

Universidad Andina Simón Bolívar

Sede Ecuador

Área de Gestión

Maestría de Investigación en Cambio Climático, Sustentabilidad y Desarrollo

**Cuantificación de las tasas de remoción de carbono y su acumulación
en la biomasa aérea en los parques metropolitanos del Municipio de
Quito**

Laura Gabriela Cifuentes Rodríguez

Tutor: Francisco Xavier Cuesta Camacho

Quito, 2021



Cláusula de cesión de derecho de publicación

Yo, Laura Gabriela Cifuentes Rodríguez, autora de la tesis: “Cuantificación de las tasas de remoción de carbono y su acumulación en la biomasa aérea en los parques metropolitanos del Municipio de Quito”, mediante el presente documento dejo constancia de que la obra es de mi exclusiva autoría y producción, que la he elaborado para cumplir con uno de los requisitos previos para la obtención del título de Magíster en Cambio Climático, Sustentabilidad y Desarrollo en la Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador.

1. Cedo a la Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador, los derechos exclusivos de reproducción, comunicación pública, distribución y divulgación, durante 36 meses a partir de mi graduación, pudiendo por lo tanto la Universidad, utilizar y usar esta obra por cualquier medio conocido o por conocer, siempre y cuando no se lo haga para obtener beneficio económico. Esta autorización incluye la reproducción total o parcial en los formatos virtual, electrónico, digital, óptico, como usos en red local y en internet.
2. Declaro que en caso de presentarse cualquier reclamación de parte de terceros respecto de los derechos de autor/a de la obra antes referida, yo asumiré toda responsabilidad frente a terceros y a la Universidad.
3. En esta fecha entrego a la Secretaría General, el ejemplar respectivo y sus anexos en formato impreso y digital o electrónico.

Octubre, 08 del 2021.

Firma: _____

Resumen

Estudiar el potencial de almacenamiento y remoción de CO₂ por árboles urbanos contribuye a cuantificar y promover su viabilidad como estrategia de mitigación del cambio climático. El Parque Metropolitano Guanguiltagua (PMN) de 560 hectáreas y el Parque Metropolitano del Sur (PMS) de 707,95 hectáreas fueron muestreados entre el 2019-2020. Se instalaron 11 parcelas de 0,625 ha (25 x 25 m) por parque. Se registraron medidas del diámetro a la altura del pecho (DAP) y altura del árbol para determinar carbono acumulado. Se instalaron dendrómetros de precisión milimétrica en el 10% de tallos de cada parcela para evaluar las tasas de crecimiento diamétrico de los árboles estudiados y cuantificar la remoción de carbono por parcela y parque. Se estratificó la muestra en cuatro clases diamétricas para determinar su contribución en la remoción y almacenamiento de carbono. Se utilizó el modelo alométrico pantropical propuesto por Chavé y colaboradores (2014) para árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 5 cm y el modelo propuesto Nelson y colaboradores (1999) para árboles 2,5-4,99 cm de DAP. El cálculo de densidad básica de la madera, biomasa y tasas de crecimiento del diámetro se calcularon con el paquete BIOMASS de R estudio 3.6.1. (Réjou-Méchain et al. 2017). Se utilizó el factor de conversión 0,468 derivado de angiospermas, para obtener valores de carbono (Martin, Doraisami, y Thomas 2018). El PMN almacena en $\sim 171 \pm 96$ Mg C ha⁻¹, un valor significativamente superior (F=22,48; p<0,0001) al registrado en el PMS ($\sim 103 \pm 42$ Mg C ha⁻¹). Por el contrario, el PMN remueve $\sim 3,30 \pm 1,71$ Mg C ha año⁻¹ mientras que el PMS remueve en $\sim 4,45 \pm 2,93$ Mg C ha año⁻¹ (F=2,91; p<0,0001). Las tasas de secuestro de carbono diferenciadas entre parques se explicaron en parte por la distribución de clases diamétricas. Árboles con DAP ≥ 30 cm almacenan (F= 1214,91; p<0,0001) y secuestran (F= 62; p<0,0001) más carbono por unidad de árbol que árboles de menor tamaño. Los bosques urbanos en Quito actúan como sumideros de carbono. Los valores estimados a escala de paisaje de almacenamiento de carbono en el PMS de 0,072 Tg C (0,58-0,91 bootstrap IC 95%) y de 0,096 Tg C (0,067-0,13 bootstrap IC 95%) del PMN junto con las estimaciones del secuestro anual de carbono 3.165 Mg año⁻¹ (2.209-4.297 bootstrap IC 95%) en el PMS y de 1.859 Mg año⁻¹ (1.361-2.430 bootstrap IC 95%) en el PMN sugieren que los bosques urbanos deben ser considerados como parte fundamental de las estrategias de mitigación urbanas al cambio climático.

Palabras clave: sumideros de carbono, bosques urbanos, eucaliptos, dendrómetros, ecuaciones alométricas, parques metropolitanos.

A mis padres y hermanas, quienes con sus defectos y por supuesto sus virtudes, han llenado mi vida de momentos inolvidables y enriquecedores.

Elsa, Mauro, Sara, Amanda, Elsa María son mi motor e impulso para cada objetivo en mi vida.

Agradecimientos

Agradezco al Dr. Francisco Cuesta por su guía y ayuda durante esta investigación.

Mi profundo agradecimiento a todas las autoridades de la Universidad Andina Simón Bolívar de la Maestría de Investigación en Cambio Climático, Sustentabilidad y Desarrollo y sus profesores que supieron orientarme y enriquecerme con conocimiento en cada clase dictada.

Mi entera gratitud a Arturo Taipe quién me ayudó con el análisis estadístico, las mejoras en las hojas de cálculo y la entrada de datos. Sobre todo, por su delicioso pan.

Dr. Danilo Buñay por sus valiosos comentarios y sugerencias que permitieron mejorar la estructura y redacción de este documento.

Germán Toasa por su generoso tiempo e interés en ayudarme con la instalación de parcelas.

A la empresa Metropolitana de Obras Públicas y Secretaría de Ambiente de Distrito Metropolitano de Quito que permitieron establecer mis parcelas en los parques.

Al cuerpo de Bomberos de Quito por facilitarme la información sobre incendios ocurridos en los parques.

A mis hermanas, papá y mamá que, a pesar de tener poco tiempo, se dieron espacio en sus ajetreadas agendas para ayudarme con las mediciones de árboles en los parques.

Tabla de contenidos

Figura y tablas	13
Introducción.....	17
Capítulo primero Marco conceptual	21
1. Cambio climático y ciudades.....	21
2. Los “espacios verdes urbanos” como estrategia de mitigación.....	26
3. Mediciones de secuestro y almacenamiento de carbono	29
Medición del crecimiento y productividad de los arboles urbanos	30
Capítulo segundo Materiales y Métodos	31
1. Área de estudio	31
2. Colección de datos en campo	34
Métodos utilizados para estimación de biomasa y carbono almacenado	34
Métodos utilizados para las estimaciones de la tasa de remoción de carbono	35
3. Manejo de la información y análisis de datos.....	37
Estimaciones de biomasa y carbón almacenado.....	37
Modelos alométricos utilizados	38
Estimación de la tasa de remoción de carbono.....	40
Conversión de valores de carbono a escala de paisaje	41
Conversión de carbono a dióxido de carbono (CO ₂).....	41
Análisis estadístico	41
Capítulo tercero Resultados.....	43
1. Estructura de los bosques de eucalipto de los parques metropolitanos de Quito	43
Clases diamétricas y alturas.....	43
2. Cuantificación carbono almacenado en los bosques urbanos de Quito.....	44
3. Secuestro de Carbono y biomasa.....	49
4. Secuestro y almacenamiento de CO ₂	53
Discusión	55
1. Almacenamiento de carbono	55
2. Secuestro de carbono	58
3. Secuestro y almacenamiento de CO ₂	62
Conclusiones.....	63
Referencias	67
Anexos.....	79
Anexo 1 Lista de chequeo utilizada para el registro de árboles en cada parque	79

Anexo 2 Registros de temperatura, humedad del suelo y aire tomadas en cada censo entre agosto 2019-octubre 2020. Coordenadas geográficas y registros de altura (msnm) de cada parcela por parque.	80
Anexo 3 Descripción de seis ecuaciones alométricas desarrolladas para diferentes tipos de bosque, se indica los valores del ajuste (R^2) y el error cuadrático medio (RSME). PGM: Parque Metropolitano Guanguiltagua, PMS: Parque Metropolitano del Sur, BA: biomasa aérea (Mg), D: diámetro del fuste (cm), H: altura total del árbol (m) y p: densidad básica de la madera (g/cm ³).	81
Anexo 4 Ajuste de bondad (R^2) y RMSE de la ecuación propuesta por Chave et al (2014) para árboles mayores a 5 cm de diámetro, desarrollada para diferentes tipos de bosque. Diametro a la altura del pecho (DAP) vs. Carbono almacenado y altura vs. Carbono almacenado A: Parque Metropolitano Guanguiltagua y B: Parque Metropolitano del Sur.	82
Anexo 5 Ajuste de bondad (R^2) y RMSE de la ecuación propuesta por Nelson et al (1999) para árboles menores a 5 cm de diámetro, desarrollada para diferentes tipos de bosque. A: Parque Metropolitano Guanguiltagua y B: Parque Metropolitano del Sur.	83
Anexo 6 Regresión lineal del carbono secuestrado como respuesta de las variables ambientales. Humedad del aire (A) y del suelo (B). Temperatura del aire (C) y del suelo (D). Altitud (E). Se indica el p-valor de cada regresión.	84
Anexo 7 Código de identificación para cada tallo.....	85
Anexo 8 Vista panorámica de una parcela instalada	85
Anexo 9 Ejemplar de un árbol maduro (Diámetro a la altura del pecho DAP >30 cm.	86
Anexo 10 Ejemplar de un árbol con tallos múltiples.....	87
Anexo 11 Instalación de dendrómetros	88

Figura y tablas

Figura 1. A) Mapa de ubicación general del área de estudio. B) Parque Metropolitano Guangüiltagua, la ubicación de las parcelas se señala con símbolo de color rojo. C) Parque Metropolitano del Sur, la ubicación de las parcelas se señala con símbolo de color rojo.	33
2. Instalación de dendrómetros en septiembre 2019.....	36
Figura 3. Esquema de la sección transversal del tronco donde está instalado el dendrómetro. (m) medida entre los dos extremos del dendrómetro tomada con calímetro. (s) diámetro del árbol a cada extremo del dendrómetro, el radio será $s/2$. (c) circunferencia o perímetro del árbol. (g) porción de la circunferencia entre los extremos del dendrómetro (sección roja). (θ) ángulo entre los dos radios. (d) longitud del dendrómetro.	36
Figura 4. Esquema de crecimiento del diámetro del tronco de los árboles en dos censos diferentes.	36
Figura 5. Frecuencia de tallos por clases de diámetro en el Parque Metropolitano Guangüiltagua (PMN) y Parque Metropolitano del sur (PMS), parcelas ($n = 11$ por parque).....	44
Figura 6. Respuesta del carbono secuestrado a las variables: diámetro a la altura del pecho (DAP) y altura (h) obtenido mediante regresión lineal múltiple. A y B Parque metropolitano Guangüiltagua (PMN); C y D Parque metropolitano del sur (PMS). Se indica el p-valor de cada regresión cuando este fue significativo ($p < 0,0001$), también se indica la ecuación de la recta, R^2 y raíz del error cuadrático medio (RSME) correspondiente.	47
Figura 7. Diagramas de violín de las reservas de carbono ($Mg\ C\ ha^{-1}$) por clases diamétricas en las parcelas muestreadas del PMN (1) y PMS (2) entre agosto-septiembre 2019, Quito, Pichincha, Ecuador. A) Clase 1, plántulas (2,5-4,99 cm DAP), B) clase 2, jóvenes (5-9,9 cm DAP), C) clase 3, adultos (10-29,9 cm DAP), D) clase 4, maduros o semilleros (≥ 30 cm DAP).....	48
Figura 8. Incremento del diámetro (cm) a la altura del pecho (DAP) por parque entre agosto y diciembre 2019 y junio y octubre 2020 (cm). A) Boxplots del incremento del DAP por parque. Los incrementos se calcularon tomando como referencia la primera medida del diámetro registrada y a continuación se graficaron los valores obtenidos de la diferencia entre los censos siguientes con respecto al primer censo. B) Los cuadrados azules representan el DAP de tallos del PMN y los cuadros rojos los tallos del PMS. La	

línea discontinua roja es el incremento promedio de DAP del PMS y la línea continua azul el incremento promedio de DAP del PMN. 49

Figura 9. Gráfico de barras con la media de los valores observados de crecimiento del DAP entre agosto 2019 y octubre 2020 en Parque Metropolitano Guanguiltagua (PMN) y el Parque Metropolitano Sur (PMS). La barra blanca corresponde al PMN y la barra gris al PMS. La barra de error corresponde al error estándar (ES). Los p-valores entre parque se se iniciaban como: $p < 0,01$ (**) 50

Tabla 1 Superficies de cobertura vegetal del DMQ 23

Tabla 2 Promedios de temperatura y humedad del aire y suelo registrados por parcela entre septiembre 2019 – octubre 2021. Coordenadas geográficas y alturas por parcela en el Parque Metropolitano Guanguiltagua (PMN) y Parque Metropolitano del sur (PMS). Código de la parcela = ECPIC_METN_00 37

Tabla 3 Estimaciones de carbono almacenado en megagramos por hectárea ($Mg\ ha^{-1}$). Código de ubicación de la parcela: ECPIC= Ecuador-Pichincha, MTS/N= Parque metropolitano del Sur/Güanguiltagua; _00=Número de plot. DAP= Media del Diámetro a la altura del pecho en centímetros por parcela. Altura= Media de las alturas en metros por parcela. La desviación estándar (SD) se incluye entre paréntesis de las medias reportadas..... 45

Tabla 4 Reservas de carbono estimado en árboles vivos (media y bootstrap IC del 95%) y el total según la superficie de cada parque 2019-2020..... 46

Tabla 5 Distribución de tallos por clase de diámetro en PMN (parcelas $n=11$) y PMS (parcelas $n=11$). Biomasa y carbono almacenado por clases de diámetro 48

Tabla 6 Estimaciones de secuestro de carbono (C) en megagramos por hectárea. Código de parcela: ECPIC=Lugar de Ubicación Ecuador-Pichincha, MTS/N= Parque metropolitano del Sur/Güanguiltagua; _00=Número de parcela. Los valores obtenidos de carbono secuestrado por parcela es la diferencia en las estimaciones de almacenamiento de carbono entre el primer censo y el último censo de cada árbol, estos valores luego fueron sumados por parcela para obtener el valor de carbono secuestrado, el cual fue extrapolado a $Mg\ ha^{-1}\ año^{-1}$ de cada parcela entre agosto 2019 y octubre 2020..... 51

Tabla 7 Secuestro de carbono estimado en árboles vivos (media y bootstrap IC del 95%) y total según la superficie de cada parque entre septiembre 2019 y octubre 2020..... 52

Tabla 8 Tasas de remoción de carbono al año en el PMN y PMS por unidad de tallo y por clase diamétrica durante septiembre del 2019 y octubre del 2020..... 53

Tabla 9 Almacenamiento y tasas de remoción de carbono al año en el PMN y PMS por unidad de tallo y por clase diamétrica durante entre agosto 2019 y octubre del 2020. Los valores de CO ₂ presentados en esta tabla se obtuvieron por la transformación de los valores de carbono (C) a dióxido de carbono (CO ₂) utilizando el factor de conversión 3,67 propuesto por el IPCC (2016). Media del total de carbono secuestrado por parcela y su desviación estándar (SD).	54
Tabla 10.	56
Tabla 11. Resumen de las estimaciones de carbono secuestrado en bosques urbanos y plantaciones de Eucaliptos de climas templados, tropicales y boreales.	59

Introducción

Las ciudades consumen alrededor del 70% de los recursos del mundo, albergan el 54% de la población mundial y son responsables del 74% de las emisiones globales de dióxido de carbono, CO₂ (Bibri y Krogstie 2017, 184; Mi et al. 2019, 3). A la par, las ciudades son afectadas por el cambio climático, pues han experimentado aumentos de la temperatura, lluvias intensas, inundaciones, huracanes, entre otros (Maslin 2014, 93-99). Los eventos de calor extremo, por ejemplo, han generado altas tasas de morbilidad y mortalidad de personas en las zonas urbanas, en particular de grupos vulnerables como mujeres, ancianos, niños y niñas menores a 5 años (Otto et al. 2017, 8). Especialmente aquellos que viven en zonas urbanas marginales (Bulkeley y Betsill 2005, 1:658).

Las concentraciones atmosféricas mundiales de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O) han aumentado considerablemente desde el año 1750 (IPCC 2007, 5). Más aún, el CO₂ es el Gas de Efecto Invernadero (GEI) más importante (IPCC 2007, 5). Sus emisiones anuales incrementaron un 80% entre 1970 y 2004 (la concentración aumentó en razón de 1,5 ppm al año y desde el año 2000 el crecimiento medio fue de 2,1 alcanzando a 2,53 ppm en el 2019) y para el 2020 la tierra alcanzó 411 ppm de CO₂ (IPCC 2007, 5; Lindsey 2020). Las emisiones de CO₂ antropogénicas son responsables de los cambios en el sistema climático. Ya se han observado impactos en los sistemas naturales y humanos por el calentamiento global (IPCC 2018, 7). Hansen y colaboradores (2008) advierten que sobrepasar las 450 ppm de CO₂ empujaría a la Tierra hacia puntos de inflexión climáticos e iniciar respuestas dinámicas que no puedan ser controladas por el ser humano. Además, concluyen que haber sobrepasado los 350 ppm de CO₂ ya es perjudicial y demasiado alto para mantener el clima al que la humanidad y el resto de la biosfera están adaptados (Hansen et al. 2008, 228–29; Mathias, Anderies, y Janssen 2017, 6).

La preocupación por el calentamiento global ha resultado en la investigación de métodos de adaptación y mitigación al cambio climático (IPCC 2007, 14–19; 2014, 17–30; Grafakos et al. 2020; Laukkonen et al. 2009; Hamin y Gurrán 2009; Revi 2008), y ha instado a la academia a identificar reservorios con alta capacidad de captura y almacenamiento de carbono como un enfoque alternativo de mitigación del cambio climático. Un reservorio importante en este enfoque alternativo constituyen los espacios verdes, bosques urbanos y las áreas forestales rurales (Rüttinger y Sharma 2016; Pataki et al. 2006; McPherson, Nowak, y Rowntree 1994; Nowak y Crane 2002; Rowntree y

Nowak 1991; Nowak 1994; Churkina 2008; Martin, Doraisami, y Thomas 2018; Stoffberg et al. 2010). El espacio verde urbano incluye a bosques, plazas, parques, jardines, barrancas y zonas verdes que cumplen diferentes funciones como: satisfacer las necesidades recreativas y de ocio de las personas, mejorar la calidad de vida de los ciudadanos y contribuir como elemento estético de la ciudad (Cameron et al. 2012, 129).

La vegetación urbana actúa como reservorio de carbono, secuestrándolo y fijándolo a través de la fotosíntesis. La cantidad de CO₂ secuestrado y almacenado en bosques urbanos va a depender de la especie, la densidad de árboles por unidad de área, tasas de crecimiento de las especies, madurez, longevidad y factores ambientales locales como la precipitación anual y la temperatura promedio anual (Nowak y Crane 2002, 385-87). Además, otro factor que altera la dinámica de los bosques urbanos, es la intervención humana en su mantenimiento (podas, trasplantes, remoción de árboles, fertilización, entre otros) (Nowak y Crane 2002, 381). La mayor parte de investigaciones se ha concentrado en el potencial que tienen las áreas forestales rurales como sumideros de carbono, al contrario de las zonas urbanas donde las áreas verdes pueden cumplir un papel significativo como sumideros de carbono (Stoffberg et al. 2010, 9). Según Vogt (2020,48) los bosques urbanos se definen como la suma de toda la vegetación arbórea y asociada, dentro y alrededor de establecimientos urbanos, variando desde comunidades rurales hasta grandes áreas metropolitanas (Vogt 2020, 48).

Entre las estrategias de mitigación del cambio climático encontramos nuevas propuestas que involucran a las ciudades, como la gestión y diseño de “espacios verdes urbanos” (ver Bruxelles Environnement 2014, Chicago Wilderness 2019). Estas nuevas formas de planificación y gestión urbana tienen el objetivo de generar una mejor calidad de vida y aumentar la resiliencia de las ciudades ante amenazas naturales (Pons 2016). Sin embargo, en ciudades del “sur global” los gobiernos nacionales y locales no han logrado implementar proyectos de esta índole (Pons 2016, 7). En las ciudades de América Latina, por ejemplo, los “espacios verdes” suelen ser “sacrificados” para implementar proyectos de “desarrollo urbano”. Además, las ciudades en Latinoamérica se están expandiendo a tasas muy rápidas, alcanzando un promedio de 20m² por minuto al año, lo cual tiene un efecto directo en la disminución de las áreas dedicadas a “espacios verdes” (Inostroza 2017, 1). No obstante, En el distrito Metropolitano de Quito (DMQ), se han mejorado e implementado nuevos parques a lo largo de toda la zona urbana en los últimos años (Alcaldía Metropolitana de Quito 2015). Por ello, Quito alcanzó un “índice de verde

urbano”¹ de 20,40 m² de áreas verdes por habitante, superando a la media nacional (13,01 m² por habitante) y a la sugerida por la Organización mundial de la salud (OMS) de 9m² por habitante (INEC 2012)

La información disponible, tanto de fuentes científicas (Scopus, Jostor Global plants, Science direct, researchgate, etc) como archivos municipales (Secretaría de Ambiente del Municipio del Distrito Metropolitano Quito, Empresa Metropolitana de Obras Públicas de Quito y la Secretaría de Territorio, Hábitat y Vivienda) con información cuantitativa de CO₂ secuestrado y fijado por árboles urbanos de la ciudad de Quito, así como, de trabajos locales donde se haya evaluado e identificando especies de árboles y arbustos urbanos con el mayor potencial de ser sumideros de carbono ha resultado ser escasa. Por esta razón, en este estudio se evaluó la capacidad de los bosques urbanos como sumideros de carbono en los Parques Metropolitano Guangüiltagua y Sur, siendo los parques con áreas boscosas continuas más grandes del área urbana de Quito. Permitiendo responder a las siguientes hipótesis y objetivos:

Hipótesis

- ✓ El almacenamiento de carbono y remoción anual en el parque Metropolitano Guangüiltagua es menor al parque Metropolitano del Sur debido a ser un bosque en estadios maduros con menor densidad de tallos y una menor superficie de terreno.
- ✓ Árboles grandes con un diámetro ≥ 30 cm remueven y almacenan más carbono de la atmósfera que un árbol con un diámetro < 30 cm debido a su gran tamaño, mientras que los árboles más jóvenes presentan menores tasas de acumulación de carbono por unidad de tallo, pero contribuyen en un peso relativo mayor a los árboles grandes en el balance anual por unidad de área.

¹ “Es la cantidad de áreas verdes urbanas en donde predomina vegetación y elementos naturales del entorno, manejado (directamente o indirectamente) por entes públicos (municipios, gobiernos provinciales, regionales o Estado) existentes dentro del territorio, dividido para el número de habitantes de las zonas urbanas” (INEC 2012,4).

Objetivos

- ✓ Determinar la estructura diamétrica de los bosques urbanos de Quito e identificar la clase diamétrica con mayores tasas de remoción y almacenamiento de carbono.
- ✓ Cuantificar el carbono almacenado en los bosques urbanos de Quito a escala de parcela y paisaje.
- ✓ Estimar la tasa anual de remoción (productividad) de carbono de los bosques urbanos de Quito a escala de parcela y paisaje.

Esta investigación aporta con información sobre el potencial de los bosques urbanos de Quito para remover y almacenar el carbono de la atmósfera.

Capítulo primero

Marco conceptual

1. Cambio climático y ciudades

El cambio climático es un cambio gradual en el clima debido al aumento masivo en el uso de combustibles fósiles con la consiguiente liberación de CO₂ a la atmósfera (Karl, Melillo y Peterson 2009, 14; IPCC 2007, 5; Waterston 2000, 95). Se estima que, desde finales del siglo XIX el aumento de las emisiones de CO₂ por actividades humanas causaron el incremento en aproximadamente 1,0°C, en la temperatura promedio global, por encima de los niveles preindustriales (IPCC 2018, 6). Leduc y colaboradores (2016,1) encontraron que las temperaturas responden linealmente a las emisiones de CO₂ acumuladas en la mayor parte de las regiones. A nivel mundial, los investigadores vieron un aumento de temperatura promedio de $1,7 \pm 0,4$ ° C por 1000 Pg de carbono de emisiones de CO₂ (Leduc, Matthews, y de Elía 2016, 1). Vuille y colaboradores (2018, fig. 2) sugieren que la temperatura en los Andes tropicales podría aumentar a través del siglo XXI a valores medios de 2 ° - 3.5 ° C más allá de los valores de 1961-90. Al mismo tiempo, el calentamiento se amplificaría en zonas de mayor altura en el futuro y no solo aumentará la temperatura, sino la variabilidad interanual (Vuille et al. 2018, 10). El calentamiento global y el derretimiento de glaciares podría provocar fuertes implicaciones ecológicas en diversos paisajes y ecosistemas Andinos amenazando la estabilidad del carbono de los humedales, transformándolos de sumideros a largo plazo en una fuente adicional de carbono (Cuesta Camacho 2019, 243). Además, uno de los recursos más afectados será la disponibilidad de agua para los asentamientos urbanos, periurbanos y rurales (Vuille et al. 2018, 19; Cuesta Camacho 2019, 243).

La temperatura de la Tierra podría estar cambiando por el forzamiento radiactivo de GEI como el CO₂, el CH₄, NO_x y CFC (Ma 1998, 1). Estos gases tienen la propiedad de absorber fuertemente la región infrarroja del espectro electromagnético de la luz solar y causar aumento en la temperatura de la Tierra debido al forzamiento radiactivo (Berger y Tricot 1992, 523). También, se ha observado aumentos significativos de la temperatura en la Tierra durante los episodios de El Niño-Oscilación del Sur, episodios donde la biosfera terrestre funciona como una fuente neta de CO₂ a la atmósfera y la productividad primaria neta disminuye, particularmente en las regiones tropicales. El registro más fuerte de estas anomalías fue el observado en 1998 (Piao et al. 2009, 6). El CO₂ ha sido

responsable del 82% del aumento del forzamiento radiativo entre 2007-2017 y del 83% en el período 2013-2017 (WMO 2017b, 3). La Organización Meteorológica Mundial en su informe del 2017 comunicó un récord de las concentraciones promedio mundiales de CO₂, las cuales alcanzaron 405,5 ppm tras haber sido 403,3 en 2016 (WMO 2017a, párr. 2). En promedio, el índice de aumento de CO₂ de los últimos tres decenios se incrementó de 1,42 ppm año⁻¹ (1985-1995) a 1,86 ppm año⁻¹ (1995-2005) y a 2,06 ppm año⁻¹ (2005-2015) (WMO 2019, párr. 18).

Aproximadamente 350 Pg de carbono se han emitido a la atmósfera, debido a actividades antropogénicas (Ballantyne et al. 2012, 70). Se estima que el carbono atmosférico aumenta en aproximadamente 2,6 Pg año⁻¹, 100 veces más rápido que los ocurridos a finales de la última edad de hielo hace 11,000-17,000 años (Lindsey 2020, párr. 5). En consecuencia, la tasa de aumento de CO₂ ha estado más cerca de 2,3 ppm por año en el período 2008-2018 (Blunden y Arndt 2019, 49), llegando a 407,8±0,1 ppm de CO₂ en 2018, sobrepasando así el umbral de 400 partes por millón del CO₂ en 2015 (Organización Meteorológica Mundial 2019, 2).

De acuerdo al inventario de emisiones de gases de efecto invernadero, en el 2011, el sector urbano en el Distrito Metropolitano de Quito (DMQ) emitió 0,0076 Pg de CO₂-eq², generadas un 40% por el sector transporte; seguido por consumo de energía en un 26% principalmente por los sectores residencial, comercial, institucional e industrial, un 24 % por el sector USCUS (Uso del Suelo, Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura) y un 10% por residuos sólidos (Secretaría del Ambiente 2015, 48). Entre los años 2011-2015 se produjo un aumento de las emisiones del 28,2% (6,4% incremento anual). El sector transporte en el 2015 ascendió a 0,003 Pg de CO₂eq, siendo el sector con mayor aporte de los cuatro considerados (transporte, energía estacionaria, USCUS y residuos sólidos) (Secretaría del Ambiente 2015, 48). El incremento del parque vehicular en el Distrito Metropolitano de Quito en el período 2004-2014 ha tenido variaciones anuales que oscilan entre el 5 y 10%, lo que ha significado la incorporación anual entre 15.000 y 35.000 vehículos. De mantenerse esta tasa de crecimiento, se estima que para el año 2030 se tendría un parque automotor de aproximadamente 1.150,000 vehículos (Secretaría de

² “Un equivalente de dióxido de carbono o equivalente de CO₂, abreviado como CO₂-eq es una medida métrica que se utiliza para comparar las emisiones de varios gases de efecto invernadero sobre la base de su potencial de calentamiento global (GWP), mediante la conversión de cantidades de otros gases en la cantidad equivalente de dióxido de carbono con el mismo potencial de calentamiento global” (IPCC 2018, 546). Cuando hablamos de las emisiones CO₂, nos estamos refiriendo a la liberación de este gas. Cuando utilizamos el CO₂ equivalente (CO₂eq), se refiere al cálculo de la emisión de todos los gases de efecto invernadero.

Movilidad 2014, 7). Paralelamente, para el año 2040 las emisiones de GEI proyectadas en un escenario sin acciones de mitigación, ascienden a 0.0101 Pg CO₂eq, lo que representa un incremento del 43% con respecto al 2011 (Secretaría de Movilidad 2014, 22).

La Organización Mundial de la Salud establece un estándar mínimo de áreas verdes por habitante de 9m² (y un óptimo de 14m²). En el DMQ el promedio de áreas verdes por habitante llega a los 21,66 m²/hab (INEC 2012, 15). La secretaría del Ambiente del Distrito Metropolitano de Quito (DMQ) a identificado 11 formaciones vegetales en el área del DMQ (tabla 1) (Secretaría del Ambiente 2013, 43). Los espacios verdes del DMQ están expuestos a incendios forestales, sobretodo en épocas calurosas y de sequía. Los incendios forestales son una de las principales causas de deterioro ambiental en Quito (Secretaría del Ambiente 2016, 147–48). En el año 2012 se registraron temperaturas extremas y fuertes sequias, factores que incrementaron la intensidad y frecuencia de incendios, causando daños en áreas protegidas, espacios públicos y privados (Secretaría del Ambiente 2016, 147–48). En el mismo año 4.882,16 hectáreas fueron afectadas por (Secretaría del Ambiente 2012, 22–24) (Secretaría del Ambiente 2016, 94) y no se ha contabilizado cuanto representan estos incendios en emisiones de CO₂.

Tabla 1
Superficies de cobertura vegetal del DMQ

Clase	Superficie (ha.)	Porcentaje
Bosque húmedo	117.541	27,74
Bosque seco	725	0,17
Arbustos húmedos	36.641	8,65
Arbustos secos	29.065	6,86
Herbazales húmedos	44.326	10,46
Herbazales secos	2.513	0,12
Vegetación en regeneración natural	24.770	5,85
Vegetación cultivada latifoliadas	5.448	1,29
Vegetación cultivada conífera	6	0,001
Cultivos	31.006	7,32
Pastos	78.292	18,48
Suelo desnudo natural	3.145	0,74
Suelo desnudo proceso antrópico	1.218	0,28
Infraestructura	48.318	11,41

Fuente: Secretaría del Ambiente (2016, 51).

Existen serias amenazas para la infraestructura urbana, la calidad de vida y los sistemas urbanos por el cambio climático (McCarthy, Best, y Betts 2010, 1), especialmente para ciudades dispersas por su alta proliferación de zonas periféricas especialmente de personas de bajos recursos, fragmentación del territorio, aislamiento espacial y social (Lejano 2019, 29; Stone, Hess, y Frumkin 2010, 1427; Rosenweig et al. 2018, 61). McCarthy y colaboradores (2010, 1,3,5) demostraron que el rápido crecimiento urbano y alto consumo de energía son impulsores de las islas de calor en las ciudades, exacerbando la vulnerabilidad de las ciudades frente al cambio climático (McCarthy, Best, y Betts 2010, 1,3,5). Del mismo modo, Bastin y colaboradores (2019) analizaron proyecciones del clima en varias ciudades para el período 2050 bajo un escenario optimista (538 ppm CO₂, RCP 4.5). El análisis muestra que el 77% de las ciudades actuales del mundo experimentarán un cambio en el clima, haciéndolos similares a otras ciudades. Por ejemplo, en toda Europa, tanto los veranos como los inviernos serán más cálidos, con incrementos promedio de 3,5 ° C y 4,7 ° C, respectivamente. Estos cambios serían equivalentes a una ciudad que se desplaza ~1000 km más al sur hacia los subtrópicos. El clima de Madrid en 2050 probablemente sea más similar al clima actual en Marruecos que al clima actual de Madrid; Londres será más similar a Barcelona, Estocolmo a Budapest; Portland a San Antonio, San Francisco a Lisboa, etc, y el 23% de ciudades permanecerán con su clima actual (Bastin et al. 2019).

Las ciudades en las regiones tropicales experimentarán cambios más pequeños en la temperatura promedio, mientras que se registrarán aumentos en los eventos de precipitación extremas y severidad e intensidad de las sequías (Bastin et al. 2019, 6–13) con una mayor variabilidad interanual (Vuille et al. 2018, 10). Sin embargo, Urrutia y Villue (2009) observaron que los Andes tropicales tendrán cambios significativos en la temperatura, que aumenta en elevaciones más altas y se amplifica aún más en la troposfera media y alta. Por otro lado, los cambios de precipitación en los Andes no son coherentes e incluyen regiones de mayor y menor precipitación (Urrutia y Vuille 2009, 6). las principales ciudades de los Andes tropicales experimentarán escasez de agua por alta tasa de crecimiento de la población que traerá consigo un aumento de la demanda de agua, también es probable que la influencia de un clima cambiante sea más grave para la seguridad hídrica en toda la región (Buytaert y De Bièvre 2012, 6–10).

La Agencia Internacional de Energía afirmó en su encuesta más reciente que las áreas urbanas son responsables del 71% de las emisiones globales de carbono relacionadas con la energía (Gouldson et al. 2016, 1; Rosenzweig et al. 2010, 920). Se cree que estas cifras aumentarán si el crecimiento urbano continúa (Rosenzweig et al.

2010, 910; Rosenweig et al. 2018, 171). Se estima que la población urbana crecerá a 6,000 millones de habitantes urbanos para 2050 y la actividad económica de la población se concentrará cada vez más en las ciudades, convirtiendo a las ciudades en grandes emisores de CO₂ (McCarthy, Best, y Betts 2010, 1).

Entre los principales problemas que enfrentarán las ciudades asociados a espacios verdes:

- Olas de calor más intensas y frecuentes debido a la falta de cobertura vegetal (Stone, Hess, y Frumkin 2010, 1427). Estas olas de calor se asociarán con una mayor mortalidad de habitantes en las ciudades (Curriero 2002, 80). Propagación de enfermedades infecciosas, cuyos vectores podrían migrar hacia lugares donde su reproducción se vea favorecida por el aumento de temperatura (Kalkstein y Smoyer 1993, 969; Mac Kenzie et al. 1994, 164-65).
- Existe una asociación entre calentamiento urbano y la reducción en el crecimiento de los árboles urbanos maduros. Meineke y colaboradores (2016) demostraron que, en el este de EE. UU, el secuestro de carbono fue un 12% más bajo al considerar el efecto de isla de calor urbano. Por lo tanto, sus resultados sugieren que el calentamiento en las ciudades puede reducir significativamente la medida en que los bosques urbanos actúan como sumideros de carbono (Meineke et al. 2016, 6). Por otro lado, Pretzsch y colaboradores (2017) en su investigación realizada en zonas boreales y subtropicales encontraron que el cambio climático parece mejorar el crecimiento de los árboles urbanos. Esto puede significar un envejecimiento más rápido y una vida útil más corta de árboles urbanos (Pretzsch et al. 2017, 3-4). Además, futuras condiciones de estrés, como sequías prolongadas debido al cambio climático podrían afectar la biomasa de bosques, los procesos fotosintéticos podrían verse afectados, convirtiendo a los bosques urbanos en grandes emisores de CO₂ (Fares et al. 2017, 38).
- Los aumentos en la temperatura atmosférica promedio podrían acelerar la propagación de plagas en árboles urbanos reduciendo la condición y los servicios que brindan estos árboles, como la remoción de CO₂ de la atmosfera (Dale y Frank 2017, 14).
- Las sequías prolongadas por el cambio climático podrían incrementar los incendios (Dearborn et al. 1999, 497), fenómeno al que las áreas forestales están expuestas, al igual que bosques urbanos, por consiguiente podrían convertirse de sumideros a emisores netos de CO₂ (Malhi 2010, 238).

Las áreas urbanas se mantienen mediante altos flujos de energía producida artificialmente, de los alimentos producidos externamente y de los altos flujos de contaminación y calor. Los sistemas urbanos son centros de concentración energéticos que requieren grandes áreas de ecosistemas naturales y seminaturales para mantener sus

demandas; y son alimentados por la energía producida principalmente por la quema de combustibles fósiles (Churkina 2008, 105). Las emisiones de CO₂ por la quema de combustibles fósiles producen, posiblemente, el efecto más significativo de la urbanización en el ciclo del carbono (Pataki et al. 2006, 2093).

Los principales flujos de carbono en un sistema urbano incluyen los siguientes: a) flujos verticales de carbono en las zonas urbanas, de origen natural y antropogénico. Los flujos de origen natural incluyen productividad primaria y secundaria del ecosistema y procesos geológicos que permiten a los suelos urbanos convertirse en importantes sumideros y fuentes de CO₂ atmosférico (Churkina 2008, 108-9; Cambou et al. 2018, 460). Los flujos verticales de origen antropogénico se producen a partir de la quema de combustibles fósiles por aumento en el número de viviendas, vehículos per cápita y uso de energía, la descomposición de los desechos y la respiración humana. De esta manera, los flujos de carbono en sistemas agrícolas y forestales pueden verse afectados por contaminantes provenientes de la zona urbana. b) Flujos horizontales de carbono son impulsados principalmente por actividades humanas que incluyen el transporte de madera, papel, fibras y alimentos de campos agrícolas, sistemas marinos y forestales a sistemas urbanos, y transformación de bosques por sistemas urbanos (Churkina 2008, 108-9).

En comparación, los ecosistemas naturales como los bosques (biosfera) son autosuficientes, operan sin flujos energéticos ni económicos controlados directamente por los humanos, dependen de la luz solar para obtener energía, así como de otros factores naturales como la lluvia y el viento (Churkina 2008, 108). La dinámica del carbono (C) de estos bosques está dominada por la asimilación de CO₂ a través de la fotosíntesis; la liberación de C a través de la respiración de los autótrofos (plantas y algas principalmente); la transferencia de C al suelo en forma de hojarasca, madera y raíces y la liberación final de C desde el suelo a la atmósfera a través de la descomposición y la respiración de los microbios y otros heterótrofos (Malhi y Grace 2000, 332; Smith et al. 1993, 25).

2. Los “espacios verdes urbanos³” como estrategia de mitigación.

Existen alternativas para mitigar el cambio climático, entre ellas, el desarrollo de energía solar, energía eólica, biocombustibles, geoingeniería y fusión o fisión nuclear (la producción de árboles artificiales o plásticos que remueven el dióxido de carbono de la atmósfera, entre otros (Maslin 2014, 164-74). No obstante, los expertos coinciden cada

³ Definido como áreas de vegetación que incluye parques, lotes de árboles, cementerios, jardines, céspedes, pastos, tierras de cultivo y cuerpos de agua intercalados por infraestructura gris (edificios, carreteras y superficies pavimentadas) (Benedict y McMahon 2002, 6).

vez más en que sólo la tecnología no resolverá el problema de las altas concentraciones atmosféricas del CO₂ (Handy y Mokhtarian 2008, 95).

El término "soluciones basadas en la naturaleza" fue usado en la Cumbre de Acción Climática de la Organización de Naciones Unidas (2019) y hace referencia a un amplio conjunto de cuestiones relacionadas con el uso mejorado de los sistemas naturales para mejorar la mitigación y la adaptación al cambio climático (Christensen y Olhoff 2019, 11). Por ejemplo, reforestación o forestación de zonas urbanas abandonadas, uso de medidas de comando y control para promulgar, hacer cumplir y monitorear las regulaciones sobre conversión de bosques urbanos, implementación de políticas sectoriales, marcos institucionales, uso de instrumentos económicos (ej. impuestos, subsidios, pagos por servicios ecosistémicos), mejorar la comprensión y contabilidad de los ecosistemas urbanos para desarrollar planes de gestión y políticas nacionales que puedan mejorar significativamente la calidad ambiental y la salud humana, son soluciones sensatas en las que todos ganan (Maslin 2014, 174; Christensen y Olhoff 2019, 11; Nowak et al. 2013, 235). Al mantener los bosques en zonas rurales y urbanas podemos conservar la biodiversidad, estabilizar los suelos y las precipitaciones locales (Maslin 2014, 174; Christensen y Olhoff 2019, 11).

El manejo y administración de bosques urbanos ha sido una alternativa menos explorada. Sin embargo, estos espacios son considerados importantes sumideros de carbono, al ayudar a reducir los niveles de CO₂ en la atmósfera, debido a sus tasas de crecimiento más rápidas (Hutyra, Yoon, y Alberti 2011, 794; Nowak y Crane 2002, 388-89; Pataki et al. 2006, 2094-95; Nero et al. 2017, 80; Liu y Li 2012, 127). Un bosque urbano sano y bien administrado puede proporcionar muchos beneficios: 1) almacenar y remover el CO₂ de la atmósfera fijándolo a través de la fotosíntesis (Macpherson 1998; Nowak 1994; Raciti, Hutyra, y Newell 2014, 78); 2) Sombreado y protección contra el viento, pueden reducir el uso de aire acondicionado, sistema que utiliza energía proveniente de plantas de carbón y gas natural ; 3) reducir tormentas y la escorrentía de agua (Xiao et al. 1998; Raciti, Hutyra, y Newell 2014, 81); 4) aliviar la intensidad de la isla de calor (Akbari y Konopacki 2005; Amini Parsa et al. 2019, 8); 5) reducir la contaminación del aire (Nowak 1994, 76); y 6) producción de biomasa (Simmering et al. 2013, 16).

Los árboles de espacios verdes urbanos no sólo ayudan a remover y evitar la emisión de CO₂ a la atmósfera, existen co-beneficios tales como: (1) mejorar la salud física, mental y el bienestar humano al facilitar espacios para la práctica de la actividad física, (2) reducir la contaminación del aire, el ruido y la temperatura del ambiente, (3) aumentar

los contactos sociales y (4) aliviar el estrés psicofisiológico (Dadvand et al. 2012, 114; Maas et al. 2009, 971; Bowler et al. 2010, 10:7).

McPherson (1998) estimó que 6 millones de árboles del Condado de Sacramento (USA) almacenan 8 millones de toneladas de CO₂ (promedio de 31 Mg ha⁻¹), y secuestran anualmente 238,000 Mg (promedio de 0,92 Mg ha⁻¹). Los ahorros de aire acondicionado (157 GWh) y calefacción (145 TJ) por bosques urbanos reducen las emisiones en 75.600 Mg de CO₂ al año (0.29 Mg ha⁻¹) (Macpherson 1998, 218). Investigadores del Proyecto de Clima del Bosque Urbano de Chicago (CUFCP) cuantificaron los efectos de la vegetación urbana local y determinaron que el secuestro neto estimado de carbono en el área de Chicago es de 155.000 Mg año⁻¹. El almacenamiento de carbono en los bosques urbanos en EE. UU probablemente está entre 400 y 900 millones Mg. El almacenamiento de carbono por árboles individuales es hasta 1.000 veces mayor en árboles grandes que en árboles pequeños. A medida que los árboles crecen, almacenan más carbono al retenerlo y acumularlo en sus tejidos, así mismo registran tasas promedio de secuestro hasta 90 veces mayores para árboles grandes y saludables, en términos

(McPherson, Nowak, y Rowntree 1994, iv; Köhl, Neupane, y Lotfiomran 2017, 9; Escobedo et al. 2010a, 367). Sin embargo, cuando se compara el total de carbono secuestrado al año por árboles urbanos, los individuos de menor diámetro remueven más carbono al ser más abundantes, que aquellos arboles con diámetros mayores pero con menor presencia (Nowak et al. 2014, 17; 2013, 24).

La cantidad de carbono secuestrado anualmente por un árbol de menos de 8 cm de diámetro del tronco (DAP en español) de bosque urbanos boreales es igual a la cantidad emitida por un automóvil que recorre 16 km (McPherson, Nowak, y Rowntree 1994, iv). Según Nowak (1994, 84) plantar 100 millones de árboles urbanos podrían secuestrar 77 millones de toneladas de carbono y evitar 286 millones de toneladas de la emisión carbono por plantas energéticas en los próximos 50 años en Estados Unidos. Stoffberg y colaboradores (2010, 13) demostraron que, plantar 115, 200 árboles nativos en Tshwane, Sudáfrica, podrían secuestrar 54.630 Mg C, lo que resultaría en una reducción estimada potencial de 200.492 toneladas CO₂.eq en 30 años (Stoffberg et al. 2010, 13). En ciudades como Xiamen, China los bosques urbanos almacenan 51,1 Mg C ha⁻¹ (Ren et al. 2012, 452). Dobbs y colaboradores (2018,1075) al analizar la dinámica temporal de los servicios del ecosistema urbano en América Latina encontraron que bosques urbanos de Bogotá almacenan entre 32–25 Mg C ha⁻¹ (Dobbs et al. 2018, 1075), datos similares a los bosques urbanos de ciudades subtropicales como Gainesville, Florida que almacenan 34 Mg C ha⁻¹ y secuestran 3,22 Mg C ha⁻¹ (Escobedo et al. 2010a, 368). Clerici y

colaboradores (2016) informaron valores de hasta 50 Mg C ha⁻¹ en bosques secundarios periurbanos de Bogotá en las zonas montañosas del este y norte (Clerici et al. 2016, 11). Por otro lado, información en bosque urbanos de Quito, no se ha registrado hasta el momento.

3. Mediciones de secuestro y almacenamiento de carbono

Los primeros intentos de cuantificar el almacenamiento de carbono y el potencial de secuestro de los bosques urbanos se basan en estimaciones de crecimiento de árboles y biomasa (McPherson 1997, 24:216; Nowak 1993, 37:209; Rowntree y Nowak 1991, 17:269). La biomasa se define como la cantidad total de materia orgánica viva sobre el suelo (brote, las ramas, las hojas, las flores y los frutos) expresada en toneladas secas por unidad de área (árbol, hectárea, región o país) (Brown 1997; Chave et al. 2014). Aproximadamente el 46,8 % y 48,5 % de la biomasa puede atribuirse al carbono en angiospermas y coníferas respectivamente (Martin, Doraisami, y Thomas 2018, 916).

Medición de biomasa y carbono almacenado en ciudades

El enfoque más preciso pero también más destructivo para estimar la biomasa es cortar el árbol, pesar sus partes y determinar la concentración de carbono (Weissert, Salmond, y Schwendenmann 2014, 7). Debido a que no se puede utilizar a los árboles para un análisis destructivo en el área de estudio, por sus altos costo y muchas veces impracticables por la geografía del terreno, necesidad de personal especializado en podas y obtención de permisos por parte de las autoridades locales. Los métodos actuales y el que interesa para este estudio es el uso ecuaciones alométricas (Peper y McPherson 1998, 191; McPherson y Simpson 1999, 38; Nowak y Crane 2002, 382; McHale et al. 2009, 101; Chave et al. 2014, 10-30). La alometría implica utilizar medidas de diámetro del fuste (variable que está fuertemente correlacionada con la biomasa), altura del árbol y densidad de la madera para generar estimaciones de biomasa por encima del suelo (Haase y Haase 1995, 34; Keller, Palace, y Hurtt 2001, 154:375; Chave et al. 2004, 409). Mapear las reservas de carbono terrestre y determinar flujos anuales (emisión y remoción) de CO₂ es importante para la implementación exitosa de las políticas de mitigación del cambio climático. Su precisión depende de la disponibilidad de modelos alométricos confiables para inferir la biomasa de árboles sobre el suelo. Sin embargo, la precisión e incertidumbre de estos modelos alométricos representa una de las limitaciones más importantes para evaluar los reservorios de biomasa aérea (Chave et al. 2004, 409). Estas limitaciones son aún mayores al momento de estimar biomasa en espacios verdes urbanos, ya que existe escasez de información general sobre la captura de dióxido de carbono, biomasa y alometría en árboles urbanos (Stoffberg et al. 2010, 9; McPherson, Nowak, y

Rowntree 1994, 115–16), en particular en ciudades tropicales de altura. Además, es importante la instalación de parcelas permanentes que permitan realizar censos periódicos de los árboles para tener series de tiempo que reduzcan incertidumbre en las estimaciones.

Medición del crecimiento y productividad de los árboles urbanos

El crecimiento de los árboles es un indicador importante en la salud, productividad y demografía de los bosques rurales y urbanos (McMahon y Parker 2015, 243). Por tanto, el uso de dendrómetros ha sido utilizado, para períodos mayores o menores a un año, censos repetidos en parcelas permanentes (McMahon y Parker 2015, 243; ForestGEO 2017, párr. 187). El crecimiento del diámetro del árbol está correlacionado con la biomasa y absorción de carbono (McMahon y Parker 2015, 243). Además, el uso de dendrómetros permite entender de una manera más puntual la respuesta de los árboles frente a cambios ambientales, como cambios en el clima, a cambios sobre el uso de la tierra de un ecosistema en particular (McMahon and Parker 2015, 243).

Este método ofrece una idea de los patrones de las reservas y el flujo de carbono. Y consiste en colocar bandas temporales o permanentes a los árboles con un resorte. El cual se estira con el crecimiento del diámetro, permitiendo medirlo fácilmente con calibradores digitales de precisión. El incremento del diámetro de todos los dendrómetros se mide al menos cada 4 meses en trópicos para registrar el ciclo estacional del sitio (Marthews et al. 2014, 3:84–85). Este método ha sido propuesto por varios autores por ser preciso y de bajo costo (Marthews et al. 2014, 3:84; Muller-Landau y Larjavaara 2009, 5–6).

Capítulo segundo

Materiales y Métodos

1. Área de estudio

El Distrito Metropolitano de Quito (DMQ) se encuentra al norte de la Provincia de Pichincha, cuenta con una superficie de 423.074 hectáreas (figura 1a) (Secretaría del Ambiente 2016, 32) y población de 2.781.641 habitantes (INEC 2020, párr. 2). El 72% de habitantes viven la zona urbana y el 28 % en la zona rural (Secretaría del Ambiente 2016, 70). El área edificada o mancha urbana del DMQ presenta una superficie de 47.340 hectáreas equivalentes al 11,17% del DMQ y un crecimiento urbano de 4.665 hectáreas al año (Secretaría del Ambiente 2016, 74).

Quito urbano cuenta con 2.861,62 hectáreas de espacios verdes urbanos (EPMMOP s. f., párr. 1) entre ellos el Parque Metropolitano del sur y el Parque Metropolitano Guangüiltagua que juntos cubren el 44,3% del total de espacios verdes de la ciudad. El Parque Metropolitano del Sur (PMS) con 707,95 hectáreas que representa el 24% del total de áreas verdes y el Parque Metropolitano Guangüiltagua (PMN) con 560 hectáreas que representa el 19,57%. Ambos parques están dominados por vegetación cultivada de latifoliadas y son considerados los parques más grandes de la ciudad. Albergan a varias especies vegetales y animales a una altura de 2.700 a 3.000 m snm (MECN-SA(DMQ) 2010, 76,78).

El PMN está ubicado en el sector nororiental de la loma de Guangüiltagua, formando parte de la zona de bosque andino, cuenta con seis quebradas y diversas vertientes subterráneas. Dentro del parque se encuentra asentada la Comuna Miraflores, que tiene una extensión de 5,8 hectáreas y 440 habitantes, con una antigüedad de 60 años. Anteriormente fue una hacienda agrícola cuyo propietario dividió la tierra en huasipungos. Sin embargo, en 1990 fue nombrado parque Metropolitano con la ordenanza 2818 (figura 1b) (Salazar 2013, 25–28; Albuja 2015, 18–24).

El PMS se encuentra ubicado al sur de la cabecera cantonal, rodeado por las parroquias Turubamba, Quitumbe, Conocoto y Amaguaña. Fue inaugurado el 15 de septiembre de 2012 por el Municipio del Distrito Metropolitano de Quito (Caisapanta 2018, 38–43). Comparte territorio directamente con la escombrera Troje IV que ocupa una extensión de 21 hectáreas. Conserva varios remanentes de bosque alto andino y ha sido reforestado con especies nativas. También mantiene grandes áreas de eucaliptos y otras especies arbustivas. En su territorio se encuentra el cauce del canal Pita – Tambo y

también se han registrado varias quebradas estacionales que captan el agua de escorrentía de la autopista Simón Bolívar (Caisapanta 2018, 38–43). Sus suelos son de origen volcánico (andosoles) formados por estratos limo-arenosos con capas finas de arena (Ortuño et al. 2011, 27). El área presenta un período seco desde junio hasta septiembre, con precipitaciones de 339,8 mm³, y temperatura media anual entre 6,4 y 17,3°C (figura 1c) (Caisapanta 2018, 40).

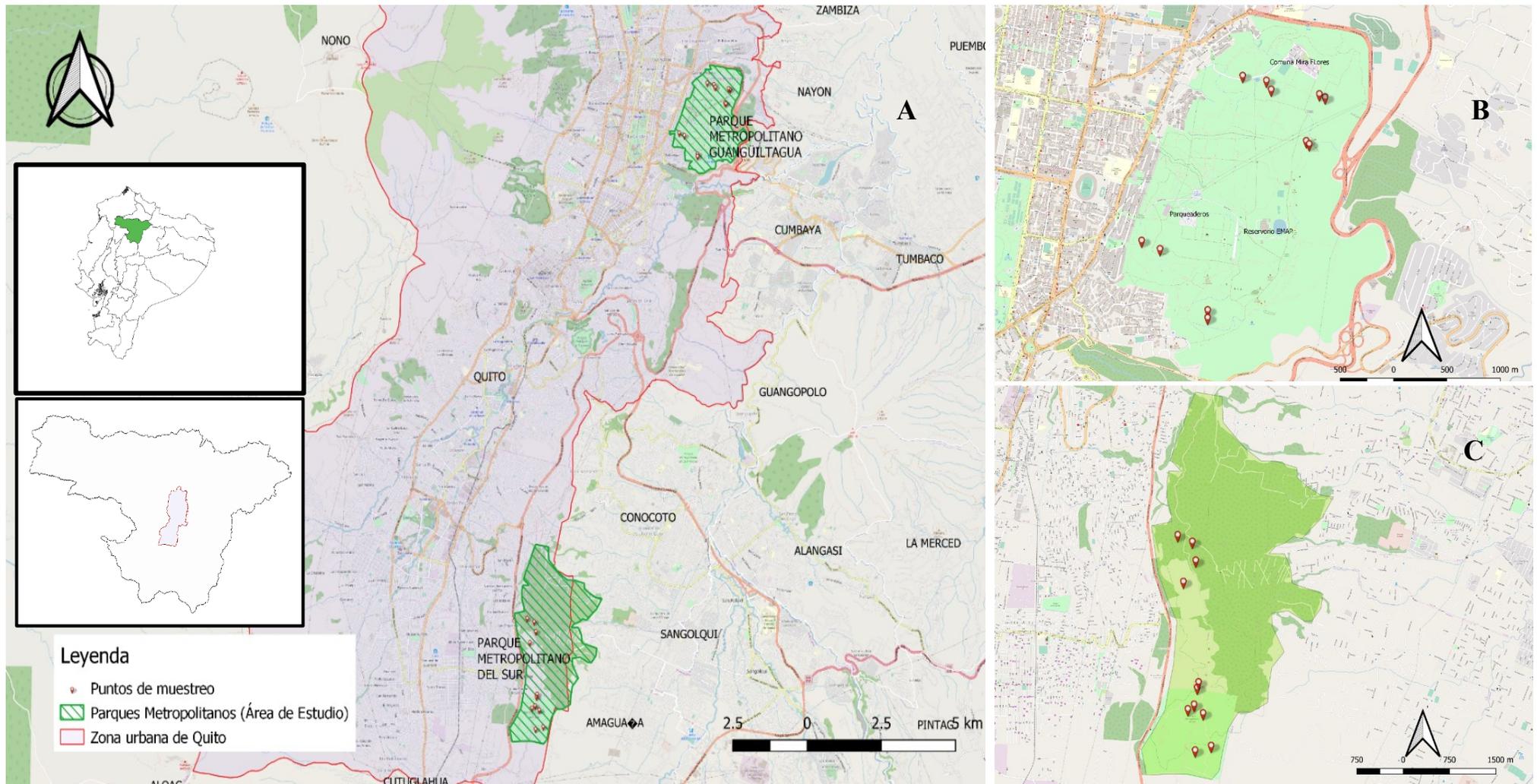


Figura 1. A) Mapa de ubicación general del área de estudio. B) Parque Metropolitano Guanguiltagua, la ubicación de las parcelas se señala con símbolo de color rojo. C) Parque Metropolitano del Sur, la ubicación de las parcelas se señala con símbolo de color rojo.

Elaboración propia y elaboración propia

2. Colección de datos en campo

Métodos utilizados para estimación de biomasa y carbono almacenado

Para obtener estimaciones de biomasa aérea y carbón almacenado en el Parque Metropolitano del sur y Guangüiltgua. Se establecieron 11 parcelas en cada parque de 25 x 25 m, abarcando una superficie de 0,0625 hectáreas por cada una, en total 0,6875 hectáreas por parque (Yepes et al., 2011: 33). Se eligieron parcelas que en lo posible se encuentren alejadas de los caminos frecuentados por personas que visitan los parques. Además, por el tipo de muestreo para este estudio, se consideró que la accesibilidad a las parcelas sea óptima y se tomaron en consideración zonas que incluyan todas las clases diamétricas de los árboles para evitar datos sesgados. Las parcelas fueron instaladas en agosto del 2019. Para la compilación de datos de biomasa de los árboles, se consideraron las siguientes medidas: el diámetro del tronco D (cm), altura total h (m) densidad de la madera ρ ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$). Se incluyeron todos los árboles con D mayor o igual a 2,5 cm (Chave et al. 2014, 8; Nowak y Crane 2002, 382; Nowak et al. 2008, 348). El diámetro fue medido con una cinta diamétrica a 130 cm de altura desde la base del tronco (DAP de aquí en adelante) (Chave et al. 2014, 8; Nowak et al. 2008, 348-49). En árboles con irregularidades o deformidades en el tronco, el D fue medido a 10 cm por encima o por debajo de la deformidad y se anotó la altura a la cual fue medida (Chave et al. 2014, 8; Pinto y Cuesta 2019, 20). Para árboles con fustes acanalados se colocó el código F , árboles en pendiente H , árboles inclinados I , árboles con tallos múltiples M , árboles con tronco roto Q (Pinto y Cuesta 2019, 20–25). La altura de cada árbol (desde el suelo hasta la rama viva más alta del árbol) se midió utilizando un hipsómetro SUUNTO. Se trabajó únicamente con biomasa aérea (árboles vivos) y las mediciones de altura y DAP se realizaron una sola vez entre agosto y septiembre de 2019. La identificación de especies se realizó mediante el uso de claves dicotómicas y guías de campo. La información fue registrada en una lista de chequeo para luego ingresarla en una base en formato xls (Anexo 1).

Descripción de las clases diamétricas

La distribución de las clases diamétricas permite conocer el dinamismo de las poblaciones forestales, evaluar el estado ecológico y de conservación de los bosques y, su relación con los factores ambientales (Taylor y Halpern 1991; Baishya, Barik, y Upadhaya 2009). De modo que, para caracterizar la distribución de clases diamétricas en

la muestra de árboles censados se dividió la muestra en 4 clases diamétricas según su estado sucesional: plántulas (<5 cm DAP), juveniles (5 a 10 cm de DAP), adultos (10 a 30 cm de DAP) y maduros o semilleros (>30 cm de DAP). Posteriormente, se determinó qué clase diamétrica almacena y remueve mayor cantidad de C de la atmosfera con los modelos alométricos. Los datos fueron analizados con un procedimiento (proc npar1 way) que realiza pruebas no paramétricas (Kolmorov - Simorov) para determinar diferencias estadísticas y calcular valores p y pruebas de hipótesis, análisis descriptivos de los datos, así como tests relativos a la distribución de los datos o bien representaciones gráficas (proc univariate). El análisis se computo con el software SAS 9.4.2 (SAS Institute Inc 2013, 274–75).

Métodos utilizados para las estimaciones de la tasa de remoción de carbono

Se instalaron dendrómetros (figura 2) en el 10% del total de árboles censados en cada parcela en agosto 2019, rodeando el fuste de individuos elegidos al azar a 1,40 cm de alto desde la base del tronco. Se registró su crecimiento cada 4 meses, el primer censo se realizó en septiembre 2019, segundo censo: diciembre 2019 (época lluviosa), tercer censo: junio 2020 y cuarto censo: octubre 2020 (época seca) (Pinto y Cuesta 2019, 66; Marthews et al. 2013). Se tomó la medida de la distancia entre los dos extremos del dendrómetro con un calímetro digital (Condit 2017).



2. Instalación de dendrómetros en septiembre 2019.

Fotografía: Laura Cifuentes (2019).

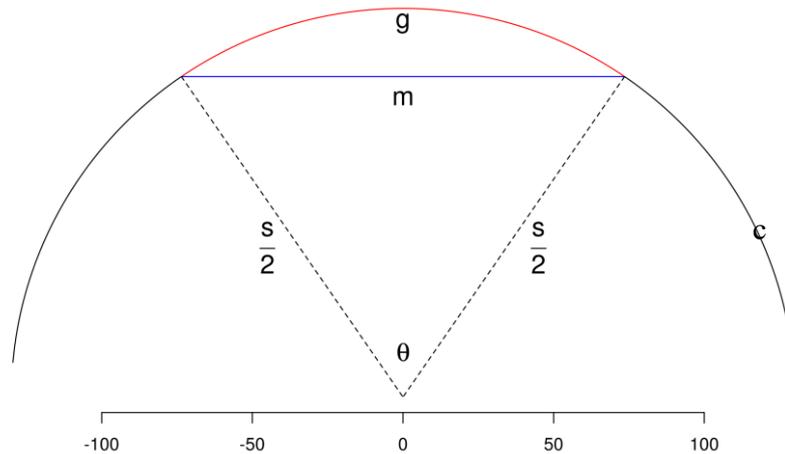


Figura 3. Esquema de la sección transversal del tronco donde está instalado el dendrómetro. (m) medida entre los dos extremos del dendrómetro tomada con calímetro. (s) diámetro del árbol a cada extremo del dendrómetro, el radio será $s/2$. (c) circunferencia o perímetro del árbol. (g) porción de la circunferencia entre los extremos del dendrómetro (sección roja). (θ) ángulo entre los dos radios. (d) longitud del dendrómetro.

Fuente: Adaptado de Condit (2017).

En los siguientes censos se midieron los incrementos del diámetro, como se expresa en la figura 4. Donde se muestra un árbol que crece en dos temporalidades distintas.

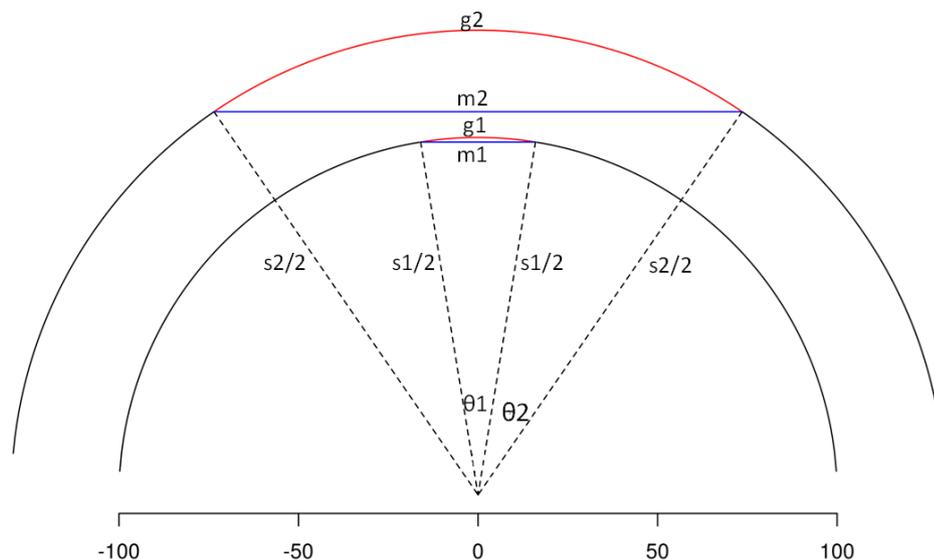


Figura 4. Esquema de crecimiento del diámetro del tronco de los árboles en dos censos diferentes. Fuente: Adaptado de Condit (2017).

Conjuntamente se registraron coordenadas geográficas de cada parcela con un GPS precisión 24 metros (eTrex Venture HC), además de datos de la temperatura y

humedad del ambiente usando un termo-higrómetro con sensor exterior y resolución 0.1° (BioTemp) (tabla 1). Los datos fueron tomados en cada parcela establecida los mismos días que fueron registrados los datos del crecimiento del diámetro, es decir, se obtuvieron 4 registros de temperatura y humedad. Los datos colectados en campo fueron ingresados en una base de datos alfanumérica en formato xlsx (Anexo 2).

Tabla 2
Promedios de temperatura y humedad del aire y suelo registrados por parcela entre septiembre 2019 – octubre 2021. Coordenadas geográficas y alturas por parcela en el Parque Metropolitano Guanguiltagua (PMN) y Parque Metropolitano del sur (PMS). Código de la parcela = ECPIC_METN_00

Parque	Parcela	Elevación	Cordenadas		Temperatura		Humedad	
			Latitud	Longitud	Aire	Suelo	Aire	suelo
PMN	ECPIC_METN_01	2950	-0,173549	-78,458118	14,8	23,5	43	44
	ECPIC_METN_02	2950	-0,173811	-78,457867	19,0	25,0	42	43
	ECPIC_METN_03	2941	-0,168562	-78,461468	18,1	24,3	40	42
	ECPIC_METN_04	2941	-0,169303	-78,461064	18,9	26,2	40	39
	ECPIC_METN_05	2937	-0,169944	-78,45653	20,6	24,1	44	41
	ECPIC_METN_06	2992	-0,169682	-78,457015	17,3	21,6	47	48
	ECPIC_METN_07	2960	-0,187518	-78,466403	16,8	24,0	43	41
	ECPIC_METN_08	2961	-0,18815	-78,466411	18,6	27,1	37	37
	ECPIC_METN_09	2895	-0,182468	-78,470417	18,9	23,9	40	41
	ECPIC_METN_10	2898	-0,181781	-78,471961	15,9	21,4	45	45
	ECPIC_METN_11	2920	-0,168166	-78,463464	17,0	21,4	49	51
PMS	ECPIC_METS_01	3035	-0,343588	-78,513103	15,1	24,7	36	37
	ECPIC_METS_02	3030	-0,34423	-78,515428	16,7	24,2	44	46
	ECPIC_METS_03	3017	-0,339017	-78,514271	15,5	22,9	40	41
	ECPIC_METS_04	3031	-0,337806	-78,515582	17,2	26,8	36	37
	ECPIC_METS_05	3024	-0,314044	-78,517968	17,3	25,0	39	45
	ECPIC_METS_06	2964	-0,314965	-78,515848	16,9	27,9	40	42
	ECPIC_METS_07	2990	-0,317613	-78,515345	17,8	25,8	38	38
	ECPIC_METS_08	3046	-0,320586	-78,51714	18,2	30,3	31	41
	ECPIC_METS_09	3018	-0,334671	-78,514928	14,2	25,2	34	34
	ECPIC_METS_10	3009	-0,335439	-78,515125	14,8	22,8	39	39
	ECPIC_METS_11	3033	-0,338457	-78,51648	15,8	25,7	43	43

Fuente y elaboración propia.

3. Manejo de la información y análisis de datos

La muestra seleccionada para este estudio no sigue una distribución normal ($p < 0,0100$) y no existe homocedasticidad de las varianzas entre el PMS y PMN ($p < 0,0100$).

Estimaciones de biomasa y carbón almacenado

La biomasa almacenada en bosques fue estimada mediante ecuaciones alométricas que son herramientas útiles para estimar la biomasa. Sin embargo, una mala elección del

modelo (ecuación) puede generar errores en el cálculo de biomasa, por consiguiente, una sobre o subestimación de las reservas acumuladas por árbol y parcela (Pinto y Cuesta 2019, 40). Por esta razón, se utilizó los valores de ajuste (R^2) y error cuadrático medio (RSME) de diferentes modelos para seleccionar el modelo alométrico más adecuado para estimar valores de biomasa. Se seleccionó la ecuación que obtuvo el R^2 más alto y el RSME más bajo (Pinto y Cuesta 2019, 40; Chave et al. 2014, 20-28; Chave et al. 2005). Los cálculos se realizaron con el programa estadístico SAS 9.4.2 (2004).

Modelos alométricos utilizados

Modelo 1

El análisis de regresión lineal simple mostró que la ecuación 1 propuesta por Chavé y colaboradores (2014) es la más adecuada para reportar valores de BA para este estudio (Anexo 3). La variable independiente (DAP) explica un 73,94% (PMN) y un 82,19% (PMS) a la variable dependiente (BA; RSM= 0,41412; RSM= 0,08838 respectivamente) con una significancia del 0,0001 para ambos parques. Además, la ecuación es adecuada para todos los tipos de bosques y condiciones bioclimáticas (Chave et al. 2014, 17). Los valores fueron estimados a partir del aplicativo BIOMASS (Réjou-Méchain et al. 2017, 1164–65).

$$BA = a(pD^2H)^b \quad \text{Ecuación 1}$$

Dónde,

BA= biomasa aérea

D= diámetro en cm

H= altura en m

a (coeficientes de la ecuación) =0.0673

b (coeficientes de la ecuación) = 0.976

p = densidad en g.cm^{-3}

Para realizar las regresiones DAP–biomasa con la ecuación 1 se utilizaron solamente aquellos árboles con fustes mayores a 5 cm de DAP, se excluyeron los árboles con diámetro menores porque estos árboles contribuyen muy poco en el cálculo de biomasa aérea (BA) en bosques y de lo contrario podrían dominar la señal en este modelo de regresión (Chave et al. 2014, 8; Chidumayo 2002, fig. 3). Sin embargo, este estudio pretende estimar reservas de carbono y BA incluyendo árboles DAP mayores a 2,5 cm de DAP.

Modelo 2

Para estimar la biomasa BA y C almacenado en árboles de 2,5 – 4,99 cm de DAP, se utilizó la ecuación propuesta por Nelson y colaboradores (1999) (ecuación 2) porque, las ecuaciones que utilizan tres variables de entrada (densidad, DAP y H) no proporcionan estimaciones precisas de los árboles < 5 cm de DAP (Nelson et al. 1999, 166). Además, es importante aplicar las ecuaciones dentro del rango de sus datos de entrada para evitar sobre o sub estimaciones en la BA (Nelson et al. 1999, 164). La ecuación propuesta por Nelson proporciona estimaciones más precisas de BA total de árboles forestales secundarios con DAP >0 cm y puede ser utilizada en bosques tropicales (Anexo 4). A diferencia de la mayoría de ecuaciones que utilizan como rango de entrada árboles > 5 o 10 cm de diámetro. También, el modelo de Nelson no incluye como parámetro a la densidad de la madera, esto es importante porque los árboles juveniles no son lignificados (Pinto y Cuesta 2019, 40; Nelson et al. 1999, 40).

$$\text{Ln}(BA) = a + b\ln(D) + c\ln(H) \quad \text{Ecuación 2}$$

Dónde,

BA= biomasa aérea

D= diámetro en cm

H= altura en m

a (coeficientes de la ecuación) = -2,5202

b (coeficientes de la ecuación) = 2,1400

c (coeficientes de la ecuación) = 0,4644

p = densidad en g.cm^{-3}

Las mediciones de biomasa y diámetro son propensas a errores, su verificación cuidadosa es importante para los análisis (Pinto y Cuesta 2019). Además, la densidad básica de la madera constituye un determinante importante en cálculos de biomasa, incrementa la precisión al cuantificar la biomasa de un bosque y reduce la incertidumbre de las estimaciones (Jerome Chave, Riéra, y Dubos 2001, 93). Por esta razón, se utilizó el paquete BIOMASS para rectificar y corregir la taxonomía de las especies, estimar la densidad de la madera mediante la función `getWoodDensity`, el cual asigna un valor de densidad de madera a cada taxón utilizando la base de datos de densidad de madera global (GWD) como referencia (Chave et al. 2005). Igualmente, el paquete BIOMASS construye modelos de altura-diámetro, y cuantifica la biomasa aérea (BA) en kg para cada tallo de cada parcela. Posteriormente, suma los datos de de biomasa de todos los tallos por parcela y los convierte a megagramos (Mg). Finalmente, extrapola el dato a escala de

hectárea (Réjou-Méchain et al. 2017, 1164–65). La conversión de biomasa a unidades de carbono se realizó utilizando el factor de conversión 0,468 derivado de angiospermas, el cual da una mejor aproximación de las concentraciones de C en la gran mayoría de árboles (Martin, Doraisami, y Thomas 2018, 916). Permittiéndonos estimar el carbono almacenado por hectárea (ecuación 3).

$$C = BA * 0,468 \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde,

C = Carbono

BA = Biomasa aérea

0,468 = Fracción de carbono

Estimación de la tasa de remoción de carbono

El secuestro anual de carbono por los árboles urbanos depende de la medición del incremento del crecimiento radial (Nowak 1994, 86). Los valores del crecimiento radial se obtuvieron del uso de dendrómetros en banda utilizados en la fase de campo, se tomó en consideración la fórmula propuesta por Condit (2017) y derivada de las definiciones anteriores:

$$s_2 = s_1 + s_2/\pi * \arcsin(m_2/s_2) - s_1/\pi * \arcsin(m_1/s_1) \quad \text{Ecuación 4}$$

La Ecuación 4 está implícita, ya que no puede ser resuelta para s_2 . La única manera de encontrar s_2 , dado m_1 , m_2 , s_1 es iterativamente, usando un procedimiento de optimización en R studio para analizar incrementos de DAP, propuesto por Condit (2017). No obstante, una buena aproximación a los valores obtenidos por este software se obtiene utilizando la Ecuación 5 (Condit 2017):

$$s_2 - s_1 = \arcsin(m_2 - m_1) / \pi \quad \text{Ecuación 5}$$

En resumen, el crecimiento del diámetro se obtiene dividiendo la distancia de medida del dendrómetro para π y sumándolo para el valor del diámetro obtenido de la medición con la cinta diamétrica.

Una vez obtenido el crecimiento del diámetro de cada tallo por censo, se determinó el incremento del DAP por tallo, mediante la diferencia entre el valor obtenido en el primer censo con cada uno de los siguientes censos y se obtuvo el promedio del incremento del DAP por clase diamétrica.

Así mismo, la biomasa aérea y carbono secuestrado se estimaron utilizando los valores de crecimiento del DAP obtenidos de los dendrómetros y remplazados en la ecuación pantropical propuesta por Chavé (2014) descrita anteriormente para estimar biomasa aérea. La diferencia en las estimaciones de almacenamiento de carbono entre el primer censo y el último censo es la cantidad bruta de carbono secuestrada anualmente (Nowak et al. 2008, 351).

Los cálculos anteriormente descritos fueron realizados en el programa R (Pinto y Cuesta 2019, 41). El proceso de crecimiento de árboles intra-anual se modeló utilizando la función logística que permite estimar una progresión de crecimiento dados los datos de diámetro (McMahon & Parker, 2015).

Conversión de valores de carbono a escala de paisaje

Se utilizó el método de re-muestreo bootstrapping para construir intervalos de confianza al 95 % y las medias del PMS y PMN de los valores de carbono almacenado y tasas de secuestro de carbono estimados por parcela de cada parque (Brienen et al. 2015), se obtuvieron 5.000 muestras con reposición de la muestra original y se calculó la media de las 5.000 muestras de cada parque con sus intervalos de confianza al 95% mediante la función `proc surveyselect` de programa SAS 9.4.2 (2004). La media y los intervalos de confianza calculados fueron multiplicados por la superficie del PMS y PMN para obtener valores del carbono almacenado y las tasas de secuestro de carbono a escala de paisaje.

Conversión de carbono a dióxido de carbono (CO₂)

Una vez obtenidos los valores de carbono almacenado y secuestrado por parque, se obtuvo la cantidad de CO₂ almacenado y secuestrado por los bosques urbanos de Quito multiplicando las existencias carbono por 3,67 que es resultado de la relación entre el peso molecular del CO₂ y carbono 44/12 (IPCC 2016, 11).

Análisis estadístico

Las pruebas de normalidad y contraste de hipótesis de cada parque se analizaron con el test de Kolmogorov-Smirnov (Taylor y Halpern 1991, 192), para análisis de igualdad de varianzas entre parques, la prueba de Levene (Sokal y Rohlf 2012). La construcción de las curvas de regresión y el rendimiento de los modelos alométricos se realizaron con el programa estadístico SAS 9.4.2 (2004). La dependencia del carbono almacenado con las variables altura y DAP fue analizado con una regresión lineal múltiple SAS 9.4.2 (2004). Por otro lado, la dependencia del carbono secuestrado con las variables ambientales (la humedad y la temperatura tanto para el aire como el suelo y la altitud) fue analizada con una regresión lineal simple en el programa R estudio 3.6.1.

El cálculo y estimaciones de biomasa aérea, carbono almacenado, productividad y tasas de crecimiento del diámetro se calcularon con el paquete BIOMASS de R estudio 3.6.1.(Réjou-Méchain et al. 2017). Los resultados de carbono secuestrado y almacenado entre los parques se analizaron con el método de Wilcoxon-Mann-Whitney para un nivel de intervalo de confianza de 0,95 (Legendre y Legendre 2012). El carbono secuestrado se analizó con el 10% de los datos (367 observaciones) y el carbono almacenado con el conjunto completo de los datos (3.292 observaciones).

Capítulo tercero

Resultados

1. Estructura de los bosques de eucalipto de los parques metropolitanos de Quito

Se registraron en total 3292 tallos, 1567 y 1725 en el PMN y PMS respectivamente (tabla 3). *Eucalyptus globulus* (3124 fustes) representa el 94,90% de los tallos, siendo la especie con mayor presencia, 3,98% *Acacia melanoxylon* (131 fustes), 0,67% *Morella pupescens* (22 fustes), 0,30 % *Prunus serotina* (10 fustes), 0,09% *Piper tuberculatum* (3 fustes), 0,030% *Dovyalis hebecarpa* (1 fuste), 0,030% *Oreopanax ecuadorensis* (1 fuste). La presencia de individuos con tallos múltiples entre el PMN y PMS fue de 1035 (66%) y 1051 (61%) individuos respectivamente. Así mismo, se registraron 158 (10%) árboles quebrados en el PMN y 35 (2%) árboles en el PMS. Adicionalmente, el PMN presentó 33 (2%) árboles inclinados y el PMS 13 (1%) árboles. Finalmente, los árboles con fustes deformados tuvieron poca presencia en el PMS y PMN, 9 (1%) y 13 (1%) respectivamente.

La densidad media de los tallos no corresponde directamente con la densidad de los árboles porque muchos de ellos tenían múltiples tallos. EL PMN reporta una densidad de tallos de 2279 ± 1254 tallos ha^{-1} y el PMS 2509 ± 1585 tallos ha^{-1} , no existe diferencias significativas entre parques ($F=0,12$; $p>0,7229$). El área basal (AB) en el PMN es de $33,38 \pm 12,44$ $m^2 ha^{-1}$ es mayor a la registrada en PMS que presenta un AB de $25,02 \pm 9,13$ $m^2 ha^{-1}$ ($F= 19,96$; $p<0,0001$) (tabla 3).

Clases diamétricas y alturas

Se observó mayor presencia de tallos de 2,5-4,99 cm de DAP en los dos parques (PMN 717; PMS 711) y menor presencia de tallos ≥ 30 cm de DAP (PMN 73; PMS 17) (figura 5). Sin embargo, el AB de tallos ≥ 30 cm de DAP (PMN $16,24 m^2 ha^{-1}$; PMS $2,36 m^2 ha^{-1}$) fue mayor que los tallos de 2,5-4,99 cm de DAP (PMN $2,46 m^2 ha^{-1}$; PMS $1,04 m^2 ha^{-1}$) (tabla 4). Por otro lado, el valor medio de alturas y DAP de los tallos en PMN ($12,12 \pm 3,12$ m y $10,93 \pm 3,56$; respectivamente) difirió significativamente del PMS ($14 \pm 3,11$ m y $10 \pm 2,83$; respectivamente) ($F=19,96$; $p<0,0001$; $F=1,9633$; $p<0,007$) (tabla 3).

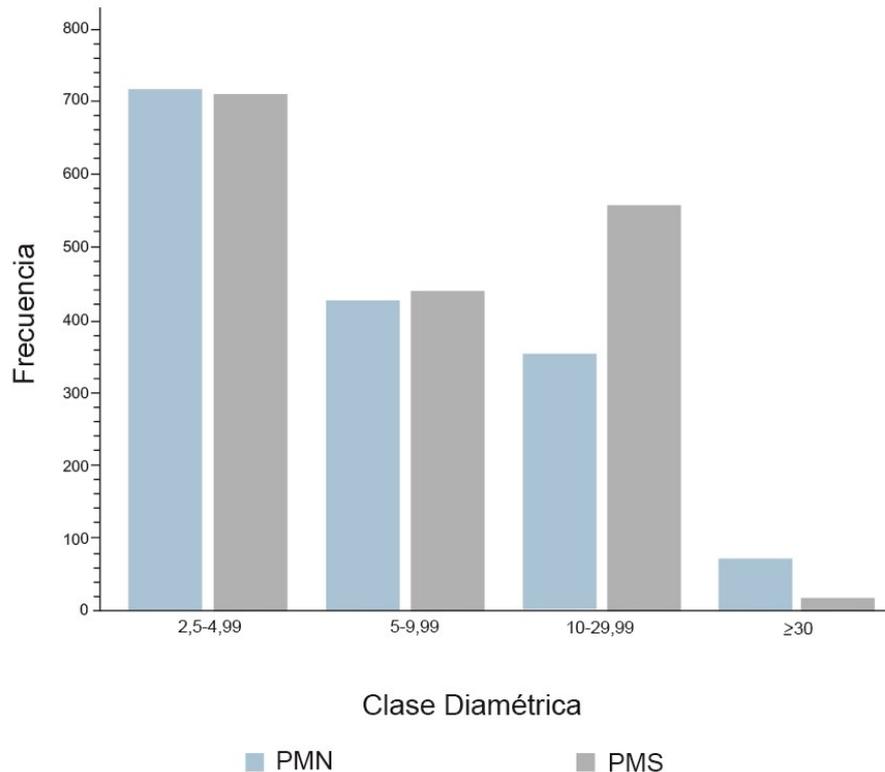


Figura 5. Frecuencia de tallos por clases de diámetro en el Parque Metropolitano Guanguiltagua (PMN) y Parque Metropolitano del sur (PMS), parcelas (n = 11 por parque). Fuente y elaboración propia.

2. Cuantificación de carbono almacenado en los bosques urbanos de Quito

Los valores de carbono almacenado en el PMN y PMS fueron de $\sim 171 \pm 96 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y $\sim 103 \pm 42 \text{ Mg C ha}^{-1}$ respectivamente (tabla 3). El PMN almacena más carbono por hectárea que el PMS ($F=22,48$; $p < 0,0001$). Esto se debe a la distribución de clases diamétricas, las cuales difieren entre parques (tabla 5). El PMS presenta una mayor densidad y AB de tallos jóvenes (5-9,99 cm de DAP; 640 tallos ha^{-1} ; AB: $2,76 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) y adultos (10-29,99 cm de DAP; 810 tallos ha^{-1} , AB: $18,85 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) que el PMN (jóvenes: 622 tallos ha^{-1} , AB: $2,46 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$; adultos 511 tallos ha^{-1} , AB: $13,60 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), mientras que, en el parque PMN la densidad de árboles maduros con DAP ≥ 30 cm (106 tallos ha^{-1} , AB: $16,24 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) es mayor con respecto al PMS (25 tallos ha^{-1} , AB: $2,36 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) (tabla 5).

Tabla 3

Estimaciones de carbono almacenado en megagramos por hectárea (Mg ha⁻¹). Código de ubicación de la parcela: ECPIC= Ecuador-Pichincha, MTS/N= Parque metropolitano del Sur/Güanguiltagua; _00=Número de plot. DAP= Media del Diámetro a la altura del pecho en centímetros por parcela. Altura= Media de las alturas en metros por parcela. La desviación estándar (SD) se incluye entre paréntesis de las medias reportadas.

Parque	Parcela	Número de Fustes	Densidad de individuos (ha)	Riqueza	DAP (cm) \bar{x}	Altura (m) \bar{x}	Área Basal m ² ha ⁻¹	Carbono almacenado
								Mg C ha ⁻¹
PMN	ECPIC_METN_01	89	1424	1	12,64	14,81	28,03	131
	ECPIC_METN_02	169	2704	1	9,06	10,03	38,32	194
	ECPIC_METN_03	125	2000	1	10,51	11,04	26,33	111
	ECPIC_METN_04	136	2176	2	9,29	9,57	22,14	90
	ECPIC_METN_05	364	5824	2	4,83	7,62	17,60	60
	ECPIC_METN_06	125	2000	1	11,76	11,5	43,29	242
	ECPIC_METN_07	92	1472	1	10,19	11,85	21,19	98
	ECPIC_METN_08	113	1808	2	9,61	12,13	24,70	109
	ECPIC_METN_09	70	1120	1	18,84	17,53	60,41	388
	ECPIC_METN_10	195	3120	5	8,18	9,53	41,94	237
	ECPIC_METN_11	89	1424	2	15,37	17,72	43,22	224
	Media/SD		2279		10,93 (± 3,56)	12,12(± 3,12)	33,38 (± 12,44)	171 (±96)
	Total	1567						
PMS	ECPIC_METS_01	307	4912	2	8,8	12,38	48,33	207
	ECPIC_METS_02	143	2288	3	7,91	11,74	20,14	89
	ECPIC_METS_03	96	1536	1	11,03	13,94	17,76	69
	ECPIC_METS_04	94	1504	1	13,15	17,87	23,89	98
	ECPIC_METS_05	202	3232	3	8,82	12,5	30,37	127
	ECPIC_METS_06	269	4304	1	6,89	10,25	27,21	109
	ECPIC_METS_07	333	5328	1	6,09	10,1	26,21	98
	ECPIC_METS_08	47	752	1	11,43	15,07	12,58	62
	ECPIC_METS_09	51	816	2	14,3	12,86	17,49	72
	ECPIC_METS_10	84	1344	1	12,55	12,63	20,64	65
	ECPIC_METS_11	99	1584	2	14,52	21,02	30,56	132
	Media/SD		2509 (±1585)		10 (±2,83)	14 (±3,11)	25,02 (±9,13)	103 (±42)
	Total	1725						

Fuente y elaboración propia.

La parcela 09 del PMN con un total de 388 Mg C ha⁻¹ es la parcela con mayor contenido de carbono, seguido de la parcela 06 con 242 Mg C ha⁻¹ y parcelas 10 y 11 (237 Mg C ha⁻¹ y 224 Mg C ha⁻¹ respectivamente). En el PMS la parcela 01 presentó mayor carbono almacenado con 207 Mg C ha⁻¹, seguido de la parcela 11 con 132 Mg C ha⁻¹ y parcela 05 con 127 Mg C ha⁻¹ (tabla 3). Las parcelas que registran mayor contenido C, registran AB considerablemente más grandes (F=19,92; p<0,0001; tabla 3).

El PMS cuenta con una extensión de 707,95 hectáreas, por lo que, hasta agosto 2019 almacenó 0,072 Tg C (0,058-0,091 bootstrap IC 95%) y el PMN con 560 hectáreas almacenó 0,096 Tg C (0,067-0,13 bootstrap IC 95%) (tabla 4).

Tabla 4
Reservas de carbono estimado en árboles vivos (media y bootstrap IC del 95%) y el total según la superficie de cada parque 2019-2020

Parque	Carbono (Mg ha ⁻¹)	Superficie (ha)	Carbono total (Tg)
PMN	171 (120-229)	560	0,096 (0,067-0,13)
PMS	102 (82-128)	707,95	0,072 (0,058-0,091)

Fuente y elaboración propia.

Los cambios en la cantidad de carbono almacenado son directamente proporcionales al tamaño del DAP y altura (PMN: $r^2=0,7447$ $p=0,0001$; PMS: $r^2=0,8261$ $p=0,0001$). El DAP (PMN $t=29,55$, $p<0,0001$; PMS $t=42$, $p<0,0001$) como la altura (PMN $T=-4,18$, $p<0,0001$; PMS $t=-4,95$; $P<0,0001$) contribuyen cada uno significativamente al modelo alométrico (figura 6). Los valores carbono estimados en el sitio de estudio aumentan conforme aumenta el DAP y la altura de tallos. La mayor cantidad de carbono almacenado se encontró en tallos con DAP ≥ 30 cm y altura ≥ 35 m (F=1214,91; $p<0,0001$). En el PMN la clase diamétrica con tallos con DAP ≥ 30 cm y altura >35 cm almacenan 105 Mg C ha⁻¹, casi el doble de toneladas de carbono que ha sido almacenado por tallos entre 2,5-4,99cm, >5-10,90 cm, y >10-<29,99 cm de DAP del mismo parque. Incluso los árboles con DAP ≥ 30 cm del PMN llegan a superar las toneladas de carbono almacenado por el PMS (tabla 5). Además, se encontraron diferencias estadísticas entre las clases diamétricas 2, 3 y 4 de los parques muestreados (figura 7).

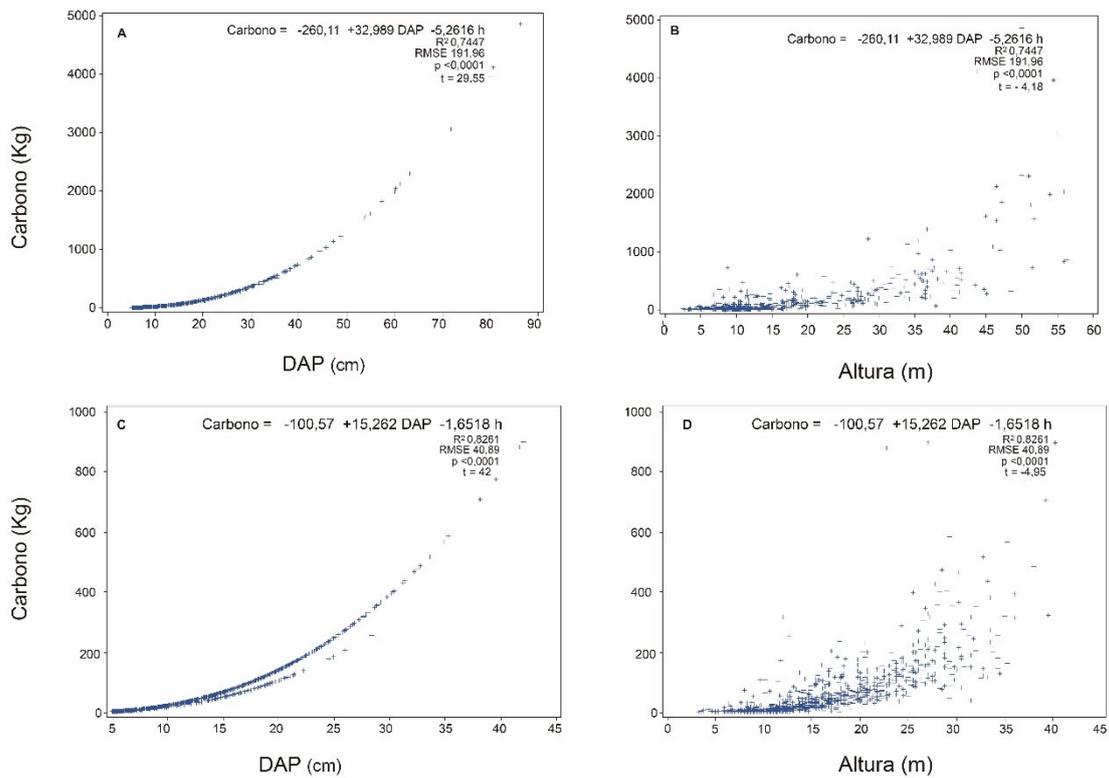


Figura 6. Respuesta del carbono secuestrado a las variables: diámetro a la altura del pecho (DAP) y altura (h) obtenido mediante regresión lineal múltiple. A y B Parque metropolitano Guangüiltagua (PMN); C y D Parque metropolitano del sur (PMS). Se indica el p-valor de cada regresión cuando este fue significativo ($p < 0,0001$), también sucuación de la recta, R^2 y raíz del error cuadrático medio (RSME) correspondiente.

Fuente y elaboración propia.

Tabla 5
Distribución de tallos por clase de diámetro en PMN (parcelas n=11) y PMS (parcelas n=11). Biomasa y carbono almacenado por clases de diámetro

Parque	Clases diamétricas	Frecuencia de fustes	Porcentaje de individuos por clase diamétrica	DAP (cm) \bar{x}	Altura (h) \bar{x}	Densidad de tallos ha^{-1}	Área basal $m^2 ha^{-1}$	Carbono $Mg C ha^{-1}$
PMN	1 (2,5-4,99)	717	46	3,57 ($\pm 0,71$)	6,53 ($\pm 1,67$)	1043	1,08	2
	2 (5-9,99)	427	27	6,96 ($\pm 1,41$)	9,11 ($\pm 2,60$)	622	2,46	6
	3 (10-29,99)	350	22	17,58 ($\pm 5,57$)	16,51 ($\pm 8,12$)	510	13,60	58
	4 (≥ 30)	73	5	42,21 ($\pm 12,94$)	36,67 ($\pm 11,06$)	106	16,24	105
PMS	1 (2,5-4,99)	711	41	3,53 ($\pm 0,64$)	6,99 ($\pm 1,81$)	1034	1,04	2
	2 (5-9,99)	440	26	7,27 ($\pm 1,44$)	10,84 ($\pm 2,86$)	640	2,76	7
	3 (10-29,99)	557	32	16,61 ($\pm 4,52$)	20,42 ($\pm 5,88$)	810	18,85	80
	4 (≥ 30)	17	1	34,61 ($\pm 4,39$)	31,76 ($\pm 5,16$)	25	2,36	14

Fuente y elaboración propia.

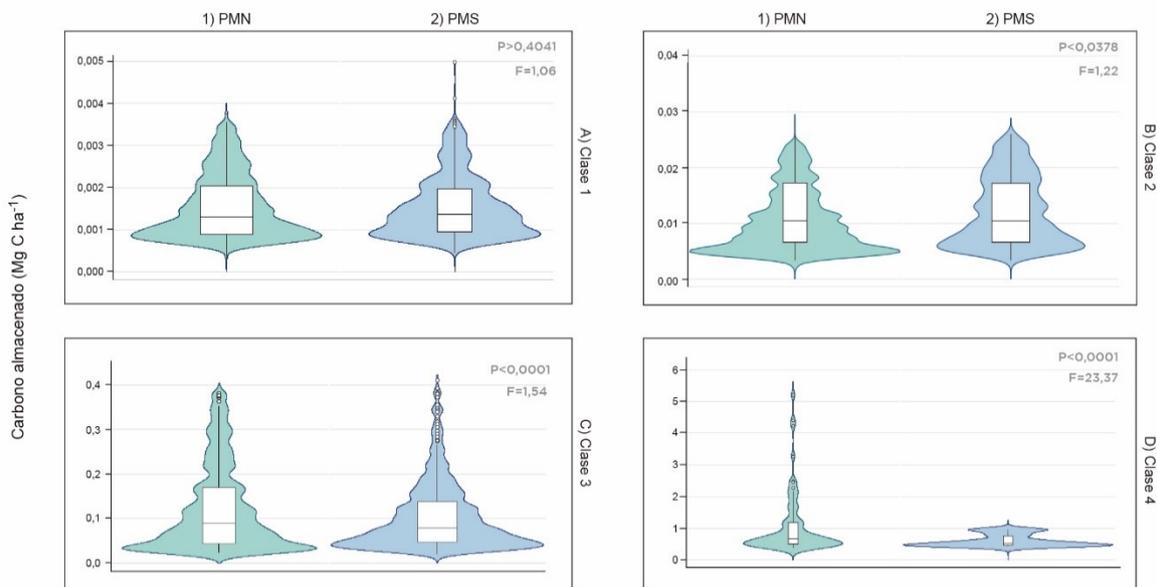


Figura 7. Diagramas de violín de las reservas de carbono ($Mg C ha^{-1}$) por clases diamétricas en las parcelas muestreadas del PMN (1) y PMS (2) entre agosto-septiembre 2019, Quito, Pichincha, Ecuador. A) Clase 1, plántulas (2,5-4,99 cm DAP), B) clase 2, jóvenes (5-9,9 cm DAP), C) clase 3, adultos (10-29,9 cm DAP), D) clase 4, maduros o semilleros (≥ 30 cm DAP).

Fuente y elaboración propia.

3. Secuestro de Carbono y biomasa

Se encontró diferencias en las tasas de crecimiento medio anual del DAP entre cada parque. Los árboles del PMN presentaron un crecimiento medio de $0,50 \pm 0,19$ cm de DAP, el cual es significativamente diferente del PMS que presentó un crecimiento medio de $0,93 \pm 0,38$ cm de DAP ($F=192,67$; $p<0,0001$) (figura 8). El crecimiento medio de tallos ≥ 30 cm de DAP en el PMN fue significativamente mayor al crecimiento medio de tallos de menor diámetro ($0,56 \pm 0,22$ cm; $0,48 \pm 0,17$ cm; respectivamente, $F=35,73$; $p<0,0001$) del mismo parque. Se encontró el mismo patrón el PMS ($1,45 \pm 0,47$ cm; $0,91 \pm 0,36$ cm; respectivamente, $F=42,8$; $p<0,0001$). Además, el incremento medio anual de tallos ≥ 30 cm de DAP del PMN ($0,56 \pm 0,22$ cm) fue menor al del PMS ($1,45 \pm 0,47$ cm; $F=54,70$; $p<0,0001$). Así mismo, árboles de 10-29,99 cm de DAP del PMN tuvieron un incremento menor ($0,48 \pm 0,01$ cm) del DAP que árboles del mismo diámetro en el PMS ($0,91 \pm 0,36$ cm; $F=173,19$; $p<0,0001$) (figura 9).

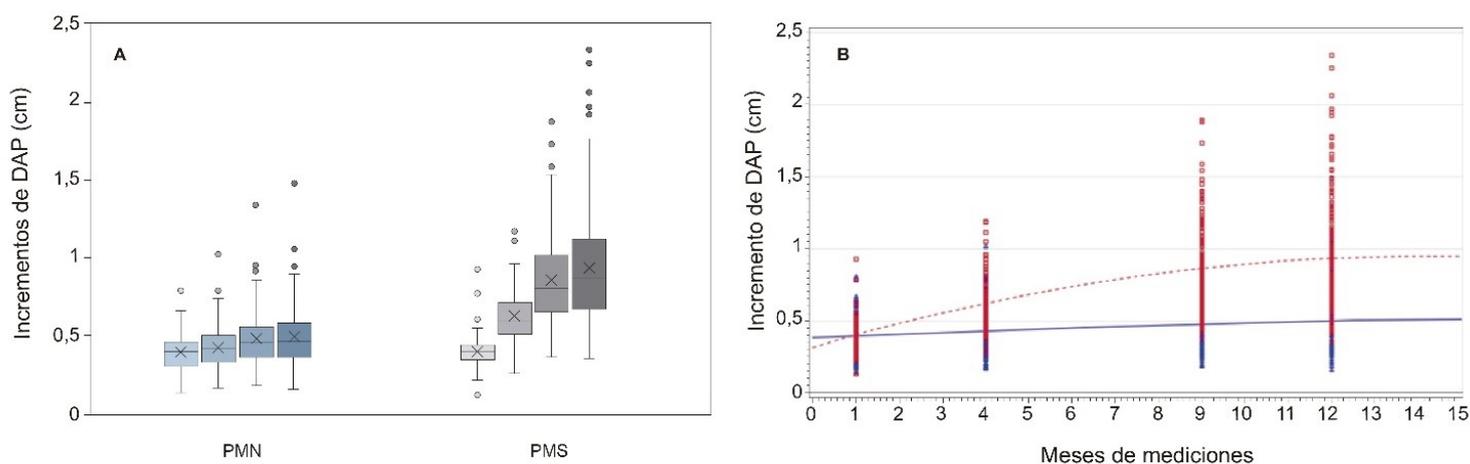


Figura 8. Incremento del diámetro (cm) a la altura del pecho (DAP) por parque entre agosto y diciembre 2019 y junio y octubre 2020 (cm). A) Boxplots del incremento del DAP por parque. Los incrementos se calcularon tomando como referencia la primera medida del diámetro registrada y a continuación se graficaron los valores obtenidos de la diferencia entre los censos siguientes con respecto al primer ceso. B) Los cuadrados azules representan el DAP de tallos del PMN y los cuadros rojos los tallos del PMS. La línea discontinua roja es el incremento promedio de DAP del PMS y la línea continua azul el incremento promedio de DAP del PMN. Fuente y elaboración propia.

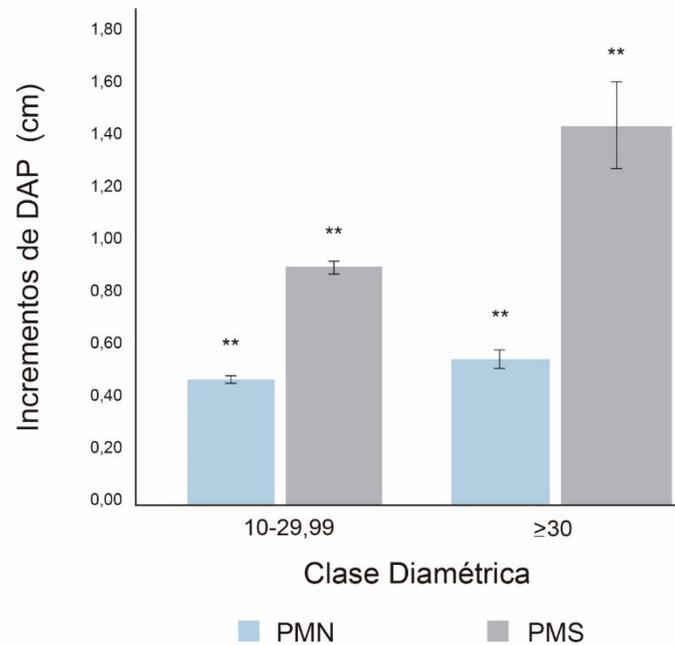


Figura 9. Gráfico de barras con la media de los valores observados de crecimiento del DAP entre agosto 2019 y octubre 2020 en Parque Metropolitano Guanguiltagua (PMN) y el Parque Metropolitano Sur (PMS). La barra blanca corresponde al PMN y la barra gris al PMS. La barra de error corresponde al error estándar (ES). Los p-valores entre parques se indican como: $p < 0,01$ (**)

Fuente y elaboración propia.

El PMS secuestró más C ($\sim 4,45 \pm 2,63 \text{ Mg C ha}^{-1}\text{año}^{-1}$) que el PMN ($3,3 \pm 1,71 \text{ Mg C ha}^{-1}\text{año}^{-1}$) ($F=2,91$; $p < 0,0001$, tabla 6). Debido a las tasas diferenciadas de crecimiento de DAP entre parques (figura 9).

Tabla 6

Estimaciones de secuestro de carbono (C) en megagramos por hectárea. Código de parcela: ECPIC=Lugar de Ubicación Ecuador-Pichincha, MTS/N= Parque metropolitano del Sur/Güanguiltagua; _00=Número de parcela. Lo valores obtenidos de carbono secuestrado por parcela es la diferencia en las estimaciones de almacenamiento de carbono entre el primer censo y el último censo de cada árbol, estos valores luego fueron sumados por parcela para obtener el valor de carbono secuestrado, el cual fue extrapolado a Mg ha⁻¹ año⁻¹ de cada parcela entre agosto 2019 y octubre 2020

Localidad	Parcela	Elevación	Carbono Secuestrado Mg ha ⁻¹ año ⁻¹
PMN	ECPIC_METN_01	2950	2,31
	ECPIC_METN_02	2950	3,86
	ECPIC_METN_03	2941	1,95
	ECPIC_METN_04	2941	1,65
	ECPIC_METN_05	2937	1,59
	ECPIC_METN_06	2992	5,48
	ECPIC_METN_07	2960	2,54
	ECPIC_METN_08	2961	2,94
	ECPIC_METN_09	2895	4,5
	ECPIC_METN_10	2898	6,95
	ECPIC_METN_11	2920	2,75
	Media/SD		3,3 (1,71)
PMS	ECPIC_METS_01	3035	10,16
	ECPIC_METS_02	3030	4,44
	ECPIC_METS_03	3017	2,27
	ECPIC_METS_04	3031	3,34
	ECPIC_METS_05	3024	6,82
	ECPIC_METS_06	2964	6,46
	ECPIC_METS_07	2990	5,96
	ECPIC_METS_08	3046	2,94
	ECPIC_METS_09	3018	1,69
	ECPIC_METS_10	3009	1,72
	ECPIC_METS_11	3033	3,33
	Media/SD		4,45 (±2,63)

Fuente y elaboración propia.

A escala de paisaje, el carbono secuestrado por árboles del PMN fue de 1.859 Mg año⁻¹ (1.361-2.430 bootstrap IC 95%) y en el PMS 3.165 Mg año⁻¹ (2.209-4.297 bootstrap IC 95%) entre agosto 2019 y octubre 2020 (Tabla 7).

Tabla 7

Secuestro de carbono estimado en árboles vivos (media y bootstrap IC del 95%) y total según la superficie de cada parque entre septiembre 2019 y octubre 2020.

Parque	Carbono (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹)	Superficie (ha)	Carbono total (Mg año ⁻¹)
PMN	3,32 (2,43-4,34)	560	1.859 (1.361-2.430)
PMS	4,47(3,12-6,07)	707.95	3.165 (2.209-4.297)

Fuente y elaboración propia.

Un individuo de 10-29,99 cm de DAP en el PMN puede secuestrar en promedio 16 ± 10 kg C año⁻¹ y un árbol ≥ 30 cm de DAP 77 ± 38 kg C año⁻¹. Mientras que, en el PMS un árbol de 10-29,99 cm de DAP puede remover de la atmosfera de 30 ± 20 kg C año⁻¹ y un árbol ≥ 30 cm de DAP 116 ± 44 kg C año⁻¹ (Tabla 9) (PMN: F=35,74; p<0,0001; PMS: F=42,75; p<0,0001). La remoción de carbono por árboles adultos (10-29,99 cm DAP) por unidad de área en el PMS fue de 3,81 Mg C ha año⁻¹ mientras que la del PMN apenas llega a 1,30 Mg C ha año⁻¹ (F=2,37; p<0,0001, tabla 8). Por otro lado, árboles maduros (≥ 30 cm de DAP) del PMN removieron en total 2 Mg ha C año⁻¹, este valor supera en más del doble al total secuestrado por los árboles del mismo diámetro en el PMS (0,64 Mg C año⁻¹) (F=7,72; p<0,0052) debido al porcentaje de árboles maduros presentes en el PMN (tabla 8).

Sin embargo, si comparamos por densidad de árboles, los árboles de menor diámetro (ej. 10-29,99 cm de DAP) remueven más carbono al ser más abundantes, que aquellos arboles con diámetros mayores (≥ 30 cm de DAP) y menor presencia. En el PMN el 22 % son árboles entre 10 a 29,99 cm de DAP mientras que sólo el 5% corresponde a árboles ≥ 30 cm de DAP. En el PMS el 32% son árboles entre 10 y 29,99 cm de DAP y apenas el 1% son árboles ≥ 30 cm de DAP (Tabla 8). Los árboles ≥ 30 fueron menos frecuentes en ambos parques, como es de esperarse.

Tabla 8
Tasas de remoción de carbono al año en el PMN y PMS por unidad de tallo y por clase diamétrica durante septiembre del 2019 y octubre del 2020

	Clase diamétrica (cm)	Número de individuos por clase diamétrica (%)	kg C año ⁻¹ por individuo \bar{X} (SD)	Mg C ha año ⁻¹ por clase diamétrica
PMN	10-29,99	350 (22%)	16 (± 10)	1,30
	≥ 30	73 (5%)	77 (± 38)	2,00
PMS	10-29,99	557 (32%)	30 (± 20)	3,81
	≥ 30	17 (1%)	116 (± 44)	0,64

Fuente y elaboración propia.

Finalmente, se determinó que el carbono secuestrado no mostró dependencia significativa para la humedad del aire y suelo ($p=0,50$ y $p=0,051$), la temperatura del aire y del suelo ($p=0,5$ y $p=0,059$, respectivamente), tampoco con la altitud ($p=0,055$) (Tabla 6).

4. Secuestro y almacenamiento de CO₂

El PMN y PMS tienen un potencial estimado de almacenamiento de CO₂ por unidad de área de $\sim 628 \pm 352$ Mg ha⁻¹ y $\sim 378 \pm 154$ Mg ha⁻¹, respectivamente. En promedio, en toda la superficie del PMN existe un almacenamiento de 0,35 Tg CO₂ (0,25-0,47 bootstrap IC 95%). En el PMS el reservorio es de 0,27 Tg CO₂ (0,21-0,33 bootstrap IC 95%) (tabla 9). Por otro lado, entre agosto del 2019 y octubre del 2020 el PMN removió de la atmósfera $\sim 12,11 \pm 6,28$ Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹ y el PMS $\sim 16,33 \pm 9,65$ Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹. A escala de paisaje (ej. superficie de cada parque) el PMN removió ~ 6.823 Mg CO₂ año⁻¹ (4.995-8.918 bootstrap IC 95%) y el PMS ~ 11.616 Mg CO₂ año⁻¹ (8.107-15.770 bootstrap IC 95%) a escala de paisaje.

En el PMN tallos ≥ 30 cm de DAP almacenan 385 Mg CO₂ ha⁻¹ y secuestraron 7,34 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹ más CO₂ que tallos de menor diámetro (213 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹; 4,77 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente). Mientras que en el PMS tallos 10-29,99 cm de DAP secuestraron 13,98 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹ y almacenaron 294 Mg CO₂ ha⁻¹, superando a la cantidad almacenada y secuestrada por arboles ≥ 30 cm de DAP (51 Mg CO₂ ha⁻¹ y 2,35 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente) (tabla 9).

Tabla 9

Almacenamiento y tasas de remoción de carbono al año en el PMN y PMS por unidad de tallo y por clase diamétrica durante entre agosto 2019 y octubre del 2020. Los valores de CO₂ presentados en esta tabla se obtuvieron por la transformación de los valores de carbono (C) a dióxido de carbono (CO₂) utilizando el factor de conversión 3,67 propuesto por el IPCC (2016). Media del total de carbono secuestrado por parcela y su desviación estándar (SD).

Parque	Clases diamétricas	Frecuencia de fustes	CO ₂ almacenado Mg ha ⁻¹	CO ₂ secuestrado Mg ha ⁻¹ año ⁻¹ por clase diamétrica
PMN	1 (2,5-4,99)	717 (46)	7	-
	2 (5-9,99)	427 (27)	22	-
	3 (10-29,99)	350 (22)	213	4,77
	4 (≥30)	73 (5)	385	7,34
	Media/SD		628(± 352)	12,11 (± 6,28)
PMS	1 (2,5-4,99)	711 (41)	7	-
	2 (5-9,99)	440 (26)	26	-
	3 (10-29,99)	557 (32)	294	13,98
	4 (≥30)	17 (1)	51	2,35
	Media/SD		378(±154)	16,33(±9,65)

Fuente y elaboración propia.

Discusión

1. Almacenamiento de carbono

Los valores promedio de carbono encontrados en el PMN ($171 \pm 96 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y del PMS ($103 \pm 42 \text{ Mg C ha}^{-1}$) son superiores a los valores reportados en otros estudios de bosques urbanos tropicales. Dobbs y colaboradores (2018, 1075) encontraron que bosques urbanos de Bogotá (bUB) almacenan entre $25\text{-}32 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Dobbs et al. 2018, 1075). Clerici y colaboradores (2016, 11) publicaron valores de hasta 50 Mg C ha^{-1} en bosques secundarios periurbanos de Bogotá en las zonas montañosas del este y norte de la ciudad. Probablemente los valores considerablemente inferiores reportados para estos bosques se deba a la presencia de especies con alturas bajas y medianas como resultados de la etapa de sucesión temprana (Clerici et al. 2016, 4, 11). Así mismo, la metodología empleada (ej. tamaño de la parcelas y ecuaciones alométricas) y umbral de DAP muestreado para medir BA, podrían estar influyendo en la variación de C entre estudios (Calderón-Loor et al. 2020, 14). Por ejemplo, Dobbs y colaboradores (2018, 1072) utilizaron índices de vegetación basados en imágenes satelitales para obtener biomasa y capacidad fotosintética de la vegetación. Además, el PMN y PMS poseen árboles, en su mayoría de la especie *Eucalyptus globulus*. Las reservas de carbono pueden variar sustancialmente según el tipo de árboles predominantes en la vegetación (ej. hoja ancha vs coníferas), historia de uso creciente y tipo de ecosistema (Clerici et al. 2016, 8). Las plantaciones forestales monotípicas de eucalipto registran tasas rápidas de acumulación de biomasa en comparación con otras plantaciones con especies mixtas (Preece et al. 2012, 233; Lugo, Wang, y Herbert Bormann 1990, 161). Viera y Rodríguez-Soalleiro (2019, 6) estimaron $103,4 \pm 83 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en plantaciones de eucalipto al sur de Brasil (Viera y Rodríguez-Soalleiro 2019, 6). En Manica, Mozambique se registró un valor medio de $202 \pm 125 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Guedes et al. 2018, 7). Datos similares a este estudio se registraron en bosques urbanos boreales. En Freehold (Nueva Jersey, EE.UU) los bosques urbanos almacenan 115 Mg C ha^{-1} , Hartford (Connecticut, EE.UU) $108.9 \text{ Mg C ha}^{-1}$, Omaha, Nebraska (EE.UU) $141,4 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Nowak et al. 2013, 233) (tabla 10).

El carbono almacenado en la vegetación del sotobosque (gramíneas y herbáceas), necromasa, biomasa subterránea y suelo no se cuantificaron en este estudio y se desconoce su contribución a la existencia total estimada de C en bosques urbanos de parque metropolitanos de Quito. Sin embargo, cuantificar el carbono almacenado en la

biomasa aérea provee información valiosa sobre el estado general de estos bosques como sumideros de C. Dado que, la biomasa aérea contribuye con más del 40% de carbono almacenado en ecosistemas forestales y su comportamiento es dinámico (Loaiza Usuga et al. 2010, 1906-1912; de la Cruz-Amo et al. 2020, 105).

Los resultados demuestran que los bosques urbanos de Quito han actuado como sumidero de C durante el período estudiado (2019-2020). El parque PMS Y PMN han almacenado en toda su superficie $\sim 0,072$ Tg C (0,058-0,091 bootstrap IC 95%) y $\sim 0,096$ Tg C (0,067-0,13 bootstrap IC 95%), respectivamente (tabla 4). La variación de C almacenado entre parques es debido a diferencias significativas en la estructura diamétrica del bosque. El PMN es un bosque con mayor presencia de árboles maduros (≥ 30 cm de DAP) (5%) que el PMS (1%), los cuales aportan una mayor área basal y una superficie fotosintética que se traduce en mayores tasas de acumulación por unidad de árbol (Ali et al. 2019b, 2821). Por lo tanto, el carbono almacenado en PMN fue mayor que en el PMS ($F=22,48$; $p < 0.0001$).

Tabla 10.
Resumen de la estimaciones de carbono almacenado en bosques urbanos y plantaciones de Eucaliptos de climas templados, tropicales y boreales.

Localidad	Clima	Elevación (m.s.n.m)	Densidad de tallos (ha^{-1})	DAP (cm)	Método	Carbono almacenado (Mg ha^{-1})	Referencias
Parque Metropolitano Guanguiltagua, Quito, Ecuador	Tropical	2940	2279	$\geq 2,5$	Datos locales y ecuaciones alométricas generales	171 \pm 96	Este estudio
Parque Metropolitano Sur, Quito, Ecuador	Tropical	3019	2509	$\geq 2,5$	Ecuaciones alométricas	103 \pm 42	Este estudio
Bosques urbanos, Bogotá, Colombia	Tropical	2640	-	-	Teledetección Datos locales y ecuaciones alométricas generales	25-32	Dobbs et al. (2018)
Bosques periurbanos, Bogotá, Colombia	Tropical	2800	-	≥ 5	Teledetección Datos locales y ecuaciones alométricas generales	6-51	Clerici et al. (2016)
Cultivos de eucalipto, Manica, Mozambique	Tropical	1100-1700	629	≥ 5	Datos locales y ecuaciones alométricas específicas	202 \pm 125	Guedes et al. (2018)
Cultivos de eucalipto, Sur de Brasil	Subtropical	-	1043	≥ 10	Datos locales Ecuaciones alométricas generales	118,45 \pm 11,79	Viera y Rodríguez-Soalleiro (2019)

Bosques urbanos, Freehold, EE.UU	Boreal	36	-	$\geq 2,54$	Datos del departamento ambiental Nueva Jersey Ecuaciones alométricas generales y específicas	115±17,8	Nowak et al. (2013)
Bosques urbanos, Hartford, EE. UU	Boreal	18	-	$\geq 2,54$	Datos Fundación Knox Parks Ecuaciones alométricas generales y específicas	108,9±16,2	Nowak et al. (2013)

(-) *datos no registrados*

Elaboración propia

La cantidad de carbono almacenado va a variar local, regional y globalmente según la estructura del bosque, la salud de los árboles, tasas de crecimiento de cada especie y las condiciones del sitio (Nowak et al. 2013, 235). En este estudio se evaluó la variación de carbono entre clases diamétricas. Se observó mayor cantidad de carbono almacenado en árboles de clase diamétrica ≥ 30 cm de DAP y alturas ≥ 35 m, el mismo patrón se reportó en otros estudios (Escobedo et al. 2010b, 367; Baishya, Barik, y Upadhaya 2009, 301; Fonseca, Alice, y Rey-Benayas 2012, 1403; Nowak y Crane 2002, 385). En este estudio los árboles con DAP ≥ 30 cm representan el 5% (PMN) y 1% (PMS), al ser poco frecuentes, especialmente en el PMS, su contribución de almacenamiento de carbono fue menor (14 Mg C ha^{-1}) en comparación con árboles de 10-29,99 cm de DAP (80 Mg C ha^{-1}) del mismo parque, los cuales presentaron un área basal mayor y son más frecuentes (tabla 5).

Los parques metropolitanos de Quito son considerados áreas vulnerables a incendios debido a su gran tamaño y cercanía con la urbe (Secretaría del Ambiente 2016, 147–48). Sólo en el 2012, 4.882,16 hectáreas de bosques fueron afectadas por los incendios perdiéndose 420,89 ha. de vegetación cultivada de latifoliadas (eucaliptos) (Secretaría del Ambiente 2012, 22–24). Entre los años 2014-2020 los incendios en el PMS afectaron un total de 3 hectáreas, en el mismo período 1,6 ha fueron afectadas en el PMN (Cuerpo de Bomberos del DMQ 2021). Posiblemente, sea la razón por la que el PMS presente una mayor frecuencia de árboles jóvenes (5-9,99 cm de DAP) y adultos (10-29,99 cm de DAP) que el PMN. Hay que añadir también que, el PMS fue un área para pastizales y cultivo de eucaliptos hasta el 2012, año en el que fue declarado Parque Metropolitano, contrario al PMN el cual, desde 1990 ha sido preservado y mantenido por el Municipio Metropolitano de Quito (Salazar 2013, 25-28; Albuja 2015, 18-24; Caisapanta 2018, 38-

43). No obstante, a pesar de ser áreas protegidas, durante los censos se observó a campesinos de las comunidades cercanas al PMS ingresando con ganado para alimentar a sus animales y llevarse madera de árboles jóvenes. Incendios consecutivos, pastoreo persistente y la tala de árboles podrían estar disminuyendo la producción de biomasa aérea (Farley et al. 2013, 24; Calderón-Lloor et al. 2020; Tilman, Reich, y Knops 2006, 630–31), especialmente en el PMS que se encuentra más expuesto a este tipo de disturbios. Por este motivo, es importante evitar incendios en los bosques urbanos para mantener árboles de tamaños medianos y grandes que son los que más carbono almacenan por unidad de tallo. En investigaciones futuras enfocadas en mecanismos de mitigación del cambio climático en el sector forestal en Quito, se debería contemplar la articulación de un sistema de medición, reporte y verificación (MRV) de cuantificación de carbono articulado a un sistema de alerta temprana de incendios y dinámicas de cambios de uso del suelo.

2. Secuestro de carbono

Las tasas de secuestro de C fueron mayores en el PMS ($4,45 \pm 2,63$ Mg C ha año⁻¹) en comparación con el PMN ($3,3 \pm 1,7$ Mg C ha año⁻¹) ($F=2,91$; $p < 0,0001$). Las tasas de secuestro variarán localmente según el tamaño, salud de los árboles y las tasas de crecimiento asociadas con las especies y las condiciones del sitio (Nowak, et al. 2013, 235). Las tasas de crecimiento del diámetro en el PMS fueron mayores al PMN ($F=192,67$; $p < 0,0001$), esto podría explicar la diferencia de captura de carbono entre parques. Otro factor importante es la disponibilidad del agua presente en cada parque, aunque en este estudio no cuenta con información de la precipitación anual en cada parque. Estudios anteriores demostraron que la disponibilidad de agua aumentó la acumulación de biomasa aérea en bosques tropicales (Poorter et al. 2017, 1429; Ali et al. 2019a). Así mismo, la disponibilidad de nutrientes y factores microambientales afecta la productividad del rodal (Ali et al. 2019b, 2822). Los factores microambientales medidos para este estudio como la temperatura/humedad del suelo y aire no se relacionaron significativamente con el secuestro de carbono, debido a que no se cuenta con series largas de datos y las parcelas no cubren un gradiente ambiental amplio. No obstante, Khan y colaboradores (2019, 4-6) demostraron que el crecimiento de los árboles y la productividad del rodal se relaciona significativamente con la temperatura máxima anual y la precipitación anual. Siendo la temperatura y la precipitación factores importantes en el crecimiento de los árboles (Khan et al. 2019, 4–6). Es necesario aumentar los registros de factores climáticos a una escala espacio temporal para determinar cómo afectan estas variables en la productividad de los bosques urbanos y sus posibles efectos en un

escenario de cambio climático. Es importante también conservar la diversidad de plantas en bosques urbanos o restaurar estos espacios para aumentar su diversidad, se ha demostrado que un mayor número de especies de plantas conduce a una mayor producción de biomasa (Tilman, Reich, y Knops 2006), algo que no fue posible comparar entre parques por ser *Euacalyptus globulus* la especie dominante, ya que fueron áreas dedicadas al monocultivo de especies maderables. Por otro lado, se observó que el PMS presenta un bosque más joven que el PMN, sustentando el hecho de que el bosque del PMS tienen estadios de regeneración más recientes, en el que la productividad neta a escala de parcela/comunidad es mayor en sistemas sucesionales más jóvenes (Guo 2007, 2002).

Los valores de secuestro de carbono reportados en este estudio (PMN: 3,30 Mg C ha⁻¹ año⁻¹; PMS: 4,45 Mg C ha⁻¹ año⁻¹) son inferiores a los reportados por otros autores en plantaciones de eucalipto (Guedes et al. 2018, 9; Cabral et al. 2011, 52-53). Guedes y colaboradores (2018, 4) reportaron valores de 5,43 Mg C ha año⁻¹ en plantaciones de eucalipto (Mozambique), las estimaciones fueron realizada mediante ecuaciones alométricas específicas para eucalipto. Así mismo, los valores reportados por Viera y Rodríguez-Soalleiro (2019,10) en plantaciones de eucalipto al sur de Brasil fue de 11,8 Mg C ha año⁻¹. Estas diferencias de deben a que las plantaciones forestales son manejadas para un crecimiento máximo, a menudo, están protegidos de los incendios y tienden a tener rangos de edades uniformes. Sin embargo, los valores reportados en este estudio son similares a los reportados por Nowak y colaboradores (2013) en Sacramento (California) 3,8±0,64 Mg C ha⁻¹año⁻¹, Hartford (Connecticut) 3,3±0,5 Mg C ha⁻¹año⁻¹, Roanoke (Virginia) 4±0,6 Mg C ha⁻¹año⁻¹, Lincoln (Nebreasca) 4,1 ±0,63 Mg C ha⁻¹año⁻¹ (Nowak et al. 2013, 232) (tabla 11). Por otra parte, no se estimó el crecimiento de árboles de <10 cm de DAP, de modo que, el valor reportado de secuestro de carbono en este estudio podría incrementar entre 6,2 a 10 % más por hectárea (Malhi et al. 2006, 1118; Johnson et al. 2016, 5; Vilanova et al. 2018).

Tabla 11.

Resumen de las estimaciones de carbono secuestrado en bosques urbanos y plantaciones de Eucaliptos de climas templados, tropicales y boreales.

Localidad	Clima	Elevación (m.s.n.m)	Densidad de tallos (ha ⁻¹)	DAP (cm)	Método	Carbono secuestrado (Mg ha año ⁻¹)	Referencias
Parque Metropolitano Guanguiltagua, Quito, Ecuador	Tropical	2940	2279	≥10	Ecuaciones alométricas, dendrómetros	3,3±1,7	Este estudio

Parque Metropolitano Guangüiltagua, Quito, Ecuador	Tropical	3019	2509	≥ 10	Ecuaciones alométricas, dendrómetros	$4,45 \pm 2,6$ 3	Este estudio
Plantaciones de Eucalipto, Manica, Mozambique	Tropical	1100- 1700	629	≥ 5	Ecuaciones alométricas	5,45	Guedes et al. (2018)
Plantaciones de Eucalipto, sur de Brasil Bosque urbanos	Subtropical	-	1043	≥ 10	Ecuaciones alométricas	11,8	Viera y Rodríguez- Soalleiro (2019)
Sacramento, California, EE.UU	Boreal	9,14	-	$\geq 2,5$ 4	Datos fundación Sacramento Tree Ecuaciones alométricas generales y específicas	$3,8 \pm 0,64$	Nowak et al. (2013)
Bosque urbanos, Hartford, Connecticut, EE. UU	Boreal	18	-	$\geq 2,5$ 4	Datos Fundación Knox Parks Ecuaciones alométricas generales y específicas	$3,3 \pm 0,5$	Nowak et al. (2013)
Bosques urbanos, Roanoke, Virginia, EE. UU	Boreal	269–530		$\geq 2,5$ 4	Datos Virginia Tech Ecuaciones alométricas	$4 \pm 0,6$	Nowak et al. (2013)
Bosques urbanos Lincoln Nebraska, EE.UU	Boreal	358		$\geq 2,5$ 4	Datos servicio forestal de Nebraska Ecuaciones alométricas	$4,1 \pm 0,63$	Nowak et al. (2013)

(-) *datos no registrados*

Elaboración propia

Se encontró que, árboles con diámetros ≥ 30 cm de DAP secuestran más C que árboles con menor diámetro (PMN: $F=35,74$; $p<0,0001$; PMS: $F=42,75$; $p<0,0001$), en acuerdo con la hipótesis de los árboles grandes (Ali et al. 2019). Además, se observó que, árboles ≥ 30 cm de diámetro crecen más rápido que árboles de menor tamaño (PMN: $F= 35,73$, $p<0,0001$; PMS: $F=42,8$, $p<0,0001$). La gran estatura, las copas grandes y la gran biomasa foliar de los árboles grandes son atributos que les permiten fijar grandes cantidades de carbono en comparación con los árboles más pequeños (Stephenson et al. 2014, 2–3). Estos resultados concuerdan con los reportados por Velasco y colaboradores (2013,

10196) quienes mencionan que árboles > 20 cm de diámetro en áreas residenciales pudieron mitigar una cantidad significativa de emisiones de CO₂, mientras que las tasas de secuestro de árboles pequeños (<20 cm de diámetro) fueron considerablemente menores (Velasco et al. 2013, 10196). Así mismo, en bosques urbanos de Toronto (Canadá), árboles de 30 a 40 cm de diámetro secuestraron más carbono que aquellos con menor diámetro (Nowak et al. 2012, fig. 15).

Nowak y colaboradores (2012, fig.15) observaron que las tasas de secuestro de carbono disminuyeron en rodales con DAP > 80 cm (Nowak et al. 2012, fig. 15; Nowak et al. 2013, 235). No obstante, el área foliar total de estos árboles aumenta conforme crece el árbol. El aumento del área foliar supera esta disminución y hace que aumente la tasa de acumulación de carbono en todo el árbol (Stephenson et al. 2014, 3). Aunque los árboles grandes pueden secuestrar carbono más rápidamente, su porcentaje de presencia es menor. Por lo que, árboles de menor diámetro secuestraron más C en conjunto, al ser más abundantes. Por lo tanto, es fundamental entender la dinámica de bosques urbanos y sus tasas demográficas. Por ejemplo, la dinámica de la población de árboles, especialmente la mortalidad de árboles ≥ 30 cm de DAP, pueden contribuir de forma significativa a la disminución de la productividad de las parcelas con dominancia de árboles grandes (Stephenson et al. 2014, 3).

Finalmente, se observó que el PMS tuvo una productividad mayor, equivalente a 1.306 Mg C año⁻¹ adicionales a los secuestrados por el PMN durante el periodo 2019-2020 (Tabla 7) al extrapolar los valores por hectárea a escala de paisaje.

Sesgos o inconvenientes que puede traer la extrapolación de carbono a nivel de paisaje.

Los valores medios de carbono a escala de paisaje, obtenidos en este estudio, es una aproximación del carbono almacenado y capturado anualmente por cada parque. No obstante, se debe considerar que tanto el PMN y PMS presentan características ambientales y ecológicas diferenciadas y que estos valores podrían estar sobre-estimando o sub-estimando el carbono almacenado y secuestrado por parque. Por ejemplo, el PMS exhibe una historia de uso de suelo más reciente que el PMN, dado que presenta un mayor porcentaje de presencia de tallos jóvenes y adultos en comparación con su homólogo el PMN. En cuanto a nuestra comprensión de los procesos forestales locales a través de una gama de gradientes ambientales es escasa o nula, las características microclimáticas de cada parque son variables importantes que influyen en los valores carbono (Ali et al. 2019a; Poorter et al. 2017; Khan et al. 2019), por lo que sería importante aumentar los registros de temperatura y humedad del suelo y aire para mejorar las estimaciones de

carbono a nivel de paisaje. Por otro lado, el número de parcelas instaladas en cada parque representan tan solo el 0,12% (PMN) y 0,10% (PMS) del total de área de cada parque. Aumentar el número de parcelas mejorará la estimación de carbono con una precisión del 95%. Igualmente, para paisajes menos homogéneos como son los bosques del PMN y PMS con respecto a las clases diamétricas, requieren la instalación de más parcelas para obtener mejores estimaciones a nivel de paisaje (Marvin et al. 2014). No se critica el esfuerzo realizado para crear y mantener estas redes de parcelas de campo o el valor de los datos recopilados de ellas. Todas las parcelas instaladas fueron creadas por una variedad de razones (tiempo, recursos económicos, entre otros) además de escalar valores de carbono a paisaje. Debemos desarrollar nuevos enfoques de muestreo que minimicen el sesgo de las parcelas o, al menos, tengan mejor en cuenta los sesgos de las parcelas actuales.

3. Secuestro y almacenamiento de CO₂

Se estima que los taxis a gasolina que circulan en Quito emiten 0,23 Tg CO₂ al año (Carrillo 2015, 105), entre el PMN y PMS podrían secuestrar el 8 % CO₂ (0,018 Tg CO₂ año⁻¹) emitido por taxis a gasolina en Quito, valores que podría aumentar si se incluyen a árboles <2,5 cm de DAP. Así mismo, las emisiones de CO₂ per cápita en el Ecuador son de 2,38 Mg año⁻¹ por habitante (Muntean et al. 2018). Por lo que, 22 árboles 10-29,99 cm de DAP en el PMS podrían secuestrar la cantidad de CO₂ emitida por un ecuatoriano al año (2,42 Mg año⁻¹).

Conclusiones

En esta investigación se cuantificó las tasas de remoción de carbono y su acumulación en la biomasa aérea en los parques metropolitanos del Municipio de Quito. Se determinó una mayor frecuencia de árboles de 2,5-4,99 cm de DAP y menor presencia de árboles ≥ 30 cm de DAP. Sin embargo, árboles con DAP ≥ 30 , fue la clase diamétrica con mayor almacenamiento de carbono en el PMN (105 Mg C ha⁻¹ F=1214,91; p<0,0001). No obstante, en el PMS se observó que la clase diamétrica con tallos 10-29,99 cm de DAP presentó mayor cantidad de carbono almacenado (80 Mg C ha⁻¹) en comparación con tallos ≥ 30 cm de DAP (14 Mg C ha⁻¹) del mismo parque. Esto se debe a que tallos de 10-29,99 cm el PMS presentan una mayor área basal (18,85 m² ha⁻¹) que tallos ≥ 30 cm de DAP (2,36 m² ha⁻¹). Por el contrario, en el PMN árboles de 10-29,99 cm de DAP presentan menor área basal (13,60 ha⁻¹) que tallos con DAP ≥ 30 cm (16,24 m² ha⁻¹). Además, mediante una regresión lineal múltiple se observó que el DAP y la altura de tallos explican positivamente los valores de carbono estimados (PMN: r² =0,7447 p=0,0001; PMS: r² =0,8261 p=0,0001). Por lo tanto, el efecto positivo de árboles de gran tamaño en biomasa aérea a escala comunitaria respalda la importancia de los árboles individuales de gran diámetro y estatura alta para el almacenamiento de carbono.

El carbono existente en el PMN ($\sim 171 \pm 96$ Mg C ha⁻¹) difiere significativamente del PMS ($\sim 103 \pm 42$ Mg C ha⁻¹). Los valores estimados en los dos parques superan en más del doble a los valores reportados en bosques urbanos de Bogotá, Colombia (25-32 Mg C ha⁻¹) (Dobbs et al. 2018, 1075) y bosques periurbanos de Bogotá (50 Mg C ha⁻¹) (Clerici et al. 2016, 11). Sin embargo, son similares a bosques urbanos boreales de EE.UU (Freehold, Nueva Jersey :115 Mg C ha⁻¹; Hartford, Connecticut: 108,9 Mg C ha⁻¹; Omaha, Nebraska 141,4 Mg C ha⁻¹) (Nowak et al. 2013, 233). En promedio, en toda la superficie del PMS existe un almacenamiento de 0,072 Tg C (0,58-0,91 bootstrap IC 95%) y 0,096 Tg C (0,067-0,13 bootstrap IC 95%) en el PMN. En resumen, los parques metropolitanos de Quito son importantes sumideros de carbono. Lo que sugiere la preservación de estos bosques si se quiere gestionar los ecosistemas urbanos para maximizar potenciales sumideros de carbono.

Por otro lado, el incremento medio anual de carbono en el PMN fue de $\sim 3,3 \pm 1,71$ Mg C ha⁻¹año⁻¹ y en el PMS de $\sim 4,45 \pm 2,63$ Mg C ha⁻¹año⁻¹ entre los años 2019-2020. Estas diferencias se deben a que el PMN presentó un crecimiento medio de $0,50 \pm 0,19$

cm de DAP significativamente menor al crecimiento medio del PMS ($0,93 \pm 0,38$ cm de DAP; $F=192,67$; $p<0,0001$) entre el 2019 y 2020. Demodo que, la cantidad de carbono secuestrado en el año se relacionan con las tazas de crecimiento del DAP. A mayores tazas de crecimiento, mayor es la remoción de carbono. Además, se observó que un individuo de 10-29,99 cm de DAP en el PMN puede secuestrar en promedio 16 ± 10 kg C año⁻¹ y un árbol >30 cm de DAP 77 ± 38 kg C año⁻¹. Mientras que, en el PMS un árbol de 10-29,99 cm de DAP puede remover de la atmosfera de 30 ± 20 kg C año⁻¹ y un árbol ≥ 30 cm de DAP 116 ± 44 kg C año⁻¹ (Tabla 9) (PMN: $F=35,73$; $p<0,0001$; PMS: $F=42,75$; $p<0,0001$). Por lo tanto, se concluye que árboles con DAP ≥ 30 cm remueven más carbono que árboles con menor diámetro. De manera que, el PMS es el parque con mayores tazas de remoción de carbono. A escala de paisaje el parque PMN secuestró 1.859 Mg año⁻¹ ($1.361-2.430$ bootstrap IC 95%) y el PMS 3.165 Mg año⁻¹ ($2.209-4.297$ bootstrap IC 95%) entre septiembre 2019 y octubre 2020.

Dicho lo anterior, los bosques urbanos de Quito son importantes sumideros de carbono. Los hallazgos obtenidos en esta investigación permiten comprender la importancia de bosques urbanos en el ciclo del carbono. Es sustancial que árboles de todas las clases diamétricas sean incluidas en el manejo de áreas verdes de la ciudad para compensar las emisiones de carbono dentro de los bosques urbanos. Así mismo, los bosques urbanos de eucalipto deberían estar considerandos dentro de políticas de mitigación al cambio climático debido a su alta tasas de crecimiento y por consiguiente gran capacidad de secuestro y almacenamiento de carbono.

Los resultados presentados aquí constituyen los primeros en cuantificar el carbono existente en la biomasa aérea de los bosques urbanos de Quito y el primer estudio en realizar análisis de crecimiento diamétrico en bosque urbanos a escalas temporales pequeñas (4 meses con el uso de dendrómetros) en Ecuador. Los valores obtenidos de secuestro y almacenamiento de carbono en esta investigación, pueden ser utilizados para desarrollar planes de gestión urbanas enfocadas en mejorar la calidad ambiental y direccionar acciones enfocadas en mitigar los impactos del cambio climático.

La la falta de estudios disponibles en Ecuador y ciudades tropicales de América del Sur contribuyen a ser una desventaja, al no tener datos sobre los cuales comparar. Por tanto, se necesitan más estudios en otras áreas con vegetación urbana del Ecuador para escalar el impacto de los bosques urbanos en el ciclo del carbono a regiones más grandes.

Ampliar el monitoreo a largo plazo de secuestro y almacenamiento de carbono no sólo de la biomasa aérea de árboles vivos, sino también biomasa subterránea, necromasa y suelo permitirá obtener una imagen real de la dinámica del carbono en bosques urbanos,

así evitar sobre o subestimaciones del carbono almacenado en estos bosques, además ayudaría a predecir su comportamiento frente al cambio climático. Realizar estimación de las emisiones netas de carbono dentro de los bosques permitirá obtener una aproximación de las cantidades de carbono liberado y capturado debido a los cambios de uso del suelo por efectos de la deforestación, incendios y regeneración que experimente el bosque. Por último, se anticipa que esta investigación podría alentar más estudios en bosques urbanos para evaluar su capacidad en mitigar el cambio climático.

Lista de referencias

- Akbari, H., y S. Konopacki. 2005. "Calculating energy-saving potentials of heat-island reduction strategies". *Energy Policy* 33 (6): 721–56. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2003.10.001>.
- Albuja, Patricia. 2015. "Evaluación del impacto ambiental en el parque metropolitano Guangüiltagua de la ciudad de Quito". *Revista Científica UISRAEL*, 2015.
- Alcaldía Metropolitana de Quito. 2015. "Plan Metropolitano de Desarrollo y Ordenamiento Territorial". <https://www.quito.gob.ec/documents/PMDOT.pdf>.
- Ali, Arshad, Si-Liang Lin, Jie-Kun He, Fan-Mao Kong, Jie-Hua Yu, y Hai-Sheng Jiang. 2019a. "Climate and soils determine aboveground biomass indirectly via species diversity and stand structural complexity in tropical forests". *Forest Ecology and Management* 432 (enero): 823–31. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.024>.
- . 2019b. "Big-sized trees overrule remaining trees' attributes and species richness as determinants of aboveground biomass in tropical forests". *Global Change Biology* 25 (8): 2810–24. <https://doi.org/10.1111/gcb.14707>.
- Amini Parsa, Vahid, Esmail Salehi, Ahmad Reza Yavari, y Peter M. van Bodegom. 2019. "Evaluating the Potential Contribution of Urban Ecosystem Service to Climate Change Mitigation". *Urban Ecosystems* 22 (5): 989–1006. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00870-w>.
- Baishya, Ratul, Saroj Barik, y Krishna Upadhaya. 2009. "Distribution pattern of aboveground biomass in natural and plantation forests of humid tropics in northeast India". *Tropical Ecology* 50 (diciembre): 295–304.
- Ballantyne, A. P., C. B. Alden, J. B. Miller, P. P. Tans, y J. W. C. White. 2012. "Increase in observed net carbon dioxide uptake by land and oceans during the past 50 years". *Nature* 488 (7409): 70–72. <https://doi.org/10.1038/nature11299>.
- Bastin, Jean-Francois, Emily Clark, Thomas Elliott, Simon Hart, Johan van den Hoogen, Iris Hordijk, Haozhi Ma, et al. 2019. "Understanding Climate Change from a Global Analysis of City Analogues". *PLOS ONE* 14 (7): e0217592. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217592>.
- Benedict, Mark, y Edward McMahon. 2002. *Green Infrastructure: Smart Conservation for the 21st Century*. Clearinghouse Monograph Series. Sprawl Watch Clearinghouse.
- Berger, A., y Ch. Tricot. 1992. "The Greenhouse Effect". *Surveys in Geophysics* 13 (6): 523–49. <https://doi.org/10.1007/bf01904998>.
- Bibri, Simon Elias, y John Krogstie. 2017. "Smart sustainable cities of the future: An extensive interdisciplinary literature review". *Sustainable Cities and Society* 31 (mayo): 183–212. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2017.02.016>.
- Blunden, Jessica, y Derek Arndt. 2019. "State of the Climate in 2018" 100: 305. <https://doi.org/doi:10.1175/2019BAMSSStateoftheClimate.1>.
- Bowler, Diana, Lisette M Buyung-Ali, Teri Knight, y Andrew Pullin. 2010. *A systematic review of evidence for the added benefits to health of exposure to natural environments*. Vol. 10. <https://doi.org/10.1186/1471-2458-10-456>.
- Brienen, Roel, Oliver Phillips, Ted Feldpausch, Manuel Gloor, T. Baker, Jonathan Lloyd, Gabriela Lopez-Gonzalez, et al. 2015. "Long-term decline of the Amazon carbon sink". *NATURE* 519 (marzo): 344–48. <https://doi.org/10.1038/nature14283>.
- Brown, Sandra. 1997. *Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: A Primer*. Vol. 134. <http://www.fao.org/3/W4095E/w4095e05.htm#2.2%20what%20is%20biomass>.

- Bruxelles Environnement. 2014. "Le plan Nature". Text. Bruxelles Environnement. 7 de noviembre de 2014. <https://environnement.brussels/thematiques/espaces-verts-et-biodiversite/action-de-la-region/le-plan-nature>.
- Bulkeley, Harriet, y Michele Betsill. 2005. *Cities an Climate Change. Urban sustentability and global enviromental governance*. Vol. 1. New York: Psychology Press,.
- Buytaert, W., y B. De Bièvre. 2012. "Water for cities: The impact of climate change and demographic growth in the tropical Andes". *Water Resources Research* 48 (8). <https://doi.org/10.1029/2011WR011755>.
- Cabral, Osvaldo M.R., John H.C. Gash, Humberto R. Rocha, Claire Marsden, Marcos A.V. Ligo, Helber C. Freitas, Jonatan D. Tatsch, y Eduardo Gomes. 2011. "Fluxes of CO2 above a plantation of Eucalyptus in southeast Brazil". *Agricultural and Forest Meteorology* 151 (1): 49–59. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.09.003>.
- Caisapanta, Vilma. 2018. "Análisis de la Aptitud territorial del Paque Metropolitano del Sur de Quito para actividades de uso público." Quito, Ecuador: Pontificia Universidad Católica del Ecuador. <http://repositorio.puce.edu.ec/>.
- Calderón-Loor, Marco, Francisco Cuesta, Esteban Pinto, y William D. Gosling. 2020. "Carbon sequestration rates indicate ecosystem recovery following human disturbance in the equatorial Andes". *PLOS ONE* 15 (3): e0230612. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0230612>.
- Cambou, Aurélie, Richard K. Shaw, Hermine Huot, Laure Vidal-Beaudet, Gilles Hunault, Patrice Cannavo, François Nold, y Christophe Schwartz. 2018. "Estimation of soil organic carbon stocks of two cities, New York City and Paris". *Science of The Total Environment* 644 (diciembre): 452–64. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.322>.
- Cameron, Ross W.F., Tijana Blanuša, Jane E. Taylor, Andrew Salisbury, Andrew J. Halstead, Béatrice Henricot, y Ken Thompson. 2012. "The domestic garden – Its contribution to urban green infrastructure". *Urban Forestry & Urban Greening* 11 (2): 129–37. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.01.002>.
- Carrillo, Oviedo. 2015. "Consultoría: Actualización del Plan de Manejo de la Calidad del Aire 2005 – 2010". Secretaría del Ambiente. <http://www.fondoambientalquito.gob.ec/sites/default/files/documentacion-proyectos/2016-08/Plan%20de%20manejo%20de%20calidad%20del%20aire%20-%20Producto%20Final.pdf>.
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, H. Fölster, et al. 2005. "Tree Allometry and Improved Estimation of Carbon Stocks and Balance in Tropical Forests". *Oecologia* 145 (1): 87–99. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>.
- Chave, Jerome, Richard Condit, Salomon Aguilar, Andres Hernandez, Suzanne Lao, y Rolando 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): 409–20. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1425>.
- Chave, Jérôme, Maxime Réjou-Méchain, Alberto Búrquez, Emmanuel Chidumayo, Matthew S. Colgan, Welington B.C. Delitti, Alvaro Duque, et al. 2014. "Improved Allometric Models to Estimate the Aboveground Biomass of Tropical Trees". *Global Change Biology* 20 (10): 3177–90. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>.
- Chave, Jerome, Bernard Riéra, y Marc-a. Dubos. 2001. "Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability". *Journal of Tropical Ecology* 17 (1): 79–96. <https://doi.org/10.1017/S0266467401001055>.

- “Chicago Wilderness”. 2019. 2019. <https://www.chicagowilderness.org/>.
- Chidumayo, E. N. 2002. “Changes in Miombo Woodland Structure under Different Land Tenure and Use Systems in Central Zambia”. *Journal of Biogeography* 29 (12): 1619–26. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2002.00794.x>.
- Christensen, John, y A Olhoff. 2019. “Lessons from a Decade of Emissions Gap Assessments”. Nairobi: United Nations Environment Programme. <https://www.unenvironment.org/resources/emissions-gap-report-10-year-summary>.
- Churkina, Galina. 2008. “Modeling the Carbon Cycle of Urban Systems”. *Ecological Modelling* 216 (2): 107–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.03.006>.
- Clerici, Nicola, Kristian Rubiano, Amr Abd-Elrahman, Juan Posada Hoestettler, y Francisco Escobedo. 2016. “Estimating Aboveground Biomass and Carbon Stocks in Periurban Andean Secondary Forests Using Very High Resolution Imagery”. *Forests* 7 (12): 138. <https://doi.org/10.3390/f7070138>.
- Condit, Richard. 2017. “Converting Dendrometer Measurements to Diameter Growth.” 2017. <http://richardcondit.org/data/dendrometer/calculation/Dendrometer.php>.
- Cruz-Amo, Lydia de la, Guillermo Bañares de Dios, Victoria Cala, Íñigo Cerda, Carlos Espinosa, Alicia Ledo, Norma Salinas, Manuel Macía, y Luis Cayuela. 2020. “Trade-Offs Among Aboveground, Belowground, and Soil Organic Carbon Stocks Along Altitudinal Gradients in Andean Tropical Montane Forests”. *Frontiers in Plant Science* 11 (marzo). <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00106>.
- Cuerpo de Bomberos del DMQ. 2021. Sala de Monitoreo y Control del Cuerpo de Bomberos del DMQ.
- Cuesta Camacho, Francisco Xavier. 2019. “Global Environmental Changes in the High Tropical Andes”. PhD thesis, University of Amsterdam. <https://hdl.handle.net/11245.1/c97e30b0-90d7-4363-9d33-50d288089712>.
- Curriero, F. C. 2002. “Temperature and Mortality in 11 Cities of the Eastern United States”. *American Journal of Epidemiology* 155 (1): 80–87. <https://doi.org/10.1093/aje/155.1.80>.
- Dadvand, Payam, Audrey de Nazelle, Francesc Figueras, Xavier Basagaña, Jason Su, Elmira Amoly, Michael Jerrett, Martine Vrijheid, Jordi Sunyer, y Mark J. Nieuwenhuijsen. 2012. “Green space, health inequality and pregnancy”. *Environment International* 40 (abril): 110–15. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.07.004>.
- Dale, Adam G., y Steven D. Frank. 2017. “Warming and drought combine to increase pest insect fitness on urban trees”. *PLOS ONE* 12 (3): e0173844. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0173844>.
- Dearborn, D G, I Yike, W G Sorenson, M J Miller, y R A Etzel. 1999. “Overview of investigations into pulmonary hemorrhage among infants in Cleveland, Ohio”. *Environmental health perspectives* 107 Suppl 3 (Suppl 3): 495–99. <https://doi.org/10.1289/ehp.99107s3495>.
- Dobbs, Cynnamon, Ángela Hernández-Moreno, Sonia Reyes-Paecke, y Marcelo D. Miranda. 2018. “Exploring temporal dynamics of urban ecosystem services in Latin America: The case of Bogota (Colombia) and Santiago (Chile)”. *Ecological Indicators* 85 (febrero): 1068–80. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.062>.
- EPMOP. s. f. “Más de 6 mil intervenciones en espacios verdes durante el 2017”. Accedido 26 de febrero de 2019. <http://www.epmmop.gob.ec/epmmop/noticias/boletines/item/3215-mas-de-6-mil-intervenciones-en-espacios-verdes-durante-el-2017.html>.
- Escobedo, Francisco, Sebastian Varela, Min Zhao, John E. Wagner, y Wayne Zipperer. 2010a. “Analyzing the efficacy of subtropical urban forests in offsetting carbon

- emissions from cities”. *Environmental Science & Policy* 13 (5): 362–72. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.03.009>.
- . 2010b. “Analyzing the efficacy of subtropical urban forests in offsetting carbon emissions from cities”. *Environmental Science & Policy* 13 (5): 362–72. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.03.009>.
- Fares, Silvano, Elena Paoletti, Carlo Calfapietra, Teis N. Mikkelsen, Roeland Samson, y Didier Le Thiec. 2017. “Carbon Sequestration by Urban Trees”. En *The Urban Forest*, editado por David Pearlmutter, Carlo Calfapietra, Roeland Samson, Liz O’Brien, Silvija Krajer Ostoić, Giovanni Sanesi, y Rocío Alonso del Amo, 7:31–39. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-50280-9_4.
- Farley, Kathleen, Leah Bremer, Carol Harden, y James Hartsig. 2013. “Changes in carbon storage under alternative land uses in biodiverse Andean grasslands: Implications for payment for ecosystem services”. *Conservation Letters* 6 (febrero). <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00267.x>.
- Fonseca, William, Federico E. Alice, y José María Rey-Benayas. 2012. “Carbon Accumulation in Aboveground and Belowground Biomass and Soil of Different Age Native Forest Plantations in the Humid Tropical Lowlands of Costa Rica”. *New Forests* 43 (2): 197–211. <https://doi.org/10.1007/s11056-011-9273-9>.
- ForestGEO. 2017. “Dendrometer Bands”. ForestGEO. 14 de noviembre de 2017. <https://forestgeo.si.edu/protocols/dendrometer-bands>.
- Gouldson, Andy, Sarah Colenbrander, Andrew Sudmant, Effie Papargyropoulou, Niall Kerr, Faye McAnulla, y Stephen Hall. 2016. “Cities and Climate Change Mitigation: Economic Opportunities and Governance Challenges in Asia”. *Cities* 54 (mayo): 11–19. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2015.10.010>.
- Grafakos, S., G. Viero, D. Reckien, K. Trigg, V. Viguie, A. Sudmant, C. Graves, et al. 2020. “Integration of mitigation and adaptation in urban climate change action plans in Europe: A systematic assessment”. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 121 (abril): 109623. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109623>.
- Guedes, Benard S., Bengt A. Olsson, Gustaf Egnell, Almeida A. Siteo, y Erik Karlton. 2018. “Plantations of Pinus and Eucalyptus replacing degraded mountain miombo woodlands in Mozambique significantly increase carbon sequestration”. *Global Ecology and Conservation* 14 (abril): e00401. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00401>.
- Guo, Qinfeng. 2007. “The diversity–biomass–productivity relationships in grassland management and restoration”. *Basic and Applied Ecology* 8 (3): 199–208. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2006.02.005>.
- Haase, R., y P. Haase. 1995. “Above-ground biomass estimates for invasive trees and shrubs in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil”. *Forest Ecology and Management* 73 (1): 29–35. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(94\)03509-U](https://doi.org/10.1016/0378-1127(94)03509-U).
- Hamin, Elisabeth M., y Nicole Gurrán. 2009. “Urban form and climate change: Balancing adaptation and mitigation in the U.S. and Australia”. *Climate Change and Human Settlements* 33 (3): 238–45. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2008.10.005>.
- Handy, Susan, y Patricia Mokhtarian. 2008. “Growing Cooler: The Evidence on Urban Development and Climate Change: Reid Ewing, Keith Bartholomew, Steve Winkelman, Jerry Walters, and Don Chen. Urban Land Institute, Washington, D.C., 2008. 176 Pages. \$44.95”. *Journal of the American Planning Association* 75 (1): 95–96. <https://doi.org/10.1080/01944360802540364>.
- Hansen, James, Makiko Sato, Pushker Kharecha, David Beerling, Robert Berner, Valerie Masson-Delmotte, Mark Pagani, Maureen Raymo, Dana L. Royer, y James C. Zachos. 2008. “Target Atmospheric CO: Where Should Humanity Aim?” *The*

- Open Atmospheric Science Journal* 2 (1).
<https://doi.org/10.2174/1874282300802010217>.
- Hutyra, Lucy R., Byungman Yoon, y Marina Alberti. 2011. "Terrestrial carbon stocks across a gradient of urbanization: a study of the Seattle, WA region". *Global Change Biology* 17 (2): 783–97. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02238.x>.
- INEC. 2012. "Índice Verde Urbano 2012". ecuadorencifras.gob.ec. 2012. <https://www.ecuadorencifras.gob.ec/>.
- INEC, Instituto Nacional de Estadística y. 2020. "Proyecciones poblacionales cantonales". Instituto Nacional de Estadística y Censos. 2020. <https://www.ecuadorencifras.gob.ec/inec-presenta-sus-proyecciones-poblacionales-cantonales/>.
- Inostroza, Luis. 2017. "Informal urban development in Latin American urban peripheries. Spatial assessment in Bogotá, Lima and Santiago de Chile". *Landscape and Urban Planning* 165 (septiembre): 267–79. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.03.021>.
- IPCC. 2007. "Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático". IV. Ginebra, Suiza.
- . 2014. "Cambio climático. Informe de síntesis 2014. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático". Ginebra, Suiza: [Equipo principal de redacción, R.K. Pachauri y L.A. Meyer (eds.)].
- . 2016. "Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Capítulo 2: Metodologías genéricas aplicables a múltiples categorías de uso de la tierra". Volumen 4. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/pdf/4_Volume4/V4_02_Ch2_Generic.pdf.
- . 2018. "Summary for Policymakers. In: Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty". Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization.
- Johnson, Michelle O., David Galbraith, Manuel Gloor, Hannes De Deurwaerder, Matthieu Guimberteau, Anja Rammig, Kirsten Thonicke, et al. 2016. "Variation in Stem Mortality Rates Determines Patterns of Above-Ground Biomass in Amazonian Forests: Implications for Dynamic Global Vegetation Models." *Global Change Biology* 22 (12): 3996–4013. <https://doi.org/10.1111/gcb.13315>.
- Kalkstein, L. S., y K. E. Smoyer. 1993. "The Impact of Climate Change on Human Health: Some International Implications." *Experientia* 49 (11): 969–79.
- Karl, Thomas, Jerry Melillo, y Thomas Peterson. 2009. "Global Climate Change Impacts in the United States: A State of Knowledge Report from the U.S. Global Change Research Program - Digital Library". 2009. <https://digital.library.unt.edu/ark:/67531/metadc11960/>.
- Keller, Michael, Michael Palace, y George Hurtt. 2001. *Biomass estimation in the Tapajos National Forest, Brazil*. Vol. 154. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00509-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00509-6).
- Khan, Dilawar, Muhammad Atif Muneer, Zaib-Un- Nisa, Sher Shah, Muhammad Amir, Sajjad Saeed, Saleem Uddin, Muhammad Zeeshan Munir, Gao Lushuang, y Huaguo Huang. 2019. "Effect of Climatic Factors on Stem Biomass and Carbon Stock of *Larix gmelinii* and *Betula platyphylla* in Daxing'anling Mountain of

- Inner Mongolia, China”. Editado por Herminia García Mozo. *Advances in Meteorology* 2019 (octubre): 5692574. <https://doi.org/10.1155/2019/5692574>.
- Köhl, Michael, Prem R. Neupane, y Neda Lotfiomran. 2017. “The Impact of Tree Age on Biomass Growth and Carbon Accumulation Capacity: A Retrospective Analysis Using Tree Ring Data of Three Tropical Tree Species Grown in Natural Forests of Suriname”. Editado por Sylvain Delzon. *PLOS ONE* 12 (8): e0181187. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0181187>.
- Laukkonen, Julia, Paola Kim Blanco, Jennifer Lenhart, Marco Keiner, Branko Cavric, y Cecilia Kinuthia-Njenga. 2009. “Combining climate change adaptation and mitigation measures at the local level”. *Climate Change and Human Settlements* 33 (3): 287–92. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2008.10.003>.
- Leduc, Martin, H. Damon Matthews, y Ramón de Elía. 2016. “Regional estimates of the transient climate response to cumulative CO₂ emissions”. *Nature Climate Change* 6 (5): 474–78. <https://doi.org/10.1038/nclimate2913>.
- Legendre, Pierre, y Louis Legendre. 2012. *Numerical Ecology*. 3^a ed. Vol. 24. Amsterdam: Elsevier.
- Lejano, Raul P. 2019. “Climate Change and the Relational City”. *Cities* 85 (febrero): 25–29. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2018.12.001>.
- Lindsey, Rebeca. 2020. “Climate Change: Atmospheric Carbon Dioxide”. NOAA. 2020. <https://www.climate.gov/news-features/understanding-climate/climate-change-atmospheric-carbon-dioxide>.
- Liu, Changfu, y Xiaoma Li. 2012. “Carbon Storage and Sequestration by Urban Forests in Shenyang, China”. *Urban Forestry & Urban Greening* 11 (2): 121–28. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.03.002>.
- Loaiza Usuga, Juan, J Andrés Rodríguez Toro, Mailing Alzate, y Álvaro Tapias. 2010. “Estimation of biomass and carbon stocks in plants, soil and forest floor in different tropical forests”. *Forest Ecology and Management* 260 (octubre): 1906–13. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.08.040>.
- Lugo, Ariel E., Deane Wang, y F. Herbert Bormann. 1990. “A comparative analysis of biomass production in five tropical tree species”. *Forest Ecology and Management* 31 (3): 153–66. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(90\)90158-8](https://doi.org/10.1016/0378-1127(90)90158-8).
- Ma, Qiancheng. 1998. “NASA GISS: Science Briefs: Greenhouse Gases: Refining the Role of Carbon Dioxide”. 1998. https://www.giss.nasa.gov/research/briefs/ma_01/.
- Maas, J, R A Verheij, S de Vries, P Spreeuwenberg, F G Schellevis, y P P Groenewegen. 2009. “Morbidity is related to a green living environment”. *Journal of Epidemiology and Community Health* 63 (12): 967. <https://doi.org/10.1136/jech.2008.079038>.
- Macpherson, Gregory. 1998. “Atmospheric Carbon Dioxide Reduction by Sacramento’s Urban Forest | Request PDF”. ResearchGate. 1998. https://www.researchgate.net/publication/242613935_Atmospheric_carbon_dioxide_reduction_by_Sacramento's_urban_forest.
- Malhi, Yadvinder. 2010. “The carbon balance of tropical forest regions, 1990–2005”. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2 (4): 237–44. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.08.002>.
- Malhi, Yadvinder, y John Grace. 2000. “Tropical forests and atmospheric carbon dioxide”. *Trends in Ecology & Evolution* 15 (8): 332–37. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01906-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01906-6).
- Malhi, Yadvinder, Daniel Wood, Timothy Baker, James Wright, Oliver Phillips, THOMAS COCHRANE, PATRICK MEIR, et al. 2006. “The Regional Variation of Aboveground Live Biomass in Old-Growth Amazonian Forests”. *Global*

- Change Biology* 12 (7): 1107–38. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01120.x>.
- Marthews, Toby, Metcalfe D, Malhi Y, Oliver Phillips, Huarasca-Huasco W, Terhi Riutta, Ruiz-Jaen M.C, et al. 2013. *Measuring Tropical Forest Carbon Allocation and Cycling: A RAINFOR-GEM Field Manual for Intensive Census Plots*.
- Marthews, Toby, Terhi Riutta, Imma Oliveras Menor, Rocío Urrutia, Sam Moore, Dan Metcalfe, Yadvinder Malhi, et al. 2014. *Measuring Tropical Forest Carbon Allocation and Cycling: A RAINFOR-GEM Field Manual for Intensive Census Plots*. Vol. 3. 3 vols. M Field Manual for Intensive Census Plots. Manual, Global Ecosystems Monitoring network. <http://gem.tropicalforests.ox.ac.uk/>.
- Martin, Adam R., Mahendra Doraisami, y Sean C. Thomas. 2018. “Global patterns in wood carbon concentration across the world’s trees and forests”. *Nature Geoscience* 11 (12): 915–20. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0246-x>.
- Marvin, David C., Gregory P. Asner, David E. Knapp, Christopher B. Anderson, Roberta E. Martin, Felipe Sinca, y Raul Tupayachi. 2014. “Amazonian landscapes and the bias in field studies of forest structure and biomass”. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111 (48): E5224. <https://doi.org/10.1073/pnas.1412999111>.
- Maslin, Mark. 2014. *Climate Change: A Very Short Introduction*. Third edition. Oxford.
- Mathias, Jean-Denis, John M. Anderies, y Marco A. Janssen. 2017. “On our rapidly shrinking capacity to comply with the planetary boundaries on climate change”. *Scientific Reports* 7 (1): 42061. <https://doi.org/10.1038/srep42061>.
- McCarthy, Mark P., Martin J. Best, y Richard A. Betts. 2010. “Climate Change in Cities Due to Global Warming and Urban Effects”. *Geophysical Research Letters* 37 (9). <https://doi.org/10.1029/2010GL042845>.
- McHale, M. R., I. C. Burke, M. A. Lefsky, P. J. Peper, y E. G. McPherson. 2009. “Urban forest biomass estimates: is it important to use allometric relationships developed specifically for urban trees?” *Urban Ecosystems* 12 (1): 95–113. <https://doi.org/10.1007/s11252-009-0081-3>.
- McMahon, Sean M, y Geoffrey G Parker. 2015. “A general model of intra-annual tree growth using dendrometer bands”. *Ecology and Evolution* 5 (2): 243–54. <https://doi.org/10.1002/ece3.1117>.
- McPherson, E. 1997. *Atmospheric carbon dioxide reduction by Sacramento’s urban forest*. Vol. 24.
- McPherson, Gregory, David Nowak, y Rowan Rowntree. 1994. *Chicago’s urban forest ecosystem: results of the Chicago Urban Forest Climate Project*. Departement of Agriculture, Forest Services, Northeastern Forest Experiment Station: Gen.Tech.Rep.NE-186.
- McPherson, Gregory, y James Simpson. 1999. “Carbon Dioxide Reduction Through Urban Forestry”: . . Gen. Tech. Rep. PSWGTR-171. Fores Service U.S Department of Agriculture, 1–237. <http://www.psw.fs.fed.us/techpub.htm>.
- MECN-SA(DMQ). 2010. *Areas naturales del Distrito Metropolitano de Quito: diagnóstico bioecológico y socioambiental*. 1. Quito, Ecuador: Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales.
- Meineke, Emily, Elsa Youngsteadt, Robert R. Dunn, y Steven D. Frank. 2016. “Urban warming reduces aboveground carbon storage”. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283 (1840): 20161574. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1574>.
- Mi, Zhifu, Dabo Guan, Zhu Liu, Jingru Liu, Vincent Vigiúí, Neil Fromer, y Yutao Wang. 2019. “Cities: The core of climate change mitigation”. *Journal of Cleaner Production* 207 (enero): 582–89. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.034>.
- Muller-Landau, helene, y Markku Larjavaara. 2009. *Plastic Band Dendrometer ProtocolCTFS Global Forest Carbon Research Initiative*.

- <http://docplayer.net/48048747-Plastic-band-dendrometer-protocol-ctfs-global-forest-carbon-research-initiative.html>.
- Muntean, Marilena, Diego Guizzardi, Edwin Scharff, Mónica Crippa, Efsio Solazzo, Jos Oliver, y Elisabetta Vignati. 2018. “Fossil CO2 emissions of all world countries - 2018 Report”. <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/fossil-co2-emissions-all-world-countries-2018-report>.
- Nelson, Bruce W, Rita Mesquita, Jorge L.G Pereira, Silas Garcia Aquino de Souza, Getulio Teixeira Batista, y Luciana Bovino Couto. 1999. “Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon”. *Forest Ecology and Management* 117 (1): 149–67. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00475-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00475-7).
- Nero, Bertrand, Daniel Callo-Concha, Alexander Anning, y Manfred Denich. 2017. “Urban Green Spaces Enhance Climate Change Mitigation in Cities of the Global South: The Case of Kumasi, Ghana”. *Procedia Engineering* 198 (diciembre): 69–83. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.07.074>.
- Nowak, D. J. 1994. “Atmospheric Carbon Dioxide Reduction by Chicago’s Urban Forest”. *General Technical Report NE (USA)*. <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US9503865>.
- Nowak, David. 1993. *Atmospheric Carbon Reduction by Urban Trees*. Vol. 37. <https://doi.org/10.1006/jema.1993.1017>.
- . 1994. “Atmospheric carbon dioxide reduction by Chicago’s urban forest.” En *Chicago’s urban forest ecosystem: results of the Chicago urban forest climate project*, General Technical Report No. NE-186.:83–94. Radnor (PA): U.S. Department of Agriculture, North-eastern Forest Experiment Station.
- Nowak, David, Daniel E Crane, Jack C Stevens, Robert E Hoehn, Jeffrey T Walton, y Jerry Bond. 2008. “A Ground-Based Method of Assessing Urban Forest Structure and Ecosystem Services”, 12.
- Nowak, David, Eric J. Greenfield, Robert E. Hoehn, y Elizabeth Lapoint. 2013. “Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States”. *Environmental Pollution* 178 (julio): 229–36. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.019>.
- Nowak, David, Robert Hoehn, Alison Bodine, Eric Greenfield, Ellis Alexis, Theodore Endreny, Yang Yang, Tian Zhou, y Henry Ruthanne. 2012. “Assessing Urban Forest Effects and Values: Toronto’s Urban Forest”. United States Department of Agriculture.
- Nowak, David, Hoehn III, A.R. Bodine, Daniel Crane, J.F. Dwyer, V. Bonnewell, y G. Watson. 2014. “Urban Trees and Forests of the Chicago Region”. En , 1–162.
- Nowak, David, Robert III, Allison Bodine, Eric Greenfield, Alexis Ellis, Theodore Endreny, Yang Yang, Tian Zhou, y Ruthanne Henry. 2013. “Assessing Urban Forest Effects and Values: Toronto’s Urban Forest”. *Notes*, enero.
- Nowak, David J., y Daniel E. Crane. 2002. “Carbon Storage and Sequestration by Urban Trees in the USA”. *Environmental Pollution* 116 (3): 381–89. [https://doi.org/10.1016/s0269-7491\(01\)00214-7](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(01)00214-7).
- Organización Meteorológica Mundial. 2019. “Boletín de la OMM sobre los gases de efecto invernadero. Estado de los gases de efecto invernadero en la atmósfera según las observaciones mundiales realizadas en 2018”. Boletín 15. https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=10127.
- Ortuño, Flores, Segundo Pila, Diego Viteri, y Edison Yagchirema. 2011. “Diseño vial definitivo de la Av. Escalón 2”. Tesis, Quito, Ecuador: Universidad Politécnica Salesiana. <http://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/1620>.
- Otto, Ilona M., Diana Reckien, Christopher P. O. Reyer, Rachel Marcus, Virginie Le Masson, Lindsey Jones, Andrew Norton, y Olivia Serdeczny. 2017. “Social

- vulnerability to climate change: a review of concepts and evidence”. *Regional Environmental Change* 17 (6): 1651–62. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1105-9>.
- Pataki, D. E., R. J. Alig, A. S. Fung, N. E. Golubiewski, C. A. Kennedy, E. G. McPherson, D. J. Nowak, R. V. Pouyat, y P. Romero Lankao. 2006. “Urban Ecosystems and the North American Carbon Cycle”. *Global Change Biology* 12 (11): 2092–2102. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01242.x>.
- Peper, Paula, y Gregory McPherson. 1998. “Comparison of four foliar and woody biomass estimation methods applied to open-grown deciduous trees Journal.” *Journal of Arboriculture* 24 (4): 191–200.
- Piao, Shilong, Philippe Ciais, Pierre Friedlingstein, Nathalie de Noblet-Ducoudré, Patricia Cadule, Nicolas Viovy, y Tao Wang. 2009. “Spatiotemporal patterns of terrestrial carbon cycle during the 20th century”. *Global Biogeochemical Cycles* 23 (4). <https://doi.org/10.1029/2008GB003339>.
- Pinto, Esteban, y Francisco Cuesta. 2019. *MONITOREO DE BIODIVERSIDAD, CONTENIDOS DE CARBONO Y PRODUCTIVIDAD EN BOSQUES MONTANOS*. CONDESAN. Quito-Ecuador: Proyecto EcoAndes.
- Pons, Bárbara. 2016. “La Infraestructura verde como base de la resiliencia humana”. Tesis Doctoral, Madrid: Universidad Politécnica de Madrid.
- Poorter, Lourens, Masha T. van der Sande, Eric J. M. M. Arets, Nataly Ascarrunz, Brian J. Enquist, Bryan Finegan, Juan Carlos Licona, et al. 2017. “Biodiversity and climate determine the functioning of Neotropical forests”. *Global Ecology and Biogeography* 26 (12): 1423–34. <https://doi.org/10.1111/geb.12668>.
- Preece, Noel D., Gabriel M. Crowley, Michael J. Lawes, y Penny van Oosterzee. 2012. “Comparing above-ground biomass among forest types in the Wet Tropics: Small stems and plantation types matter in carbon accounting”. *Forest Ecology and Management* 264 (enero): 228–37. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.016>.
- Pretzsch, Hans, Peter Biber, Enno Uhl, Jens Dahlhausen, Gerhard Schütze, Diana Perkins, Thomas Rötzer, et al. 2017. “Climate change accelerates growth of urban trees in metropolises worldwide”. *Scientific Reports* 7 (1): 15403. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14831-w>.
- R. Mac Kenzie, William, Neil J. Hoxie, Mary E. Proctor, M Stephen Gradus, Kathleen A. Blair, Dan E. Peterson, James J. Kazmierczak, David G. Addiss, Kim R. Fox, y Joan B. Rose. 1994. *A Massive Outbreak in Milwaukee of Cryptosporidium Infection Transmitted Through the Public Water Supply*. Vol. 331. <https://doi.org/10.1056/NEJM199407213310304>.
- Raciti, Steve M., Lucy R. Hutyrá, y Jared D. Newell. 2014. “Mapping Carbon Storage in Urban Trees with Multi-Source Remote Sensing Data: Relationships between Biomass, Land Use, and Demographics in Boston Neighborhoods.” *The Science of the Total Environment* 500–501 (diciembre): 72–83. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.070>.
- Réjou-Méchain, Maxime, Ariane Tanguy, Camille Piponiot, Jérôme Chave, y Bruno Hérault. 2017. “biomass: an r package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests”. *Methods in Ecology and Evolution* 8 (9): 1163–67. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12753>.
- Revi, Aromar. 2008. “Climate change risk: an adaptation and mitigation agenda for Indian cities”. *Environment and Urbanization* 20 (1): 207–29. <https://doi.org/10.1177/0956247808089157>.
- Rosenweig, Cinthya, William Solecki, Patricia Romero-Lankao, Shagun Mehrotra, Shobhakar Dhakal, y Shobhakar Ali Ibrahim. 2018. *Climate Change and Cities Second Assessment Report of the Urban Climate Change Research Network*. Cambridge University Press.

- Rosenzweig, Cynthia, William Solecki, Stephen A. Hammer, y Shagun Mehrotra. 2010. "Cities Lead the Way in Climate–Change Action". *Nature* 467 (octubre): 909–11. <https://doi.org/10.1038/467909a>.
- Rowntree, R.A., y David Nowak. 1991. *Quantifying the role of urban forests in removing atmospheric carbon dioxide*. Vol. 17.
- Rüttinger, Lukas, y Vigya Sharma. 2016. "Climate Change and Mining. A foreign policy perspective". Climate Diplomacy. Berlin, Germany: Adelphi.
- Salazar, José. 2013. "Áreas Verdes Urbanas: Estudio de caso del Parque Metropolitano Guagüiltagua". FLACSO. <http://repositorio.flacsoandes.edu.ec:8080/bitstream/10469/6931/2/TFLACSO-2013JGSL.pdf>.
- SAS Institute Inc. 2013. *SAS/STAT® 13.1 User's Guide*. Cary, NC: SAS Institute Inc. <https://support.sas.com/documentation/onlinedoc/stat/131/intronpar.pdf>.
- Secretaría de Movilidad. 2014. "Diagnóstico de la Movilidad en el distrito Metropolitano de Quito para el Plan Metropolitano de desarrollo territorial (PMOT)". Diagnóstico Estratégico - Eje Movilidad. Quito, Ecuador.
- Secretaría del Ambiente. 2012. "Los incendios forestales En el Distrito Metropolitano de Quito Evaluación 2012". Quito, Ecuador: Secretaría del Ambiente. quitoambiente.gob.ec/ambiente/phocadownload/patrimonio_natural/Evaluación%20de%20los%20incendios%20forestales%20en%20el%202012.pdf.
- . 2013. "Diagnóstico de la Situación Forestal del Distrito Metropolitano de Quito" DMQ". Quito, Ecuador: Secretaría del Ambiente. http://www.quitoambiente.gob.ec/ambiente/phocadownload/patrimonio_natural/DIAGNOSTICO%20FORESTAL%20DMQ%202013.pdf.
- Secretaría del Ambiente. 2015. "Inventario de Emisiones de Gases del Efecto de Invernadero del DMQ." Quito, Ecuador: DMQ. http://www.quitoambiente.gob.ec/ambiente/images/Secretaria_Ambiente/Huella%20de%20Carbono/Inventario%20Huella%20de%20Carbono%20del%20Distrito%20Metropolitano%20de%20Quito%20A%C3%B1o%202015.pdf.
- Secretaría del Ambiente. 2016. *Atlas ambiental. Quito Sostenible*. Primera. I vols. Quito, Ecuador: Municipio del Distrito Metropolitano de Quito.
- Simmering, Dietmar, Solomon Addai, Gunther Geller, y Annette Otte. 2013. "A university campus in peri-urban Accra (Ghana) as a haven for dry-forest species". *Flora et Vegetatio Sudano-Sambesica* 16 (diciembre): 10–21.
- Smith, T. M., W. P. Cramer, R. K. Dixon, R. Leemans, R. P. Neilson, y A. M. Solomon. 1993. "The Global Terrestrial Carbon Cycle". *Water, Air, & Soil Pollution* 70 (1–4): 19–37. <https://doi.org/10.1007/BF01104986>.
- Sokal, Robert, y F. Rohlf. 2012. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 2nd ed. Vol. 133. <https://doi.org/10.2307/2343822>.
- Stephenson, N. L., A. J. Das, R. Condit, S. E. Russo, P. J. Baker, N. G. Beckman, D. A. Coomes, et al. 2014. "Rate of Tree Carbon Accumulation Increases Continuously with Tree Size". *Nature* 507 (7490): 90–93. <https://doi.org/10.1038/nature12914>.
- Stoffberg, G.H., M.W. van Rooyen, M.J. van der Linde, y H.T. Groeneveld. 2010. "Carbon Sequestration Estimates of Indigenous Street Trees in the City of Tshwane, South Africa". *Urban Forestry & Urban Greening* 9 (1): 9–14. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2009.09.004>.
- Stone, Brian, Jeremy J Hess, y Howard Frumkin. 2010. "Urban Form and Extreme Heat Events: Are Sprawling Cities More Vulnerable to Climate Change than Compact Cities?" *Environmental Health Perspectives* 118 (10): 1425–28. <https://doi.org/10.1289/ehp.0901879>.

- Taylor, Alan H., y Charles B. Halpern. 1991. “The structure and dynamics of *Abies magnifica* forests in the southern Cascade Range, USA”. *Journal of Vegetation Science* 2 (2): 189–200. <https://doi.org/10.2307/3235951>.
- Tilman, David, Peter B. Reich, y Johannes M. H. Knops. 2006. “Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment”. *Nature* 441 (7093): 629–32. <https://doi.org/10.1038/nature04742>.
- Urrutia, Rocío, y Mathias Vuille. 2009. “Climate change projections for the tropical Andes using a regional climate model: Temperature and precipitation simulations for the end of the 21st century”. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 114 (D2). <https://doi.org/10.1029/2008JD011021>.
- Velasco, Erik, Roth M, Tan SH, Michelle Quak, S. Nabarro, y Leslie Norford. 2013. “The role of vegetation in the CO₂ flux from a tropical urban neighbourhood”. *ATMOSPHERIC CHEMISTRY AND PHYSICS* 13 (octubre): 10185–202. <https://doi.org/10.5194/acp-13-10185-2013>.
- Viera, Márcio, y Roque Rodríguez-Soalleiro. 2019. “A Complete Assessment of Carbon Stocks in Above and Belowground Biomass Components of a Hybrid Eucalyptus Plantation in Southern Brazil”. *Forests* 10 (7). <https://doi.org/10.3390/f10070536>.
- Vilanova, Emilio, Hirma Ramírez-Angulo, Armando Torres-Lezama, Gerardo Aymard, Luis Gámez, Cristabel Durán, Lionel Hernández, et al. 2018. “Environmental drivers of forest structure and stem turnover across Venezuelan tropical forests”. *PLOS ONE* 13 (6): e0198489. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0198489>.
- Vogt, Jess. 2020. “Urban Forests: Biophysical Features and Benefits”. En *Encyclopedia of the World's Biomes*, editado por Michael I. Goldstein y Dominick A. DellaSala, 48–57. Oxford: Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.12404-2>.
- Vuille, Mathias, Mark Carey, Christian Huggel, Wouter Buytaert, Antoine Rabatel, Dean Jacobsen, Alvaro Soruco, et al. 2018. “Rapid decline of snow and ice in the tropical Andes – Impacts, uncertainties and challenges ahead”. *Earth-Science Reviews* 176 (enero): 195–213. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.09.019>.
- Waterston, T. 2000. “Public health: Sustainable development, human induced global climate change, and the health of children”. *Archives of Disease in Childhood* 82 (2): 95–97. <https://doi.org/10.1136/adc.82.2.95>.
- Weissert, L.F., J.A. Salmond, y L. Schwendenmann. 2014. “A review of the current progress in quantifying the potential of urban forests to mitigate urban CO₂ emissions”. *Urban Climate* 8 (junio): 100–125. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2014.01.002>.
- WMO. 2017a. “Greenhouse gas concentrations surge to new record | World Meteorological Organization”. 2017. <https://public.wmo.int/en/media/press-release/greenhouse-gas-concentrations-surge-new-record>.
- . 2017b. “The State of Greenhouse Gases in the Atmosphere Based on Global Observations through 2016”. *Bolletín* 13. https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=4022.
- . 2019. “Greenhouse Gas Concentrations in Atmosphere Reach yet Another High”. World Meteorological Organization. 25 de noviembre de 2019. <https://public.wmo.int/en/media/press-release/greenhouse-gas-concentrations-atmosphere-reach-yet-another-high>.
- Xiao, Qingfu, E. Gregory McPherson, James R. Simpson, y Susan L. Ustin. 1998. “Rainfall Interception by Sacramento’s Urban Forest”. *Journal of Arboriculture* 24 (4): 235–43.

Anexo 2

Registros de temperatura, humedad del suelo y aire tomadas en cada censo entre agosto 2019-octubre 2020. Coordenadas geográficas y registros de altura (msnm) de cada parcela por parque.

PARQUE	PLOT	ALTURA	COORDENADAS		TEMPERATURA (°C)								HUMEDAD (%)							
			Latitud	Longitud	Suelo 1	Aire 1	Suelo 2	Aire 2	Suelo 3	Aire 3	Suelo 4	Aire 4	Suelo 1	Aire 1	Suelo 2	Aire 2	Suelo 3	Aire 3	Suelo 4	Aire 4
PMN	ECPIC_METN_01	2950	-0.173549	-78.458118	17,5	14,6	20,50	13,55	23,5	12,5	32,4	18,5	45	44	45,50	45,25	46	46,5	38,5	35
	ECPIC_METN_02	2950	-0.173811	-78.457867	19,8	15	23,08	20,05	26,35	25,1	30,7	16	38,5	39	43,25	41,75	48	44,5	41	43,5
	ECPIC_METN_03	2941	-0.168562	-78.461468	27	21,3	23,60	19,40	20,2	17,5	26,3	14,1	35,5	30,5	44,00	41,25	52,5	52	37	37
	ECPIC_METN_04	2941	-0.169303	-78.461064	33,05	22,3	26,28	20,05	19,5	17,8	26	15,5	24,5	24	39,75	40,00	55	56	37	39
	ECPIC_METN_05	2937	-0.169944	-78.45653	28,6	32,5	23,30	25,00	18	17,5	26,6	17,5	24,4	32	41,20	45,25	58	58,5	41	42
	ECPIC_METN_06	2992	-0.169682	-78.457015	24,56	18,1	22,13	18,40	19,7	18,7	20	14	38,5	38	46,75	47,00	55	56	50	47
	ECPIC_METN_07	2960	-0.187518	-78.466403	23,5	17,5	21,60	17,75	19,7	18	31	14	32,5	32,5	43,25	44,25	54	56	36	38
	ECPIC_METN_08	2961	-0,18815	-78.466.411	32	20,5	26,00	17,75	20	15	30,4	21	20,5	20,5	37,75	38,25	55	56	35	34
	ECPIC_METN_09	2895	-0.182468	-78.470417	21	16,5	22,50	18,90	24	21,3	28	19	30,5	30,5	44,25	42,75	58	55	33	33,5
	ECPIC_METN_10	2898	-0.181781	-78.471961	17,3	16,2	19,80	15,30	22,3	14,4	26	17,5	46	46	48,50	48,00	51	50	36	36
	ECPIC_METN_11	2920	-0.168166	-78.463464	16,1	15,7	17,80	16,60	19,5	17,5	32	18	55,5	55,5	54,00	54,00	52,5	52,5	40	35,5
PMS	ECPIC_METS_01	3035	-0.343588	-78.513103	30,4	16,4	27,20	15,83	24	15,25	17	13	33	33,232	33,00	31,87	33	30,5	48	48
	ECPIC_METS_02	3030	-0.34423	-78.515428	26,5	19,1	25,75	17,45	25	15,8	19,5	14,3	55,55	54,4	45,53	42,20	35,5	30	49	48
	ECPIC_METS_03	3017	-0.339017	-78.514271	18,5	12,75	22,20	14,38	25,9	16	24,8	18,7	46	46	41,50	41,00	37	36	38	38
	ECPIC_METS_04	3031	-0.337806	-78.515582	28	19,6	27,00	17,55	26	15,5	26	16	37	37	36,00	36,00	35	35	38	35
	ECPIC_METS_05	3024	-0.314044	-78.517968	17,5	17,7	24,35	17,75	31,2	17,8	27	16	44	44,5	41,50	39,75	39	35	55	36
	ECPIC_METS_06	2964	-0.314965	-78.515848	22,6	16,1	27,70	16,85	32,8	17,6	28,5	17,1	47	48	43,00	41,50	39	35	37	37
	ECPIC_METS_07	2990	-0.317613	-78.515345	22,6	18,6	26,30	17,05	30	15,5	24,4	20	40	40	38,00	37,50	36	35	38	41
	ECPIC_METS_08	3046	-0.320586	-78.51714	38,8	21	31,78	18,90	24,75	16,8	26	16	26	26	38,00	32,00	50	38	50	26
	ECPIC_METS_09	3018	-0.334671	-78.514928	23,8	14,6	24,33	14,43	24,85	14,25	28	13,5	35	35,5	33,25	33,25	31,5	31	37	37
	ECPIC_METS_10	3009	-0.335439	-78.515125	19,3	14,9	22,00	15,88	24,7	16,85	25	11,5	47,5	47,5	40,75	40,75	34	34	35	35
	ECPIC_METS_11	3033	-0.338457	-78.51648	18,1	13,9	24,65	15,45	31,2	17	29	17	58	58,5	46,00	45,75	34	33	35	36

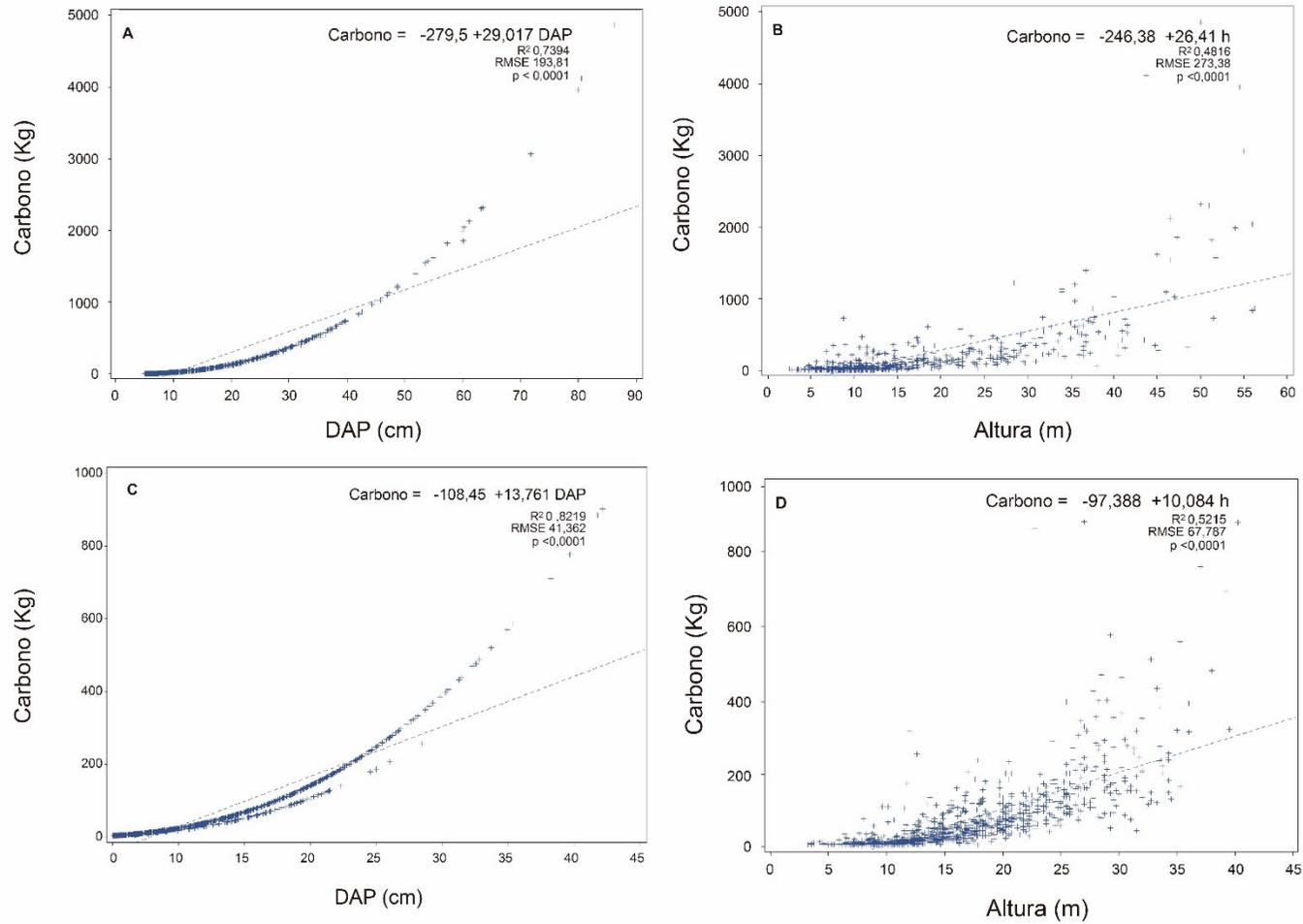
Anexo 3

Descripción de seis ecuaciones alométricas desarrolladas para diferentes tipos de bosque, se indica los valores del ajuste (R²) y el error cuadrático medio (RSME). PMN: Parque Metropolitano Guanguiltaguaa, PMS: Parque Metropolitano del Sur, BA: biomasa aérea (Mg), D: diámetro del fuste (cm), H: altura total del árbol (m) y p: densidad básica de la madera (g/cm³).

Ecuaciones alométricas	Sitio									
	PMN					PMS				
	Obs.	R ²	Adj-R ²	p	RMSE	Obs.	R ²	Adj-R ²	p	RMSE
BA = 0,0559*pD ² H (Chave et al. 2014)	850	0,689	0,688	<.0001	0,71132	1014	0,7729	0,7727	<,0001	0,132376
BA= 0,59+0,03*DH ² (Zewdie et al. 2009)	850	0,714	0,714	<.0001	0,40667	1014	0,7453	0,7451	<,0001	0,11423
BA= exp (-2,4090 + 0,9522 x ln (p D ² H)) (Brown et al. 1989)	850	0,715	0,714	<.0001	0,62058	1014	0,7946	0,7944	<,0001	0,12536
BA = 0,0673(pD ² H) ^{0,976} (Chave et al. 2014)	850	0,739	0,739	<.0001	0,41412	1014	0,8219	0,8217	<,0001	0,08838

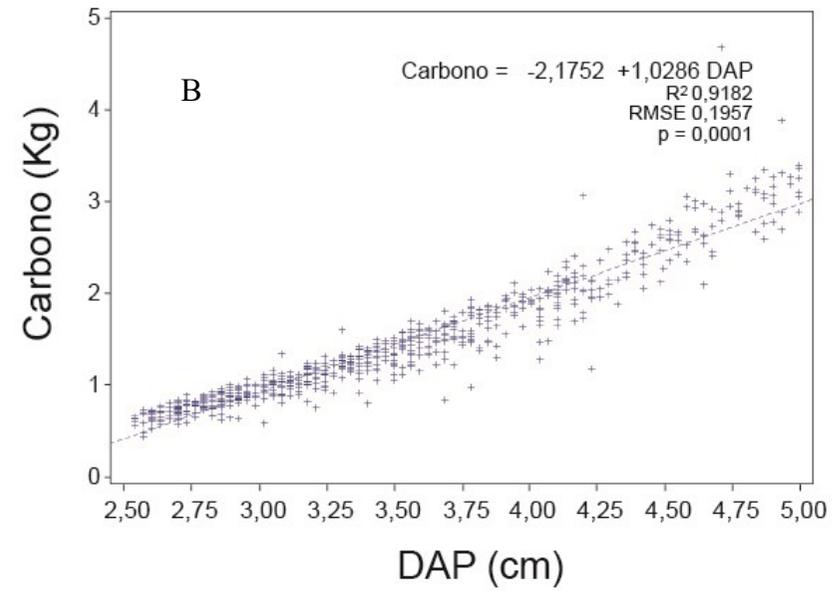
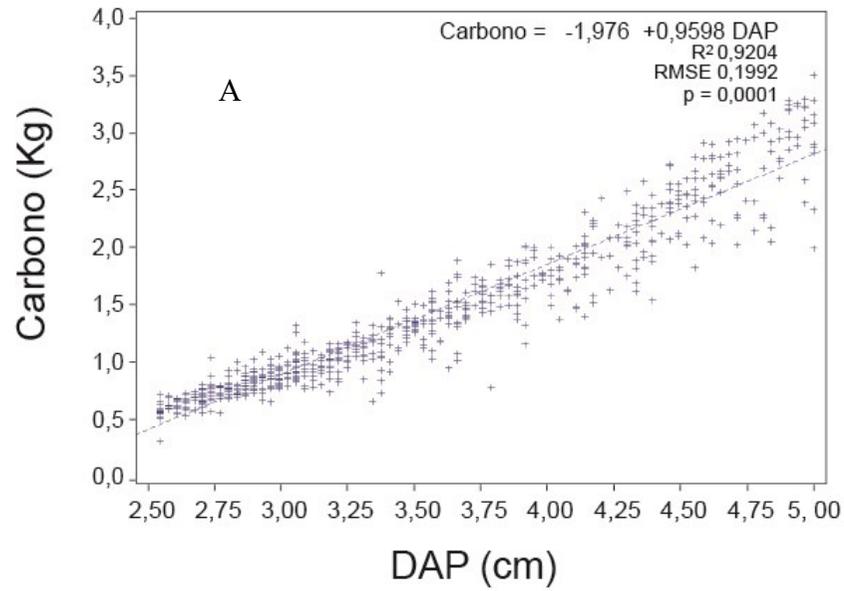
Anexo 4

Ajuste de bondad (R^2) y RMSE de la ecuación propuesta por Chave et al (2014) para árboles mayores a 5 cm de diámetro, desarrollada para diferentes tipos de bosque. Diámetro a la altura del pecho (DAP) vs. Carbono almacenado y altura vs. Carbono almacenado A: Parque Metropolitano Guanguiltagua y B: Parque Metropolitano del Sur.



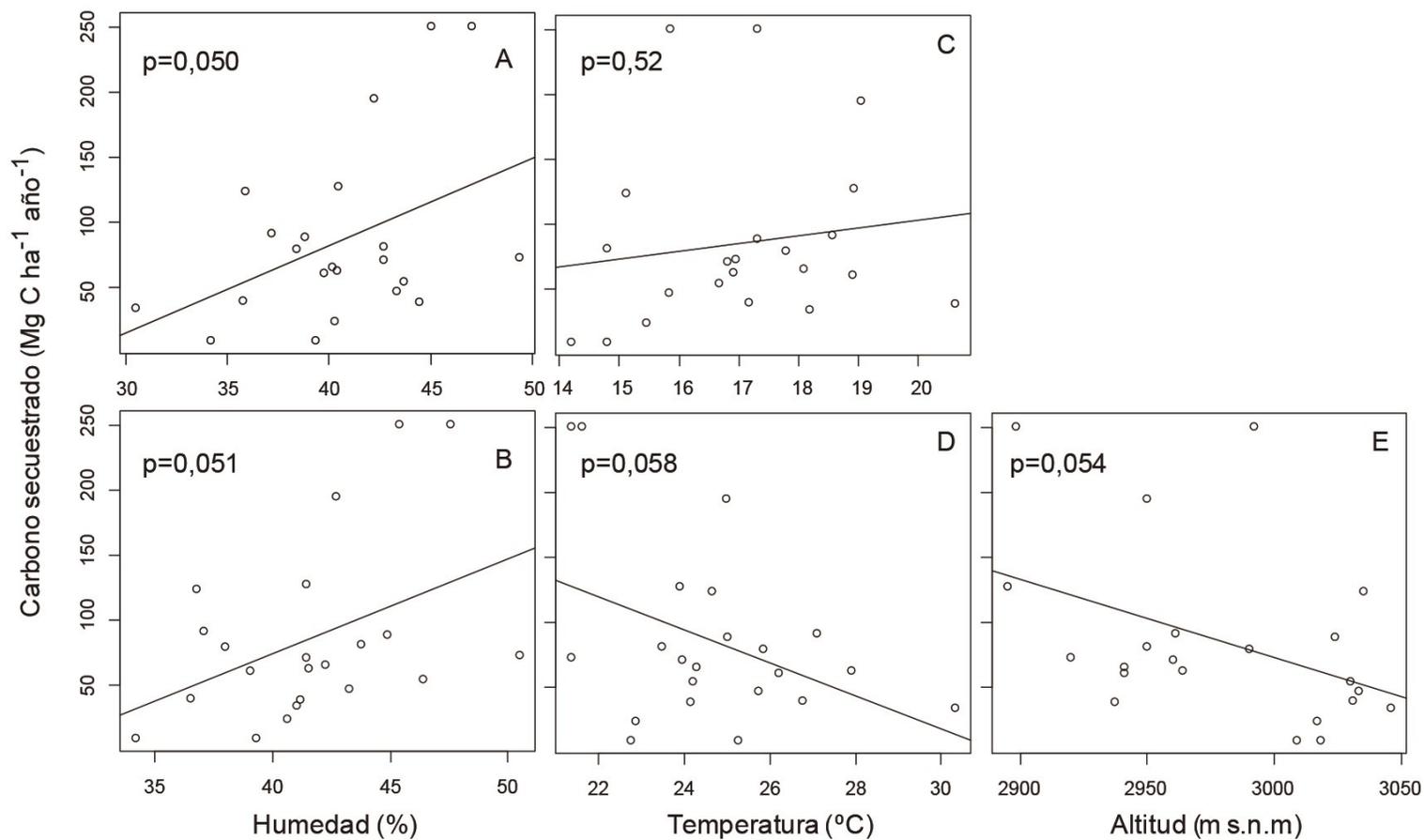
Anexo 5

Ajuste de bondad (R^2) y RMSE de la ecuación propuesta por Nelson et al (1999) para árboles menores a 5 cm de diámetro, desarrollada para diferentes tipos de bosque. A: Parque Metropolitano Guanguiltagua y B: Parque Metropolitano del Sur.



Anexo 6

Regresión lineal del carbono secuestrado como respuesta de las variables ambientales. Humedad del aire (A) y del suelo (B). Temperatura del aire (C) y del suelo (D). Altitud (E). Se indica el p-valor de cada regresión.



Anexo 7
Código de identificación para cada tallo



Anexo 8
Vista panorámica de una parcela instalada



Anexo 9

Ejemplar de un árbol maduro (Diámetro a la altura del pecho DAP >30 cm).



Anexo 10
Ejemplar de un árbol con tallos múltiples.



Anexo 11
Instalación de dendrómetros



