

Kalkulation der Kohlenstoffbindung von Wiederbewaldungen in der Region des Esquinas Regenwaldes, Costa Rica

Zusammenfassung: Bei einer Bepflanzungsdichte von 800 Bäumen pro Hektar aus 40-50 Baumarten ist die durchschnittliche jährliche Bindung von CO₂ pro Baum 11.4 kg. Über einen Projektzeitraum von 30 Jahren ergibt die Wiederbewaldung eine Bindung von 274 t CO₂ / ha oder 9.1 t CO₂ pro Hektar und Jahr.

Pflanzen entziehen bei der Photosynthese CO₂ aus der Atmosphäre, das beim Abbau von toten Pflanzen wieder freigesetzt wird. Wenn die Biomasse der Pflanzen in einem Ökosystem insgesamt zunimmt, wird CO₂ netto aufgenommen und der Kohlenstoff so lange gebunden, als die Biomasse erhalten bleibt. Die Wiederbewaldung waldfreier Flächen durch Wälder mit hoher Biomasse stellt daher eine Kohlenstoffsенke dar, wobei das Potential in tropischen Regenwäldern besonders groß ist, da die Bäume schnell wachsen und die Wälder hohe Biomassedichten erreichen. Um die Kohlenstoffbindung abschätzen zu können sind Daten zu Wachstumsraten der Bäume und zur Biomasseakkumulation der Wälder nötig. Für Wiederbewaldungsprojekte im Biologischen Korridor La Gamba (COBIGA) an der südwestlichen Pazifikseite Costa Ricas werden Biomassedaten von Wäldern der Golfo Dulce Region und von anderen Gegenden Zentralamerikas herangezogen.

Biomasse des Waldes

Die trockene Biomasse bezeichnet die Menge oder Masse der lebenden Organismen, die sich in Wäldern zu >95% aus Bäumen zusammensetzt. Nach verschiedensten Quellen beträgt die oberirdische Biomasse tropischer Regenwälder in Zentral- und Südamerika 125-474 t organische Trockensubstanz (OTS) pro Hektar (*Tabelle 1*). Die großen Unterschiede hängen mit der Lage, Klima, Bodenart und Nährstoffverfügbarkeit, der Baumartenzusammensetzung sowie der Berechnungsmethode zusammen. Praktisch alle Biomasseberechnungen verwenden den Zusammenhang zwischen Baumgröße und Gewicht, der in vielen Einzelstudien ermittelt wurde. Im einfachsten Fall werden dafür der Brusthöhendurchmesser und die mittlere Holzdichte einer Region verwendet, genauere Schätzungen erhält man mit Durchmesser, Baumhöhe und Holzdichte der Einzelarten. Für die Region des Esquinas Regenwaldes und Golfo Dulce wurden im Rahmen des BDEF-Projektes detaillierte Aufnahmen der Baumhöhen und Baumdurchmesser in zwölf Primärwäldern und in vier 20-25-jährigen Sekundärwäldern erhoben. Sekundärwälder stellen die Zwischenstadien der natürlichen Sukzession auf aufgelassenen Weiden dar. Aus den Baumgrößen und aus der Literatur bekannten Daten zur Holzdichte wurde die Biomasse für alle Bäume > 10 cm Durchmesser nach einer in den meisten Studien verwendeten Formel [*Chave et al.*, 2005] berechnet. Dies ergab einen Mittelwert von 254 t OTS / ha für Primärwälder und 162 t OTS / ha für Sekundärwälder für Bäume > 10 cm Durchmesser (*Tabelle 2*). Das entspricht einem Biomasseaufbau in Sekundärwäldern nach 25 Jahren Sukzession von ca. 63% der Biomasse von Primärwäldern, was mit Literaturdaten gut übereinstimmt ([*Letcher and Chazdon*, 2009]). Die erreichte Biomasse der Sekundärwälder in der Region entspricht auch Daten von sechs anderen Sekundärwäldern zwischen 21 und 30 Jahren Alter in Costa Rica (165 t OTS / ha; [*Letcher and Chazdon*, 2009; *Mascaro et al.*, 2012]). Die Wiederbewaldung im Projekt COBIGA zielt darauf ab, einen möglichst artenreichen Regenwald wiederherzustellen und nicht möglichst schnell Biomasse aufzubauen. Daher werden auch Arten gepflanzt, die wesentlich langsamer wachsen als typische Arten von Sekundärwäldern. Wir gehen daher für die ersten Jahre von einer anfangs etwas langsameren Biomasseakkumulation als in natürlichen Wäldern aus, und schätzen konservativ, dass die Wiederbewaldungsflächen nach 30 Jahren eine Biomasse erreichen, die natürliche Sekundärwälder nach 25 Jahren aufgebaut haben. Da die Biomasse und die Wachstumsraten von Wäldern mit der Seehöhe abnehmen und die vorhandenen Biomassedaten von Tieflandregenwäldern stammen, nehmen wir für die neuen Flächen in ca. 450 m Seehöhe eine 10% geringere Biomasseakkumulation an.

Berechnet auf die gesamte Biomasse des Waldes beträgt die unterirdische Biomasse (Wurzeln) für tropische Regenwälder durchschnittlich etwa 23.5% (22 – 32.7%, 10 Studien) der oberirdischen Biomasse [*Mokany et al.*, 2003] (*Fußnote 2*). Wir nehmen hier eine Wurzelbiomasse von 20% der oberirdischen Baumbiomasse an. Veränderungen des Bodenkohlenstoffes wurden nicht berücksichtigt, da dieser in landwirtschaftlichen Nutzflächen (Weiden) nicht unbedingt geringer ist als in Wäldern und kaum verlässliche Schätzungen zur möglichen Änderung des Bodenkohlenstoffes während Sekundärwaldsukzessionen in der Region vorliegen.

Gesamt ergibt die Abschätzung einen Gesamtbiomassezuwachs auf neuen Wiederbewaldungsflächen im Untermontanbereich von 175 t Biomasse in 30 Jahren.

CO₂-Bindung

Der Kohlenstoff-Anteil (C) trockener Holzbiomasse von tropischen Bäumen beträgt 42-52% , mit einem Mittelwert von 47.4% ([2009]), woraus sich eine Bindung von 82.9 t C / ha ergibt. Da Kohlendioxid aus 12/44 Gewichtsteilen C besteht entspricht dies einer CO₂-Bindung von 304 t CO₂ / ha über 30 Jahre.

Leaching, Risiko, CO₂ Emission durch die Wiederbewaldung:

CO₂ Bindung auf einem Standort kann direkte oder indirekte Emissionen an anderen Stellen verursachen, die bei CO₂-Kompensationsberechnungen möglichst miteinbezogen werden sollten.

Unter Leaching versteht man, wenn eine CO₂ Senke an einem Ort zu vermehrter CO₂ Freisetzung an einem anderen führt, z.B. wenn eine Weide wiederbewaldet wird und dafür anderswo Wälder gerodet werden um neue landwirtschaftliche Flächen zu schaffen. Leachingeffekte sind grundsätzlich schwierig abzuschätzen. In Costa Rica sind Primärwälder geschützt und eine Rodung von Primärwäldern als Folge der Wiederbewaldung alter Weiden ist praktisch auszuschließen.

In Wäldern gebundenes CO₂ kann sehr schnell wieder emittiert werden. Risikofaktoren sind hier etwa Brände, Schädlinge, Holzentnahme oder gar Kahlschlag bei fehlender Kontrolle. Waldbrände stellen im Klima von La Gamba keine Gefahr dar, Schädlinge befallen höchstens einzelne Baumarten und das Absterben einzelner Bäume ist in der Biomasseentwicklung der Sekundärwälder inbegriffen. Die Gefahr von unkontrollierter Rodung ist als sehr gering einzustufen. Die Fläche befindet sich im Privatbesitz, der gesetzliche Schutz von Besitzrechten ist in Costa Rica gut und die allgemeine gesellschaftliche Bereitschaft Wälder zu schützen ist hoch.

Direkte CO₂ Emissionen im Zusammenhang mit der Wiederbewaldung ergeben sich v.a. durch fossile Brennstoffe (Benzin zum Transport und für Geräte) und die Stickstoffdüngung der Jungbäume/Setzlinge. Diese Faktoren sind schwer zu abschätzen, mit großer Wahrscheinlichkeit aber von geringem Effekt; wir nehmen daher an, dass die direkten und indirekten Emissionen im Zusammenhang mit der Wiederbewaldung maximal 10% des gebundenen CO₂ entsprechen.

Damit ergibt die Wiederbewaldung eine Bindung von 274 t CO₂ / ha über einen Projektzeitraum von 30 Jahren oder 9.1 t CO₂ pro Hektar und Jahr. Bei einer Bepflanzungsdichte von 800 Bäumen pro Hektar aus 40-50 Baumarten ergibt dies eine durchschnittliche jährliche Bindung von 11.4 kg CO₂ pro Baum.

Wissenschaftliche Beratung:

ao.Univ.Prof. Mag.Dr. Wolfgang Wanek (Universität Wien, Fakultätszentrum für Ökologie, Department für Mikrobiologie und Ökosystemforschung)

Univ.Prof.Dr. Peter Hietz (Universität für Bodenkultur Wien, Department für Integrative Biologie, Institut für Botanik)

Dr. Werner Huber (Universität Wien, Fakultätszentrum für Biodiversität, Department für Tropenökologie und Biodiversität der Tiere)

Dr. Anton Weissenhofer (Universität Wien, Fakultätszentrum für Biodiversität, Department für Tropenökologie und Biodiversität der Tiere)



universität
wien



Tabelle 1. Biomasseverteilung (Trockenmasse) in ungestörten und gestörten Neotropischen Regenwäldern (Zentral- und Südamerika). Die Daten wurden zusammengestellt durch [Wanek et al. 2008].

Site	Forest/soil type	Rainfall (mm a ⁻¹)	Altitude (m a.s.l.)	Above-ground biomass (Mg ha ⁻¹)	Fine live roots (Mg ha ⁻¹)	Coarse live roots (Mg ha ⁻¹)	Root biomass (Mg ha ⁻¹)	Reference
Mean Latin America				236				Houghton (2005)
La Selva. Costa Rica	Ultisol	4000	80-150	264±80 ¹				[DeWalt and Chave, 2004]
La Selva. Costa Rica	Inceptisol	4000	80-150	204±11	0.6-1.1 ²		2.4 ³	[Gower, 1987]
Barro Colorado Island. Panama	Oxisol	2600	120	232±38 ¹				[Powers, 2004]
Barro Colorado Island. Panama	Alfisol	2600	120	196±54	3.5 ⁴		2.8 ³	[Yavitt and Wright, 2001]
Cocha Cashu. Brazil	Ultisol	2165		310±36 ¹				
Cocha Cashu. Brazil	Entisol	2165		474±46	<4.6 ⁵		5.0 ³	[Powers et al., 2005]
KM41. Brazil	Spodosol	2650		263±68 ¹				
KM41. Brazil	Oxisol	2650		276±21			8.0 ³	
Tapajos. Brazil	Oxisol	2000		291-305	3.4-4.2	30-33	34-36	[Nepstad et al., 2002]
KM80 Manaus. Brazil	20 plots	1900-3500	50-100	339-421 (398±30)				[Nascimento and Laurance, 2002]
Marena plots. Panama	54 plots	1890-4000	20-810	169-464 (246±60)				[Chave et al., 2004]
Barro Colorado Island. Panama		2600	120	287				[Chave et al., 2003]
Panama Canal. Panama	primary. 15 plots			258				[Condit et al., 2004]
Panama Canal. Panama	secondary. 4 plots			278				
La Selva. Costa Rica	primary. 18 plots	4000	80-150	161				[Clark and Clark, 2000]
La Selva. Costa Rica	secondary. 2 plots	4000	80-150	79-129				[Nicotra et al., 2010]
Nouragues. French Guyana	70 + 12 ha plot	2760	200-400	230-416 (301±32)			75±45	[Chave et al., 2001]
NW Amazonia	20 plots			182-259 (277±26)				[Baker et al., 2004]
C & E Amazonia	17 plots			250-379 (341±38)				
SW Amazonia	19 plots			125-289 (246±42)				
Puerto Rico	primary. 3 plots	2000	730	173±33				[Marin-Spiotta et al., 2007]
Puerto Rico	secondary. 10-80 yrs	2000	730	53-272				
Puerto Rico	wet tabonuco	3500		226			75	data compiled by [Cairns et al., 1997]
Puerto Rico	lower montane	3920		198			65	
Surinam	lowland	2250		415			66	
French Guyana	lowland			323			42	
Venezuela	montane humid	1500		348			56	
Puerto Rico	lower montane	3725		223			69	
Brazil	lowland	1770		406			69	
Porce region. Colombia	primary. 33 plots	2080	900-1500	259±41			83.6±17.3	[Sierra et al., 2007]
Porce region. Colombia	secondary. 77 plots	2080	900-1500	46±4			25.5±3.1	
Los Tuxtlas. Mexico	primary	>4000	100-300	363±45				[Hughes et al., 1999]
Los Tuxtlas. Mexico	secondary. 1-50 yrs	>4000	100-300	5-287				

Tabelle 2. Oberirdische Biomasse (OBM, Trockenmasse in Tonnen pro Hektar) in tropischen Wäldern der Golfo Dulce Region, die im Rahmen des BDEF-Projektes auf 1-ha-Flächen ermittelt wurde. Die Berechnung basiert auf Messung der Baumdurchmesser, -höhen und Literaturangaben der Holzdichte und der Korrelation zwischen Baumgröße und -gewicht, die auf der Analyse von 2410 Bäumen mit Brustdurchmesser von 5 cm bis 156 cm aus 27 Studien verteilt über den gesamten tropischen Raum ermittelt wurde: $OBM = 0.0776 * ((\text{Holzdichte} * \text{BHD}^2) * \text{Baumhöhe})^{0.94}$

Cluster	Waldtyp			
	Sekundärwald	Kammwald	Schluchtwald	Hangwald
La Gamba	151.5	246.5	158.5	208.1
Piro	184.8	223.3	275.2	224.4
Rincon	191.2	385.2	267.4	347.5
Riyito	119.8	250.9	251.7	217.1
Mittelwert (Stabw.) Sekundärwälder	161.8 (33.0)		Mittelwert Primärwälder	254.7 (61.1)

Fußnote 2. In der Region SW Costa Ricas wurden bislang keine genauen Untersuchungen der unterirdischen Biomasse durchgeführt. Vorläufige Studien der Feinwurzelbiomasse ergaben Werte von 3-8 t OTS pro Hektar, die jedoch den Anteil der Grobwurzeln und des Wurzelstrunks nicht beinhalteten. Auf Basis globaler Untersuchungen in Wäldern ergab sich für das Spross : Wurzelverhältnis tropischer feuchter Regenwälder ein Mittelwert von 0.235 (0.220-0.327, 10 Studien) [Mokany *et al.*, 2003]. In dieser Publikation wurde auch eine Formel abgeleitet, die es erlaubt, aus oberirdischer Biomasse die unterirdische Biomasse zu schätzen:

$$\text{Unterirdische Biomasse} = 0.489 \times \text{Oberirdische Biomasse}^{0.890}$$

(Bestimmtheitsmaß $R^2=0.93$)

Mit beiden Ansätzen errechnen sich unterirdische Biomassen für den *Regenwald der Österreicher* (mit einer mittleren oberirdischen Biomasse von 162 t OTS / ha) von 38-45 t / ha. In Tabelle 1 werden ebenfalls gemessene Vergleichswerte angegeben, die in einem Bereich von 2-84 t OTS / ha schwanken. Die großen Abweichungen in der unterirdischen Biomasse sind durch Unterschiede in der Methodik der Wurzelbiomasse-Bestimmung erklärbar und basieren weiters auf der Bodentextur (höhere unterirdische Biomasse auf sandigen Böden) und Jahresniederschlag (geringere unterirdische Biomasse bei höheren Niederschlägen). Durch die geringe Anzahl an Studien, auf deren Basis die Formeln und mittleren Spross : Wurzelverhältnisse von Mokany *et al.* (2006) basieren, die hohen Jahresniederschläge und die Feinkörnigkeit der Böden in der Region nehmen wir einen geringeren Wert von ca. 32 t pro Hektar für die unterirdische Biomasse an. Dies ergibt einen zu erwartenden Gesamtbiomassewert von 194 t OTS / ha, der durch die prämontane Lage der Wiederbewaldungsflächen und dem negativen Temperatureffekt auf die Biomassenentwicklung um 10% reduziert angenommen wird (reduzierter Gesamtbiomassewert von 175 t OTS / ha).

Referenzliste

- (2009), Focus on Climate Engineering: Intentional Intervention in the Climate System, *Environmental Research Letters*, 4(4), 045101.
- Baker, T. R., et al. (2004), Increasing biomass in Amazonian forest plots, *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 359(1443), 353-365.
- Cairns, M. A., S. Brown, E. H. Helmer, and G. A. Baumgardner (1997), Root biomass allocation in the world's upland forests, *Oecologia*, 111(1), 1-11.
- Chave, J., B. Riera, and M. A. Dubois (2001), Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability, *Journal of Tropical Ecology*, 17, 79-96.
- Chave, J., R. Condit, S. Lao, J. P. Caspersen, R. B. Foster, and S. P. Hubbell (2003), Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census plot in Panama, *Journal of Ecology*, 91(2), 240-252.
- Chave, J., R. Condit, S. Aguilar, A. Hernandez, S. Lao, and R. Perez (2004), Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates, *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 359(1443), 409-420.
- Chave, J., et al. (2005), Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests, *Oecologia*, 145(1), 87-99.
- Clark, D. B., and D. A. Clark (2000), Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest, *For. Ecol. Manage.*, 137(1-3), 185-198.
- Condit, R., S. Aguilar, A. Hernandez, R. Perez, S. Lao, G. Angehr, S. P. Hubbell, and R. B. Foster (2004), Tropical forest dynamics across a rainfall gradient and the impact of an El Nino dry season, *Journal of Tropical Ecology*, 20, 51-72.
- DeWalt, S. J., and J. Chave (2004), Structure and biomass of four lowland Neotropical forests, *Biotropica*, 36(1), 7-19.
- Gower, S. T. (1987), Relations between mineral nutrient availability and fine root biomass in two Costa Rican tropical wet forests: a hypothesis, *Biotropica*, 19(2), 171-175.
- Hughes, R. F., J. B. Kauffman, and V. J. Jaramillo (1999), Biomass, carbon, and nutrient dynamics of secondary forests in a humid tropical region of Mexico, *Ecology*, 80(6), 1892-1907.
- Letcher, S. G., and R. L. Chazdon (2009), Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in northeastern Costa Rica, *Biotropica*, 41(5), 608-617.
- Marin-Spiotta, E., R. Ostertag, and W. L. Silver (2007), Long-term patterns in tropical reforestation: Plant community composition and aboveground biomass accumulation, *Ecol. Appl.*, 17(3), 828-839.
- Mascaro, J., G. P. Asner, D. H. Dent, S. J. DeWalt, and J. S. Denslow (2012), Scale-dependence of aboveground carbon accumulation in secondary forests of Panama: A test of the intermediate peak hypothesis, *Forest Ecology and Management*, 276(0), 62-70.
- Mokany, K., R. E. McMurtrie, B. J. Atwell, and H. Keith (2003), Interaction between sapwood and foliage area in alpine ash (*Eucalyptus delegatensis*) trees of different heights, *Tree Physiol.*, 23(14), 949-958.
- Nascimento, H. E. M., and W. F. Laurance (2002), Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: a landscape-scale study, *Forest Ecology and Management*, 168(1-3), 311-321.

- Nepstad, D. C., et al. (2002), The effects of partial throughfall exclusion on canopy processes, aboveground production, and biogeochemistry of an Amazon forest, *J. Geophys. Res.*, 107(D20), 8085.
- Nicotra, A. B., et al. (2010), Plant phenotypic plasticity in a changing climate, *Trends in Plant Science*, 15(12), 684-692.
- Powers, J. S. (2004), New perspectives in comparative ecology of Neotropical rain forests: Reflections on the past, present, and future, *Biotropica*, 36(1), 2-6.
- Powers, J. S., K. K. Treseder, and M. T. Lerdau (2005), Fine roots, arbuscular mycorrhizal hyphae and soil nutrients in four Neotropical rain forests: patterns across large geographic distances, *New Phytologist*, 165(3), 913-921.
- Sierra, C. A., et al. (2007), Total carbon stocks in a tropical forest landscape of the Porce region, Colombia, *For. Ecol. Manage.*, 243(2-3), 299-309.
- Yavitt, J. B., and S. J. Wright (2001), Drought and irrigation effects on fine root dynamics in a tropical moist forest, Panama, *Biotropica*, 33(3), 421-434.