Masterarbeit

Titel der Masterarbeit

„Baumwachstum und Kohlenstoffsequestrierung auf einer Wiederbewaldungsfläche in Costa Rica“

eingereicht von

Evelyn Roswitha Maria Ersthofer

angestrebter akademischer Grad

Diplom-Ingenieurin (Dipl.-Ing.)

Wien, 2021

Universität für Bodenkultur

Department für integrative Biologie und Biodiversitätsforschung

Institut für Botanik

betreut von

Univ.Prof. Mag. Dr. Peter Hietz

Inhaltsverzeichnis

Danksagung ... 1

Abstract ... 2

Zusammenfassung ... 3

1. Einleitung ... 4
   1.1. Allgemeine Bedeutung von Wäldern ... 4
   1.2. Waldverlust und globaler Wald-Entwicklungstrend ... 5
   1.3. C-Bilanz und Klima ... 6
   1.4. Biodiversität und Wiederbewaldung ... 7
   1.5. Funktionelle Merkmale ... 8
   1.6. Biologische Korridore - COBIGA ... 10
   1.7. Forschungsinhalt ... 13
2. Methodik ... 14
   2.1. Geografie und Klima ... 14
   2.2. Untersuchungsfläche ... 16
   2.3. Datenerhebung und -analyse ... 21
      2.3.1. Brusthöhendurchmesser (BHD) ... 21
      2.3.2. Funktionelle Merkmale ... 22
      2.3.3. Lianenbewuchs und Fertilität ... 25
      2.3.4. Datenauswertung und statistische Analyse ... 26
3. Ergebnisse ... 27
   3.1. Wachstumsentwicklung ... 27
   3.2. Wachstum in Abhängigkeit funktioneller Merkmale ... 35
   3.3. Biomasse und C-Sequestrierung ... 41
   3.4. Verteilung von Lianen ... 44
4. Diskussion ... 47
   4.1. Wachstumsentwicklung ... 47
   4.2. Wachstum in Abhängigkeit funktioneller Merkmale ... 48
   4.3. Biomasse und C-Sequestrierung ... 49
   4.4. Verteilung von Lianen ... 51
   4.5. Bewertung Projekt Finca Amable ... 51

Literaturverzeichnis 53

Abbildungsverzeichnis 62

Tabellenverzeichnis 64

Abkürzungen 65

Anhang.....66

Eidesstattliche Erklärung 70

Danksagung

Ein großer Dank gilt Professor Peter Hietz, der stets für Fragen erreichbar war und mich sowohl fachlich als auch technisch unterstützte. In schwierigen Phasen zeigte er Verständnis und Geduld. Bei meiner Kollegin und Freundin Hannah Böhmer bedanke ich mich für die tatkräftige Unterstützung bei der Datenerhebung im Feld sowie für den emotionalen Beistand im weiteren Prozess. Auch Norbert Elek, Carola Egger und Lennart Weinhagen danke ich für die Hilfe bei der Arbeit im Feld. Der Universität für Bodenkultur Wien und dem COBIGA-Projekt danke ich für die Stipendien, die mir den Aufenthalt an der Tropenstation La Gamba finanziell ermöglichten. Meinen Eltern bin ich sehr dankbar, dass sie mich in der Zeit des Schaffens mit offenen Armen bei sich aufnahmen. In meinem Elternhaus hatte ich genug Zeit und Möglichkeiten für produktive Phasen sowie für Phasen der Erholung. Meinem Onkel Michael Wachter möchte ich ebenfalls herzlichst für seine Unterstützung danken. Jörg Ruzicka danke ich vielmals, dass er mich in einigen Fragen zur Anwendung des Statistikprogramms R beriet und mich bei auftretenden Zweifeln liebevoll aufmunterte und bestärkte. Ein großes Dankeschön geht auch an Josef Brückl der mir half, trotz wiederkehrender Blockaden, den nötigen Fokus immer wieder zu finden und weiterzumachen.

Abstract

There are numerous reasons to establish new afforestation areas. The objectives can be both economic and ecological in nature. These include production of goods, carbon storage and thus climate protection, prevention of soil erosion, as well as the preservation or reconstruction of functional biodiversity and the support of the biotope network. However, production and conservation targets can also be combined. Therefore, depending on the objectives set for the afforested area, variable tree species and species combinations will be selected to ensure success. This study specifically addresses tree growth in a reforestation area in Costa Rica, whose objectives include biodiversity conservation, biological corridor development, and carbon sequestration. The aim of this work is to select tree species based on their growth rates for the respective purposes of future reforestation areas and thus to prevent temporal and economic losses in order to ensure higher chances of success. The diameter of 4700 trees from 183 species was measured and the cover by lianas was assessed. For 46 species the functional traits wood density, leaf nitrogen content, leaf dry matter content and the specific leaf area were recorded. For multi-stemmed trees, corrections for the correlation between diameter at breast height and biomass were tested. Functional traits, biomass, carbon sequestration and liana growth were associated with growth. The examination of relationships between functional traits and growth rates should show whether a selection process for the species is also useful based on their functional trait values. The growth rates of the species differed greatly. While *Inga oerstediana, Inga sp., Luehea seemannii* and *Anacardium excelsum* grew very quickly, *Abarema adenophora, Andira inermis, Aspidosperma spruceanum, Brosimum utile* and *Minquartia guianensis* grew particularly slowly. Growth rates decreased with increasing wood density, while for other functional traits no connection with tree growth could be determined. Liana growth, on the other hand, showed a connection with tree growth. Smaller and therefore slower-growing species were more often overgrown by lianas than fast-growing species. Biomass of trees has increased from year to year.

Zusammenfassung

Es gibt zahlreiche Gründe, neue Aufforstungsgebiete zu schaffen. Die Ziele können wirtschaftlicher Natur sein und die Produktion von Gütern ermöglichen, die als Kohlenstoffspeicher und damit dem Klimaschutz dienen, der Bodenerosion entgegenwirken oder auch den Erhalt oder Wiederaufbau der funktionalen Biodiversität und den Biotopverbund fördern. Produktions- und Erhaltungsziele können jedoch auch kombiniert werden. Abhängig von den für das aufgeforstete Gebiet festgelegten Zielen werden daher entsprechende Baumarten und Artkombinationen ausgewählt, um den Erfolg sicherzustellen. Diese Studie befasst sich speziell mit dem Baumwachstum in einem Wiederaufforstungsgebiet in Costa Rica, zu dessen Zielen der Erhalt der biologischen Vielfalt, die Erschließung eines biologischen Korridors und Kohlenstoffbindung zählen. Die Arbeit soll dazu dienen, Baumarten anhand ihrer Wachstumsraten für die jeweiligen Zwecke zukünftiger Aufforstungsflächen gezielter auszuwählen und dadurch zeitlichen und wirtschaftlichen Einbußen vorzubeugen, um höhere Erfolgschancen zu sichern. Von 4700 Bäumen aus 183 Arten wurde jeweils der Durchmesser gemessen und die Intensität des Lianenbewuchses erhoben. Von 46 Arten wurden die funktionellen Merkmale Holzdichte, Blattstickstoffgehalt, Blatttrockenmassegehalt und spezifische Blattfläche erhoben. Funktionelle Merkmale, Biomasse, Kohlenstoffbindung und Lianenbewuchs wurden mit dem Wachstum in Zusammenhang gebracht. Die Untersuchung von Zusammenhängen zwischen funktionellen Merkmalen und Wachstumsraten sollen zeigen, ob ein Auswahlverfahren der Arten auch anhand ihrer funktionellen Merkmalswerte sinnvoll ist. Es wird eine Variante aufgezeigt, Wachstumsraten anhand eines theoretischen BHD auch von mehrstämmigen Bäumen gut berechnen zu können. Die Wachstumsraten der Arten unterscheiden sich stark. Während *Inga oerstediana*, *Inga sp.*, *Luehea seemannii* und *Anacardium excelsum* ein sehr schnelles Wachstum hatten, wuchsen *Abarema adenophora, Andira inermis, Aspidosperma spruceanum, Brosimum utile* und *Minquartia guianensis* besonders langsam. Die Wachstumsraten sinken mit steigender Holzdichte, während bei anderen funktionellen Merkmalen kein Zusammenhang mit dem Baumwachstum festgestellt werden konnte. Der Lianenbewuchs hingegen zeigte einen Zusammenhang mit dem Baumwachstum. Kleinere, und somit langsamer wachsende Arten, waren häufiger von Lianen bewachsen als schnell wachsende Arten. Die Biomasse der Bäume hat sich von Jahr zu Jahr weiter erhöht.

1. Einleitung

1.1. Allgemeine Bedeutung von Wäldern

Wälder sind für die Menschheit eine wichtige Lebens- und Versorgungsgrundlage. Ihre Leistungen für das menschliche Wohl sind sehr umfangreich und von großer Bedeutung. Wälder stellen wichtige Ressourcen wie Bauholz und Brennholz bereit und haben eine maßgebliche Bedeutung für Boden- und Wasserschutz, sowie für die Bewahrung einer intakten Atmosphäre und der Biodiversität von Flora und Fauna. Sie erfüllen langfristig wichtige Ökosystemleistungen wie beispielsweise saubere Luft, Wasseraufbereitung, Erosionsschutz, biologische Vielfalt, Ernährungsgrundlagen, und Kohlenstoffbindung (FAO 2015, Lamb et al. 2005). Änderungen in der Waldbedeckung wirken sich auf die Bereitstellung dieser Leistungen aus (Hansen et.al. 2013). Wirtschaftliche Verluste können mit Boden- und Wasserschutz durch Wälder und Bäume verringert werden (Miura et al. 2015). Demnach ist es für die menschlichen Grundbedürfnisse unerlässlich, all diese genannten Funktionen durch den Schutz von Wäldern und durch Wiederbewaldung zu erhalten bzw. wiederherzustellen (Keating 1993). Eine Sicherung entsprechender Waldressourcen durch eine angemessene nachhaltige Entwicklung kann auch zukünftigen Generationen diese wirtschaftlichen und ökologischen Funktionen bieten (FAO 2015).

In tropisch feuchten Klimazonen können Bäume besonders schnell wachsen und so mit dem Zuwachs ihrer Biomasse in kurzer Zeit eine große Menge Kohlenstoff speichern. Daher sind gezielte Wiederaufforstung und natürliche Regeneration von tropischen Regenwäldern eine wichtige Strategie gegen den Klimawandel. Die tropischen Regenwälder der Erde erstrecken sich entlang des Äquators und sind vor allem zwischen dem nördlichen und dem südlichen Wendekreis verbreitet. Laut FAO (Food and Agriculture Organisation of the United Nations) bedecken die tropischen Regenwälder in Afrika ca. 340 Millionen ha, in Asien ca. 220 Millionen ha und in Mittel- und Südamerika ca. 750 Millionen ha (FAO 2020), die insgesamt etwa eine Bedeckung der Erde mit tropischen Regenwäldern von 1.3 Milliarden ha ergeben.

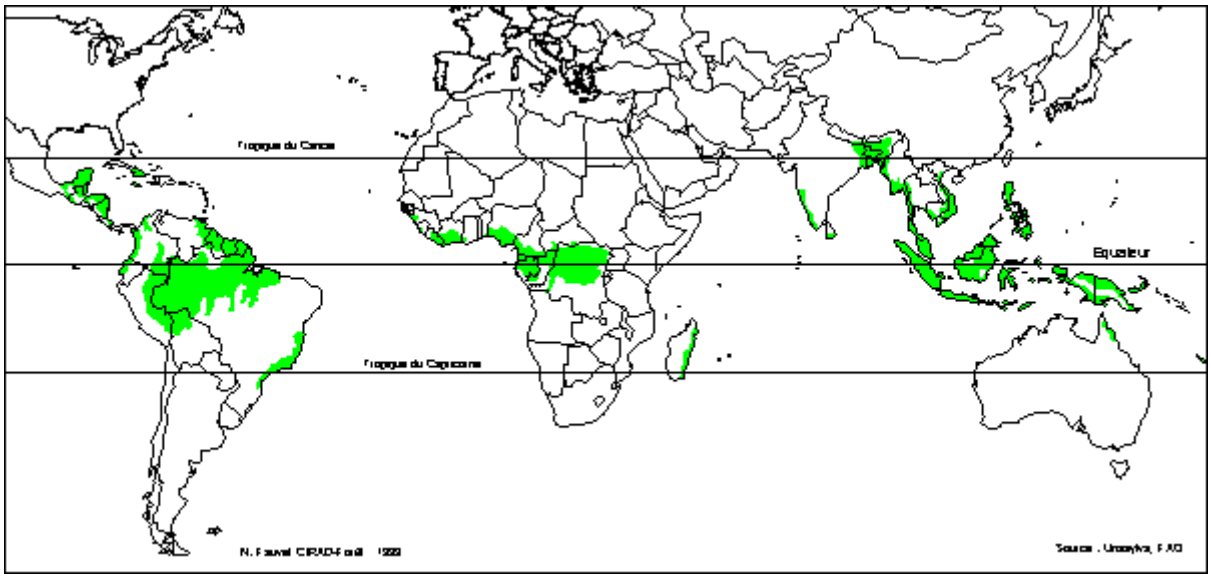

Abbildung 1: *Lage und Verbreitung der tropischen Regenwälder der Welt (FAO 2020)*

1.2. Waldverlust und globaler Wald-Entwicklungstrend

In den Jahren 1990 bis 2015 gab es einen Rückgang der globalen Waldfläche von 4.1 Milliarden ha auf knappe 4 Milliarden ha (FAO 2016). Dieser Rückgang entspricht 3.1 Prozent der Waldfläche. Der weltweite Nettowaldverlust hat sich aufgrund von verringertem Waldflächenverlust in einigen Ländern und erhöhtem Gewinn in anderen Ländern, sowohl zwischen 1990 und 2000 als auch zwischen 2010 und 2015 um über 50 Prozent reduziert. Der jährliche Nettowaldverlust betrug zwischen den Jahren 2010 und 2015 3.3 Millionen ha. Die Art und Weise wie sich die Waldfläche verändert hat, steht eng im Zusammenhang mit der menschlichen Bevölkerung. Der größte Teil der Waldfläche, die zwischen 1990 und 2015 für andere Landnutzungen umgebaut wurde, lag in jedem Messzeitraum im tropischen Bereich. In der gemäßigten Zone hat die Waldfläche hingegen in jedem Messzeitraum zugenommen, während sie in der borealen und subtropischen Zone annähernd gleichgeblieben ist. Zwischen 2010 und 2015 nahmen Naturwälder (Wälder, die dazu beitragen, die Vielfalt der Genotypen zu erhalten und die Zusammensetzung, Struktur und ökologische Dynamik der natürlichen Baumarten zu erhalten) 93% der weltweiten Waldfläche ein, das sind ca. 6.5 Millionen ha. In den 90er-Jahren betrug diese Fläche noch 10.6 Millionen ha. Somit nimmt die natürliche Waldfläche ab und die gepflanzte Waldfläche nimmt zu. Durch das Einhergehen des Rückgangs der weltweiten Waldfläche mit dem Zuwachs der menschlichen Bevölkerung und somit der Nachfrage nach Nahrungsmitteln und Land, nimmt die Waldfläche pro Kopf ab. Dieser Entwicklungstrend besteht seit Jahrtausenden. Von 1990 bis 2015 ging die durchschnittliche Pro-Kopf-Waldfläche von 0.8 ha auf 0.6 ha pro Person zurück (FAO 2016, Hansen et al. 2013). Daraus lässt sich schließen, dass in dieser

Relation, trotz der Senkung des Nettowaldverlustes, die Problematik der Waldknappheit, wenn auch verlangsamt, weiter voranschreitet.

Die Waldbedeckung Costa Ricas ging zwischen 1950 und 1987 von 70% auf 20% zurück (Kleinn et al. 2002). Mit diesem rasanten Rückgang zeigte das Land eine der schnellsten Entwaldungsraten in Lateinamerika auf. Mithilfe des PES-Programmes (Payments for Ecosystems Services) konnte die Waldbedeckung jedoch seit dem Tief in den 1980er Jahren wieder auf 50% erhöht werden. Im Rahmen dieses Programmes wurden knapp eine Million Hektar Wald in Form von Schutz, Aufforstung, nachhaltiger Bewirtschaftung und natürlicher Regeneration gefördert. Diese Entwicklung macht Costa Rica zu einem Pionier im Bereich Waldschutz (Porras et al. 2013).

1.3. C-Bilanz und Klima

Die Kartierung der terrestrischen Kohlenstoffbestände ist wichtig für die erfolgreiche Umsetzung von Klimaschutzmaßnahmen. Durch die Kohlenstoffbindung fungieren Wälder als Kohlenstoffsenken wie auch Kohlenstoffquellen. Anhand der Biomasse- und Kohlenstoffvorräte der Wälder kann auf Produktionskapazität, Energiepotenzial und die Fähigkeit zur Kohlenstoffbindung der Wälder geschlossen werden (FAO 2016, Chave et al. 2014). In den letzten zwei Jahrzehnten haben tropische Landnutzungsänderungen, insbesondere Entwaldung und Walddegradation, 12–20% der globalen anthropogenen Treibhausgasemissionen verursacht (Harris et al. 2012; le Quere et al. 2012, Chave et al. 2014). Die Kohlenstoffemissionen aus der Entwaldung und dem Abbau tropischer Gebiete tragen derzeit schätzungsweise 8 bis 15% zu den jährlichen globalen anthropogenen Kohlenstoffemissionen bei, was die globale Erwärmung weiter verschärft. Nachwachsende tropische Wälder (Sekundärwälder) speichern aktiv Kohlenstoff in oberirdischer Biomasse und gleichen die Kohlenstoff-emissionen aus Entwaldung, Walddegradation, Verbrennung fossiler Brennstoffe und anderen anthropogenen Quellen teilweise aus. Laut Schätzungen könnten auch unterirdische Kohlenstoffvorräte in Böden und Wurzeln 25% oder mehr zur gesamten Kohlenstoffspeicherung beitragen (Chazdon et al. 2016).

Die Wälder der Welt speicherten im Jahr 2015 insgesamt geschätzte 296 Gt Kohlenstoff sowohl in oberirdischer als auch in unterirdischer Biomasse. Der weltweite Durchschnitt beträgt 74 Tonnen Kohlenstoff pro Hektar. Die Wälder in Südamerika, West- und Zentralafrika verfügen mit 120 Tonnen Kohlenstoff pro Hektar über die höchsten Kohlenstoffdichten. Von 1990 bis 2015 sind die Kohlenstoffvorräte in Waldbiomasse um fast 11.1 Gt gesunken. In Afrika, Südamerika sowie Süd- und Südostasien gab es die meisten Verluste. Da es dennoch einigen Ländern (Süd- und Mittelamerika und Asien) gelungen ist, den

Waldverlust erheblich zu verlangsamen, gingen die Nettoverluste von 0.5 Gt pro Jahr im Zeitraum 1990 - 2000 auf 0.3 Gt pro Jahr im Zeitraum 2010 - 2015 zurück (FAO 2016).

1.4. Biodiversität und Wiederbewaldung

Faktoren wie Abholzung, Walddegradation und -fragmentierung, Umweltverschmutzung und Klimawandel haben negative Auswirkungen auf die biologische Vielfalt der Wälder (FAO 2016). Besonders in den artenreichen tropischen Gebieten führt die Entwaldungsrate zu einer großen globalen Biodiversitätskrise (Lamb et al. 2005). Die Gefahr des Verlustes der biologischen Vielfalt durch Verschlechterung oder Verlust von Primärwäldern besteht trotz den zunehmenden Erhaltungsbemühungen weiterhin. Die Erhaltung der biologischen Vielfalt ermöglicht nicht nur das weitere Bestehen von Arten, sondern auch deren Entwicklung und dynamische Anpassung an sich verändernde Umweltbedingungen. Auch die floristischen und faunistischen Genpools sind besser, je höher die biologische Vielfalt ist. Daher ist die Erhaltung der biologischen Vielfalt für die langfristige Gesundheit und Produktivität der Wälder von entscheidender Bedeutung (FAO 2016).

Verschiedene Methoden der Wiederaufforstung, wie auch verbesserte Formen der Waldbewirtschaftung, können die biologische Vielfalt auf degradierten Flächen wieder steigern. Schnell wachsende Arten mit schneller Ressourcenakquisition gedeihen in einer Umgebung mit hohem Licht in frühen Sukzessionsstadien, während langsam wachsende Arten in einer Umgebung mit wenig Licht in späten Sukzessionsstadien dominieren (Lohbeck et al. 2013). Die Anzahl der Pionierarten (Arten mit hohen Wachstumsraten) nimmt mit zunehmendem Alter ab, während spät sukzessive Baumarten das Gebiet langsam besiedeln. Während der ersten zehn bis zwanzig Jahre dominieren daher Pionierarten und werden nach dreißig bis vierzig Jahren durch Gruppen anderer schnell wachsender und beständigerer Arten ersetzt (Saldarriaga et al. 1988). Ein Argument für das aktive Pflanzen von Bäumen aus späten Sukzessionsstadien ist daher, dass der Wald das junge Pionierstadium schneller durchlaufen wird und somit die Entwicklung zu einem reifen Regenwald beschleunigt werden kann (Martínez-Garza und Howe 2003, Lamb et al. 2005).

Degradierte oder ehemalige Waldgebiete unterscheiden sich in ihrer Fähigkeit sich ohne weitere Störungen selbst zu regenerieren. Die Entwicklungsrate des selbstorganisierten, spontanen Nachwachsens ohne Unterstützung durch aktive menschliche Intervention wird häufig durch einen Mangel an im Boden gelagertem Samen eingeschränkt. Infolgedessen hängt die Regeneration vom Sameneintrag von außen ab (Shoo et al. 2016; Martinez-Garza & Howe 2003; McConkey et al. 2012). Deshalb enthalten solche Wälder oft nur einen Teil der ursprünglichen Arten, wobei meist großfruchtige Pflanzenarten fehlen. Plantagen weisen eine hohe Ausfallrate auf, wenn nur wenige Baumarten gepflanzt werden und diese

für die Standortbedingungen nicht gut geeignet sind. Es ist daher bei dieser Methode wichtig, langfristige Renditen für Restaurierungsinvestitionen zu planen, wenn zukünftige Wälder ein breites Spektrum an Arten, Artenwechselwirkungen und Ökosystemleistungen unterstützen sollen (Chazdon 2008). Die natürliche unbeeinflusste Regeneration mag die kostengünstigste Methode der Wiederbewaldung sein, jedoch nicht immer die beste. Liegt das Ziel darin, ein hochfunktionales Waldökosystem wiederherzustellen, kann ein aktiv gepflanzter Wald mit möglichst vielen verschiedenen endemischen Baumarten die geeignetere Lösung sein (Lamb et al. 2005, Crouzeilles et al. 2017). Unter welchen Voraussetzungen dies der Fall ist, ist noch schwierig zu beantworten und bedarf weiteren Forschungen. Kurzfristige Lösungen sind attraktiv, aber die Regeneration und Wiederherstellung von Wäldern sind langfristige Prozesse, die ein Jahrhundert oder länger dauern können (Chazdon 2008). Die Wahl der am besten geeigneten Wiederbewaldungsmethode hängt von den jeweiligen ökologischen Standortfaktoren, dem Zweck, dem gewünschten Endziel und dem verfügbaren Budget ab (Lamb et al. 2005, Chazdon 2008).

1.5. Funktionelle Merkmale

Die Vielfalt der tropischen Regenwälder erschwert es Wissenschaftlern, jede Baumart im Detail zu untersuchen. Daher kommt es zur Anwendung funktioneller Pflanzenmerkmale, die leicht zu messen sind und mit Prädiktoren wie Wachstum, Mortalität, Lebensraum oder Stressresistenz zusammenhängen. Somit definieren funktionelle Merkmale die ökologischen Strategien und bestimmen, wie Pflanzen auf Umweltfaktoren reagieren (Pérez-Harguindeguy et al. 2013). Je nach Zweck und Umweltbedingungen können funktionelle Merkmale als Auswahlkriterien für Arten für Aufforstungsflächen dienen, da sie Wachstum und Überleben beeinflussen (Martinez-Garza et al. 2013a, Weiher et al. 1999, Violle et al. 2007). Häufig zur Anwendung kommende Merkmale sind die spezifische Blattfläche (SLA), die Holzdichte (WD), die Blattstickstoffkonzentration (N), der Blatttrockenmassegehalt (LDMC) und die hydraulische Leitfähigkeit (Kp) (Huang et al. 2018, Gibert et al. 2016, Grime 1994, Wright et al. 2004).

Arten mit einem hohen Gehalt an Blatttrockenmasse, welcher die Resistenz gegen Dürre anzeigt, entwickeln sich gut auf offenen Standorten wie Weiden, da diese im Vergleich zu Waldlücken oder Unterholz meist mehr Sonneneinstrahlung und Trockenheit ausgesetzt sind (Martinez-Garza et al. 2013a, Chazdon & Fetcher 1984, Williams-Linera et al. 1998, Markesteijn et al. 2011). Dies kann durch dickere und steifere Zellwände und den dadurch aufrechterhaltenen Turgordruck der Blätter erklärt werden, die bei trockenen Bedingungen vorteilhaft sind. Daher korrelieren LDMC und Wachstum vor allem bei Arten, die auf trockenen Weiden wachsen.

Untersuchungen haben ergeben, dass der Blattstickstoffgehalt aufgrund seiner erheblichen Bedeutung für Proteine der Pflanzenphotosynthese mit Photosynthese und damit dem Wachstum positiv korreliert (Grime 1994, Wright et al. 2004). Sind die Bedingungen schattig, wird ein hoher Teil vom Stickstoff in die Lichtreaktion investiert, während bei sonnigen Bedingungen ein größerer Teil in die Kohlenstofffixierung der Dunkelreaktion investiert wird (Poorter et al. 2000).

Einige Studien haben gezeigt, dass das Wachstum mit einer steigenden Holzdichte langsamer wird (Müller-Landau 2004, Nascimento et al. 2005). Ein Grund dafür könnten höhere Baukosten pro Einheit Stammholzvolumen sein, die auch mit höheren Investitionen in die Abwehr von Krankheitserregern verbunden sind (Muller-Landau 2004, Chave et al. 2009, Iida et al. 2014b). Die Holzdichte ist zudem für zuverlässige Schätzungen der Biomasse und somit der Kohlenstoffvorräte terrestrischer Gebiete unerlässlich (Chave 2009, Baker et al. 2004). Die Zusammenhänge von Wachstum und Holzdichte sind manchmal schwach, jedoch meistens stärker als die Zusammenhänge mit anderen Merkmalen. Sie sind von den Arten bzw. Artkombinationen abhängig (Nascimento et al. 2005, Wright et al. 2010).

Eine positive Korrelation zwischen der spezifischen Blattfläche und Wachstumsraten kann durch den Zusammenhang der spezifischen Blattfläche und der CO_2-Sequestrierung pro in die photosynthetische Oberfläche investierter Biomasse erklärt werden (Rozendaal et al. 2006). Bucci et al. (2004) und Ishida et al. (2008) fanden heraus, dass die spezifische Blattfläche negativ mit der Holzdichte korreliert. Die Zusammenhänge zwischen Stamm- und Blattmerkmalen sind jedoch sehr komplex und es gibt unterschiedliche wissenschaftliche Ergebnisse dazu. Hier bedarf es weiterer Untersuchungen (Chave 2009).

Die Lebensraumspezialisierung kann ebenfalls eine Rolle für die Anwendung funktioneller Merkmale als Prädiktoren in Forschungen spielen, da solche Merkmale mit der Lebensraumspezialisierung der Arten (z. B. lichtbedürftige Pioniere und schattentolerante Bäume) zusammenhängen (Kleinschmidt 2017, Siefert et al. 2015, Gibert et al. 2016, Bazzaz 1979, Bazzaz & Pickett 1980). Nach Chazdon et al. (2011) können Arten abhängig von deren Affinität für bestimmte Lebensräume in drei Lebensraumtypen unterteilt werden: Arten, die vor allem in Sekundärwäldern (second-growth) vorkommen (SG-Spezialisten), Arten, die vor allem in Primärwäldern (old-growth) vorkommen (OG-Spezialisten) und Arten ohne signifikante Habitat-Affinität (Generalisten). SG-Spezialisten zeichnen sich oft durch eine geringere Holzdichte, eine größere spezifische Blattfläche und einen höheren Blattstickstoffgehalt aus, was aufgrund schneller Ressourcenbeschaffung hohe Wachstumsraten begünstigt (Bazzaz & Pickett 1980, Poorter et al. 2004, Wright et al. 2004). OG-Spezialisten weisen hingegen ein langsames Wachstum auf, was mit einer höheren Holzdichte, einer

geringeren spezifischen Blattfläche und einem geringeren Blattstickstoffgehalt in Beziehung steht (Lambers & Poorter 2004, Poorter et al. 2004, Wright et al. 2010, Iida et al. 2014b).

1.6. Biologische Korridore - COBIGA

Eine Möglichkeit, die biologische Vielfalt zu schützen, ist die Erweiterung von Schutzgebietsnetzwerken (Lamb et al. 2005). Dies kann durch biologische Korridore erfolgen. Korridorprojekte sollen durch menschliche Einflüsse fragmentierte oder lückenhafte Lebensräume wieder miteinander verbinden, um einen genetischen Austausch von Populationen zu ermöglichen, Inzucht zu vermeiden und so zur Entwicklung resistenter Individuen und stabiler Populationen beitragen. Ein Korridor fördert nicht nur den Austausch zwischen Tierpopulationen, sondern auch den Transport und die Verbreitung von Samen. Dem kommt eine hohe Bedeutung zu, da die Individuendichte pro Art in feuchttropischen Wäldern aufgrund der hohen Artenvielfalt im Vergleich zu europäischen Wäldern viel geringer ist. Je größer die Waldflächen und je geringer die Distanz zwischen diesen Fragmenten ist, desto geringer ist auch die Gefahr des Aussterbens bzw. der genetischen Verarmung, die die Anpassungsfähigkeit der Individuen beeinträchtigt. Daher begünstigt ein erfolgreiches Korridorprojekt die Biodiversität tropischer Wälder und dient als Instrument für den Artenschutz (Weissenhofer et al., 2016). Eine Aufwertung auf Landschaftsebene bietet bessere Möglichkeiten, die ökologischen Funktionen zu erhalten oder zu verbessern, als eine Aufwertung auf Standortebene ohne größeren räumlichen Zusammenhang. Da eine großflächige Wiederbewaldung einer gesamten Landschaft sehr komplex ist, erfolgt dies, beispielsweise bei Korridorprojekten, häufig durch eine mosaikartige Aufforstung einzelner Standorte über einen längeren Zeitraum. Dabei müssen für die Erreichung eines ökologisch funktionsfähigen Korridors jeweils Fragen über die bestmögliche geeignete Methode und die Reihenfolge, in der die zu verbindenden Standorte bewaldet werden sollen, geklärt werden (Lamb et al. 2005).

Der biologische Korridor La Gamba (Corredor Biológico La Gamba - COBIGA) in Costa Rica ist Teil eines größeren Korridorprojektes namens AMISTOSA, das die Nationalparks Corcovado (im Tieflandregenwald des Golfo Dulce), Piedras Blancas (am Golfo Dulce) und La Amistad (am Bergkamm der Fila Cal) miteinander verbinden soll. AMISTOSA gehört wiederum zu einem größeren Projekt, dem Mesoamerikanischen Biologischen Korridor (MBC), der es zum Ziel hat, eine Verbindung zwischen einzelnen Waldfragmenten Nord-Mittel- und Südamerikas herzustellen (Weissenhofer et al., 2016).

Abbildung 2: *AMISTOSA (Karner 2020)*

Die für diese Arbeit untersuchte Forschungsfläche „Finca Amable“ ist Bestandteil des COBIGA-Projektes, das ebenfalls zur Verbindung der Tieflandregenwälder des Golfo Dulce, insbesondere des Nationalparks Piedras Blancas und derer des Nationalparks La Amistad (bzw. des Bergkamms Fila Cal) beitragen soll. Die Wälder waren früher miteinander verbunden und sind nun durch Siedlungsgebiete, Palmölplantagen und Viehweiden getrennt. Durch gezielte Wiederbewaldung von entwaldeten Flächen sollen noch bestehende Wälder erweitert werden und Stück für Stück Anschlüsse zwischen den isolierten Waldflächen bilden, um größere zusammenhängende Lebensräume zu realisieren. Ins Leben gerufen wurde dieses Projekt von der Tropenstation La Gamba und vom Verein „Regenwald der Österreicher“, der von Michael Schnitzler aus Wien gegründet wurde, um bedrohte

Regenwaldgebiete in Costa Rica zu schützen. Die wissenschaftliche Begleitung dieses Projektes wird von der Universität Wien und der Universität für Bodenkultur Wien übernommen. Einige Grundstücke wurden je nach Notwendigkeit mit einheimischen Baumarten bepflanzt, andere konnten der natürlichen Sukzession überlassen werden. Im Zuge dieses Projektes wurden bis 2016 45 ha wiederbewaldet und mehr als 37.500 Bäume von über 200 verschiedenen Arten gepflanzt (Weissenhofer et al., 2016).

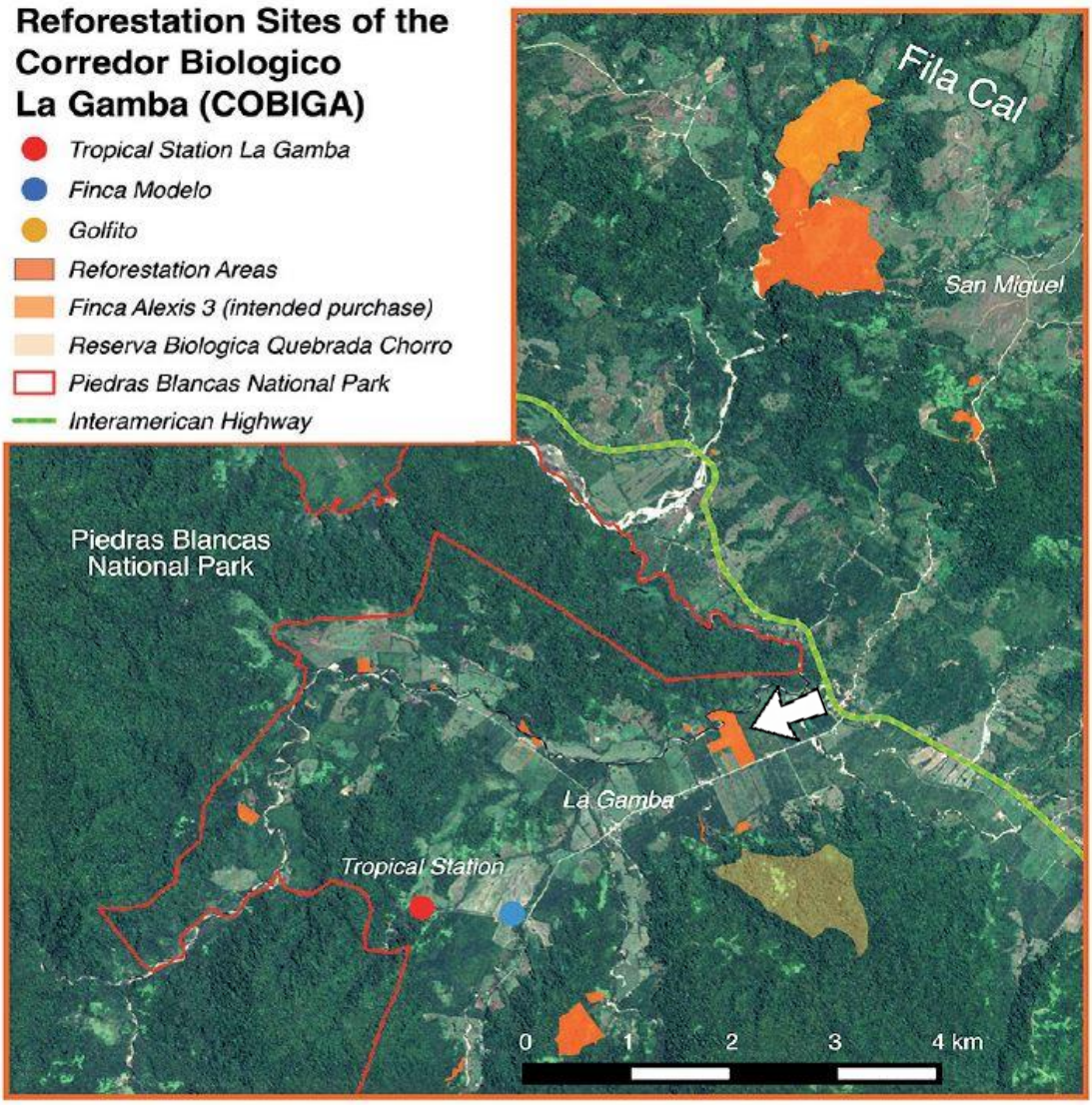

Abbildung 3: *Aufforstungsflächen des COBIGA-Projektes (Schnitzler 2016); der weiße Pfeil markiert die Finca Amable*

1.7. Forschungsinhalt

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, Wachstumstrends und deren Veränderungen im Lauf der Entwicklung zu analysieren, sowie deren Zusammenhang mit funktionellen Eigenschaften zu überprüfen. Ebenfalls soll auf die Biomasse und die Kohlenstoff-Sequestrierung eingegangen werden. Durch die gewonnenen Daten und Analysen soll die Charakterisierung der ökologischen Unterschiede und Strategien verbessert werden. Diese wissenschaftliche Arbeit kann zur Optimierung von zukünftigen Wiederbewaldungsprojekten in tropischen Gebieten beitragen.

Fragestellung:

1. Wie gestaltet sich das Wachstum der Baumarten?
2. Welchen Einfluss haben funktionelle Merkmale auf das Wachstum?
3. Entwickelt sich die Biomasse zu einem wertvollen Kohlenstoffspeicher?
4. Inwiefern kann dieses Wiederbewaldungsprojekt eine Orientierungshilfe für weitere zukünftige Projekte dieser Art sein?

2. Methodik

2.1. Geografie und Klima

Die Feldarbeit wurde nahe des Dorfes La Gamba, ausgehend von der Tropenstation La Gamba (N 8 ° 42.61 ', W 83 ° 12.97) geleistet, die als Unterkunft und Basis des wissenschaftlichen Arbeitens diente (Abb. 4). Die Station sowie die Untersuchungsfläche liegen nahe der Pazifikküste im Süd-Westen Costa Ricas in der Provinz Puntarenas und der Region Golfo Dulce. Die Region Golfo Dulce ist botanisch eine der vielfältigsten Gegenden in Zentralamerika (Weissenhofer 2008, Kohl-mann et al. 2010). Sie weist 700 und damit ein Viertel aller Baumarten in Costa Rica auf (QUESADA et al. 1997). Spezielle Studien zur Vielfalt von Baumarten ergaben 98 Arten (mit Brusthöhendurchmesser ≥ 10 cm) pro Hektar (Holdridge et al. 1971) im Nationalpark Corcovado und 108 – 179 Arten (mit Brusthöhendurchmesser ≥ 10 cm) pro Hektar im Nationalpark Piedras Blancas (Huber 2005, Weissenhofer 2005).

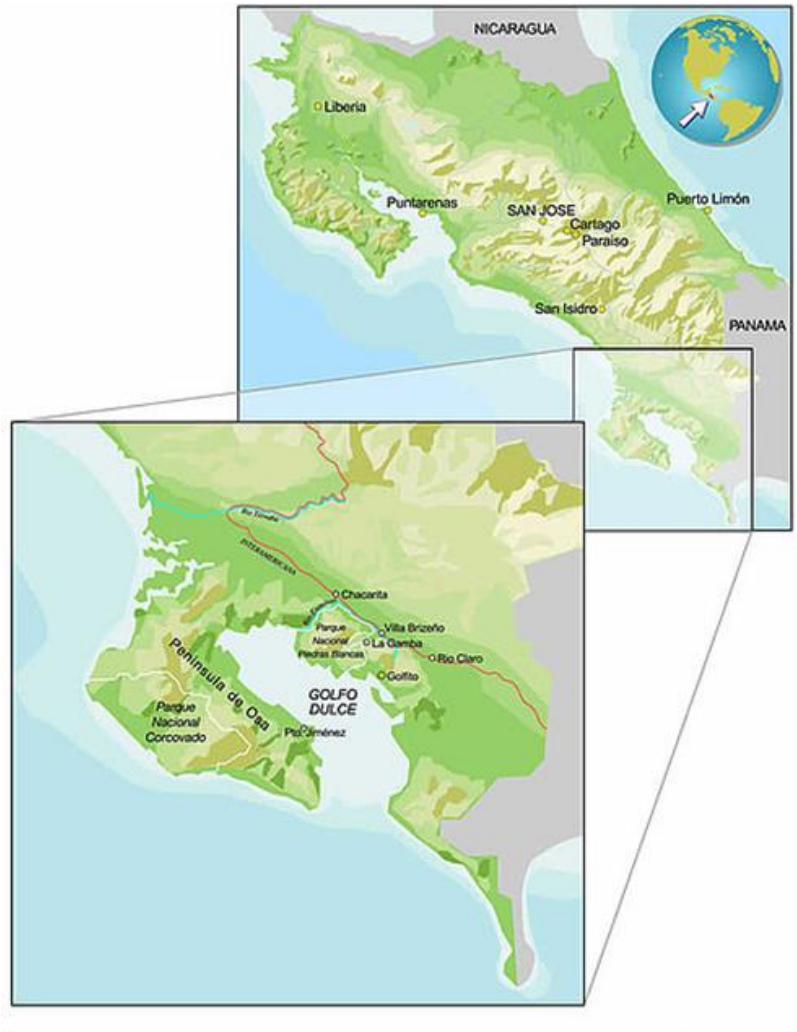

Abbildung 4: *Golfo Dulce Region (Weissenhofer et al. 2008)*

Der jährliche Niederschlag in der Umgebung von La Gamba beträgt bei der gegebenen Durchschnittstemperatur von 28.0 °C durchschnittlich fast 6000 mm. Von Mai bis Dezember dauert die intensive Regenzeit an. Oktober und November sind die regenreichsten Monate. Zwischen Jänner und April regnet es weniger, eine Trockenzeit gibt es nicht. Das bedeutet, dass das ganze Jahr über ein humides Klima herrscht. Es handelt sich folglich um ein per-humides Klima. Meteorologische Daten dazu werden seit 1997 an der Tropenstation La Gamba erhoben (Huber et al. 2016, Borsdorf et al. 2006) (Abb. 5).

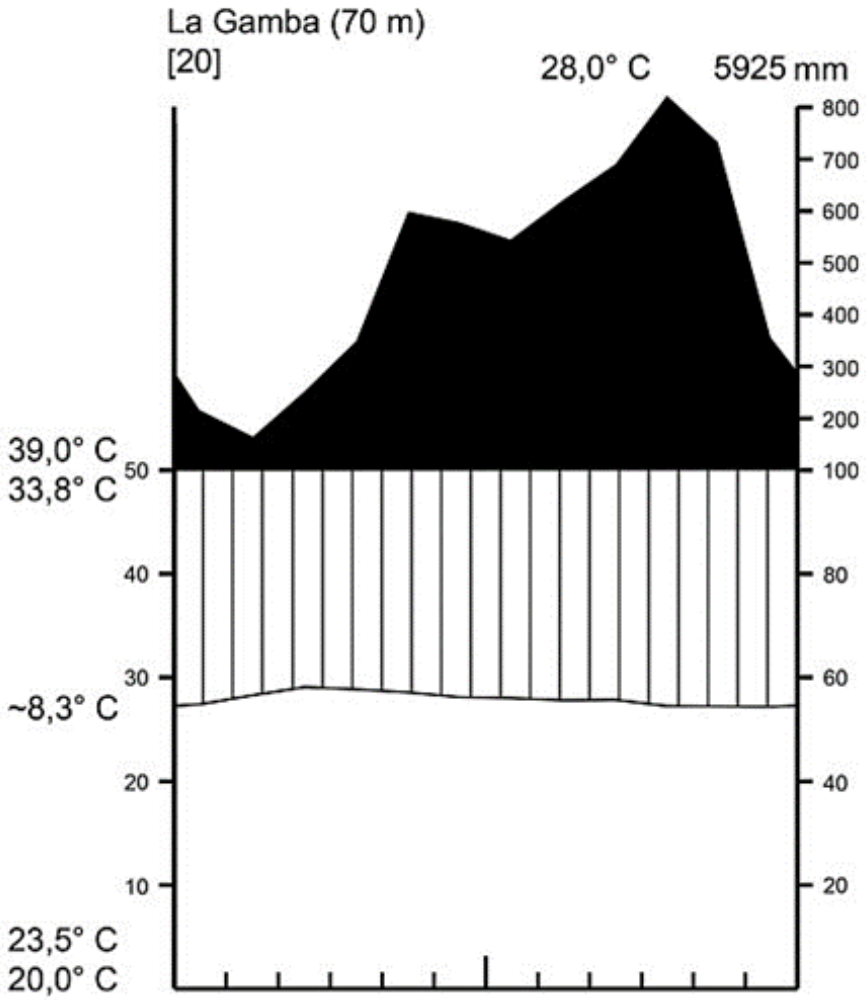

Abbildung 5: *Klimadiagramm La Gamba, Costa Rica (Huber et al. 2016)*

2.2. Untersuchungsfläche

Die ca. 14 ha große Finca Amable liegt 63 m über dem Meeresspiegel. Sie fand früher hauptsächlich als Viehweide und für den Reisanbau Verwendung. Eingegrenzt wird die Fläche von Ölpalmenplantagen, einer Viehweide, einer Schotterstraße und vom Fluss Rio Bonito. Der Fluss bildet die Grenze zum Nationalpark Piedras Blancas, wo sich der nächstgelegene Wald befindet, etwa 400 m von den hinteren Sektoren entfernt (Abb. 7). Der Standort steht daher nicht in direktem Kontakt mit Primär- oder Sekundärwäldern. Zwischen den Sektoren 1 - 4 und 5 - 8 verläuft ein Kanal, der den gesamten Standort in zwei Bereiche mit unterschiedlichem Charakter unterteilt. Die an die lokale Straße angrenzenden Sektoren wurden früher gepflanzt und erhielten mehr Instandhaltungsmaßnahmen (z. B. Abschneiden von Lianen). Daher weisen sie meist höhere Bäume und ein geschlosseneres Kronendach auf, das durch Beschattung eine krautige Bodenvegetation unterdrückt. In vielen Teilen der Sektoren 6 bis 12 ist das Kronendach offener und die Bäume kleiner, sodass das Kräuterwachstum stärker ist und das Wachstum der Bäume teilweise beeinträchtigt (Abb. 7, 10, 11). So können krautige Arten, insbesondere das Weidegras Braccharia sp., immer noch vorherrschen (Böhmer, 2020). Vor der Wiederbewaldung bestand die Vegetation zum Großteil aus diesem Gras. Die Pflanzung der Bäume begann im Jahr 2012 und dauerte bis Ende 2015. In dieser Zeit wurden mehr als 10.000 Bäume von über 200 verschiedenen einheimischen Arten gepflanzt, Wartungsarbeiten durchgeführt und Bäume nachgepflanzt. Von den 200 Arten wurden etwa 180 identifiziert. Zu den über 20 nicht identifizierten Arten gehören Arten der Gattung Inga aus der Familie der Leguminosen und Arten aus der Familie der Sapotengewächse. Eines der Hauptziele war das Einbeziehen der größtmöglichen genetischen Variabilität in die Wiederaufforstung, weshalb viele Orte im Gebiet des Golfo Dulce und der Osa-Halbinsel für die Sammlung von Pflanzenmaterial besucht wurden (Jenking Aguilera et al. 2016) (Abb. 6).

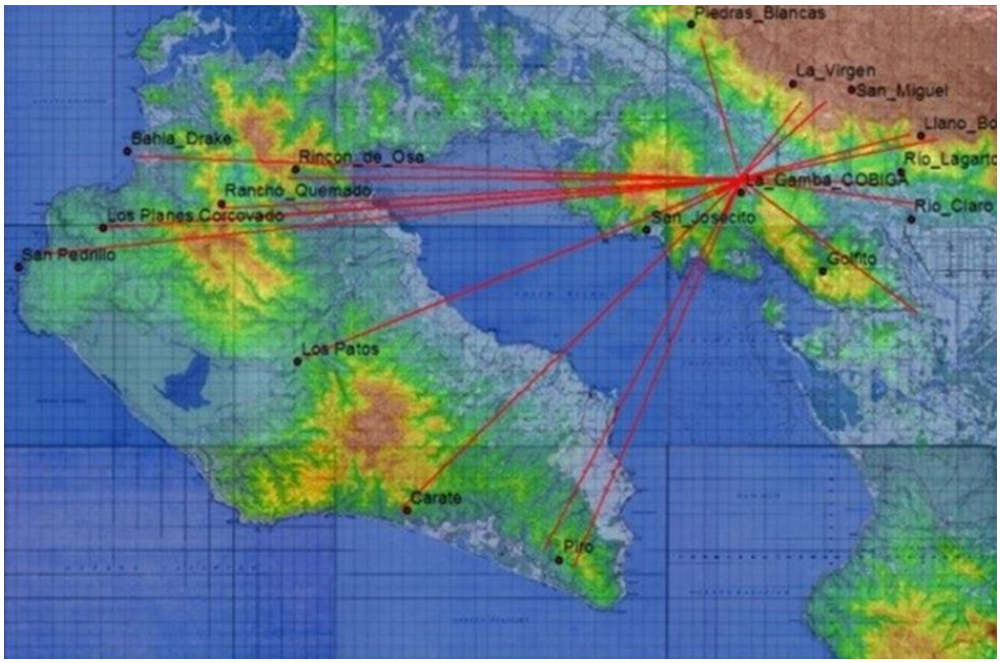

Abbildung 6: *Ursprungsorte des Pflanzenmaterials für die Wiederaufforstung (Jenking Aguilera et al. 2016)*

Da der Boden zeitweise überflutet und oft staunass war, möglicherweise durch Verdichtung des Bodens aufgrund der früheren Nutzung durch Weidevieh und Reisanbaumaschinen, aber vor allem aufgrund wiederholter Überschwemmung der Fläche, wurden Entwässerungsgräben errichtet, um überschüssiges Wasser zu beseitigen. Diese Abflüsse waren sowohl für die Erleichterung der Arbeit, als auch für die Verbesserung der Fähigkeit zur Etablierung und Entwicklung der kultivierten Bäume von großer Bedeutung (Jenking Aguilera et al. 2016). Während der Zeit der Wiederaufforstung wurden die Gräben regelmäßig von invasiven Pflanzen befreit. In den ersten Jahren nach Beginn der Pflanzarbeiten wurden nicht nur die Gräben, sondern auch die Fläche von invasiven Pflanzen und die Bäume von Lianen befreit. Da die finanziellen Mittel jedoch gegen Ende der Pflanzarbeiten knapp wurden, konnte dies nicht weiter fortgeführt werden Das zeigt sich auch im Zustand der 12 Sektoren (Abb. 7). Die Sektoren 1-5 waren gut begehbar und die Bäume größtenteils frei von Lianen. In den Sektoren 6-9 waren viele Bäume stark und dicht von Lianen bewachsen, unter deren Schutz Wespen häufig ihre Nester bauen, was das Entfernen der Lianen mit der Machete für die Messung des Stammumfanges erschwerte. Des Weiteren wuchsen zwischen den Bäumen hohe schneidende Gräser (Braccharia sp.) und dichte, schwer zu durchtrennende spitzstachelige Mimosengewächse, die sehr schwer zu durchqueren sind. In den Sektoren 10-12 war es bereits sehr herausfordernd sich zu orientieren, da diese von Lianen und hohem Gebüsch so überwachsen waren, dass die Bäume schwer zu identifizieren waren und zuerst die dortige Umgebung frei geschlagen werden musste, um Daten sammeln zu können (Abb. 9, 10, 11).

Die Fläche wurde in 12 Sektoren unterteilt, in denen 56 festgelegte Parzellen mit einer Größe von je ca. 504 m² liegen. Die Parzellen beinhalten 6 x 6 Bäume mit einem Abstand von 3.5 m x 4 m (Abb. 7). Die gepflanzten Bäume wurden in 3 funktionelle Gruppen unterteilt: Arten mit niedriger Holzdichte (<0.5 g/m³), Arten mit hoher Holzdichte (>0.5 g/m³) und Leguminosen. Die Bäume wurden in den Parzellen in allen 7 verschiedenen möglichen Kombinationen gepflanzt. Die Parzellen bestanden jeweils aus 9 verschiedenen Arten, von denen jede durch 4 Individuen vertreten war (Kleinschmidt, 2017). Die Fläche beinhaltet zusätzlich fünf nicht bepflanzte Kontrollparzellen von der gleichen Größe wie die bepflanzten Parzellen. Diese sollen mit ihrer aufkommenden Spontanvegetation für vergleichende Untersuchungen zur Verfügung stehen.

Abbildung 7: *Sektoren und Parzellen der Finca Amable (bearbeitet aus Google Earth, Stand 2015); Sektoren 10-12 befinden sich im oberen nicht nummerierten Feld, für die Erhebung von Daten aus diesen Sektoren wurde die Zeit zu knapp*

Abbildung 8: *Finca Amable 2012 vor den Pflanzarbeiten (Jenking Aguilera 2016)*

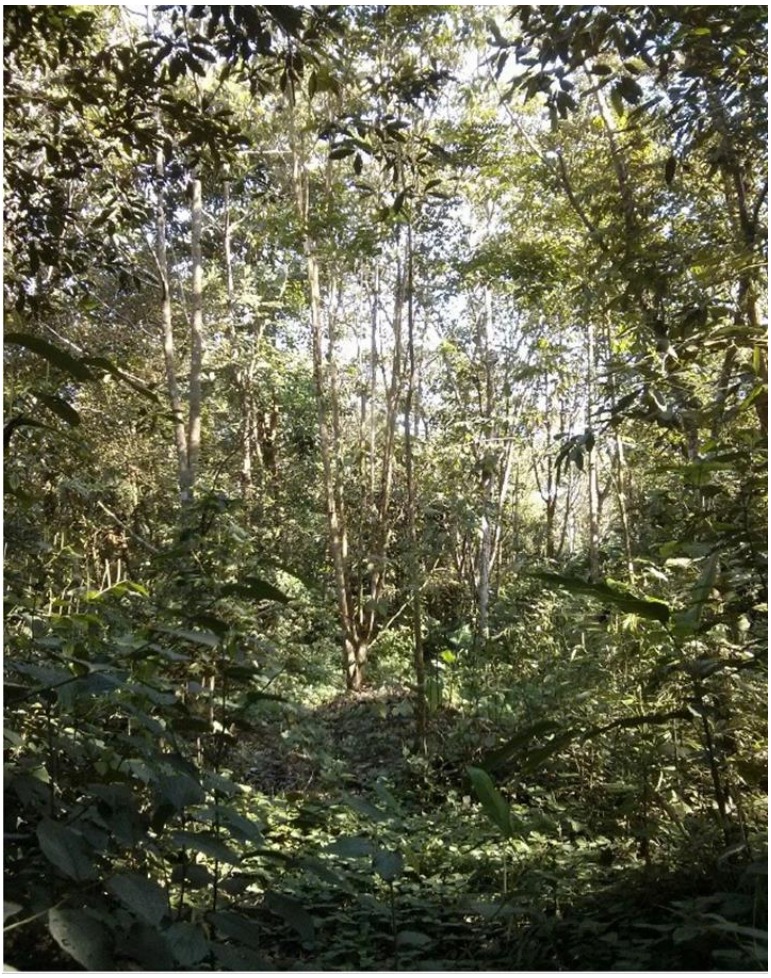

Abbildung 9: *Finca Amable 2019, Foto von der Struktur in den ersten 5 Sektoren (Hietz 2019)*

Abbildung 10: *Beispielfotos für die Sektoren 6-9*

Abbildung 11: *Beispielfoto für die Sektoren 10-12 nach dem Abschneiden von hohem Gras und dem Entfernen von Lianen; zu erkennen sind an den Bäumen und am Boden die zum Teil bräunlichen Lianen*

2.3. Datenerhebung und -analyse

Die Datenerhebung wurde in der Trockenzeit vom 7. März bis 5. Mai 2019 durchgeführt. Aufgrund der verfügbaren Baumpositionskarten erwies sich die Orientierung auf dem Feld und die Lokalisierung gepflanzter Baumarten, mit Ausnahme von Sektoren mit hoher Grasbedeckung und hohem Lianenbewuchs, als relativ einfach. Die Datenerhebung setzte sich aus Feldarbeit und Laborarbeit zusammen. Im Feld wurden in den ersten Wochen von 4700 Bäumen aus 183 Arten (Tab. 9) Umfang bzw. Durchmesser gemessen und zusätzlich von den meisten Bäumen die Fertilität und die Intensität des Lianenbewuchses aufgenommen. Anschließend wurden mehrere Tage jeweils vormittags Ast-, Stamm- und Blattproben entnommen und ihre funktionellen Eigenschaften anschließend im Labor der Tropenstation ermittelt. Dazu gehören Holzdichte, spezifische Blattfläche, Blattdicke, Chlorophyllgehalt, Blattgewicht gesättigt und getrocknet. Alle Proben wurden getrocknet und nach Wien transportiert, um weitere Analysen zum Blattstickstoffgehalt im Labor durchzuführen. Daten von funktionellen Eigenschaften lagen bislang nur von ca. 20 Arten vor und wurden für diese Studie von zusätzlichen Arten erhoben.

2.3.1. Brusthöhendurchmesser (BHD)

Stämme von Individuen mit einem Durchmesser bis 5.00 cm wurden mit einem mechanischen Messschieber gemessen. Bei Individuen mit einem Durchmesser über 5.00 cm wurde der Umfang mit einem Maßband gemessen. Der Durchmesser/Umfang wurde jeweils in einer Höhe von 1.30 m über dem Boden gemessen (Abb. 12). Umfänge wurden anschließend in Durchmesser umgerechnet. Wenn ein Baum in der Höhe von 1.30 m bereits mehrstämmig, verzweigt oder unregelmäßig war, wurde der Stamm an der Stelle unter der Verzweigung gemessen, an der er auch im Vorjahr gemessen wurde.

Die Tatsache, dass einige Bäume schon unter 1.30 m verzweigt waren oder unregelmäßige Stämme aufwiesen, war schon in früheren Jahren bei der Datenerhebung ein Problem. Maße unter 1.30 m sind nicht direkt mit der Standardmessung vergleichbar, da Stämme nach unten hin breiter werden, wodurch zu hohe Biomasseabschätzungen entstehen. Je näher ein Stammdurchmesser an der Höhe von 1.30 m gemessen wird, desto eher wird er mit dem Wert in 1.30 m übereinstimmen. Um hier eine Vergleichbarkeit der Werte in verschiedenen Messhöhen zu ermöglichen, wurden im Jahr 2019 erstmals von allen Bäumen, die unterhalb von 1.30 m gemessen wurden, zusätzlich alle verzweigten Stämme bzw. Äste ab einem Durchmesser von 2 cm in 1.30 m gemessen (Abb. 13). Daraus wurde die Gesamtquerschnittsfläche in 1.30 m berechnet und daraus wiederum der Durchmesser eines kompakten und runden Stammes mit der gleichen Querschnittfläche (D_{130sum}). In früheren Jahren (2012, 13, 15, 16, 17 und 18) wurde von den gleichen Bäumen ebenfalls der Durchmesser gemessen, aber, wie oben erwähnt, nicht in allen Fällen in einer Höhe von 1.30 m

(Kleinschmidt et al. 2020; Bence 2017, West 2019). Daher wurde, wie in Kapitel 2.3.4. beschrieben, ein theoretischer BHD berechnet, der einen Vergleich der Durchmesser aller Bäume aus den verschiedenen Jahren ermöglichte (dbh.est). Aus dem Vergleich mit früheren Jahren wurde die Wachstumsrate in cm BHD-Zuwachs pro Jahr berechnet.

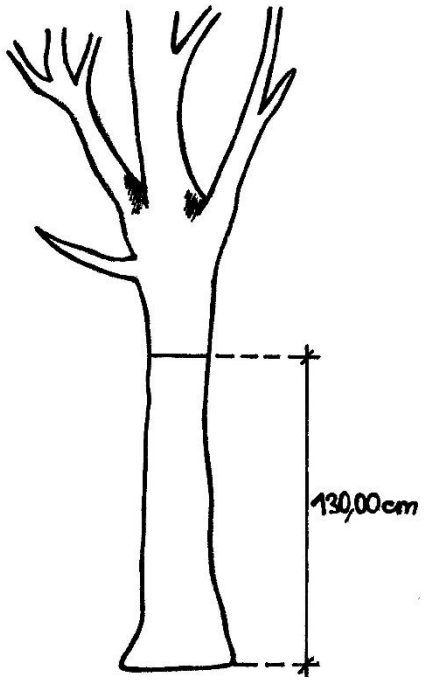

Abbildung 12: *Einstämmiger Baum gemessen in regulärer Höhe*

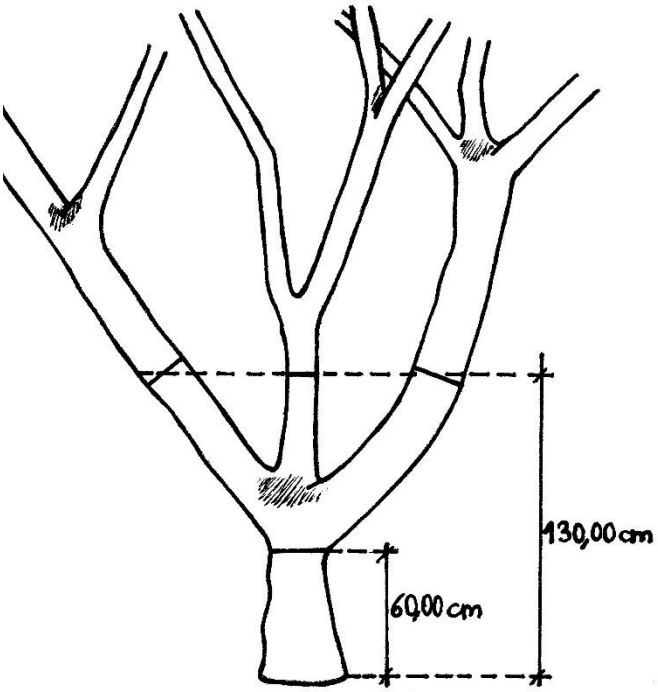

Abbildung 13: *Mehrstämmiger Baum verzweigt in einer Höhe von 60 cm*

2.3.2. Funktionelle Merkmale

Blattproben von gesunden Blättern wurden mit einer Teleskop-Astschere möglichst weit oben entnommen, um Sonnenblätter mit gut vergleichbaren Merkmalen zu erhalten, da sich Sonnen- und Schattenblätter in vielen Merkmalen unterscheiden (Rozendaal 2006). Im Labor wurde als erstes der Chlorophyllgehalt mit einem SPAD-502PLUS Chlorophyll-Messgerät von jedem Blatt an 6 Stellen bzw. 6 Blättchen eines Blattes gemessen und der Durchschnittswert notiert (Abb. 14). Nach der Entfernung des Blattstiels wurden die Blätter für die Berechnung der spezifischen Blattoberfläche mit einem Desktopscanner bei einer Auflösung von 300 dpi eingescannt. Wenn ein Blatt zu groß war, um auf den Scanner zu passen, wurde es in mehrere Teile zerschnitten. Des Weiteren wurden die Blätter 24 Stunden bei 20°C zwischen angefeuchteten Papiertüchern aufbewahrt, um sie für die Bestimmung der Blattdicke, der Blattfestigkeit und des Sättigungsgewichtes zu sättigen. Danach wurden sie abgetupft und das Frischgewicht auf 1 mg Genauigkeit mit einer digitalen Waage abgewogen. Die Blattdicke wurde teilweise mit einem analogen Mikrometer erhoben, teilweise mit

einem Digitalmikrometer (ACCUD IP65) (Abb. 15). Zur Überprüfung der Reißfestigkeit wurde aus einer Hälfte jeden Blattes parallel zur Mittelrippe ein etwa 1 cm breites und 5 cm langes Stück herausgeschnitten und unter Vermeidung größerer Blattvenen mit einem Sauter FK25 Kraftmessgerät die Reißfestigkeit erhoben (Abb. 16). Dazu wurde das ausgeschnittene Stück in einer am Gerät angehängten Klammer und einer zweiten Klammer an der anderen Seite des Stückes eingeklemmt und auseinandergerissen. Der vom Gerät beim Reißpunkt angezeigte Wert wurde notiert. Anschließend wurden die Blätter in beschrifteten Papiersäckchen 48 Stunden bei 60°C im Trockenschrank getrocknet und erneut abgewogen.

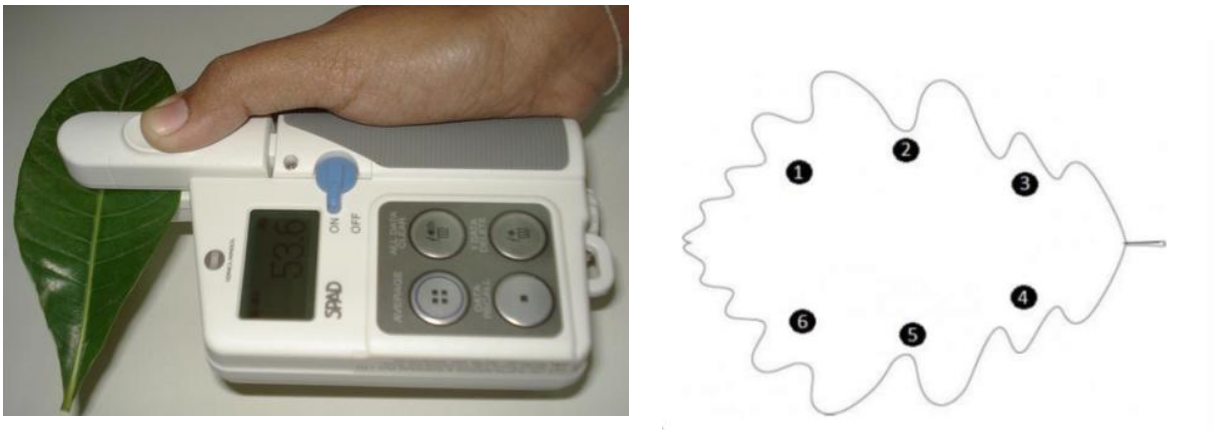

Abbildung 14: *Messung des Chlorophyllgehaltes; links: SPAD-502PLUS Chlorophyll-Messgerät, rechts: Beispielblatt mit sechs Messstellen (Indiamart 2021)*

Abbildung 15: *Digitalmikrometer (DHgate 2020)*

Abbildung 16: *Reißfestigkeit der Blätter; links: entnommenes Blattstück 1.00 x 5.00 cm, rechts: Sauter FK25 Kraftmessgerät*

Die Holzdichte wurde unter Verwendung von Ästen mit einem Durchmesser von etwa 1 cm und einer Länge von 10 cm bestimmt. Die Rinde wurde entfernt, das Mark ab einem Durchmesser von über 2 mm ebenfalls. Dazu wurden die Aststücke halbiert und das Mark herausgeschabt. Das Frischvolumen wurde mit der Wasserverdrängungsmethode (Perez-Harguindeguy et al. 2013) gemessen und die Holzdichte als Frischvolumen pro Trockengewicht (WD in g/cm³) berechnet, wofür die Astproben einzeln in ein mit Wasser gefülltes Becherglas getaucht wurden, um die Gewichtsveränderung zu bestimmen (Abb. 17). Die Holzproben wurden bei 60 °C 72 Stunden im Trockenschrank getrocknet. Anschließend wurde das Trockengewicht entsprechend gemessen und die Holzdichte als g Trockengewicht / cm^3 Frischvolumen berechnet. Diese Proben wurden ebenfalls mit nach Wien transportiert.

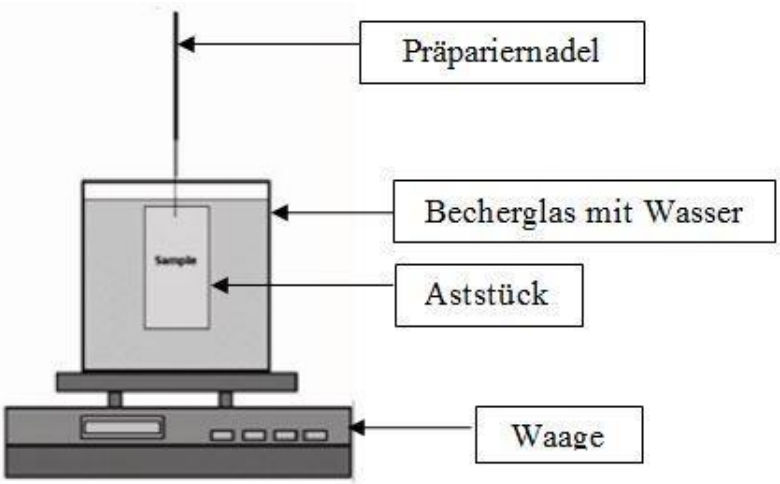

Abbildung 17: *Bestimmung der Astholzdichte durch die Wasserverdrängung des Holzstückes (Chave 2005, Kreinecker 2016)*

Von einigen häufigen und schnellwachsenden Individuen mit einem Durchmesser über 10 cm wurden in Brusthöhe Bohrkernproben mit einem Zuwachsbohrer entnommen (Abb. 18). Die Bohrkernproben wurden anschließend in 2.5 cm lange Stücke geschnitten, von innen nach außen mit Nummern beschriftet, zusammen mit den Astproben getrocknet und gewogen.

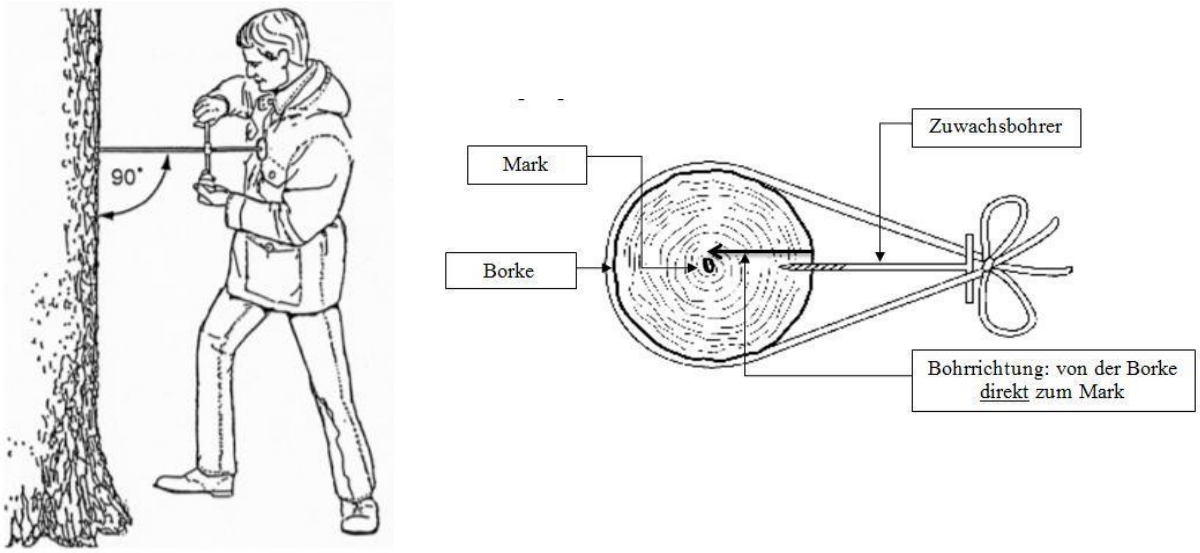

Abbildung 18: *Anwendung eines Zuwachsbohrers (IML 2009, Chave 2005, Kreinecker 2016)*

2.3.3. Lianenbewuchs und Fertilität

Für die Bewertung der Intensität des Lianenbewuchses der Bäume wurden Zahlen von 0 bis 3 verwendet, denen folgende Bedeutung zugewiesen wurde:

0 = kein Bewuchs durch Lianen,

1 = leichter Bewuchs durch Lianen bzw. Bewuchs bis zum Ansatz der Baumkrone,

2 = mittlerer Bewuchs durch Lianen, bzw. Bewuchs bis in die Baumkrone,

3 = starker Bewuchs durch Lianen bzw. gesamter Baum von Lianen bewachsen oder sogar gänzlich überwachsen und kaum noch sichtbar.

Die Fertilität der Bäume wurde mit J=Ja und N=Nein angegeben. Dabei wurde lediglich festgehalten, ob bei einem Baum durch einen Blick mit freiem Auge auf die Krone, Knospen, Blüten oder Früchte zu erkennen waren bzw. ob am Boden unter dem Baum Samen oder Früchte seiner Art zu sehen waren. Da die Fertilität bei einigen sehr hohen Bäumen mit dichter Krone schwer festzustellen war bzw. manche Arten eher unscheinbare Blüten haben, kann nicht garantiert werden, dass alle Individuen, denen ein „N“ zugewiesen wurde,

nicht bereits fertil waren. Bei Individuen denen ein „J“ zugewiesen wurde, war die Fertilität jedoch klar ersichtlich. Darüber hinaus wurde eine sichtbare Fertilität nur zum Zeitpunkt der Datenerhebung festgestellt, was nicht zwingend bedeutet, dass ein Baum, der zu diesem Zeitpunkt offensichtlich keine Zeichen von Knospen, Blüten oder Früchten gezeigt hat, nicht grundsätzlich schon fertil war bzw. ist.

Diese Daten sind nicht sehr umfangreich. Sie wurden erstmals im Jahr 2019 erhoben und sind daher nicht vergleichbar mit anderen Jahren, aber vermutlich interessant für zukünftige Studien.

2.3.4. Datenauswertung und statistische Analyse

Alle vor Ort erhobenen Daten wurden zunächst in Microsoft Excel-Tabellen eingetragen und kontrolliert. Weitere Berechnungen von Mittelwerten, grafische Darstellungen und Analysen erfolgten in R Version 3.6.2 (www.r-project.org). Zu Beginn wurde die Verteilung der Messhöhen nach Arten mittels eines Histogramms dargestellt. Das Verhältnis der verschiedenen Durchmesserwerte in verschiedenen Messhöhen aus 2019 wurde in einer Grafik dargestellt und als Regression berechnet. Dadurch wurde es ermöglicht, einen theoretischen Durchmesser in 1.30 m für alle Bäume zu berechnen, die nicht regulär in 1.30 m gemessen werden konnten (dbh.est). Das individuelle Dickenwachstum in Abhängigkeit vom Alter der Bäume in Tagen wurde durch einen Boxplot veranschaulicht. Das individuelle Dickenwachstum in Abhängigkeit von der Größe der Bäume wurde als Grafik mit Punkteverteilung (geom-point) und dem Trend mittels einer lokalen Polynomglättung (loess) dargestellt.

Mittels Korrelation und linearen Regressionen wurden Zusammenhänge der artspezifischen Mittelwerte der funktionellen Merkmale WD, LDMC, SLA und N mit dem Wachstum analysiert. Da die Daten nicht ausreichten, um den Effekt der Holzdichte auf das Wachstum für jede Art zu analysieren, wurden die Arten in Lebensraumtypen nach Chazdon et al. (2011) und Kleinschmidt et al. (2020) klassifiziert. Mittels Regression wurden Unterschiede des Einflusses der Holzdichte auf das Wachstum somit zwischen den einzelnen Lebensraumspezialisierungstypen (OG-Spezialisten, SG-Spezialisten und Generalisten) und zusätzlich zwischen verschiedenen Altersklassen getestet.

Die oberirdische Biomasse wurde nach dem allometrischen Modell von Chave et al. (2014) mit dem R-Paket „BIOMASS“ berechnet. Hierbei werden regulär Holzdichte, Stammdurchmesser und Baumhöhe miteinbezogen. Da die Baumhöhe im Feld jedoch nicht gemessen werden konnte, kam ein generisches Höhen-Durchmesser-Modell zum Einsatz, das auf dem jeweiligen bioklimatischen Prädiktor basierte (Réjou-Méchain et al. 2017). Von Baumarten, von denen keine Holzdichte erhoben wurde, wurden Daten aus der „Global Wood Density Data Base“ (GWD) als Ergänzung herangezogen (Zanne et al. 2016). Der

Kohlenstoffgehalt der trockenen Holzbiomasse tropischer Bäume beträgt 47,4% (IOP Publishing 2009), somit konnten anschließend die Kohlenstoffspeicherung und CO2-Sequestrierung aus der Biomasse berechnet werden.

Zusätzlich wurden Grafiken erstellt, die die Verteilung von Lianen veranschaulichen. Ein Balkendiagramm zeigt, welche der häufigsten Baumarten tendenziell häufiger oder stärker von Lianen bewachsen waren. In einer Boxplot-Grafik wurde der Zusammenhang von Durchmesser und dem Bewuchs durch Lianen dargestellt und ein weiteres Balkendiagramm zeigt, wie hoch bzw. stark der Bewuchs durch Lianen in den einzelnen Sektoren im Jahr 2019 ausfiel. Der Effekt des Lianenbewuchses auf das Wachstum wurde als Varianzanalyse mit Lianen als ordinalskalierter Variablen getestet.

3. Ergebnisse

3.1. Wachstumsentwicklung

Bei den meisten Arten konnte der Stammdurchmesser problemlos in einer Höhe von 1.30 m gemessen werden. Von wenigen, aber häufigen Arten waren jedoch viele Individuen in dieser Höhe bereits verzweigt oder mehrstämmig und mussten aufgrund ihres Wuchses in einer niedrigeren Höhe (unter der Verzweigung) gemessen werden. Dies war am häufigsten bei *Croton schiedeanus*, *Inga oerstediana*, *Inga sp*., *Vitex cooperi* und *Zygia longifolia* der Fall (Abbildung 19). Daher muss zunächst geklärt werden, ob in diesen Fällen der gemessene Durchmesser < 1.30 m oder D_{130sum} (siehe 2.3.1.) eher dem BHD eines kompakten, einstämmigen Baumes entspricht und daher als vergleichbares Maß für die weiteren Berechnungen herangezogen werden kann.

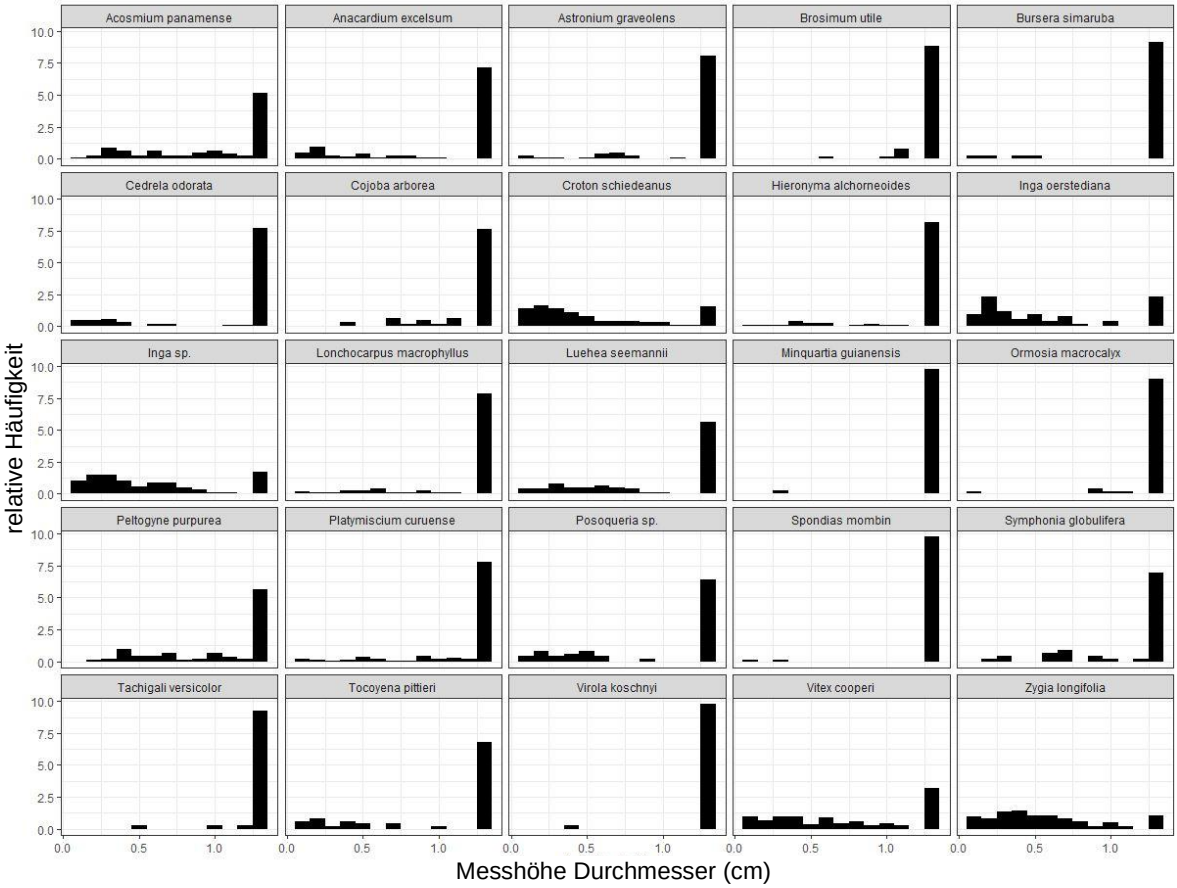

Abbildung 19: *Häufigkeitsverteilung der verschiedenen Messhöhen für den Stammdurchmesser (Einzelstamm) pro Art*

In Abbildung 20 wurden alle Durchmesser-Werte in einer Messhöhe < 1.30 m (diameter) mit D_{130sum} verglichen. Wie oben erwähnt, gehen wir davon aus, dass je näher die Messhöhe des Stammdurchmessers bei 1.30 m war, desto eher entspricht dieser dem BHD eines kompakten, runden Stammes.

Die Analyse zeigt, dass im Allgemeinen der Durchmesser < 0.80 m deutlich größer ist als D_{130sum}, während D_{130sum} ziemlich genau dem Stammdurchmesser ab einer Messhöhe von ≥ 0.80 m entspricht. Dies zeigt sich dadurch, dass sich die Regressionsgerade bei den höheren Messhöhen näher an der schwarzen Linie orientiert als bei niedrigeren Messhöhen. Daher kann davon ausgegangen werden, dass bei Bäumen, die im Jahr 2019 gemessen wurden, D_{130sum} statt dem normalen BHD für weitere Analysen verwendet werden kann (Abb. 20). Für alle Bäume, bei denen in den Jahren vor 2019 der standardgemäße BHD nicht gemessen werden konnte, gilt: Stammdurchmesser gemessen in einer Höhe ≥ 0.80 m können als Ersatzmaß für den BHD verwendet werden, in einer Höhe < 0.80 m ist der Durchmesser, wie zu erwarten, größer, daher wurde für diese Bäume der theoretische Durchmesser (dbh.est) berechnet.

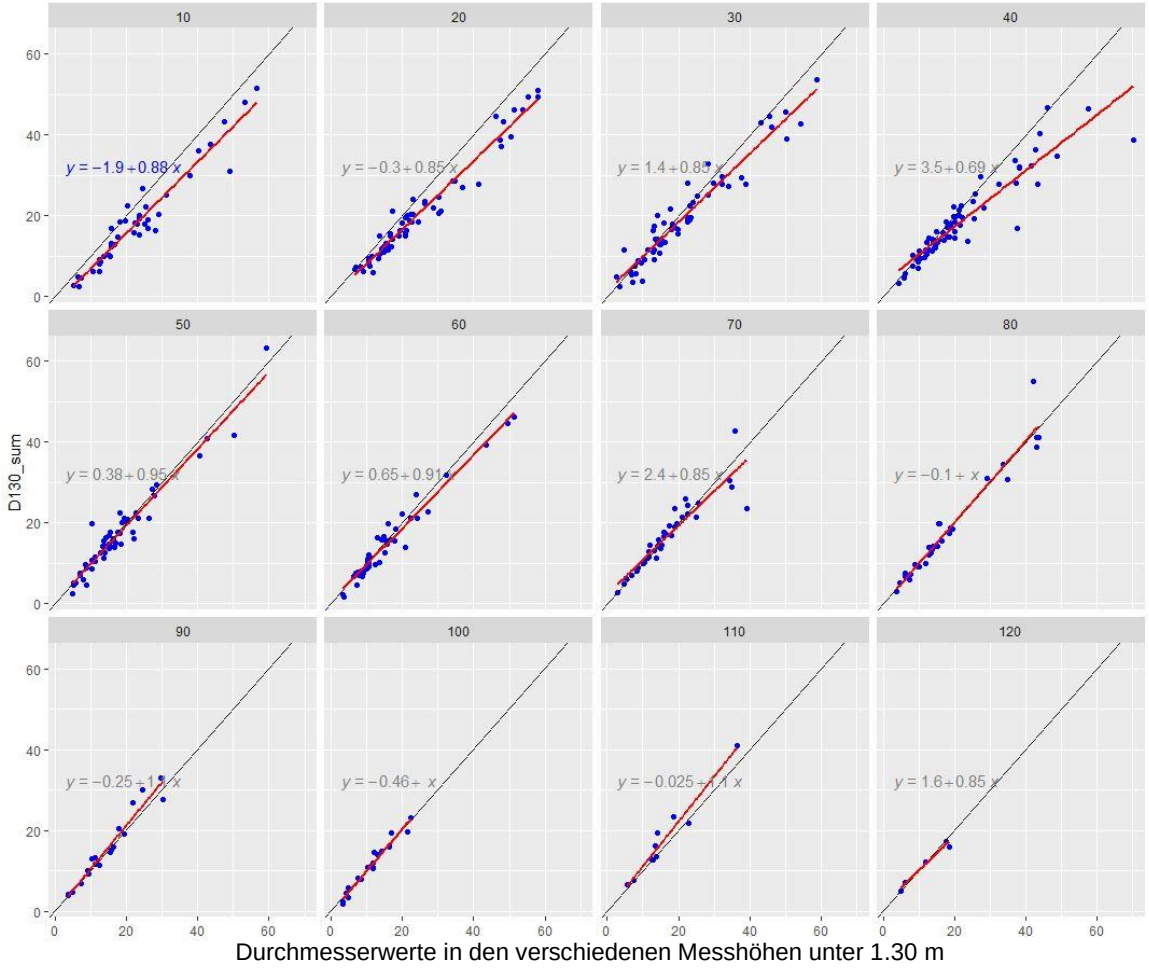

Abbildung 20: *Verhältnis der Durchmesserwerte in den verschiedenen Messhöhen unter 1.30 m zu den Werten aus den Summen der Querschnittsflächen der verzweigten Stämme in 1.30 m (D_{130sum}). Die Zahlen 10 – 120 geben die Messhöhe wieder. Rote Linie = Regressionsgerade, die schwarze Linie gibt das Verhältnis 1:1 an*

Wir verwenden nun in Abb. 21 die Regressionen wie in Abb. 20, aber für jede in diesem Zusammenhang relevante Art extra, um den BHD bei Bäumen, die nicht in ≥ 0.80 m gemessen wurden, zu berechnen und damit auch für alle Bäume vor 2019, bei denen D_{130sum} nicht gemessen wurde. Dieselbe Tendenz wie in Abb. 20 allgemein dargestellt, wird nun für jede Art erkennbar. Dies zeigt sich an den blauen Punkten (Werte höherer Messhöhe), die im Vergleich zu den grünen Punkten (Werte niedrigerer Messhöhe) näher an der schwarzen Linie positioniert sind. Die Werte der höheren Messungen entsprechen demnach auch hier eher D_{130sum}. Bei Messungen ≥ 0.80 m ist der Unterschied zu 1.30 m minimal und es wird daher dieser Wert verwendet (Abb. 21).

Die Regressionsgerade zeigt, dass bei *Acosmium panamense*, *Peltogyne purpurea* und *Zygia longifolia* im Gegensatz zu den anderen Arten in allen Messhöhen kaum ein

Unterschied ist, was bedeutet, dass sich die Baumarten nach oben hin unterschiedlich verjüngen (Abb. 21).

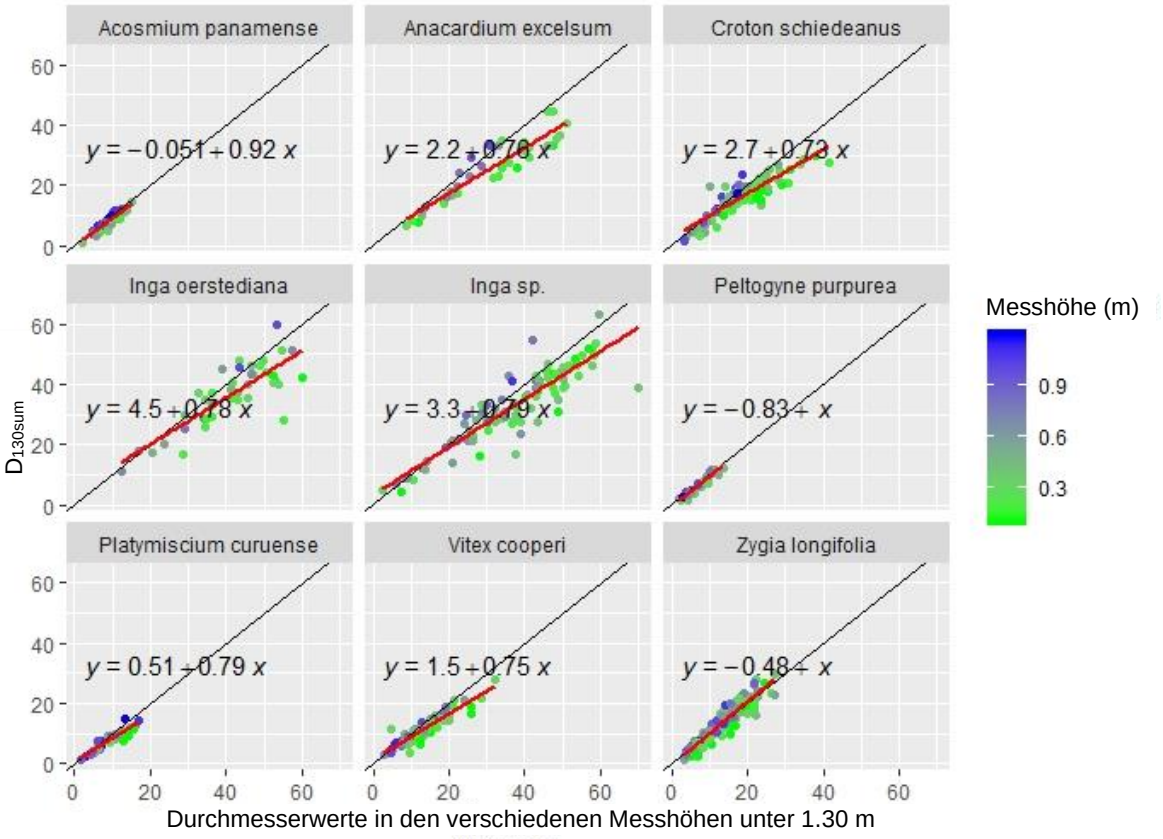

Abbildung 21: *Verhältnis der Durchmesserwerte in den verschiedenen Messhöhen unter 1.30 m zu den Werten aus den Summen der Querschnittsflächen der verzweigten Stämme in 1.30 m für die relevanten Arten; Messhöhe (D_{130sum})*

Für Bäume, die in früheren Jahren < 0.80 m Höhe gemessen wurden wurde aus der Regression der theoretische BHD eines kompakten, runden Stammes berechnet (dbh.est). Abbildung 22 zeigt inwiefern diese Werte D_{130sum} entsprechen. Der Vergleich zeigt bei fast allen Arten eine hohe Übereinstimmung, bei Inga ist sie jedoch nicht optimal. Insgesamt können damit dennoch für alle Bäume der BHD-Zuwachs und die Biomasse gut berechnet werden.

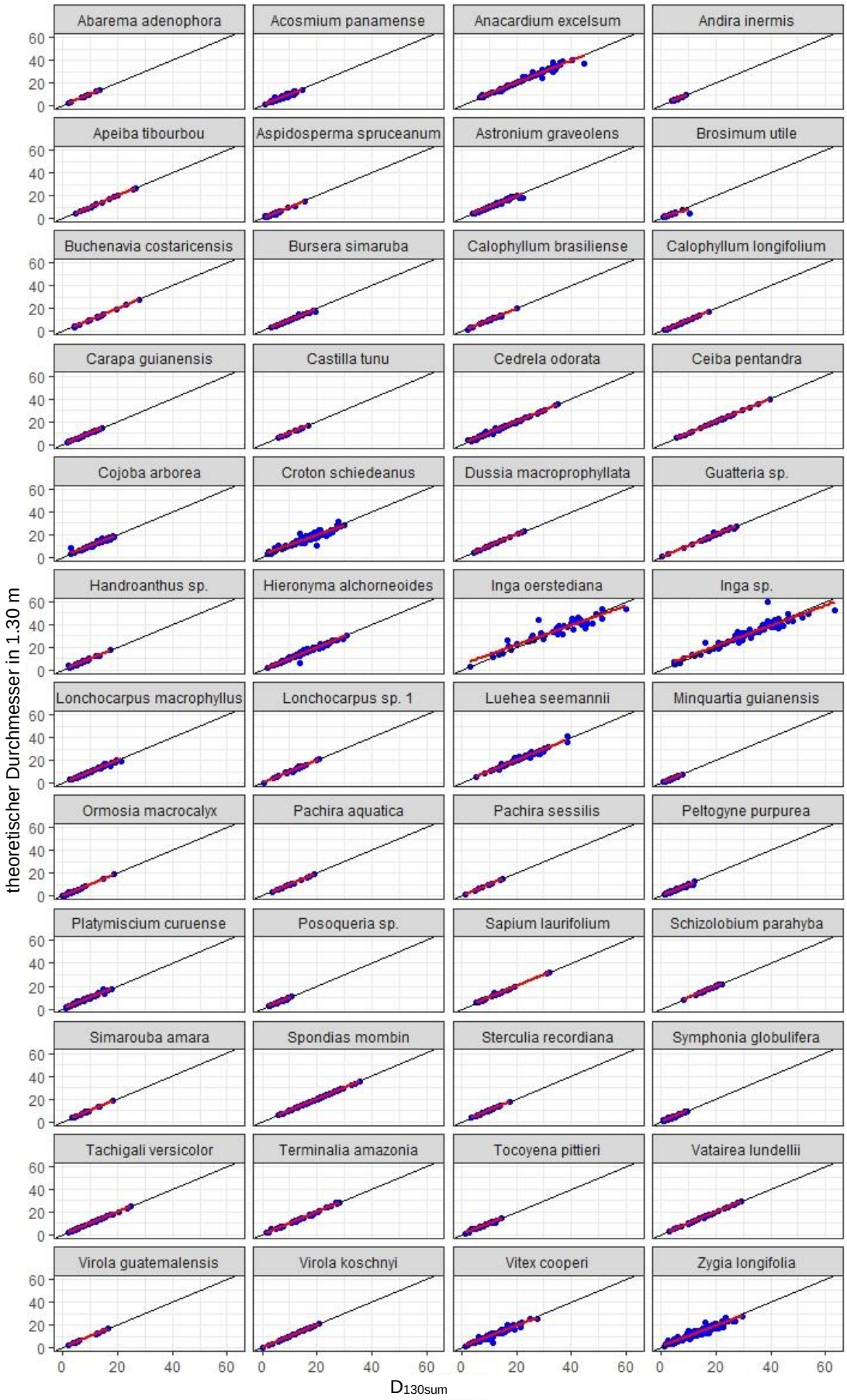

Abbildung 22: *Übereinstimmung des theoretisch berechneten Durchmessers in 1.30 m (dbh.est) mit* D_{130sum}

Zunächst wurde der Zusammenhang von Durchmesserwachstum mit dem Alter der Bäume für jede der häufigsten Arten überprüft (Abb. 23). Hier wird deutlich, dass die Wachstumstrends der Arten sehr unterschiedlich sind, was zu erwarten war, da Arten aus verschiedenen Sukzessionsstadien gepflanzt wurden. Arten aus der gleichen Gattung zeigen oftmals ähnliche Wachstumstrends, so zum Beispiel *Lonchocarpus macrophyllus* und *Lonchocarpus sp. 1, Inga oerstediana* und *Inga sp*., und *Pachira aquatica* und *Pachira sessilis*. Abweichungen davon zeigen *Calophyllum brasiliense* mit einem anfangs raschen und später langsameren Wachstum, und *Calophyllum longifolium* mit einem konstant langsamen Wachstum.

Einige Arten haben in jüngeren Jahren einen schnelleren Dickenzuwachs als in älteren (*Andira inermis, Buchenavia costaricensis, Callophyllum brasiliense, Cojoba aborea, Guatteria sp., Handroanthus sp., Luehea seemanii, Schizolobium parahyba, Spondias mombin*) und bei einigen Arten ist der Dickenzuwachs nahezu kontinuierlich gleichbleibend (*Abarema adenophora, Aspidosperma spruceanum, Brosimum utile, Calophyllum longifolium, Castilla tunu, Cedrela odorata, Croton schiedeanus, Dussia macrophyllata, Minquartia guianensis, Peltogyne purpurea, Platymiscium curuense, Posoqueria sp., Symphonia globulifera, Tachigali versicolor, Virola koschnyi, Zygia longifolia*). Ein insgesamt besonders schnelles Wachstum verzeichnen *Inga oerstediana, Inga sp., Luehea seemannii* und *Anacardium excelsum*. Sehr langsam hingegen wachsen *Abarema adenophora, Andira inermis, Aspidosperma spruceanum, Brosimum utile, Minquartia guianensis* und *Peltogyne purpurea*. Auffällig ist, dass die verschiedenen Arten von *Inga* (*Inga oerstediana, Inga sp*.) und *Ceiba pentandra* ähnliche Wachstumstrends aufweisen, bei denen der Dickenzuwachs zu Beginn nach der Pflanzung verhältnismäßig hoch war, mit dem Alter in einer kurzen Periode noch weiter gestiegen ist und anschließend wieder langsamer wurde. Insgesamt scheint jedoch die Zuwachsrate mit dem Alter bei den meisten Arten abzunehmen (Abb. 23).

Ähnliche Trends sind beim Wachstum im Verlauf der Jahre zu erkennen. Dies ist naheliegend, da der Altersunterschied der Bäume nicht sehr hoch ist (Abb. 37).

Für die meisten Arten kann beobachtet werden, dass das jährliche BHD-Wachstum mit der Größe (BHD) steigt (Abb. 24), obwohl es mit dem Alter abnimmt (Abb. 23). Das liegt daran, dass in dieser Studie nur diejenigen Bäume groß sind, die auch schnell wachsen. Da die Aufforstungsfläche und damit auch die Bäume noch jung sind, fehlen langsam wachsende große Bäume.

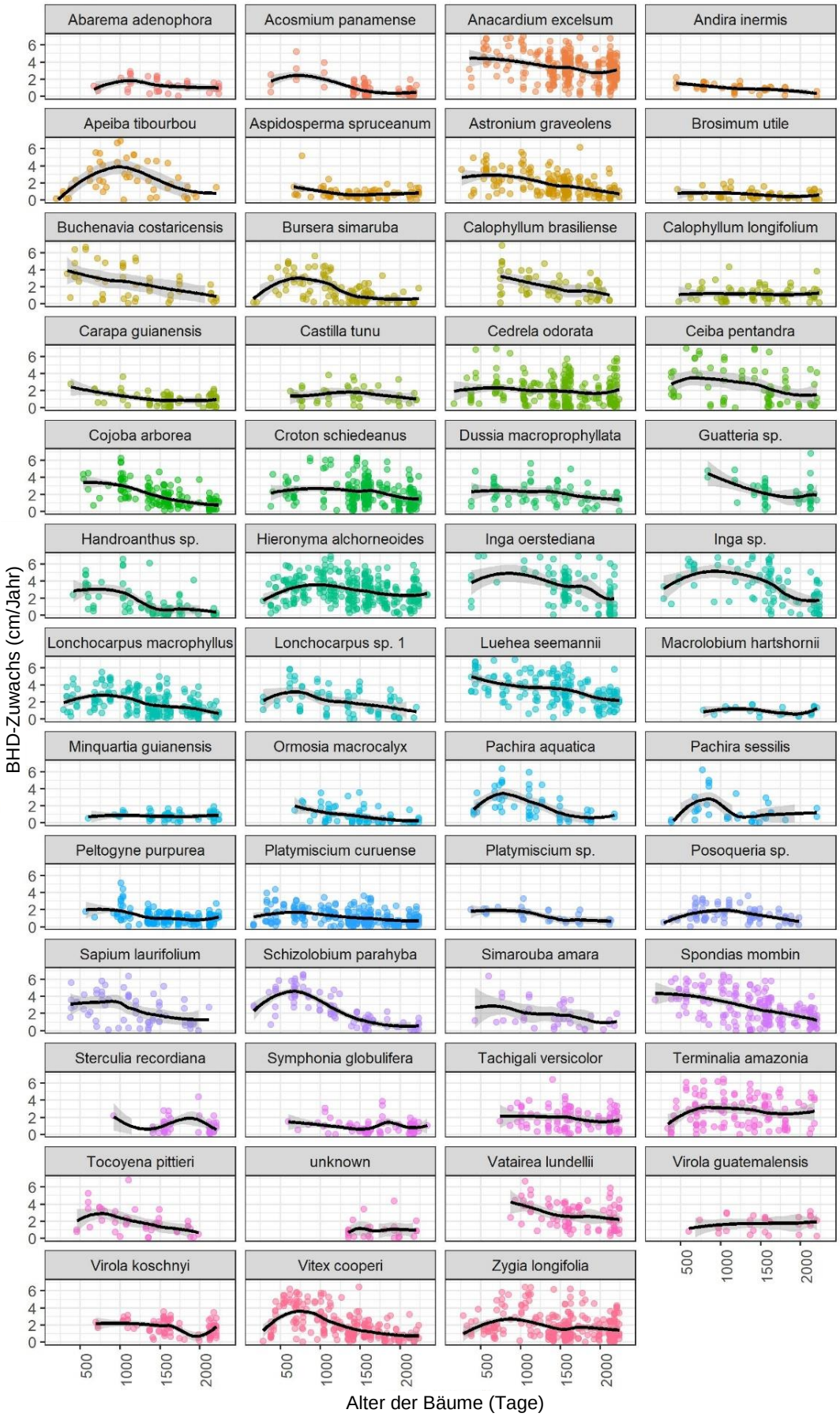

Abbildung 23: *BHD-Zuwachs (cm/Jahr) in Abhängigkeit vom Alter der Bäume (Tage)*

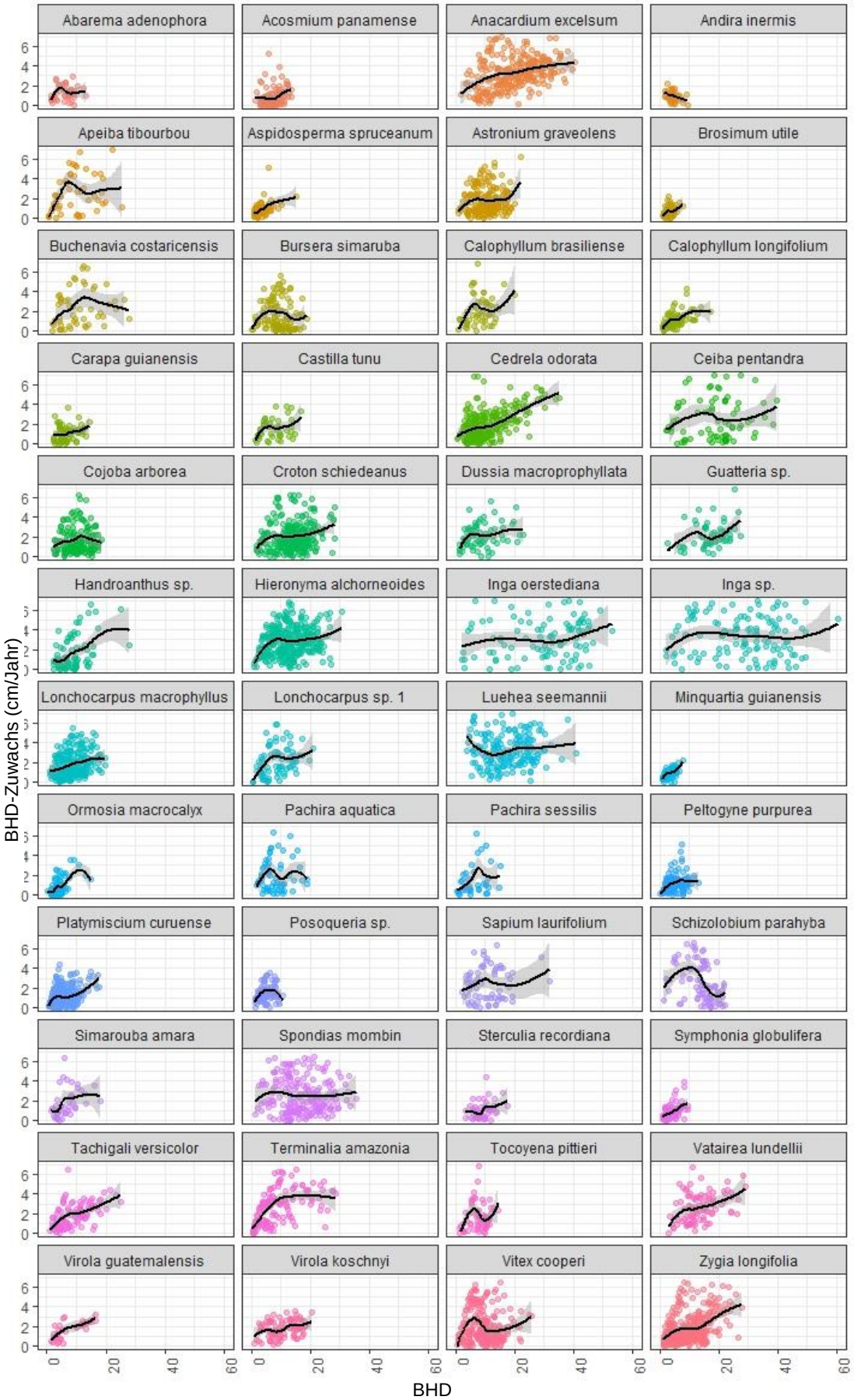

Abbildung 24: *BHD-Zuwachs in Abhängigkeit von der Größe (BHD)*

3.2. Wachstum in Abhängigkeit funktioneller Merkmale

Funktionelle Merkmale konnten bisher von 46 Arten gesammelt werden.

Species	**Wachstum (cm/Jahr)**	**LDMC (mg/g)**	**SLA (m^2/kg)**	**N (mg/g)**	**WD (g/m^3)**	**n**
Abarema adenophora	1.312	0.420	19.596	26.668	0.472	20
Anacardium excelsum	4.842	0.373	10.092	17.322	0.338	140
Andira inermis	1.169	0.358	17.240	33.847	0.508	32
Apeiba membranacea	2.405	0.244	28.786	23.170	0.252	28
Apeiba tibourbou	3.485	0.313	15.480	25.178	0.327	29
Aspidosperma spruceanum	0.921	0.326	11.281	18.024	0.681	70
Astronium graveolens	2.212	0.393	18.895	26.222	0.508	124
Buchenavia costaricensis	2.647	0.361	14.192	21.619	0.479	20
Calophyllum brasiliense	2.136	0.369	11.068	16.055	0.601	32
Calophyllum longifolium	1.432	0.343	6.849	13.950	0.558	47
Carapa guianensis	1.165	0.482	8.774	12.965	0.418	38
Cedrela odorata	2.320	0.395	15.297	32.663	0.491	135
Ceiba pentandra	3.265	0.378	15.831	29.190	0.317	49
Cojoba arborea	1.943	0.430	19.610	27.846	0.482	63
Croton schiedeanus	3.155	0.321	15.647	26.814	0.425	177
Dilodendron costaricense	1.264	0.394	22.806	22.487	0.563	22
Diphysa americana	1.413	0.341	18.802	40.901	0.608	12
Dussia macroprophyllata	2.618	0.304	19.289	36.696	0.404	28
Guatteria amplifolia	3.105	0.250	25.468	26.766	0.294	14
Handroanthus chrysanthus	0.014	0.343	21.625	37.247	0.570	32
Handroanthus sp.	1.495	0.278	19.466	30.988	0.632	63
Hieronyma alchorneoides	3.384	0.258	13.317	27.211	0.521	174
Inga barbourii	4.324	0.357	26.097	26.738	0.500	13
Inga oerstediana	5.848	0.462	13.649	34.988	0.406	60
Lonchocarpus macrophyllus	2.043	0.313	15.616	31.072	0.387	158
Lonchocarpus sp. 1	2.396	0.401	13.323	29.020	0.466	41
Luehea seemannii	4.650	0.373	14.366	26.092	0.322	86
Macrolobium hartshornii	0.802	0.392	17.856	30.189	0.516	28
Minquartia guianensis	1.050	0.375	13.513	21.766	0.728	73
Ormosia macrocalyx	0.891	0.359	13.072	30.303	0.387	56
Pachira aquatica	2.169	0.315	11.693	18.838	0.415	37
Pachira sessilis	1.188	0.263	20.787	26.143	0.432	30
Peltogyne purpurea	1.282	0.461	11.796	17.473	0.666	108
Platymiscium curuense	1.292	0.320	16.035	33.512	0.635	187
Posoqueria sp.	1.685	0.350	8.422	22.156	0.566	50

Simarouba amara	2.073	0.354	10.283	22.001	0.349	49
Spondias mombin	3.382	0.291	16.322	16.073	0.365	85
Swartzia panamensis	1.004	0.417	19.771	28.400	0.587	16
Tachigali versicolor	2.289	0.501	12.149	25.154	0.451	67
Terminalia amazonia	3.121	0.427	10.667	17.550	0.597	45
Tocoyena pittieri	1.506	0.274	16.803	21.255	0.607	62
Vatairea lundellii	3.384	0.416	14.891	25.529	0.442	42
Virola guatemalensis	2.294	0.359	12.388	19.156	0.334	19
Virola koschnyi	2.447	0.423	12.462	15.733	0.333	61
Vitex cooperi	2.188	0.326	12.856	26.871	0.442	142
Zygia longifolia	2.418	0.445	12.623	28.396	0.546	183

Tabelle 1: *Mittelwerte der funktionellen Merkmale der Arten, die für diese Arbeit verwendet wurden; Wachstum=mittleres BHD-Wachstum, LDMC=Blatttrockenmassegehalt, N=Blattstickstoffgehalt, WD=Astholzdichte, SLA=Spezifische Blattfläche, n=Anzahl der gemessenen Bäume*

Mittels Korrelation und Regression wurde ein Zusammenhang des mittleren Durchmesserwachstums mit den funktionellen Merkmalen Blatttrockenmassegehalt (LDMC), Blattstickstoffgehalt (N), spezifische Blattfläche (SLA) und Holzdichte (WD) überprüft. Die Analysen ergaben einen signifikanten Zusammenhang nur mit der Holzdichte (Korrelationskoeffizient = -0.52, p<0.001, Tab. 2), jedoch nicht mit den anderen Merkmalen. Des Weiteren sind die Zusammenhänge zwischen dem Blatttrockenmassegehalt und der spezifischen Blattfläche, sowie zwischen dem Blattstickstoffgehalt und der spezifischen Blattfläche signifikant, jedoch nicht zwischen Blatttrockenmassegehalt und Blattstickstoffgehalt (Tab. 1).

	Wachstum	***LDMC***	***N***	***WD***	***SLA***
Wachstum		0.03	-0.05	**-0.52*** **	-0.05
LDMC	0.03		-0.12	0.14	**-0.37***
N	-0.05	-0.12		0.04	**0.47*** **
WD	**-0.52*** **	0.14	0.04		-0.13
SLA	-0.05	**-0.37***	**0.47*** **	-0.13	

Tabelle 2: *Korrelationskoeffizienten nach Pearson; * = p<0.05, ** = p<0.01, *** = p<0.001; Wachstum = BHD-Wachstum, LDMC = Blatttrockenmassegehalt, N = Blattstickstoffgehalt, SLA = Spezifische Blattfläche, WD = Holzdichte*

Die Regressionen zeigten ebenfalls einen Zusammenhang des mittleren Durchmesserwachstums nur mit der Astholzdichte (Abb. 25).

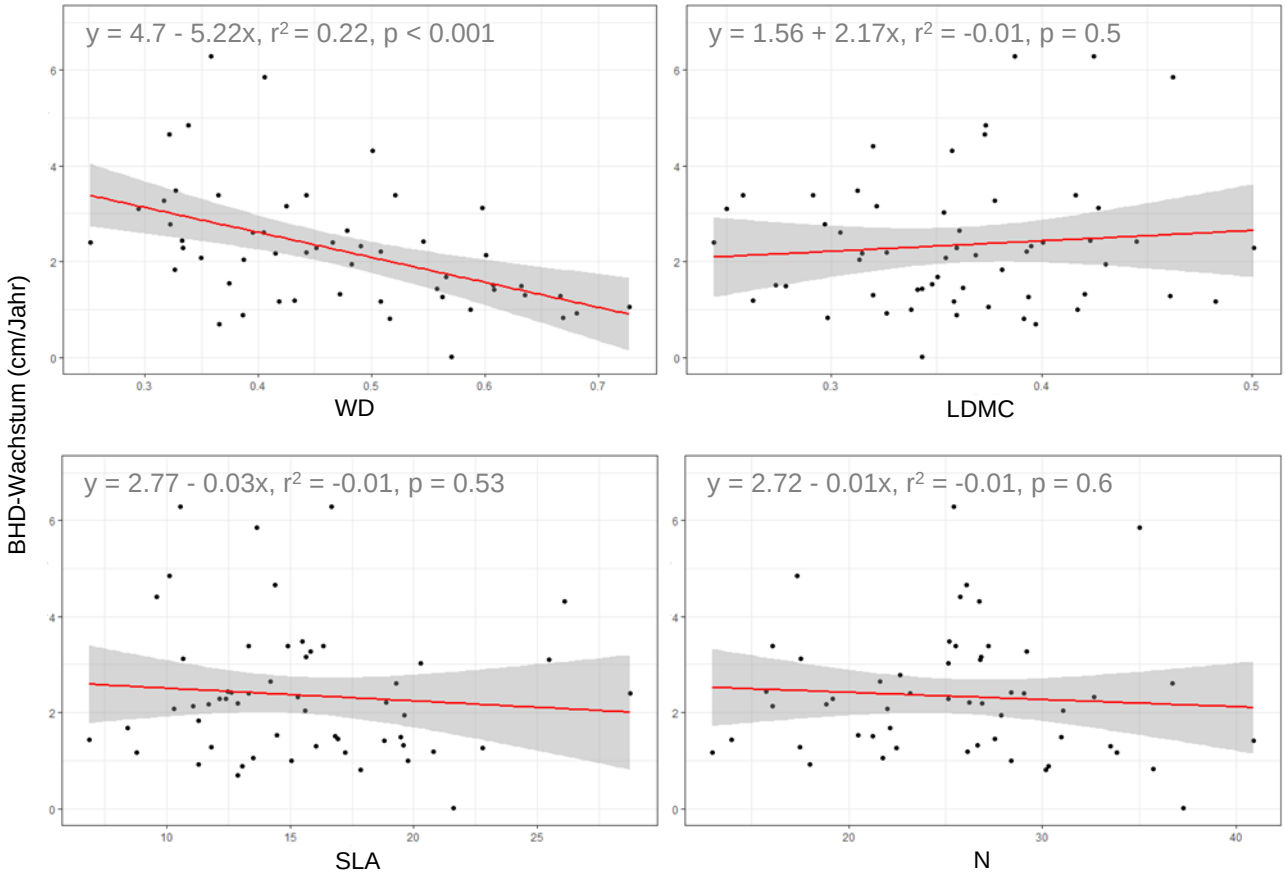

Abbildung 25: *Einfluss der funktionellen Merkmale Astholzdichte (WD), Blatttrockenmassegehalt (LDMC), Spezifische Blattfläche (SLA) und Blattstickstoffgehalt (N) auf das mittlere BHD-Wachstum (cm/Jahr)*

Um zu testen, ob sich der Zusammenhang zwischen funktionellen Merkmalen und Durchmesserwachstum im Lauf des Alters ändert, wurden die Bäume in fünf Altersklassen unterteilt: bis 500 Tage, 500 - 1000, 1000 - 1500, 1500 - 2000 und 2000 - 2500 Tage nach dem Auspflanzen. Bei der Astholzdichte sind R^2 und Regressionskoeffizient bei den jüngsten Bäumen am größten, der p-Wert am kleinsten, demnach ist hier der Zusammenhang zwischen Holzdichte und mittlerem Durchmesserwachstum am höchsten. (Tab. 3, Abb. 26). Andere funktionelle Merkmale zeigen mit Ausnahme des Blatttrockenmassegehalts bei Bäumen mit einem Alter zwischen 1500 und 2000 Tagen in keiner der Altersklassen einen Zusammenhang mit dem Wachstum (Tab. 4, 5, 6 & Abb. 27, 28, 29).

	500	1000	1500	2000	2500
Koeffizient	-6.929	-5.634	-5.201	-5.547	-2.274
P-Wert	p<0.001	p<0.05	p<0.05	p<0.01	p<0.05
R^2	**0.301**	0.088	0.077	0.157	0.094

***Tabelle 3**: Werte der Regressionsanalyse von Holzdichte und mittlerem Durchmesserwachstum unterteilt in Altersklassen*

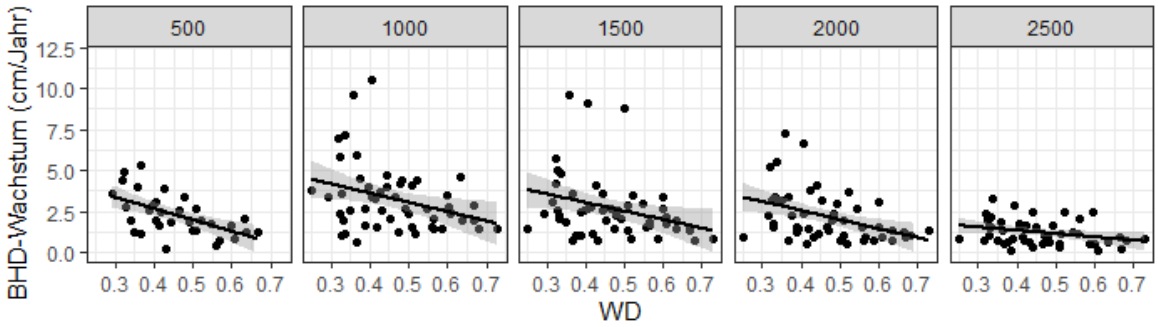

***Abbildung 26:** Einfluss der Holzdichte (WD) auf das BHD-Wachstum in Abhängigkeit vom Alter*

	500	1000	1500	2000	2500
Koeffizient	8.053	1.605	4.260	7.807	1.939
P-Wert	p=0.362	p=0.775	p=0.358	p<0.05	p=0.305
R^2	-0.004	-0.017	-0.003	0.066	0.001

***Tabelle 4:** Werte der Regressionsanalyse von Blatttrockenmassegehalt (LDMC) und mittlerem Durchmesserwachstum unterteilt in Altersklassen*

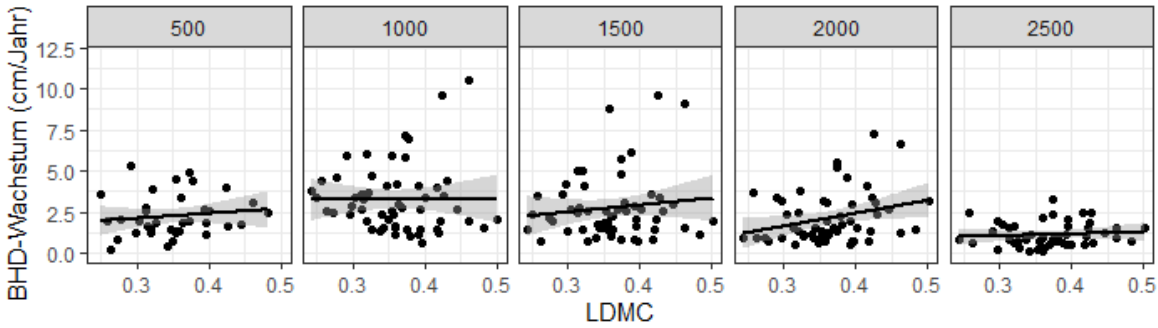

***Abbildung 27:** Einfluss des Blattrockenmassegehalts (LDMC) auf das BHD-Wachstum in Abhängigkeit vom Alter*

	500	1000	1500	2000	2500
Koeffizient	-0.037	-0.026	0.006	-0.094	-0.037
P-Wert	p=0.756	p=0.734	p=0.921	p=0.062	p=0.181
R^2	-0.026	-0.017	-0.019	0.049	0.017

***Tabelle 5:** Werte der Regressionsanalyse von spezifischer Blattfläche (SLA) und mittlerem Durchmesserwachstum unterteilt in Altersklassen*

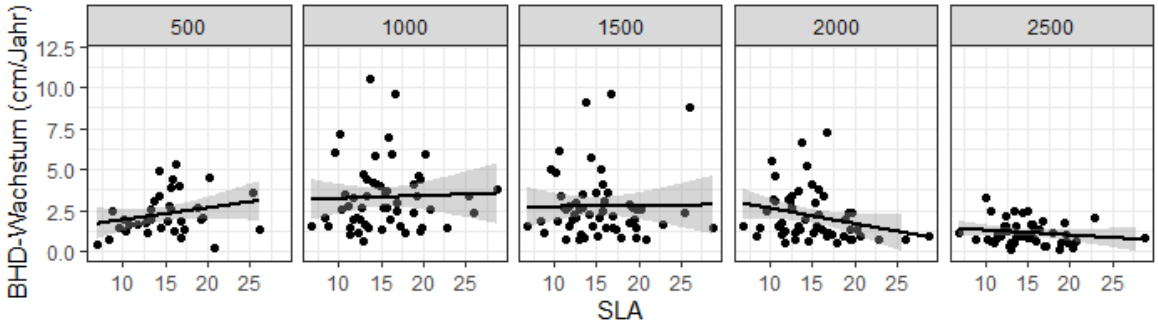

Abbildung 28: *Einfluss der spezifischen Blattfläche (SLA) auf das BHD-Wachstum in Abhängigkeit vom Alter*

	500	1000	1500	2000	2500
Koeffizient	-0.007	0.040	0.025	-0.010	-0.033
P-Wert	p=0.940	p=0.443	p=0.556	p=0.763	p=0.067
R^2	-0.030	-0.008	-0.013	-0.018	0.052

Tabelle 6: *Werte der Regressionsanalyse von Blattstickstoffgehalt (N) und mittlerem Durchmesserwachstum unterteilt in Altersklassen*

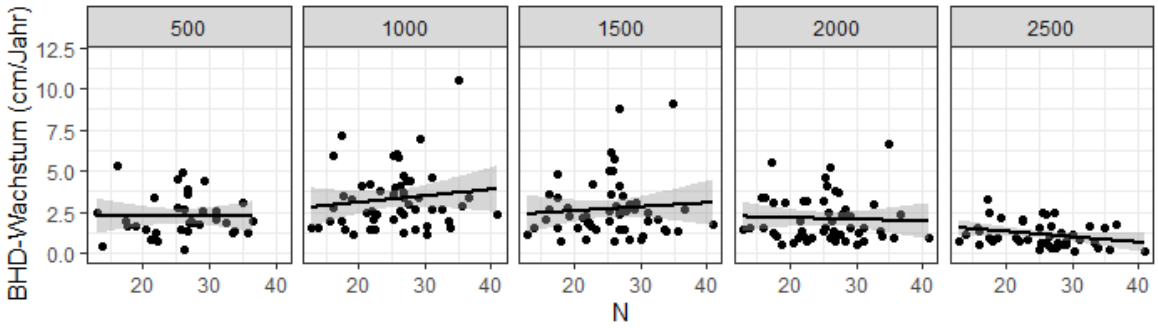

Abbildung 29: *Einfluss des Blattstickstoffgehalts (N) auf das BHD-Wachstum in Abhängigkeit vom Alter*

Anschließend wurde getestet, ob sich der Zusammenhang zwischen Holzdichte und Wachstum bei den drei Gruppen von Habitatpräferenz (Generalisten, OG-Spezialisten und SG-Spezialisten) unterscheidet.

Die Analysen ergaben bei den Generalisten einen Regressionskoeffizienten von -4.438 (p = 0.190, R2 = 0.046), bei den OG-Spezialisten eine Regressionskoeffizienten von -3.702 (p = 0.062, R^2 = 0.329) und bei den SG-Spezialisten einen Korrelationskoeffizienten von -5.225 (p = 0.061, R^2 = 0.264) (Abb. 30). Somit kann hier nicht eindeutig zwischen den Habitatspezialisierungstypen differenziert werden.

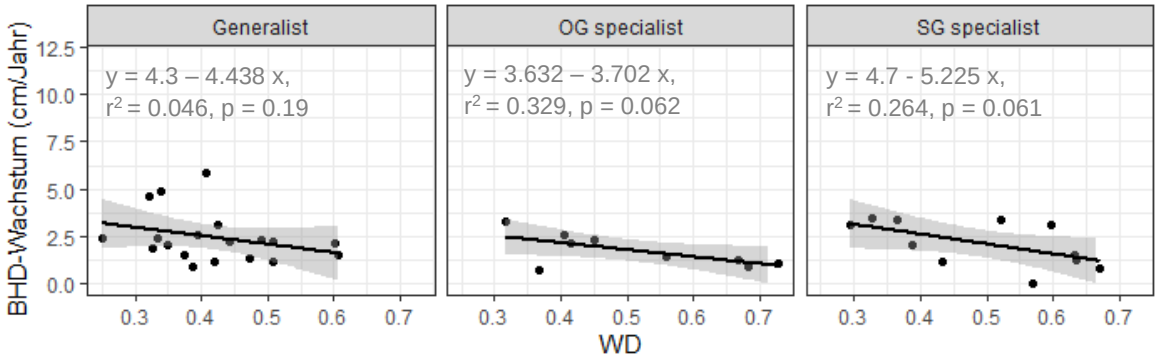

Abbildung 30: *Einfluss der Holzdichte (WD) auf das mittlere BHD-Wachstum (cm/Jahr) in Abhängigkeit vom Habitatspezialisierungstyp*

3.3. Biomasse und C-Sequestrierung

Um zu überprüfen, welche Auswirkungen die Artenzusammensetzung auf die Biomasseakkumulation hat, wurden Parzellen mit unterschiedlichen Kombinationen dreier funktioneller Gruppen von Bäumen verwendet: Arten mit hoher Holzdichte (high), Arten mit niedriger Holzdichte (low) und Leguminosen (leg). Parzellen, in denen Leguminosen gepflanzt wurden, erhöhen die Biomasse besonders schnell, wobei dies am großen Anteil an schnell wachsenden Arten von Inga liegen kann und nicht zwangsläufig durch die Kombination zustande kommt. Hietz et al. 2019 haben bereits gezeigt, dass die Biomasse ohne Inga deutlich niedriger ist, hier bedarf es weiterer Untersuchungen, die das schnelle Wachstum und die hohe Biomasseakkumulation von Inga berücksichtigen. Manche Parzellen zeigen eine Abnahme der Biomasse innerhalb eines Jahres, die auf große abgebrochene Bäume zurückgeführt werden kann (Abb. 31).

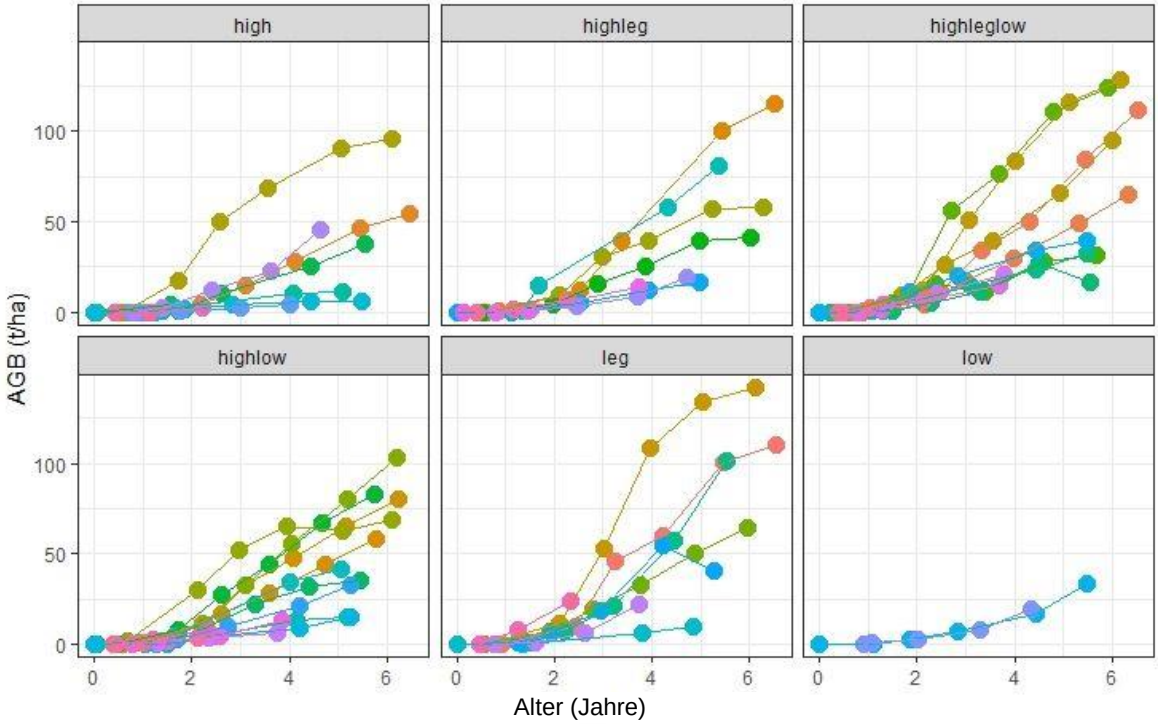

Abbildung 31: *Biomasseakkumulation in den ersten 6 Jahren nach der Pflanzung. Unterschiedliche Farben innerhalb einer Teilgrafik stellen die einzelnen Parzellen dar.*

Tabelle 7 zeigt die Durchschnittswerte von AGB, C und CO_2 mehrerer Parzellen. Im Jahr 2019 betrug die aus diesen Teilflächen berechnete durchschnittliche oberirdische Biomasse 59.25 t/ha, woraus sich eine CO_2-Sequestrierung von 102.96 t/ha ergibt. Der Mittelwert der Biomasse von Primärwäldern in dieser Region beträgt 254 t/ha (Wanek et al. 2008), das sind 441.45 t/ha CO_2. Die CO_2-Sequestrierung der herangezogenen Teilflächen betrug somit zum Untersuchungszeitpunkt, sieben Jahre nach Beginn der Pflanzung, rund 23 % von der eines Primärwaldes in derselben Region. Dieses Ergebnis kann jedoch nicht einfach auf die ganze Untersuchungsfläche hochgerechnet werden, da es konkret in Zusammenhang mit den Arten und Artkombinationen in den ausgewählten Parzellen steht.

JAHR	AGB (t/ha)	C (t/ha)	CO_2 (t/ha)
2015	5.56	2.64	9.86
2016	19.26	9.13	33.48
2017	29.37	13.92	51.04
2018	48.73	23.10	84.70
2019	**59.25**	28.08	**102.96**

Tabelle 7: *Biomasse, C und CO_2-Bindung in t/ha berechnet aus den Messungen der Parzellen 1-24 und 30-41 (da diese von allen Jahren vollständig vorhanden und somit vergleichbar waren); Berechnungsgrundlage siehe Tab. 8*

Der Biomassezuwachs gestaltet sich für jede Art unterschiedlich, je nach Wachstum. Grundsätzlich steigt die Biomasse mit dem Alter. Es kann jedoch zu Abweichungen kommen, wenn Bäume oder Teile von Bäumen abbrechen. Da die y-Achsen zugunsten der grafischen Darstellung und Lesbarkeit unterschiedlich sind, werden starke Unterschiede zwischen den Arten verdeckt. Die Ausgleichskurve lässt ablesen wie die Biomasse einer Art durchschnittlich im Lauf der Jahre zunimmt. Zum Beispiel haben Arten der Gattung Inga nach 2500 Tagen mit durchschnittlich über 1000 kg die höchste Biomasse erreicht, danach folgen *Luehea seemannii* mit knapp 500 kg und *Anacardium excelsum* mit gut 400 kg. *Abarema adenophora*, *Acosmium panamense*, *Andira inermis*, *Aspidosperma spruceanum*, *Brosimum utile*, *Calophyllum longifolium*, *Minquartia guianensis*, *Ormosia macrocalyx*, *Peltogyne purpurea*, *Posoqueria sp.*, *Platymiscium curuense*, *Symphonia globulifer* erreichten nach 2500 Tagen eine Biomasse von unter 40 kg (Abb. 32). Dies ist auch in den Ergebnissen aus Kapitel 3.1 Wachstumsentwicklung, Abbildung 23, nachvollziehbar, dennoch hängt die Biomasseakkumulation nicht nur vom Wachstum, sondern auch von der Holzdichte ab.

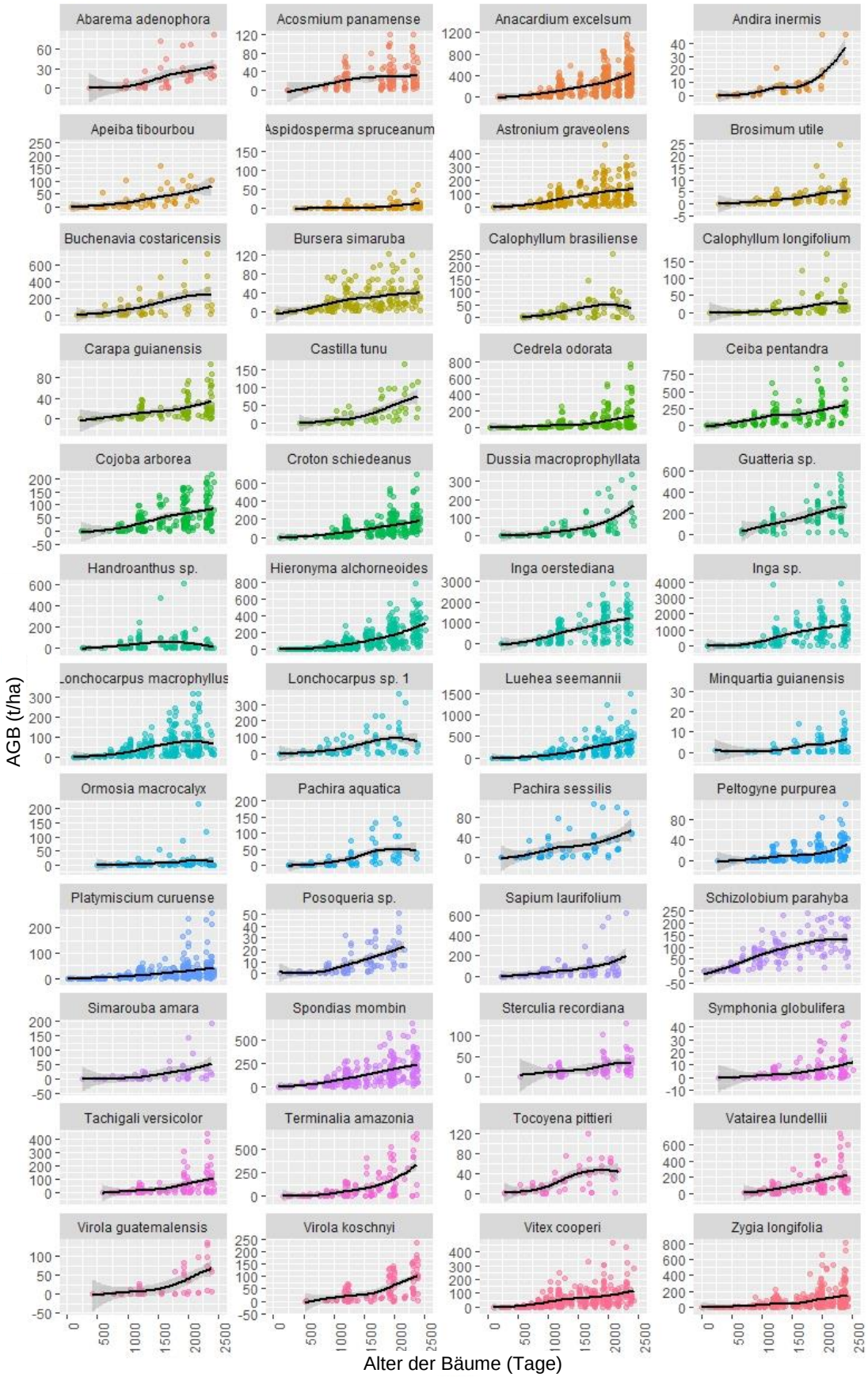

Abbildung 32: *Oberirdische Biomasse (AGB) der gepflanzten Bäume auf der Untersuchungsfläche in den ersten Jahren des Wachstums in Abhängigkeit vom Alter der Bäume*

3.4. Verteilung von Lianen

Die meisten Bäume der sieben häufigsten Baumarten waren frei von Lianen. *Platymiscium curuense* und *Lonchocarpus macrophyllus* waren am häufigsten von Lianen bewachsen. Individuen von *Croton schiedeanus* waren zwar insgesamt weniger von Lianen befallen als Individuen von *Anacardium excelsum*, *Cedrela odorata*, *Hieronyma alchorneoides*, *Lonchocarpus macrophyllus* und *Zygia longifolia*, aber ein größerer Anteil von Croton schiedeanus war stark bewachsen (Abb. 33).

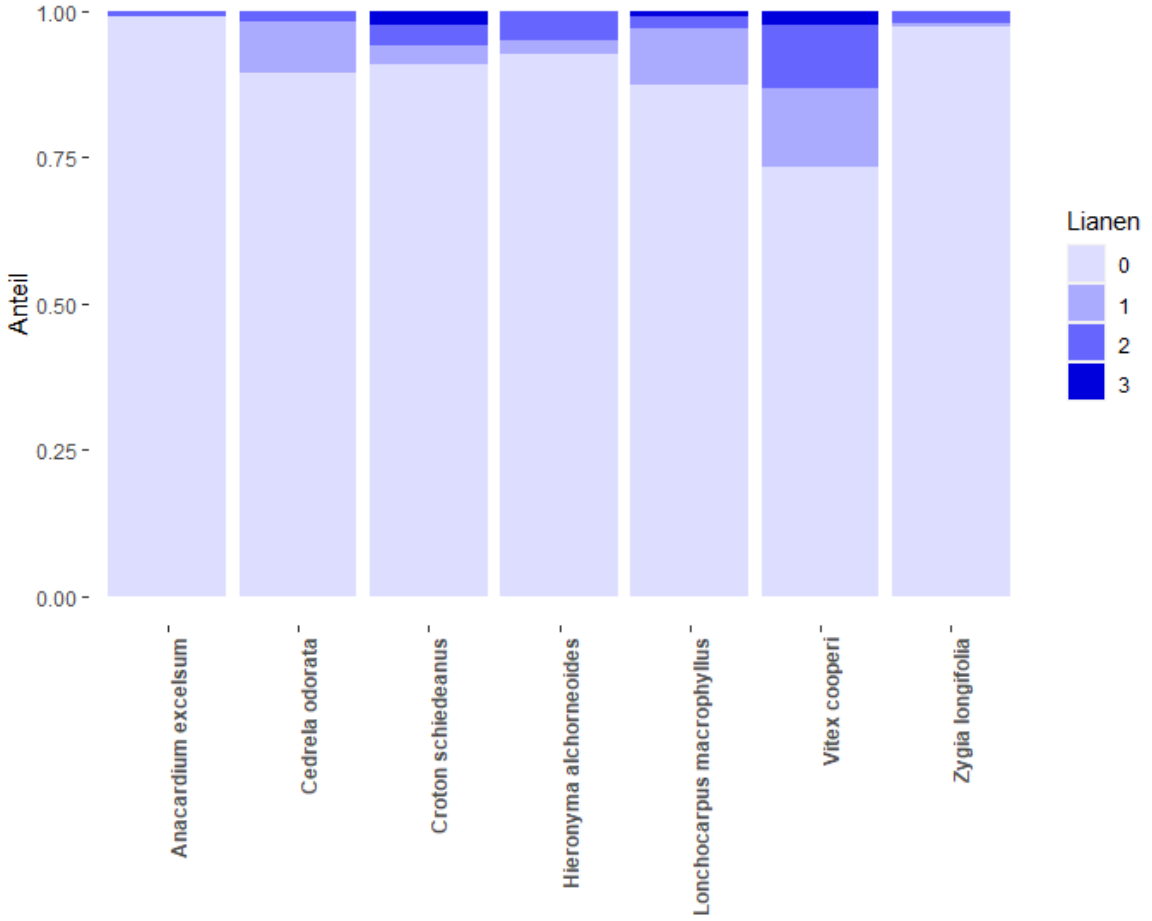

Abbildung 33: *Anteil (1 = 100% der Bäume von denen Daten zum Lianenbewuchs vorhanden sind) des Lianenbewuchses nach einigen der häufigsten Baumarten; Intensität des Bewuchses: 0 (keine Lianen) – 3 (sehr starker Bewuchs/Überwuchs)*

In Bezug auf den Zusammenhang von BHD und Lianenbewuchs kann folgende Aussage getroffen werden: Individuen mit einem kleineren BHD haben mehr Lianen, als jene mit einem größeren BHD. Der Lianenbewuchs nimmt insgesamt deutlich mit steigender Baumgröße ab ($p < 0.001$) (Abb. 34).

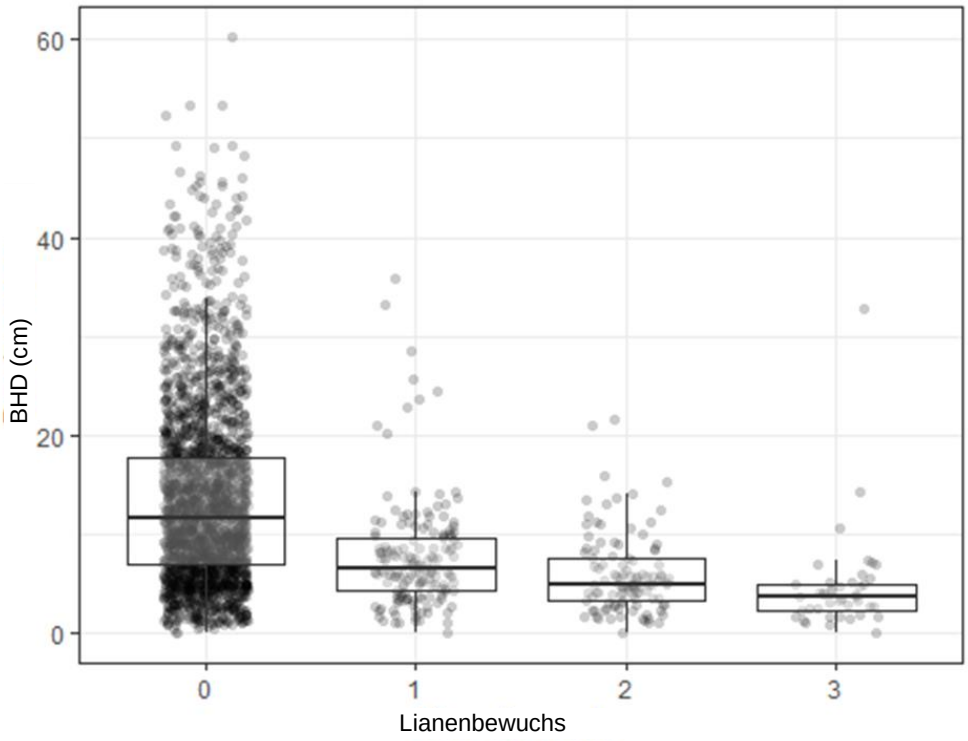

Abbildung 34: *Zusammenhang von Brusthöhendurchmesser (BHD) und Lianenbewuchs*

Bei der Darstellung der Häufigkeit des Lianenvorkommens nach Sektoren zeigt sich, dass in den Sektoren 7 - 9 mehr Bäume einen Bewuchs durch Lianen aufwiesen, als in den Sektoren 1 - 6. Besonders in den Sektoren 7 und 9 waren viele Bäume von Lianen bewachsen. In diesen Sektoren waren im Vergleich zu den anderen Sektoren auch mehr Bäume auffällig stark (3) von Lianen bewachsen (Abb. 35).

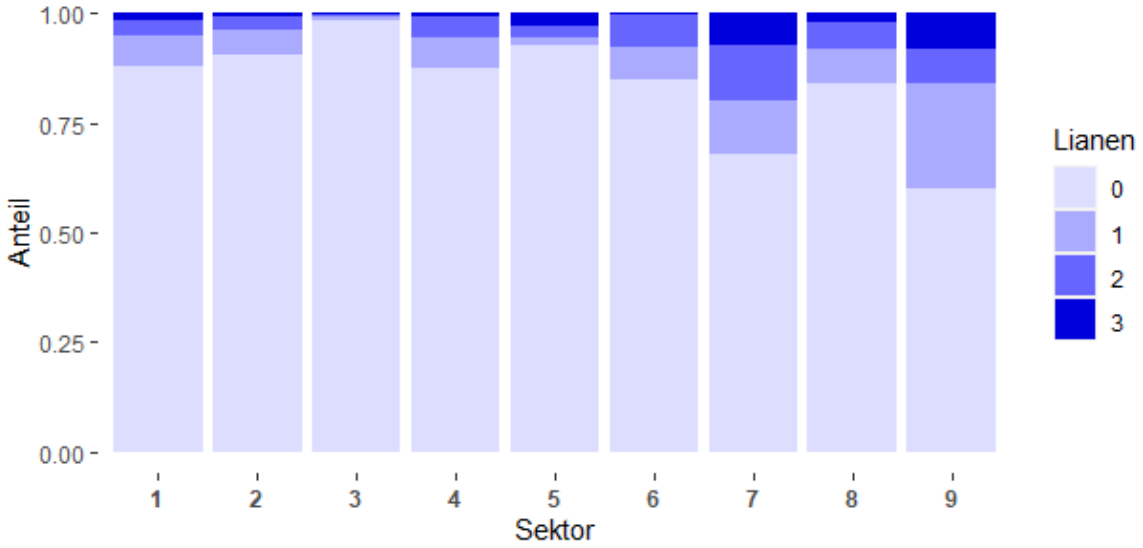

Abbildung 35: *Anteil des Lianenbewuchses nach Sektoren; Intensität des Bewuchses: 0 (keine Lianen) – 3 (sehr starker Bewuchs/Überwuchs)*

4. Diskussion

4.1. Wachstumsentwicklung

Da viele Bäume tief verzweigt waren und daher ein theoretischer BHD ermittelt wurde, können die Wachstumsraten und damit die Kohlenstoffsequestrierung Fehler aufweisen. Der hier durchgeführte Vergleich zwischen dem in verschiedenen Höhen gemessenen Stammdurchmesser und der Summe der Durchmesser in 1.30 m ermöglicht eine Korrektur bei basal verzweigten oder unregelmäßigen Stämmen.

Die Untersuchungen zeigten, dass das Baumwachstum nicht linear verläuft, sondern je nach Art und Alter unterschiedliche Wachstumsraten aufweist. Die teilweise sehr großen Unterschiede zwischen den Baumarten sind kaum überraschend, da Arten aus Wäldern mit unterschiedlichen Sukzessionsstadien gesammelt und gepflanzt wurden.

Die Identifizierung von schnell- und langsam wachsenden Arten ist für den Auswahlprozess einer Aufforstungsfläche von großer Bedeutung. Die Aufmerksamkeit liegt bei Aufforstungsprojekten mit wirtschaftlichen Absichten oder einer Mehrfachnutzung mit Produktions- und Erhaltungszielen, auf der Auswahl von Arten mit hohen Wachstumsraten (Scolforo et al. 2017). Dies trifft jedoch nicht auf Wiederbewaldungsflächen zu, die rein der Forschung und dem Zweck der Wiederherstellung einer hohen Biodiversität dienen sollen. Eine anfängliche Pflanzung von Arten, die schnell die Fläche mit einem Kronendach bedecken, verringert die Besiedelung durch unerwünschte Unkrautarten und begünstigt jene durch schattentolerante Baumarten. Schnellwachsende Baumarten (die meist auch sonnenliebend sind) wie *Inga oerstediana, Inga sp., Luehea seemannii, Anacardium excelsum, Schizolobium parahyba, Hieronyma archorneoides, Spondias mombin, Buchenavia costaricensis* und *Ceiba pentandra* können schon nach kurzer Zeit zu Schattenspendern für langsam wachsende Arten (die meist auch schattentolerant und spät sukzessiv sind) wie *Andira inermis, Aspisosperma spruceanum, Brosimum utile, Minquartia guianensis, Peltogyne purpurea, Calophyllum longifolium, Symphonia globulifera, Ormosia macrocalyx, Abarema adenophora* werden und deren Überleben und Wachstum begünstigen. Eine Durchmischung von vielen verschiedenen Arten mit unterschiedlichen Wachstumsraten (und Habitatpräferenzen) kann sowohl die Biodiversität von Beginn an erhöhen, als auch dem Wettbewerb bei der Aufnahme von Wasser, Nährstoffen und Sonnenlicht vorbeugen (van Breugel et al. 2011).

Für zukünftige Studien schlagen wir vor, eine ähnlich aufgebaute Wiederbewaldungsfläche mit gleichen Umweltbedingungen anzulegen und die bekanntlich langsam wachsenden, schattentoleranten Baumarten einige Jahre später auf die für diese freigelassenen Stellen zu pflanzen um zu untersuchen, ob Überlebens- und Wachstumsraten im Vergleich zu den Bäumen auf der Finca Amable höher sind. Das Entfernen von Konkurrenten wie invasiven Gräsern sollte in den ersten Monaten und Jahren des Baumwachstums sichergestellt

werden, da es nachweislich einen positiven Einfluss auf das Baumwachstum hat (Wheeler et al. 2016). Außerdem empfehlen wir den Versuch einer Düngung von Baumarten, die nach bisherigen Beobachtungen ein schlechtes Wachstum und eine hohe Mortalität zeigten. In einer Studie von van Breugel et al. (2011) wurden in den ersten zwei Jahren nach der Pflanzung Wachstum und Mortalität von 49 Baumarten an vier Standorten mit Unterschieden in Niederschlag und Bodenfruchtbarkeit in Panama bewertet. Van Breugel et al. (2011) vermuten, dass eine Düngung eine gute Etablierung sicherstellen kann, da in ihrer Studie anfänglich gedüngte Bäume ein höheres Überleben hatten, obwohl das Überleben auf den Standorten mit hoher Bodenfruchtbarkeit nicht höher war als auf den Standorten mit niedriger Bodenfruchtbarkeit, dafür aber das Wachstum bei einem hohen Prozentsatz der Arten. Dies gilt freilich nicht für alle Arten und muss für Arten und Gebiete, von denen dazu noch keine Daten existieren, getestet werden.

4.2. Wachstum in Abhängigkeit funktioneller Merkmale

Die Ergebnisse zeigen einen signifikanten Zusammenhang zwischen Holzdichte und Wachstumsraten der Bäume. Die Wachstumsraten sinken mit steigender Holzdichte. Holzdichte und Blattmerkmale sind in unseren Tests unabhängig voneinander. Dies stellte auch eine umfangreiche Studie (2134 Arten) über die Beziehungen zwischen funktionellen Merkmalen, mit Ausnahme einer negativen Korrelation zwischen WD und SLA in einem von sieben neotropischen Gebieten, fest (Wright et al. 2007). Im Gegensatz zur Holzdichte zeigen in dieser Studie andere untersuchte Merkmale kaum Zusammenhänge mit dem Wachstum. Eine Ausnahme davon ist die Beziehung zwischen LDMC und Wachstum bei Bäumen mit einem Alter zwischen 1500 und 2000 Tagen. Bei der Überprüfung des Effektes der Holzdichte auf das Wachstum in Abhängigkeit von den Altersklassen konnte festgestellt werden, dass der Zusammenhang in den ersten Jahren des Wachstums bei einem Alter der Bäume von bis zu 500 Tagen hoch war und bei einem höheren Alter von 2000 bis 2500 Tagen im Vergleich gering. Der Zusammenhang wurde also mit steigendem Alter insgesamt geringer, wobei es bei Bäumen mit einem Alter zwischen 500 und 2000 Tagen geringfügige Abweichungen gab. Diese Ergebnisse stimmen mit vielen vorherigen wissenschaftlichen Studien überein, die besagen, dass die Beziehung zwischen Wachstum und Holzdichte besonders bei jungen Bäumen vorhanden ist, die Beziehung zwischen Wachstum und Blattmerkmalen jedoch mit dem Alter bzw. der Größe zunimmt (Iida et al. 2014b, Wright et al. 2010, Martinez-Garza et al. 2013, Poorter 2007, Kleinschmidt 2017). Dies sind Hinweise darauf, dass funktionelle Merkmale das Baumwachstum unterschiedlich in verschiedenen ontogenetischen Entwicklungsstadien beeinflussen (Wright et al. 2010, Poorter 2007). Die Entwicklung der Baumgröße und des Waldalters sind mit Änderungen von Umweltbedingungen

verbunden, die eine Ursache für sich ändernde Zusammenhänge sein könnten (Iida et al. 2014a). Die Ergebnisse dieser Arbeit bestätigen jedoch keine Zunahme des Zusammenhangs zwischen Wachstum und Blattmerkmalen mit dem Alter. Dies ist interessant und kann vermutlich daran liegen, dass die Bäume generell noch ziemlich jung sind. Zukünftige Vergleiche mit späteren Jahren werden empfohlen.

In dieser Arbeit wurden zwar allgemeine Zusammenhänge zwischen Holzdichte und Wachstum festgestellt, eine Differenzierung zwischen verschiedenen Typen der Habitatspezialisierung (SG-Spezialisten, OG-Spezialisten, Generalisten) war jedoch nicht möglich. Die Untersuchungen ergaben knapp keinen signifikanten Zusammenhang bei OG- und SG-Spezialisten ($p=0.06$) und keinen Zusammenhang bei Generalisten. Die Klassifizierung in Typen der Habitatspezialisierung ist zwar signifikant mit dem Wachstum verbunden, jedoch ein schlechter Prädiktor für viele funktionelle Merkmale (Kleinschmidt 2017). Für zukünftige Studien wäre es interessant, den Datensatz der lokalen funktionellen Merkmale regelmäßig und umfassend zu erweitern, sodass die Merkmals-Wachstums-Zusammenhänge für die unterschiedlichen Familien, Gattungen oder sogar einzelne Baumarten untersucht werden können.

4.3. Biomasse und C-Sequestrierung

Interessanterweise erhöhen manche Parzellen mit Arten hoher Holzdichte die Biomasse schneller als Parzellen mit Arten niedriger Holzdichte, von denen jedoch nur zwei angelegt wurden, wodurch die Aussagekraft eingeschränkt wird. Dieses Ergebnis überrascht, weil Arten mit niedriger Holzdichte tendenziell viel schneller wachsen, daher könnte erwartet werden, dass die Biomasse schneller steigt. Die Entwicklung der Biomasse hängt jedoch nicht nur von der Größe, sondern auch von der Holzdichte ab. Da diese ein wichtiger Faktor bei der Berechnung der Biomasse ist, ist es möglich, dass auch langsamer wachsende Arten die Biomasse schnell erhöhen, wenn sie eine sehr hohe Holzdichte haben. In diesem Zusammenhang sollten Untersuchungen in einem umfangreicheren Rahmen und unter Einbeziehung weiterer möglicher Einflussfaktoren durchgeführt werden. Interessant war, dass einige Bäume, die bereits vor 2019 in der Liste als tot eingetragen waren, bei der Untersuchung 2019 vital waren, sich also entweder wieder erholen konnten oder aufgrund einer falschen Einschätzung des Erscheinungsbildes irrtümlich in vergangenen Jahren als abgestorben eingetragen wurden. Eine weitere mögliche Fehlerquelle sind Bäume, die umgefallen, entwurzelt oder abgebrochen waren, aber weiter ausgetrieben sind. Diese können nicht oder nur zum Teil in Wachstumsanalysen miteinbezogen werden, sind jedoch möglicherweise für zukünftige Untersuchungen zur Erholung beschädigter Bäume relevant (Hietz et

al. 2019). Ist das Hauptziel die CO2-Sequestrierung, ist Inga beispielsweise eine gute Wahl als Bestandteil einer Wiederaufforstung.

Laut wissenschaftlichen Ergebnissen beträgt die oberirdische Biomasse der Regenwälder Zentral- und Südamerikas 125-474 t/ha (Wanek et al. 2008). Diese große Spannweite wird von verschiedenen Faktoren wie Artenzusammensetzung, Nährstoffverfügbarkeit, Klima, Bodenbeschaffenheit, Lage und Berechnungsmethode bestimmt. Eine Studie in den Regionen Golfo Dulce und Esquinas Regenwald ergab einen Mittelwert von 254 t/ha für Primärwälder und einen Mittelwert von 162 t/ha für 20-25-jährige Sekundärwälder (Hofhansl et al. 2020). Die Untersuchung, welchen Einfluss verschiedene Artkombinationen auf die Biomasseakkumulation haben, ergab große Unterschiede zwischen den Parzellen. Diese Unterschiede können abseits der Artkombinationen durch gehemmtes Wachstum aufgrund invasiver Gräser oder Lianen in einigen Parzellen sowie abgestorbene, umgefallene oder zum Teil abgebrochene Bäume erklärt werden. Außerdem sind die Parzellen nicht alle gleich alt, da sie über einen Zeitraum von drei Jahren gepflanzt wurden. Die höchste Biomasse mit 142.09 t/ha im Jahr 2019 wurde aus Parzelle 8 berechnet. Aus den Daten von Parzelle 37 wurde die kleinste Biomasse mit 3.99 t/ha berechnet. Alle Parzellen zusammen ergaben eine oberirdische Biomasse von 59.25 t/ha. Die Gesamtbiomasse könnte jedoch viel höher sein, da sich laut Schätzungen 25% der Gesamtkohlenstoffspeicherung in Form von unterirdischer Biomasse in Böden und Wurzeln ansammeln (Chazdon et al. 2016). Zudem hat sich bereits eine Spontanvegetation entwickelt, die miteinberechnet ebenfalls die Gesamtbiomasse der Fläche noch geringfügig erhöhen würde (Böhmer 2020).

Nach Poorter et al. (2016) werden 90% der AGB eines reifen Waldes nach 66 Jahren erreicht. Laut einer Studie über die Kohlenstoffsequestrierung einer Wiederbewaldungsfläche in Uganda in den ersten 18 Jahren nach der Pflanzung vervierfachte sich die AGB von Bäumen zwischen 10 und 18 Jahren. Die Akkumulationsrate der ersten 10 Jahre ließ eine Dauer von weiteren 400 Jahren vermuten, um die AGB eines Primärwaldes zu erreichen, nach 18 Jahren wurde eine Dauer von weiteren 96 Jahren prognostiziert. Die Raten der Biomasse-Akkumulation junger Aufforstungsflächen sind daher nicht repräsentativ für langfristige Entwicklungen (Wheeler et al. 2016). Unsere Analysen bestätigen diese Annahme mit der Erkenntnis, dass sich die Wachstumsraten der Bäume je nach Art mit dem Alter ändern, das Wachstum also nicht linear verläuft und die Aufforstungsfläche noch relativ jung ist. Zuverlässige Prognosen und Aussagen über die Entwicklung der AGB auf unserer Forschungsfläche können daher möglicherweise erst nach mehreren weiteren Jahren der Datensammlung und -auswertung getätigt werden.

4.4. Verteilung von Lianen

Es zeigt sich, wie anzunehmen war, dass kleinere, und somit langsamer wachsende Arten häufiger von Lianen bewachsen waren als schnell wachsende Arten. Der Lianenbewuchs nimmt deutlich mit steigender Baumgröße ab. Die Bäume wurden 2012 bis 2015 gepflanzt, wodurch sich Unterschiede im Alter der Bäume geringhalten und die größeren Bäume auch diejenigen sind, die schneller wachsen. Eine Ausnahme stellt *Croton schiedeanus* dar, der zwar insgesamt seltener, dafür aber häufiger stark von Lianen bewachsen war als Individuen langsamer wachsender Arten. Insgesamt ist der Zusammenhang zwischen Lianenbewuchs und Wachstum klein bis mittel und andere Faktoren spielen vermutlich auch eine Rolle.

In den hinteren Sektoren waren die Bäume tendenziell stärker und häufiger von Lianen bewachsen als in den vorderen Sektoren. Dies kann einerseits damit zusammenhängen, dass viele der Bäume noch kleiner waren, da sie später gepflanzt wurden, andererseits ist ein sehr wahrscheinlicher Grund dafür, dass durch die Knappheit der finanziellen Mittel die hinteren Sektoren nicht mehr so sorgfältig gepflegt und von invasiven Arten und Lianen befreit wurden wie die vorderen Sektoren.

Die Daten zum Bewuchs durch Lianen stammen jedoch lediglich aus dem Jahr 2019. Aus dem Zusammenhang zwischen Größe und Lianenbewuchs wird nicht klar, ob kleinere Bäume generell stärker von Lianen bewachsen werden oder Lianen das Wachstum unterdrücken. Dies kann erforscht werden, wenn der Lianenbewuchs zu einem oder mehreren späteren Zeitpunkten wiederholt aufgenommen und der Zusammenhang mit dem Wachstum analysiert wird. Für aussagekräftige Forschungsergebnisse zum Lianenbewuchs sind jedoch nicht nur ein größerer und über mehrere Jahre gehender Datensatz, sondern vermutlich auch ein anderer Forschungsschwerpunkt der Untersuchungsfläche in Bezug auf den Aufbau und die Pflege nötig. Die Finca Amable und die vorhandenen Daten eignen sich daher nicht besonders gut für zuverlässige Analysen zum Thema Lianenbewuchs. Zudem mussten viele Bäume für die Durchmessermessungen zumindest teilweise immer wieder von Lianen befreit werden, dies wird auch in Zukunft der Fall sein.

4.5. Bewertung Projekt Finca Amable

Die Finca Amable bietet eine vielversprechende Grundlage für Studien. Nicht nur die Untersuchung der Arten und der unterschiedlichen Kombinationen der Arten in den Parzellen, sondern auch die Untersuchung der Spontanvegetation in den Kontrollparzellen und zwischen den gepflanzten Bäumen können Aufschluss über die Entwicklung des Waldes unter verschiedenen Voraussetzungen geben. Beispielsweise durch Vergleiche der Entwicklung der verholzten Spontanvegetation innerhalb der Kontrollparzellen, in denen die

Sonneneinstrahlung stark und die krautige Vegetation sehr hoch waren, und der Entwicklung der Spontanvegetation zwischen den gepflanzten Bäumen (Böhmer 2020). Das Hauptziel der Finca Amable neben der Forschung ist die Wiederherstellung einer hohen Biodiversität. Es ist zu berücksichtigen, dass die Artenvielfalt insgesamt viel höher ist, wenn die Arten der Spontanvegetation miteinbezogen werden. Mit den im Jahr 2019 erhobenen 183 gepflanzten und zusätzlich 69 spontanen Arten auf 14 ha besitzt die Finca Amable für ihr Alter (6 Jahre zum Zeitpunkt der Datenerhebung für diese Arbeit) eine hohe Artenvielfalt. Die hohe Anzahl an Arten, die für die Wiederbewaldung ausgewählt wurden, sowie die unterschiedlichen Überlebensraten und die dazukommende Spontanvegetation sorgen dafür, dass sich die Artenzusammensetzung im Lauf der Zeit ändert. Die weitere Entwicklung hängt von Fertilität und Lebensdauer der Arten sowie von der Samenverbreitung durch Tiere ab (Böhmer 2020, Mala 2017). Wir sind zuversichtlich, dass sich die Biodiversität langfristig gesehen insgesamt erhöhen wird, obwohl von einigen gepflanzten Baumarten nur wenige Individuen vorhanden sind. Zum Zeitpunkt der Datenerhebung wurde eine hohe Anzahl an Vögeln, Insekten, Reptilien und Amphibien auf der Fläche gesichtet, wobei Vögel unter anderem wichtige Samenverbreiter sind. Affen scheinen sich jedoch noch nicht auf der Finca Amable angesiedelt zu haben. Dies könnte damit zu tun haben, dass der Wald neben einer befahrenen Straße und in der Nähe von Siedlungs- und Weideflächen liegt. Ein weiterer Grund dafür könnte sein, dass er noch zu jung ist und zu wenig Struktur, Schatten oder Früchte vorhanden sind.

Aufgrund mangelnder Kenntnisse über einheimische tropische Baumarten kommen oft nur wenige Arten für Wiederbewaldungsprojekte zum Einsatz (van Breugel et al. 2011). Die Vorgehensweise, sehr viele Arten zu pflanzen, ist daher risikoreich was den Erfolg betrifft, jedoch wissenschaftlich wertvoll und eine gute Grundlage für neue Erkenntnisse. Nach sieben Jahren sind auf der Finca Amable noch Individuen von fast allen gepflanzten Arten vorhanden (183 von ca. 200), wobei es aus Zeitgründen nicht möglich war, Daten von allen Sektoren zu erheben und durchaus die Möglichkeit besteht, dass noch alle ursprünglich gepflanzten Arten vorhanden sind. Zudem sind spontane Arten dazugekommen, die Artenvielfalt hat sich demnach bereits erhöht. Die Durchmischung vieler verschiedener Arten von Anfang an hat nach unserer Einschätzung großes Potential und kann empfohlen werden, wenn das vorrangige Ziel des Projektes eine hohe Gesamtbiodiversität ist und die finanziellen Mittel für die Anschaffung, Pflanzung und Pflege in den ersten Jahren aufgebracht werden können.

Literaturverzeichnis

Baker, T.R., Phillips, O.L., Malhi, Y., Almeida, S., Arroyo, L., DiFiore, A. Erwin, T., Killeen, T.J., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Lloyd, J., Monteagudo, A., Neill, D.A., Patiño, S., Pitman, N.C.A., Silva, J.N.M, Martínez, R.V. (2004). Variation in wood density determines spatialpatterns in Amazonian forest plots. Glob. Change Biol., 10, 545–562.

Bazzaz, F.A. (1979): The Physiological Ecology of Plant Succession. Annual Review of Ecology and Systematics, 10, 351–371.

Bazzaz, F.A. & Pickett, S.T.A. (1980): Physiological Ecology of Tropical Succession: A comparative review. Annual Review of Ecology and Systematics, 11, 287–310.

Böhmer, H. (2020): Development of spontaneous vegetation in reforested areas in La Gamba, Costa Rica. Universität für Bodenkultur Wien, Wien.

Borsdorrf, A.; Hödl, W. (2006): Naturraum Lateinamerika. Geographische und biologische Grundlagen. LIT Verlag GmbH, Wien. S. 290f

Bucci, S.J., Goldstein, G., Meinzer, F.C., Scholz, F.G., Franco, A.C., Bustamante, M. (2004): Functional convergence in hydraulic architectureand water relations of tropical savanna trees: from leaf to wholeplant. Tree Physiol., 24, 891–899.

Chave, J. (2005). Measuring wood density for tropical forest trees. A field manual for the CTFS sites. http://chave.ups-tlse.fr/chave/wood-density-protocol.pdf [Zugriff 25.2.2020]

Chave, J., Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S.L., Swenson, N.G. & Zanne, A.E. (2009) Towards a worldwide wood economics spectrum. Ecology Letters, 12, 351–366.

Chave, J.; Réjou-Méchain, M.; Búrquez, A.; Chidumayo, E.; Colgan, M.S.; Delitti, W.B.C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P.M., Goodman, R.C., Henry, M., Martínez---Yrízar, A., Mugasha, W.A., Muller---Landau, H.C., Mencuccini, M., Nelson, B.W., Ngomanda, A., Nogueira, E.M., Ortiz---Malavassi, E., Pélissier, R., Ploton, P., Ryan, C.M., Saldarriaga, J.G., Vieilledent, G. (2014): Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. In Global Change Biology 20 (10), pp. 3177–3190. DOI: 10.1111/gcb.12629.

Chazdon, R.L., Fetcher, N. (1984): Photosynthetic light environments in a lowland tropical rain forest in Costa Rica. J. Ecol. 72, 553–564.

Chazdon, R.L. (2008): Beyond Deforestation. Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. In Science 320 (5882), p. 1458. DOI: 10.1126/sci-ence.1155365.

Chazdon, R.L., Broadbent, E.N., Rozendaal D.M.A., Frans Bongers, F., Zambrano, A.M.A., Aide, T. M., Balvanera, P., Becknell, J.M., Boukili, V., Brancalion, P.H.S., Craven, D., Almeida-Cortez, J.S., Cabral, G.A.L., de Jong, B., Denslow, J.S.,15 Daisy H. Dent, DeWalt, S.J., Dupuy, J.M.,19 Sandra M. Durán, Espírito-Santo, M.M., Fandino, M.C., César, R.G., Hall, J.S., Hernández-Stefanoni, J.L., Jakovac, C.C., Junqueira, A.B., Kennard, D., Letcher, S.G., Lohbeck, M, Martínez-Ramos, M, Massoca, P., Meave, J.A., Mesquita, R., Mora, F., Muñoz, R., Muscarella, R., Nunes, Y.R.F., Ochoa-Gaona, S., Orihuela-Belmonte, E., Peña-Claros, M. , Pérez-García, E.A., Piotto, D., Powers, J.S., Rodríguez-Velazquez, J., Romero-Pérez, I.E., Ruíz, J., Saldarriaga, J.G., Sanchez-Azofeifa, A., Schwartz, N.B., Steininger, M.K., Swenson, N.G., Uriarte, M., van Breugel, M, van der Wal, H., Veloso, M.D.M., Vester, H., Vieira, I.C.G., Bentos, T.V., Williamson, G.B., Poorter, L. (2016): Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. Sci. Adv. 2, e1501639–e1501639

Crouzeilles, R.; Ferreira, M. S.; Chazdon, R. L.; Lindenmayer, D. B.; Sansevero, J. B. B.; Monteiro, L., Iribarrem, A., Latawiec, A. E. & Strassburg, B. B. N. (2017): Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. In Science advances 3 (11), e1701345. DOI: 10.1126/sciadv.1701345.

Dhgate (2020): https://de.dhgate.com/product/digital-micrometer-0-25mm-0-001mm-ip65-metric/409374468.html [Zugriff: 07.01.2020]

FAO (2016): Global Forest Resources Assessment 2015. How are the world's forests changing? Second edition, Rom. 16 – 31.

FAO (2020): The state of tropical forest management: Management for sustainable wood production. Online unter: http://www.fao.org/3/X4110e/X4110E04.htm#P573_28545 [Zugriff: 10.04.2020]

Gibert, A., Gray, E.F., Westoby, M., Wright, I.J. & Falster, D.S. (2016): On the link between functional traits and growth rate: meta-analysis shows effects change with plant size, as predicted. Journal of Ecology, 104, 1488–1503.

Grime, J.P. (1994): The Role of Plasticity in Exploiting Environmental Heterogeneity: Ecophysiological Process above- and below Ground (eds MM Caldwell and RW Pearcy). Academic Press New York, San Diego.

Hansen, M.C., Potapov, P.V, Moore, R., Hancher, M., Turubanova, A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O. & Townshend, J. R. G. (2013): High-Resolution Global Maps of 21st –Century Forest Cover Change. Science, 342(6160), S. 850–853.

Harris, N.L., Brown, S., Hagen, S.C., Saatchi, S.S., Petrova, S., Salas, W., Hansen, M.C., Potapov, P.V.& Lotsch, A. (2012) Baseline map of carbon emissions from deforestation in tropical regions. Science, 336, 1573–1576.

Hietz, P., Kleinschmidt, S., Mala, B., West, Z., Schwarzfurtner, K. (2019): Biomass accumulation and carbon sequestration in a reforestation project in La Gamba, Costa Rica. Acta ZooBot Austria 156, 61-77.

Hofhansl, F., Chacón-Madrigal, E., Fuchslueger, L., Jenking, D., Morera-Beita, A., Plutzar, C., Silla, F., Andersen, K. M., Buchs, D. M., Dullinger, S., Fiedler K., Franklin, O., Hietz, P., Huber, W., Quesada, C. A., Rammig, A., Schrodt, F., Vincent, A. G., Weissenhofer, A. & Wanek, W.(2020): Climatic and edaphic controls over tropical forest diversity and vegetation carbon storage. Scientific Re-ports, 10, 5066.

Holdridge, L.R., Genke, W.C., Hathwag, W.H., Liang, T. & J.A. Tosi Jr. (1971): Forest enviroments in tropical life zones: A pilot study. - Pergamon Press, Oxford.

Huang, Y., Chen, Y., Castro-Izaguirre, N., Baruffol, M., Brezzi, M., Lang, A., Ying Li, Y., Härdtle, W., von Oheimb, G., Yang, X., Liu, X., Pei, K., Both, S., Yang, B., Eichenberg, D, Assmann, T., Bauhus, J., Behrens, T., Buscot, F., Chen, X., Chesters, D., Ding, B., Durka, W., Erfmeier, A., Fang, J., Fischer, M., Guo, L., Guo, D.,†, Gutknecht, J. L. M., He, J., He, C., Hector, A., Hönig L., Hu, R., Klein, A., Kühn, P., Liang, Y., Li, S., Michalski, S., Scherer-Lorenzen, M, Schmidt, K., Scholten, T., Schuldt, A., Shi, X., Tan, M., Tang, Z., Trogisch, S., Wang, Z., Welk, E., Wirth, C., Wubet, T., Xiang, W., Yu, M., Yu, X., Zhang, J., Zhang, S., Zhang, N., Zhou, H., Zhu, C., Zhu, Li, Bruelheide, H.,‡, Ma, K.,‡, Niklaus, P. A.,‡, Schmid, B.,‡ (2018): Impacts of species richness on productivity in a large-scale subtropical forest experiment. In Science (New York, N.Y.) 362, p. 83. DOI: 10.1126/sci-ence.aat6405.Huber W. (2005): Tree diversity and biogeography of four onehectare plots in the lowland rainforest of the Piedras Blancas National Park (“Regenwald der Österreicher”), Costa Rica. — Unpubl. doctoral thesis, University of Vienna, Vienna.

Huber, W., Schaber, D., Weissenhofer, A. (2016): Die Tropenstation La Gamba im Regenwald der Österreicher Wissenschaftlicher Bericht. Verein zur Förderung der Tropenstation La Gamba. Wien. S. 4

IML-Instrumenta Mechanik Labor System GmbH (2009): Instruction for Use Increment Borer “SUUNTO“ 300/ 400 mm. http://www.promat.hk/ClientFolder/Promat/Library/Tree/Catalog_and_Manual/Tree_Inspection/IML/Increment_Borer.pdf [Zugriff: 07.01.2021]

Indiamart (2021): https://www.indiamart.com/proddetail/leaf-chlorophyll-meter-spad-502-plus-15614144288.html [Zugriff: 07.01.2021]

IOP Publishing (2009): Focus on Climate Engineering: Intentional Intervention in the Climate System. Environmental Research Letters, 4(4), 045101

Ishida, A., Nakano, T., Yazaki, K., Matsuki, S., Koike, N., Ishida, A., Nakano, T., Yazaki, K., Matsuki, S., Koike, N., Lauenstein, D.L., Shimizu, M. & Yamashita, N. (2008): Coordination between leaf and stem traits related to leafcarbon gain and hydraulics across 32 drought-tolerant angio-sperms. Oecologia, 156, 193–202

Jenking Aguilera, D, Huber, W., Weissenhofer, A. (2016): Proyecto COBIGA - Corredor Biologica La Gamba. Informe final. Reforestación y restauración del Bosque en Finca Amable, La Gamba, Costa Rica. Verein Regenwald der Österreicher; https://www.regenwald.at/fileadmin/content/filebrowser/PDF_Dokumente/Wiederbewaldung_Fincas_Amable_Abschlussbericht.pdf [Zugriff: 18.03.2020]

Karner, L. (2020): Refugio Tinti. Amistosa, the biological corridor. https://www.refugio-tinti.com/en/amistosa [Zugriff: 07.09.2020]

Keating, M., (1993): The Earth Summit's Agenda for Change – A Plain Language Version of Agenda 21 and the Other Rio Agreements. Published by the Centre for Our Common Future, Geneva, S. 35

Keenan, R. J., Reams, G. A., Achard, F., de Freitas, J. V., Grainger, A., & Lindquist, E. (2015). Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. Forest Ecology and Management, 352, 9–20.

Kleinn, C., Corrales, L. & Morales, D. (2002), Forest area in Costa Rica: a comparative study of tropical forest cover estimates over time. Environmental Monitoring and Assessment, 73(1), 17–40.

Kleinschmidt, S. (2017): Growth of native tree species related to successional habitat preference and functional traits in a reforestation trial in Costa Rica. Universität Wien, Wien. S. 3f

Kleinschmidt, S., Wanek, W., Kreinecker, F., Hackl, D., Jenking, D., Weissenhofer, A. & Hietz, P. (2020) Successional habitat filtering of rainforest trees is explained by potential growth more than by functional traits. Functional Ecology, 34, 1438–1447.

Kohlmann, B.; Roderus, D.; Elle, O.; Solís, Á.; Soto, X. & Russo, R. (2010): Biodiver-sity conservation in Costa Rica. A correspondence analysis between identified bi-odiversity hotspots (Araceae, Arecaceae, Bromeliaceae, and Scarabaeinae) and conservation priority life zones. In Revista mexicana de biodiversidad 81 (2), pp. 511–559.

Kreinecker, F. (2016): Funktionelle Eigenschaften von Holz und deren Bedeutung für die Ökologie tropischer Baumarten in Costa Rica. Universität für Bodenkultur Wien, Wien.

Lamb, D., Erskine, P. D.& Parrotta, J. A. (2005): Restoration of degraded tropical for-est landscapes. In Science (New York, N.Y.) 310, p. 1632. DOI: 10.1126/sci-ence.1111773. https://www.researchgate.net/publication/7431192_Lamb_D_P_D_Erskine_and_J_A_Parrotta_Restoration_of_degraded_tropical_forest_landscapes_Science

Lambers, H. & Poorter, H. (2004): Inherent Variation in Growth Rate Between Higher Plants: A Search for Physiological Causes and Ecological Consequences. Advances in Ecological Research, 34, 283–362.

Iida, Y., Poorter, L., Sterck, F., Kassim, A.R., Potts, M.D., Kubo, T. & Kohyama, T.S. (2014b): Linking size-dependent growth and mortality with architectural traits across 145 cooccurring tropical tree species. Ecology, 95, 353–363.

Mala, B. (2017): Tree growth and survival in reforestation plot Finca Amable, La Gamba, Costa Rica, Universität für Bodenkultur Wien, Wien

Markesteijn, L., Poorter, L., Paz, H., Sack, L., Bongers, F. (2011): Ecological differentiation in xylem cavitation resistance is associated with stem and leaf structural traits. Plant Cell Environ. 34, 137–148.

Martinez-Garza C, Howe HF. 2003. Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. Journal of Applied Ecology 40:423–429.

Martínez-Garza, C., Bongers, F. & Poorter, L. (2013a) Are functional traits good predictors of species performance in restoration plantings in tropical abandoned pastures? Forest Ecology and Management, 303, 35–45.

McConkey KR, Prasad S, Corlett RT, Campos-Arceiz A, Brodie JF, Rogers H, Santamaria L. 2012. Seed dispersal in changing landscapes. Biological Conservation 146:1–13.

Miura, S., Amacher, M., Hofer, T., San-Miguel-Ayanz, J., Ernawati, Thackway, R. (2015): Protective functions and ecosystem services of global forests in the past quarter-century. Forest Ecology and Management 352, S. 36–37

Muller-Landau, H.C. (2004): Interspecific and Inter-site Variation in Wood Specific Gravity of Tropical Trees. BIOTROPICA, 36, 20–32.

Nascimento, H.E.M., Laurance, W.F., Condit, R., Laurance, S.G., Angelo, S. Nascimento, H.E.M., Laurance, W.F., Condit, R., Laurance, S.G., D'Angelo, S., Andrade, A.C. (2005): Demographic and life-history correlates for Amazonian trees. J. Veg. Sci., 16, 625–634.

Pérez-Harguindeguy, N., Diaz, S., Garnier, E., Lavorel, S, Poorter, H., Jaureguiberry, P., Bret-Harte, P. S., Cornwell, W. K., Craine, J. M., Gurvich, D. E., Urcelay, C., Veneklaas, E. J., Reich, P., B., Poorter, L., Wright, I. J., Ray, P., Enrico, L., Pausas, J. G., de Vos, A. C., Buchmann, N., Funes, G., Quétier, F., Hodgson, J. G., Thompson, K., Morgan, H. D., ter Steege, H., van der Heijden, M. G. H., Sack, L., Blonder, B., Poschlod, P., Vaieretti, M. V., Conti, G., Staver, A. C., Aquino, S. & Cornelissen, J. H. C. (2013): New Handbook for standardized measurment of plant functional traits worldwide. Australian Journal of Botany, 61, S. 167–234.

Poorter, L., Kwant, R., Hernández, R., Medina, E. & Werger, M.J.A. (2000): Leaf optical properties in Venezuelan cloudforest trees. Tree Physiology 20, 519–526.

Poorter, L., van de Plassche, M., Willems, S. & Boot, R.G.A. (2004): Leaf traits and herbivory rates of tropical tree species differing in successional status. Plant Biology, 6, 746–754.

Poorter, L., Bongers, F., Aide, T.M., Zambrano, A. M. A., Balvanera, P., Becknell, J. M., Boukili, V., Brancalion, P. H. S. , Broadbent, E. N., Chazdon, R. L., Craven, D., de Almeida-Cortez, J. S., Cabral, G. A. L., de Jong, B. H. J., Denslow, J. S., Dent, D. H., DeWalt, S. J., Dupuy, J. M., Durán, S. M., Espírito-Santo, M. M., Fandino, M. C., César, R. G., Hall, J. S., Hernandez-Stefanoni, J. L., Jakovac, C. C., Junqueira, A. B., Kennard, D., Letcher, S. G., Licona, J., Lohbeck, M., Marín-Spiotta, E., Martínez-Ramos, M., Massoca, P., Meave, J. A., Mesquita, R., Mora, F., Muñoz, R., Muscarella, R., Nunes, Y. R. F., Ochoa-Gaona, S., de Oliveira, A. A., Orihuela-Belmonte, E., Peña-Claros, M. , Pérez-García, E. A., Piotto, D., Powers, J. S., Rodríguez-Velázquez, J., Romero-Pérez, I. E., Ruíz, J., Saldarriaga, J. G., Sanchez-Azofeifa, A., Schwartz, N. B., Steininger, M. K., Nathan G. Swenson, Marisol Toledo, Maria Uriarte, Michiel van Breugel, Hans van der Wal, Maria D. Veloso, M., Vester, H. F. M. , Vicentini, A., Vieira, I. C. G., Bentos, T. V., Williamson, G. B., Rozendaal, D. M. A. (2016): Biomass resilience of Neotropical secondary forests. Nature 530, 211–214.

Porras, I., Barton, D. N., Adriana Chacón-Cascante, A., Miranda, M. (2013): Learning from 20 years of Payments for Ecosystem Services in Costa Rica. International Institute for Environment and Development.

le Quere, C., Andres, R.J., Boden, T. Conway, T., Houghton, R.A., House, J.I., Marland, G., Peters, G.P., van der Werf, G.R., Ahlström, A., Andrew, R.M., Bopp, L., Canadell, J.G., Ciais, P., Doney, S.C., Enright, C., Friedlingstein, P., Huntingford, C., Jain, A.K., Jourdain, C., Kato, E., Keeling, R.F., Klein Goldewijk, K., Levis, S., Levy, P., Lomas, M., Poulter, B., Raupach, M.R., Schwinger, J., Sitch, S., Stocker, B.D., Viovy, N., Zaehle, S. & Zeng, N.

(2012) The global carbon budget 1959–2011. Earth System Science Data-Discussions, 5, 1107–1157.

Quesada, F, J., Jiménez Q., Zamora N., Aguilar R. & J. Gonzalez (1997): Arboles de Peninsulae de Osa. - Heredia: INBio.

Réjou-Méchain, M., Tanguy, A., Piponiot, C., Chave, J., Hérault, B. (2017): biomass. An r package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests. In Methods in Ecology and Evolution 8 (9), pp. 1163–1167. DOI: 10.1111/2041-210X.12753.

Rozendaal, D.M.A., Hurtado, V.H. & Poorter, L. (2006): Plasticity in leaf traits of 38 tropical tree species in response to light; relationships with light demand and adult stature. Functional Ecology, 20, 207–216.

Saldarriaga, J. G., West, D. C., Tharp, M. L., Uhl, C. (1988): Long-Term Chronose-quence of Forest Succession in the Upper Rio Negro of Colombia and Vene-zuela. In The Journal of Ecology 76 (4), p. 938. DOI: 10.2307/2260625.

Scolforo, H. F., Scolforo, S. J. R., Thiersch, C. R., Thiersch, M. F., McTague, J. P., Burkhart, H., Ferraz Filho, A. C., de Mello, J. M., Roise, J. (2017): A new model of tropical tree diameter growth rate and its application to identify fast-growing native tree species. Forest Ecology and Management 400, 578–586.

Schnitzler, M. (2016): Regenwald-Nachrichten 11/2016. Verein Regenwald der Österreicher. https://www.regenwald.at/fileadmin/content/filebrowser/PDF_Dokumente/Nachrichten_Nov_2016.pdf [Zugriff: 18.03.2020]

Shoo, L. P., Freebody, K., Kanowski, J., Catterall, C. P. (2016): Slow recovery of tropical old-field rainforest regrowth and the value and limitations of active restoration. In Conservation Biology 30 (1), pp. 121–132. DOI: 10.1111/cobi.12606.

Siefert, A., Violle, C., Chalmandrier, L., Albert, C.H., Taudiere, A., Fajardo, A., Aarssen, L.W., Baraloto, C., Carlucci, M.B., Cianciaruso, M. V., de L. Dantas, V., de Bello, F., Duarte, L.D.S., Fonseca, C.R., Freschet, G.T., Gaucherand, S., Gross, N., Hikosaka, K., Jackson, B., Jung, V., Kamiyama, C., Katabuchi, M., Kembel, S.W., Kichenin, E., Kraft, N.J.B., Lagerström, A., Bagousse-Pinguet, Y.L., Li, Y., Mason, N., Messier, J., Nakashizuka, T., McC. Overton, J., Peltzer, D.A., Pérez-Ramos, I.M., Pillar, V.D., Prentice, H.C., Richardson, S., Sasaki, T., Schamp, B.S., Schöb, C., Shipley, B., Sundqvist, M., Sykes, M.T., Vandewalle, M. & Wardle, D.A. (2015): A global meta-analysis of the relative extent of intraspecific trait variation in plant communities. Ecology Letters, 18, 1406–1419.

van Breugel, M., Hall, J. S., Craven, D. J., Gregoire, T. G., Park, A., Dent D. H., Wishnie, M. H., Mariscal, E., Deago, J., Ibarra, D., Cedeno, N., S. Ashton, M. S. (2011): Early growth and survival of 49 tropical tree species across sites differing in soil fertility and rainfall in Panama. Forest Ecology and Management 261, 1580–1589

Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. & Garnier, E. (2007): Let the concept of trait be functional! Oikos, 116, 882–892.

Wanek, W., Drage, S., Hinko, N., Hofhansl, F., Pölz, EM., Ratzer, A., Richter, A. (2008): Primary production and nutrient cycling in lowland rainforests of the Golfo Dulce region – Case study, 155-177. In Natural and Cultural History of the Golfo Dulce Region, Costa Rica

Weiher, E., van der Werf, A., Thompson, K., Roderick, M., Garnier, E., Eriksson, O. (1999): Challenging theophrastus: a common core list of plant traits for functional ecology. J. Veg. Sci. 10, 609–620.

Weissenhofer, A., Jenking, D. und Huber, W. (2016): Der Biologische Korridor COBIGA in La Gamba - Corredor Biológico La Gamba, Regenwald der Österreicher, Costa Rica. ÖKO-L 38/3; S. 16-26

Weissenhofer, A., Huber, W. & Klingler, M. (2008): Geography of the Golfo Dulce region. Geografía de la región del Golfo Dulce. Biologiezentrum Linz/Austria. S. 19ff

Weissenhofer A. (2005): Structure and vegetations dynamics of four selected one hectare forest plots in the lowland rain forests of the Piedras Blancas National Park ("Regenwald der Österreicher"), Costa Rica, with notes on the vegetation diversity of the Golfo Dulce region. — Unpubl. doctoral thesis, University of Vienna, Vienna.

West, Zachary Graham 2019: Assessment of allometric relationships of tropical trees in Costa Rica (Masterarbeit BOKU)

Williams-Linera, G., Dominguez-Gastelu, V., Garcia-Zurita, M.E. (1998): Microenvironment and floristics of different edges in a fragmented tropical rainforest. Conserv. Biol. 12, 1091–1102.

Wheeler, C. E., Omeja, P. A., Chapman, C. A., Glipin, M., Tumwesigye, C., Lewis, S. L. (2016): Carbon sequestration and biodiversity following 18 years of active tropical forest restoration. Forest Ecology and Management 373, 44–55.

Wright, I.J., Reich, P.B., Westoby, M., Ackerly, D.D., Baruch, Z., Bongers, F., Cavender Bares, J., Chapin, T., Cornelissen, J.H.C., Diemer, M., Flexas, J., Garnier, E., Groom, P.K. & Gulias, J. (2004): The worldwide leaf economics spectrum. Nature, 428, 821–827.

Wright, I.J., Ackerly, D.D., Bongers, F., Harms, K.E., Ibarra-Manriquez, E., Martinez-Ramos, M., Mazer, S.J., Muller-Landau, H.C., Paz, H., Pitman, N.C.A., Poorter, L., Silman, M.R., Vriesendorp, C.F., Webb, C.O., Westoby, M. & Wright, S.J. (2007): Relationships among ecologically important dimensions of plant trait variation in seven Neotropical Forests. Annals of Botany 99: 1003–1015

Wright, S.J., Kitajima, K., Kraft, N.J.B., Reich, P.B., Wright, I.J., Bunker, D.E., Condit, R., Dalling, J.W., Davies, S.J., Diaz, S., Engelbrecht, B.M.J., Harms, K.E., Hubbell, S.P., Marks, C.O., Ruiz-Jaen, M.C., Salvador, C.M., Zanne, A.E. (2010): Functional traits and the growth-mortality trade-off in tropical trees. Ecology 91, 3664–3674.

Zanne, A. E., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D. A.; Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S. L. et al. (2016): Global Wood Density Database. DOI: 10.5061/dryad.234/1.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lage und Verbreitung der tropischen Regenwälder der Welt (FAO 2020) .. 5
Abbildung 2: AMISTOSA (Karner 2020) 11
Abbildung 3: Aufforstungsflächen des COBIGA-Projektes (Schnitzler 2016); der weiße Pfeil markiert die Finca Amable 12
Abbildung 4: Golfo Dulce Region (Weissenhofer et al. 2008) 14
Abbildung 5: Klimadiagramm La Gamba, Costa Rica (Huber et al. 2016) 15
Abbildung 6: Ursprungsorte des Pflanzenmaterials für die Wiederaufforstung (Jenking Aguilera et al. 2016) 17
Abbildung 7: Sektoren und Parzellen der Finca Amable (bearbeitet aus Google Earth, Stand 2015); Sektoren 10-12 befinden sich im oberen nicht nummerierten Feld, für die Erhebung von Daten aus diesen Sektoren wurde die Zeit zu knapp 18
Abbildung 8: Finca Amable 2012 vor den Pflanzarbeiten (Jenking Aguilera 2016) 19
Abbildung 9: Finca Amable 2019, Foto von der Struktur in den ersten 5 Sektoren (Hietz 2019) 19
Abbildung 10: Beispielfotos für die Sektoren 6-9 20
Abbildung 11: Beispielfoto für die Sektoren 10-12 nach dem Abschneiden von hohem Gras und dem Entfernen von Lianen; zu erkennen sind an den Bäumen und am Boden die zum Teil bräunlichen Lianen 20
Abbildung 12: Einstämmiger Baum gemessen in regulärer Höhe 22
Abbildung 13: Mehrstämmiger Baum verzweigt in einer Höhe von 60 cm 22
Abbildung 14: Messung des Chlorophyllgehaltes; links: SPAD-502PLUS Chlorophyll-Messgerät, rechts: Beispielblatt mit sechs Messstellen (Indiamart 2021) 23
Abbildung 15: Digitalmikrometer (DHgate 2020) 23
Abbildung 16: Reißfestigkeit der Blätter; links: entnommenes Blattstück 1.00 x 5.00 cm, rechts: Sauter FK25 Kraftmessgerät 24
Abbildung 17: Bestimmung der Astholzdichte durch die Wasserverdrängung des Holzstückes (Chave 2005, Kreinecker 2016) 24
Abbildung 18: Anwendung eines Zuwachsbohrers (IML 2009, Chave 2005, Kreinecker 2016) 25
Abbildung 19: Häufigkeitsverteilung der verschiedenen Messhöhen für den Stammdurchmesser (Einzelstamm) pro Art 28
Abbildung 20: Verhältnis der Durchmesserwerte in den verschiedenen Messhöhen unter 1.30 m zu den Werten aus den Summen der Querschnittsflächen der verzweigten Stämme in 1.30 m (D_{130sum}). Die Zahlen 10 – 120 geben die Messhöhe wieder. Rote Linie = Regressionsgerade, die schwarze Linie gibt das Verhältnis 1:1 an 29
Abbildung 21: Verhältnis der Durchmesserwerte in den verschiedenen Messhöhen unter 1.30 m zu den Werten aus den Summen der Querschnittsflächen der verzweigten Stämme in 1.30 m für die relevanten Arten; Messhöhe (D_{130sum}) 30
Abbildung 22: Übereinstimmung des theoretisch berechneten Durchmessers in 1.30 m (dbh.est) mit D_{130sum} 31
Abbildung 23: BHD-Zuwachs (cm/Jahr) in Abhängigkeit vom Alter der Bäume (Tage) ... 33
Abbildung 24: BHD-Zuwachs in Abhängigkeit von der Größe (BHD) 34
Abbildung 25: Einfluss der funktionellen Merkmale Astholzdichte (WD), Blatttrockenmassegehalt (LDMC), Spezifische Blattfläche (SLA) und Blattstickstoffgehalt (N) auf das mittlere BHD-Wachstum (cm/Jahr) 37
Abbildung 26: Einfluss der Holzdichte (WD) auf das BHD-Wachstum in Abhängigkeit vom Alter 38
Abbildung 27: Einfluss des Blattrockenmassegehalts (LDMC) auf das BHD-Wachstum in Abhängigkeit vom Alter 38

Abbildung 28: Einfluss der spezifischen Blattfläche (SLA) auf das BHD-Wachstum in Abhängigkeit vom Alter 39
Abbildung 29: Einfluss des Blattstickstoffgehalts (N) auf das BHD-Wachstum in Abhängigkeit vom Alter 39
Abbildung 30: Einfluss der Holzdichte (WD) auf das mittlere BHD-Wachstum (cm/Jahr) in Abhängigkeit vom Habitatspezialisierungstyp 40
Abbildung 31: Biomasseakkumulation in den ersten 6 Jahren nach der Pflanzung. Unterschiedliche Farben innerhalb einer Teilgrafik stellen die einzelnen Parzellen dar….41
Abbildung 32: Oberirdische Biomasse (AGB) der gepflanzten Bäume auf der Untersuchungsfläche in den ersten Jahren des Wachstums in Abhängigkeit vom Alter der Bäume 43
Abbildung 33: Anteil (1 = 100% der Bäume von denen Daten zum Lianenbewuchs vorhanden sind) des Lianenbewuchses nach einigen der häufigsten Baumarten; Intensität des Bewuchses: 0 (keine Lianen) – 3 (sehr starker Bewuchs/Überwuchs).....44
Abbildung 34: Zusammenhang von Brusthöhendurchmesser (BHD) und Lianenbewuchs 45
Abbildung 35: Anteil des Lianenbewuchses nach Sektoren; Intensität des Bewuchses: 0 (keine Lianen) – 3 (sehr starker Bewuchs/Überwuchs) 46
Abbildung 36: BHD-Zuwachs nach Arten und Jahren 66

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Mittelwerte der funktionellen Merkmale der Arten, die für diese Arbeit verwendet wurden; Wachstum=mittleres BHD-Wachstum, LDMC=Blatttrockenmassegehalt, N=Blattstickstoffgehalt, WD=Astholzdichte, SLA=Spezifische Blattfläche, n=Anzahl der gemessenen Bäume 36
Tabelle 2: Korrelationskoeffizienten nach Pearson; * = p<0.05, ** = p<0.01, *** = p<0.001; Wachstum = BHD-Wachstum, LDMC = Blatttrockenmassegehalt, N = Blattstickstoffgehalt, SLA = Spezifische Blattfläche, WD = Holzdichte 36
Tabelle 3: Werte der Regressionsanalyse von Holzdichte und mittlerem Durchmesserwachstum unterteilt in Altersklassen 38
Tabelle 4: Werte der Regressionsanalyse von Blatttrockenmassegehalt (LDMC) und mittlerem Durchmesserwachstum unterteilt in Altersklassen.....38
Tabelle 5: Werte der Regressionsanalyse von spezifischer Blattfläche (SLA) und mittlerem Durchmesserwachstum unterteilt in Altersklassen.....38
Tabelle 6: Werte der Regressionsanalyse von Blattstickstoffgehalt (N) und mittlerem Durchmesserwachstum unterteilt in Altersklassen 39
Tabelle 7: Biomasse, C und CO_2-Bindung in t/ha berechnet aus den Messungen der Parzellen 1-24 und 30-41 (da diese von allen Jahren vollständig vorhanden und somit vergleichbar waren); Berechnungsgrundlage siehe Tab. 8 42
Tabelle 8: Speicherung von C und CO_2 in der oberirdischen Biomasse je Parzelle;.....67
Tabelle 9: Häufigkeit/Anzahl der 2019 erhobenen 183 geflanzten Arten 69

Abkürzungen

Abkürzungen/Wörter	*Bedeutung*
LDMC	Gehalt der Blatttrockenmasse
SLA	Spezifische Blattfläche
N	Blattstickstoffkonzentration
WD	Holzdichte (hier Astholzdichte)
AGB	Oberirdische Biomasse
C	Kohlenstoff
CO_2	Kohlenstoffdioxid
BHD	Brusthöhendurchmesser
CO2-Sequestrierung	Ansammlung/Speicherung von CO2 in der Biomasse
dbh.est	Berechneter theoretischer Durchmesser in 1.30 m
$D130_{sum}$	Durchmesser in 1.30 m aus den Querschnittsflächen der Äste berechnet (bei Bäumen, die unter 1.30 m schon verzweigt sind)
Lianenbewuchs	Bewuchs der Bäume mit Lianen
Fertil	fruchtbar
Generalisten	Arten ohne signifikante Habitat-Affinität
OG-Spezialisten	Arten, die vor allem in Primärwäldern vorkommen
SG-Spezialisten	Arten, die vor allem in Sekundärwäldern vorkommen
Parzelle	Teilfläche aus der gesamten Untersuchungsfläche

Anhang

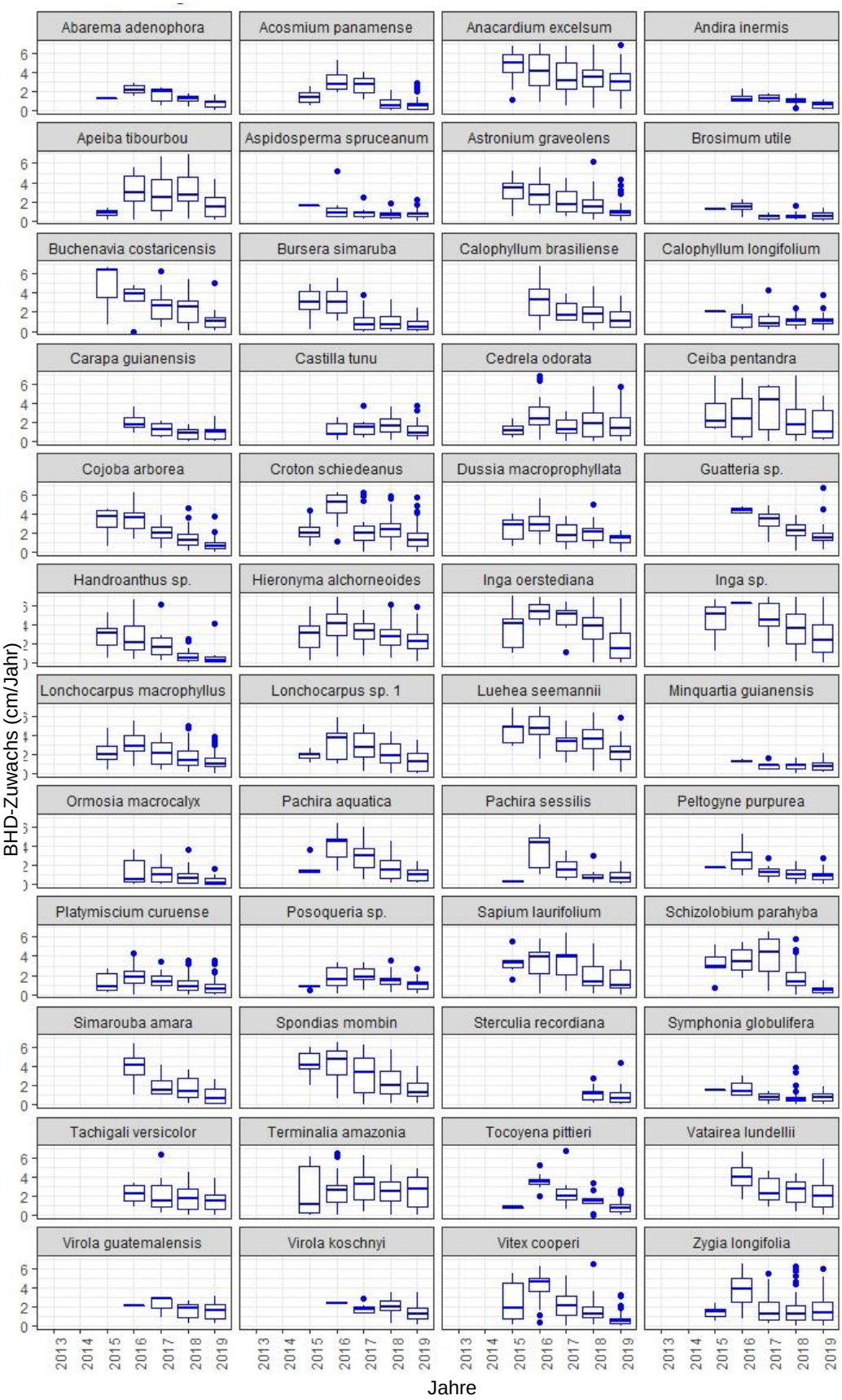

Abbildung 36: *BHD-Zuwachs nach Arten und Jahren*

PARZELLE	AGB (t/ha)	C (t/ha)	CO_2 (t/ha)
1	110,34	52,30	191,77
2	112,13	53,15	194,88
3	65,05	30,84	113,06
4	54,49	25,83	94,70
5	115,13	54,57	200,09
6	57,83	27,41	100,51
7	80,60	38,20	140,08
8	142,09	67,35	246,96
9	128,88	61,09	223,99
10	95,14	45,10	165,36
11	95,88	45,45	166,64
12	57,96	27,47	100,74
13	69,08	32,74	120,05
14	103,36	48,99	179,64
15	64,01	30,34	111,25
16	123,91	58,73	215,35
17	31,24	14,81	54,29
18	41,30	19,57	71,77
19	82,89	39,29	144,07
20	37,23	17,65	64,70
21	35,19	16,68	61,15
22	16,27	7,71	28,27
23	101,50	48,11	176,40
24	32,19	15,26	55,95
30	6,30	2,99	10,96
31	15,05	7,13	26,16
32	33,03	15,66	57,41
33	39,40	18,67	68,47
34	16,74	7,93	29,09
35	40,18	19,04	69,83
36	32,98	15,63	57,32
37	3,99	1,89	6,94
38	19,48	9,23	33,85
39	7,35	3,48	12,77
40	19,35	9,17	33,63
41	45,38	21,51	78,86

Tabelle 8: *Speicherung von C und CO_2 in der oberirdischen Biomasse je Parzelle; berechnet aus den Daten von 2019 für die Parzellen 1-24 & 30-41; Übersicht und Berechnungsgrundlage zu Tabelle 3*

Spezies	Anzahl n	Spezies	Anzahl n
Zygia longifolia	196	*zapote*	9
Platymiscium curuense	187	*Inga acuminata*	7
Croton schiedeanus	177	*Gliricidia sepium*	7
Hieronyma alchorneoides	174	*Pouteria torta*	7
Lonchocarpus macrophyllus	158	*palma*	7
Vitex cooperi	142	*Chionanthus panamensis*	7
Anacardium excelsum	140	*Dalbergia retusa*	6
Inga sp.	139	*Lacmellea panamensis*	6
Cedrela odorata	135	*Handroanthus ochraceus*	6
Astronium graveolens	124	*jaboncillo*	6
Peltogyne purpurea	108	*Geonoma scoparia*	6
Acosmium panamense	107	*Erythrina fusca*	5
Brosimum utile	97	*Protium aracouchini*	5
Luehea seemannii	86	*Coccoloba sp.*	5
Spondias mombin	85	*Calatola costaricensis*	5
Minquartia guianensis	73	*Pterocarpus officinalis*	5
Aspidosperma spruceanum	70	*Beilschmiedia pendula*	5
Tachigali versicolor	67	*Cryosophila guagara*	5
Cojoba arborea	67	*Pourouma bicolor*	5
unknown	65	*Asterogyne martiana*	5
Castilla tunu	65	*Caryodaphnopsis burgeri*	5
Handroanthus sp.	63	*Perebea hispidula*	5
Tocoyena pittieri	62	*Inga pezizifera*	4
Virola koschnyi	61	*Myroxylon balsamum*	4
Posoqueria sp.	61	*Ficus maxima*	4
Inga oerstediana	60	*aguacaton b*	4
Bursera simaruba	58	*Virola surinamensis*	4
Ormosia macrocalyx	56	*Byrsonima crispa*	4
Symphonia globulifera	54	*Zygia unifoliolata*	4
Buchenavia costaricensis	53	*Tabernaemontana donnell-smithii*	4
Simarouba amara	49	*Lonchocarpus sp. 2*	4
Ceiba pentandra	49	*Grias cauliflora*	4
Calophyllum longifolium	47	*Cordia cymosa*	4
Terminalia amazonia	45	*Mabea occidentalis*	4
Sapium laurifolium	43	*Cassia grandis*	4
Vatairea lundellii	42	*Parkia pendula*	4
Lonchocarpus sp. 1	41	*Billia colombiana*	3
Bunchosia nitida	38	*Couratari sp.*	3
Carapa guianensis	38	*Guarea guidonia*	3
Pachira aquatica	37	*Casearia arborea*	3
Guatteria sp.	34	*Williamodendron glaucophyllum*	3
Schizolobium parahyba	33	*Prioria copaifera*	3
Sterculia recordiana	33	*Iriartea deltoidea*	3
Calophyllum brasiliense	32	*Pterygota excelsa*	3
Andira inermis	32	*Couratari guianensis*	3
Handroanthus chrysanthus	32	*Sloanea obtusifolia*	3

Pachira sessilis	30	*Pleuranthodendron lindenii*	2
Apeiba tibourbou	29	*Brosimum sp.*	2
zapotillo	29	*Brosimum costaricanum*	2
Ficus sp.	29	*Handroanthus rosea*	2
Apeiba membranacea	28	*Vochysia ferruginea*	2
Dussia macroprophyllata	28	*manzana rosa*	2
Virola guatemalensis	28	*Lansium parasiticum*	2
Macrolobium hartshornii	28	*Artocarpus heterophyllus*	2
Cupania livida	27	*Trichospermum sp.*	2
Elaeis guineensis	26	*Albizia carbonaria*	2
Diphysa americana	24	*Licania platypus*	2
Amphitecna isthmica	23	*repollito*	2
Pseudima costaricensis	22	*Vochysia guatemalensis*	2
Swartzia panamensis	22	*Dialium guianense*	2
Dilodendron costaricense	22	*Anthodiscus chocoensis*	2
Abarema adenophora	20	*Cochlospermum vitifolium*	2
Ochroma pyramidale	19	*liana*	1
Inga barbourii	18	*volador*	1
Genipa americana	18	*Qualea paraensis*	1
Aspidosperma myristicifolium	17	*Carludovica drudei*	1
Inga punctata	17	*Durio zibethinus*	1
Albizia saman	16	*Inga spectabilis*	1
Ocotea insularis	16	*Enterolobium schomburgkii*	1
aguacatillo	16	*Ruptiliocarpon caracolito*	1
missing	15	*Socratea exorrhiza*	1
sangrillo	15	*Mangifera foetida*	1
Cojoba sophorocarpa	15	*Ficus nymphaeifolia*	1
Blighia sapida	14	*Garcinia intermedia*	1
Guatteria amplifolia	14	*Vantanea barbourii*	1
Terminalia bucidoides	14	*Hymenandra pittieri*	1
quizarra	14	*Sloanea medusula*	1
Clusia magnifolia	14	*probado*	1
Licania operculipetala	13	*Annona mucosa*	1
Tetragastris panamensis	13	*Lecythis mesophylla*	1
Brosimum alicastrum	11	*Vochysia allenii*	1
Hymenaea courbaril	11	*Inga densiflora*	1
Trichilia septentrionalis	10	*Micropholis melinoniana*	1
Brosimum lactescens	10	*leptobotriosa*	1
Caryocar costaricense	10	*Protium sp.*	1
Handroanthus impetiginosus	10	*Trichospermum mexicanum*	1
aguacatillo rosa	9	*Simira maxonii*	1
Terminalia ivorensis	9	*Sterculia allenii*	1
Acacia allenii	9	*Inga bella*	1
Otoba novogranatensis	9	*muneco*	1
Platymiscium sp.	9	*Inga ruiziana*	1
Ormosia coccinea	9	**Gesamtanzahl der Bäume**	**4700**

Tabelle 9: *Häufigkeit/Anzahl der 2019 erhobenen 183 geflanzten Arten*

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre hiermit eidesstattlich, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig und ohne Benützung anderer als der angegebenen Hilfsmittel verfasst habe. Die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind als solche kenntlich gemacht.

Diese Arbeit wurde noch keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegt und noch nicht veröffentlicht.

……..	.....……..……..…..……
Datum	Unterschrift