflage im Durchschnitt 817,8 (SD = 155,0) g/m^2 . Die verschiedenen Waldtypen, die durch die Flächen I bis V repräsentiert wurden, unterschieden sich jedoch nicht signifikant (Tabelle 11) in der Menge der am Boden akkumulierten Streu voneinander. Ähnlich wie bei den floristisch-strukturellen Gruppen variierten die Werte innerhalb der Untersuchungsflächen stark. Auffallend gering dagegen war die Variation in Fläche V des Laubwalds (Abbild 19). Bezüglich der Bodeneigenschaften bestand nur eine einzige signifikante Korrelation (Spearman), nämlich zwischen Streuauflage und Phosphor, jedoch mit niedrigem Korrelationskoeffizienten $\rho = 0,402$ ($p < 0,05$).



Abbild 19 Variation der Streuauflage in g/m² zwischen Untersuchungsflächen I bis V.

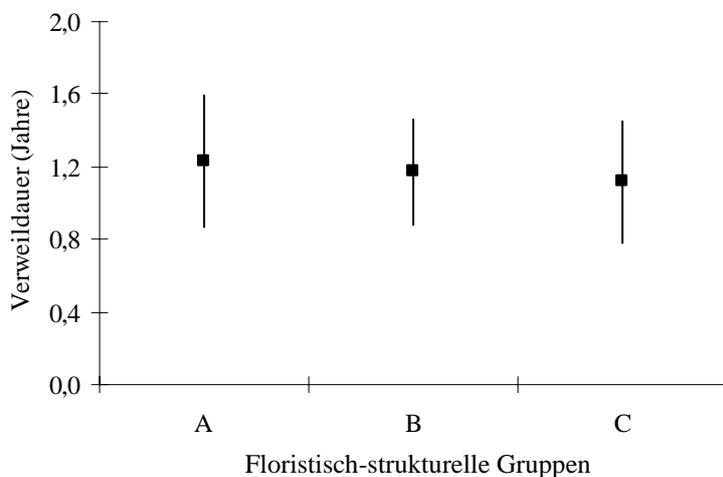
Tabelle 11. Variation der Stromenge (g/m²) in den einzelnen Untersuchungsflächen und der Gesamtfläche (Metagesellschaft); (MW = Mittelwert des gesamten Untersuchungszeitraumes, SD = Standardabweichung, n = Anzahl Probenstellen).

	Untersuchungsfläche					
	I	II	III	IV	V	Meta
	Streuauflage (g/m ²)					
	1022,9	761,7	575,6	953,6	697,2	
	629,5	1200,9	758,6	904,9	715,7	
	673,7	882,7	857,8	935,6	683,0	
	934,5	986,6	914,3	721,2	693,4	
	736,3	654,4	1056,8	725,9	769,1	
MW	799,4	897,3	32,6	848,2	711,7	817,8
SD	170,9	210,8	179,6	115,2	34,2	155,0
n	5	5	5	5	5	25

III. VERWEILDAUER ALS VERHÄLTNIS VON STREUAUFLAGE ZU STREUPRODUKTION

III.1 Vergleich der floristisch-strukturellen Gruppen

Der statistische Vergleich der floristisch-strukturellen Gruppen A, B und C ergab keine signifikanten Unterschiede, weder in der Streuproduktion noch in der Verweildauer (Abbild 20) der Streu auf dem Waldboden. Dennoch ist im Duncan-Test die Tendenz zu einer höheren Produktion in Gruppe C erkennbar. Die mittlere Menge der Streuschicht betrug 817,2 (SD = 155,1) g/m² und war in Gruppe C mit einem Mittelwert von 967,2 (SD = 167,2) g/m² signifikant höher als in den beiden anderen Gruppen (Tabelle 12).



Abbild 20. Durchschnittliche Verweildauer (Jahre) und Standardabweichung in den floristisch-strukturellen Gruppen A, B und C.

III.2 Vergleich der Untersuchungsflächen

Die Untersuchungsflächen I bis V unterschieden sich weder in der Streuproduktion, noch in der Auflage oder der Verweildauer (Abbild 21) voneinander (Tabelle 12). Für das gesamte Untersuchungsareal betrug die durchschnittliche Streuproduktion 742,3 (SD = 252,1) g/m²/Jahr und die Streuauflage 817,8 (SD = 155,0) g/m². Für die mittlere Verweildauer wurden 1,2 Jahre oder annähernd 14 Monate berechnet (Tabelle 12). Der Spearman's Korrelationskoeffizient von Streuproduktion und -auflage war positiv ($\rho=0,6$) und die Korrelation signifikant auf dem 0,01 Level (Abbild 22).

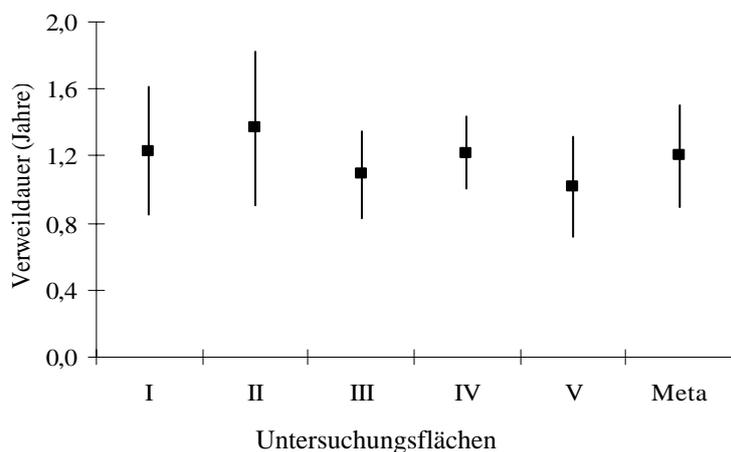


Abbildung 21. Durchschnittliche Verweildauer (Jahre) und Standardabweichung in den einzelnen Untersuchungsflächen und für die Gesamtläche.

Tabelle 12. Vergleich von Streuproduktion ($\text{g}/\text{m}^2/\text{Jahr}$), Streuauflage (g/m^2) und Verweildauer (1/k) in Jahren, zwischen den Versuchsflächen (I-V), floristisch-strukturellen Gruppen (A, B und C) und dem gesamten Untersuchungsareal (I+II+III+IV+V bzw. A+B+C).

	Streuproduktion ($\text{g}/\text{m}^2/\text{Jahr}$)	Streuauflage (g/m^2)	Verweildauer (Jahre)
Fläche I	731,9 ± 401,5	799,4 ± 170,9	1,2 ± 0,4
Fläche II	701,1 ± 217,2	897,3 ± 210,8	1,4 ± 0,5
Fläche III	819,0 ± 312,2	832,6 ± 179,6	1,1 ± 0,3
Fläche IV	718,4 ± 195,9	848,2 ± 115,2	1,2 ± 0,2
Fläche V	741,2 ± 163,7	711,7 ± 34,2	1,0 ± 0,3
Gruppe A	666,5 ± 16,7	771,2 ± 110,2	1,2 ± 0,4
Gruppe B	674,5 ± 239,8	736,9 ± 103,7	1,2 ± 0,3
Gruppe C	930,4 ± 313,0	967,2 ± 167,2	1,1 ± 0,3
Gesamtfläche	742,3 ± 252,1	817,8 ± 155,0	1,2 ± 0,3

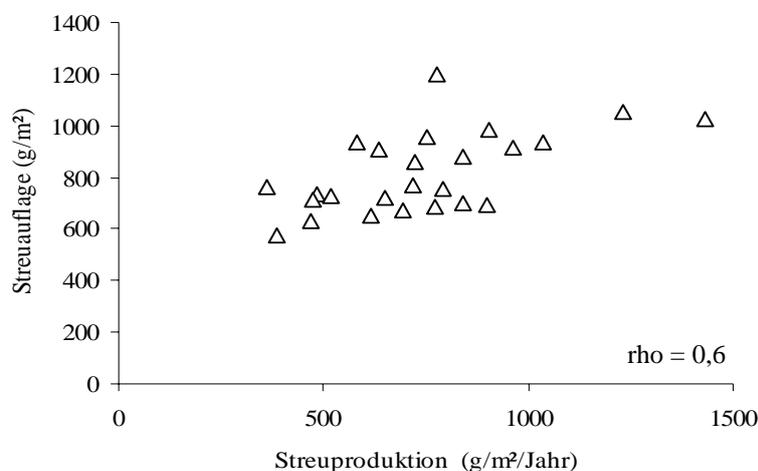


Abbildung 22. Zusammenhang zwischen Streuauflage und Streuproduktion ($\rho = \text{Spearman's Korrelationskoeffizient}$) im Pró-Mata Areal.

III.3 Einfluss der Bodeneigenschaften

Ein Zusammenhang zwischen Streuproduktion und den Bodeneigenschaften wurde nur für die floristisch-strukturellen Gruppen nachgewiesen, wobei dieser von Gruppe zu Gruppe verschieden waren. Dennoch ist eine gewisse Abhängigkeit der Streuproduktion von der Konzentration einzelner Kationen und der Anteile von Basen und Säuren im Boden erkennbar (Tabelle 13).

Etwas deutlicher zeigte sich eine vermutete Abhängigkeit der Mächtigkeit der Streuauflage auf dem Waldboden vom P-Gehalt, die auch für die Meta-Gesellschaft nachgewiesen wurde. Erwähnenswert ist hier auch die negative Korrelation zwischen Streuauflage und mehreren Bodenfaktoren (Tabelle 14).

Für die Verweildauer der Streu am Waldboden wurde wiederum nur ein Zusammenhang mit den Bodeneigenschaften in den floristisch-strukturellen Gruppen festgestellt. Wie bei der Streuproduktion war dieser jedoch von Gruppe zu Gruppe verschieden (Tabelle 15).

III. 4 C/N-Verhältnisse

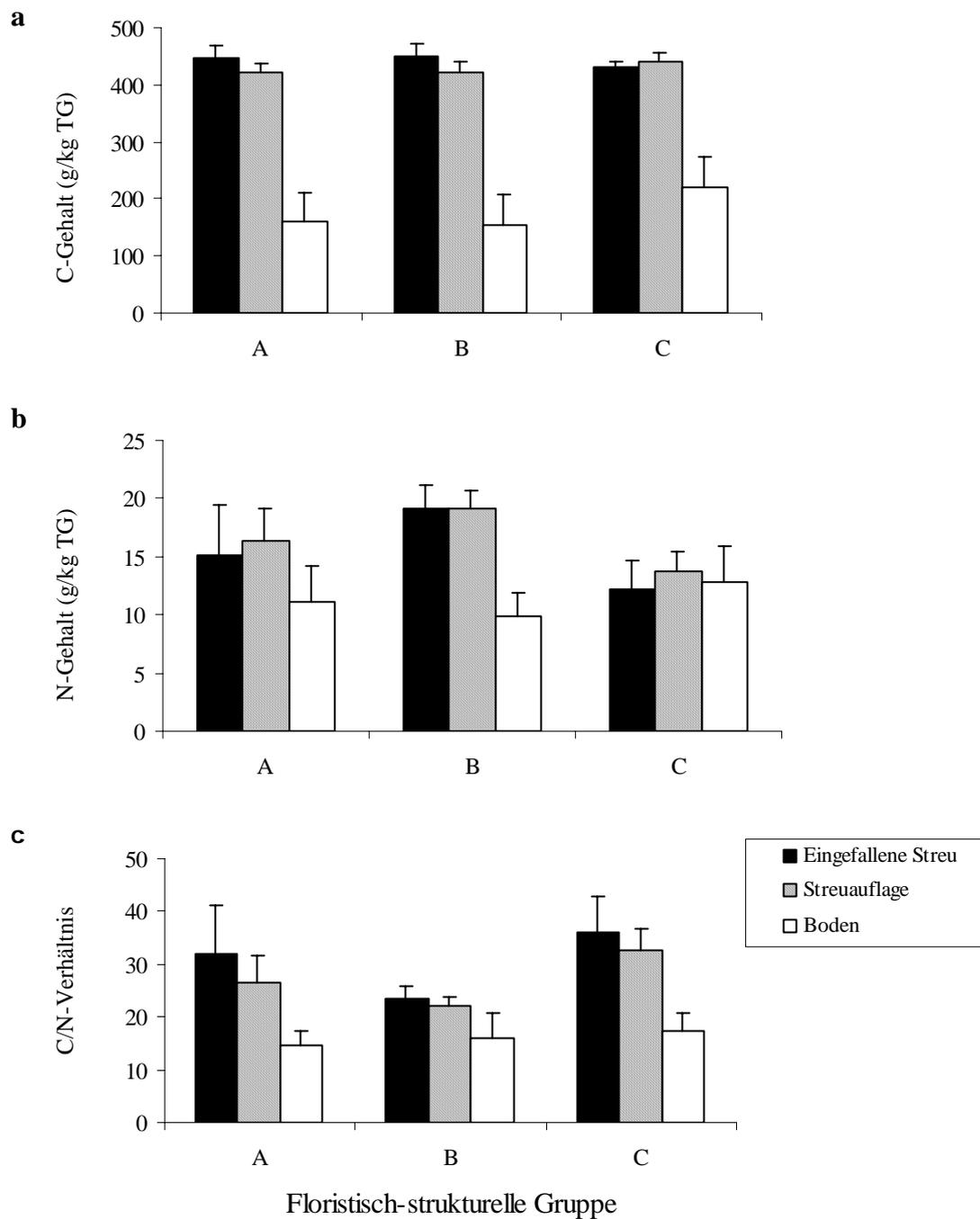
Bezüglich des C/N-Verhältnisses, des C- und N-Gehaltes in den verschiedenen Fraktionen frisch eingefallener Streu, am Waldboden akkumulierter Streu und Waldboden ergaben sich signifikante Unterschiede sowohl in den floristisch-strukturellen Gruppen (Abbild 23), als auch für die Untersuchungsflächen (Abbild 24).

III.4.1 C/N-Verhältnis in den floristisch-strukturellen Gruppen

Für das C/N-Verhältnis in der frisch eingefallenen Streu ergab sich ein signifikanter Unterschied zwischen den floristisch-strukturellen Gruppen ($p = 0,018$ ANOVA). Anhand des Duncan Tests wurden 2 homogene Gruppen unterschieden, wobei das C/N-Verhältnis in der floristisch-strukturellen Gruppe C mit 36,2 signifikant höher als in den Gruppen A und B war. Für den N-Gehalt ergab sich ein hochsignifikanter Unterschied zwischen den einzelnen floristisch-strukturellen Gruppen ($p = 0,005$ ANOVA). Der Bonferroni Test ergab einen hochsignifikant ($p=0,004$) höheren N-Gehalt für Gruppe B mit 19,2 g/kg Trockengewicht (TG) im Vergleich zu Gruppe C (12,3 g/kg TG). Hingegen konnte kein Unterschied ($p = 0,1$ ANOVA) zwischen den floristisch-strukturellen Gruppen im C-Gehalt nachgewiesen werden (Tabelle 15).

In der auf dem Waldboden akkumulierten Streu unterschieden sich die floristisch-strukturellen Gruppen signifikant für die drei Faktoren C/N-Verhältnis ($p = 0,001$), C-Gehalt ($p = 0,038$) und N-Gehalt ($p = 0,001$). Sowohl das C/N-Verhältnis als auch der C-Gehalt waren in den Gruppen A und B signifikant niedriger (Bonferroni, Duncan) als in Gruppe C. Bezüglich des N-Gehaltes waren sogar alle drei Gruppen unterschiedlich, mit einem Wert von 19,1 g/kg TG in B, 16,4 g/kg TG in A und 13,8 g/kg TG in Gruppe C (Tabelle 16).

Beim Vergleich des Bodens unterschieden sich die floristisch-strukturellen Gruppen weder im C/N-Verhältnis noch im N-Gehalt. Nur im C-Gehalt des Bodens ergab der Duncan Test signifikant niedrigere Werte für die Gruppen A und B im Vergleich zur Gruppe C (Tabelle 16).



Abbild 23. Vergleich von a) C-Gehalt in g pro kg Trockengewicht (TG), b) N-Gehalt (g/kg TG) und c) C/N-Verhältnis in den Fraktionen „frisch eingefallene Streu“, „am Waldboden akkumulierte Streu“ und im „Boden“ in den floristisch-strukturellen Gruppen A, B und C.

Tabelle 16 Trockengewichte von C und N, sowie C/N-Verhältnis in den Fraktionen „frisch eingefallene Streu“, „am Waldboden akkumulierte Streu“ und im „Boden“ in den floristisch-strukturellen Gruppen A, B und C.

Eingefallene Streu	Floristisch-strukturelle Gruppe	N	MW	SD	Min	Max
C [g/kg TG]	A	12	447,6	20,2	416,7	483,6
	B	6	449,2	21,1	419,7	483,6
	C	7	429,9	9,7	413,7	443,5
N [g/kg TG]	A	12	15,1	4,3	9,7	20,3
	B	6	19,2	2,0	15,7	21,0
	C	7	12,3	2,4	9,7	15,6
C/N	A	12	31,9	9,1	21,3	46,0
	B	6	23,6	2,3	20,8	26,7
	C	7	36,2	6,6	28,0	43,1
Streuauflage						
C [g/kg TG]	A	12	422,1	14,6	393,0	447,9
	B	6	420,6	19,3	395,8	442,0
	C	7	441,1	151	421,1	464,3
N [g/kg TG]	A	12	16,4	2,7	13,2	19,9
	B	6	19,1	1,6	17,0	21,0
	C	7	13,8	1,7	11,2	16,7
C/N	A	12	26,5	5,1	20,4	34,0
	B	6	22,1	1,6	20,2	24,6
	C	7	32,5	4,1	26,4	38,9
Boden						
C [g/kg TG]	A	12	159,5	50,6	86,3	227,8
	B	6	155,0	52,1	99,7	220,2
	C	7	220,2	52,4	130,6	279,8
N [g/kg TG]	A	12	11,0	3,2	6,6	15,1
	B	6	9,9	2,0	8,3	13,4
	C	7	12,9	3,0	9,3	17,0
C/N	A	12	14,6	2,9	8,4	19,1
	B	6	15,9	4,9	9,7	23,5
	C	7	17,3	3,3	13,9	23,0

III.4.2 C/N-Verhältnis in den Untersuchungsflächen

Eingefallene Streu

In der frisch eingefallenen Streu haben sich die einzelnen Untersuchungsflächen im N-Gehalt und im C/N-Verhältnis signifikant unterschieden ($p < 0,000$ ANOVA). Im N-Gehalt erfolgte dabei im Duncan Test eine deutliche Trennung in:

Araukarienwaldflächen (II, III) < Übergangszone (I) < Laubwaldflächen (IV, V).

Der selbe Trend wurde auch für das C/N-Verhältnis, jedoch folglich mit umgekehrter Reihenfolge nachgewiesen (Bonferroni):

Laubwaldflächen (IV, V) < Übergangszone (I) < Araukarienwaldflächen (II, III).

Anhand des C-Gehaltes in der frisch eingefallenen Streu ergab sich kein signifikanter Unterschied ($p = 0,064$ ANOVA) zwischen den Untersuchungsflächen, dennoch zeigen die Post Hoc Tests eine Tendenz zu einer Trennung der Flächen II und V ($p = 0,055$ Bonferroni; 2 homogene Gruppen bei $p < 0,05$ Duncan), entsprechend der jeweiligen Mittelwerte (Tabelle 17a).

Streuauflage

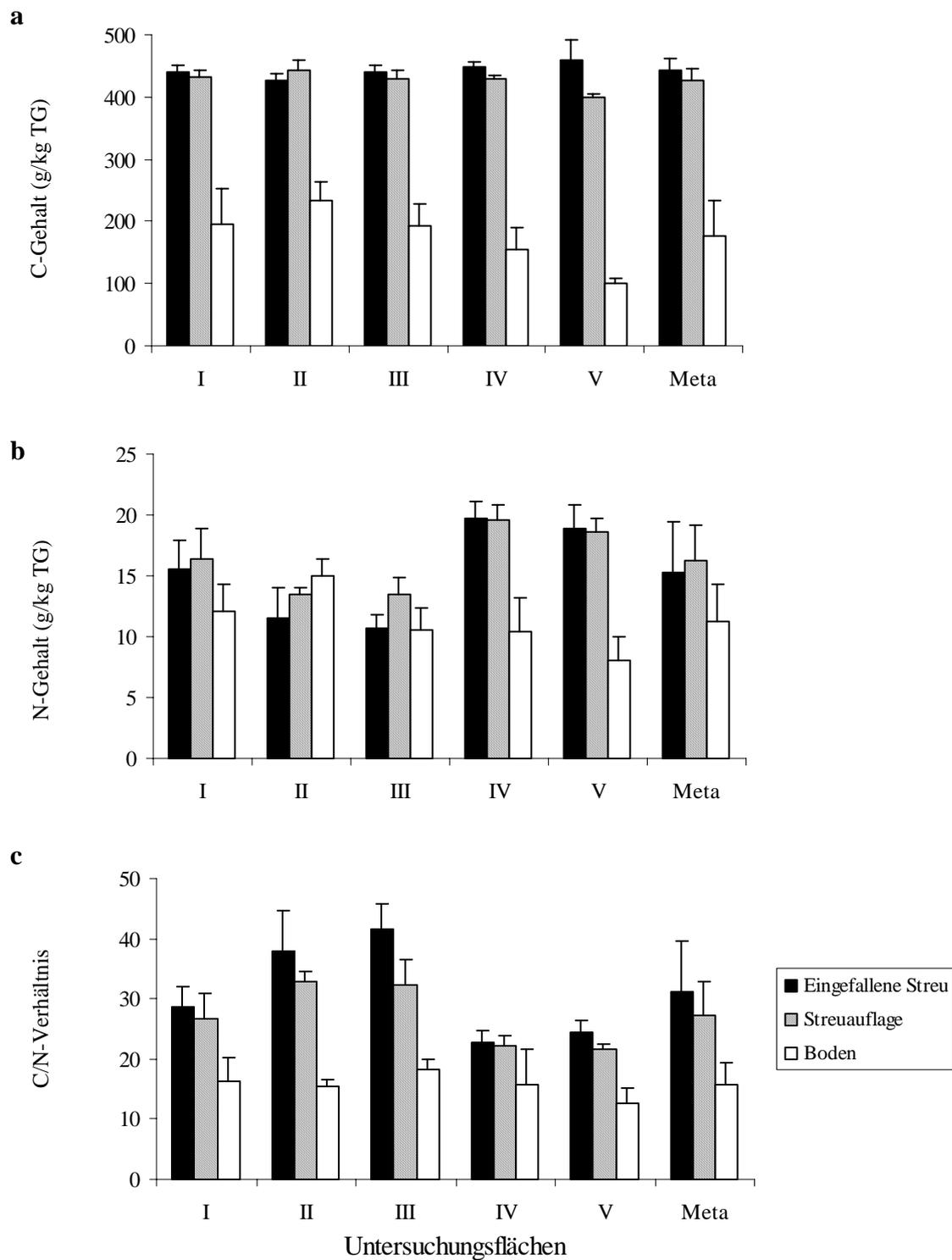
Bei Betrachtung der Streuauflage wurden signifikante Unterschiede für alle drei Faktoren nachgewiesen ($p < 0,000$ ANOVA). Dabei erfolgte wie bei den Werten in der frisch eingefallenen Streu, sowohl im N-Gehalt, als auch im C/N-Verhältnis eine Trennung der Gruppen Übergangszone, Araukarienwaldflächen und Laubwaldflächen (Duncan) wie folgt: .

Araukarienwaldflächen < Übergangszone < Laubwaldflächen (N-Gehalt)
und
Laubwaldflächen < Übergangszone < Araukarienwaldflächen (C/N-Verhältnis)

Im C-Gehalt der Streuauflage hingegen, unterschied sich nur Fläche V wesentlich von den restlichen Flächen (Tabelle 17b).

Boden

Die Trennung der einzelnen Untersuchungsflächen, anhand dieser Faktoren im Boden, war weniger deutlich. Eine Unterscheidung erfolgte anhand der Gehalte an Kohlenstoff und Stickstoff ($p < 0,000$ ANOVA), wobei sich die Laubwaldfläche V mit wesentlich niedrigeren Werten, sowohl im C- wie auch im N-Gehalt, von der Übergangszone I unterscheiden ließ. Insgesamt war der C-Gehalt in den Laubwaldflächen deutlich niedriger, als in der Übergangszone und den Araukarienwaldflächen, wobei besonders für Fläche II mit 233,3 g pro kg Trockengewicht (TG) ein sehr viel höherer Wert vorlag. Auch im N-Gehalt hob sich die Araukarienwaldfläche II mit einem wesentlich höheren Wert von 15,1 g/kg_(TG) von den anderen Flächen ab. Im C/N-Verhältnis des Bodens unterschieden sich alle fünf Flächen nicht ($p = 0,196$ ANOVA) voneinander (Tabelle 17c).



Abbild 24. Vergleich von a) C-Gehalt in g pro kg Trockengewicht (TG), b) N-Gehalt (g/kg TG) und c) C/N-Verhältnis in den Fraktionen „frisch eingefallene Streu“, „am Waldboden akkumulierte Streu“ und im „Boden“ in den Untersuchungsflächen I bis V und in der Meta-Gesellschaft.

Tabelle 17. C-Gehalt in g pro kg Trockengewicht (TG), N-Gehalt (g/kg TG) und C/N-Verhältnis in den Fraktionen a) frisch eingefallene Streu, b) am Waldboden akkumulierte Streu und c) im Boden in den Untersuchungsflächen I bis V und der Meta-Gesellschaft.

a

Eingefallene Streu	Untersuchungsfläche	N	MW	SD	Min	Max
C [g/kg TG]	I	5	439,6	11,5	424,1	452,4
	II	5	426,2	10,3	413,7	436,0
	III	5	440,5	9,9	425,6	450,9
	IV	5	448,8	7,2	437,5	456,9
	V	5	459,8	32,8	419,6	483,6
	Meta	25	443,0	19,3	413,7	483,6
N [g/kg TG]	I	5	15,6	2,3	13,0	18,5
	II	5	11,6	2,5	9,7	15,6
	III	5	10,7	1,2	9,7	12,6
	IV	5	19,7	1,4	17,7	21,0
	V	5	18,9	1,9	15,7	20,3
	Meta	25	15,3	4,22	9,7	21,0
C/N	I	5	28,6	3,6	24,5	32,6
	II	5	38,0	6,7	28,0	43,0
	III	5	41,6	4,3	35,1	46,0
	IV	5	22,9	1,9	20,8	25,8
	V	5	24,4	2,0	21,3	26,7
	Meta	25	31,1	8,5	20,8	46,0

b

Streuauflage	Untersuchungsfläche	N	MW	SD	Min	Max
C [g/kg TG]	I	5	432,4	9,8	421,1	442,0
	II	5	442,3	17,8	424,1	464,3
	III	5	430,7	11,2	421,1	447,9
	IV	5	430,1	5,4	424,1	437,5
	V	5	400,0	6,2	392,9	407,7
	Meta	25	427,1	17,7	392,9	464,3
N [g/kg TG]	I	5	16,4	2,4	13,4	19,4
	II	5	13,5	,6	13,0	14,5
	III	5	13,5	1,4	11,2	14,8
	IV	5	19,5	1,4	17,6	21,0
	V	5	18,6	1,1	17,0	19,9
	Meta	25	16,3	2,9	11,2	21,0
C/N	I	5	26,8	4,2	21,7	32,8
	II	5	32,9	1,7	31,7	35,7
	III	5	32,4	4,3	28,4	38,9
	IV	5	22,1	1,7	20,2	24,6
	V	5	21,5	1,1	20,4	23,3
	Meta	25	27,1	5,6	20,2	38,9

c

Boden	Untersuchungsfläche	N	MW	SD	Min	Max
C [g/kg TG]	I	5	196,4	55,0	131,0	273,8
	II	5	233,3	31,1	205,4	279,8
	III	5	192,0	36,6	131,0	227,7
	IV	5	156,0	35,1	126,5	212,8
	V	5	99,4	9,7	86,3	108,6
	Meta	25	175,4	56,9	86,3	279,8
N [g/kg TG]	I	5	12,2	2,1	9,5	15,0
	II	5	15,1	1,3	13,7	17,0
	III	5	10,6	1,8	8,2	12,3
	IV	5	10,5	2,8	8,6	15,1
	V	5	8,1	1,9	6,6	11,2
	Meta	25	11,3	3,0	6,6	17,0
C/N	I	5	16,2	4,0	13,1	23,0
	II	5	15,5	1,1	14,2	16,5
	III	5	18,2	1,9	16,0	20,6
	IV	5	15,9	5,6	8,4	23,5
	V	5	12,7	2,4	9,7	15,9
	Meta	25	15,7	3,6	8,4	23,5

III.4.3 Zusammenhang zwischen Streuproduktion, Streuauflage, Verweildauer und C/N-Verhältnis

Floristisch-strukturelle Gruppen

In den floristisch-strukturellen Gruppen konnte teilweise eine wechselseitige Abhängigkeit von Streuproduktion, Akkumulierung der Streu auf dem Waldboden, sowie der Verweildauer und den einzelnen Faktoren C/N-Verhältnis, C- und N-Gehalt, nachgewiesen werden (Spearman's Korrelation). Jedoch ergab der Vergleich der floristisch-strukturellen Gruppen keinen einheitlichen Zusammenhang (Tabelle 18).

Für die Streuproduktion ergab die Spearman's Korrelation in Gruppe A keine Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis oder den Gehalten an C und N, in Gruppe B vom C/N-Verhältnis in der Streuauflage und vom N-Gehalt im Boden; für die Streuproduktion in Gruppe C lediglich mit dem C-Gehalt im Boden (Tabelle 18a).

Bezüglich der Streuauflage bestand in den Gruppen A und B ein direkter Zusammenhang der Mächtigkeit mit dem N-Gehalt und C/N-Verhältnis in der am Waldboden akkumulierten Streu (Tabelle 18b).

Eine wechselseitige Beziehung wurde in den Gruppen B und C für die Verweildauer und dem C-Gehalt im Boden festgestellt (Tabelle 18c).

Untersuchungsflächen

Bei Betrachtung der einzelnen Untersuchungsflächen, anhand des Spearman's Korrelationskoeffizienten, ergab sich in den Flächen I und III weder für die Streuproduktion, noch für Streuauflage und Verweildauer eine Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis oder den Gehalten an Kohlen- und Stickstoff.

Eine Abhängigkeit der Streuproduktion bestand in den Flächen II und IV vom C-Gehalt in der frisch eingefallenen Streu, sowie in Fläche V vom C/N-Verhältnis ebenfalls in der frisch eingefallenen Streu (Tabelle 18a).

Für die Mächtigkeit der Streuauflage ergab sich in Fläche II eine Korrelation mit dem C/N-Verhältnis in der frisch eingefallenen Streu und in Fläche V mit dem C-Gehalt in der Streuauflage (Tabelle 18b).

Eine wechselseitige Beziehung der Verweildauer wurde in Fläche IV mit dem C-Gehalt im Boden und in Fläche V mit dem C/N-Verhältnis in der frisch eingefallenen Streu nachgewiesen (Tabelle 18c).

Meta-Gesellschaft

Das gesamte Untersuchungsgebiet als eine einzige Meta-Gesellschaft zusammengefasst betrachtend, ergab sich anhand der Spearman's Korrelation keine Abhängigkeit der Streuproduktion und Verweildauer von C/N-Verhältnis, C- und N-Gehalt in den drei Fraktionen „frisch eingefallene Streu“, am Waldboden „akkumulierte Streu“ und „Boden“.

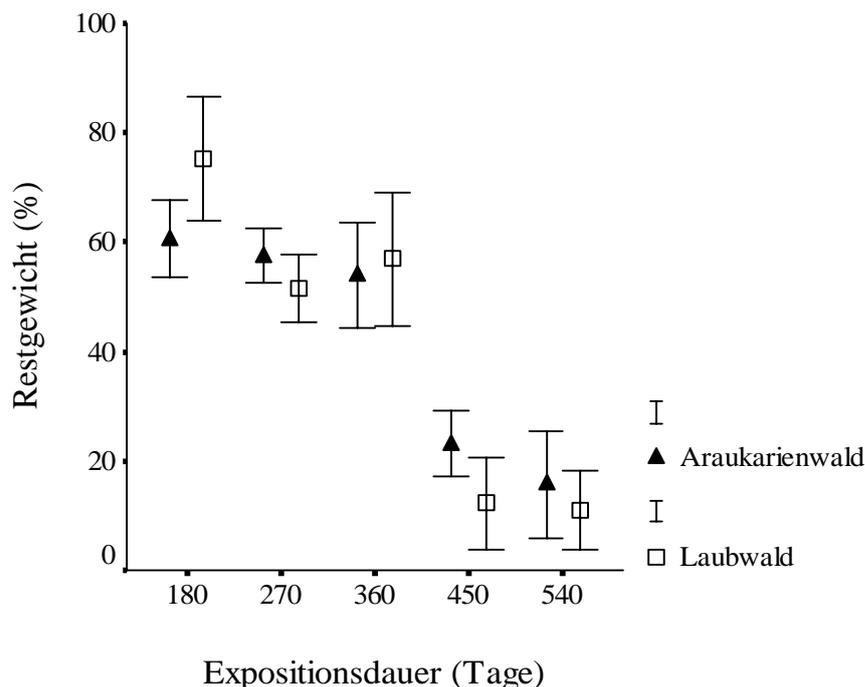
Zwischen der Mächtigkeit der Streuauflage ergab sich eine negative Korrelation mit dem N-Gehalt und eine positive Korrelation mit dem C/N-Verhältnis, jeweils in der Streuauflage (Tabelle 18b).

IV. STREUABBAU

IV.1 Streubeutel mit Maschenweite 1 mm

IV.1.1 Zeitlicher Verlauf des Streuabbaus

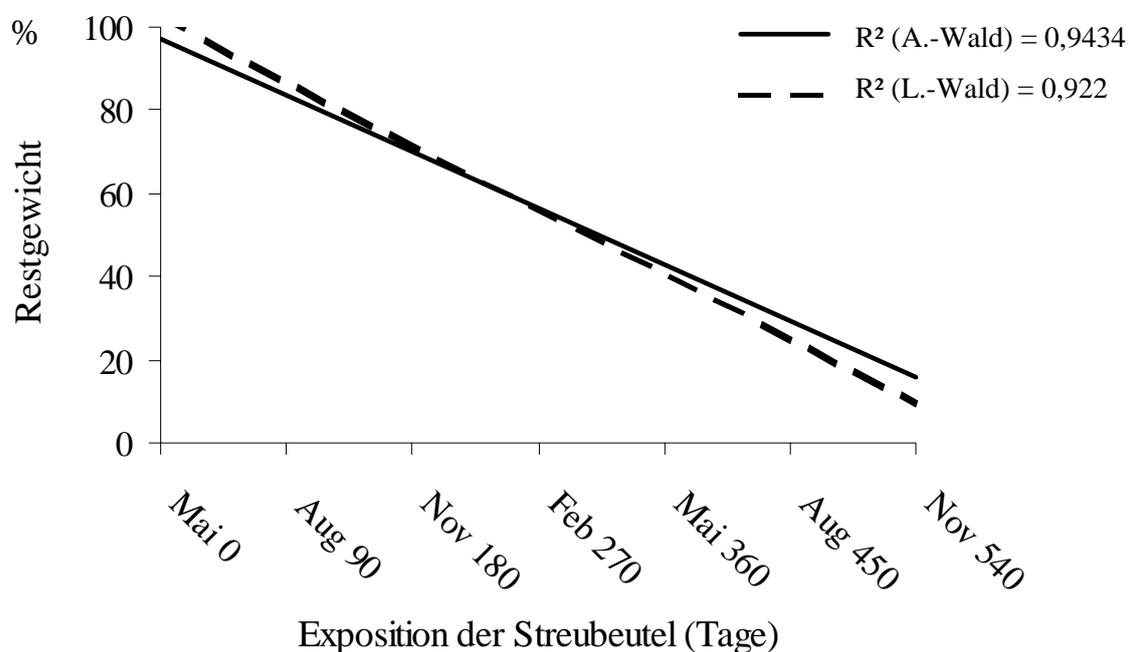
Bereits während der sechsmonatigen Startphase erfolgte unter den Araukarienbäumen ein rascher Abbau und das Restgewicht betrug noch durchschnittlich 60 % des Ausgangsgewichtes (Abbild 25). Während des folgenden halben Jahres, bis zu einer Expositionsdauer von insgesamt 360 Tagen, war der Abbauprozess ausgesprochen langsam. In den nächsten 3 Monaten, bis zur Gesamtexposition von 450 Tagen, erfolgte dann eine rasche Abnahme auf nur noch 20-30 % des Ausgangsgewichtes. Innerhalb der letzten 3 Expositionsmonate, 450 bis 540 Tage, lief der Abbau weiter, jedoch mit einer geringeren Rate. Schließlich waren bei einem fortgeschrittenen Status des Abbauprozesses noch 15 % Restgewicht vorhanden, wobei nach 540 Tagen fast ausschließlich schwer abbaubare Zweige und Araukariensamen in den Streubeuteln erhalten waren. Zu allen Probennahme-Zeitpunkten war die Variation des Restgewichtes zwischen den 8 Streubeuteln relativ gering (Abbild 25).



Abbild 25. Schrittweiser Abbauprozess der Streu in Taschen der Maschenweite 1 mm, exponiert im Araukarien- und Laubwald bzw. in den Flächen II und IV.

Unter den Laubbäumen war die anfängliche Abbaurrate niedrig. Nach der sechs-monatigen Startphase waren durchschnittlich noch 75 % Trockengewicht übrig (Abbild 26). Die Streuabbaurrate nahm erst ein Jahr nach der Beutelausbringung zu. Nach 540 Tagen Versuchsdauer waren schließlich noch etwa 10 % des Ausgangsgewichtes in den Streubeuteln vorhanden.

Die verbleibenden Restgewichte weisen für den Laubwald auf niedrigere Abbauraten während des ersten Jahres und einen schnelleren Abbau im fortgeschrittenen Status hin. Die für beide Waldtypen berechneten Regressionen spiegeln den jeweiligen allgemeinen Verlauf des Streuabbaus wieder (Abbild 26).



Abbild 26. Ähnlicher zeitlicher Verlauf des Streuabbaus im Araukarien- und Laubwald (Flächen II und IV). Die lineare Regression zeigt einen inversen Verlauf des Abbaus von reiner Laubstreu und zusätzlich Araukarienmaterial enthaltender Streu.

IV.1.2 Saisonale Unterschiede im Streuabbau

Im Araukarienwald erfolgte anfänglich ein schneller Abbau während des Winters und Frühlings. Anschließend war über den Sommer und Herbst hin der Abbauprozess auffallend langsam. Ein signifikant höherer Abbau erfolgte dann erst wieder während der zweiten Winter-Frühling-Periode. Im Laubwald wechselte die Abbaurate signifikant von einer langsamen Anfangsphase über einer schnelleren Abbau während des Sommers zu einer Herbststagnation. Darauf folgte wiederum ein schneller Abbau während des zweiten Winters, gefolgt von einem sehr langsamen Abbau im Frühling (Tabelle 19).

Tabelle 19 Saisonaler Verlauf des Streuabbaus im Araukarien- und Laubwald. Die Mittelwerte des verbleibenden Restgewichts (%) unterschieden sich signifikant (unterschiedliche Buchstaben; Multiple Varianz-Analyse, $p < 0,05$, SAS) während der zweiten Versuchshälfte für den Araukarienwald und in der Anfangsphase für den Laubwald.

Expositions-Monate	Dauer (Tage)	Jahreszeit	Waldtyp			
			Araukarienwald		Laubwald	
			Restliches Trockengewicht (%), Mittelwert und SD			
Mai - November	0-180	Winter + Frühling	60,5 ^A	7,1	75,2 ^A	11,2
November - Februar	180-270	Sommer	57,5 ^A	4,9	51,5 ^B	6,2
Februar - Mai	270-360	Herbst	53,9 ^A	9,6	56,9 ^B	12,1
Mai - August	360-450	Winter	23,2 ^B	5,9	12,3 ^C	8,5
August - November	450-540	Frühling	15,7 ^C	9,7	10,9 ^C	7,3

IV.1.3 Verweildauer der Streu auf dem Waldboden

Nach 18 Monaten war der Abbaukoeffizient k 0,35 für den Araukarienwald und 0,47 für den reinen Laubwald (Tabelle 19). Die Verweildauer der Streu auf dem Waldboden bzw. die Umsetzungsdauer $1/k$ betrug 2,9 im Araukarienwald und 2,1 Jahre im Laubwald. Dies deutet auf einen verzögerten Abbau von Araukarienmaterial beinhaltender Mischstreu hin.

Um die Adäquatheit der Versuchsdauer zu prüfen, wurden die k -Werte außerdem für einzelne Abschnitte des Versuchsverlaufs berechnet. Mit zunehmender Versuchsdauer nahmen die k -Werte zu und zeigten eine höhere Wahrscheinlichkeit. Über den gesamten Versuchsverlauf war die Verweildauer der Streu auf dem Waldboden im Araukarienwald etwas länger als im Laubwald (Tabelle 20).

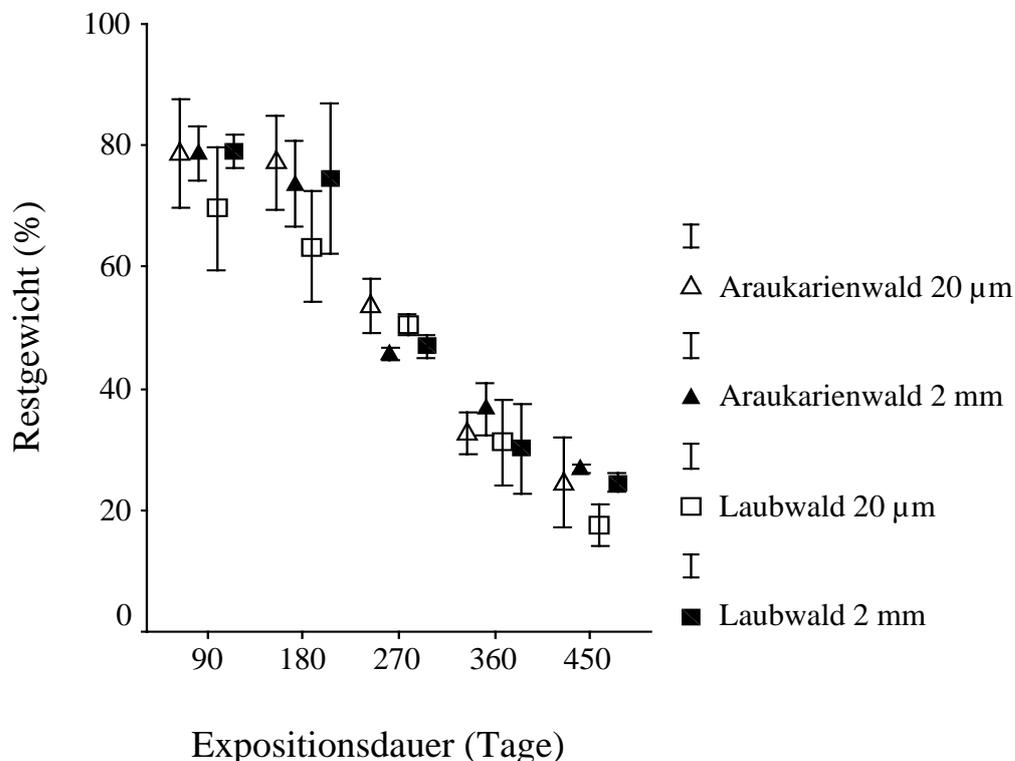
Tabelle 20. Streuabbaurate und -verweildauer im Araukarien- und Laubwald, über die zunehmende Versuchsdauer. R^2 = berichtiger Korrelations-Koeffizient, p = Wahrscheinlichkeit.

Expositions- dauer (Monate)	Waldtyp							
	Araukarienwald				Laubwald			
	Abbaurrate			Verweil- dauer	Abbaurrate			Verweil- dauer
	k	R^2	p	$1/k$ (Jahre)	k	R^2	p	$1/k$ (Jahre)
0-9	0,28	0,818	0,281	3,6	0,33	0,993	0,052	3,0
0-12	0,19	0,756	0,131	5,3	0,21	0,800	0,105	4,8
0-15	0,30	0,831	0,031	3,3	0,45	0,760	0,054	2,2
0-18	0,35	0,901	0,004	2,9	0,47	0,857	0,008	2,1

IV.2 Streubeutel mit Maschenweiten 20 μm und 2 mm

IV.2.1 Allgemeiner zeitlicher und saisonaler Verlauf des Streuabbaus

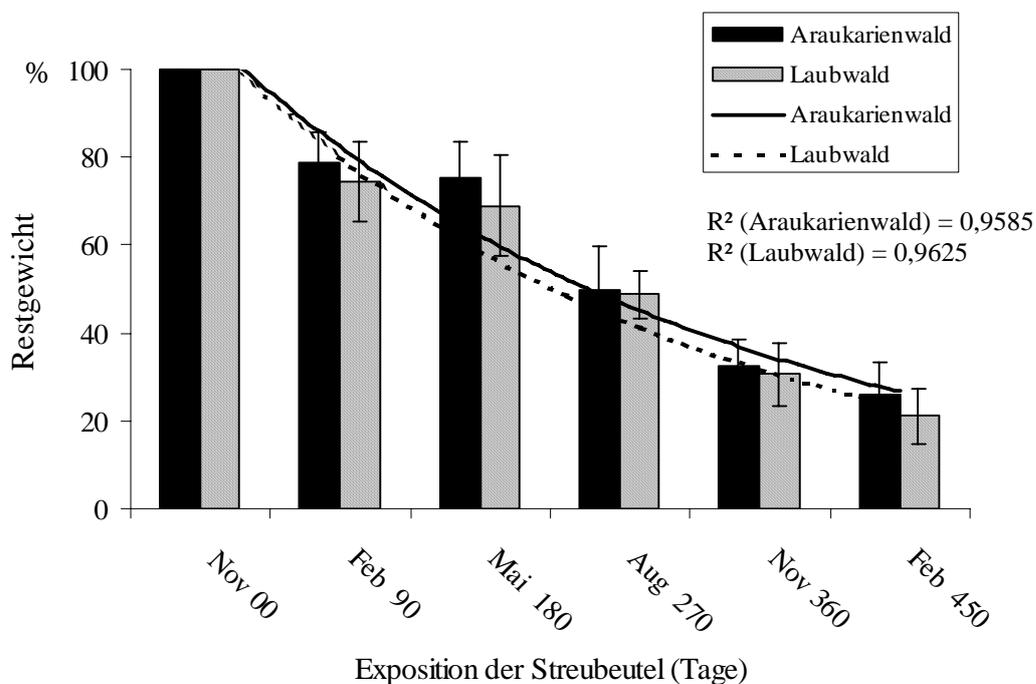
Über die gesamte Versuchsdauer erfolgte in den Streubeuteln beider Maschenweiten und in beiden Waldtypen eine relativ gleichmäßige und sich von jedem Rückholtermin zum folgenden signifikant unterscheidende Gewichtsabnahme. Nach einer Versuchsdauer von 15 Monaten waren noch zwischen 17,5 und 27 % des Ausgangsgewichts in den Streubeuteln vorhanden. Die Variation im Restgewicht der jeweils 5 Streubeutel einer Probenstelle waren verhältnismäßig gering (Abbild 27). Allgemein entspricht der Kurvenverlauf des hier untersuchten Streuabbaus im Wesentlichen dem des vorhergehenden Versuches mit 1 mm Maschenweite. Deutlich erkennbar ist wiederum eine Stagnation des Streuabbaus während der Herbstmonate Februar bis Mai.



Abbild 27. Schrittweiser Streu-Abbauprozess in Streubeuteln unterschiedlicher Maschenweiten (20 μm und 2 mm) im Araukarien- und Laubwald (Flächen II und IV).

IV.2.2 Vergleich des Streuabbaus im Araukarien- und Laubwald

Beim statistischen Vergleich der beiden Waldtypen ergaben sich keine signifikanten Unterschiede. Allerdings zeigt die grafische Auswertung, dass der Abbau in den Streubeuteln im Araukarienwald (Abbild 28) zu allen Sammelzeitpunkten langsamer als im Laubwald verlief. Dies spiegelt sich im niedrigeren Abbaukoeffizienten (k) und der folglich längeren Verweildauer der Streu auf dem Waldboden ($1/k$) für den Araukarienwald wieder (Tabelle 21).



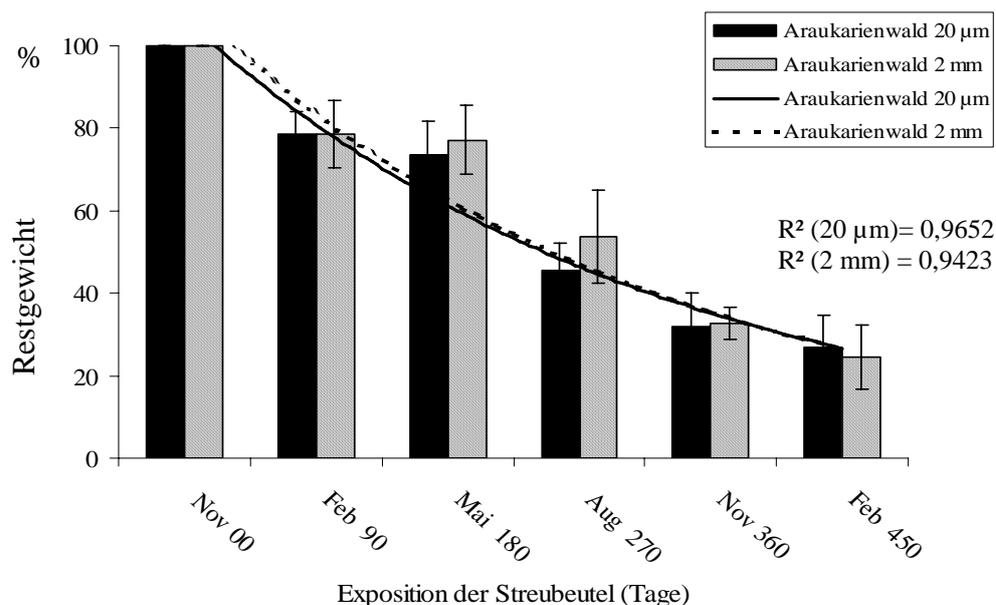
Abbild 28. Vergleich des Streuabbaus im Araukarien- und Laubwald (Flächen II und IV) anhand des verbleibenden Restgewichts (%) in den Streubeuteln.

Tabelle 21. Streuabbaurate und -verweildauer beider Maschenweiten (20 μm und 2 mm) im Araukarien- und Laubwald nach 15 Monaten Versuchsdauer. R^2 = berichtiger Korrelationskoeffizient, p = Wahrscheinlichkeit.

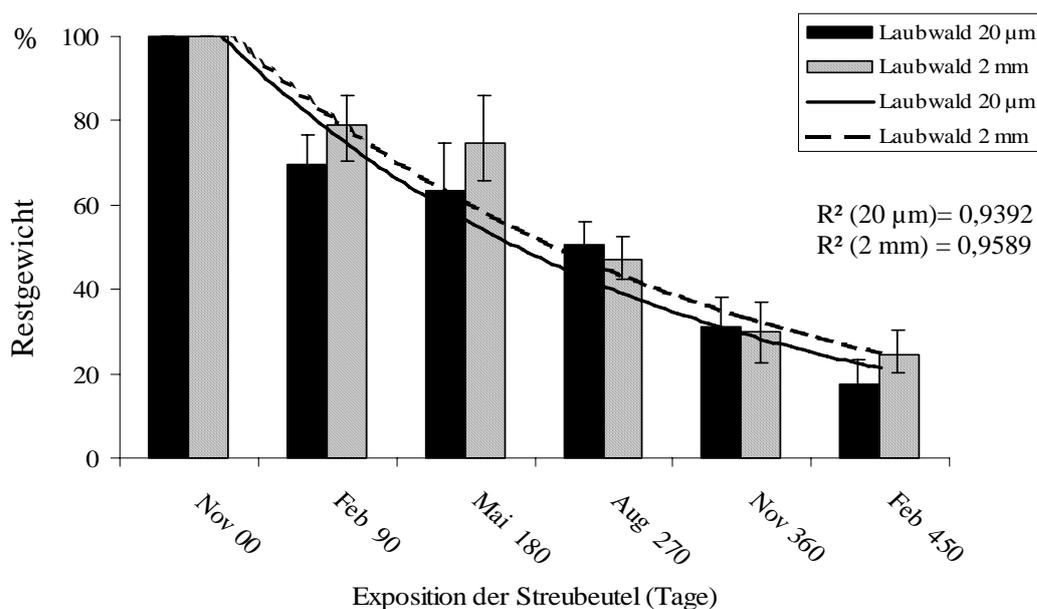
Waldtyp & Maschenweite	Restliches Trockengewicht Mittelwert (%)	Abbau- Koeffizient (k)	R^2	p	Verweildauer (Jahre)
Araukarienwald 20 μm	24,53	0,2853	0,943	0,001	3,5
Araukarienwald 2 mm	27,03	0,2779	0,965	0,000	3,6
Laubwald 20 μm	17,53	0,3246	0,939	0,001	3,1
Laubwald 2 mm	24,51	0,2972	0,957	0,001	3,4

IV.2.3 Streuabbau in Streubeuteln verschiedener Maschenweiten

In der Multiplen Varianzanalyse zeigten sich keine signifikanten Unterschiede für den Streuabbau in den Beuteln unterschiedlicher Maschenweite. Der Tuckey-Test ergab lediglich Unterschiede innerhalb ein und derselben Maschenweite im Laubwald. Wider Erwarten ergibt die Betrachtung der Mittelwerte des restlichen Trockengewichtes jedoch einen etwas schnelleren Abbau in den Streubeuteln mit nur 20 μm Maschenweite, d.h. ohne Beteiligung der Meso- und Makrofauna. Diese Tendenz zeigt sich im Laubwald noch deutlicher als im Araukarienwald (Abbild 29 & 30).



Abbild 29 Vergleich des Trockengewichtverlustes in den Streubeuteln mit verschiedenen Maschenweiten im Araukarienwald.



Abbild 30. Vergleich des Trockengewichtverlustes in den Streubeuteln mit verschiedenen Maschenweiten im Laubwald.

IV.2.4 Abhängigkeit von Makroklima und Bodenfeuchte

Anhand des Spearman's Korrelationskoeffizienten wurde eine Abhängigkeit des Streuabbaus vom Makroklima nur für den Araukarienwald nachgewiesen. Dabei wurde eine negative Korrelation ($\rho = -0,900$, $p = 0,037$) des Streuabbaus sowohl mit der Temperatur als auch mit der Niederschlagsmenge festgestellt.

Die Wasserrückhaltekapazität unterschied sich nicht signifikant ($p = 0,18$) zwischen Araukarien- und Laubwald (Tabelle 22) und für keinen der beiden Waldtypen konnte ein Zusammenhang von Streuabbau und Wasserhaltekapazität nachgewiesen werden.

Tabelle 22 Vergleich von maximaler Wasserhaltekapazität (WK_{\max}), Trockenraumdichte (TD) jeweils in g und Wasserhaltekapazität pro g Trockengewicht ($WK / g_{(TG)}$) zwischen Araukarien- und Laubwald (Flächen II und IV).

	Araukarienwald			Laubwald		
	WK_{\max} (g)	TD (g)	$WK / g_{(TG)}$	WK_{\max} (g)	TD (g)	$WK / g_{(TG)}$
MW	107,3	35,7	3,0	124,3	53,0	2,6
SD	7,4	4,9	0,3	17,9	21,4	0,8
n	12	12	12	12	12	12

IV.2.5 Einfluss der Bodeneigenschaften

Die Werte der hier gemessenen Bodenparameter (Tabelle 23) entsprachen in etwa den in den vorherigen Versuchen verwendeten Daten aus der bereits erwähnten phyto-soziologischen Langzeitstudie auf Pró-Mata. Die Werte waren für beide Waldtypen nahezu identisch. Nur der hier zusätzlich bestimmte organische C-Gehalt war im Araukarienwald höher als im Laubwald. Zwischen der Streuabbau-Rate und den Bodeneigenschaften gab es keinerlei signifikante Korrelationen.

Tabelle 23 Für die Bodenfruchtbarkeit grundlegende Bodeneigenschaften in Araukarien- und Laubwald (Flächen II und IV).

Waldtyp	pH (H ₂ O)	P (mg/dm ³)	K (mg/dm ³)	Al _{aus} (mol/L)	Ca _{aus} (mol/L)	Mg _{aus} (mol/L)	Al+H (mol/L)	Kationen gesamt (mol/L)	Kationen gesamt (% Sättigung)			Verhältnisse			C _{org} (%)
									BASEN	AL		Ca/Mg	Ca/K	Mg/K	
Araukarienwald	3.9	7.1	116	6.8	2.6	0.8	19.5	23.2	15.3	29.4		2.5	7.8	2.4	13.7
Laubwald	3.9	4.1	127	6.4	2.0	0.9	18.1	21.3	16.3	29.3		2.1	6.0	2.7	7.5

IV.2.6 C/N-Dynamik

Das C/N-Verhältnis verschob sich sowohl im Araukarien- wie auch im Laubwald nicht wesentlich während der Versuchsdauer. Dennoch ist eine minimale Zunahme des C/N-Verhältnisses im Araukarienwald erkennbar, während im Laubwald eine geringe Abnahme erfolgte. Insgesamt war das C/N-Verhältnis für den Araukarienwald höher und die Variation der Werte innerhalb eines Waldtyps war sehr niedrig (Tabelle 24). Durch die Spearman's Korrelation konnte kein Zusammenhang zwischen Streuabbaurate und C/N-Verhältnis nachgewiesen werden.

Tabelle 24. Werte der C/N-Verhältnisse in den Streubeuteln zu Beginn und Ende des Versuchs im Araukarien- und Laubwald.

	C/N-Verhältnis			
	Araukarienwald		Laubwald	
	Nov 2002	Feb 2004	Nov 2002	Feb 2004
Probe 1	24,0	25,2	19,3	17,3
Probe 1	25,1	25,9	19,4	18,0
Probe 1	24,6	23,2	19,9	17,5
MW	24,6	24,8	19,5	17,5
SD	0,5	1,4	0,3	0,5

D. DISKUSSION

I. STREUPRODUKTION

Weder für die floristisch-strukturellen Gruppen noch für die einzelnen Untersuchungsflächen ergab sich ein spezifisches räumliches oder zeitliches Muster in der Menge der Streuproduktion. In der Gesamtfläche variierte sie von 330,1 bis 1.158,5 g/m²/Jahr um einen Wert von durchschnittlich 782,6 g/m²/Jahr. Die Streuproduktion war der einzige Faktor der vorliegenden Arbeit über den bereits Information in der Literatur existierte. In Mello und Porto (1997) steht eine kleine Revision über die Menge der Streuproduktion an tropischen Standorten zur Verfügung. Für die Wälder Amazoniens wurde hier eine mittlere Streuproduktion von 800 g/m²/Jahr genannt. Eine separate Auflistung der Wälder entlang der brasilianischen Ostküste ergab eine durchschnittliche Menge an produzierter Streu von 850 g/m²/Jahr. Nahezu identisch mit den hier präsentierten Ergebnissen war die Streuproduktion (700 g/m²/Jahr) in einem auf der selben Höhenlage wie das Pró-Mata Areal gelegenen Bergwald im Bundesstaat São Paulo. Britez et al. (1992) ermittelten für die Streuproduktion in einem Araukarienwald im Nachbarstaat Paraná eine etwas niedrigere durchschnittliche Produktion von 652 kg/m²/Jahr.

Für einen nur etwa 30 km vom Pró-Mata Gelände entfernten Araukarienwald standen zwei Studien über die Streuproduktion zur Verfügung (Fernandes & Backes, 1998, Backes et al. 2005). Die Ergebnisse mit einem Mittelwert von 590 g/m²/Jahr in der ersten Studie und 1.036 g/m²/Jahr in der zweiten Studie variierten stark in den verschiedenen Jahren.

Im Gegensatz hierzu unterschied sich in der vorliegenden Arbeit die Streuproduktion im Frühjahr und Sommer nicht von einem Jahr zum anderen, bis auf eine Ausnahme im zweiten Sommer in Gruppe C. Dies bestätigt die Annahme dass sich die Streudynamik in den hier untersuchten Wäldern im Gleichgewicht befindet.

Auch bezüglich der Bodeneigenschaften ergab sich für die Streuproduktion in allen floristisch-strukturellen Gruppen und Untersuchungsflächen ein ähnliches Muster. Ein Zusammenhang von Streuproduktion und der Verfügbarkeit der Makro-Nährstoffe K, Mg, dem Ca/Mg-Verhältnis sowie der Menge an Säuren im Boden, wurde nachgewiesen. Hierbei handelt es sich ausschließlich um essentielle Nährstoffe, die für das Wachstum und die Funktionalität der Bäume sorgen und später auch die Qualität der abgeworfenen Streu beeinflussen.

Saisonalität

Für alle drei floristisch-strukturellen Gruppen konnte mit geringen Abweichungen ein mehr oder weniger einheitlicher saisonaler Verlauf der Streuproduktion nachgewiesen werden. Entgegen dem aus der Literatur bekannten zeitlichen Muster, nach dem in der Regel die höchste Produktion während der trockenen Monate statt findet (Tristão Borém & Pessoa Ramos 2002,

Backes et al. 2005), war die Produktion im Pró-Mata Gelände in beiden Versuchsjahren im Sommer signifikant höher.

Für die einzelnen Untersuchungsflächen ergab sich ein weniger einheitlicher saisonaler Verlauf. Die für die floristisch-strukturellen Gruppen ermittelte höhere Produktion während des Sommers war zwar weniger deutlich, aber dennoch auch für die einzelnen Untersuchungsflächen zu erkennen. Exakt ein und das selbe Muster ergab sich ausschließlich für die beiden Laubwaldflächen. Ein derartiger saisonaler Effekt wurde auch bei Betrachtung der Gesamtfläche als eine einzige Meta-Gesellschaft nachgewiesen.

II. AKKUMULIERUNG DER STREU AUF DEM WALDBODEN

Ähnlich wie bei der Streuproduktion ergaben sich zwischen den floristisch-strukturellen Gruppen und den Untersuchungsflächen kaum Unterschiede in der Mächtigkeit der Streuauflage am Waldboden. Lediglich für Gruppe C, die einzige, in der auch *Araucaria angustifolia* auftritt, wurde eine signifikant dickere Streuauflage nachgewiesen. Da für alle Gruppen die selben klimatischen Bedingungen und Bodeneigenschaften vorausgesetzt werden können, ist davon auszugehen, dass dieser Unterschied durch die Streuqualität verursacht wurde. Eine Erklärung hierfür könnte die Menge an schwer abbaubaren Terpenen im Araukarienmaterial sein (Fernandes et al. 1991, Kreidler 2003), was aber in weiterführenden Untersuchungen nachzuweisen wäre.

Die mittlere Mächtigkeit der Streuauflage betrug circa 818 g/m². Auch dieser Wert entsprach weitgehend der für andere tropische und subtropische Standorte bekannten Menge an am Waldboden akkumulierter Streu (s. folgender Abschnitt).

Einzig für die Verfügbarkeit von Phosphor wurde ein Zusammenhang mit der Dicke der Streuauflage festgestellt. Der genaue Zusammenhang zwischen Streudynamik und Phosphorgehalt ist bisher unerforscht. Dennoch ist aus der Pflanzenphysiologie bekannt, dass Phosphor eine essentielle Rolle im Stoffwechsel der Pflanze einnimmt, und Autoren wie Pagano (1989) zeigten bereits, dass Phosphor aufgrund seiner geringen Mobilität im Boden, in der Nahrungskette des Waldes hauptsächlich über die Streudynamik abgegeben und aufgenommen wird. Dies gilt besonders für die Tropen (Vitousek 1984, Cuevas & Medina 1998).

III. STREUPRODUKTION, STREUAUFLAGE UND VERWEILDAUER

Versuchsdesign

Das angewendete Versuchsdesign mit einer Frequenz der Streu-Probennahme in 90-Tage-Intervallen und über eine Gesamtfläche von 2 m² in den fünf Streusammelrahmen pro Untersuchungsfläche lieferte eine ausreichend große Datenmenge. Dies spiegelt sich auch in der relativ geringen Standardabweichung der für die fünf Untersuchungsflächen erhaltenen Mittelwerte. Daher ist es möglich, die gewonnenen Ergebnisse dieser Feldstudie als repräsentativ für die Streudynamik in montanen Waldhabitaten der südlichsten Mata Atlântica auf der Serra Geral in Rio Grand do Sul zu betrachten.

Streuproduktion, Streuaufgabe und Verweildauer in den floristisch-strukturellen Gruppen

Der statistische Vergleich der unterschiedlichen floristisch-strukturellen Gruppen ergab eine Trennung der Gruppen A und B von Gruppe C. Bei letzterer handelt es sich um die von *Myrcia retorta* dominierte Baumgesellschaft und die einzige, in der *Araucaria angustifolia* vertreten war. Die Abspaltung von Gruppe C erfolgte vor allem bezüglich der Streuaufgabe, die hier signifikant mächtiger als in den anderen beiden Gruppen war. Dazu kommt die im Duncan-Test nachgewiesene Tendenz zu einer ebenfalls höheren Streuproduktion in dieser Gruppe. Dieses Ergebnis deutet darauf hin, dass die Artenzusammensetzung des Baumbestandes einen großen Einfluss auf die Prozesse der Streu-Dynamik hat. Zahlreiche Autoren haben dies bereits als einen wichtigen Faktor für den Streuabbauprozess auf lokaler Ebene genannt (Sundarapandian & Swamy 1999, Liu et al. 2004). Trotz der mächtigeren Streuaufgabe bei Gruppe C war die durchschnittliche Verweildauer, die proportional zur Streuabbaurate ist, wie für tropische Regenwälder erwartet, relativ gering (Aerts 1997, Takeda 1998, Hirobe et al. 2004).

Die von *Cabralea canjerana* dominierte Gruppe B spiegelt charakteristische Bedingungen eines tropischen Laubregenwaldes wieder, mit einer für tropische Regenwälder typischen Abbaurate (s. Literaturvergleich im Anhang).

Gruppe A wies charakteristische Elemente sowohl des Laub- als auch des Araukarienwaldes auf, jedoch eher zu Gruppe B tendierend. Dies könnte noch eine Folge des früheren anthropogenen Einflusses sein, der eine Vermischung von Elementen beider Waldtypen während der Regeneration stimuliert haben dürfte.

Streuproduktion, Streuauflage und Verweildauer in den einzelnen Untersuchungsflächen

Das Verhalten von Streuproduktion, Streuauflage und Verweildauer konnte nicht der visuellen Einteilung der Untersuchungsflächen zu den vorhandenen Waldökosystemen zugeordnet werden. Dennoch variierten die Werte der Streuproduktion wie erwartet in der Übergangszone, der Fläche I, am stärksten. Die extrem niedrige Variation der Werte in Fläche V kann eventuell durch die Geschichte dieser Untersuchungsfläche bedingt sein, die sich von den restlichen Flächen darin unterscheidet, dass sie sowohl nahezu anthropogen unbeeinflusste Bereiche umfasst, als auch im Sekundärstatus sehr weit fortgeschrittene Parzellen.

Streuproduktion, Streuauflage und Verweildauer in der Meta-Gesellschaft

Im Pró-Mata Gebiet kommen sowohl typische Araukarien- und Laubwaldbestände vor, wie auch dazwischen gelegene Kontaktzonen, die sich durch eine höhere Zahl an Laubbaumarten und andere Elemente der immergrünen atlantischen Küstenvegetation auszeichnen. Als Folge der vor allem am östlichen Plateau-Rand auftretenden höheren Niederschläge kann daher die Existenz eines Ökoton entlang der phyto-ökologischen Grenzregionen vermutet werden.

In der Tat wurden sehr ähnliche Werte der Streuproduktion, Streuauflage und Verweildauer für das gesamte Untersuchungsgebiet ermittelt.

Einfluss der Bodeneigenschaften und des C/N-Verhältnisses

Der Pool an organischer Materie im Boden tropischer Waldökosysteme wird durch die hohe und schnelle Nährstoff-Zirkulation durch Streuproduktion und Streuabbau gewährleistet. Die am Waldboden akkumulierte Streu fungiert als „input-output“-System für Nährstoffe. Folglich regulieren die Raten mit der die Streu produziert und abgebaut wird den Energiefluss, die Primärproduktion und den Nährstofftransfer im Waldökosystem. Dies gilt besonders für das Nährstoffbudget in den meist auf nährstoffarmen Böden vorkommenden tropischen Wäldern. Hier ist die Vegetation direkt auf das Recycling der in der Streu gespeicherten Nährstoffe angewiesen (Sundarapandian 1999).

Der in dieser Arbeit angefertigte Vergleich der an der Streudynamik beteiligten Prozesse in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften in den floristisch strukturellen Gruppen und den Untersuchungsflächen ergab, dass die Artenzusammensetzung eine wichtige Rolle spielt. So konnte ein Zusammenhang zwischen Streudynamik und Bodeneigenschaften nur für die floristisch-strukturellen Gruppen, nicht jedoch für die einzelnen Untersuchungsflächen nachgewiesen werden. Die Untersuchung der Abhängigkeit von Streuproduktion, Streuauflage und Verweildauer der Streu am Waldboden ermöglichte keine klaren Aussagen darüber, welche Bodenfaktoren die einzelnen Prozesse der Streudynamik bestimmen. Die für die Tropen typische

Menge an Streueintrag, die geringe Menge an am Waldboden akkumulierter Streu und die recht kurze Verweildauer der Streu auf dem Waldboden lassen darauf schließen, dass ausreichend Nährstoffe vorhanden waren und trotz des sauren pH-Wertes im Boden der Streuabbau nicht gehemmt wurde.

Die Nutzung der im Waldboden gespeicherten Energie setzt eine adäquate Nährstoffzufuhr voraus. Das C/N-Verhältnis gilt allgemein als Indikator für die Abbaubarkeit der Streu. Ist das C/N-Verhältnis zu hoch, kann die Energie nicht in der Nahrungskette weitergeleitet werden. Dies ist teilweise auf den Stickstoffmangel, den die N-fixierenden Bakterien bei der Kohlenstoffumsetzung benötigen, zurückzuführen. Zum anderen gehen hohe C/N-Verhältnisse meist mit stark saueren pH-Werten und der Stickstoffbindung in Komplexen, mit den Abbau hemmenden chemischen Substanzen wie Ligninen und Tanninen, einher (Kimmins 1997). Das hier ermittelte C/N-Verhältnis in der Streuauflage von durchschnittlich etwa 27:1 liegt nahe am für den Streuabbau als ideal bezeichneten Verhältnis von 25:1.

Vergleich der Ergebnisse mit der verfügbaren Literatur

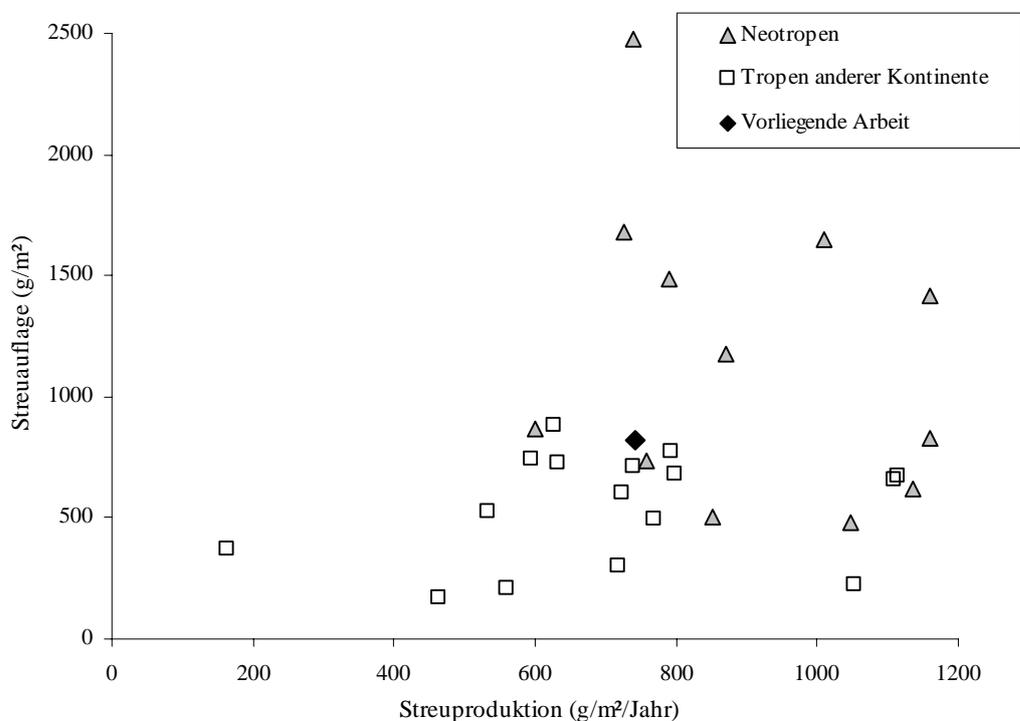
Für die Einordnung der in der vorliegenden Arbeit ermittelten Streudaten erfolgte ein Literaturvergleich. Hierbei wurden 100 Studien über die Streuproduktion und den -Abbau in tropischen Regenwäldern der Neotropen und anderer Kontinente ausgewertet (Tabellen A1 bis A3 des Anhangs). Die Daten der 100 ausgewerteten Artikel wurden auf die Informationen über Streuproduktion und Streuauflage hin verglichen. Für jeden dieser Faktoren wurden Mittelwerte und Standardabweichungen berechnet. Mit den Datensätzen, die Informationen sowohl über die Streuproduktion und die Streuauflage enthielten, wurde die mittlere Verweildauer ($1/k$) berechnet. Für die selben, beide Informationen enthaltenden, Datensätze wurde die Korrelation zwischen Streuproduktion und Streuauflage bestimmt. Zusätzlich wurden die Datensätze nach Neotropen und Tropen anderer Kontinente getrennt ausgewertet und mittels Oneway ANOVA statistisch verglichen.

Die durchschnittliche Streuproduktion für 100 im Literaturvergleich ausgewertete tropische und subtropische Waldökosysteme betrug 793,7 (SD = 202,7) g/m²/Jahr. Eine sehr viel kleinere Anzahl (n=30) an Studien war über die Streuauflage erhältlich, für welche der Mittelwert 829,4 (SD = 512,9) g/m² ausmachte. Nur 29 der Arbeiten enthielten Information für beide Faktoren, Streuproduktion und Streuauflage. Im allgemeinen wird eine Verweildauer der Streu von etwa 1 Jahr als normal für tropische Regenwälder betrachtet (Kimmins 1997, Martius et al. 2004). Für die 29 im Literaturvergleich erfassten Datensätze wurde eine mittlere Verweildauer von annähernd einem Jahr ($1,1 \pm 0,7$) berechnet, was nahezu identisch mit der in dieser Studie ermittelten Verweildauer von durchschnittlich 1,2 Jahren ist. Daraus lässt sich schließen, dass die

an der Streudynamik beteiligten Prozesse auf dem Araukarienplateau dem bekannten Muster für feuchte Laubwälder (Brun et al. 1999), andere neotropische Wälder einschließend, folgen (Abbild 31; Domingos et al. 1990, Hinkel & Panitz 1992, Sampaio et al. 1993, Custodio Filho et al. 1996, Gama-Rodrigues et al. 2003).

Die im Pró-Mata-Gelände positive Korrelation zwischen Streuproduktion und Streuauflage bestätigten die etablierte Ansicht, dass die Abbaurrate mit zunehmendem Laubfall zunimmt, dies gilt in der Regel vor allem für die feuchten Tropen, wo der Streueintag hoch ist und nur wenig akkumulierte Streu auf dem Waldboden anzutreffen ist (Kimmins 1997). Sollte der globale Klimawandel zu einer Tropisierung bisheriger subtropischer Regionen führen, kann davon ausgegangen werden, dass das lokale Klima vermutlich auch den temperatur-abhängigen Streumsatz beschleunigen wird (Meentemeyer 1978).

Die Spearman's Korrelation für Streuproduktion und Streuauflage der Literatur-Werte war niedrig, $\rho=0,2$. Der statistische Vergleich der 29 Datensätze, getrennt nach Daten der Neotropen und Daten von Tropenwäldern anderer Kontinente, ergab eine signifikante Unterscheidung der Streuproduktion ($p<0,05$) und einen hochsignifikanten Unterschied der Streuauflage ($p<0,01$). Die Ergebnisse der vorliegenden Doktorarbeit befanden sich innerhalb der Werte für beides, tropische Wälder der Neotropen und anderer Kontinente. Sämtliche Daten der bibliografischen Revision sind im Anhang in den Tabellen A1-A3 aufgelistet.



Abbild 31 Spearman's Korrelationskoeffizient (ρ) der durchschnittlichen Jahresmittelwerte aus der bibliografischen Revision für die Streuproduktion in $\text{g/m}^2/\text{Jahr}$, mit denen für die Streuauflage in g/m^2 .

IV. STREUABBAU

Versuchsdesign

Für die Studien zum Streuabbau wurde hier die klassische Streubeutelmethode angewendet. In der ersten Versuchsreihe wurden Streubeutel der Maschenweite 1 mm verwendet; dies sollte Interaktionen mit größeren Bodenorganismen verhindern (Sundarapandian & Swamy 1999). Die große Anzahl von 24 an jedem Sammeltermin und in jedem Waldtyp eingeholten Streubeuteln führte zu aussagekräftigen Ergebnissen über den Fortschritt des Streuabbaus. Die Versuchsdauer von über 1,5 Jahren war ausreichend, um den Streuabbau nahezu vollständig zu beobachten. Nach Ablauf dieser Versuchsdauer waren nur noch extrem schwer abbaubare Reste von Zweigen und Araukariensamen in den Beuteln vorhanden.

Streuabbau im Araukarienwald

Bisher gab es noch keinerlei Vergleichsdaten über den Abbau von Araukarienmaterial. Vor allem aber fehlen Informationen über die Streudynamik in Wäldern mit dominierenden alten Araukarienbäumen. Wie bereits erwähnt sind die Araukarienwälder im Pró-Mata Gelände exploitiert, wodurch nur noch ein sehr geringer Anteil an Araukariennadeln in der Standardstreu auf dem Waldboden enthalten ist. In der Tat waren die hier für verschiedene Standorte ermittelten Streuabbauraten sehr ähnlich, jedoch mit leicht niedrigeren Werten für den Araukarienwald. Nach 18-monatiger Versuchsdauer war die für das Pró-Mata Gelände ermittelte Verweildauer der Streu auf dem Waldboden im Araukarienwald mit 2,9 Jahren etwas länger, als im reinen Laubwald mit 2,1 Jahren.

Streuabbau im Laubwald

Im Vergleich zum langsamen Streuabbau unter gemäßigten klimatischen Bedingungen (Kimmins 1997) erfolgt der Streuabbau im feuchten tropischen Ambiente sehr viel schneller (Madge 1965, Anderson & Swift 1983). Trotzdem hängt der Abbauprozess stark von Umweltfaktoren wie Lokalklima, Streuqualität, Jahreszeit und Höhenlage ab (Takeda 1998, Aerts 1997, O'Connell 1990, Austin & Vitousek 2000, Hirobe et al. 2004). In einem kurzen Review über tropische Wälder nannte Silver (1999) Abbauraten k von 0,1 bis 3,6 für Feuchtwälder. In Regenwäldern Amazoniens wurden Abbauraten von 0,4 bis 1,1 (Smith et al. 1998) und zwischen 0,3 und 3,4 (Kurzatkowski et al. 2004) ermittelt. Diese Werte für tropische Standorte stimmen mit den in der vorliegenden Studie ermittelten Werte für einen subtropischen Standort gut überein.

Standortbedingungen und Saisonalität

Eine saisonale Abhängigkeit des Streuabbaus wurde hier für beide Waldtypen nachgewiesen. Ein auffallend niedriger, nahezu stagnierender Abbau wurde im Herbst registriert, mit den hohen Niederschlägen im März zusammentreffend. Dies spiegelte sich auch in der zumindest für den Araukarienwald nachgewiesenen negativen Korrelation von Streuabbau und Niederschlagsmenge wieder. Da hier nur die Klimadaten von 1997 bis 2000 zur Verfügung standen und der Einfluss des Makroklimas auf den Streuabbau in zahlreichen Studien bereits nachgewiesen wurde (Liski et al. 2003), ist davon auszugehen, dass der Zusammenhang von Klima und Streuabbau bei einem Vergleich mit aktuellen Klimadaten noch deutlicher gewesen wäre. Zu hohe Niederschläge führen zu anaerobischen Bedingungen im Boden, wodurch die Bakterienaktivität gehemmt wird. Eine derartige, den Streuabbau hemmende Wirkung von sehr hohen Niederschlägen wurde bereits von Schuur (2001) berichtet. Ebenso wird häufig die maßgeblich durch die Wasserhaltekapazität des Bodens bestimmte, lokale Bodenfeuchte, als ein den Streuabbau beeinflussender Faktor bezeichnet (Kimmins 1997), was für die hier untersuchten Flächen allerdings nicht nachgewiesen werden konnte.

Abgesehen von den Unterschieden in den einzelnen Schritten des Abbauprozesses wird in den beiden hier untersuchten Waldtypen des subtropischen Brasiliens, Araukarien- und Laubwald, ein vollständiges Biorecycling innerhalb eines Zeitraumes von drei Jahren erreicht. Während dieser Zeit werden die aus der Biomasse freigesetzten Nährstoffe wieder schrittweise zur Verfügung gestellt und können erneut von der Vegetation genutzt werden. Eine derartige Situation ist heutzutage in vielen Sekundärwäldern und in Regeneration befindenden Wäldern anzutreffen. Dies sollte vor allem bei der Planung von Plantagen berücksichtigt werden und die verbliebene Streu der vorherigen Vegetation genutzt, anstatt vollständig abgebrannt zu werden. Die Nutzbarmachung von Land durch Brandrodung führt in der Regel anschließend zu einer Auswaschung der Nährstoffe, und was verbleibt, sind unfruchtbare, nährstoffarme Böden. Zusätzlich wird durch die Brandrodung die Erosionsgefahr, vor allem in den Berglagen, stark erhöht.

Beteiligung der Meso- und Makrofauna am Streuabbau

In der zweiten Versuchsreihe wurden Streubeutel verschiedener Maschenweiten, 20 μ m und 2 mm, zeitgleich an den selben Stellen im Wald ausgebracht. Dieser Versuch sollte den Anteil von Mikro- und Mesofauna am Streuabbau erfassen. Die Streubeutelmethode soll idealerweise bis zu einem verbleibenden Restgewicht von 30% durchgeführt werden und große Schwankungen von Beutel zu Beutel sind üblich (Höfer et al. 2000). Im Vergleich hierzu lieferte

auch diese Versuchsreihe mit etwas geringerer Laufzeit, verlässliche Ergebnisse und die Standardabweichungen waren auffallend gering.

Für zahlreiche Waldökosysteme ist der beträchtliche Anteil der Meso- und Makrofauna am Strauabbau bekannt (Beck 1989, Kimmins 1997). Besonders für das Amazonasgebiet wurde dieser Teilaspekt der Streu-Dynamik Prozesse ausführlich untersucht (Beck et al. 1998a und 1998b, Höfer et al. 2000, 2001 und 2004). Der hier durchgeführte Vergleich des Streuabbaus in Beuteln zweier Maschenweiten ergab keinen höheren Abbau in den Beuteln größerer Maschenweite (2 mm). Im Gegenteil, zu einzelnen Zeitpunkten erfolgte der Abbau unter Ausschluss der Meso- und Makrofauna, in den Streubeuteln von nur 20 µm Maschenweite sogar schneller. Einer der Hauptgründe hierfür dürfte im sauren bis stark sauren pH-Wert an den untersuchten Standorten liegen. Dieser schränkt die Aktivität der größeren Bodenorganismen ein. Allgemein gilt, dass bei sehr sauren pH-Werten auch die Aktivität der zersetzenden Bakterien stark beeinträchtigt wird und, dass unter derartigen Bedingungen vor allem die Pilzaktivität den Streuabbau bestimmt (Kimmins 1997). Auch die Ergebnisse einer Pollenanalyse auf dem Pró-Mata Gelände (Ebner 2005), wo von einem sehr hohen Vorkommen von Pilzsporen berichtet wurde, unterstützen die Vermutung, dass auf den sauren Böden Pró-Matas die Rolle der Meso- und Makrofauna im Streuabbau nahezu vollständig in den Hintergrund tritt. Die während einzelner Phasen aufgetretene höhere Abbaurate in den Streubeuteln kleiner Maschenweite müsste allerdings noch genauer untersucht werden. Denkbar ist, dass in den kleinen Beuteln ein anderes, die Pilzaktivität förderndes, Mikroklima ähnlich dem eines Treibhauses, entstanden sein könnte.

V. VERGLEICH DER METHODEN ZUR BESTIMMUNG DER VERWEILDAUER DER STREU AUF DEM WALDBODEN

In dieser Doktorarbeit wurde die Verweildauer der Streu am Waldboden anhand zweier Methoden bestimmt. In der ersten Methode wurde die Verweildauer indirekt ermittelt, indem nach Olson (1963) die Abbaurate k als Ratio aus jährlicher Streuproduktion und Menge der am Boden akkumulierten Streu berechnet wurde. Hierbei ergab sich für das gesamte Pró-Mata Areal eine Verweildauer von 1,2 Jahren. Unter Anwendung der selben Methode ergab sich für den 30 km entfernten Araukarienwald in São Francisco de Paula exakt die selbe Verweildauer von 1,2 Jahren (Backes et al. 2000). Für einen Araukarienwald in Santa Catarina wurden Werte zwischen 0,9 und 1,3 angegeben Floss (1999).

Anhand der Streubeutelmethode wurde nach einer Versuchsdauer von 18 Monaten in Streubeuteln der Maschenweite 1 mm, eine durchschnittliche Verweildauer von 2,1 Jahren für reine Laubstreu und 2,9 Jahren für Araukarienmaterial beinhaltende Streu ermittelt. In der zweiten Versuchsreihe mit den Maschenweiten 20 μm und 2 mm wurde nach einer Versuchsdauer von 15 Monaten eine noch längere Verweildauer, von 3,1 bis 3,6 Jahren variierend, berechnet.

Offensichtlich werden mit den verschiedenen Methoden einzelne, den Streuabbau wesentlich mitbestimmende Faktoren nicht erfasst. Mögliche Gründe könnten sein, dass bei der Streubeutelmethode zum einen bestimmte physikalische Prozesse behindert werden, zum anderen, dass die Streu in den Beuteln vor Überschwemmungen bei starken Regenfällen und Erosion geschützt ist. Um eine definitive Aussage hierüber treffen zu können, wäre wiederum eine weiterführende Studie erforderlich.

VI. AUSBLICK

Die meisten Bereiche des montanen Waldbestandes auf Pró-Mata enthalten fast ausschließlich native Spezies. Trotz der Exploitation in der Geschichte Pró-Matas, können die vorkommenden Wälder als Beispiele der ursprünglichen Originalvegetation der Serra Geral in Rio Grande do Sul angesehen werden. Der schnelle Streuabbau, mit einer Umsatzdauer von etwas mehr als einem Jahr, lässt auf eine kontinuierliche Freisetzung von in der Streu gebundener Nährstoffen schließen, weshalb ideale Voraussetzungen für eine natürliche Waldregeneration auf dem Pró-Mata Gelände erfüllt sein sollten.

Streuproduktion, Mächtigkeit der Streuauflage und Abbauraten variierten für die gesamte untersuchte Fläche innerhalb eines relativ geringen Bereichs. Aufgrund der vorhandenen, vergleichbaren Daten über andere tropische und subtropische Standorte, können die in dieser Studie ermittelten Ergebnisse über die Streudynamik, als typisch für neotropische Regenwälder betrachtet werden. Dadurch können diese Ergebnisse für zukünftige Modelle über die Funktionalität der regionalen Waldökosysteme herangezogen werden. Dennoch sind weiterführende Untersuchungen erforderlich, um die regionale Variabilität abzudecken.

Der Reichtum an Artenvielfalt in der Mata Atlântica, die ersten Berichten zufolge um ein Vielfaches höher als in den Regenwäldern Amazoniens ist, verlangt dringend weitere Schutzmaßnahmen. Jedoch wird der Schutz der wertvollen Ressourcen des Atlantischen Regenwaldes nur dann Aussicht auf Erfolg haben, wenn dieser auch von den Landeigentümern und der breiten Öffentlichkeit akzeptiert wird. Dies kann nur durch neue Formen der Landnutzung erreicht werden. Die hier gewonnenen Ergebnisse können dazu beitragen, die Entwicklung von Konzepten für ein nachhaltiges Waldmanagement in der Mata-Atlântica voranzutreiben. Wie sich gezeigt hat, bedeutet die Bewahrung der Streuauflage für jegliche Form des nachhaltigen Forstmanagements, nicht nur einen Schutz des Bodens, sondern auch eine entscheidende, innerhalb kurzer Zeit verfügbare Nährstoffquelle. Wie bereits in tropischen Wäldern im Flachland erprobt, könnte eine Nutzung der vorhandenen Streuauflage auch unter subtropischen Bedingungen und in den Berglagen eine bis heute übliche Düngung von Holzplantagen und Aufforstungsflächen erübrigen.

E. ANHANG

Analysendurchführung

Messung der Wasserrückhaltekapazität aus Ebner (2005):

Die Messung der Trockenraumdichte (TRD), des Wassergehaltes (NG) und der Wasserrückhaltekapazität (WK) wurde an ungestörten Bodenproben durchgeführt. Diese wurden mit den oben beschriebenen Stechzylindern (Einstichtiefe 7 cm, Volumen 87,5 cm³) entnommen. Überstehendes Material wurde mit einem flachen Messer abgestochen und die Zylinder von außen gesäubert. Die Proben wurden oben und unten mit Alufolie bespannt und zur vollständigen Sättigung für 12 Stunden bis zur Oberkante in ein Wasserbad gestellt. Danach wurden sie gewogen und für 24 h bei 105 °C in einem Trockenschrank getrocknet. Anschließend wurden sie erneut gewogen. Die Differenz aus diesen Werten und dem Tara Gewicht des Zylinders ergab die maximale Wasserhaltekapazität (NG) und die Trockenraumdichte (TRD) des Bodens. Der Quotient aus diesen Werten wiederum ergab die Wasserhaltekapazität pro Gramm Trockenmasse (WK).

Messung des pH-Wertes aus Haag (2002):

Zu den in PE-Fläschchen eingewogenen 10 g Feinboden werden 25 ml H₂O (dest.) gegeben. Unter mehrmaligem Umrühren bleibt die Suspension 2 Stunden stehen. Anschließend wird der pH-Wert mit einer Glaselektrode gemessen. Das Messgerät wird zuvor mit den Pufferlösungen pH 4 und pH 7 geeicht.

Analyse von Aluminium, Calcium und Magnesium im Boden aus Haag (2002):

Durchführung:

2,5 g Feinboden werden in einen Behälter (mit Deckel, ca. 90 ml Vol.) gegeben und 50 ml einer 1M Kaliumchloridlösung zugefügt. Die Flaschen werden verschlossen und eine halbe Stunde geschüttelt. Die Suspension dekantiert 15 bis 18 h (über Nacht). Anschließend werden 25 ml der Flüssigkeit für die Aluminiumbestimmung in einen 100 ml Erlenmeyerkolben pipettiert und 5 ml in einen Plastikbecher für die Bestimmung von Calcium und Magnesium.

1. Bestimmung des Aluminiums:

Nach der Zugabe von 3-4 Tropfen Bromthymolblau als Indikator wird mit einer 0,0125 M Natronlauge von gelb nach blaugrün titriert. Bei der Berechnung der Aluminiumkonzentration wird eine Nullprobe einberechnet.

Berechnung:

$$\text{Al in mol x L}^{-1} = \frac{(\text{Verbr. MI NaOH}_{\text{Probe}} - \text{Verbr. MI NaOH}_{\text{Nullprobe}}) \times \text{M NaOH} \times 100 \times 2}{2,5}$$

2. Bestimmung von Calcium und Magnesium:

Die Lösung wird mit 25 ml dest. Wasser aufgefüllt und anschließend dieser Lösung 5 ml abpipettiert und in einen anderen Plastikbecher gegeben. Es werden 5ml 3%ige Strontium-Lösung hinzugefügt und anschließend am Atomabsorptionspektrometer (AAS) beide Elemente bestimmt.

Analyse von Phosphor und Kalium im Boden aus Haag (2002):

Durchführung:

3 g Feinboden werden in einen 50ml Erlenmeyerkolben überführt und 30 ml der Lösung PA (0,05 M HCl + 0,0125 M H₂SO₄) zugefügt. Die Proben werden 5 Minuten auf dem Horizontalschüttler gemischt. Nach einer Ruhepause von 15 bis 18 Stunden werden 3ml der klaren Lösung für die Phosphorbestimmung in Reagenzgläser mit Auslauftrichter gegeben und 6 ml für die Bestimmung von Kalium und Natrium in Plastikbecher.

1. Bestimmung des anorganischen verfügbaren Phosphors:

Zu den 3 ml in den Reagenzgläsern werden 3 ml der Lösung PB (0,87 M HCl + 0,38% ige (NH₄)₆ Mo₇ O₂₄ x 4 H₂O) und 3 Tropfen der Lösung PC (Na₂SO₃ + Na₂S₂O₅) hinzugefügt. Nach 15 Minuten wird die Transmission der Lösung bei einer Wellenlänge von 660 nm an einem Spektralphotometer gemessen. Die Umrechnung in die Phosphorgehalte erfolgt über eine Eichkurve, die aus den Eichlösungen mit 0; 0,5; 1; 1,75; 2,5; und 3,75 mg Phosphor pro Liter erstellt wird.

2. Bestimmung von Kalium:

Die Lösung muss zur Bestimmung des Elementes am Photometer nicht weiter modifiziert werden.

Analyse von organischem Kohlenstoff im Mineralboden aus Haag (2002):

Es werden 10 ml 1,25 mol/l Kaliumdichromatlösung und 20ml konzentrierte Schwefelsäure unter dem Abzug hinzu pipettiert. Die Erlenmeyerkolben werden unter dem Abzug über einem Bunsenbrenner etwa 1 Minute auf 150° C (Thermometer) erhitzt. Wenn die Proben abgekühlt sind werden 50 ml dest. Wasser hinzugefügt und anschließend in einem 100 ml Reagenzglas bis zur 100 ml Eichmarke aufgefüllt. Die Lösung wird wieder in die Erlenmeyerkolben gefüllt, die dann über Nacht ruhen müssen. Danach werden vorsichtig 50 ml in ein 50 ml Reagenzglas und anschließend in ein 250 ml Becherglas gefüllt. Vor der Titration mit einer 0,25 mol*L⁻¹ Eisensulfatlösung werden drei Tropfen Ferroin (Eisensulfatlösung) als Indikator hinzugegeben und vor einer Lampe bis zum Farbumschlag von grün nach rot titriert.

Berechnung:

$$\% \text{ organischer Kohlenstoff} = \frac{(\text{mmol x}^{-1} \text{Cr}_2\text{O}_7^{2-} - \text{mmol x L}^{-1} \text{Fe}^{2+}) \times 0,003 \times 100 \times 1,12}{\text{g Einwaage Boden}}$$

dabei entsprechen bei der Verwendung von 10 ml der 1,25 mol x L⁻¹ Kaliumdichromatlösung mmol x L⁻¹ Cr₂O₇²⁻ = 12,5 und mmol x L⁻¹ Fe²⁺ dem Verbrauch der Probe Eisensulfatlösung (in ml) multipliziert mit dem Faktor 2 und nochmals multipliziert mit mol x L⁻¹ FeSO₄ (also: ml Verbrauch x 2 x mol x L⁻¹ FeSO₄).

Berechnung der Titration der Nullprobe: mol x L⁻¹ = 12,5 / (ml FeSO₄ x 2)

Analyse von organischem Stickstoff im Boden aus Haag (2002):

Es werden 0,5 g Feinboden in Reagenzgläser der Kjeldahl-Aufschlußapparatur gegeben, man pipettiert 1 ml 30%iges H_2O_2 und 2ml H_2SO_4 hinzu und wartet 10 bis 15 Minuten. Anschließend werden 0,7 ml der Aufschlusmixture (100g Na_2SO_4 , 10g $\text{CuSO}_4 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$ und 1 g Selen) zugegeben und die Reagenzgläser in die Aufschlussesapparatur gestellt. Man erhitzt zuerst bis auf 250°C , hält die Temperatur 15 bis 20 Minuten und erhöht dann auf 350 bis 375°C . Wenn die Proben eine gelblich-grüne Farbe angenommen haben, wird noch etwa 2 Stunden die Temperatur gehalten bis zu einer weißlich-grauen Verfärbung. Die Proben werden dann aus der Apparatur genommen und auf $50 - 60^\circ \text{C}$ abgekühlt. Es werden anschließend 5 ml dest. Wasser zugegeben und geschüttelt, bis sich der Bodensatz völlig vermischt hat. Unmittelbar vor dem Einspannen in die Destillationsapparatur werden 10ml der 10 M Natronlauge addiert. Man destilliert etwa 35 ml in 100ml - Erlenmeyerkolben, in die vorher 5 ml des Indikators "A C bórico" (vermutlich Mischindikator aus Chlorphenolrot und Anilinblau) pipettiert wurden. Es wird mit einer 0,025 M H_2SO_4 - Lösung bis zum Farbumschlag von grün nach rosa titriert.

Berechnung:

$$\% \text{ Stickstoff} = \frac{\text{ml Verbr. } \text{H}_2\text{SO}_4 \text{ Probe} - \text{ml } \text{H}_2\text{SO}_4 \text{ Nullprobe}}{\text{g Einwaage Boden} \times 10.000} \times 700 \text{ (bei 0,025 M)}$$

Prinzip des vario EL Elementaranalysators für die C/N-Bestimmung

(aus Elementar Analysensysteme GmbH, 1997):

Substanzaufschluss

Die zu analysierende Substanz wird durch oxidative Verbrennung aufgeschlossen. Der quantitative Substanzaufschluss beruht auf dem Prinzip der explosionsartigen Verbrennung in hoch mit Sauerstoff angereicherter Heliumatmosphäre im Verbrennungsrohr bei einer Temperatur von ca. 1150°C . Für den Aufschluss werden ca. 10 g Trockengewicht der Probe in spezielle Zinnkapseln eingewogen. Der Inhalt der Kapsel wird dann durch einen automatischen Probengeber in das mit Helium und Sauerstoff gefüllte, senkrecht angeordnete Verbrennungsrohr aus Quarzrohr eingeworfen.

Bei der oxidativen Verbrennung entstehen aus den Elementen C, H, N und S neben molekularem Stickstoff die Oxidationsprodukte CO_2 , H_2O , NO, NO_2 , SO_2 , SO_3 sowie sofern in der Probe vorhanden, flüchtige Halogenverbindungen. Die Stickoxide und Schwefeloxide werden an einem nachgeschalteten Kupferkontakt (Reduktionsrohr) bei 850°C quantitativ zu molekularem Stickstoff und SO_2 reduziert. Außerdem wird überschüssiger Sauerstoff am Kupferkontakt gebunden. Die flüchtigen Halogenverbindungen werden hinter dem Kupferkontakt an Silberwolle (Absorptionsmittel) chemisch gebunden und damit aus dem Gasstrom entfernt. Die letztlich entstandene Gasmischung aus den Komponenten CO_2 , H_2O , N_2 , SO_2 und Helium wird nachfolgend einem Trenn- und Meßsystem zugeführt. Zur Verhinderung der Bildung von H_2SO_4 aus SO_2 und H_2O und zur Vermeidung von Wasserkondensation in den Rohrleitungen sind sämtliche Rohrverbindungen bis zum Trennsystem beheizt.

Trennung der Reaktionsgase

Da die Wärmeleitfähigkeitsmesszelle nicht spezifisch zwischen den verschiedenen Komponenten des Gasgemisches unterscheiden kann, werden die Reaktionsprodukte CO_2 , H_2O , N_2 , und SO_2 einzeln und nacheinander von dem Trägergas Helium in die Messzelle gespült. Diese Trennung der Komponenten erfolgt in U-förmigen Trennsäulen nach gaschromatographischem Prinzip. Zunächst durchströmt die Gasmischung, bestehend aus CO_2 , H_2O , N_2 , SO_2 und Helium eine Adsorptionssäule bei einer Temperatur von 140°C . Mit dieser Säule wird das SO_2 quantitativ entfernt. Der Rest des Gasgemisches durchströmt anschließend eine zweite Adsorptionssäule. Mit dieser Säule wird das H_2O quantitativ aus dem Gasstrom entfernt. Zuletzt durchströmt die Gasmischung, bestehend aus CO_2 , N_2 und Helium, eine dritte Adsorptionssäule. Mit dieser Säule wird das CO_2 quantitativ aus dem Gasstrom entfernt.

Der von den Adsorptionssäulen unbeeinflusste Stickstoff tritt mit dem Trägergas Helium als erste Komponente in die Wärmeleitfähigkeitsmesszelle (WLD) ein. Nach Beendigung der Messung des Stickstoffanteils wird die mit CO_2 beladene Adsorptionssäule auf ca. 150°C erhitzt, wodurch das CO_2 rasch desorbiert und vom Helium in den WLD gespült wird. Nach Beendigung der Messung des CO_2 -Anteils wird die mit H_2O -Adsorptionssäule auf ca. 200°C erhitzt, wobei das H_2O unter Umgehung der CO_2 -Adsorptionssäule in die WLD gespült wird. Ist die H_2O -Messung beendet, wird die SO_2 - Adsorptionssäule von der Ruhetemperatur (140°C) auf 220°C aufgeheizt und das SO_2 unter Umgehung der restlichen Adsorptionssäulen in die WLD gespült.

Nachweis

Als Detektionseinheit dient eine Wärmeleitfähigkeitsmesszelle. Der Wärmeleitfähigkeitsdetektor (WLD) besteht aus zwei Kammern mit je einem Thermistor. Eine Kammer wird von einem Heliumgasstrom mit konstanter Strömungsgeschwindigkeit (Referenzstrom) durchströmt, die andere vom Helium mit dem zu messenden Fremdgasanteil (Meßstrom). Die zwei Kammern bilden eine Messbrücke, deren elektrische Verstimmung ein direktes Maß für den Fremdgasanteil im Trägergas darstellt. Die Zellenausgangsspannung in Form eines Peaks wird in Abhängigkeit von der Zeit aufgezeichnet, digitalisiert, integriert und als Integratzahl dargestellt.

Tab. A1a,b In der Literatur verglichene (n=100) Streuproduktion (g/m²/Jahr) tropischer und subtropischer Wälder, * Neotropis.

Forest type	Litter fall (g/m ² /year)	Authority
Riparian forest (Brazil-SP) *	920	Arroyo Filho, A. & Schlitter, F.H.M. 1992
Araucaria rainforest, native (BR-RS) *	725	Backes, A. et al. 2000
Araucaria rainforest, cultured (BR-RS) *	790.2	Backes, A. et al. 2000
Araucaria rainforest (BR-PR) *	650	Britez, R.M. et al. 1992
Seasonal deciduous forest, 50 yrs (BR-RS) *	740	Brun, E.J. et al. 1999
Seasonal deciduous forest, >100 yrs (BR-RS) *	970	Brun, E.J. et al. 1999
Dipterocarpacea forest	1150	Burghouts, T. et al. 1992
Dipterocarpacea forest, selective cut (Borneo)	1190	Burghouts, T. et al. 1992
Riparian forest (BR-SP) *	1050	Carpanezzi, A.A. 1980 in SANTOS 1989
Semideciduous mesophilic forest (BR-SP) *	880	Cesar, O. 1988
Semideciduous mesophilic forest (BR-SP) *	880	Cesar, O. 1993
Amazonian rainforest (Venezuela) *	1000	Cuevas, E. & Medina, E. 1986
Seasonal decid. f., second., > 30 yrs (BR-RS) *	950	Cunha, G.C. 1997
Seasonal deciduous forest (BR-RS) *	780	Cunha, G.C. et al. 1993
Atlantic rainforest (BR-SP) *	605.4	Custodio Filho, A. et al. 1996
Amazonian rainforest (BR-PA) *	800	Dantas, M. & Phillipson, J. 1989
Riparian forest (BR-SP) *	670	Delliti, W.B.C. 1984
Montane seasonal semidecid. f. (BR-MG) *	777	Dias, H.C.T. & De Teixeira Oliveira Filho, A. 1997
Semideciduous mesophilic forest (BR-SP) *	1159.04	Diniz, S. 1987
Atlantic rainforest (BR-SP) *	381	Domingos, M. et al. 1990
Tropical semideciduous forest (BR-PR) *	901.4	Dos Santos, V.D. 1989
Montane rain forest (New Guinea)	739	Edwards, P.J. 1977
Montane rain forest (New Guinea)	793	Edwards, P.J. 1977
Montane rain forest (New Guinea)	768	Edwards, P.J. 1977
Montane rain forest (New Guinea)	722	Edwards, P.J. 1977
Rainforest (New Guinea)	740	Edwards, P.J. 1982
Rainforest (New Guinea)	790	Edwards, P.J. 1982
Rainforest (New Guinea)	770	Edwards, P.J. 1982
Rainforest (New Guinea)	720	Edwards, P.J. 1982
Montane atlantic rainforest (BR-RS) *	742.3	Present study
Ocidental Andes (Venezuela) *	670	Fassbender, H.W. & Grimm, V. 1981
Araucaria rainforest (BR-RS) *	592.84	Fernandes, A.V. & Backes, A. 1998
Amazonian rainforest (BR-AM) *	790	Franken, M. et al. 1979
Humid tropical forest *	1135	Golley, F.B. et al. 1978
Humid lower montane forest *	1048	Golley, F.B. et al. 1978
Riparian forest *	1161	Golley, F.B. et al. 1978
Atlantic rainforest (BR-SC) *	630	Hinckel, R. & Panitz, C.M.N. 1992
Humid semideciduous forest (Nigeria)	462.5	Hopkins, B. 1966 in: F.B.Golley et al. 1978

Evergreen forest (Nigeria)	717	Hopkins, B. 1966 in: F.B.Golley et al. 1978
Rainforest (Colombia) *	852	Jenny, H. et al. 1949 in: F.B.Golley et al. 1978
Rainforest (Colombia) *	1011	Jenny, H. et al. 1949 in: F.B.Golley et al. 1978
Tropical forest, 700m, sedimentary (Borneo)	1110	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Tropical forest, 1700m, sedimentary (Borneo)	799	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Tropical forest, 2700m, sedimentary (Borneo)	532	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Tropical forest, 3100m, sedimentary (Borneo)	631	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Tropical forest, 700m, ultrabasic (Borneo)	1113	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Tropical forest, 1700m, ultrabasic (Borneo)	628	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Tropical forest, 2700m, ultrabasic (Borneo)	594	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Tropical forest, 3100m, ultrabasic (Borneo)	164	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Amazonian rainforest (BR-AM) *	730	Klinge, H. & Rodrigues, W.A. 1968
Amazonian rainforest (BR-PA) *	990	Klinge, H. 1977
Seasonal deciduous forest (BR-RS) *	920	König, F.G. et al. 2002
Atlantic rainforest (BR-SP) *	446	Leitão Filho, H.F. et al. 1993
Atlantic rainforest (BR-RJ) *	970	Louzada, M.A.P. et al. 1992
Atlantic rainforest, late secondary (BR-RJ) *	930	Louzada, M.A.P. et al. 1992
Humid subtropical forest (Australia)	1000	Lowman, M.D. 1988
Amazonian rainforest, tal, (BR-AM) *	740	Luizão, F.J. & Schubart, H.O.R. 1986
Amazonian rainforest, low, (BR-AM) *	650	Luizão, F.J. & Schubart, H.O.R. 1986
Amazonian rainforest, Capoeira (BR-AM) *	610	Luizão, F.J. & Schubart, H.O.R. 1986
Amazonian rainforest, tal, (BR-AM) *	830	Luizão, F.J. 1989
Amazonian rainforest, valley, (BR-AM) *	740	Luizão, F.J. 1989
Low tropical dry forest (Nigeria)	560	Madge, D.S. 1965 in: F.B.Golley et al. 1978
Amazonian rainforest, primary, (BR-AM) *	871.5	Martius, C. et al. 2004
Amazonian rainforest, secondary, (BR-AM) *	738	Martius, C. et al. 2004
Mesophilic forest, secondary (BR-SP) *	940	Meguro, M. et al. 1979
Semideciduous subtropical f., low (BR-RS) *	550	Mello, R. & Porto, M.L. 1997
Semideciduous subtropical f., tal (BR-RS) *	900	Mello, R. & Porto, M.L. 1997
Forest of altitude (BR-SP) *	700	Morellato, L.P.C. 1992
Forest of altitude (BR-SP) *	700	Morellato, L.P.C. 1992
Semideciduous forest (BR-SP) *	860	Morellato, L.P.C. 1992
Mesophilic semideciduous forest (BR-SP) *	860	Morellato-Fonzar, L.P.C. 1987
Mesophilic forest of altitude (BR-SP) *	700	Morellato-Fonzar, L.P.C. 1987
Tropical forest (Gana)	1050	Nye, P.H. 1961 * in: F.B.Golley et al. 1978
Montane mesophilic semidecid. f. (BR-SP) *	860	Pagano, S.N. 1989
Mesophilic semideciduous forest (BR-SP) *	864.3	Pagano, S.N. 1985
Alluvial forest	1150	Proctor, J. 1983
Keranga forest	920	Proctor, J. 1983
Dipterocarpus forest.	880	Proctor, J. 1983
Limestone forest	1200	Proctor, J. 1983
Rainforest (India)	390	Rai, S.N. & Proctor, J. 1986

Semideciduous forest (BR-GO) *	650	Rizzo, J.A. et al. 1990
Humid atlantic rainforest (BR-PE) *	810	Sampaio, E.V.S.B. et al. 1993
Seasonal semideciduous forest (BR-PR) *	900	Santos, V.D. 1989
Mesophilic semideciduous forest (BR-SP) *	760	Schlittler, F.H.M. et al. 1993
Mesophilic semideciduous forest (BR-SP) *	656.8	Schlittler, F.H.M. 1990
Amazonian rainforest (BR-RO) *	930	Scott, D.A. et al. 1992
Amazonian rainforest (BR-PA) *	730	Silva, M.F.F. & Lobo, M.G.A. 1982
Amazonian rainforest (BR-PA) *	770	Silva, M.F.F. & Lobo, M.G.A. 1982
Amazonian rainforest (BR-PA) *	860	Silva, M.F.F. & Lobo, M.G.A. 1982
Amazonian rainforest (BR-PA) *	670	Silva, M.F.F. 1984
Rainforest (Cameroon)	1360	Songwe, N.C. et al. 1988
Humid tropical forest (Jamaica)	660	Tanner, E.V.J. 1980
Humid tropical forest (Jamaica)	550	Tanner, E.V.J. 1980
Humid tropical forest (Jamaica)	560	Tanner, E.V.J. 1980
Humid tropical forest (Jamaica)	650	Tanner, E.V.J. 1980
Residual forest (BR-SP) *	730	Teixeira, C.B. et al. 1992
Secondary forest (Panama) *	600	Tropical Test Center 1966 in: F.B.Golley et al. 1978
Atlantic rainforest (BR-SP) *	792.5	Varjabedian, R. & Pagano, S.N. 1988
Rainforest, Andes (Colombia) *	680	Veneklaas, E.J. 1991
Rainforest, Andes (Colombia) *	410	Veneklaas, E.J. 1991

	Litter fall (g/m²/year)
Mean	793.73
Standard deviation	202.68
Variation coefficient (%)	25.5
Highest	996.41
Lowest	591.04
n=100	

Tab. A2 a,b In der Literatur verglichene (n=30) Streuauflage (g/m²) tropischer und subtropischer Wälder, * Neotropis.

Forest type	Litter fall (g/m ²)	Authority
Araucaria rainforest, native (BR-RS) *	1487	Backes, A. et al. 2000
Araucaria rainforest, cultured (BR-RS) *	1676.6	Backes, A. et al. 2000
Mesophilic semideciduous f. (BR-SP) *	825.05	Diniz, S.1987
Montane rainforest (New Guinea)	494	Edwards, P.J. 1977
Montane rainforest (New Guinea)	605	Edwards, P.J. 1977
Montane rainforest (New Guinea)	710	Edwards, P.J. 1977
Montane rainforest (New Guinea)	774	Edwards, P.J. 1977
Montane atlantic rainforest (BR-RS) *	817.8	Present study
Humid lower montane forest *	482	Golley, F.B. et al. 1978
Riparian forest *	1415	Golley, F.B. et al. 1978
Humid tropical forest *	620.0 (dry period)	Golley, F.B. et al. 1978
Humid semideciduous forest (Nigéria)	171.5	Hopkins, B. 1966 in: F.B.Golley et al. 1978
Evergreen forest (Nigeria)	304	Hopkins, B. 1966 in: F.B.Golley et al. 1978
Rainforest (Colombia) *	504	Jenny, H. et al. 1949 in: F.B.Golley et al. 1978
Rainforest (Colombia) *	1648	Jenny, H. et al. 1949 in: F.B.Golley et al. 1978
Tropical f., 700m, sedimentary (Borneo)	660	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Tropical f., 1700m, sedimentary (Borneo)	680	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Tropical f., 2700m, sedimentary (Borneo)	530	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Tropical f., 3100m, sedimentary (Borneo)	730	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Tropical f., 700m, ultrabasic (Borneo)	670	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Tropical f., 1700m, ultrabasic (Borneo)	880	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Tropical f., 2700m, ultrabasic (Borneo)	740	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Tropical f., 3100m, ultrabasic (Borneo)	370	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Low tropical dry forest (Nigeria)	170.0-245.0	Madge, D.S. 1965 in: F.B.Golley et al. 1978
Amazonian rainf., primary (BR-AM) *	1179	Martius, C. et al. 2004
Amazonian rainf., secondary (BR-AM) *	2473	Martius, C. et al. 2004
Tropical forest (Ghana)	226.4	Nye, P.H. 1961 * in: F.B.Golley et al. 1978
Amazonian rainforest (BR-AM) *	1400	Paiva Salomão R. et al. 1996
Mesophilic semideciduous f. (BR-SP) *	737.96	Schlittler, F.H.M. et al. 1993
Secondary forest (Panama) *	865	Tropical Test Center 1966 in: F.B.Golley et al. 1978

	Litter stock (g/m²)
Mean	829.43
Standard deviation	512.92
Variation coefficient (%)	61.8
Highest	1342.35
Lowest	316.50
n=30	

Tab. A3 a,b In der Literatur verglichene (n=29) Verweildauer (Jahre) tropischer und subtropischer Wälder, * Neotropis.

Forest type	LF (g/m ² /yr)	LS (g/m ²)	1/k	Authority
Araucaria rain f., cultured (BR-RS)*	790,2	1487	1.88	Backes, A. et al. 2000
Araucaria rain f., native (BR-RS)*	725	1676.6	2.31	Backes, A. et al. 2000
Mesophilic semideciduous f. (BR-SP)*	1159.04	825.05	0.71	Diniz, S. 1987
Montane rain forest (New Guinea)	739	710	0.96	Edwards, P.J. 1977
Montane rain forest (New Guinea)	793	774	0.98	Edwards, P.J. 1977
Montane rain forest (New Guinea)	768	494	0.64	Edwards, P.J. 1977
Montane rain forest (New Guinea)	722	605	0.84	Edwards, P.J. 1977
Montane atlantic rain forest (BR-RS)*	742.3	817.8	1.10	Present study
Humid tropical forest*	1135	620	0.55	Golley, F.B. et al. 1978
Humid lower montane forest*	1048	482	0.46	Golley, F.B. et al. 1978
Riparian forest*	1161	1415	1.22	Golley, F.B. et al. 1978
Humid semideciduous f. (Nigeria)	462.5	171.5	0.37	Hopkins, B. 1966 in: F.B.Golley et al. 1978
Evergreen forest (Nigeria)	717	304	0.42	Hopkins, B. 1966 in: F.B.Golley et al. 1978
Rainforest (Colombia)*	852	504	0.59	Jenny, H. et al. 1949 in: F.B.Golley et al. 1978
Rainforest (Colombia)*	1011	1648	1.63	Jenny, H. et al. 1949 in: F.B.Golley et al. 1978
Tropical f., 700m, sediment. (Borneo)	1110	660	0.59	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Tropical f., 1700m, sediment. (Borneo)	799	680	0.85	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Tropical f., 2700m, sediment. (Borneo)	532	530	1.00	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Tropical f., 3100m, sediment. (Borneo)	631	730	1.16	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Tropical f., 700m, ultrabasic (Borneo)	1113	670	0.60	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Tropical f., 1700m, ultrabasic (Borneo)	628	880	1.40	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Tropical f., 2700m, ultrabasic (Borneo)	594	740	1.25	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Tropical f., 3100m, ultrabasic (Borneo)	164	370	2.26	Kitayama, K. & Aiba, S.I. 2002
Low tropical dry forest (Nigeria)	560	207.5	0.37	Madge, D.S. 1965 in: F.B.Golley et al. 1978
Amazonian rain f., primary (BR-AM)*	871.5	1179	1.35	Martius, C. et al. 2004
Secondary amazonian rain f. (BR-AM)*	738	2473	3.4	Martius, C. et al. 2004
Tropical forest (Ghana)	1053.6	226.4	0.21	Nye, P.H. 1961 * in: F.B.Golley et al. 1978
Mesophilic semideciduous f. (BR-SP)*	756.87	737.96	0.98	Schlittler, F.H.M. et al. 1993
Secondary forest (Panama)*	600	865	1.44	TTC 1966 in: F.B.Golley et al. 1978

	LF (g/m ² /yr)	LS (g/m ²)	1/k (residence time)
Mean	792.3	809.8	1.1
Standard deviation	236.3	510.4	0.7
Variation coefficient (%)	29.8	63.0	63.7
Highest	1028.53	1320.1	1.8
Lowest	556.02	299.4	0.4
n=29			

Referenzen in den Tabellen A1-A3:

- Arroyo Filho, A., and Schlittler, F.H.M. 1992. Produção e decomposição da serrapilheira na Mata Ciliar do Riberão Claro (Município de Rio Claro-SP). In: *Simpósio sobre Estrutura, Funcionamento e Manejo de Ecossistemas*. Rio de Janeiro-UFRJ. Resumos... Rio de Janeiro: Instituto de Biologia-UFRJ, p.115.
- Backes, A., Fernandes, A.V., and Zeni, D.J. 2000. Litterfall in a Forest with *Araucaria angustifolia* in Southern Brazil. *Pesquisas-Botanica*. 50: 97-117.
- Britez, R.M., Reissman, C.B., Silva, S.M., Santos-Filho, A. 1992. Deposição estacional de serrapilheira e macronutrientes em uma floresta de Araucária, São Mateus do Sul, Paraná. In: *Congresso Nacional sobre essências nativas (1992) São Paulo Anais...* São Paulo: Revista do Instituto Florestal. 4 (3): 776-772.
- Brun, E.J., Vaccaro, S., Schumacher, M.V. 1999. Produção de serrapilheira e devolução de nutrientes em três fases sucessionais de uma Floresta Estacional Decidual no município de Santa Tereza – RS. In: *Simpósio sobre fertilização e nutrição florestal*. Piracicaba. Anais... Piracicaba: IPEF-ESALQ/USP. 1999. p. 348-364.
- Burghouts, T., Ernesting, G., Korthals, G., and Vries, T. 1992. Litterfall, leaf litter decomposition and litter invertebrates in primary and selectively logged dipterocarp forest in Sabah, Malaysia. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*. 335: 407-416.
- Carpanezi, A.A. 1980. Deposição de material orgânico e nutrientes em uma floresta natural e em uma plantação de eucaliptos no interior do Estado de São Paulo. Piracicaba: Dissertação. Escola superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Universidade de São Paulo. 107 pp.
- Cesar, O. 1988. Composição florística, fitosociologia e ciclagem de nutrientes em mata mesófila semidecídua (Fazenda Barreiro Rico, mun. Anhembi, SP). Rio Claro: Tese de Livre-Docência, Departamento de Botânica. Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Rio Claro, SP. 223 pp.
- Cesar, O. 1993. Nutrientes minerais da serrapilheira produzida na mata mesófila semidecídua da fazenda Barreiro Rico, município de Anhembi, São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro. 53 (4): 659-669.
- Cuevas, E., and Medina, E. 1986. Nutrient dynamics within amazonian forest ecosystems I. Nutrient flux in fine litter fall and efficiency of nutrient utilization. *Oecologia*. 68: 466-472.
- Cunha, G.C. 1997. Aspectos da Ciclagem de nutrientes em diferentes fases sucessionais de uma Floresta Estacional do Rio Grande do Sul. Piracicaba: Dissertação – Mestrado em Engenharia Florestal. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 1997. 86 pp.
- Cunha, G.C., Grendene, L.A., Durlo, M.A., Bressan, D.A. 1993. Dinâmica nutricional em floresta estacional decidual com ênfase aos minerais provenientes da deposição da serrapilheira. *Ciências Florestais*, Santa Maria. 3 (1): 35-64.
- Custodio Filho A., Corrêa Franco, G.A.D., Poggiani, F., Dias, A. 1996 Produção de serrapilheira e o retorno de macronutrientes em floresta pluvial atlântica - estação biológica de boraceia (São Paulo - Brasil). *Rev. Inst. Flor.*, São Paulo. 8(1): 1-16.
- Dantas, M., and Philipson, J. 1989. Litterfall and litter nutrient content in primary and secondary Amazonian “terra firme” rain forest. *Journal of Tropical Ecology*. 5: 27-36.
- Delliti, W.B.C. 1984. Aspectos comparativos da ciclagem de nutrientes minerais na mata ciliar, no campo cerrado e na floresta implantada de *Pinus elliptica* Ehgelm. Var. *Ellioti* (Mogi-guaçu, SP). São Paulo: (Dotourado em Ciências Ambientais) Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo. 305pp.
- Dias, H.C.T., and De Teixeira Oliveira Filho, A. 1997. Temporal and spatial variation of litterfall in an area of montane semideciduous forest in Lavras, Minas Gerais, Brazil. *Rev. Árv.*, Viçosa-MG, 21(1): 11-26.
- Diniz, S. 1987. Ciclagem de Nutrientes associados aos processos de produção e decomposição do folheto em um ecossistema de mata mesófila semidecídua, no município de Araras – São Paulo. Rio Claro: Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Julio Mesquita Filho”. 89pp.
- Domingos, M. et al. 1990. Produção de serrapilheira na floresta da Reserva Biológica de Paranapiacaba, sujeita aos poluentes atmosféricos de Cubatão. *Hoehnea*, São Paulo, 17 (1): 47-58. In: Custodio Filho A., et al. 1996 Produção de serrapilheira e o retorno de macronutrientes em floresta pluvial atlântica - estação biológica de boraceia (São Paulo - Brasil). *Rev. Inst. Flor.*, São Paulo. 8(1): 1-16.
- Dos Santos, V.D. 1989. Ciclagem de nutrientes minerais em mata tropical subcaducifolia dos planaltos do Paraná (Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo) – (Fênix/PR.). Tese de Doutorado. Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Federal de São Carlos. 1989. 387pp.
- Edwards, P.J. 1982. Studies of mineral cycling in a montane rain forest in New Guinea. V. Rates of cycling in throughfall and litter fall. *Journal of Ecology*, Oxford. 70: 807-827.
- Edwards, P.J. 1977. Studies of mineral cycling in a montane rain forest in New Guinea. II. The production and disappearance of litter. *J. Ecol.* 65: 971-992.
- Fassbender, H.W., and Grimm, V. 1981. Ciclos bioquímicos en un ecosistema florestal de los Andes Occidentales de Venezuela. II. Producción y descomposición de los residuos vegetales. *Turrialba*, Costa Rica. 31(1): 39-47.

- Fernandes, A.V., Backes, A., 1998. Produtividade primária em floresta com *Araucaria angustifolia* no Rio Grande do Sul. IHERINGIA, Sér. Bot., Porto Alegre. 51(1): 63-78, out.
- Floss, P.A., Caldato, S.L., and Bohner, J.A. 1999. Produção e decomposição de serrapilheira na Floresta Ombrófila Mista da Reserva Florestal da epagri/Embrapa de Caçador, SC. Agrop. Catarinense. 12(2): 19-22.
- Franken, M. 1979. Major nutrient and energy contents of the litterfall of a riverine forest of Central Amazonia. Tropical Ecology, Varanasi. 20: 211-224.
- Golley, F.B., McGinnis, J.T., Clements, R.G., Child, G.I. and Duever, J. 1978. Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida. EPU:Ed. da Universidade de São Paulo, 1978. 256pp.
- Hinckel, R., and Panitz, C.M.N. 1992. Estudo comparativo da produção de serrapilheira entre uma floresta implantada de *Pinus elliotti* no Rio Vermelho e uma floresta mista (Mata Atlântica) na Lagoa da Conceição, Florianópolis, SC. In: Simpósio sobre estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas. Resumos... Rio de Janeiro: Instituto de Biologia, UFRJ. p.116.
- Hopkins, B. 1966. Vegetation of the Olokemeji forest reserve, Nigeria. IV The litter and soil with special reference to their seasonal changes. J. Ecology. 54. 687-703. In: F.B.Golley et al. 1978. Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida.
- Jenny, H., Gessel, S.P., and Bingham, F.T. 1949. Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions. Soil. Sci. 68: 419-432. In: F.B.Golley et al. 1978. Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida.
- Kitayama, K., and Aiba, S.-I. 2002. Ecosystem structure and productivity of tropical rain forests along altitudinal gradients with contrasting soil phosphorus pools on Mount Kinabalu, Borneo.. Journal of Ecology. 90: 37-51.
- Klinge, H., and Rodrigues, W.A. 1968a. Litter production in an area of Amazonian terra firma forest I. Litterfall, organic carbon and total nitrogen contents of litter. Amazoniana. 1: 287-302.
- Klinge, H. 1977a. Fine litter production and nutrient return to the soil in three natural forest stands of eastern Amazonia. Geo-Eco-Trop. 1(2): 159-167.
- Leitão Filho, H.F., Pagano, S.N., Cesar, O., Timoni, J.I., and Rueda, J.J. 1993. Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão (SP). EDUNESP/EDUNICAMP, São Paulo. 184 pp.
- Louzada, M.A.P., Quintela, M.F.S., and Penna, L.P.S. 1992. Estudo da produção de "Litter" em áreas de Mata Atlântica: floresta secundária (capoeira). In: Simpósio sobre estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas. Resumos... Rio de Janeiro: Instituto de Biologia, UFRJ. p.108.
- Lowman, M.D. 1988. Litterfall and leaf decay in three Australian rainforest formations. Journal of Ecology. 76: 451-465.
- Luizão, F.J., and Schubart, H.O.R. 1986. Produção e decomposição de liteira em floresta de terra firme da Amazônia Central. In Acta Limnológica Brasiliensia Ciclagem de nutrientes em ecossistemas aquáticos e terrestres. São Carlos: Ed. Esteves, F.A. I: 575-600.
- Luizão, F.J. 1989. In: Scott, D.A., et al. 1992. Ecological studies on a lowland evergreen rain forest on Maracá island, Roraima, Brazil. II. Litterfall and nutrient cycling. Journal of Ecology, Oxford. 80: 689-703.
- Madge, D.S. 1965. Leaf fall and litter disappearance in a tropical forest. Pedobiologia. 5: 273-288. In: F.B.Golley et al. 1978. Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida.
- Martius, C., Höfer, H., Garcia, M.V.B., Römbke, J., and Hanagarth, W. 2004. Litter fall, litter stocks and decomposition rates in rainforest and agroforestry sites in central Amazonia. Nutrient Cycling in Agroecosystems, Netherlands. 68: 137-154.
- Meguro, M., Vinueza, G.N., Delitti, W.B.C. 1979. Ciclagem de nutrientes na mata mesófila secundária, São Paulo. I. Produção e conteúdo de nutrientes minerais no folheto. Boletim de Botânica, São Paulo. 7: 11-31.
- Mello, R., and Porto, M.L. 1997. Produção de serrapilheira em duas florestas subtropicais no Sul do Brasil. Iheringia, Sér. Bot., Porto Alegre. 49: 63-85.
- Morelato, L.P.C. 1992. Nutrient cycling in two south-east Brazilian forest. I. Litterfall and litter standing-crop. Journal of Tropical Ecology, Cambridge. 8 (2): 205-215.
- Morelato-Fonzar, L.P.C. 1987. Estudo comparativo de fenologia e dinâmica de duas formações florestais na Serra do Japi, Jundiá, SP. Campinas: Dissertação. Departamento de Botânica. Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas. 232 pp.
- Nye, P.H. 1961. Organic matter and nutrient cycles under moist tropical forest. Plant and Soil. 13(4): 333-346. In: F.B.Golley et al. 1978. Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida.
- Pagano, S.N. 1989. Produção de folheto em mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro, SP. Revista Brasileira de Biologia, Rio de Janeiro. 49 (3): 633-639.
- Pagano, S.N. 1985. Estudo florístico, fitossociológico e de ciclagem de nutrientes em mata mesófila semidecídua, no município de Rio Claro, São Paulo: Tese apresentada para obtenção do título de Livre-docente junto ao Departamento de Botânica do Instituto de Biociências de Rio Claro-UNESP. 201pp.
- Paiva Salomão, R., Nepstad, D.C., Vieira, I.C.G. 1996. Como a biomassa de florestas tropicais influi no efeito estufa? Ciência hoje. 21 (123): 38-47.
- Proctor, J. 1983. Tropical forest litterfall. I. Problems of data comparison. In: Sutton, S.L., et al. Tropical rain forest: ecology and management. Oxford: Blackwell Scientific Publications. 2: 267-273.

- Rai, S.N., and Proctor, J. 1986. Ecological studies on four rainforests in Karnataka, India II. Litterfall. *Journal of Ecology*. 74: 455-463.
- Rizzo, J.A., Vannucci, A.L. Resene, M.H. 1990. Produção de manta em uma área de floresta em Goiás, parte I. In: Congresso nacional de botânica 25, 1990. Manaus. Anais... Manaus: Sociedade Botânica, p. 354-366.
- Sampaio, E.V.S.B., Dall'Olio, A., Nunes, K.S., and Lemos, E.E.P. 1993. A model of litterfall, litter layer losses and mass transfer in a humid tropical forest at Pernambuco, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge. 3: 291-301.
- Santos, V.D. 1989. Ciclagem de nutrientes minerais em mata tropical subcaducifolia dos planaltos do Paraná (Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo-Fenix/PR). Tese (doutorado)- Universidade Federal de Sao Carlos, Sao Carlos, SP. 378pp.
- Schlittler, F.H.M. 1990. Fitossociologia e ciclagem de nutrientes na floresta tropical do Parque Estadual do Morro do Diabo (região do Pontal do Paranapanema, estado de São Paulo). Rio Claro: Tese de Doutorado. Departamento de Ecologia. Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho", Rio Claro, SP. 279 pp.
- Schlittler, F.H.M., de Marinis, G., (in memoriam) Cesar, O. 1993. Decomposição da Serapilheira produzida na floresta do morro do Diabo (Região do pontal do Paranapanema, estado de São Paulo). *Naturalia*, São Paulo. 18: 149-156.
- Scott, D.A., Proctor, J. Thompson, J. 1992. Ecological studies on a lowland evergreen rain forest on Maracá island, Roraima, Brazil. II. Litterfall and nutrient cycling. *Journal of Ecology*, Oxford. 80: 689-703.
- Silva, M.F.F., and Lobo, M.G.A. 1982. Nota sobre deposição de matéria orgânica em floresta de terra firme, várzea e igapó. *Bol. Mus. Pará Emilio Goeldi, Botanica*. 56: 1-13.
- Silva, M.F.F. 1984. Produção anual de serapilheira e seu conteúdo mineralógico em mata tropical de terra firme, Tucuruí, PA. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi – Botânica*, Belém, 1(1/2): 111-158.
- Songwe, N.C., Fasehun, F.E., and Okali, D.U.U. 1988. Litterfall and productivity in a tropical rain forest, Southern Bakundu Forest Reserve, Cameroon. *Journal of Tropical Ecology*. 4: 25-37.
- Tanner, E.V.J. 1980. Litter fall in montane rain forests of Jamaica and its relations to clima. *Journal of Ecology*, Oxford. 68: 833-848.
- Teixeira, C.B., Domingos, M., Rebelo, X., et al. 1992. Produção de serapilheira em floresta residual da cidade de São Paulo: Parque estadual das Fontes do Ipiranga. In: Congresso nacional sobre essências nativas, 2, São Paulo. Anais... p. 785-795.
- Tropical Test Center. 1966. Environment data base for regional studies in the humid tropics. Semiannual report N.º 1 and 2. USATECOM project n.º 9-4-9913-01. In: F.B.Golley et al. 1978. Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida.
- Varjabedian, R., and Pagano, S.N. 1988. Produção e decomposição de folheto em um trecho de mata atlântica de encosta no município de Guarajá, Sp. *Acta Bot. Bras.* 1(2): 243-256, supl.
- Veneklaas, E.J. 1991. Litterfall and nutrient fluxes in two montane tropical rain forests, Colombia. *Journal of Tropical Ecology*. 7: 319-336.

F. LITERATUR

- Aerts, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos* 79: 439-449.
- Anderson, J.M., and Swift, M.J. 1983. Decomposition in tropical forests. In: Sutton S.L., Whitmore T.C., Chadwick, A.C. (eds). *Tropical rain forest: ecology and management*. Blackwell Scientific, Oxford, pp 287-309.
- Austin, A.T., and Vitousek, P.M. 2000. Precipitation, decomposition and litter decomposability of *Metrosideros polymorpha* in native forests on Hawai'i. *J. Ecol.* 88: 129-138.
- Baaske, R. Tzschupke, W., and Teixeira, M. 2002. Fernerkundung zur Kartierung der Vegetation im Araukarienwaldprojekt. *AFZ DerWald* 57(22): 1176-1178.
- Backes, A. (1988). Condicionamento climático e distribuição geográfica de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. no Brasil. *Revista Pesquisas Botânica*, 39, 5-39.
- Backes, A., Fernandes, A.V., and Zeni, D.J. (2000). Litterfall in a Forest with *Araucaria angustifolia* in Southern Brazil. *Pesquisas-Botanica*, 50, 97-117.
- Backes, A., Prates, F.L., and Viola, M.G. (2005). Produção de serapilheira em floresta ombrófila mista, em São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta bot. bras.*, 19(1), 155-160.
- Beck, L., Gaparotto, L. Förster, B. Et al. 1998a. The role of soil fauna and litter decomposition in primary forests, secondary forests and polyculture plantation in Amazonia - study design and methodology. *Proceedings of the Third SHIFT-Workshop, Manaus, March 15-19*. BMBF, Bonn Germany, pp. 463-469.
- Beck, L., Gaparotto, L. Förster, B. Et al. 1998b. The role of soil fauna and litter decomposition in primary forests, secondary forests and polyculture plantation in Amazonia (SHIFT Project Env 52): Methodological considerations. *Proceedings of the Third SHIFT-Workshop, Manaus, March 15-19*. BMBF, Bonn Germany, pp. 471-481.
- Britez, R.M., Reissmann, C.B., Silva, S.M., and Santos Filho, A. 1992. Deposição estacional de serapilheira e macronutrientes em uma floresta de araucária, São Mateus do Sul, Paraná. 2º Congresso Nacional sobre essências nativas. *Anais: 766-772*.
- Brun, E.J., Vaccaro, S., Schumacher, M.V. 1999. Produção de serapilheira e devolução de nutrientes em três fases sucessionais de uma Floresta Estacional Decidual no município de Santa Tereza – RS. In: *Simpósio sobre fertilização e nutrição florestal*. Piracicaba. *Anais... Piracicaba: IPEF-ESALQ/USP*. 1999. p. 348-364.
- Cuevas, E., and Medina, E. 1988. Nutrient dynamics within amazonian forests. II. Fine root growth, nutrient availability and leaf litter decomposition. *Oecologia* 76: 222-235.
- Custodio Filho A., Corrêa Franco, G.A.D., Poggiani, F., Dias, A. 1996 Produção de serrapilheira e o retorno de macronutrientes em floresta pluvial atlântica - estação biológica de boraceia (São Paulo - Brasil). *Rev. Inst. Flor.*, São Paulo. 8(1): 1-16.
- Domingos, M. et al. 1990. Produção de serapilheira na floresta da Reserva Biológica de Paranapiacaba, sujeita aos poluentes atmosféricos de Cubatão. *Hoehnea*, São Paulo, 17 (1): 47-58. In: Custodio Filho A., et al. 1996 Produção de serrapilheira e o retorno de macronutrientes em floresta pluvial atlântica - estação biológica de boraceia (São Paulo - Brasil). *Rev. Inst. Flor.*, São Paulo. 8(1): 1-16.
- Ebner, M. 2005. Entwicklung eines Monitoringverfahrens auf pollenanalytischer Basis zur Charakterisierung ökologischer Einheiten im Bereich der südbrasilianischen Mata Atlântica und Rekonstruktion der Vegetationsgeschichte des Pró-Mata Gebietes. *Dissertation*. Geowissenschaftliche Fakultät, Universität Tübingen.
- Elementar Analysensysteme GmbH. 1997. *Bedienungsanleitung vario EL*. p. 1-13.
- Fernandes, A.V., and Backes, A. 1998. Produtividade primária em floresta com *Araucaria angustifolia* no Rio Grande do Sul. *Iheringia, Série Bôtanica*. 51(1): 63-78.
- Fernandes, R.R., Moreira, E.A., and Obdulio Goms, M. 1991. Monoterpenes of essential oils from shoots and leaves of *Araucaria angustifolia*. *Acta Biol. Par.*, Curitiba. 20(1,2,3,4) : 125-133.

- Floss, P.A., Caldato, S.L., and Bohner, J.A.M. (1999). Produção e decomposição de serrapilheira na floresta ombrófila mista da Reserva Florestal da Epagri/Embrapa de Caçador, SC. *Agrop. Catarinense*, 12(2), 19-22.
- Gama-Rodrigues, A.C., Barros, N.F, and Santos, M.L. 2003. Decomposition and nutrient release from leaf litter in pure and mixed stands of native tree species in southeastern Bahia State, Brazil. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*. 27(6) : 1021-1031.
- Haag, R. 2002. Der Humusvorrat als Basisindikator für den Grad der Bodendegradation in anthropogen veränderten Araukarienwäldern in Rio Grande do Sul (Südbrasilien). Diplomarbeit an der Fakultät für Bodenkunde, Geografisches Institut, Ruhr Universität Bochum.
- Hinkel, R. Panitz, C.M.N. 1992. estudo comparativo da produção de serrapilheira entre uma floresta implantada de *Pinus elliottii* no Rio Vermelho e na floresta mista (Mata Atlântica) na Lagoa da Conceição, Florianópolis, SC. 1992.Resumos... Rio de Janeiro, instituto de Biologia, UFRJ. P. 116.
- Hirobe, M., Sabang, J.,Bhatta, B.K., Takeda, H. 2004. leaf-litter decomposition of 15 tree species in a lowland tropical rain forest in Sarawak: decomposition rates and initial litter chemistry. *J. For. Res.* 9: 341-346.
- Höfer, H, Martius, C., Hanagarth, W. et al. 2000. Soil fauna and litter decomposition in primary and secondary forests and a mixed culture system in Amazonia. SHIFT Project ENV 52, Final Report. BMBF, Bonn, Germany.
- Höfer, H, Hanagarth, W., Garcia, M. et al. 2001. Structure and function of the soil fauna in Amazonian anthropogenic and natural ecosystems. *Eur. J. Soil. Biol.* 37 : 229-235.
- Höfer, H, Martius, C., Luizão, F. et al. 2004. Macrofauna determines decomposition rates in Amazonian anthropogenic and natural ecosystems. Submitted.
- Huang, J.H., Han, X.G., and Chen, L.Z. (1998). Studies on litter decomposition processes in a temperate forest ecosystem. I. Change of organic matter in oak (*Quercus liaotungensis* Koidz.) twigs. *Ecological Research*, 13, 163-170.
- IBAMA. 2002. GEO Brasil – Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil / organizado por Tereza Christina Carvalho Santos e João Batista Drummond Câmara. – Brasília: Edições IBAMA. 2002. 400p.
- Kimmins, J. P. 1997. *Forest Ecology – A foundation for sustainable management*. The University of British Columbia, prentice Hall, New Jersey 2nd Ed. 596pp.
- Köhler, A. 2001. Blütenbesuch an Gehölzen im Araukarienwald. Fallstudie Pró-Mata, Rio Grande do Sul, Brasilien. Dissertation. Biologische Fakultät, Universität Tübingen.
- Kreidler, D. 2003 Gehalte und Muster von Terpenen in Koniferen der Familie Araucariaceae. Diplomarbeit im Fach Chemie, Universität Ulm.
- Kurzatkowski, D., Martius, C., Höfer, H., Garcia, M., Förster, B., et al. (2004). Litter decomposition, microbial biomass and activity of soil organisms in three agroforestry sites in central Amazonia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 69, 257-267.
- Leite, P.F. 2002. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do Sul do Brasil. *Ciência e Ambiente*. 24: 51-54.
- Liu, C., Westman, C.J., Berg, B.,Kutsch, W., Wang, G.Z., man, R., and Ilvesniemi, H. 2004. variation in litterfall-climate relationships between coniferous and broadleaf forests in Eurasia. *Global Ecol. Biogeogr.* 13: 105-114.
- Madge, D.S. (1965). Leaf fall and litter disappearance in a tropical forest. *Pedobiologia*. 5: 273-288. In: F.B. Golley, J.T. McGinnis, R.G. Clements, G.I. Child, and J. Duever (Eds.), (1978), *Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida* (256pp.). São Paulo: EPU: Ed. da Universidade de São Paulo.
- Martius, C., Höfer, H., Garcia, M.V.B., Römbke, J., and Hanagarth, W. 2004. Litter fall, litter stocks and decomposition rates in rainforest and agroforestry sites in central Amazonia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Netherlands. 68: 137-154.

- Meentemeyer, V. 1978. Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology*, 59: 465-472.
- Mello, R., and Porto, M.L. 1997. Produção de serrapilheira em duas florestas subtropicais no Sul do Brasil. *Iheringia, Sér. Bot.*, Porto Alegre. 49: 63-85.
- Mello, R., and Schüssler, G. 2005. *Physikalische Struktur des Baumbestandes und Phytosoziologische Bestandsaufnahme von Pró-Mata*. Unpublished.
- Moreno, J.A. 1961. *O clima do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura. 42pp.
- Mueller-Dombois, D. And Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Willey & Sons, New York, 547p.
- O'Connell, A.M. 1990. Microbial decomposition (respiration) of litter in eucalypt forest of south-western Australia: an empirical model based on laboratory incubations. *Soil Biol. Biochem.* 22: 153-160.
- Olson, J.S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*. 44 (2): 322-331.
- Ovington, J.D. 1961. Some aspects of energy flow in plantations of *Pinus sylvestris*. *Ann.Bot.* 25: 12-20.
- Pagano, S.N. 1989. Produção de folhedeo em mata mesófila semidecídua no município de Pinhal Grande, RS. *Ciclo de Atualização Florestal Cone Sul*: 177-181.
- Powlson, D. 2005. Climatology: Will soil amplify climate change? *Nature*, 433: 204-205.
- Ruge, S., and Villwock, J.A. (2002). *Pró-Araucaria – Waldforschung in Süd-Brasilien*. *DerWald* 22, 1156-1152.
- Sampaio, E.V.S.B., Dall'Olio, A., Nunes, K.S. , and Lemos, E.E.P. 1993. A model of litterfall, litter layer losses and mass transfer in a humid tropical forest at Pernambuco, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge. 3: 291-301.
- Sanquetta, C.R., Watzlawick, L.F., Balbinot, R., Ziliotto, M.A.B., and Dos Santos Gomes, F (Eds.). 2002. *As florestas e o carbono*. Imprensa Universitária da UFPR: Curitiba, Brasil: 2002. 256p
- SAS, Version 6.1, SAS Institute Inc., Cary, USA.
- Schuur, E.A.G. (2001). The effect of water on decomposition dynamics in mesic to wet Hawaiian montane forests. *Ecosystems*, 4, 259-273.
- Silver, W.L. (1999). The potential effects of elevated CO₂ and climate change on tropical forest soils and biogeochemical cycling. *Climatic Change*, 39, 337-361.
- Smith, C.K., Gholz, H.L., and de Assis Oliveira, F. (1998). Fine litter chemistry, early-stage decay, and nitrogen dynamics under plantations and primary forest in lowland Amazonia. *Soil Biol. Biochem.*, 20(14), 2159-2169.
- SPSS. 1999. *SPSS for Windows, Release 10.0.1 Standard Version*. SPSS Inc. 1999
- Sundarapandian, S.M., and Swamy, P.S. 1999. Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in Western Ghats, India. *For. Ecol. Manage.* 123: 231-244.
- Takeda, H. 1998. Decomposition processes of litter along a latitudinal gradient. In: Sassa, K. (ed) *Environmental forest Science*. Kluwer Academic, London, pp 197-206.
- Tedesco, M.J., Gianello, C., Bissani, C.A. et al. 1995. *Análises de solo, plantas e outros materiais*. 2nd ed. *Boletim Técnico de Solos 5*. Faculdade de Agronomia-UFRGS. Porto Alegre, Brasil.
- Tienne, L., Gradiski Neves, L., and Valcarcel, R. 2002. Litter production in different biological measures for the reclamation of degraded area in the ilha da madeira, Itaguaí, rio de Janeiro, Brazil. *Rev. Univ. Rural, Sér. Ciên. Da Vida*. 22(2): 169-173.
- Tristão Borém, A.R., and Pessoa Ramos, D. 2002. Variação estacional e topográfica de nutrientes na serapilheira de um fragmento de Mata Atlântica. *CERNE* 8(2): 42-59.
- Vitousek, P.M. 1984. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology* 65: 285-298.

- Waring, R.H., and Schlesinger, W.H. 1985. Forest ecosystems: Concepts and management. London: Academic press. 338p.
- Wilcke, W., Hess, T., Bengel, C. Et al. 2005. Coars woody debris in a montane forest in Ecuador: mass, C and nutrient stock, and turnover. *Forest Ecology and Management* 205: 139-147.

G. ZUSAMMENFASSUNG

I. Zusammenfassung

Einst bedeckte die Mata Atlântica mehr als 1 Million km² entlang der brasilianischen Küste. Heute steht sie an vierter Stelle im Ranking der weltweit artenreichsten und am stärksten bedrohten *hot spots* (IBAMA 2002). Im Bereich der südlichen Mata Atlântica dominieren montane Regenwälder, darunter die auf dem Pró-Mata-Gelände vorkommenden Araukarienwälder und die benachbarten immergrünen Hangwälder. Für die gesamten Tropen ist diese unmittelbare Nachbarschaft der nach der Konifere *Araucaria angustifolia* benannten Araukarienwälder mit den tropischen Laubwäldern eine einmalige ökologische Situation. Neben der zentralen Rolle der tropischen Regenwälder bei der CO₂-Reduzierung in der Atmosphäre gaben die starke Gefährdung und der Artenreichtum dieser Ökosysteme ausreichend Anlass für die Initiierung erster Schutz- und Wiederaufforstungsprogramme. Darunter die von der Universität Tübingen mit deutschen und brasilianischen Partnerhochschulen konzipierten BMBF-DLR 01LT0011/7 und IB/DLR-FAPERGS 99/2006.3 Projekte zur naturnahen Wiederbewaldung und der nachhaltigen agroforst-wirtschaftlichen Nutzung des südbrasilianischen Araukarienwaldes.

Als Teil dieser Großprojekte wurde in dieser Doktorarbeit die Streudynamik in den Araukarienwäldern des Pró-Mata-Schutzgebietes untersucht. Unabhängig von den bereits bestehenden Projekten wurde die Streudynamik zeitgleich an benachbarten Standorten des immergrünen Hangwaldes und in einer Übergangszone ermittelt. Hierbei handelt es sich um die erste Vergleichsstudie dieser beiden Waldökosysteme überhaupt. Mit den Untersuchungen der Streuproduktion, der Streuauflage, der Verweildauer der Streu auf dem Waldboden und des Streuabbaus wurden in dieser Doktorarbeit alle zentralen Prozesse der Streudynamik berücksichtigt. Daneben wurden zahlreiche, die Streu-Dynamik beeinflussende Faktoren, wie Klima, Bodeneigenschaften und C/N-Verhältnis untersucht und mit den einzelnen Abschnitten in der Streu-Dynamik korreliert.

Die Streuproduktion unterschied sich nicht signifikant zwischen den hier untersuchten Wäldern und folgte einem saisonalen Muster, mit der höchsten Produktion im Sommer. Der Mittelwert des Streuaufkommens entsprach mit etwa 780 g/m²/Jahr den in der Literatur angetroffenen Werten für tropische und subtropische Regenwälder. Außerdem wurde eine wechselseitige Abhängigkeit der Streuproduktion und der Verfügbarkeit einiger Makro-Nährstoffe, sowie dem Anteil an austauschbarem Aluminium im Boden nachgewiesen.

Auch die Mächtigkeit der Streuauflage entsprach mit circa 820 g/m² weitgehend der für tropische und subtropische Standorte bekannten Menge an am Waldboden akkumulierter Streu, wobei sie an Standorten mit Araukarien-Vorkommen teilweise signifikant mächtiger war. Bezüglich der Faktoren, welche die Dicke der Streuauflage beeinflussen, konnte vor allem ein direkter Zusammenhang mit der Verfügbarkeit an Phosphor nachgewiesen werden.

In den Wäldern Pró-Matas betrug die Verweildauer der Streu auf dem Waldboden etwas mehr als ein Jahr. Dies bedeutet, dass sich die Wälder trotz der nährstoffarmen und sauren Böden in einem stabilen Zustand befinden und innerhalb kürzester Zeit wertvolle Nährstoffe biorecyclt werden, die dadurch erneut für den Stoffwechsel der dort wachsenden Pflanzen zur Verfügung stehen.

Der Streuabbau im Untersuchungsgebiet wird ebenfalls durch den sehr sauren Boden bestimmt. So übernimmt dort die pH-empfindliche Meso- und Makrofauna keine zentrale Rolle beim Streuabbau.

Die Zuordnung der Untersuchungsflächen zu den Waldökosystemen, die hauptsächlich auf der Präsenz von *Araucaria angustifolia* beruhte, wurde anhand der Vergleiche der einzelnen Abschnitte der Streu-Dynamik Prozesse nicht bestätigt. Hingegen weist der Vergleich zwischen definierten Gruppen von Pflanzengesellschaften auf eine verzögernde Wirkung der Abbau-Prozesse durch die Präsenz von Araukarienmaterial hin. Dies kann vermutlich durch den hohen Terpenegehalt des Araukarienmaterials erklärt werden.

Da die Streudynamik maßgeblich für den Nährstoffhaushalt und die Bodenfruchtbarkeit ist, stellen die hier gesammelten Ergebnisse eine wichtige Grundlage für künftige Wiederaufforstungsprojekte und ein nachhaltiges Waldmanagement im Bereich der südlichen Mata Atlântica dar. Daneben führte die Vergleichsstudie zu wichtigen neuen Erkenntnissen. Die nahezu identischen Werte für alle Abschnitte der Streu-Dynamik-Prozesse im gesamten Untersuchungsgebiet lassen die Existenz eines Ökoton vermuten. Als Folge der vor allem am Plateaurand auftretenden höheren Niederschläge wird das Vordringen von typischen Elementen der immergrünen Hangwälder begünstigt. Daneben wiesen weitere Studien bereits auf den Pioniercharakter von *Araucaria angustifolia* hin, die offensichtlich im schattigen Unterwuchs nicht konkurrenzfähig ist. Daher können sich stark exploitierte Bestände nicht überall regenerieren.

II. Resumo

Originalmente a Mata Atlântica cobria mais que um milhão km² ao longo da costa brasileira, todavia, hoje ela ocupa a quarta posição no *ranking* dos *hot spots* de biodiversidade da UNESCO. Na porção sul da Mata Atlântica dominam as florestas montanas, entre elas as florestas com Araucária em contato direto com florestas decíduais. Esta vizinhança natural entre uma floresta dominada por coníferas, neste caso *Araucaria angustifolia*, e uma floresta decidual, representa uma situação ecológica única para toda a região tropical, e também está presente na área do Pró-Mata. Além da função central das florestas tropicais no seqüestro de carbono da atmosfera, a ameaça e a alta biodiversidade deram iniciativa aos primeiros projetos de conservação e reflorestamento. Entre eles podem ser destacados os projetos BMBF-DLR 01LT0011/7 e IB/DLR-FAPERGS 99/2006.3, concebidos pela Universidade de Tübingen (Alemanha) em parceria com Instituições alemãs e brasileiras. Nestes programas, são avaliados processos de reflorestamento natural com vistas ao uso agroflorestal/econômico sustentável das florestas com Araucárias sul-brasileiras.

Integrado a estes projetos, no presente trabalho, estudou-se a dinâmica de serrapilheira nas florestas com Araucárias da área do Pró-Mata. Concomitantemente, avaliou-se a dinâmica de serrapilheira nas florestas decíduais vizinhadas e em uma zona de transição. Este trabalho representa o primeiro estudo comparativo entre estes dois ecossistemas florestais. Os fatores analisados foram as quatro etapas envolvidas na dinâmica da serrapilheira, ou seja, produção, acúmulo, tempo de residência e decomposição. Além disso, foram estudados e correlacionados a cada etapa fatores que podem influenciar a dinâmica da serrapilheira, como clima, características do solo e relação C/N.

A comparação entre as diferentes áreas, não demonstrou uma diferença significativa na produção de serrapilheira e revelou um padrão sazonal, com maior produção durante o verão. O valor médio da serrapilheira produzida foi cerca de 780 g/m²/ano e correspondeu aos valores definidos para outras florestas tropicais e subtropicais. Observou-se ainda uma influência recíproca entre a produção de serrapilheira e a disponibilidade de macro-nutrientes, bem como a concentração de alumínio trocável no solo.

A quantidade média de serrapilheira estocada nas florestas foi cerca de 820 g/m² e também correspondeu ao padrão encontrado para florestas tropicais e subtropicais na literatura. O estoque de serrapilheira foi maior no grupo florístico com presença de *Araucaria angustifolia*. Em relação aos fatores que influenciam a acumulação de serrapilheira, revela-se uma relação direta com a disponibilidade de fósforo no solo.

Nas florestas do Pró-Mata o tempo de residência da serrapilheira foi pouco mais que um ano. Isto significa que, apesar dos solos ácidos e pobres em nutrientes, as florestas se encontram num estado estável, e que, dentro de um curto período de tempo, os nutrientes são bio-recicladados, ficando novamente disponíveis para o metabolismo da vegetação abundante.

A decomposição de serrapilheira também foi influenciada pela alta acidez do solo. Assim, a meso e a macrofauna, sensível ao pH ácido, não ocupou uma função central na decomposição.

O assinalamento das áreas de estudo para os ecossistemas florestais, que principalmente foi baseada na abundância de *Araucaria angustifolia*, não foi confirmado pelas comparações das etapas de dinâmica da serrapilheira. Porém, a comparação entre os grupos florísticos definidos indica um efeito de retardo na decomposição, causado pela presença de material de Araucária. Este fato pode ser explicado, provavelmente, pela alta quantidade de terpenos no material das Araucárias.

Como a dinâmica de serrapilheira é decisiva para a disponibilidade de nutrientes e a fertilidade do solo, os resultados deste trabalho constituem uma base importante para futuros projetos de reflorestamento e um manejo sustentável na região sul da Mata Atlântica. O estudo comparativo revela dados inéditos e importantes. Os valores quase idênticos para todas as etapas do processo da dinâmica de serrapilheira em toda área estudada indicam a existência de um ecótono. Como consequência da alta pluviosidade, especialmente próximo à borda do planalto, a invasão de elementos típicos das florestas decíduais das encostas fica favorecido. Entretanto, outros estudos reportam um caráter pioneiro da *Araucaria angustifolia*, a qual não é capaz de concorrer na sombra da vegetação da submata. Por esta razão, florestas onde as Araucárias foram muito exploradas, não são capazes de se regenerar de forma eficiente.

III. Summary

The Mata Atlântica once covered more than 1 Million km² along the Brazilian coast. Today, the Mata Atlântica occupies the 4th position within the ranking of the worldwide most biodiverse and threatened *hot spots* (IBAMA 2002). In the southern extension of the Mata Atlântica, montane rainforests are dominating, and among them the Araucaria forests and the neighbouring evergreen slope forests, present at the Pró-Mata area. This direct neighbourhood of the Araucaria forests, comprising the conifer *Araucaria angustifolia*, and the tropical deciduous forests, represents an unique ecological situation for the whole tropics. The central role of the tropical rain forests as atmospheric CO₂ sink and the endangered biodiversity gave rise to the initiation of first conservation and reforestation projects. Among those, the projects BMBF-DLR 01LT0011/7 and IB/DLR-FAPERGS 99/2006.3 planned by the University of Tübingen with other German and Brazilian institutions, for a natural reforestation and sustainable agroforestral-economic use of the South Brazilian Araucaria forests.

In this doctoral thesis, the litter dynamics in the Araucaria forests of the Pró-Mata reserve were studied, as part of these main projects. Further on, the litter dynamics were studied simultaneously in the neighbouring deciduous forests and at one transition site of both forest types. Actually, this approach represents the first comparative study about these forest ecosystems. Including the description of litter production, stock, residence time and decomposition, all main processes of the litter dynamics were considered. Additionally, some influencing factors, such as climate, soil properties and C/N-ratio were studied and correlated with each step in the litter dynamic process.

Litter production did not differ significantly between the here studied forests and followed a seasonal pattern, with highest production during summer. The average litter deposition of circa 780 g/m²/year, was laying within the range of values found for other tropical and subtropical rain forests found in the literature. Also, a reciprocal relationship of the litter production and the availability of some macro-nutrients, and the percentage of exchangeable aluminium in the soil, was detected.

The average quantity of litter stocked at the forest floor was about 820 g/m² and corresponded also to the amounts found for tropical and subtropical stands. However, at the sites with presence of *Araucaria angustifolia* more litter was stocked at the forest floor as at the sites without Araucaria trees. Regarding the influencing factors, a conspicuous relation between the amount of litter stocked at the forest floor and the availability of phosphor was detected.

The residence time for the litter at the forest floor was a little longer than one year. This means, that, despite the nutrient poor and acid soils, the forests of the Pró-Mata area are in a steady state, and within a short time period the nutrients become available again for the metabolism of the present vegetation.

The litter decomposition was also determined by the highly acid soil. Thus, the pH-sensible meso- and macrofauna did not play a central role in the decomposition process.

The assignment of the study sites to the forest ecosystems, mainly based on the presence of *Araucaria angustifolia* trees, was not confirmed by the comparison of the different steps in the litter dynamic process. However, the comparison among defined groups of arboreal communities indicated a retardation of the decomposition process due to the presence of *Araucaria* material. This might be due to the high contents of terpenes in the *Araucaria* litter.

According to the decisive role of the litter dynamics for the nutrient availability and soil fertility, the results of this thesis represent an important basis for future reforestation projects and a sustainable forest management in the region of the southern Mata Atlântica. In addition, important knowledge was obtained by the comparative study of the two forest ecosystems. The nearly identical values in all steps of the litter dynamic process for the whole study area indicated the existence of an ecotone. As consequence of the higher precipitation, especially at the plateau border, the invasion of typical elements of the deciduous forests is favoured. Other studies already reported on the pioneer character of *Araucaria angustifolia*, which seem not to be competitive in the shade of the understory vegetation. Therefore, strongly exploited *Araucaria* stands are not able to regenerate everywhere.

LEBENS LAUF UND AUSBILDUNGSGANG



Persönliche Daten

Simone Annette Martina Schromm

05.01.1975 geboren in Bopfingen/

Ostalbkreis, Baden-Württemberg

Ausbildungsweg und Schule

Schule

1981 - 1985	Grundschule Ziplingen / Unterschneidheim
1985 - 1992	Ostalb-Gymnasium Bopfingen
1992 - 1994	Schloßgymnasium Künzelsau (Abitur 07/1994)

Studium und Beruf

10/1994 - 07/1997	Studium der Biologie an der Albert Einstein Universität Ulm
07/1997 – 12/2001	Fortsetzung des Studiums an der Eberhard-Karls-Universität Tübingen. Mündliche Diplom-Prüfung Biologie
02/1999 - 12/1999	Austausch-Studienjahr in Ribeirão Preto, SP, Brasilien im Rahmen des DAAD-IAS-Programms
04/2001 – 12/2001	Diplomarbeit „ <i>Fresh water mussel larvae suffer from metal ions: development of a glochidia bioassay</i> “ am Zoologischen Institut bei Prof. Dr. W. Engels, in Zusammenarbeit mit der Universität São Paulo, Brasilien unter Mitbetreuung von Prof. Dr. W.E.P. Avelar.
08/2001- 02/2002	Volontariat im Ministerium für Wissenschaft, Forschung und Kunst, BW.
04/2002 – 01/2006	Promotionsstudium mit dem Titel „ <i>Vergleich der Streu-Dynamik in Araukarien- und Laubwäldern der Pró-Mata Forschungsstation – Fallstudie zu subtropischen montanen Regenwäldern der Mata Atlântica, am Beispiel der Serra Geral, Rio Grande do Sul, Brasilien</i> “ bei Prof. em. Dr. Prof. h.c. Wolf Engels, an der Eberhard-Karls-Universität Tübingen. Die Arbeit erfolgte in Kooperation mit der Päpstlich Katholischen Universität von Rio Grande do Sul (PUCRS), Brasilien unter Mitbetreuung von Prof. Dr. Arno Antônio Lise und Mr.Sc. Ricardo Mello. Gefördert durch die Friedrich-Ebert Stiftung Deutschland

Kongresse und Veröffentlichungen

- 2001** Teilnahme an der Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie in Basel, Schweiz, mit einem Posterbeitrag und Veröffentlichung: Schromm, S.A.M. et al. 2001. Freshwater biomonitoring: parasitic larval stages of mussels suffer from metal ions. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie. Band 31. Basel 2001
- 2003** Teilnahme am Internationalen Ökologie Kongress Brasiliens, mit einem Posterbeitrag und Veröffentlichung: Schromm S. et al. 2003. Recycling of *Araucaria angustifolia* leaf litter and branches in an south Brazilian rain forest. pp640 in: C759 Congresso de ecologia do Brasil- 6., 2003, Fortaleza. Anais de Trabalhos completos. Editora da Universidade Federal do Ceará, 2003. 646p. ISBN 859039541-3
- 2005** Teilnahme am Internationalen Umwelt Seminar: Bildung, Schutz, Wissenschaft und Technik, in São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, Brasilien, mit einem Fachvortrag über den Stoffumsatz im Araukarienwald

Mitgliedschaften

- seit 2000** Mitglied in der Society of Environmental Toxicology and Chemistry (Setac)
- seit 2001** Mitglied in der Gesellschaft für Ökologie