

**Universidad Andina Simón Bolívar**

**Sede Ecuador**

**Área de Ambiente y Sustentabilidad**

Maestría de Investigación en Cambio Climático, Sustentabilidad y Desarrollo

**Fragmentos urbanos de bosque montano alto y potenciales efectos del cambio de cobertura de la tierra en la reserva de carbono orgánico del suelo en un escenario de transición urbana: caso suroccidente de Quito**

Karla Yadira Uvidia Zambrano

Tutor: Santiago Bonilla Bedoya

Quito, 2023





## Cláusula de cesión de derecho de publicación

Yo, Karla Yadira Uvidia Zambrano, autora del trabajo titulado “Fragmentos urbanos de bosque montano alto y potenciales efectos del cambio de cobertura de la tierra en la reserva de carbono orgánico del suelo en un escenario de transición urbana: Caso suroccidente 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 de Investigación 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.

18 de abril de 2023

Firma: \_\_\_\_\_



## Resumen

El cambio de uso del suelo resulta ser uno de los principales aportantes a los gases de efecto invernadero a nivel global, siendo el avance de la frontera agropecuaria, junto con la expansión urbana, dos contribuyentes importantes a este sector. Ello representa una amenaza para los bosques de montaña catalogados como ecosistemas frágiles a nivel tropical. En este sentido, la presente investigación tiene como objetivo determinar el efecto del cambio de uso de la tierra en las propiedades del suelo de un fragmento de bosque montano nativo (BN) del sur occidente de Quito-Ecuador y de dos coberturas de suelo que reemplazaron al bosque: plantación de eucalipto (PE) y pastizal (Pa). Para ello, se caracterizó el ecosistema en estudio a través de un inventario vegetal georreferenciado y se analizó algunos parámetros estructurales; se determinó la variación espacial y por cobertura de las propiedades del suelo y sus reservas de carbono (RCO) a través de métodos estadísticos e interpolaciones lineales y geoespaciales. En el caso del BN, se encontró que las especies de plantas registradas son endémicas del país o propias de los Andes, mostrando un índice de diversidad alto. Además, se registró una DA: 0.79 g/cm<sup>3</sup>; CO: 5.98%; N: 0.57%; P: 5.30 ppm y pH: 5.73 para BN, siendo similares a los hallados en Pa. Mientras que para PE se encontró una reducción mayor al 70% de CO y N y un incremento mayor al 50% para DA y P. Finalmente, se obtuvo un valor de 9.69 kg/m<sup>2</sup> en RCO del suelo para el BN, con valores similares para Pa y significativamente menores en PE (66.2%). La variabilidad espacial de estas propiedades fue mayor en BN, relacionada con la riqueza de especies. Con lo cual se concluye que la parcela de bosque en estudio se encuentra en buen estado de conservación en lo referente a árboles y arbustos y que el cambio de uso de suelo a PE alteró el estado natural de la tierra. Esto no sucede en Pa, indicando un manejo poco intensivo de estos pastizales.

Palabras clave: cambio de uso del suelo, frontera agropecuaria, expansión urbana, bosques montanos, propiedades del suelo



A mis padres, por su apoyo incondicional, amor e infinita paciencia.

A mi familia y amigos por impulsarme en este proceso.



## **Agradecimientos**

Agradezco a mis padres por ser mi mejor ejemplo de constancia y mi soporte diario para cumplir mis objetivos personales y académicos, a pesar de mis desaciertos. Este trabajo es una pequeña retribución por todo el esfuerzo diario que han realizado para llegar donde estamos. A mis familiares y amigos, por los ánimos brindados a lo largo de este proceso.

Al equipo del Centro de Investigación para el Territorio y Hábitat Sostenible (CITEHS) de la Universidad Indoamérica el cual me acogió en sus instalaciones y aportaron en este proceso. Un agradecimiento especial a mi director de tesis, el Dr. Santiago Bonilla Bedoya, el cual ha sido mi guía importante en la ejecución de este proyecto.

Finalmente, a la universidad, la cual me abrió sus puertas, amplió mi conocimiento y me permitió conocer a profesores y compañeros que se convirtieron en mi fuente de inspiración para buscar mi crecimiento personal y profesionalmente. Les estaré eternamente agradecida.



## Tabla de contenidos

Figuras y tablas .....	15
Abreviaturas.....	17
Introducción.....	19
Capítulo primero Enfoque y marco teórico .....	23
1.    Bosques nublados .....	23
1.1.    Bosques de montaña neotropicales.....	23
1.1.1.    Bosques montanos ecuatorianos.....	24
2.    Cambio de uso de suelo (CUS) .....	25
2.1.    Plantaciones forestales .....	26
2.1.1.    Eucalyptus globulus .....	26
2.2.    Pastizales .....	26
2.3.    Expansión urbana .....	27
2.3.1.    Ecosistemas periurbanos .....	28
3.    Propiedades físicas y químicas del suelo .....	28
3.1.    Propiedades físicas .....	29
3.1.1.    Textura.....	29
3.1.2.    Densidad Aparente (DA).....	29
3.2.    Propiedades Químicas .....	29
3.2.1.    Carbono orgánico (CO).....	29
3.2.2.    Nitrógeno (N) .....	29
3.2.3.    Fósforo (P).....	30
3.2.4.    pH.....	30
4.    Secuestro de Carbono en el suelo.....	30
4.1.    Importancia dentro del contexto de cambio climático .....	31
5.    Breve historia del paisaje urbano-rural de Quito.....	32
Capítulo segundo Área de estudio y metodología .....	35
1.    Área de estudio.....	35
2.    Antecedentes metodológicos .....	36
3.    Metodología.....	37

3.1. Caracterización del fragmento de bosque siempre verde montano alto de la cordillera occidental.....	37
3.1.1. Inventario vegetal georreferenciado y estructura diamétrica .....	38
3.1.2. Análisis de parámetros estructurales de vegetación .....	38
3.1.3. Determinación de la diversidad de especies.....	39
3.2. Variaciones espaciales de los atributos asociados a la materia orgánica de las tres coberturas de suelo.....	41
3.3. Estimación de las reservas de carbono orgánico del suelo de las tres coberturas de tierra en estudio y comparación entre sí.....	42
Capítulo tercero Análisis de resultados y discusión .....	45
1. Análisis de resultados.....	45
1.1. Caracterización del fragmento de bosque siempre verde montano alto de la cordillera occidental.....	45
1.1.1. Inventario vegetal georreferenciado y estructura diamétrica .....	45
1.1.2. Análisis de parámetros estructurales (riqueza, composición vegetal, densidad de especies).....	46
1.1.3. Determinación de la diversidad de especies.....	47
1.2. Variaciones espaciales de los atributos asociados a la materia orgánica del suelo del bosque montano, plantaciones de eucalipto y pastizal .....	48
1.2.1. Propiedades físicas .....	48
1.2.2. Propiedades químicas .....	51
1.3. Estimación de las reservas de carbono orgánico del suelo de las tres coberturas de tierra en estudio y comparación entre sí.....	59
2. Discusión.....	61
2.1. Caracterización del fragmento de bosque siempre verde montano alto de la cordillera occidental.....	61
2.1.1. Inventario vegetal georreferenciado y estructura diamétrica .....	61
2.1.2. Análisis de parámetros estructurales (riqueza, composición vegetal, densidad de especies).....	62
2.1.3. Determinación de la diversidad de especies.....	65
2.2. Variaciones espaciales de los atributos asociados a la materia orgánica del suelo del bosque montano, plantaciones de eucalipto y pastizal .....	65
2.2.1. Propiedades físicas .....	65
2.2.2. Propiedades químicas .....	67

2.3. Estimación de las reservas de carbono orgánico del suelo (RCO) de las tres coberturas de tierra en estudio y comparación entre sí.....	70
Conclusiones y recomendaciones.....	73
Obras citadas.....	77
Anexos .....	88
Anexo 1: Caracterización de la vegetación.....	88
Anexo 2: Distribución espacial de las especies de BN.....	90
Anexo 3: Algunas de las especies recolectadas en BN.....	91
Anexo 4: Métodos aplicados para el análisis de suelos en laboratorio.....	93
Anexo 5: Descriptivos estadísticos .....	94
Anexo 6: Regresión Lineal .....	95
Anexo 7: Estadísticos de modelos de interpolación .....	96
Anexo 9: Variabilidad espacial de las propiedades físicas y químicas por parcela a través del método de interpolación IDW, Kriging, Cokriging .....	100



## Figuras y tablas

Figura 1. Área de estudio.....	36
Figura 2. Antecedentes metodológicos.....	37
Figura 3. Estructura diamétrica de BN .....	46
Figura 4. Abundancia de especies registradas en BN.....	47
Figura 5. Composición textural de las tres coberturas en estudio. ....	48
Figura 6. Gráficas estadísticas para DA .....	50
Figura 7. Variabilidad espacial de densidad aparente (DA) por parcela. ....	51
Figura 8. Gráficas estadísticas para CO.....	52
Figura 9. Variabilidad espacial del carbono orgánico (CO) por parcela. ....	53
Figura 10. Gráficas estadísticas para N .....	54
Figura 11. Variabilidad espacial de nitrógeno (N) por parcela. ....	55
Figura 12. Gráficas estadísticas para P .....	56
Figura 13. Variabilidad espacial de fósforo (P) por parcela.....	57
Figura 14. Gráficas estadísticas para pH .....	58
Figura 15. Variabilidad espacial de pH por parcela. ....	59
Figura 16. Gráficas estadísticas para RCO.....	60
Figura 17. Variabilidad espacial de RCO por parcela. ....	61
Tabla 1. Ecosistemas de bosque andino .....	24
Tabla 2. Interpretación del índice de diversidad de Shannon. ....	40
Tabla 3. Interpretación del índice de Simpson.....	40
Tabla 4. Inventario de especies localizadas en la parcela de bosque nativo .....	45
Tabla 5. Descriptivos estadísticos de DA para tres coberturas de suelo .....	49
Tabla 6. Descriptivos estadísticos de CO para tres coberturas de suelo .....	52
Tabla 7. Descriptivos estadísticos de N para tres coberturas de suelo .....	54
Tabla 8. Descriptivos estadísticos de P para tres coberturas de suelo.....	56
Tabla 9. Descriptivos estadísticos de pH para tres coberturas de suelo .....	58
Tabla 10. Descriptivos estadísticos de la reserva de carbono orgánico (RCO) para tres coberturas de suelo .....	60



## Abreviaturas

AIER	Área de Intervención Especial y Recuperación
BN	Bosque Nativo
CC	Cambio Climático
CUS	Cambio de Uso del Suelo
C	Carbono
CO	Carbono Orgánico
DA	Densidad Aparente
DMQ	Distrito Metropolitano de Quito
P	Fósforo
GEI	Gases de Efecto Invernadero
MO	Materia Orgánica
MAATE	Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (Ex Ministerio del Ambiente)
N	Nitrógeno
Pa	Pastizal
PE	Plantación de Eucalipto
pH	Potencial de Hidrógeno



## Introducción

El cambio climático (CC) representa uno de los retos más relevantes que atraviesa la humanidad en la actualidad, debido al incremento acelerado en las concentraciones de gases de efecto invernadero (GEI) a causa de las actividades antrópicas (Molina, Sarukhán, y Carabias 2017). De acuerdo con el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC 2013) el cambio de uso del suelo (CUS) resulta ser uno de los principales sectores que aportan a esta problemática tanto a nivel global como regional; siendo el avance de la frontera agropecuaria y la expansión urbana dos contribuyentes importantes a este sector (Saier 2007; Magrin 2015).

A nivel global, desde la década de 1990, se ha observado un crecimiento poblacional acelerado, principalmente concentrado en espacios urbanos, lo cual a su vez ha implicado una expansión de su superficie, con tendencias de crecimiento aún mayores (Angel et al. 2011). Es así que se proyecta para el 2030 una duplicación de la población urbana de los países en desarrollo y una triplicación de su superficie (UN-Habitat 2016). Todo ello, enmarcado en un sistema altamente dinámico y no planificado, con patrones de expansión hacia las periferias de las ciudades que alteran los sistemas ecológicos allí existentes (CEPAL 2020; Dobbs et al. 2018).

Por otro lado, este crecimiento poblacional implica un mayor abastecimiento de recursos (Laurance, Sayer, y Cassman 2014). De acuerdo con la FAO (2016), las tierras productivas a nivel global pasarán de 1.580 millones de ha en 2014 a 1.660 millones de ha en 2050, con una mayor expansión en los países del Sur Global (Laurance, Sayer, y Cassman 2014). Este inusual proceso de expansión representa una amenaza para la conservación de los ecosistemas, particularmente en aquellos de montaña y, entre ellos, los bosques montanos neotropicales (Kappelle y Brown 2001).

Estos bosques, caracterizados por su alto nivel de biodiversidad, se encuentran dentro de los ecosistemas más frágiles a nivel tropical (Gentry 1995). Estos autores registraron una tasa de pérdida de superficie de 1.1% al año para el período entre 1981–1990 (Doumenge et al. 1995) y para 2050 se observan tendencias claras de pérdida de área para los bosques montanos andinos (Cuesta, Peralvo, y Valarezo 2009), afectando directamente a las especies que habitan en él, así como a las poblaciones locales que dependen de los servicios ecosistémicos que brindan estos bosques (Ñiquen 2020).

Las cifras muestran la misma tendencia para Ecuador. De acuerdo con el MAATE (2012) el CUS resulta ser el segundo sector generador de GEI en el país; siendo el avance de la frontera agropecuaria y la expansión urbana dos de los grandes contribuyentes. En este sentido, se sabe que el suelo agropecuario se extendió entre 1950 y 2001 en 105% y que actualmente posee una tasa de incremento anual del 5 % a escala nacional (MAATE 2016; INEC 2010). Por otro lado, la población urbana representó un 39.5% del total poblacional para 1970, ascendiendo a 63,4 % para 2015 con una tasa de crecimiento del 1,5 % (INEC 2010). Todo ello bajo un nivel de deforestación que encabeza la lista de pérdida de bosque montano regionalmente con una tasa de 1,89 % (Tejedor et al. 2012) y con una planificación territorial deficiente con tendencia a las periferias y zonas de amortiguamiento ecológico que influyen en la calidad de vida de la población y ecosistemas (MIDUVI 2020).

Según la Subsecretaría de Hábitat y Asentamientos Humanos (SHAH 2015) el Distrito Metropolitano de Quito (DMQ) mostró un crecimiento urbano del 13% para el periodo 2001-2010, con altas probabilidades de alteración de los bosques de montaña que rodean la ciudad (Bonilla-Bedoya et al. 2020). Estos bosques, denominados ecosistemas periurbanos por encontrarse alrededor de la ciudad, son de gran importancia debido a su capacidad de amortiguamiento con la mancha urbana (Concha, Alegre, y Pocomucha 2007; Bonilla-Bedoya et al. 2020), útil en la adaptación al CC (Bonilla-Bedoya et al. 2022). Estos permiten la regulación de los ciclos biogeoquímicos (Pataki et al. 2011); mejoran la calidad del aire, el agua y la salud humana (Duan et al. 2012); reducen la radiación ultravioleta y la escorrentía permitiendo la regulación del microclima urbano, entre otros beneficios (Pataki et al. 2011; Wang et al. 2012; Bodnaruk et al. 2017).

Entre los ecosistemas que brindan los servicios ambientales, arriba descritos, se encuentra el Bosque Siempreverde Montano Alto de la Cordillera Occidental, ubicado en las estribaciones del volcán Atacazo en el Distrito Metropolitano de Quito (DMQ) en la provincia de Pichincha en el Ecuador. Este es un ecosistema pluvial fragmentado, ubicado sobre los 3100 msnm (MAATE 2013) y caracterizado por una alta humedad y temperatura templada con condiciones favorables para el mantenimiento de la vida natural (Myers et al., 2000). Históricamente, sus laderas han sido escenario de la expansión progresiva de la ciudad y de actividades agropecuarias, por lo que en 2013 fueron declaradas como Área de Intervención Especial y de Recuperación (AIER) por el Municipio del DMQ (Secretaría de Ambiente 2012). Sin embargo, dado la constante intervención humana en estos espacios (Mena V. et al. 2001), se desconoce el estado actual de estos espacios y las

posibles alteraciones en las propiedades del suelo y en los servicios ecosistémicos que proveen, entre ellos el almacenamiento de carbono en el suelo.

Los estudios florísticos para bosques montanos en el país son amplios (Aguirre 2017; Bakker, Moscol Olivera, y Hooghiemstra 2008; Bussmann 2005; Castillo et al. 2017; Jimenez 2016), siendo caracterizados también por el Ministerio de Ambiente (MAATE 2013), sin embargo, se ha encontrado escasa información para los bosques ubicados en las estribaciones o inmediaciones del Volcán Atacazo. Por otro lado, el conocimiento sobre la variación de las propiedades del suelo ante el CUS y el almacenamiento de carbono en el suelo de estos bosques es limitado (Kapos et al. 2010), siendo reportado mayormente el carbono almacenado a nivel de biomasa (Zambrano 2020; Montalvo et al. 2018; Jumbo, Arévalo, y Ramirez-Cando 2018; Taicud y Collahuazo 2018). Esto a pesar de la importante contribución que realizan los suelos a la captura de carbono, incluso superando a la biomasa y atmósfera del planeta en conjunto (UICN 2018).

En este sentido, la presente investigación tiene como objetivo principal el determinar el efecto del cambio de uso de cobertura en algunos atributos asociados a la materia orgánica del suelo (densidad, textura, carbono orgánico, nitrógeno, fósforo y pH) de un fragmento de bosque montano del sur occidente del DMQ, ubicado en las estribaciones del volcán Atacazo en la parroquia La Ecuatoriana. Para su desarrollo, en primer lugar se caracterizó un fragmento de bosque siempre verde montano alto de la cordillera occidental mediante un inventario vegetal; se determinó las variaciones espaciales de los atributos asociados a la materia orgánica del suelo del bosque montano y de otras coberturas de tierra que reemplazaron al bosque (plantaciones de eucalipto y pastizal); y se estimó las reservas de carbono orgánico del suelo de las tres coberturas de tierra en estudio y se comparó entre sí.

Este trabajo dispone de 3 capítulos distribuidos de la siguiente manera: el capítulo primero desarrolla los conceptos más relevante referentes a bosques montanos, cambio de uso de suelo, propiedades físicas y químicas del suelo y captura de carbono; el capítulo segundo describe la metodología aplicada para la caracterización del fragmento de bosque, la determinación de la variación de los atributos asociados a la materia orgánica y la estimación de las reservas de carbono orgánico del suelo de las tres coberturas de tierra en estudio; el capítulo tercero detalla los resultados obtenidos en la investigación y su discusión; y finalmente las conclusiones y recomendaciones del trabajo investigativo.



## **Capítulo primero**

### **Enfoque y marco teórico**

#### **1. Bosques nublados**

Denominados también como bosques húmedos montanos, se encuentran ubicados a nivel tropical o subtropical. Se desarrollan con particularidad alrededor de montañas en las cuales la humedad generada por nubes en formación es retenida con mayor facilidad, siendo la mayor parte de sus precipitaciones captadas en forma de niebla, condensadas en las hojas de los árboles y posteriormente escurridas al suelo. Poseen árboles generalmente con raíces superficiales, cortas y pesadas; su ambiente húmedo influye fuertemente en el desarrollo de una cuantiosa cantidad de epifitas vasculares. Su suelo se encuentra cubierto de musgo, helechos y flores como las orquídeas y son ricos en nutrientes con una preponderancia de turba y humus (Bruijnzeel et al. 2011).

#### **1.1. Bosques de montaña neotropicales**

Son bosques presentes en la zona intertropical en altitudes que fluctúan entre 1500 y 3500 msnm aproximadamente. Poseen una precipitación que varía entre los 500 y 10 000 mm con aportes de neblina interceptada por la vegetación (Hamilton, Juvik, y Scatena 1995); y una temperatura templada relacionada inversamente con la altitud (FAO 2010). Estos bosques son considerados de gran importancia dentro de los procesos de circulación global al permitir la captura de grandes cantidades de agua de la atmósfera por acción de la orografía. Así mismo, cumplen un rol fundamental en el balance de CO<sub>2</sub> de la atmósfera al poder acumular entre 20 y 40 toneladas de carbono por hectárea (tonC/ha.), convirtiéndolos en sumideros de alta relevancia (Cuesta, Peralvo, y Valarezo 2009).

Estos bosques son de menor tamaño con troncos y ramas tortuosos con hojas pequeñas y suelos con una gruesa capa de materia orgánica, hojarasca y humedad (Soriano-Robles 2018). Poseen un alto número de plantas epífitas (briófitas, líquenes y helechos) y una reducida cantidad de lianas leñosas. En laderas o pendientes, estos bosques se muestran más desarrollados con alturas de más de 30 metros y con abundancia de epífitas (Kappelle y Brown 2001). Si bien representan cerca del 1,2 % de la superficie

de todos los bosques neotropicales, éstos albergan una alta diversidad biológica a nivel global (Henderson, Churchill, y Luteyn 1991).

### 1.1.1. Bosques montanos ecuatorianos

En Ecuador, los bosques montanos poseen características similares a los de la región, permitiendo crear un ambiente propicio para la diversificación y mantenimiento de las especies, haciendo de este ecosistema uno de los más diversos en el país (Gradstein 2010). Se observa una amplia diversidad y endemismo de plantas al registrar cerca de 4600 especies (Paucar 2011), siendo las familias *Orchidaceae* y *Bromeliaceae* grupos particularmente diversos y abundantes, así como las hepáticas y briofitas (Salvador y Salazar 2019).

Estos bosques se desarrollan sobre relieves profundamente accidentados, con pendientes que exceden el 80 % (Jimenez 2016) con particularidades climáticas que los caracterizan; por ejemplo, en las estribaciones orientales de la cordillera, estos se presentan más continuos y húmedos, a diferencia de las estribaciones occidentales; mientras que los del sur del país se muestran menos húmedos y más estrechos que los del norte. En base a ello, junto a otras características fisionómicas, varios autores han desarrollado la clasificación de la vegetación (Sierra 2013; Valencia et al. 1998; MAATE 2013), siendo la más reciente publicada por el actual Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica de Ecuador (MAATE) en 2013. Esta divide al bosque montano por sectores: cordillera occidental, cordillera oriental norte y cordillera oriental sur, abarcando diferentes ecosistemas (Tabla 1).

Tabla 1  
**Ecosistemas de bosque andino**

<i>Sector Cordillera Occidental</i>	
BsBn04	Bosque siempreverde montano bajo de Cordillera Occidental de los Andes
BsMn03	Bosque siempreverde montano de Cordillera Occidental de los Andes
BsAn03	Bosque siempreverde montano alto de Cordillera Occidental de los Andes
<i>Sector Norte de la Cordillera Oriental</i>	
BsBn01	Bosque siempreverde montano bajo del Norte de la Cord. Oriental Andes
BsMn01	Bosque siempreverde montano del Norte de la Cord. Oriental de los Andes
BsAn01	Bosque siempreverde montano alto del Norte de la Cord. Oriental Andes
<i>Sector Sur de la Cordillera Oriental</i>	
BsBn02	Bosque siempreverde montano bajo del Sur de la Cord. Oriental Andes
BsMn02	Bosque siempreverde montano del Sur de la Cord. Oriental de los Andes

Fuente: MAE (2013). Elaboración propia

### **Bosque siempreverde montano alto de la cordillera occidental**

Valencia et al. (1999) clasifica al bosque montano ubicado en el sector norte y centro de la cordillera occidental como “bosque siempreverde montano alto”, mientras que Josse et al. (2013) lo cataloga como “bosques altimontanos norte-andinos siempreverdes”. Sierra (1999) por su parte se refiere a los bosques montanos de la cordillera occidental entre 3000-3400 m de altitud como “bosque siempreverde montano alto”. Mientras que el MAATE otorga la denominación de “bosque siempreverde montano alto de la cordillera occidental” al ecosistema ubicado entre los 3100 y 3600 msnm de la cordillera occidental de los Andes.

Estos son bosques siempreverdes pluviales con una temperatura y precipitación promedio de 10 °C y 1200 mm, respectivamente. Sus suelos se encuentran cubiertos por una densa capa de musgo y con una baja tasa de descomposición de la materia orgánica. Poseen un dosel bajo (15-20 m) con follaje lauroide (Josse et al. 2013) y un sotobosque densamente poblado por herbáceas, epífitas y briofitas, siendo estas últimas las de mayor diversidad, mientras que sus árboles se desarrollan irregularmente con troncos ramificados e inclinados (Valencia et al. 1999).

En la actualidad, este ecosistema se encuentra presente en forma de parches de bosque natural en quebradas o suelos con pendientes pronunciadas. Esto debido a factores naturales como deslaves, derrumbes o desastres naturales y los generados por el ser humano como incendios o la expansión agropecuaria (MAATE 2013).

## **2. Cambio de uso de suelo (CUS)**

Desde la era posindustrial hasta la actualidad las concentraciones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) se han incrementado en más del 40 %, en primer lugar, a causa de las emisiones generadas por el uso de combustibles fósiles y, en segundo, a las emisiones provenientes por el CUS (IPCC 2013). Este último, hace referencia a la transformación de la cobertura vegetal natural hacia espacios empleados para otros fines tales como agricultura, ganadería, áreas urbanas, entre otros (FAO 2010). De acuerdo con Magrin

(2015) ello ha sido uno de los principales motores del cambio ambiental y responsable de afectaciones a los ecosistemas y los servicios que estos proporcionan.

## **2.1. Plantaciones forestales**

Las plantaciones forestales son espacios arbolados obtenidos de manera artificial, a través de la siembra de una especie, ya sea nativa o introducida. Estos árboles poseen una longevidad similar, se encuentran separados homogéneamente entre sí y tienen como objeto la producción maderera o no maderera, así como el suministro de servicios ecosistémicos (FAO 2004).

### **2.1.1. *Eucalyptus globulus***

De origen australiano, es la especie de eucalipto más plantada a nivel mundial y una de las especies forestales más importantes en los trópicos y subtropicos. Se encuentran mejor adaptados en zonas con temperaturas entre los 9 y 19°C, precipitaciones superiores a 600 mm, suelos con textura arenosa arcillosa o franca, humedad adecuada y pH entre 5 y 7,5 (Trines y Dam 1994). En el Ecuador, fue introducida en 1865 por el presidente de aquel entonces, Gabriel García Moreno, convirtiéndose en la especie forestal más plantada de la sierra ecuatoriana. Esto debido a su rápido crecimiento, buena adaptabilidad y gran valor comercial (Ecuador Forestal 2010). A pesar de su amplio uso, se ha observado modificaciones en la estructura vegetal, así como afectaciones en la retención de agua, fertilidad del suelo, biodiversidad, entre otros, impactando negativamente en los suelos jóvenes de los Andes (Hofstede et al. 2002). Otras especies presentes también en el país son *Eucalyptus saligna*, *E. grandis*, *E. viminalis*, *E. gunni*, *E. robusta*, entre otras (Hofstede, Lips, y Jongsma 1998).

## **2.2. Pastizales**

Los pastizales son ecosistemas de origen natural o antrópico, compuestos por una estructura simple con alta presencia de herbáceas de la familia de las gramíneas (*Poaceae*) con estratos que van desde pocos centímetros hasta algunos metros. Poseen estructuras de propagación vegetativa subterráneas (rizomas, estolones o yemas subterráneas) que permiten el rebrote de la planta al ser consumida por los herbívoros. Se desarrollan en

una variedad de suelos, dependiendo de su zona geográfica y fisiográfica. Para el caso de los pastizales cultivados, se ha observado que la vegetación natural es desplazada por estos pastizales, causando serios problemas de deforestación a nivel global (Armenteras y Rodríguez 2014), así como impactos relacionados con la compactación del suelo y la fertilidad del mismo (Castro 2019). Dentro de las especies más representativas de los pastizales en la serranía se encuentran *Pennisetum clandestinum*, *Lolium perenne*, *L. multiflorum*, *Dactylis glomerata*, entre otras (Grijalva, Espinosa, y Hidalgo 1995).

### **2.3. Expansión urbana**

Uno de los cambios de uso de suelo importante en la actualidad es el generado hacia espacios urbanos, dado el porcentaje de la población que habitan en ellos y que está aumentando drásticamente (Saier 2007). De acuerdo con el World Cities Report, en 1996, cerca de 2.600 millones de personas, es decir, el 45,1 % de la población global en aquel entonces, vivían en zonas urbanas. Para 2016, este número ascendió a 4.000 millones de habitantes, equivalente al 54,5 % de la población del planeta y se espera porcentajes más altos para 2030 (UN-Habitat 2016), llegando a alcanzar el 66 % para 2050, según proyecciones de las Naciones Unidas (AHSE 2020). Esto convertirá a la urbanización una de las tendencias más transformadoras del siglo XXI (UN-Habitat 2016).

De estas cifras, los valores más altos de urbanización se ven reflejados en las regiones menos desarrolladas. Para el caso de Latinoamérica, se estima que aproximadamente un 81% de la población reside en zonas urbanas (CEPAL 2020), generándose patrones de crecimiento, generalmente de manera irregular hacia las periferias de las ciudades (Bazant 2001). En el Ecuador, según la Agenda Hábitat Sostenible de Ecuador (2020), siete de cada diez ecuatorianos viven en ciudades o espacios urbanizados. Este proceso de urbanización se ha llevado aceleradamente y con poca planificación (Bonilla-Bedoya et al. 2020), lo cual es preocupante ya que, si bien las ciudades han sido el centro de las principales actividades políticas, económicas y tecnológicas, así como de las interacciones sociales y culturales (AHSE 2020); el proceso de urbanización no ha sido sostenible ni equitativo, trayendo consigo serios impactos sociales y ambientales.

### **2.3.1. Ecosistemas periurbanos**

Generalmente, los espacios hacia donde se produce esta expansión de las ciudades corresponden a los ecosistemas periurbanos (Segrelles 2015). Estos son fragmentos o espacios marginales de vegetación natural en las ciudades, de gran importancia debido a su capacidad de amortiguamiento con la mancha urbana (Concha, Alegre, y Pocomucha 2007). De acuerdo con Bazant (2001) es una franja en transición la cual se va transformando en otros usos del suelo a lo largo del tiempo, desplazando dicha franja hacia una periferia más extrema. Estos constituyen espacios vitales con funciones sociales (educación, recreación, etc.), económicas (turismo) y emocionales (espirituales, religiosos, etc.) que suministran servicios ambientales a la población urbana (Amaya 2005).

Es así que los ecosistemas periurbanos permiten además la regulación de los ciclos biogeoquímicos que contribuyen en la reducción de las emisiones de GEI (Pataki et al. 2011); mejoran la calidad del aire, el agua y la salud de los ciudadanos (Duan et al. 2012); reducen la radiación ultravioleta y la escorrentía permitiendo la regulación del microclima urbano, entre otros beneficios (Pataki et al. 2011; Wang et al. 2012; Bodnaruk et al. 2017). Sin embargo, en los últimos años se ha observado un escaso manejo de estos ecosistemas (FAO 2010). Esto a pesar de que varios autores han mencionado la importancia de conservar estos ecosistemas naturales que rodean la ciudad para una mejor adaptación al CC (Bonilla-Bedoya et al. 2022).

## **3. Propiedades físicas y químicas del suelo**

Cumplen un papel fundamental en la caracterización del suelo, así como en la evaluación del crecimiento y estado de la vegetación. Dentro de las propiedades físicas se puede determinar la textura, estructura, densidad, porosidad, entre otras. Mientras que las propiedades químicas engloban el análisis de nutrientes del suelo, dependiendo del grupo al que pertenezca: macronutrientes (N, P, K) requeridos en grandes cantidades; y micronutrientes (Fe, Mn, Cu y B) requeridos en menores cantidades, así como propiedades como el pH o la capacidad de intercambio catiónico (Bautista-Cruz et al. 2004).

### **3.1. Propiedades físicas**

#### **3.1.1. Textura**

La textura del suelo hace referencia al tamaño y cantidad de las partículas inorgánicas que lo componen: arcilla, limo y arena. A partir del reconocimiento de su granulometría se puede estudiar los diferentes tipos de suelos, tanto sus características como la influencia en el sistema vegetativo (aireación, permeabilidad, capacidad de retención de agua) (USDA 2017).

#### **3.1.2. Densidad Aparente (DA)**

Esta propiedad es definida como la relación entre el peso del material seco y el volumen total de suelo inalterado. El valor obtenido nos indica el contenido de porosidad del suelo, explicando el nivel de compactación y funcionalidad de la circulación del agua y aire. Puede variar de acuerdo a la cantidad de agua en el suelo, la textura, el contenido de materia orgánica y las condiciones de uso y manejo de los mismos (Casanova 1991).

### **3.2. Propiedades Químicas**

#### **3.2.1. Carbono orgánico (CO)**

Esta propiedad mide el componente de carbono de los compuestos orgánicos del suelo, tendiendo a concentrarse mayormente en la capa superficial del suelo. Su concentración puede variar comúnmente entre 0,5 % y 3 % dependiendo de la localidad, la producción o descomposición de materia orgánica, la agregación y deposición de sedimentos, procesos de erosión o lixiviación. De acuerdo con la FAO (2012) esta propiedad resulta fundamental dentro de la producción de servicios ecosistémicos a nivel edáfico.

#### **3.2.2. Nitrógeno (N)**

El nitrógeno es un elemento indispensable para la vida al formar parte de las principales biomoléculas de todos los seres vivos. Este nutriente puede llegar al suelo

principalmente, mediante el aporte de MO o la fijación del nitrógeno atmosférico por parte de las bacterias. Una vez en el suelo, es aprovechado por las plantas, animales y microorganismos que lo incorporan a sus tejidos. Se ha observado que, a mayor contenido de MO, mayor será el contenido de N en el suelo y que a medida que incrementa la profundidad del suelo la concentración de N disminuye (Turrent, Oropeza, y Martínez 2006).

### **3.2.3. Fósforo (P)**

El fósforo es un nutriente esencial para el crecimiento de las plantas. Este elemento es poco móvil, es decir, se encuentra en formas (orgánica e inorgánica) poco asimilables en el suelo. Dentro de los factores que pueden influir en esta disponibilidad está la humedad, textura, coloide inorgánico, MO, pH o material original. Esta propiedad brinda a las plantas calidad y precocidad, adelantando su maduración; a diferencia del N, que tiende a prolongar el crecimiento vegetativo. Es un elemento que se encuentra en toda la planta, especialmente en tejidos jóvenes y órganos de reserva (Sanzano 2006).

### **3.2.4. pH**

Esta propiedad posee un efecto sustancial en el desarrollo de la vida del planeta. Hace referencia a la concentración de iones hidrógeno activos ( $H^+$ ) dada en la fracción líquida del suelo que interactúa con la fracción sólida. La concentración de estos iones es esencial en los procesos físicos, químicos y biológicos del suelo. Sus valores varían entre 1 y 14, siendo 7 el valor que indica un pH neutral, valores inferiores a este reflejan acidez y superiores a 7 muestran alcalinidad del suelo (Fernández et al. 2006).

## **4. Secuestro de Carbono en el suelo**

El carbono (C) es el cuarto elemento más abundante en la Tierra, fundamental para la vida como la conocemos. Se lo puede encontrar en la naturaleza de forma inorgánica (CI), presente en la materia no viva (rocas, tierra, aire, etc.), y orgánica (CO), presente en los organismos vivos, interactuando entre sí a través de un proceso conocido como Ciclo del Carbono. Durante este proceso, el C fluye por compartimentos en donde

puede almacenarse: reservas geológicas, océano, atmósfera, suelo y biomasa vegetal (Gallardo y Merino 2022).

Si bien la cantidad de C en la Tierra es prácticamente constante, la especie humana ha perturbado su ciclo natural a causa de actividades que implican el uso de combustibles fósiles y el CUS, agregando grandes concentraciones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) a la atmósfera, con repercusiones directas sobre estos flujos (Gallardo y Merino 2022). En este sentido, la absorción de carbono a través de sumideros naturales resulta ser una de las cuestiones más debatidas a nivel global en su intento por resolver este problema (Robert 2002).

El suelo resulta ser el segundo reservorio de C más importante, después de los océanos (Stockmann et al. 2013). Tiene la capacidad de almacenar cerca de 2300 Gt de C, de las cuales 1500 Gt se hallan dentro del primer metro de profundidad y 615 Gt en los primeros 20 cm (Stockmann et al. 2013), dependiendo de ciertos factores bióticos (ingreso de MO al suelo, microorganismos), abióticos (temperatura, humedad, textura, pH, tipo de suelo, condiciones aeróbicas o anaeróbicas del suelo) o antrópicos (cambio de uso del suelo). Mientras que su tiempo de residencia puede variar (de uno a pocos años), dependiendo de la composición bioquímica del suelo (Hernández, Tirado, y Beltrán 2014).

#### **4.1. Importancia dentro del contexto de cambio climático**

La captura de carbono proporciona grandes beneficios tales como la reducción de la desertificación, incremento en la concentración de materia orgánica y mejoramiento de la calidad de los suelos. Permite la fijación de contaminantes, así como una mayor diversidad biológica y ecológica sobre la superficie del suelo (Hernández, Tirado, y Beltrán 2014). Además, el CO puede contribuir en la agregación de partículas al suelo que permite una mejor distribución de los poros, mejorando su capacidad de retención de agua y de regulación de infiltración, lo cual reduce el riesgo de escorrentía o sequía. Asimismo, es de suma importancia dentro de la calidad del suelo al ser uno de sus principales indicadores (Lal 2014).

## 5. Breve historia del paisaje urbano-rural de Quito.

El primitivo paisaje de la ciudad de Quito estuvo conformado por un bosque andino altamente rico en especies arbóreas, entre las que se destaca: Pumamaqui (*Oreopanax sp.*), aliso (*Alnus acuminata*), quishuar (*Buddleja incana*), nogal (*Juglans neotropica*), capulí (*Prunus serotina*), yagual (*Polylepis spp.*) o Colcas (*Miconia quitensis*), Piquil (*Ginosis oleifolia*), entre otras. Sin embargo, tras la fundación de la ciudad de Quito en 1534, se generó una intensa presencia de haciendas proveedoras de alimento y madera para la ciudad, junto con la construcción de infraestructuras como carreteras, importantes en la conexión de puntos de difícil acceso; causando una serie de alteraciones al entorno natural de Quito. Es así que, por ejemplo, sólo 70 años después de su fundación, el antiguo bosque andino de la zona de Machachi prácticamente había desaparecido (Nistri 1998).

Ya para 1865, el presidente de aquel entonces, Gabriel García Moreno, introdujo el eucalipto al país como una medida de restauración ante la avanzada deforestación y expansión de la frontera agrícola. (Cuvi 2005). Esta especie dominó rápidamente el paisaje de Quito por su rápido crecimiento, fácil adaptación y gran valor comercial (Cordero–Rivera, Martínez, y Álvarez 2017), permitiendo su expansión en todo el paisaje de Quito, condición que se observa hasta la actualidad (Cuvi 2005). Sin embargo, de acuerdo con la Evaluación Nacional Forestal se conoce que, en varias zonas del país, el eucalipto no cumplió con las expectativas planteadas, ocasionando problemas ambientales al no considerar factores climáticos, edáficos o labores silviculturales (MAATE y FAO 2014).

Por otro lado, la expansión de la mancha urbana, triplicada en los últimos 30 años, se ha generado bajo una dispersión descontrolada hacia las periferias, principalmente hacia las laderas occidentales de la ciudad (Carrera y Bustamante 2016). Siendo resultado de procesos de ocupación ilegal, sin ningún criterio urbanístico, que se han incrementado aún más por la falta de control y los procesos migratorios de décadas pasadas (Secretaría de Ambiente 2012). Todo ello acrecentó la demanda de recursos, elevando así los espacios agropecuarios en las periferias, causando una fragmentación y pérdida de hábitats (DMQ 2015).

De acuerdo con Carrera y Bustamante (2016), el Distrito Metropolitano de Quito (DMQ) pierde cerca de 138 ha de bosques al mes, equivalente a 2.2 veces el tamaño del parque La Carolina. De esta área, el 98 % es convertido a tierras agropecuarias con pastos

o cultivos, cerca del 1 % a plantaciones forestales y 0,1 % a espacios urbanos; causando la pérdida de los servicios ecosistémicos que proveen estos bosques (Hofstede et al. 2002).

Actualmente, el Concejo Metropolitano de Quito ha dispuesto de 5 áreas protegidas metropolitanas como una estrategia de restauración, conservación y uso sostenible de 130 000 ha de espacios naturales (31 % del DMQ). A pesar de esto, de acuerdo con Vargas (2017) la administración de políticas ambientales de la Secretaría de Ambiente de Quito ha dispuesto en los últimos años cerca de 35 500 ha para expansión de centros poblados y 380 000 ha para zonas no urbanizables, dentro de las cuales se encuentran áreas protegidas y espacios cuyo uso debe delimitarse, y que de lo contrario se pone en riesgo su conservación.

La Secretaría de Ambiente (2012) señala como causas de esta problemática, la deficiente planificación urbana y gestión del suelo, la falta de diálogo dentro del contexto sociopolítico, así como también a las acciones descoordinadas e incongruentes entre las diferentes instancias municipales en el territorio, las cuales resultan contraproducentes y conflictivas tanto para las autoridades como para la población.

En este sentido, los esfuerzos encaminados hacia mejorar estos aspectos son fundamentales. De acuerdo con Bazant (2001), para el desarrollo de una ciudad sostenible es importante: el diseño de una planificación urbana integral que considere aspectos físicos, espaciales, sociales y culturales; el desarrollo de metodologías para un análisis prospectivo urbano más riguroso; y el seguimiento de los planes de desarrollo pasados. Contextos que deberían ser considerados para los Planes de Gestión futuros.

El actual Plan de Uso y Gestión del Suelo (PUGS) propuesto en el Plan de Gobierno (2021-2023) y el Plan Metropolitano de Desarrollo y Ordenamiento Territorial (2021-2033) del DMQ, menciona algunos de estos aspectos, pretendiendo dar cumplimiento al marco normativo, así como a la aplicación de políticas públicas desconcentradas que permitan el acceso, explotación, conservación y valoración del suelo de manera justa (DMQ 2021, 2015). Por lo que se espera que esta serie de medidas reduzcan la pérdida de bosque nativo y mejoren la planificación urbana.



## Capítulo segundo

### Área de estudio y metodología

#### 1. Área de estudio

El estudio se realizó en la parroquia La Ecuatoriana, ubicada en las estribaciones del volcán Atacazo, al suroccidente del Distrito Metropolitano de Quito (DMQ), provincia de Pichincha, Ecuador (Figura 1). Posee una temperatura media de 11 °C, con extremos máximos de 18 °C a 23 °C, y una precipitación media anual que oscila entre 1500 y 2000 mm (Ron 2014). Se encuentra dentro del Área de intervención especial y recuperación Pichincha-Atacazo, área protegida metropolitana del DMQ (Carrera y Bustamante 2016). En esta área se establecieron tres parcelas de estudio de dimensiones de 1000 m<sup>2</sup> cada una:

- a) Una parcela que contiene una parte de los últimos fragmentos de bosque nativo (BN) que rodea la ciudad de Quito, con probabilidades de urbanización (Bonilla-Bedoya et al. 2019). Esta área de vegetación corresponde al denominado Bosque siempreverde montano alto de la cordillera occidental, ubicado a una altitud de 3516 msnm y con coordenadas: Latitud Sur 9963000 y Longitud 768700 (UTM Zona 17S, DATUM WGS 84).
- b) Dos parcelas que incluyen coberturas de suelo que reemplazaron al bosque nativo: una plantación maderera de eucalipto (PE) de la especie *Eucalyptus globulus*, ubicada a una altitud de 3128 msnm y Latitud Sur 9965000 y Longitud 770000; y un área de pastizal (Pa) que corresponde a espacios previamente cultivados y que están en proceso de regeneración, ubicada a una altitud de 3355 msnm, Latitud Sur 9963000 y Longitud 769000 (UTM Zona 17S, DATUM WGS 84).

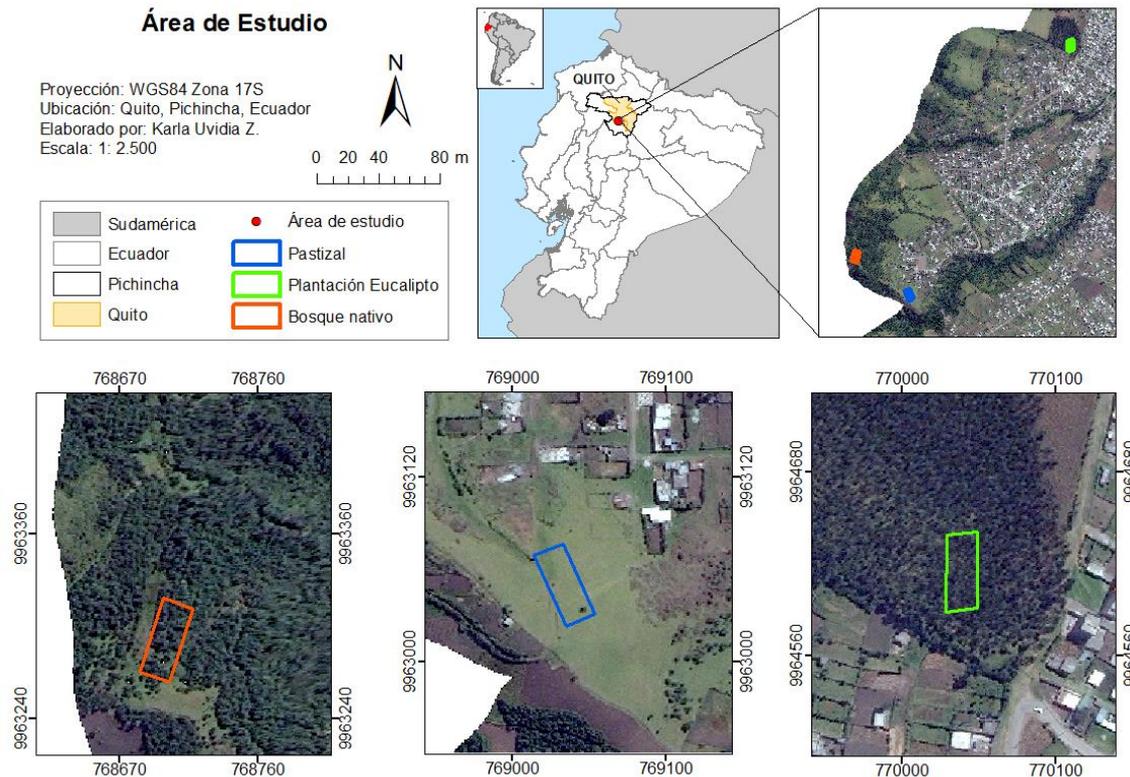


Figura 1. Área de estudio

Fuente: Bonilla-Bedoya (2022). Elaboración propia

## 2. Antecedentes metodológicos

Como parte de las actividades del proyecto “Planificación y Manejo de Bosques Urbanos del Distrito Metropolitano de Quito”, en el año 2017 el equipo técnico del Centro de Investigación para el Territorio y Hábitat Sostenible (CITEHS) de la Universidad Indoamérica, desarrolló la toma de muestras de plantas con un diámetro a la altura del pecho (DAP)  $>10$  cm en una parcela de bosque montano nativo de 20x50 m, así como el muestreo de suelo de esta y las dos parcelas adicionales (plantación de eucalipto y pastizal) de las mismas dimensiones. Para ello, se marcaron puntos cada 5 m en dos direcciones perpendiculares entre sí, resultando una red de puntos que forman un cuadrado reticulado con 55 puntos de muestreo. Las muestras de suelo fueron tomadas a una profundidad de 0-20 cm y posteriormente, analizadas por distintos métodos en laboratorio (Anexo 4) para obtener valores de materia orgánica, nitrógeno, fósforo, entre otros nutrientes, así como densidad aparente y pH (Bonilla-Bedoya et al. 2017). A partir de estos datos se desarrollará el presente trabajo investigativo.

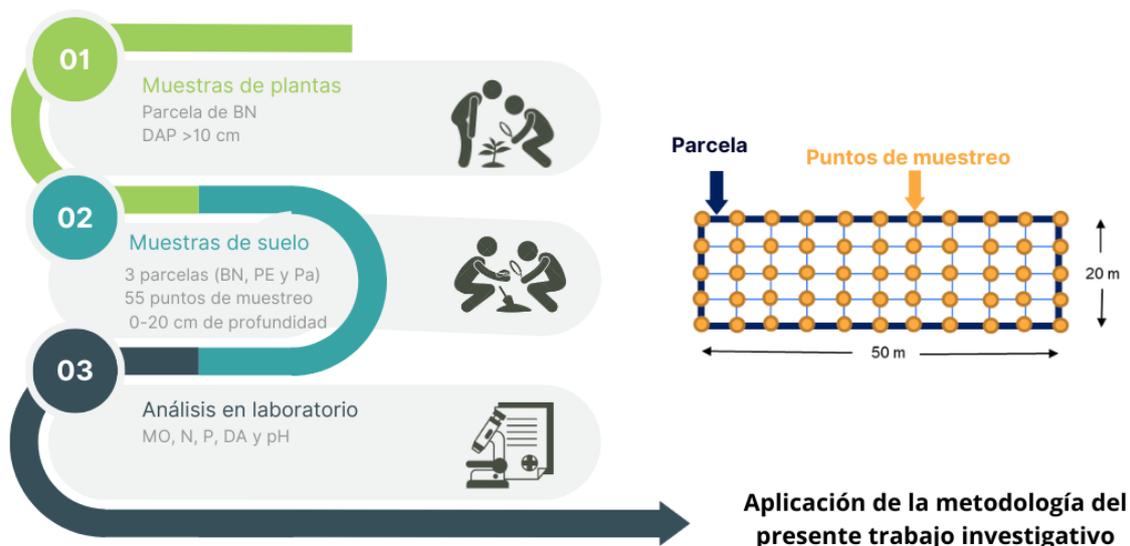


Figura 2. Antecedentes metodológicos  
Fuente: Bonilla-Bedoya (2022). Elaboración propia

### 3. Metodología

Para conocer el efecto del cambio de uso de cobertura vegetal de un bosque montano alto en algunos atributos asociados a la materia orgánica del suelo en un escenario de transición urbana; primeramente, se caracterizó el ecosistema de bosque siempreverde montano alto de la cordillera occidental, a través de un inventario vegetal georreferenciado y un levantamiento de muestras de suelo con su posterior análisis de laboratorio. Posteriormente, se determinaron las variaciones espaciales y por cobertura de los atributos asociados a la materia orgánica del suelo: DA, CO, N, P, pH; tanto para la parcela de bosque montano, como para la plantación de eucalipto y el pastizal. Finalmente, se estimaron las reservas de carbono del suelo y se generó un análisis comparativo de estos resultados.

#### 3.1. Caracterización del fragmento de bosque siempre verde montano alto de la cordillera occidental

Para caracterizar la vegetación del bosque siempreverde montano alto de la cordillera occidental en estudio, fue necesario, en primer lugar, el desarrollo de un inventario vegetal georreferenciado y el análisis de su estructura diamétrica. A continuación, se analizó algunos parámetros estructurales (riqueza, composición vegetal,

densidad de especies) y posteriormente se determinó la diversidad de especies que contiene la parcela, los cuales se describen a continuación:

### 3.1.1. Inventario vegetal georreferenciado y estructura diamétrica

El inventario fue realizado a partir de las muestras de plantas tomadas previamente y representado espacialmente a través de Sistemas de Información Geográfica, como ArcGIS versión 10.8 (Anexo 1, 2 y 3). Para determinar la estructura diamétrica del bosque nativo se usó un histograma de frecuencias de los individuos encontrados, permitiendo observar la distribución del número de árboles por clase de diámetro y su dinámica en cuanto a edades de los árboles y el número en relación a su DAP. El número de clases diamétricas se determinó de la siguiente manera:

$$\text{Intervalo de clases} = \frac{\text{DAP máximo} - \text{DAP mínimo}}{\text{Número de clases deseadas para trabajar}}$$

Clase Diamétrica 1 = DAP mínimo + Intervalo de clase

Clase Diamétrica 2 = clase diamétrica 1 + Intervalo de clase.

Clase Diamétrica n = clase diamétrica n-1 + Intervalo de clase.

### 3.1.2. Análisis de parámetros estructurales de vegetación

A partir del inventario vegetal, se analizó parámetros estructurales como la riqueza, composición vegetal y densidad de especies. En este sentido, para obtener la riqueza taxonómica se determinó el número de familias, de géneros y de especies, encontradas en la parcela. La composición vegetal estuvo dada por la heterogeneidad de plantas identificadas en la estratificación vertical de la parcela, expresado mediante la suma de todas las especies diferentes registradas, separando las especies de acuerdo a la forma de vida: árbol o arbustos (Aguirre 2017); tomando en consideración la altura de la planta y bibliografía disponible (herbáceas y epífitas no fueron consideradas en el muestreo).

La densidad relativa (DR) es la densidad de una especie expresada como la proporción del número total de individuos de todas las especies (Valle 2001). Permite determinar la abundancia de una especie vegetal establecida, considerando el número de

individuos de dicha especie y el total de individuos de la población (Aguirre y Aguirre 1999). Se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Densidad Relativa (DR)\%} = \frac{\text{No. de individuos por especie}}{\text{No. total de individuos}} * 100$$

La dominancia relativa (DmR) determina el grado de cobertura de las especies, es decir, el porcentaje de biomasa que aporta una especie (géneros, familias o formas de vida) al área, considerando el área basal del total de individuos de una especie y el área de estudio, expresado en porcentaje (Aguirre y Aguirre 1999; Lamprecht 1990). Se calcula a partir de la siguiente ecuación:

$$\text{Dominancia Relativa (DmR)\%} = \frac{\text{Área basal de la especie}}{\text{Área basal de todas las especies}} * 100$$

La diversidad relativa de familia y género (Drf y Drg) se define como la riqueza porcentual de especies que contiene cada familia o género en estudio (Aguirre 2017). Aguirre y Aguirre (1999) mencionan que la diversidad relativa determina la heterogeneidad de especies en un espacio determinado, es decir, el número de especies diferentes de una familia o género que se puede localizar en una superficie en estudio. Se calcula utilizando la fórmula:

$$\text{Diversidad Relativa de Familia (Drf)} = \frac{\text{No. de especies de una familia}}{\text{No. total de especies}} * 100$$

$$\text{Diversidad Relativa de Género (Drg)} = \frac{\text{No. de especies de un género}}{\text{No. total de especies}} * 100$$

### 3.1.3. Determinación de la diversidad de especies

El índice de Shannon-Wiener es uno de los índices más usados para el cálculo de la diversidad el cual refleja la heterogeneidad de una comunidad, considerando el número de especies (riqueza) y su representatividad (número de individuos por especie). Su mayor limitante se expresa en la falta de consideración de la distribución espacial de las especies

(Aguirre 2013). Este se calcula a partir del índice de diversidad de Shannon (H') (Valle 2001).

$$H' = -\sum p_i * \ln (p_i)$$

$$p_i = n_i / N$$

$n_i$  = número de individuos de la especie  $i$

$N$  = abundancia total de las especies

Tabla 2  
**Interpretación del índice de diversidad de Shannon**

Valores	Significancia
< 1.5	Diversidad baja
1.6 – 3.5	Diversidad media
>3.5	Diversidad alta

Fuente: Aguirre (2013). Elaboración propia

El índice de Simpson se encuentra basado en la teoría de probabilidades (Aguirre 2013). De acuerdo con Valle (2001) el índice se obtiene a través de dos valores; el índice de dominancia de Simpson ( $\delta$ ). El  $\delta$  se basa en la probabilidad de que dos individuos escogidos al azar en una comunidad pertenezcan a la misma especie y se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$\delta = \sum (p_i)^2$$

$$p_i = n_i / N$$

$n_i$  = número de individuos de la especie  $i$

$N$  = abundancia total de las especies

Tabla 3  
**Interpretación del índice de Simpson**

Valores	Significancia
0 – 0.35	Diversidad alta
0.36 – 0.70	Diversidad media
>0.71	Diversidad baja

Fuente: Aguirre (2013). Elaboración propia

### 3.2. Variaciones espaciales de los atributos asociados a la materia orgánica de las tres coberturas de suelo.

Previamente, se calculó el carbono orgánico (CO) a partir del valor de la materia orgánica (MO) y del factor de Van Bemmelen (1.724), siendo este uno de los métodos más utilizados para determinar el porcentaje de CO del suelo (Dabadie et al. 2018).

$$\%CO = \frac{\%MO}{1.724}$$

Además, el cálculo de la densidad aparente (DA) mediante la relación entre el peso del suelo secado en estufa a 110° C durante 24 horas y el volumen total del cilindro con que se tomó la muestra. Esto para cinco submuestras que se disponían por parcela:

$$DA \left( \frac{g}{cm^3} \right) = \frac{\text{peso seco muestra (g)}}{\text{volumen muestra (cm}^3\text{)}}$$

Una vez obtenido estos valores, se desarrolló una regresión lineal simple para las tres parcelas, teniendo como variable dependiente a DA e independiente a CO (Anexo 6), por la relación que existe entre estas propiedades. A partir de la ecuación resultante se calculó la DA para los puntos restantes de muestreo (50 puntos).

Para establecer posibles diferencias de las propiedades del suelo entre las distintas parcelas en estudio, se comparó los datos de contenido de carbono orgánico (CO), nitrógeno (N), fósforo (P) y pH de las tres coberturas de suelo. Estos datos fueron analizados mediante estadística descriptiva (media, mínimo, máximo, desviación estándar y otros; Anexo 5) para posteriormente realizar pruebas de normalidad y homogeneidad de los mismos (test de Kolmogorov-Smirnov). A partir de este análisis se desarrollaron pruebas de hipótesis (ANOVA para datos con distribución normal y Kruskal-Wallis para datos con distribución no normal) para verificar si los grupos (BN, PE y P) de las variables en estudio (CO, N, P y pH) son diferentes entre sí (p-valor < 0.05). Se utilizó R para el procesamiento de datos y se empleó un diagrama de cajas, gráfica de medias y de Tukey al 95 % para su representación.

Para el análisis espacial se utilizó 3 métodos de interpolación: IDW, Kriging y Cokriging; y se los comparó entre sí (Bonilla-Bedoya et al 2017). IDW es un método de

interpolación determinista, rápido y relativamente exacto que permite estimar valores desconocidos a partir de puntos conocidos cercanos. Cuanto más cerca esté un punto del dato desconocido, más influencia o peso tendrá en la interpolación. Ello también ocurre para el método geoestadístico Kriging aunque con una mayor complejidad de cálculo, permitiendo cuantificar la estructura espacial de los datos a través del uso de variogramas que predicen una superficie a partir de un conjunto de puntos dispersos con valores  $z$ . Mientras que el método CoKriging utiliza varios tipos de variables o covariables para obtener información, ejecutando tanto una autocorrelación con la variable de interés como correlaciones cruzadas entre todas las variables en uso para una mejor predicción (Johnston et al. 2004).

En este estudio, se utilizó un suavizado con factor de 0.2 para los 3 métodos; mientras que para los métodos geoestadísticos se usó la semivarianza experimental ajustada a los siguientes modelos teóricos; esférico, circular, gaussiano y lineal. Para el caso del método Cokriging se utilizó dos covariables adicionales: altitud y pendiente; a través del uso de un Modelo Digital de Terreno con resolución de 5 m. Todo ello para pH, CO, N, P y K, respectivamente. Una vez obtenido los modelos, se examinó su información estadística, se graficó y analizó aquellos con menor error estándar (Anexo 6 y 7).

### **3.3. Estimación de las reservas de carbono orgánico del suelo de las tres coberturas de tierra en estudio y comparación entre sí.**

En primera instancia, se calculó la reserva de carbono orgánico (RCO) para las tres parcelas en estudio. Esto se determinó a partir de la relación entre la concentración de CO, la DA y la profundidad de muestreo del suelo (0.20 m para este caso), resultando en la siguiente ecuación (Bonilla-Bedoya 2022):

$$RCO \left( \frac{kg}{m^2} \right) = \frac{CO (\%)}{100} * DA \left( \frac{kg}{m^3} \right) * 0.20 m$$

De igual manera, se desarrolló un análisis estadístico y pruebas de normalidad y homogeneidad, realizadas anteriormente, para establecer las posibles diferencias de RCO entre las distintas parcelas en estudio. Posteriormente, para determinar la distribución

espacial de las RCO se siguió el mismo procedimiento de interpolación desarrollado en el apartado anterior y se escogió las de menor error estándar para su posterior análisis.



## Capítulo tercero

### Análisis de resultados y discusión

#### 1. Análisis de resultados

##### 1.1. Caracterización del fragmento de bosque siempre verde montano alto de la cordillera occidental.

##### 1.1.1. Inventario vegetal georreferenciado y estructura diamétrica

A partir del muestreo de vegetación desarrollado en la parcela de bosque nativo (1000 m<sup>2</sup>) ubicada a 3516 msnm en el noroccidente de la cordillera, se identificaron 253 individuos distribuidos en 18 especies correspondientes a 10 familias y 14 géneros (Tabla 5 y Anexo 2). Adicionalmente, se encontró que el 71.1% de la parcela se encuentra cubierta por arbustos y 28.9% por árboles.

Tabla 4  
Inventario de especies localizadas en la parcela de bosque nativo

Familia	Género	Especie	Nombre común	Individuos
<i>Araliaceae</i>	<i>Oreopanax</i>	<i>Oreopanax ecuadorensis</i>	Puma maqui	23
<i>Asteraceae</i>	<i>Pentacalia</i>	<i>Pentacalia sp.1</i>		1
	<i>Baccharis</i>	<i>Baccharis latifolia</i>	Chilca	25
	<i>Gynoxys</i>	<i>Gynoxys campii</i>		38
		<i>Gynoxys sp.1</i>		8
<i>Betulaceae</i>	<i>Aliso</i>	<i>Alnus acuminata</i>	Aliso	2
<i>Campanulaceae</i>	<i>Centropogon</i>	<i>Centropogon sp.1</i>		13
	<i>Siphocampylus</i>	<i>Syphocampylus giganteus</i>	Lechero	22
<i>Coriariaceae</i>	<i>Coriaria</i>	<i>Coriaria ruscifolia</i>	Shanshi	7
<i>Elaeocarpaceae</i>	<i>Vallea</i>	<i>Vallea stipularis</i>	Raque	18
<i>Fabaceae</i>	<i>Dalea</i>	<i>Dalea coerulea</i>	Iso	8
<i>Melastomataceae</i>	<i>Brachyotum</i>	<i>Brachyotum ledifolium</i>	Arete del Inca	45
	<i>Miconia</i>	<i>Miconia crocea</i>	Colca azafranada	20
		<i>Miconia papillosa</i>	Colca de Quito	1
		<i>Miconia sp.1</i>		4
<i>Myrtaceae</i>	<i>Myrcianthes</i>	<i>Myrcianthes aff. discolor</i>		10
		<i>Myrcianthes rhopaloides</i>	Arrayan	1
<i>Primulaceae</i>	<i>Myrsine</i>	<i>Myrsine andina</i>	Charmuelán	7

Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

Al analizar la estructura diamétrica del bosque (Figura 3), observamos que el 60% de los individuos posee un diámetro menor a 12 cm. Además, se aprecia que la línea de tendencia forma una “J” invertida observando que a medida que incrementa el diámetro, menor es el número de individuos que se pueden encontrar.

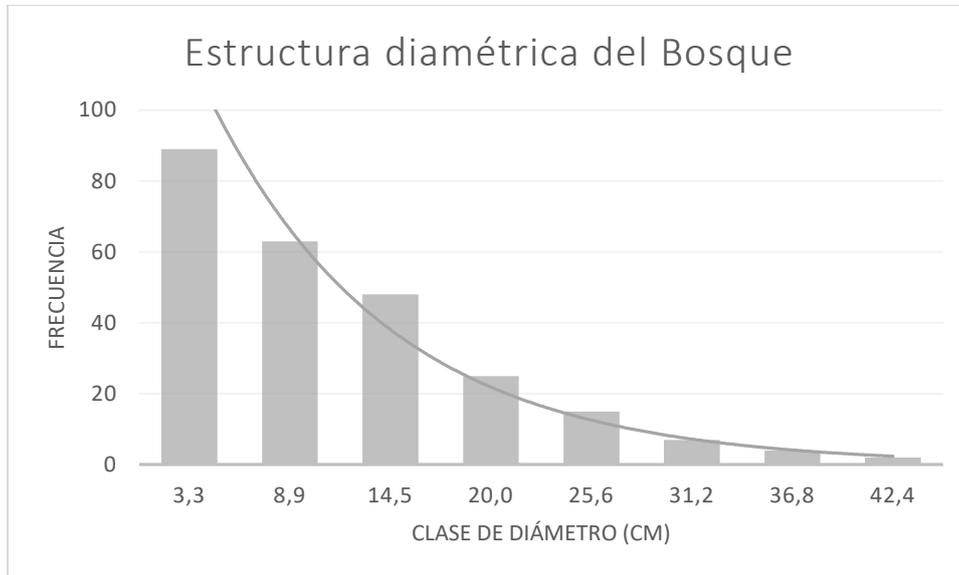


Figura 3. Estructura diamétrica de BN  
Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

### 1.1.2. Análisis de parámetros estructurales (riqueza, composición vegetal, densidad de especies)

Las familias mejor representadas, tomando en consideración su diversidad relativa (Drf), corresponden a: *Asteraceae* y *Melastomataceae* con 4 especies (22,2 %) y *Campanulaceae* y *Myrtaceae* con 2 especies (11,1 %). Mientras que los géneros con el mayor número de especies diferentes localizadas en la parcela (Drg) son: *Miconia* con 3 especies (16,7 %) y *Gynoxys* y *Myrcianthes* con 2 especies (11,1 %). Por otro lado, las familias menos representadas corresponden a *Araliaceae*, *Betulaceae*, *Coriariaceae*, *Elaeocarpaceae*, *Fabaceae* y *Primulaceae* con una especie cada una.

Del total de especies encontradas en el estudio, las más abundantes fueron *Brachyotum ledifolium* con 45 individuos (17,8 % del total de individuos), *Gynoxys campii* con 38 (15 %) y *Baccharis latifolia* con 25 (9,9 %) (Figura 4). Por otro lado, la dominancia relativa (DmR) muestra que la especie *Alnus acuminata* presenta la mayor proporción de área basal con respecto a las otras especies (27,3 %), mostrando así su

mayor aporte de biomasa a la parcela. Esta es seguida de *Oreopanax ecuadorensis* con 8,8 % y *Myrcianthes aff. discolor* con 8,4 %.



Figura 4. Abundancia de especies registradas en BN  
Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

### 1.1.3. Determinación de la diversidad de especies

Para conocer la diversidad de la parcela se utilizó el índice de Shannon ( $H'$ ) e índice de Simpson ( $\lambda$ ). En el primero, se obtuvo un valor de  $H' = 2.51$  (Anexo 8) lo cual indica una similitud en las proporciones de las distintas especies y una diversidad media de la parcela. Mientras que con el índice de diversidad de Simpson se obtuvo un valor de  $\lambda = 0.10$  (Anexo 8) mostrando que existe una riqueza de organismos, es decir, una diversidad alta de especies.

## 1.2. Variaciones espaciales de los atributos asociados a la materia orgánica del suelo del bosque montano, plantaciones de eucalipto y pastizal

### 1.2.1. Propiedades físicas

#### Textura

La parcela de bosque nativo (BN), situada a 3516 msnm, se encuentra caracterizada por suelos franco arenoso, compuesto por 56 % arena, 29 % limo y 15 % arcilla. La parcela de plantación de eucalipto (PE), por su parte, se encuentra ubicada a 3128 msnm, cubierta principalmente por árboles maderables de la especie *Eucalyptus globulus*. Su suelo es franco, al estar compuesto por 47% arena, 33 % limo y 20% arcilla. Mientras que la parcela de pastizal (Pa), ubicada a 3355 msnm, posee una vegetación alterada compuesta principalmente por especies del género *Asplenium*, *Baccharis* y *Gunnera*. Su suelo es categorizado como franco, con una composición de 47 % arena, 41 % limo y 12 % arcilla

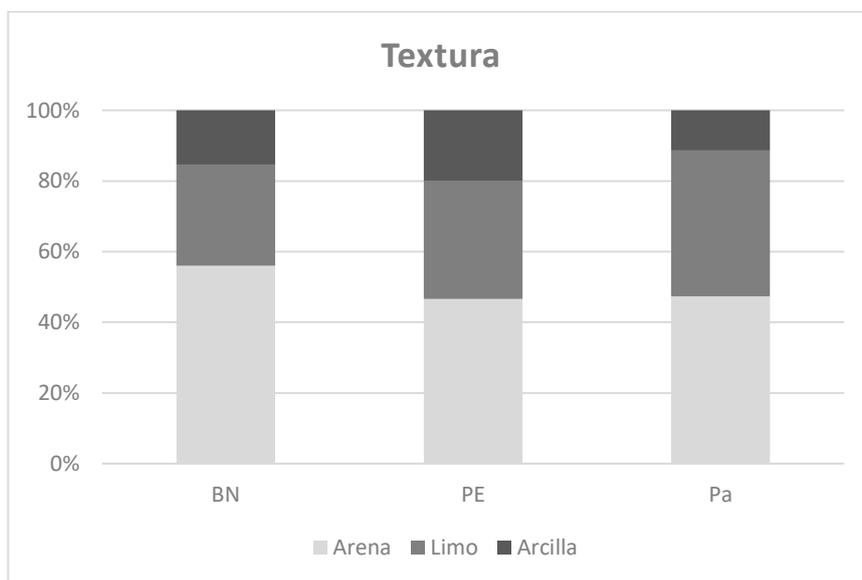


Figura 5. Composición textural de las tres coberturas en estudio. Bosque nativo (BN), Plantación Eucalipto (PE), Pastizal (Pa). Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

## Densidad Aparente

Para la densidad aparente (DA) la media más alta fue registrada para la parcela de PE ( $1.20 \text{ g/cm}^3 \pm 0.03$ ), seguida de Pa ( $0.81 \text{ g/cm}^3 \pm 0.06$ ) y BN ( $0.79 \text{ g/cm}^3 \pm 0.09$ ) (Tabla 6). Los datos se encuentran concentrados alrededor de la media con rangos entre  $0.65$  y  $0.98 \text{ g/cm}^3$  para BN;  $0.67$  y  $0.92 \text{ g/cm}^3$  para Pa; y  $1.12$  y  $1.26 \text{ g/cm}^3$  para PE (Tabla 6). Esto también se puede apreciar al analizar el diagrama de cajas (Figura 6) en donde se observa una amplitud mayor de la caja en BN, en comparación con PE y Pa. Espacialmente, también se observa una alta variabilidad de DA en BN, resultando más constante para las dos coberturas restantes (Figura 7). Mediante el ANOVA se determinó que no existen diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) entre las medias de Pa y BN. Sucediendo lo contrario entre Pa- PE y BN-PE. Esto puede apreciarse a través de la gráfica de medias (Figura 6) al trasladarse sus intervalos de confianza; y mediante la gráfica de comparaciones dos a dos de las medias con un nivel de confianza del 95 % (ver Figura 6) en donde se observa el intervalo de Pa-BN que contiene el valor de cero, representando así medias estadísticamente similares.

Tabla 5  
**Descriptivos estadísticos de DA para tres coberturas de suelo**

Descriptivos Estadísticos (DA)		Media y SD ( $\text{g/cm}^3$ )	Mínimo ( $\text{g/cm}^3$ )	Máximo ( $\text{g/cm}^3$ )
Coberturas de Tierra	Bosque Nativo (BN)	$0.79 \pm 0.09$	0.65	0.98
	Plantación Eucalipto (PE)	$1.20 \pm 0.03$	1.12	1.26
	Pastizal (Pa)	$0.81 \pm 0.06$	0.67	0.92

Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

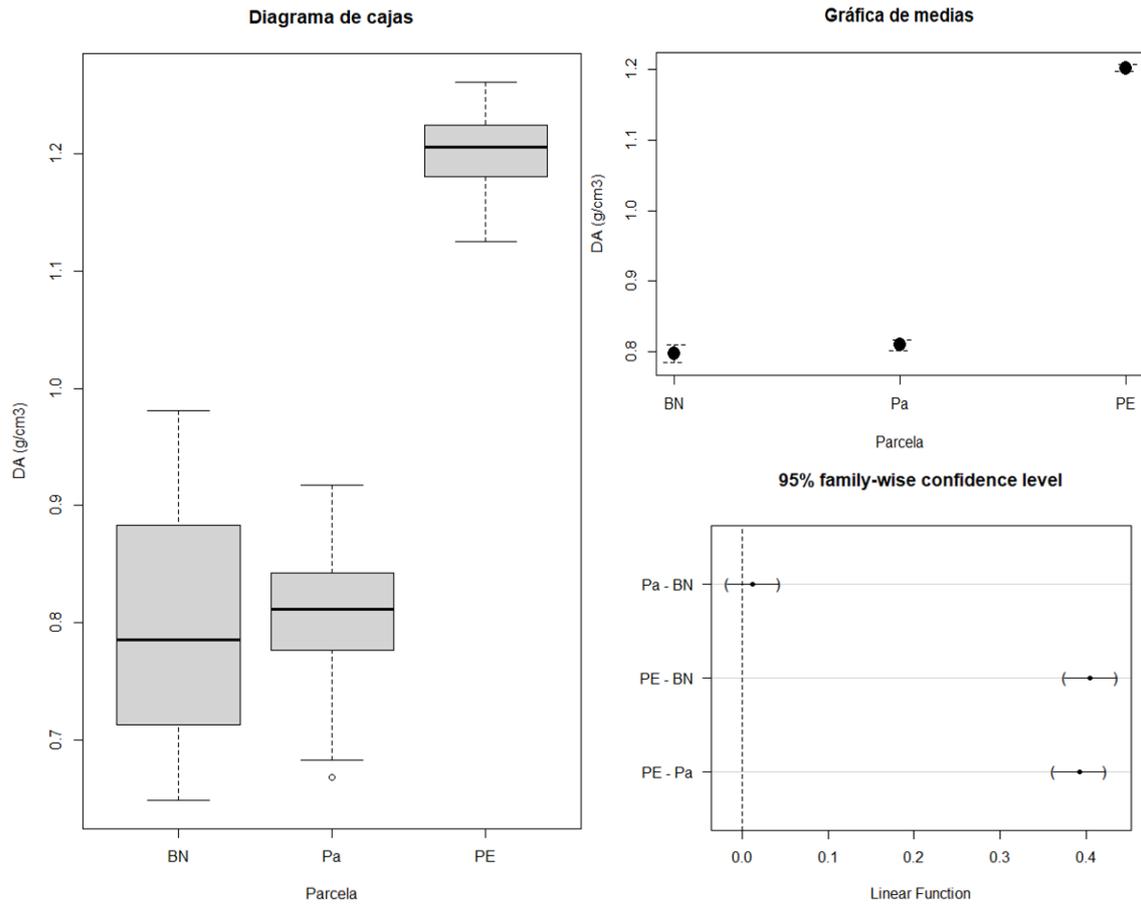


Figura 6. Gráficas estadísticas para DA  
 Diagrama de cajas (izquierda), gráfica de medias (superior derecha) y Tukey simultáneo con 95% de nivel de confianza (inferior derecha). Bosque nativo (BN), Plantación Eucalipto (PE), Pastizal (Pa). Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

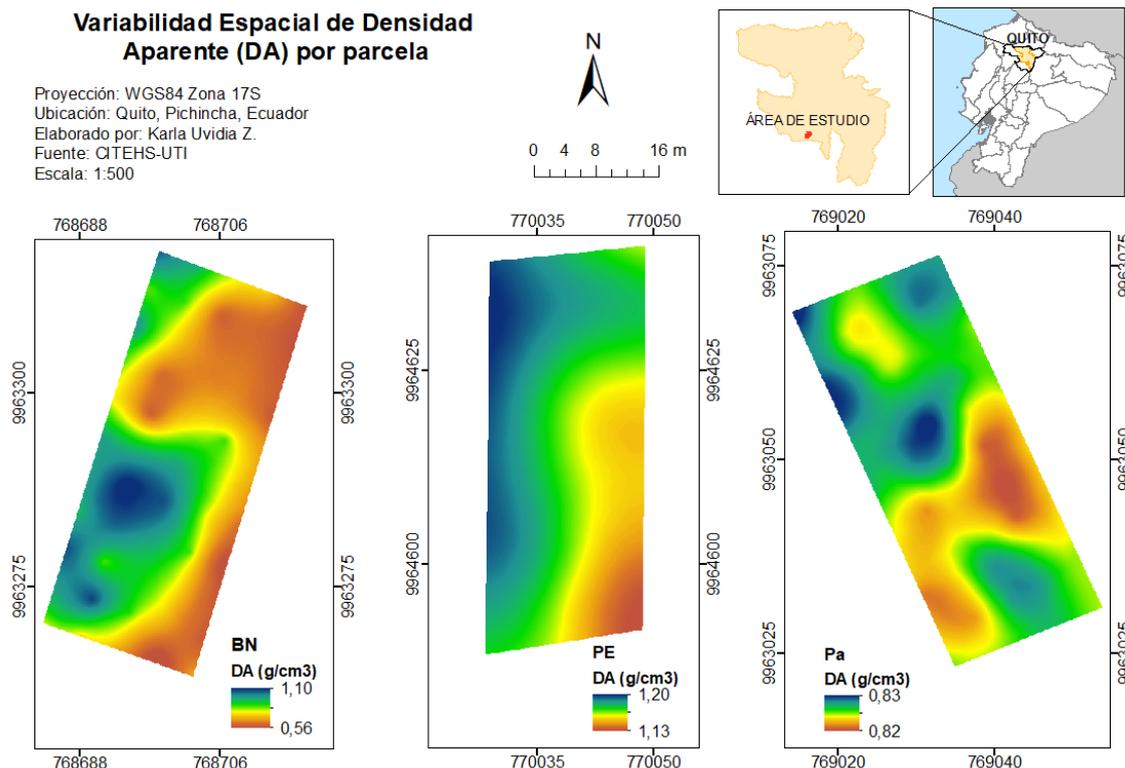


Figura 7. Variabilidad espacial de densidad aparente (DA) por parcela. Bosque nativo (BN, método Cokrg), Plantación Eucalipto (PE, método Cokrg), Pastizal (Pa, método Krg). Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

## 1.2.2. Propiedades químicas

### Carbono Orgánico (CO)

Los resultados de la Tabla 7 muestran que la media más alta para CO fue registrada en la parcela de BN ( $5.98\% \pm 1.92$ ), seguida de Pa ( $5.59\% \pm 0.46$ ) y muy por debajo PE ( $1.40\% \pm 0.32$ ). Para el caso del BN, se observa una mayor dispersión de los datos, presentando valores entre 2.24% y 8.99%. Mientras que para PE y Pa se aprecian datos relativamente homogéneos o concentrados con rangos entre 0.85% - 2.12%, y 4.43% - 6.48%, respectivamente. Esta distribución también puede apreciarse al considerar el diagrama de cajas, observándose una mayor amplitud para BN (Figura 8). A nivel espacial también se observa una alta variabilidad de CO en BN, resultando valores más constantes para PE y Pa (Figura 9). Además de un valor atípico para el caso de Pa. Mediante el ANOVA se determinó que no existen diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) entre las medias de Pa y BN, sucediendo lo contrario para el caso de Pa-PE y BN-PE. Esto puede apreciarse a través de la gráfica de medias (Figura 8) en la que se observa el traslape de

los intervalos de confianza de BN y Pa, teniendo la ausencia de este comportamiento para las otras coberturas; y a través de la gráfica de comparaciones dos a dos de las medias con un nivel de confianza del 95% ( Figura 8), donde se observa que el intervalo de Pa-BN contiene el valor de cero, representando así medias estadísticamente similares.

Tabla 6  
Descriptivos estadísticos de CO para tres coberturas de suelo

Descriptivos Estadísticos (CO)		Media y SD (%)	Mínimo (%)	Máximo (%)
Coberturas de Tierra	Bosque Nativo (BN)	5.98 ± 1.92	2.24	8.99
	Plantación Eucalipto (PE)	1.40 ± 0.32	0.85	2.12
	Pastizal (Pa)	5.59 ± 0.46	4.43	6.48

Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

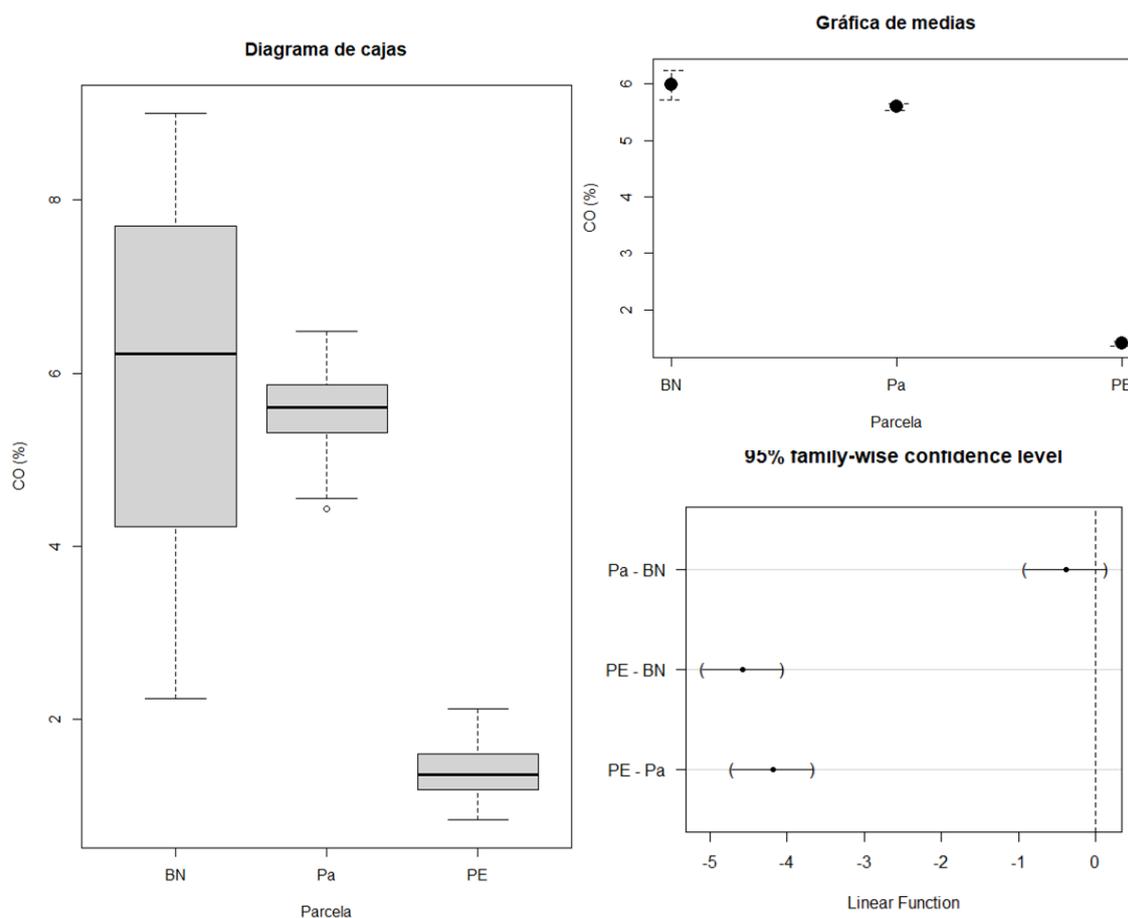


Figura 8. Gráficas estadísticas para CO

Diagrama de cajas (izquierda), gráfica de medias (superior derecha) y Tukey simultáneo con 95% de nivel de confianza (inferior derecha). Bosque nativo (BN), Plantación Eucalipto (PE), Pastizal (Pa). Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

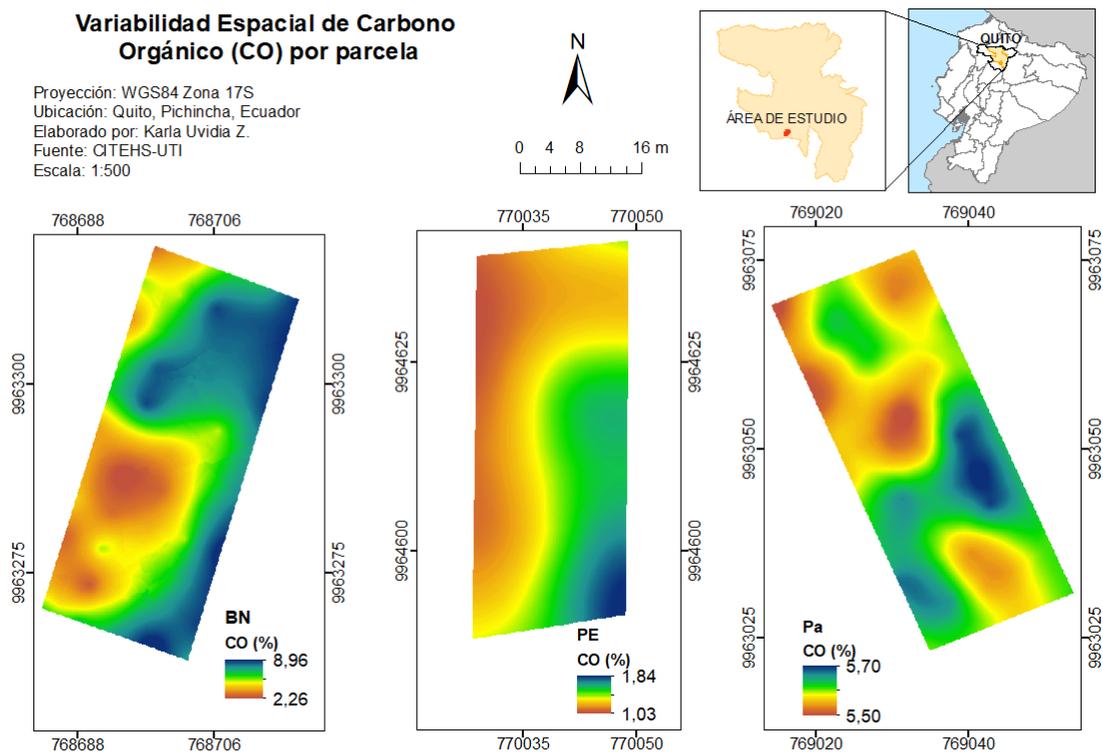


Figura 9. Variabilidad espacial del carbono orgánico (CO) por parcela. Bosque nativo (BN, método Cokrg), Plantación Eucalipto (PE, método Cokrg), Pastizal (Pa, método Krg). Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

### Nitrógeno (N)

Para el caso del nitrógeno (N), la media más alta fue registrada en la parcela de Pa ( $0.58\% \pm 0.05$ ) y BN ( $0.57\% \pm 0.18$ ), seguida de la PE ( $0.14\% \pm 0.03$ ) (Tabla 8). Una ligera dispersión de los datos fue encontrada para BN, presentando valores entre  $0.21\%$  y  $0.85\%$ . Mientras que para PE y Pa se aprecian datos más concentrados con rangos entre  $0.09\%$  y  $0.22\%$ , y  $0.46\%$  y  $0.67\%$ , respectivamente (Tabla 8). Esto también puede apreciarse en el diagrama de cajas (Figura 10) al encontrar una amplitud mucho mayor en la caja del BN, reflejado igualmente a nivel espacial (Figura 11), al registrar una alta variabilidad a lo largo de esta parcela. Mediante el ANOVA se determinó que no existen diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) entre las medias de Pa y BN. Sucediendo lo contrario para Pa- PE y BN-PE. Esto puede apreciarse a través de la gráfica de medias (ver Figura 10) al traslaparse los intervalos de confianza de BN-Pa y mediante la gráfica de comparaciones dos a dos de las medias con un nivel de confianza del  $95\%$  (ver Figura 10) en donde el intervalo de Pa-BN contiene el valor de cero lo que representa medias estadísticamente similares.

Tabla 7  
**Descriptivos estadísticos de N para tres coberturas de suelo**

Descriptivos Estadísticos (N)		Media y SD (%)	Mínimo (%)	Máximo (%)
Coberturas de Tierra	Bosque Nativo (BN)	0.57 ± 0.18	0.21	0.85
	Plantación Eucalipto (PE)	0.14 ± 0.03	0.09	0.22
	Pastizal (Pa)	0.58 ± 0.05	0.46	0.67

Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

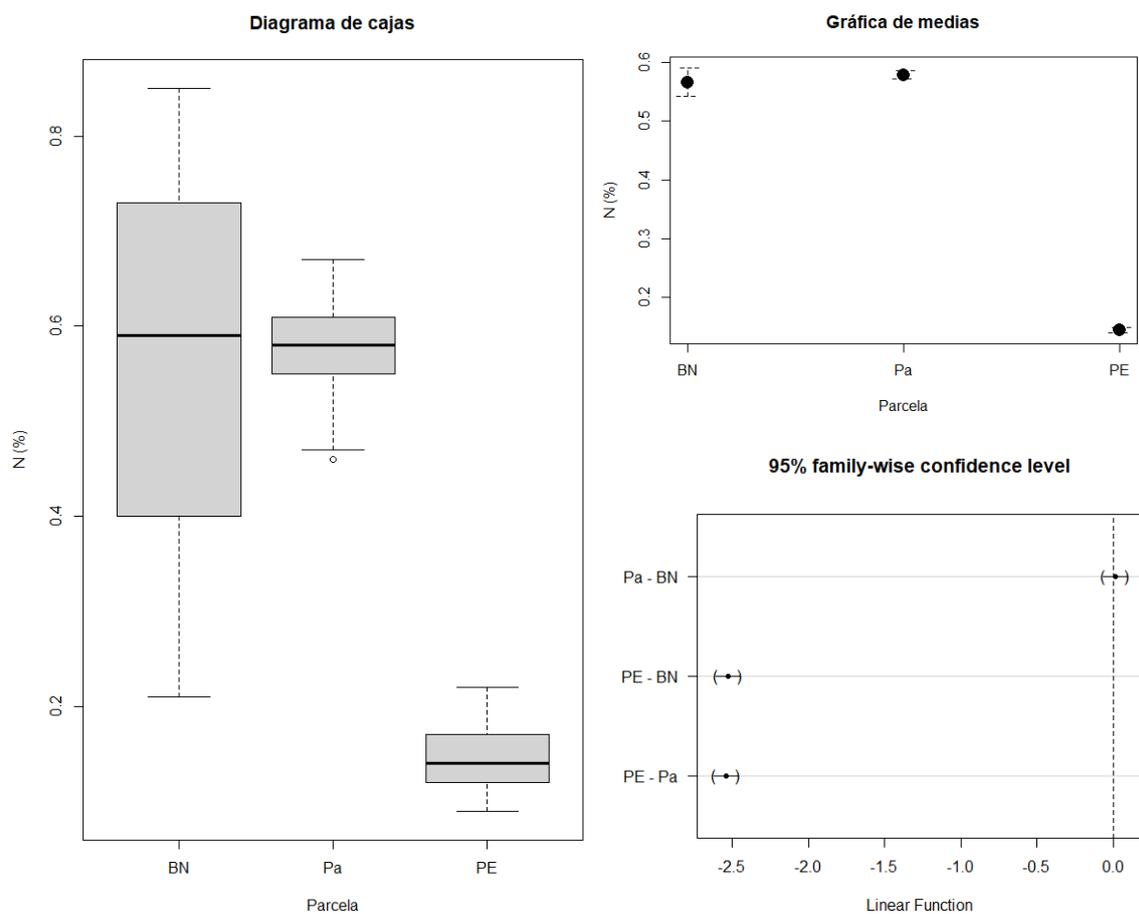


Figura 10. Gráficas estadísticas para N

Diagrama de cajas para N (izquierda), gráfica de medias (superior derecha) y Tukey simultáneo con 95% de nivel de confianza (inferior derecha). Bosque nativo (BN), Plantación Eucalipto (PE), Pastizal (Pa). Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

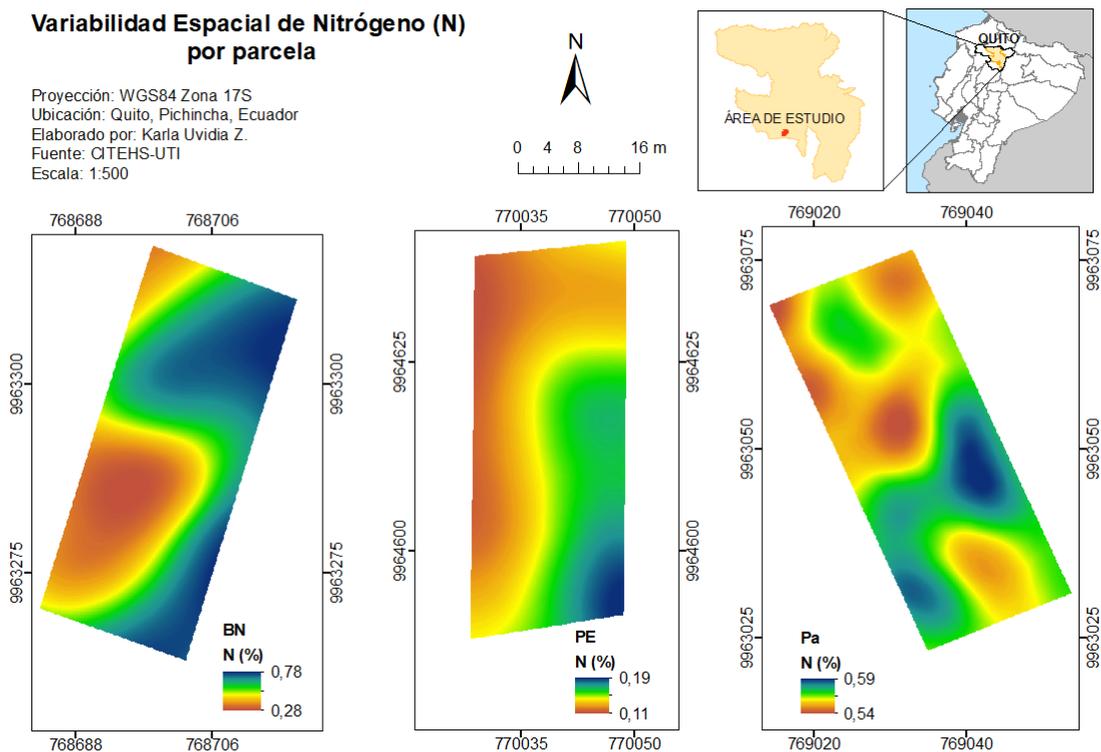


Figura 11. Variabilidad espacial de nitrógeno (N) por parcela. Bosque nativo (BN, método Krg), Plantación Eucalipto (PE, método Cokrg), Pastizal (Pa, método Krg). Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

### Fósforo (P)

Los datos para el fósforo (P) (Tabla 9), muestran que la media más alta fue registrada para la parcela de PE ( $8.42 \text{ mg/kg} \pm 3.62$ ), seguido de BN ( $5.30 \text{ mg/kg} \pm 1.08$ ) y Pa ( $4.08 \text{ mg/kg} \pm 0.93$ ). Una mayor dispersión de los datos fue encontrada para PE, presentando valores entre 3.50 y 19.20 mg/kg. Mientras que para BN y Pa se aprecian datos relativamente más concentrados con rangos entre 3.50 y 8.80 mg/kg, y 3.50 y 8.30 mg/kg, respectivamente. Esto también puede apreciarse mediante el diagrama de cajas (Figura 12) al disponer de una mayor amplitud en la caja de la PE. Espacialmente, se observa esta variabilidad tanto para PE como para Pa (Figura 13). Al no tener los datos una distribución normal, se aplicó el test de Kruskal-Wallis obteniendo un  $p < 0.05$  e indicando que existen diferencias significativas entre todos los grupos de datos.

Tabla 8

**Descriptivos estadísticos de P para tres coberturas de suelo**

Descriptivos Estadísticos (P)		Media y SD (mg/kg)	Mínimo (mg/kg)	Máximo (mg/kg)
Coberturas de Tierra	Bosque Nativo (BN)	5.30 ± 1.08	3.50	8.80
	Plantación Eucalipto (PE)	8.42 ± 3.62	3.50	19.2
	Pastizal (Pa)	4.08 ± 0.93	3.50	8.30

Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

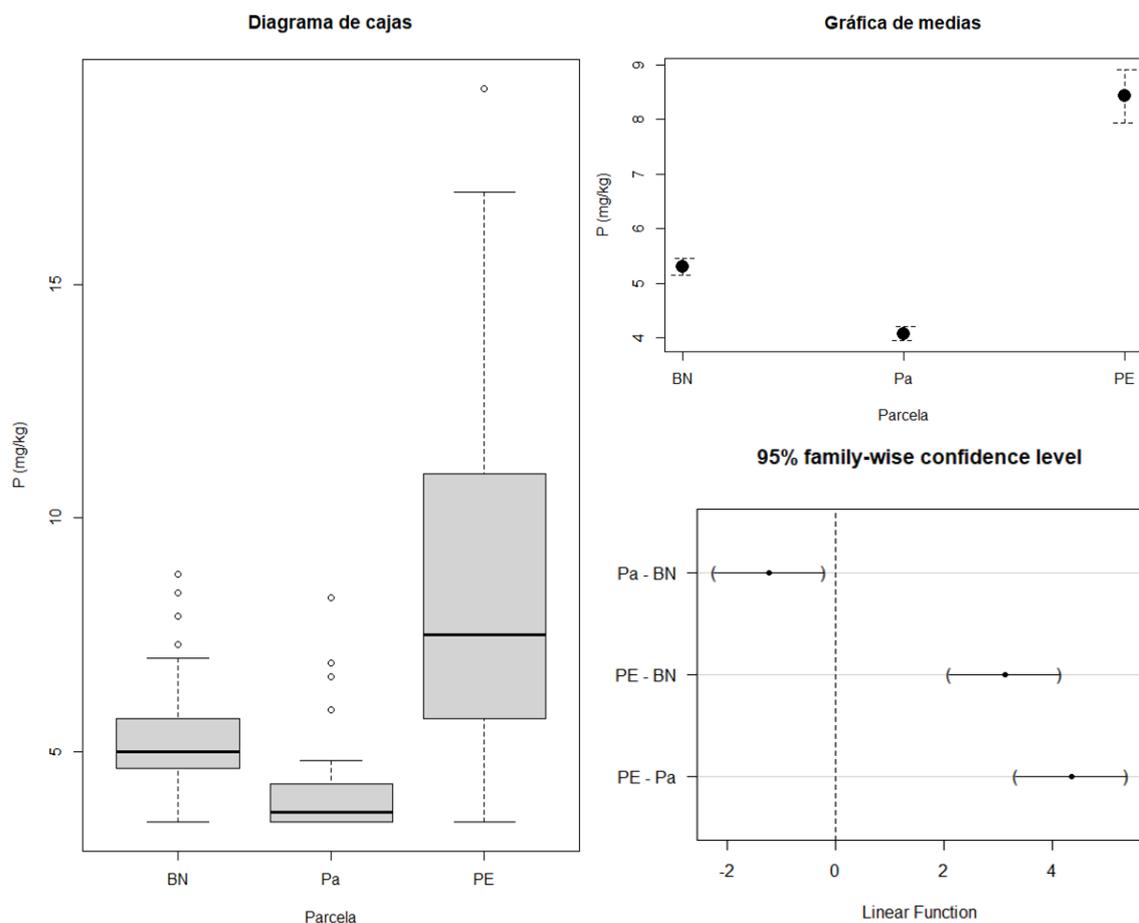


Figura 12. Gráficas estadísticas para P

Diagrama de cajas (izquierda), gráfica de medias (superior derecha) y Tukey simultáneo con 95% de nivel de confianza (inferior derecha). Bosque nativo (BN), Plantación Eucalipto (PE), Pastizal (Pa). Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

### Variabilidad Espacial de P por parcela

Proyección: WGS84 Zona 17S  
Ubicación: Quito, Pichincha, Ecuador  
Elaborado por: Karla Uvidia Z.  
Fuente: CITEHS-UTI  
Escala: 1:500

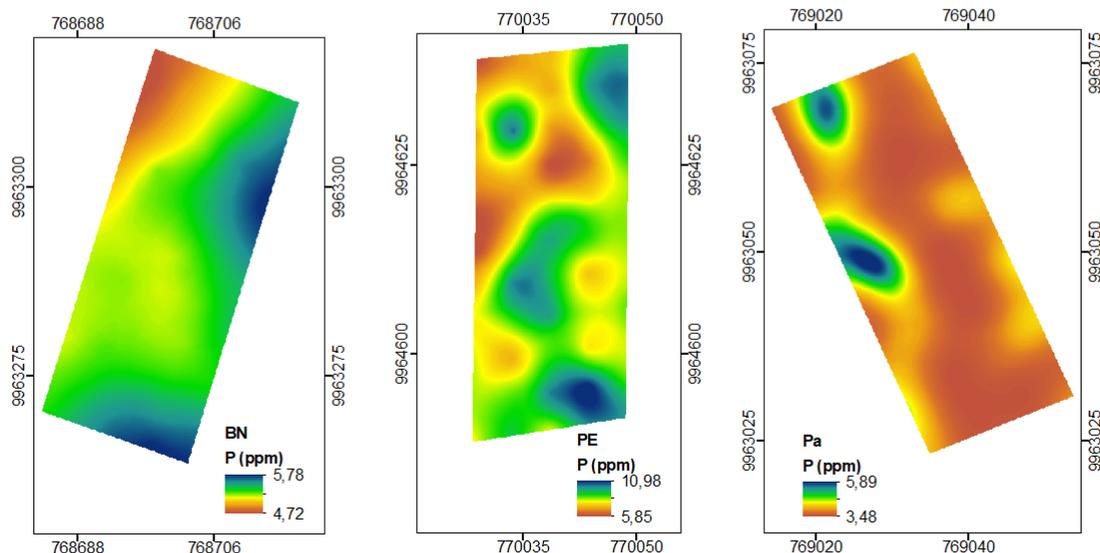
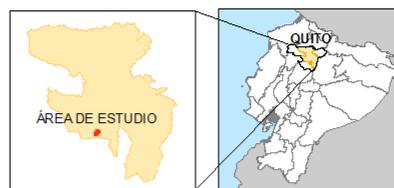
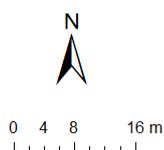


Figura 13. Variabilidad espacial de fósforo (P) por parcela.

Bosque nativo (BN, método Cokrg), Plantación Eucalipto (PE, método Krg), Pastizal (Pa, método Cokrg). Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

### pH

El pH (Tabla 10), registró una media muy cercana entre sí; es así que para Pa se registró un valor de  $5.87 \pm 0.07$ , para PE un valor de  $5.77 \pm 0.29$  y BN una media de  $5.73 \pm 0.23$ . Una ligera dispersión de los datos fue encontrada para PE y BN, presentando valores entre 5.15 y 6.53, y 5.18 y 6.27, respectivamente. Mientras que en el caso de Pa se aprecian datos más concentrados, con rangos entre 5.71 y 6.06. Esto también pudo apreciarse con el diagrama de cajas (Figura 14) al tener una mayor amplitud de las cajas de BN y PE, a diferencia de Pa. Al observar su comportamiento espacial (Figura 15), apreciamos una amplitud menor para las tres parcelas, en especial para Pa en donde se registra una variación mínima. Mediante el ANOVA se determinó que no existen diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) entre las medias de PE-Pa y PE-BN, sucediendo lo contrario para Pa-BN. Esto puede observarse mediante la gráfica de medias (Figura 14) al existir traslape de sus intervalos de confianza y la gráfica de comparaciones dos a dos de las medias con un nivel de confianza del 95% (Figura 14) al abarcar dentro de su intervalo el valor de cero.

Tabla 9  
**Descriptivos estadísticos de pH para tres coberturas de suelo**

Descriptivos Estadísticos (pH)		Media y SD	Mínimo	Máximo
Coberturas de Tierra	Bosque Nativo (BN)	5.73 ± 0.23	5.18	6.27
	Plantación Eucalipto (PE)	5.77 ± 0.29	5.15	6.53
	Pastizal (Pa)	5.87 ± 0.07	5.71	6.06

Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

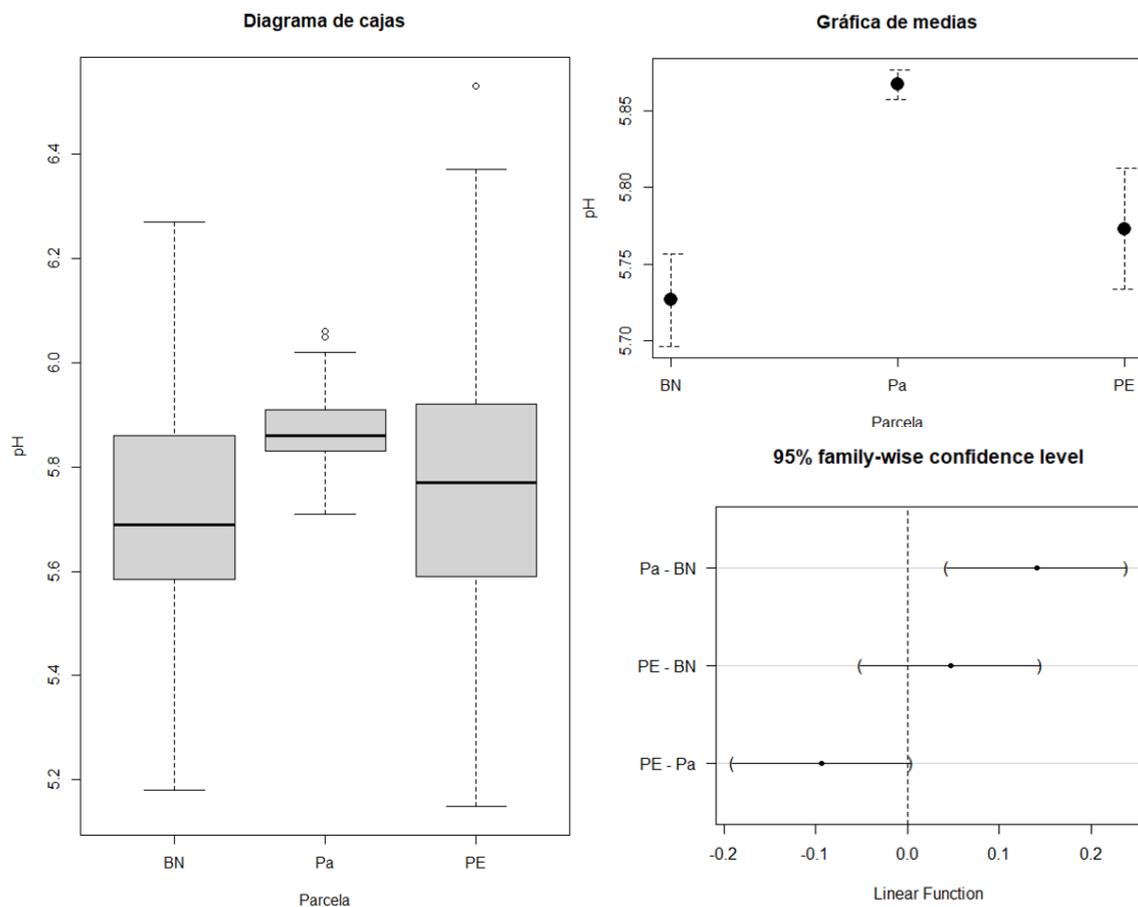


Figura 14. Gráficas estadísticas para pH

Diagrama de cajas (izquierda), gráfica de medias (superior derecha) y Tukey simultáneo con 95% de nivel de confianza (inferior derecha). Bosque nativo (BN), Plantación Eucalipto (PE), Pastizal (Pa). Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

### Variabilidad Espacial de pH por parcela

Proyección: WGS84 Zona 17S  
Ubicación: Quito, Pichincha, Ecuador  
Elaborado por: Karla Uvidia Z.  
Fuente: CITEHS-UTI  
Escala: 1:500

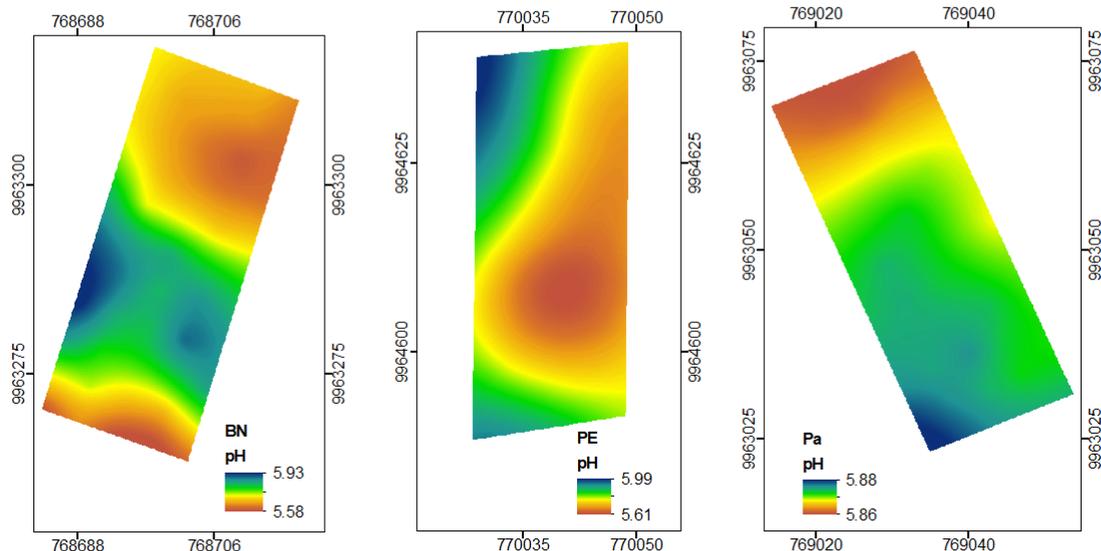
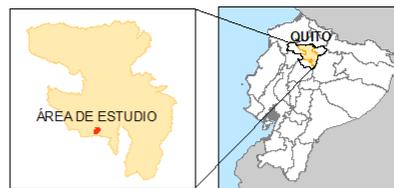
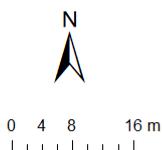


Figura 15. Variabilidad espacial de pH por parcela.

Bosque nativo (BN, método Cokrg), Plantación Eucalipto (PE, método Cokrg), Pastizal (Pa, método Krg). Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

### 1.3. Estimación de las reservas de carbono orgánico del suelo de las tres coberturas de tierra en estudio y comparación entre sí.

Con respecto a las reservas de carbono orgánico (RCO) (Tabla 11), las medias más altas fueron registrada en las parcelas de BN ( $9.69 \text{ kg/m}^2 \pm 1.44$ ) y Pa ( $9.31 \text{ kg/m}^2 \pm 0.36$ ), seguida de la PE ( $3.27 \text{ kg/m}^2 \pm 0.67$ ). Se observa una amplia dispersión de los datos para BN, presentando valores entre  $4.95 \text{ kg/m}^2$  y  $10.16 \text{ kg/m}^2$ . Mientras que para Pa y PE se aprecian datos más concentrados con rangos entre  $8.19 \text{ kg/m}^2$  y  $9.82 \text{ kg/m}^2$ , y  $2.06$  y  $4.72 \text{ kg/m}^2$ , respectivamente. Esto también puede apreciarse en el diagrama de cajas (Figura 16) al encontrar una amplitud mucho mayor de la caja del BN, e igualmente a nivel espacial, al registrar una alta variabilidad a lo largo de la respectiva parcela (Figura 17). Mediante el ANOVA se determinó que no existen diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) entre las medias de Pa y BN. Sucediendo lo contrario para PE-Pa y PE-BN. Esto puede apreciarse a través de la gráfica de medias (Figura 16) al traslaparse los intervalos de confianza de BN y Pa y mediante la gráfica de comparaciones dos a dos de las medias

con un nivel de confianza del 95% (Figura 16) en donde el intervalo de Pa-BN contiene el valor de cero lo que representa medias estadísticamente similares.

Tabla 10  
**Descriptivos estadísticos de la reserva de carbono orgánico (RCO) para tres coberturas de suelo**

Descriptivos Estadísticos (RCO)		Media y SD (kg/m <sup>2</sup> )	Mínimo (kg/m <sup>2</sup> )	Máximo (kg/m <sup>2</sup> )
Coberturas de Tierra	Bosque Nativo (BN)	9.69 ± 1.44	4.95	10.16
	Plantación Eucalipto (PE)	3.27 ± 0.67	2.06	4.72
	Pastizal (Pa)	9.31 ± 0.36	8.19	9.82

Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

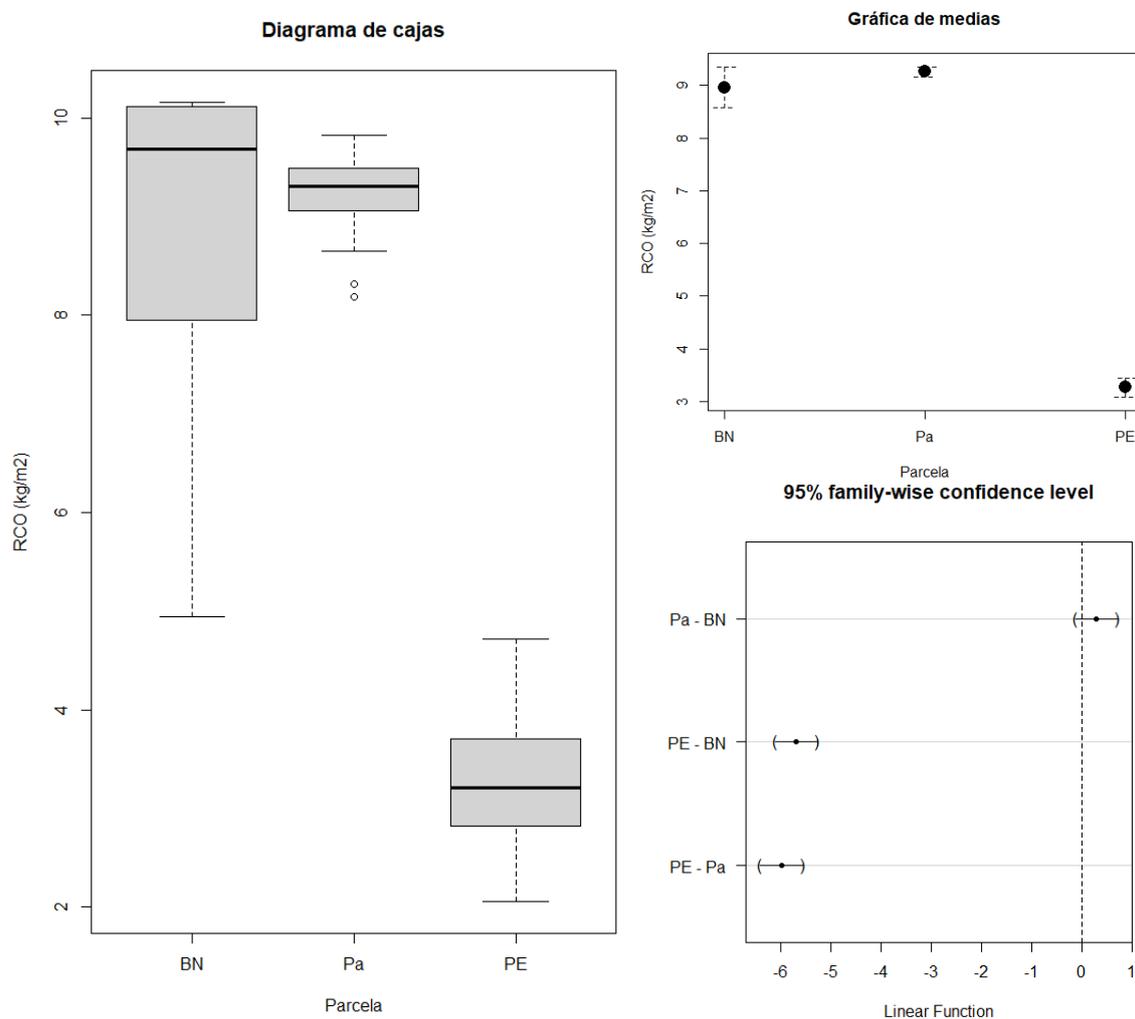


Figura 16. Gráficas estadísticas para RCO

Diagrama de cajas (izquierda), gráfica de medias (superior derecha) y Tukey simultáneo con 95% de nivel de confianza (inferior derecha). Bosque nativo (BN), Plantación Eucalipto (PE), Pastizal (Pa). Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

### Variabilidad Espacial de las Reservas de CO (RCO) por parcela

Proyección: WGS84 Zona 17S  
Ubicación: Quito, Pichincha, Ecuador  
Elaborado por: Karla Uvidia Z.  
Fuente: CITEHS-UTI  
Escala: 1:500

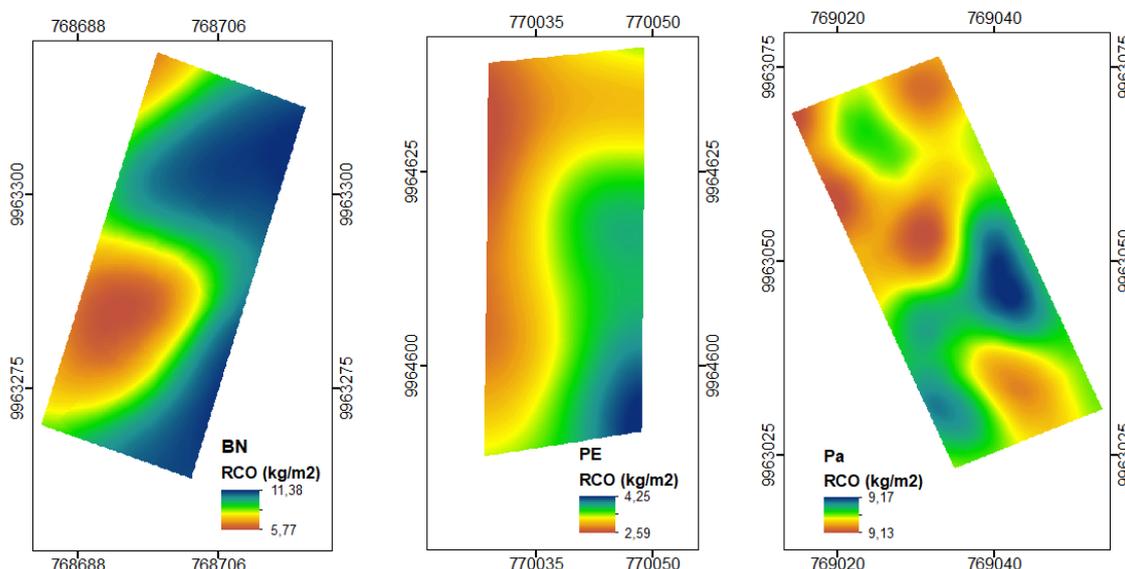
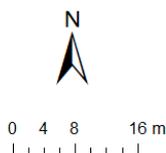


Figura 17. Variabilidad espacial de RCO por parcela. Bosque nativo (BN, método Cokrg), Plantación Eucalipto (PE, método Cokrg), Pastizal (Pa, método Krg). Fuente: CITHES (2017). Elaboración propia

## 2. Discusión

### 2.1. Caracterización del fragmento de bosque siempre verde montano alto de la cordillera occidental

#### 2.1.1. Inventario vegetal georreferenciado y estructura diamétrica

La parcela de bosque montano en estudio registró en su totalidad 18 especies, valor similar a lo reportado por Homeier et al. 2010; Cuvi y Caranqui 2011 para los bosques montanos del sur de Ecuador. Este valor estaría relacionado con su elevación (3516 msnm), ya que de acuerdo con Gentry y Dodson (1987) a medida que se asciende en altitud, es común la reducción del número de especies. A lo largo de la cordillera andina se han registrado en promedio 160 especies de plantas entre los 800-1500 msnm, reduciéndose a menos de 40 especies en los 3000 msnm (Gentry 1995). Esta reducción en el número de especies asimismo estaría relacionada con cambios en las condiciones climáticas y edáficas específicas (Homeier et al. 2010).

Al analizar la estructura diamétrica del bosque, se observó una línea de tendencia con apariencia de “J” invertida. Este comportamiento, de acuerdo con Arturi et al. (1998) y Burga-Cieza et al. (2021), sugiere una autoregeneración del bosque al tener una alta concentración de individuos en las clases menores con reducción acentuada en las clases mayores, observando un coherente proceso de desarrollo en dirección a etapas de crecimiento y productividad vegetal.

Por otro lado, al analizar la composición vegetal se observa que el mayor porcentaje de diámetros pequeños indicaría que es un ecosistema mayormente con vegetación baja. Lo que corresponde a lo expuesto por Gentry y Dodson (1987) los cuales mencionan que a mayor altitud es común la reducción del tamaño de los árboles de los bosques montanos, así como la proliferación de otras formas biológicas como arbustos, epífitas, briófitas y líquenes que se desarrollan con mayor facilidad, recayendo en ellos la mayor riqueza de especies.

### **2.1.2. Análisis de parámetros estructurales (riqueza, composición vegetal, densidad de especies)**

Al analizar las familias con mayor número de especies observamos que, de acuerdo con el Libro Rojo de las Especies de Ecuador (León-Yáñez et al. 2011), *Asteraceae*, *Melastomataceae* y *Campanulaceae* se encuentran dentro de las familias más diversas y con mayor número de especies endémicas de la región andina del país. Esto explicaría los valores más altos de diversidad relativa registradas en estas familias, para este y otros estudios de bosque montano de la zona (López 2014; Haro 2018; Curipoma, Cevallos, y Pérez 2018).

Estas familias, además, poseen un amplio rango de expansión, es así que resultan reportadas a lo largo de la cordillera de los Andes tales como en Colombia (Burga-Cieza et al. 2021), Bolivia (Bascopé y Jorgensen 2005) y Perú (Farfan-Rios et al. 2015). Algunas de estas familias (*Asteraceae* por ejemplo) resultan de gran importancia para la flora de países como Perú y Venezuela al ocupar los primeros lugares dentro de las familias más diversas a nivel nacional (León 2006; Llamozas et al. 2003).

Estas familias, junto con *Araliaceae*, *Elaeocarpaceae*, *Fabaceae*, *Myrtaceae*, y *Primulaceae* también fueron reportadas por (Carlos Cerón 2004; Curipoma, Cevallos, y Pérez 2018; Pinto, Ulloa, y Cuesta 2018; Vistín-Guamantaqui y Espinoza-Castillo 2021; C. Cerón y Montalvo 1997) para los bosques montano de Ecuador y los bosques ubicados

a lo largo de la cordillera de los Andes, variando su proporción de acuerdo a sus condiciones geográfica (Burga-Cieza et al. 2020; Farfan-Ríos 2015; Bascopé y Jorgensen 2005). Muchas de ellas han sido registradas en bosques montanos de menor altitud. Esto puede deberse al amplio rango de crecimiento que poseen algunos taxones, registrándose dentro de la composición del bosque, aunque en menor proporción (Maldonado 2018).

Este comportamiento también es observado al comparar las especies descritas por el Ministerio de Ambiente del Ecuador para el bosque montano (MAE 2013) con las especies encontradas en la parcela de estudio. Se aprecia que sólo *Oreopanax ecuadorensis* y *Vallea stipularis* coinciden con la descripción de un bosque montano alto de la cordillera occidental de los Andes (ecosistema al que pertenece el área de estudio). Sin embargo, especies como *Myrcianthes rhopaloides*, *Alnus acuminata*, *Myrsine andina*, *Brachyotum ledifolium*, *Miconia crocea*, *Syphocampylus giganteus* y *Baccharis latifolia* fueron encontradas en otras categorías de bosque montano con altitudes más bajas (2000-3000 msnm) y en ambos flancos de la cordillera de los Andes.

Al realizar un análisis por especie, observamos que *Oreopanax ecuadorensis*, *Brachyotum ledifolium*, *Gynoxys campii* y *Baccharis latifolia* poseen el mayor número de individuos (Anexo 1 y 2). De acuerdo con la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN (2020), especies como *Brachyotum ledifolium* y *Baccharis latifolia* son especies propias de bosques montanos presentes a lo largo de toda la cordillera de los Andes. Mientras que *Oreopanax ecuadorensis* y *Gynoxys campii* son especies endémicas del Ecuador. Todas ellas, catalogadas de “Preocupación Menor”, con excepción de *Gynoxys campii* la cual se encuentra descrita como en “Peligro de Extinción” a causa de la destrucción de su hábitat. Esto es preocupante ya que, como hemos mencionado, la fragmentación de los bosques montanos de Quito sigue en aumento, por lo que es fundamental una evaluación de los planes de manejo del AIER Pichincha-Atacazo para la conservación de esta especie.

Asimismo, resulta fundamental mencionar la importancia de implementar procesos de restauración de paisaje y programas de silvicultura urbana a lo largo de todo el DMQ mediante el uso de plantas nativas que permitan la conservación de los espacios. Esto debido a la facilidad de crecimiento y adaptación al medio que poseen estas especies, así como su papel fundamental como amortiguadores ecológicos, permitiendo una armonía con el entorno natural y una mejor identificación con la cultura regional (A. Flores 2005).

Especies encontradas en nuestro estudio como *Alnus acuminata* son ampliamente usadas en procesos de restauración, caracterizadas por ser de rápido crecimiento y tener una buena germinación en terrenos descubiertos (Restrepo 2016). *Oreopanax lecuadorensis* y *Myrcianthes rhopaloides* son especies de gran importancia cultural por su uso en la fabricación de herramientas y uso medicinal, así como su fácil crecimiento en áreas alteradas y remanentes boscosos (Curipoma, Cevallos, y Pérez 2018); siendo usadas en proyectos de restauración, así como en cercas vivas y vegetación arbustiva a lo largo de ríos (Pinto, Ulloa, y Cuesta 2018). Otras especies como *Bacharis latifolia* son de gran importancia ecológica ya que sus ramas forman barreras impenetrables, además de que contribuyen a la polinización (Caranqui-Aldaz et al. 2022).

Otras especies que, si bien no se encontraron en el área de estudio, pero también contribuyen en los procesos de restauración son *Saurauia tomentosa* y *Tournefortia fuliginosa*. Estas se desarrollan en áreas alteradas o claros de bosque y atraen a dispersores de semillas (Pinto, Ulloa, y Cuesta 2018). Especies pioneras como *Myrsine coriacea* son importantes en la restauración de bosques montanos dado su asociación con aves y los procesos de dispersión de semillas relacionados con ella; además de su capacidad para crecer en espacios abiertos, importante para la silvicultura urbana (Moreno y Cuartas 2015).

Especies como *Buddleja incana* también resultan importantes debido a su adaptación a zonas abiertas y son utilizadas tanto en cercas vivas como en la ampliación y recuperación de masa forestal en lugares donde se ha perdido totalmente, brindando humedad y protegiendo a otras plantas de la radiación y temperatura (Suárez 2008). Mientras que *Salvia quitensis* y *Geissanthus pichincae* son relevantes por su alto valor de conservación y riqueza cultural (Curipoma et al. 2018; Pinto et al. 2018).

Esto demuestra que cada especie posee requerimientos diferentes y aporta de distinta forma al paisaje. Su consideración resulta importante en la elaboración de estrategias de recuperación para estos bosques, incluyendo diferentes fases de siembra. Una inicial con especies nodrizas (arbusto o árboles de crecimiento rápido) que generen sombra a otras especies; y una segunda fase en donde se introduzcan especies importantes del ecosistema, replicando así la dinámica sucesional de los ecosistemas (Suárez 2008).

### **2.1.3. Determinación de la diversidad de especies**

Mediante el índice de Shannon ( $H'$ ) e índice de Simpson ( $\lambda$ ) se obtuvo una diversidad media-alta de la parcela BN ( $H'$ : 2.5 y  $\lambda$ : 0.10), indicando la existencia de riqueza de organismos y similares proporciones de las distintas especies, es decir, que la diversidad florística tiende a ser homogénea, sin sobresalir una especie por sobre otra. Estos altos valores son similares a los registrados por (Cuvi y Caranqui 2011; Burga-Cieza et al. 2021) para bosques montanos y puede deberse a los procesos de auto regeneración mencionados anteriormente. Por lo que, en base a los parámetros estructurales analizados previamente, junto con el valor de diversidad de especies determinado, se puede establecer que la parcela de bosque en estudio se encuentra en buen estado de conservación en lo referente a árboles y arbustos.

## **2.2. Variaciones espaciales de los atributos asociados a la materia orgánica del suelo del bosque montano, plantaciones de eucalipto y pastizal**

### **2.2.1. Propiedades físicas**

#### **Textura**

Los suelos en estudio se caracterizan por una textura franca (proporción relativamente igual de arena, limo y arcilla) y franca arenosa (suelos francos con alta proporción de arena); coincidiendo con lo descrito por (Jiménez et al. 2008; MAATE 2013; Aguirre et al. 2019) para los bosques montanos ecuatorianos. Estas texturas, franco y franco arenoso, muestran que el suelo del área en estudio posee una buena capacidad de retención de agua y poca compactación, permitiendo un fácil movimiento de fluidos (agua y aire) que contribuye en la sobrevivencia de los organismos del suelo y en la absorción de nutrientes, importantes para el desarrollo de la vegetación (Lozano et al. 2008). Sin embargo, como se verá más adelante, no resulta ser el caso de PE a pesar de la textura obtenida. Esto ya que de acuerdo con Nair (2002) la textura del suelo puede verse poco alterada por cambios en el uso de la tierra, con excepciones a causa de fuertes erosiones que ocasionan la pérdida de la capa superior del suelo.

### Densidad Aparente (DA)

Se observan valores estadísticamente similares para BN y Pa de 0.79 g/cm<sup>3</sup> y 0.81 g/cm<sup>3</sup> respectivamente, y un valor estadísticamente más alto para PE de 1.20 g/cm<sup>3</sup>. Todo ello a una misma profundidad (0-20 cm). Estos valores resultan similares a los reportados por Chacón et al. (2003); Jiménez (2007); Quichimbo et al. (2012); Vigo y Oclocho (2017); Rosero (2019) para las tres coberturas de suelo.

De acuerdo con Jiménez et al. (2008), la DA no es una propiedad intrínseca del suelo, es decir, puede variar de acuerdo al uso y manejo del mismo (Quichimbo et al. 2012). En este sentido, el incremento de esta propiedad en PE de 50.6% con respecto a BN, nos lleva a inferir que esta especie tiende a alterar las condiciones naturales del suelo, reduciendo su porosidad y retención de humedad. Comportamiento que también ha sido observado por otros autores (Quichimbo et al. 2012; Jimenez 2016; Vigo y Oclocho 2017).

Este no resulta ser el caso de los Pa. Su parcela registra valores bajos de DA, similares a los de BN, mostrando una conservación de la baja compactación y alto contenido de agua y MO del que dispone el suelo de BN (Casanova 1991). Esto a pesar del CUS, lo cual podría estar vinculado con el aporte de MO por parte de las gramíneas y sus raíces finas en el suelo, una mayor actividad biológica en comparación a PE (Sanaguano y Cabrera 2019), así como a un manejo poco intensivo de Pa.

A nivel espacial, se observa una alta variabilidad de DA y de las propiedades restantes en estudio (CO, N y P) a lo largo de la parcela de BN. Esto puede deberse a la variedad de especies que existe sobre el bosque las cuales pueden influir en los parámetros físicos y químicos del suelo (Six et al. 2004). Por otro lado, al analizar las especies registradas en BN observamos que mayormente se ubican especies como *Oreopanax ecuadorensis*, *Vallea stipularis*, *Myrsine andina* o *Alnus acuminata* en zonas con menor DA. Estas son especies nativas arbóreas con raíces profundas, por lo que tienden a desarrollarse mejor en lugares con menor DA, permitiendo el crecimiento de las mismas y contribuyendo en el mantenimiento de la porosidad del suelo, y por ende de una baja DA (Añazco 1999). Mientras que *Coriaria ruscifolia* y *Miconia papillosa*, especies arbustivas con un tamaño menor de raíces (Minga y Verdugo 2016), fueron encontradas principalmente en zonas con mayor DA.

Para el caso de las parcelas de PE y Pa se aprecia una menor variabilidad espacial, es decir, valores más homogéneos para esta y las propiedades restantes en estudio (CO,

N, P y pH). Esto podría deberse a la prominencia de una sola especie a lo largo del área de estudio, influyendo en el similar aporte y consumo de nutrientes en toda su extensión. Esto, además de ciertos efectos de la labranza, siembra o métodos de cosecha que pueden intervenir en la variación de la DA (Ceccon y Martínez 1999).

### 2.2.2. Propiedades químicas

#### Carbono orgánico (CO)

Se registran valores estadísticamente similares para BN y Pa de 5.98% y 5.59% respectivamente. Mientras que PE muestra un valor significativamente menor de 1.40%. Valores cercanos fueron reportados por Jiménez (2007); Vigo y Oclocho (2017); Torres y Pabón (2017); Cantú y Yañez (2018); Rosero (2019), para las tres coberturas de suelo en estudio.

Se observa una disminución de CO en PE de 76.6% con respecto a los valores obtenidos en BN. Esto probablemente debido a la lenta descomposición de su hojarasca y la emisión de sustancias químicas (aleloquímicos) que impiden la germinación y crecimiento de otras especies a su alrededor, influyendo en la entrada orgánica y la mineralización de nutrientes (Hofstede et al. 2002). Por otro lado, se ha observado que las plantaciones forestales retienen una mayor proporción de C y N en su biomasa debido a su rápido crecimiento, reduciendo las proporciones de CO del suelo (Jobbágy et al. 2006; Hofstede et al. 2002).

Si bien algunos autores como Anón (1992) destacan la importancia de las plantaciones forestales, como *Eucalyptus globulus*, dentro de procesos de reforestación; recalcan que son beneficiosas en zonas con escasa fertilidad o suelos en estado de degradación. Mientras que, en zonas andinas, donde se tiene un alto contenido de MO y humedad, podrían ocasionar afectaciones a las propiedades del suelo, causando su degradación (Chacón et al. 2003; Cordero–Rivera, Martínez, y Álvarez 2017); situación que se ha observado en la parcela de estudio.

Para el caso de Pa, este registra valores estadísticamente similares con respecto a BN. Esto probablemente debido a la producción de MO por parte de las gramíneas al desarrollar una alta biomasa radical con ciclos de vida cortos que les permite integrar mayor cantidad de desechos vegetales al suelo mineral (Carimentrand, Lugo, y Lozada 2002; Mantilla-Paredes et al. 2009); así como a la alta actividad biológica de

invertebrados y microorganismos y a la cubierta vegetal que evita la exposición directa de los suelos a condiciones ambientales desfavorables (Otero et al. 2011).

Espacialmente, se observa una relación inversa entre DA y CO, es decir, a mayor CO menor será la DA (Rivera et al. 2016). En tanto que al realizar un análisis por especies en BN observamos que mayormente especies como *Oreopanax ecuadorensis*, *Vallea stipularis*, *Myrsine andina* o *Alnus acuminata* se ubican en zonas con mayor C. De acuerdo con Medina, Orozco, y Díez (2008) y Ortiz (2022) el suelo bajo estas especies nativas arbóreas registran mayor proporción de nutrientes debido al aporte de su biomasa, situación también observada en este estudio. Mientras que especies como *Coriaria ruscifolia* y *Miconia papillosa* fueron halladas principalmente en zonas con menor CO, por lo que podríamos inferir un menor requerimiento de este nutriente por parte estas especies arbustivas, así como su menor aporte de C al suelo; por lo que es importante una mayor evaluación al respecto.

### **Nitrógeno (N)**

Se obtuvieron valores estadísticamente similares para BN y Pa de 0.57% y 0.58%, respectivamente. En tanto que para PE se registró un valor estadísticamente menor de 0.14%. Valores relativamente cercanos también fueron reportados por Jiménez (2007), Quichimbo et al. (2012) y Rosero (2022) para las tres coberturas de suelo. De acuerdo con Jiménez (2003), existe una relación directa entre el CO y N debido a que este último se encuentra contenido dentro de la MO del suelo, es decir, a mayor cantidad de MO mayor será la de N. Esta relación también se observa en las tres parcelas al considerar el valor de CO evaluado anteriormente y su distribución espacial.

Autores como Tonneijck et al. (2010) mencionan que la vegetación en el suelo crea una protección que permite la reducción de la degradación física y proporciona residuos de biomasa que favorecen la descomposición y estabilización de la MO y el ingreso de N al suelo. Ello explicaría la proporción de este nutriente encontrado en BN, algo que no sucede en PE al dificultar el crecimiento de otras especies a su alrededor, como se mencionó anteriormente. Observando una disminución en PE de 75.4% con respecto a los valores de BN, similar a lo reportado por Rosero (2022). Mientras que para Pa, Mantilla-Paredes et al. (2009) señalan que el cambio de vegetación a gramíneas puede favorecer en el establecimiento de bacterias fijadoras de N, incrementando así el contenido del mismo.

Se observa que el N posee similar distribución espacial que el CO para las tres coberturas de suelo, mostrando así su relación directa. Al analizar las especies encontradas en BN se observa una mayor presencia de *Oreopanax ecuadorensis*, *Vallea stipularis*, *Myrsine andina* o *Alnus acuminata* en zonas con mayor N. De acuerdo con Hall et al. (1979); Medina et al. (2008); Morales (2018) especies como *Alnus acuminata* cumplen un papel fundamental en la fijación del N atmosférico en el suelo; requiriendo más estudios para la atribución de esta propiedad a las especies restantes. Mientras que especies arbustivas como *Coriaria ruscifolia* y *Miconia papillosa* fueron halladas principalmente en zonas con menor N, por lo cual podríamos indicar que el requerimiento de N de estas especies es menor. Sin embargo, como se mencionó anteriormente, es importante una mayor evaluación al respecto.

### **Fósforo (P)**

Para el fósforo se registran valores estadísticamente diferentes entre sí; es así que para Pa se tiene un valor de 4.08 ppm, seguido de BN con 5.30 ppm y PE con 8.42 ppm. Estos valores coinciden con los reportados por Quichimbo et al. (2012) y Vigo y Oclocho (2017) tanto para bosque montano como para las coberturas intervenidas. Espacialmente, se observa una mayor variabilidad de P en PE. De acuerdo con O'Halloran, Kachanoski, y Stewart (1985) esta variabilidad espacial puede estar dada por procesos erosivos, químicos o biológicos, así como por flujos de masa y energía.

Para el caso de BN y Pa, su baja disponibilidad de P puede estar relacionada con la acidez propia de estos suelos que favorecen las formas de P poco asimilables en el medio (Chacón 2003). Este comportamiento también debería encontrarse en PE, sin embargo, se observa un incremento de 58.9% con respecto a BN. Esto puede deberse a procesos de fertilización (Cantera y Ihlenfeld 2014) así como al aporte de ácidos orgánicos que influyen en la disponibilidad de P en el suelo (Behan 1992; Fox 1995).

### **pH**

El pH para BN y Pa son estadísticamente diferentes entre sí, con valores de 5.73 y 5.87, respectivamente. Mientras que para PE se registra un valor de 5.77, estadísticamente similar para las dos anteriores. Valores cercanos fueron registrados por Aguirre et al. (2019); Jiménez (2007); Quichimbo et al. (2012); Vigo y Oclocho (2017);

Rosero (2019) para las tres coberturas de suelo. A nivel espacial, no se observan fuertes variaciones de pH a lo largo de cada parcela y entre parcelas.

Estos valores se encuentran categorizados como moderadamente ácidos. De acuerdo con Bach et al. (2003), los bosques montanos de Centro y Sudamérica se caracterizan por tener suelos marcados por una fuerte acidificación (pH entre 4.5 en todos los horizontes); particularidad que también ha sido observada en los bosques montanos ecuatorianos (Jiménez 2007; MAE 2013; Rosero 2019).

Por otro lado, se ha observado que la especie *Eucalyptus globulus* se adapta mejor a suelos con pH entre 5 y 7.5 (Trines y Dam 1994), manteniendo este rango de pH en el suelo gracias a la formación de ácidos orgánicos por parte de esta especie (Behan 1992), así como de la extracción de nutrientes como el calcio de capas más profundas, constituyendo elementos formadores de ácidos (E. Flores 2009).

Para el caso de la parcela de Pa, Jiménez et al. (2008) observaron que la mineralización, el aporte de nutrientes y la densa red de raíces finas de los pastizales protegen al suelo de posibles pérdidas de sus propiedades físicas y químicas, entre ellas el pH, explicando así los valores de pH. Esto, además, reafirma el argumento del manejo poco intensivo al que se encuentra sometida la parcela de Pa en estudio.

### **2.3. Estimación de las reservas de carbono orgánico del suelo (RCO) de las tres coberturas de tierra en estudio y comparación entre sí.**

La mayor reserva de C almacenado en el suelo se encuentra en BN con una media de 9.69 kg/m<sup>2</sup>, seguido de Pa con 9.31 kg/m<sup>2</sup> y muy por debajo PE con 3.27 kg/m<sup>2</sup>. Estos valores corresponden a los observados por varios autores para bosque montano andino (Guallpa-Calva et al. 2019; Dilas-Jiménez y Jiménez 2020), para PE (Hanco 2018; Peri et al. 2022) y para Pa (Trumbore y Druffel 1995; Rosero 2019).

Para el caso de BN, su valor estaría relacionado con la lenta descomposición de la MO debido a las bajas temperaturas y alta humedad con ciclos de nutrientes lentos que permiten el mantenimiento de C en el suelo (M. A. D.-G. Ortiz, González, y López 2005). De acuerdo con Dilas y Huamán (2020) el suelo representa un aporte significativo en el total de C capturado por los ecosistemas boscosos, siendo los suelos de los bosques montanos incluso de mayor captura (20-50%) (Álvarez-Arteaga et al. 2013) que de los bosques amazónicos (12-18%) (Alegre 2017). Además de los otros servicios ecosistémicos que ofrecen como regulación hídrica, provisión de oxígeno, fijación de

nutrientes, preservación de la diversidad genética, entre otros (Kattan 2003); mereciendo este ecosistema una especial atención dentro de las políticas públicas de mitigación al CC a nivel local y nacional.

Por otro lado, Pa presenta valores muy similares a BN. Esto, de acuerdo con Rosero (2019) puede estar relacionado con el aporte de MO proveniente de la deposición del ganado, así como de la cobertura vegetal continua que protege al suelo. El aporte de Pa en la captura de C en los suelos ha sido reportado en diferentes trabajos (Céspedes Flores et al. 2012; Najera et al. 2023). Sin embargo, al considerar los servicios ecosistémicos adicionales que aporta BN, mencionados anteriormente, y de los que carece Pa, es notable su mayor contribución y beneficio; razón por la cual es importante tener especial cuidado con su promoción como medida de mitigación al CC.

Esta capacidad de captura de C de Pa dependerá de las condiciones de manejo de este sistema productivo (labranza cero, aumento de biomasa y de microorganismos, entre otros) (Zambrano 2020); así como diferentes formas de uso de la tierra como la agroforestería. Estos son sistemas integrados por árboles, cultivos y/o animales en un mismo espacio productivo que permiten la remoción de grandes cantidades de C de la atmósfera, así como la fijación y reciclaje de nutrientes, retención de agua lluvia, reducción de la erosión y recuperación de hábitats fragmentados; por lo que su implementación en remplazo de los sistemas tradicionales traería grandes beneficios al ambiente y a la comunidad (Soriano-Robles 2018).

Al comparar los valores de PE y BN, se observa una disminución de 66.2% con respecto a este último. Ello podría estar relacionado con pérdidas durante la preparación del terreno, la edad de la plantación o el manejo de los residuos de cosecha. Además, como se ha mencionado anteriormente, el eucalipto almacena una mayor cantidad de C en su biomasa (alrededor del 67%) (Vázquez y Arbestain 2005), mostrando un aparente beneficio a corto plazo ante la mitigación del CC por su rápido crecimiento (Torres y Pabón 2017). Sin embargo, se ha observado que a pesar de que el CO incrementa con la edad de la forestación, el impacto negativo en su captación durante la etapa de plantación es mayor debido a alteraciones en el balance de entrada y salida de CO, así como afectaciones en las propiedades del suelo (Peri et al. 2022). Si bien resulta complejo el desuso o prohibición de esta especie en el país, es importante exigir el desarrollo e implementación de programas de manejo forestal con prácticas de conservación de suelos que permitan mantener las reservas de C dentro de los mismos (Peri et al. 2022).

Espacialmente, se observa una alta variabilidad en las reservas de C de BN, siendo menor en PE y Pa. Márquez et al. 2017 muestran que la variación en las tasas de acumulación de C puede estar relacionada con la variedad en la comunidad vegetal y la riqueza de especies, así como las tasas de producción de biomasa (de origen vegetal y animal); condiciones que se las puede hallar en BN, pero no en Pa y PE al no contar con una diversidad de especies.

Finalmente, mencionar que los resultados obtenidos muestran que el CO del suelo es dinámico y susceptible a los impactos antrópicos, convirtiéndolo en un sumidero o fuente de GEI. Es por ello que resulta importante el monitoreo del CO del suelo que permita a los planificadores y responsables del uso del territorio diseñar, evaluar y promover estrategias de planificación urbana, protección del suelo y políticas de secuestro de C. Esto con el fin de atender los requerimientos sociales y productivos, así como dar cumplimiento a la reducción de emisiones de GEI a nivel nacional (Peri et al. 2022), estipulado en los acuerdos internacionales suscritos por Ecuador.

## Conclusiones y recomendaciones

### Conclusiones

En este trabajo de investigación se conoció el efecto del cambio de uso de cobertura vegetal de un bosque montano alto en algunos atributos asociados a la MO del suelo en un escenario de transición urbana. En primera instancia, se observó a través de bibliografía analizada, que la escasa planificación urbana y gestión del suelo, así como la frágil articulación entre los organismos de planificación y los responsables de su ejecución han desatendido la conservación y restauración de los ecosistemas periurbanos. Por lo cual se espera estrategias locales y nacionales en materia ambiental más rigurosas que permitan una planificación urbana más equilibrada y justa.

Se caracterizó un fragmento de bosque siempre verde montano alto de la cordillera occidental a través de un inventario vegetal y se encontró 18 especies arbóreas y arbustivas, tanto endémicas como propias de los Andes. De estas especies, la más abundante registrada fue *Brachyotum ledifolium* con 45 individuos, mientras que las más escasas o raras fueron *Pentacalia sp.1*, *Miconia papillosa* y *Myrcianthes rhopaloides* con sólo un individuo cada una.

Se evidenció también que la especie *Gynoxys campii*, también abundante en la parcela de estudio, se encuentra catalogada por la UICN como en “Peligro de Extinción” a causa de la destrucción de su hábitat, siendo importante la evaluación de los planes de manejo del AIER Pichincha-Atacazo, al que pertenece este fragmento de bosque. Por otro lado, se observó que algunas de las especies reportadas en este estudio poseen un amplio rango altitudinal, registrándose dentro de la composición del bosque, aunque en menor proporción.

A partir del análisis de los parámetros estructurales y la alta diversidad reportada a través de los índices de Shannon y Simpson podemos señalar que la parcela de bosque montano en estudio se encuentra en buen estado de conservación en lo referente a árboles y arbustos.

Se analizó las variaciones espaciales de las propiedades físicas (textura y DA) y químicas (CO, N, P y pH) del suelo de las 3 coberturas de tierra en estudio. En ellas se observó una textura franco y franco-arenosa, particularidad propia de los Andes, así como

una distribución espacial similar para DA, N y CO en las tres coberturas de suelo, lo cual refleja la relación entre estas propiedades. Por otro lado, se evidenció que la variabilidad de sus concentraciones a lo largo de la parcela puede estar influenciada por el tipo de cobertura vegetal y la diversidad de especies sobre el suelo.

A partir de los valores obtenidos para BN en las propiedades en estudio (DA: 0.79 g/cm<sup>3</sup>; CO: 5.98%; N: 0.57%; P: 5.30 ppm y pH: 5.73), se determinó que esta parcela cuenta con una buena capacidad de retención de agua, poca compactación y alto contenido de MO. Características similares para la parcela de Pa debido al aporte de MO por parte de las gramíneas y sus raíces finas que favorecen el establecimiento de nutrientes en el suelo, así como a un manejo poco intensivo de estos Pa.

Para la parcela de PE se encontró una reducción mayor al 70% de los valores de CO y N y un incremento mayor al 50% para DA y P, todo ello con respecto a BN. Esto debido a la lenta descomposición de su hojarasca y emisión de sustancias químicas (aleloquímicos) que impiden la germinación y crecimiento de otras especies a su alrededor, influyendo en las entradas orgánicas y la mineralización de nutrientes. Con lo cual se infiere que, para este estudio, el cambio de uso de suelo a plantaciones de eucalipto alteró el estado natural de la tierra.

Adicionalmente, se estimó las reservas de C orgánico del suelo para las 3 coberturas de tierra en estudio y se las comparó entre sí, observando un valor medio de 9.69 kg/m<sup>2</sup> para BN. Este valor estaría relacionado con la lenta descomposición de la MO debido a las bajas temperaturas y alta humedad de la zona con ciclos de nutrientes lentos que permiten el mantenimiento de C en el suelo; resultando de gran importancia la conservación del bosque tanto por su capacidad de almacenamiento como por los otros servicios ecosistémicos que brinda.

Para el caso de Pa, las reservas de C presentaron valores similares al BN, lo cual puede estar relacionados con el aporte de MO del ganado y la vegetación herbácea. Esto puede traducirse en una potencial contribución para la mitigación al CC, siempre y cuando se disponga de un manejo adecuado de los mismos, como, por ejemplo: implementación de sistemas agrosilvopastoriles y técnicas de ganadería climáticamente inteligente, entre las más representativas.

Mientras que al comparar las reservas de C en PE y BN, se observa una disminución de 66.2% con respecto a este último. Ello podría estar relacionado con pérdidas durante la preparación del terreno, edad de la plantación, entre otros. Por ello es

importante un apropiado manejo forestal con prácticas de conservación de suelos, así como su regeneración natural

Espacialmente, se observa una alta variabilidad tanto en las propiedades físicas y químicas del suelo como en las reservas de C de BN, siendo menor en PE y Pa. Esto puede estar relacionada con la variedad en la comunidad vegetal y riqueza de especies que posee la parcela de BN, pero de las que carece Pa y PE.

### **Recomendaciones**

Se recomienda realizar un análisis de la vegetación, considerando especies de menor tamaño como herbáceas y epífitas, que permitan describir con mayor precisión la composición y estructura del bosque y así conocer su estado actual. Así también incluir la evaluación del C almacenado por el sotobosque, hojarasca, raíces y biomasa que permitan disponer de datos cuantificables para la toma de decisiones.

Es importante también dar seguimiento a las estrategias locales y nacionales actuales ligadas con la planificación urbana y gestión del suelo que permitan el manejo adecuado de los ecosistemas periurbanos; así como una evaluación de los planes de manejo del AIER Pichincha-Atacazo, sistema al que pertenece el fragmento de bosque de este estudio, y la implementación de programas de silvicultura urbana mediante el uso de plantas nativas del DMQ que permitan la restauración del paisaje la conservación de estas especies.

Finalmente, es fundamental la promoción de procesos de restauración y conservación ecológica para la protección de los remanentes de bosque montano de la ciudad, las especies que habitan en él y los servicios ecosistémicos que proporcionan, así como el manejo sustentable de pastizales y plantaciones forestales, debido a sus potencialidades para la mitigación y adaptación al climático.



## Obras citadas

- Aguirre, Zhofre. 2017. “Composición florística, estructura y endemismo del componente leñoso de un bosque montano en el sur del Ecuador”. *Arnaldoa* 24 (2): 543–56. doi:10.22497/arnaldoa.242.24207.
- Aguirre, Zhofre, y N Aguirre. 1999. “Guía práctica para realizar estudios de comunidades vegetales”, 30.
- Aguirre, Zhofre, Elvis Díaz Ordoñez, Johana Muñoz Chamba, y Luis Muñoz Chamba. 2019. “Sucesión natural bajo plantaciones de *Pinus radiata* D. Don (Pinaceae) y *Eucalyptus globulus* Labill. (Myrtaceae), en el sur del Ecuador”, 22.
- Amaya, Carlos. 2005. “EL ECOSISTEMA URBANO: SIMBIOSIS ESPACIAL ENTRE LO NATURAL Y LO ARTIFICIAL.”, 1–16.
- Angel, Shlomo, Jason Parent, Daniel L. Civco, Alexander Blei, y David Potere. 2011. “The Dimensions of Global Urban Expansion: Estimates and Projections for All Countries, 2000–2050”. *Progress in Planning*, The dimensions of global urban expansion: Estimates and projections for all countries, 2000–2050, 75 (2): 53–107. doi:10.1016/j.progress.2011.04.001.
- Anón. 1992. “Eucalypts: Curse or Cure? The Impacts of Australia’s World Tree in Other Countries.” Australian Centre for International Agricultural Research (ACIAR). <https://www.cabi.org/isc/abstract/19950609491>.
- Añazco. 1999. “Desarrollo Forestal Campesino en Los Andes del Ecuador. Resultados y recomendaciones del proyecto”. FAO. [https://scholar.google.com/scholar\\_lookup?q=Desarrollo+Forestal+Campesino+en+Los+Andes+del+Ecuador.+Resultados+y+recomendaciones+del+proyecto](https://scholar.google.com/scholar_lookup?q=Desarrollo+Forestal+Campesino+en+Los+Andes+del+Ecuador.+Resultados+y+recomendaciones+del+proyecto)
- Armenteras, Dolors, y Nelly Rodríguez. 2014. “DINÁMICAS Y CAUSAS DE DEFORESTACIÓN EN BOSQUES DE LATINO AMÉRICA: UNA REVISIÓN DESDE 1990”. *Colombia Forestal* 17 (2): 233. doi:10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2014.2.a07.
- Bach, Kerstin, Markus Schawe, Stephan Beck, G. Gerold, S. R. Gradstein, y Mónica Moraes R. 2003. “Vegetación, suelos y clima en los diferentes pisos altitudinales de un bosque montano de Yungas, Bolivia: Primeros resultados”. *Ecología en Bolivia* 38 (1). Instituto de Ecología UMSA: 3–14.
- Bakker, Johan, Marcela Moscol Olivera, y Henry Hooghiemstra. 2008. “Holocene Environmental Change at the Upper Forest Line in Northern Ecuador”. *The Holocene* 18 (6). SAGE Publications Ltd: 877–93. doi:10.1177/0959683608093525.
- Bascopé, Francisco, y Peter M. Jorgensen. 2005. “Caracterización de un bosque montano húmedo: Yungas, La Paz”. *Ecología en Bolivia*, Ecología en Bolivia 40, . La Paz.
- Bautista-Cruz, Angelica, J. Etchevers, Rafael Del castillo, y Ma. Del Carmen Gutiérrez-Castorena. 2004. “La calidad del suelo y sus indicadores”. *Ecosistemas* 13 (agosto).
- Bazant, Jan. 2001. *Periferias urbanas: expansión urbana incontrolada de bajos ingresos y su impacto en el medio ambiente*. Casa Abierta al Tiempo, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco.
- Behan, Mark. 1992. “SOIL - PLANT WATER RELATIONSHIPS”, 157.

- Bodnaruk, E. W., C. N. Kroll, Y. Yang, S. Hirabayashi, D. J. Nowak, y T. A. Endreny. 2017. "Where to Plant Urban Trees? A Spatially Explicit Methodology to Explore Ecosystem Service Tradeoffs". *Landscape and Urban Planning* 157 (enero): 457–67. doi:10.1016/j.landurbplan.2016.08.016.
- Bonilla-Bedoya, Santiago, Miguel Herrera, Angélica Vaca, Laura Salazar, Rasa Zalakeviciute, Danilo Mejía, y Magdalena López-Ulloa. 2022. "Urban Soil Management in the Strategies for Adaptation to Climate Change of Cities in the Tropical Andes". *Geoderma* 417 (julio): 115840. doi:10.1016/j.geoderma.2022.115840.
- Bonilla-Bedoya, Santiago, Magdalena López-Ulloa, Tom Vanwalleghem, y Miguel Ángel Herrera-Machuca. 2017. "Effects of Land Use Change on Soil Quality Indicators in Forest Landscapes of the Western Amazon". *Soil Science* 182 (4): 128–36. doi:10.1097/SS.0000000000000203.
- Bonilla-Bedoya, Santiago, Argenis Mora, Angélica Vaca, Anabel Estrella, y Miguel Ángel Herrera. 2020. "Modelling the Relationship between Urban Expansion Processes and Urban Forest Characteristics: An Application to the Metropolitan District of Quito". *Computers, Environment and Urban Systems* 79 (enero): 101420. doi:10.1016/j.compenvurbsys.2019.101420.
- Bruijnzeel, L., Maarten Kappelle, Mark Mulligan, y F.N. Scatena. 2011. "Tropical montane cloud forests: State of knowledge and sustainability perspectives in a changing world". *Tropical Montane Cloud Forests: Science for Conservation and Management*, enero, 691–740. doi:10.1017/CBO9780511778384.074.
- Burga-Cieza, Alexis Michael, Jans Burga Cieza, Sebastian Iglesias-Osores, Victor William Alcalde-Alfaro, Gustavo Martínez-Sovero, Luis Dávila-Estela, y Jim Jairo Villena-Velásquez. 2021. "Estructura, diversidad y endemismo de la flora del relicto Los Lanches del bosque montano Las Palmas, Cajamarca, Perú". *Ciencia Amazónica (Iquitos)* 9 (1): 43–58. doi:10.22386/ca.v9i1.319.
- Bussmann, Rainer W. 2005. "Bosques andinos del sur de Ecuador, clasificación, regeneración y uso". *Revista Peruana de Biología* 12 (2). Universidad Nacional Mayor de San Marcos: 203–16.
- Cantera, Braulio CANTERA, y Santiago IHLENFELD Ihlenfeld. 2014. "EFECTO DE LA FERTILIZACIÓN Y APLICACIÓN DE BIOESTIMULANTES EN EL DESARROLLO INICIAL DE PLANTACIONES DE *Eucalyptus globulus* SOBRE SUELOS DE LAVALLEJA".
- Cantú, Israel, y Maria Inés Yañez. 2018. "Efecto Del Cambio de Uso de Suelo En El Contenido Del Carbono Orgánico y Nitrógeno Del Suelo". *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 9 (45). doi:10.29298/rmcf.v9i45.138.
- Caranqui-Aldaz, Jorge Marcelo, Norma Soledad Erazo-Sandoval, Edmundo Danilo Guilcapi-Pacheco, y Vilma Fernanda Noboa-Silva. 2022. "Estudio de vegetación asociada de *Vaccinium floribundum* Kunth en una localidad de páramo y de bosque montano alto perturbado en la provincia de Chimborazo". *Polo del Conocimiento* 7 (5): 648. doi:10.23857/pc.v%vi%i.3986.
- Carimentrand, Laura Lugo, y José Lozada. 2002. "Efectos inducidos en los suelos, por las plantaciones de Eucalipto en el Estado Portuguesa, Venezuela". *Revista Forestal Latinoamericana* 17 (enero): 99–117.
- Carrera, María Isabel, y M Bustamante. 2016. "Las áreas protegidas del Distrito Metropolitano de Quito: Conocer nuestro patrimonio natural – CONDESAN". <https://condesan.org/recursos/las-areas-protegidas-del-distrito-metropolitano-de-quito-conocer-nuestro-patrimonio-natural-2/>.

- Casanova, Eduardo Felipe Casanova. 1991. *Introducción a la ciencia del suelo*. Universidad Central de Venezuela, Facultad de Agronomía, Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico.
- Castillo, Danny D, Juan C Carrasco, Luis A Quevedo, Carlos B Ricaurte, Alex V Gavilanes, y Stelian A Borz. 2017. “DIVERSITY, COMPOSITION AND STRUCTURE OF ANDEAN HIGH FOREST IN ECUADOR, SOUTH AMERICA” 10 (2): 16.
- Castro, Mercedes. 2019. “Pastizal: características, tipos, relieve, flora, clima, fauna”. *Lifeder*. septiembre 16. <https://www.lifeder.com/pastizal/>.
- Ceccon, Eliane, y Miguel Martínez. 1999. “ASPECTOS AMBIENTALES REFERENTES AL ESTABLECIMIENTO DE PLANTACIONES DE EUCALIPTO DE GRAN ESCALA EN ÁREAS TROPICALES: APLICACIÓN AL CASO DE MÉXICO” 24 (6).
- CEPAL. 2020. “El CELADE-División de Población de la CEPAL pone a disposición de los usuarios la edición 2019 del Observatorio Demográfico de América Latina y el Caribe: Proyecciones de población”. Text. CEPAL. febrero 18. <https://www.cepal.org/es/notas/celade-division-poblacion-la-cepal-pone-disposicion-usuarios-la-edicion-2019-observatorio>.
- Cerón, C., y C. Montalvo. 1997. En *Estudios sobre diversidad de plantas. Memorias de II congreso Ecuatoriana de Botánica*, 153–72. Quito: Pontificia Universidad Católica del Ecuador.
- Cerón, Carlos. 2004. “RESERVA GEBOTÁNICA DEL PULULAHUA, FORMACIONES VEGETALES, DIVERSIDAD, ENDEMISMO Y VEGETACIÓN”. *CINCHONIA* 5 (1): 1–108.
- Céspedes Flores, Flora E., Juan A. Fernández, José A. Gobbi, y Aldo C. Bernardis. 2012. “Reservorio de carbono en suelo y raíces de un pastizal y una pradera bajo pastoreo”. *Revista fitotecnia mexicana* 35 (1): 79–86.
- Chacón, Gustavo, Daniel Gagnon, David Paré, y Dominique Proulx. 2003. “Impacto de la deforestación, pastizales, plantaciones de Eucalipto y Pino en suelos de bosque montano alto, en la Sierra Sur del Ecuador. Revista de Investigaciones de la Universidad del Azuay, No. 11” 11 (febrero): 19–34.
- CITHES. 2017. “Base de datos del proyecto Planificación y Manejo de Bosques Urbanos del Distrito Metropolitano de Quito”.
- Concha, Juanita Y., Julio C. Alegre, y Vicente Pocomucha. 2007. “Determinación de las reservas de carbono en la biomasa aérea de sistemas agroforestales de theobroma cacao l. En el Departamento de San Martín, Perú”. *Ecología Aplicada* 6 (1–2). Universidad Nacional Agraria La Molina: 75–82.
- Cordero–Rivera, Martínez, y Álvarez. 2017. *Eucalypt plantations reduce the diversity of macroinvertebrates in small forested streams | Animal Biodiversity and Conservation*. <https://www.raco.cat/index.php/ABC/article/view/328440>.
- Cuesta, Francisco, Peralvo, y N Valarezo. 2009. “Los Bosques Montanos de los Andes Tropicales”. <https://ecuadorforestal.org/biblioteca/k-o/los-bosques-montanos-de-los-andes-tropicales/>. (Tonnejck et al. 2010)
- Curipoma, Santiago, Daniela Cevallos, y Álvaro J. Pérez. 2018. “Composición y estructura florística de dos remanentes de Bosque Andino Montano Alto en el volcán Ilaló, Ecuador”. *Revista Ecuatoriana de Medicina y Ciencias Biológicas* 39 (2). doi:10.26807/remcb.v39i2.648.
- Cuvi. 2005. “La institucionalización del conservacionismo en el Ecuador [1949-1953]: Misael Acosta Solís y el Departamento Forestal”. *Procesos. Revista Ecuatoriana de Historia*, diciembre, 107–29. doi:10.29078/rp.v1i22.230.

- Cuvi, Mario, y Jorge Caranqui. 2011. “ESTUDIO DE LA DIVERSIDAD FLORÍSTICA A DIFERENTE GRADIENTE ALTITUDINAL EN EL BOSQUE MONTANO ALTO LLUCUD, CANTÓN CHAMBO, PROVINCIA DE CHIMBORAZO”, marzo. <http://dspace.esPOCH.edu.ec/handle/123456789/514>.
- Dabadie, Mariana, Carolina Alejandra Perez, Marcelo Fabián Arturi, Juan Francisco Goya, y Martin Diego Sandoval. 2018. “Calibración del método de pérdida de peso por ignición para la estimación del carbono orgánico en Inceptisoles del NE de Entre Ríos”. *Revista de la Facultad de Agronomía* 117 (1). Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales: 157–62.
- Dilas-Jiménez, Josue Otoniel, y Andrés Orlandine Huamán Jiménez. 2020. “Captura de carbono por un bosque montano de neblina del Perú”. *Alpha Centauri* 1 (diciembre): 13–25. doi:10.47422/ac.v1i3.16.
- DMQ. 2015. “Plan de Desarrollo y Ordenamiento territorial del Distrito Metropolitano de Quito 2015-2025”. <https://www.patronato.quito.gob.ec/wp-content/uploads/2021/04/PMDOT-Plan-Metropolitano-de-Desarrollo-y-Ordenamiento-Territorial-2015-2025-Vigente.pdf>.
- . 2021. “Plan de Gobierno 2021-2023”. [https://quito.gob.ec/documents/rendicion\\_cuentas/2021/PGA\\_Alcalde\\_SGuarderas.pdf](https://quito.gob.ec/documents/rendicion_cuentas/2021/PGA_Alcalde_SGuarderas.pdf).
- 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: 1068–80. doi:10.1016/j.ecolind.2017.11.062.
- Doumenge, Charles, Don Gilmour, Manuel Ruíz Pérez, y Jill Blockhus. 1995. “Tropical Montane Cloud Forests: Conservation Status and Management Issues”. En *Tropical Montane Cloud Forests*, editado por Lawrence S. Hamilton, James O. Juvik, y F. N. Scatena, 24–37. De Estudios Ecológicos. New York, NY: Springer US. doi:10.1007/978-1-4612-2500-3\_2.
- Duan, Shuiwang, Sujay S. Kaushal, Peter M. Groffman, Lawrence E. Band, y Kenneth T. Belt. 2012. “Phosphorus Export across an Urban to Rural Gradient in the Chesapeake Bay Watershed”. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 117 (G1). doi:10.1029/2011JG001782.
- Ecuador Forestal. 2010. “Ficha Técnica N° 10: EUCALIPTO”. <https://ecuadorforestal.org/fichas-tecnicas-de-especies-forestales/ficha-tecnica-no-10-eucalipto/>.
- FAO. 2004. “ACTUALIZACIÓN DE LA EVALUACIÓN DE LOS RECURSOS FORESTALES MUNDIALES A 2005 TÉRMINOS Y DEFINICIONES”. <https://www.fao.org/3/ae156s/ae156s00.htm>.
- . 2010. “Global Forest Resources Assessments. Food and Agriculture Organization of the United Nations”. <https://www.fao.org/forest-resources-assessment/past-assessments/fra-2010/en/>.
- . 2016. “Guidelines on urban and peri-urban forestry”. <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=XF2017001603>.
- Farfan-Rios, William, Karina Garcia-Cabrera, Norma Salinas, Mireya N. Raurau-Quisiyupanqui, y Miles R. Silman. 2015. “Lista anotada de árboles y afines en los bosques montanos del sureste peruano: la importancia de seguir recolectando”. *Revista Peruana de Biología* 22 (2). Universidad Nacional Mayor de San Marcos: 145–74.
- Flores, Alanis. 2005. “El arbolado urbano en el área metropolitana de Monterrey” VII.

- Flores, Edgar. 2009. "Efecto de las plantaciones de eucalipto (*Eucalyptus globulus* L.) sobre los suelos de comunidades asentadas en la red ferroviaria Cochabamba-Cliza". *Acta Nova* 4 (2–3). Universidad Católica Boliviana: 338–55.
- Fox, Thomas R. 1995. "The Influence of Low-Molecular-Weight Organic Acids on Properties and Processes in Forest Soils". En *Carbon Forms and Functions in Forest Soils*, 43–62. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.2136/1995.carbonforms.c4.
- Gallardo, Juan, y Agsutín Merino. 2022. "El ciclo del carbono y la dinámica de los sistemas forestales. | DIGITAL.CSIC". Accedido noviembre 9. <https://digital.csic.es/handle/10261/35792>.
- Gentry, A. H. 1995. "Patterns of Diversity and Floristic Composition in Neotropical Montane Forests." *Patterns of Diversity and Floristic Composition in Neotropical Montane Forests*. New York Botanical Garden, 103–26.
- Gradstein, S. 2010. "Epiphytes of tropical montane forests - Impact of deforestation and climate change". *Tropical Mountain Forest: Patterns and Processes in a Biodiversity Hotspot*, enero, 51–65.
- Grijalva, Jorge, Francisco Espinosa, y Manuel Hidalgo. 1995. *Produccion y utilizacion de pastizales en la region interandina del ecuador*. INIAP Archivo Historico.
- Gualpa-Calva, Miguel Ángel, Óscar Guadalupe, Sonia Carmita Rosero Haro, y Víctor Manuel Morocho Lema. 2019. "Carbono almacenado en el suelo de dos sistemas de uso de la tierra de la Reserva Huayrapalte". *Dominio de las Ciencias* 5 (Extra 2). Polo de Capacitación, Investigación y Publicación (POCAIP): 143–62.
- Hamilton, James Juvik, y F. Scatena. 1995. "The Puerto Rico Tropical Cloud Forest Symposium: Introduction and Workshop Synthesis | SpringerLink". doi:[https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2500-3\\_1](https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2500-3_1).
- Hanco, Esther Priscila. 2018. "Determinación de la captura de carbono en suelos con eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill) en el distrito de Huancané-Puno, 2018". *Universidad Peruana Unión*, diciembre. Universidad Peruana Unión. <https://repositorio.upeu.edu.pe/handle/20.500.12840/1785>.
- Haro, Melissa Stefania. 2018. "Estudio de regeneración natural en tres sitios de bosque montano en la reserva geobotánica Pululahua, Pichincha, Ecuador". BachelorThesis, Quito: UCE. <http://www.dspace.uce.edu.ec/handle/25000/15196>.
- Henderson, Andrew, Steven P. Churchill, y James L. Luteyn. 1991. "Neotropical Plant Diversity". *Nature* 351 (6321). Nature Publishing Group: 21–22. doi:10.1038/351021e0.
- Hernández, Joyce, David Tirado, y Icela Beltrán. 2014. "Captura de carbono en los suelos". <https://www.uaeh.edu.mx/scige/boletin/icbi/n2/e4.html>.
- Hofstede, Robert, Jeroen P. Groenendijk, Ruben Coppus, Jan C. Fehse, y Jan Sevink. 2002. "Impact of Pine Plantations on Soils and Vegetation in the Ecuadorian High Andes". *Mountain Research and Development* 22 (2). International Mountain Society: 159–67. doi:10.1659/0276-4741(2002)022[0159:IOPPOS]2.0.CO;2.
- Hofstede, Robert, Johanna Lips, y Wibold Jongasma. 1998. *GEOGRAFÍA, ECOLOGÍA Y FORESTACIÓN DE LA SIERRA ALTA DEL ECUADOR*.
- Homeier, Jürgen, Siegmund-W. Breckle, Sven Günter, Rütger T. Rollenbeck, y Christoph Leuschner. 2010. "Tree Diversity, Forest Structure and Productivity along Altitudinal and Topographical Gradients in a Species-Rich Ecuadorian Montane Rain Forest". *Biotropica* 42 (2): 140–48. doi:10.1111/j.1744-7429.2009.00547.x.
- INEC. 2010. "Ecuador - VII Censo de Población y VI de Vivienda 2010. Galápagos - Información general". <https://anda.inec.gob.ec/anda/index.php/catalog/659>.

- IPCC. 2013. “Resumen para responsables de políticas. En: Cambio Climático 2013: Bases físicas”. ONU.
- Jiménez. 2007. “COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DE UNA HECTÁREA DE BOSQUE EN LA CORDILLERA DEL PASO ALTO, SAN JOSÉ DE MINAS, PICHINCHA - ECUADOR”. *CINCHONIA* 8 (1): 107–25.
- Jiménez, Eduardo T. Mezquida, Marta Benito, y Agustín Rubio. 2008. “Fertilidad del suelo de bosques tropicales y pastizales de uso ganadero en el sur del Ecuador”. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 25. E.T.S.I. Montes, Forestal y del Medio Natural (UPM): 241–45.
- Jimenez, Rosa. 2016. “Floristic composition, structure and diversity along an elevational gradient in an Andean forest of Northern Ecuador”. PUCE. <http://repositorioslatinoamericanos.uchile.cl/handle/2250/2967244>.
- Jobbágy, Esteban, M Vasallo, Kathleen Farley, Gervasio Piñeiro, Martín Garbulsky, Marcelo Nosetto, R Jackson, y José Paruelo. 2006. “Forestación en pastizales: Hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos”. *Agrociencia* 10: 109–24.
- Johnston, Kevin, Jay Ver Hoef, Konstantin Krivoruchko, y Neil Lucas. 2004. “Using ArcGIS geostatistical analyst”. En *ESRI*, 300.
- Josse, C., B. Young, R. Lyons-Smyth, T. Brooks, A. Frances, P. Comer, P. Petry, et al. 2013. “Desarrollo de insumos para la toma de decisiones de conservación en la cuenca amazónica occidental”. *Ecología Aplicada* 12 (1): 45–65.
- Jumbo, Carlos Alberto, Carla Arévalo, y Lenin J. Ramirez-Cando. 2018. “Medición de carbono del estrato arbóreo del bosque natural Tinajillas-Limón Indanza, Ecuador”. *La Granja* 27 (1): 51–63. doi:10.17163/lgr.n27.2018.04.
- Kapos, Valerie, Corinna Ravilious, Chivin Leng, Monika Bertzky, Matea Osti, Tom Clements, y Barney Dickson. 2010. *Carbon, biodiversity and ecosystem services: Exploring co-benefits. Cambodia*.
- Kappelle, Maarten, y Alejandro Brown. 2001. “Bosques Nublados del Neotropico”. En , 397–442. IMBIO.
- Kattan, Gustavo. 2003. “Bosques andinos y subandinos del departamento del Valle del Cauca, Colombia”. *Estrategia de manejo ambiental de la zona media y baja de la subcuenca del Río Pance.*, enero. [http://repository.icesi.edu.co/biblioteca\\_digital/handle/10906/80568](http://repository.icesi.edu.co/biblioteca_digital/handle/10906/80568).
- Lal, Rattan. 2014. “World soils and the carbon cycle in relation to climate change and food Security”. *Soils In The Nexus: A Crucial Resource for Water Energy and Food Security*, enero, 32–66.
- Lamprecht, Hans. 1990. “Silvicultura en Los Tropicicos - Lamprecht | PDF | Los bosques | Destrucción del hábitat”. <https://es.scribd.com/document/550052790/Silvicultura-en-Los-Tropicicos-Lamprecht>.
- Laurance, William F., Jeffrey Sayer, y Kenneth G. Cassman. 2014. “Agricultural Expansion and Its Impacts on Tropical Nature”. *Trends in Ecology & Evolution* 29 (2): 107–16. doi:10.1016/j.tree.2013.12.001.
- León, B. 2006. “El libro rojo de las plantas endémicas del Perú”. *Revista Peruana de Biología*. <https://sisbib.unmsm.edu.pe/BvRevistas/biologia/v13n2/Contenido.htm>.
- León-Yáñez, Susana, Renato Valencia, Nigel Pitman, Lorena Endara, Carmen Ulloa, y Hugo Navarrete. 2011. “Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador – Centro de Publicaciones de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador”. <https://edipuce.edu.ec/libro-rojo-de-las-plantas-endemicas-del-ecuador/>.

- Llamozas, S., R. Duno de Stefano, W. Meier, R. Riina, Stauffer, F, G. Aymard, O. Huber, y R. Ortíz. 2003. “Libro rojo de la flora Venezolana”. Litografía Imagen Color. [https://scholar.google.com/scholar\\_lookup?title=Libro+rojo+de+la+flora+Venezolana&author=Llamozas%2C+S.&publication\\_year=2003](https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Libro+rojo+de+la+flora+Venezolana&author=Llamozas%2C+S.&publication_year=2003).
- López, Alexandra Lucía. 2014. “Composición florística y estructura de un bosque montano alto en Patichubamba, provincia de Pichincha, Ecuador”. BachelorThesis, Quito: USFQ, 2014. <http://repositorio.usfq.edu.ec/handle/23000/4127>.
- MAATE. 2012. “Estrategia Nacional de Cambio Climático del Ecuador 2012-2025”. Ministerio de Ambiente.
- . 2013. *Sistema de Clasificación de Ecosistemas de Ecuador Continental*. Quito-Ecuador. <https://es.scribd.com/document/263151462/Sistema-de-clasificacion-de-ecosistemas-de-Ecuador-continental-pdf>.
- . 2016. “Sistema Nacional de Control Forestal – Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica”. <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2020/07/1.CONTROL-FORESTAL.pdf>.
- MAATE, y FAO. 2014. “Resultados de la Evaluación Nacional Forestal”. <https://library.co/document/y4mm345y-evaluacion-nacional-forestal-resultados.html>.
- Magrin, Graciela. 2015. *Adaptación al cambio climático en América Latina y el Caribe*. CEPAL. <https://www.cepal.org/es/publicaciones/39842-adaptacion-al-cambio-climatico-america-latina-caribe>.
- Maldonado, Sandra. 2018. “Estructura y composición florística de un bosque siempreverde montano bajo en Palanda, Zamora Chinchipe, Ecuador”. *Arnaldoa* 25 (2). doi:10.22497/arnaldoa.252.25216.
- Mantilla-Paredes, Andrea J., Gladys I. Cardona, Clara P. Peña-Venegas, Uriel Murcia, Mariana Rodríguez, y Maria M. Zambrano. 2009. “Distribution of potentially nitrogen-fixing bacteria and its relationship with physicochemical parameters in soils with three vegetation types in the southern Colombian Amazon region”. *Revista De Biología Tropical* 57 (4): 915–27.
- Márquez, C. O., V. J. García, R. C. Schultz, y T. M. Isenhardt. 2017. “Assessment of Soil Degradation through Soil Aggregation and Particulate Organic Matter Following Conversion of Riparian Buffer to Continuous Cultivation”. *European Journal of Soil Science* 68 (3): 295–304. doi:10.1111/ejss.12422.
- Medina, M., H. Orozco, y M. Díez. 2008. “Establishment of a silvo-pastoral system with *Alnus acuminata* H.B.K. and *Acacia decurrens* Willd and response to the use of rhizospheric organisms in San Pedro (Antioquia)”. <http://www.lrrd.cipav.org.co/lrrd20/1/medi20007.htm>.
- Mena V., Patricio, Galo Medina, Robert Hofstede, y Proyecto Páramo, eds. 2001. *Los Páramos del Ecuador: particularidades, problemas y perspectivas*. Quito, Ecuador: Editorial Abya Yala/Proyecto Páramo.
- Minga, Danilo, y Adolfo Verdugo. 2016. *Árboles y arbustos de los ríos de Cuenca Azuay-Ecuador*.
- Molina, Mario, José Sarukhán, y Julia Carabias. 2017. *FCE - Detalle*. FONDO DE CULTURA ECONÓMICA. <https://www.fondodeculturaeconomica.com/Ficha/9786071650771/F>.
- Montalvo, Javier, Danilo Minga, Adolfo Verdugo, Josué López, Deisy Guazhambo, Diego Pacheco, David Siddons, Antonio Crespo, y Edwin Zárate. 2018. “Características morfológico-funcionales, diversidad arbórea, tasa de crecimiento

- y de secuestro de carbono en especies y ecosistemas de *Polylepis* del sur de Ecuador”. *Ecología Austral* 28 (1-bis): 249–61. doi:10.25260/EA.18.28.1.1.557.
- Nair, P. K. R. 2002. “The Nature and Properties of Soils, 13th Edition. By N. C. Brady and R. R. Weil”. *Agroforestry Systems* 54 (3): 249–249. doi:10.1023/A:1016012810895.
- Najera, Oyolsi, Rafael Murray, Maria Orozco, y Jose Bojórquez. 2023. “Repositorio Institucional ARAMARA: CAMBIOS EN CARBONO ORGANICO EN SUELOS CAMBISOLES SOLONETZ Y ARENOSOLES”. Accedido marzo 18. <http://dspace.uan.mx:8080/handle/123456789/2215>.
- Nistri, Fernando Hidalgo. 1998. *Los antiguos paisajes forestales del Ecuador: una reconstrucción de sus primitivos ecosistemas*. Ediciones Abya-Yala.
- Núñez, Jorge. 2017. “El paisaje quiteño (Final)”. *El Telégrafo*. julio 6. <https://www.itelegrafo.com.ec/noticias/columnistas/1/el-paisaje-quiteno-final>.
- Ñiquen, Alberto. 2020. “Proteger y restaurar los bosques andinos como una solución al cambio climático | Bosques Andinos”. enero 16. <https://www.bosquesandinos.org/proteger-y-restaurar-los-bosques-andinos-como-una-solucion-al-cambio-climatico/>.
- Ortiz, Lisseth Paola. 2022. “Estimación del contenido de carbono del bosque y pastizal en Tambo-Palictahua, Cantón Penipe para proponer estrategias para su conservación”. MasterThesis, Universidad Técnica de Ambato. Dirección de Posgrado. Maestría en Gestión Ambiental. <https://repositorio.uta.edu.ec:8443/jspui/handle/123456789/35499>.
- Ortiz, Mario A. Díaz-Granados, Juan D. Navarrete González, y Tatiana Suárez López. 2005. “Páramos: Hidrosistemas Sensibles”. *Revista de Ingeniería*, n° 22 (noviembre): 64–75. doi:10.16924/reving.22.8.
- Otero, J. D., A. Figueroa, F. A. Muñoz, y M. R. Peña. 2011. “Loss of Soil and Nutrients by Surface Runoff in Two Agro-Ecosystems within an Andean Paramo Area”. *Ecological Engineering* 37 (12): 2035–43. doi:10.1016/j.ecoleng.2011.08.001.
- Pataki, Diane E, Margaret M Carreiro, Jennifer Cherrier, Nancy E Grulke, Viniece Jennings, Stephanie Pincetl, Richard V Pouyat, Thomas H Whitlow, y Wayne C Zipperer. 2011. “Coupling Biogeochemical Cycles in Urban Environments: Ecosystem Services, Green Solutions, and Misconceptions”. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9 (1): 27–36. doi:10.1890/090220.
- Paucar, María Gabriela. 2011. “Composición y Estructura de un Bosque Montano, sector Licto, cantón Patate, provincia de Tungurahua”. BachelorThesis, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. <http://dspace.espoch.edu.ec/handle/123456789/781>.
- Peri, Pablo Luis, Daniel Maradei, Ana Maria Lupi, Cecilia Tato, Javier Gyenge, Mario Gabriel Gatica, Martín Sandoval, y Matías Gaute. 2022. “Reporte nacional: Estimación de las reservas de carbono orgánico del suelo con plantaciones forestales y otros usos de la tierra, en distintas regiones de Argentina.” Info:ar-repo/semantics/informe técnico. INTA-Dirección Nacional de Desarrollo Foresto-Industrial del Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca. <http://repositorio.inta.gob.ar:80/handle/20.500.12123/12650>.
- Pinto, Esteban, Carmen Ulloa, y Francisco Cuesta. 2018. *Árboles representativos de los bosques montanos del noroccidente de Pichincha, Ecuador*. Ecuador: EcoAndes. <https://condesan.org/recursos/arboles-representativos-los-bosques-montanos-del-noroccidente-pichincha-%e2%80%a2-ecuador/>.
- Quichimbo, Pablo, Gustavo Tenorio, Pablo Borja, Irene Cárdenas, Patricio Crespo, y Rolando Célleri. 2012. “EFECTOS SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS Y

- QUÍMICAS DE LOS SUELOS POR EL CAMBIO DE LA COBERTURA VEGETAL Y USO DEL SUELO: PÁRAMO DE QUIMSACOCCHA AL SUR DEL ECUADOR”. *Suelos Ecuatoriales* 42 (diciembre): 138–56.
- Restrepo, Juan. 2016. “Caracterización vegetal del bosque altoandino en diferentes estados sucesionales de la reserva biológica Encenillo, Guasca - Cundinamarca”. Pontificia Universidad Javeriana. <http://repository.javeriana.edu.co/handle/10554/19536>.
- Rivera, Mercedes, Carlos A. Anaya, Manuel E. Mendoza, Rosaura Páez, y L. Daniel Olivares-Martínez. 2016. “Contenido de carbono orgánico y retención de agua en suelos de un bosque de niebla en Michoacán, México”. *Agrociencia* 50 (2). Colegio de Postgraduados: 251–69.
- Robert, M. 2002. *Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra*. Food & Agriculture Org.
- Rosero, Gabriela Andrea. 2019. “Evaluación de carbono orgánico del suelo en el ecosistema de páramo de la microcuenca del río Chimborazo en base a las actividades antrópicas.” BachelorThesis, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. <http://dspace.espoch.edu.ec/handle/123456789/11124>.
- Saier, Milton H. 2007. “Are Megacities Sustainable?” *Water, Air, and Soil Pollution* 178 (1): 1–3. doi:10.1007/s11270-006-9206-y.
- Salvador, Diana, y José Salazar. 2019. “Valoración del servicio ambiental de provisión de agua en una parte del chocó andino ecuatoriano, hábitat del oso andino (*Tremarctos ornatus*)”, marzo. Universidad Internacional SEK. <http://localhost:8080/xmlui/handle/123456789/3352>.
- Sanaguano, Luis Aníbal, y Karen Andrea Cabrera. 2019. “Efectos del Cambio de Uso en la Dinámica del Carbono Orgánico asociado a Agregados del Suelo bajo Bosque Ceja Andina”. BachelorThesis, Universidad Nacional de Chimborazo, 2019. <http://dspace.unach.edu.ec/handle/51000/5678>.
- Sanzano, Agustín. 2006. “El Fósforo del suelo”. <https://www.studocu.com/pe/document/universidad-cientifica-del-sur/quimica-organica/el-fosforo-del-suelo/9293438>.
- Secretaría de Ambiente. 2012. “Plan Estratégico del Área de Intervención Especial y Recuperación del Pichincha-Atacazo y Bosque Protector Flanco Oriental del Volcán Pichincha”.
- Segrelles, José Antonio. 2015. “Agricultura periurbana, Parques Naturales Agrarios y mercados agropecuarios locales: una respuesta territorial y productiva a la subordinación del campo a la ciudad”. *Scripta Nova. Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales* 19. <https://revistes.ub.edu/index.php/ScriptaNova/article/view/15107>.
- SHAH. 2015. “Informe Nacional del Ecuador para la Tercera Conferencia de las Naciones Unidas sobre Vivienda y Desarrollo Urbano Sostenible HABITAT III. Subsecretaría de Hábitat y Asentamientos Humanos”.
- Sierra, Rodrigo. 2013. “Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010. Y un acercamiento a los próximos 10 años”. *For. Trends Int. Conserv. Ecuador*, enero.
- Six, J., H. Bossuyt, S. Degryze, y K. Deneff. 2004. “A History of Research on the Link between (Micro)Aggregates, Soil Biota, and Soil Organic Matter Dynamics”. *Soil & Tillage Research* 1 (79): 7–31. doi:10.1016/j.still.2004.03.008.
- Soriano-Robles, R. 2018. “CAMBIO CLIMÁTICO Y GANADERÍA: EL PAPEL DE LA AGROFORESTERÍA”. *Agro Productividad* 11 (2). <https://mail.revista-agroproductividad.org/index.php/agroproductividad/article/view/122>.

- Stockmann, Uta, Mark A. Adams, John W. Crawford, Damien J. Field, Nilusha Henakaarchchi, Meaghan Jenkins, Budiman Minasny, et al. 2013. "The Knowns, Known Unknowns and Unknowns of Sequestration of Soil Organic Carbon". *Agriculture, Ecosystems & Environment* 164 (enero): 80–99. doi:10.1016/j.agee.2012.10.001.
- Suárez, David. 2008. "Formación de un corredor de hábitat de un bosque montano alto en un mosaico de páramo en el norte del Ecuador". *Ecología Aplicada* 7 (1–2). Universidad Nacional Agraria La Molina: 9–15.
- Taicud, Karla, y Rossaura Collahuazo. 2018. "Evaluación de carbono fijo en bosque nublado en la reserva sabia esperanza ubicada en Imbabura-Ecuador". BachelorThesis. <http://repositorio.utn.edu.ec/handle/123456789/8595>.
- Tejedor, N, E. Álvarez, S. Arango Caro, A. Araujo Murakami, C. Blundo, T. E. Boza Espinoza, M. A. la Torre Cuadros, et al. 2012. "Evaluación del estado de conservación de los bosques montanos en los Andes tropicales". *Ecosistemas* 21 (1–2). Asociación Española de Ecología Terrestre: 148–66.
- Tonneijck, F.H., B. Jansen, K.G.J. Nierop, J.M. Verstraten, J. Sevink, y L. DeLange. 2010. "Towards Understanding of Carbon Stocks and Stabilization in Volcanic Ash Soils in Natural Andean Ecosystems of Northern Ecuador". *European Journal of Soil Science* 61 (3): 392–405. doi:10.1111/j.1365-2389.2010.01241.x.
- Torres, Claudia Elizabeth, y José Daniel Pabón. 2017. "Intraseasonal variability of precipitation in Colombia and its relationship with the Madden-Julian oscillation". *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 41 (158). Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales: 79–93. doi:10.18257/raccefyn.380.
- Trines, E, y P Dam. 1994. "Growing site classification research in the Andes region of Ecuador".
- Trumbore, Susan E., y E. R. M. Druffel. 1995. *Carbon Isotopes for Characterizing Sources and Turnover of Nonliving Organic Matter. Role of Nonliving Organic Matter in the Earth's Carbon Cycle*. John Wiley & Sons Ltd. <https://hdl.handle.net/11858/00-001M-0000-0028-3341-0>.
- Turrent, Antonio, José Luis Oropeza, y Mario Roberto Martínez. 2006. "PÉRDIDA DE SUELO Y RELACIÓN EROSIÓN-PRODUCTIVIDAD EN CUATRO SISTEMAS DE MANEJO DEL SUELO".
- UICN. 2018. "Los suelos del mundo almacenan más carbono que la biomasa del planeta y la atmósfera combinados". *Mercados de Medio Ambiente*. <http://www.mercadosdemedioambiente.com/actualidad/los-suelos-del-mundo-almacenan-mas-carbono-que-la-biomasa-del-planeta-y-la-atmosfera-combinadas/>.
- UN-Habitat. 2016. *World Cities Report 2016: Urbanization and Development - Emerging Futures*. <https://unhabitat.org/world-cities-report-2016>.
- USDA. 2017. *Soil Survey Manual 2017*. United States Department of Agriculture.
- Valencia, R., H. Balslev, W. Palacios, D. Neill, C. Josse, M. Tirado, y F. Skov. 1998. "Diversity and Family Composition of Trees in Different Regions of Ecuador: A Sample of 18 One-Hectare Plots." *Forest Biodiversity in North, Central and South America, and the Caribbean: Research and Monitoring*. Parthenon Publishing Group, 569–84.
- Valle, C. 2001. "Técnicas de Investigación en Ecología. Material de enseñanza".
- Vargas, Jimmy Javier. 2017. "Incendios forestales en Quito: acción humana o acción de la naturaleza." BachelorThesis. <http://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/14884>.

- Vázquez, Felipe Macías, y Marta Camps Arbestain. 2005. “Alternativas de secuestro de carbono orgánico en suelos y biomasa de Galicia”. *Recursos rurales: revista oficial do Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural ( IBADER )*, n° 1. Universidade de Santiago de Compostela: 71–85.
- Vigo, Carmen, y Fely Oclocho. 2017. “Influencia de las plantaciones de eucalipto (*Eucalyptus globulus*) en las características del suelo a diferentes pisos altitudinales, distritos de Magdalena, Tingo y San Isidro del Maino, Amazonas, 2017”. Perú: Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas. <https://repositorio.untrm.edu.pe/handle/20.500.14077/1195>.
- Vistín-Guamantaqui, Daniel, y Daniel Espinoza-Castillo. 2021. “Estructura y Diversidad de Especies Arbóreas del Bosque Siempreverde Montano Alto del Parque Nacional Sangay-Ecuador | Vistín-Guamantaqui | Dominio de las Ciencias” 7 (6). doi:<http://dx.doi.org/10.23857/dc.v7i6.2401>.
- Wang, Haijun, Qingqing He, Xingjian Liu, Yanhua Zhuang, y Song Hong. 2012. “Global Urbanization Research from 1991 to 2009: A Systematic Research Review”. *Landscape and Urban Planning* 104 (3): 299–309. doi:[10.1016/j.landurbplan.2011.11.006](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.006).
- Zambrano, Gabriela. 2020. “Uso de imágenes satelitales, ecuaciones alométricas y validación de campo para la cuantificación de biomasa aérea y stock de carbono en un bosque remanente de vegetación de Valle Seco Interandino de la Provincia de Pichincha, Ecuador”. BachelorThesis, Quito. <http://repositorio.usfq.edu.ec/handle/23000/9102>.

## Anexos

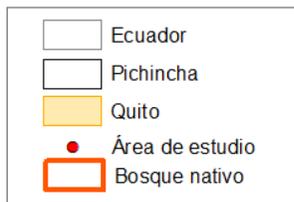
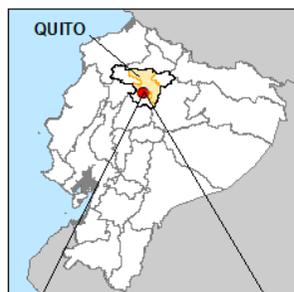
### Anexo 1: Caracterización de la vegetación

Familia	Género	Especie	Nombre común	Estrato	Individuos	Riqueza por familias	Densidad Relativa	Dominancia Relativa	Diversidad Relativa Familia	Diversidad Relativa Género	Shannon	Simpson
<i>Araliaceae</i>	<i>Oreopanax</i>	<i>Oreopanax ecuadorensis</i>	Puma maqui	árbol	23	1	0,091	0,088	0,056	0,056	-0,218	0,008
	<i>Pentacalia</i>	<i>Pentacalia sp.1</i>		arbusto	1	4	0,004	0,018	0,222	0,056	-0,022	0,000
<i>Asteraceae</i>	<i>Baccharis</i>	<i>Baccharis latifolia</i>	Chilca	arbusto	25		0,099	0,054		0,056	-0,229	0,010
	<i>Gynoxys</i>	<i>Gynoxys campii</i>		arbusto	38		0,150	0,080		0,111	-0,285	0,023
		<i>Gynoxys sp.1</i>	Piquil	arbusto	8		0,032	0,049			-0,109	0,001
<i>Betulaceae</i>	<i>Aliso</i>	<i>Alnus acuminata</i>	Aliso	árbol	2	1	0,008	0,273	0,056	0,056	-0,038	0,000
<i>Campanulaceae</i>	<i>Centropogon</i>	<i>Centropogon sp.1</i>		arbustos	13	2	0,051	0,043	0,111	0,056	-0,153	0,003
	<i>Siphocampylus</i>	<i>Siphocampylus giganteus</i>	Lechero	árbol	22		0,087	0,029		0,056	-0,212	0,008
<i>Coriariaceae</i>	<i>Coriaria</i>	<i>Coriaria ruscifolia</i>	Shanshi	arbustos	7	1	0,028	0,007	0,056	0,056	-0,099	0,001
<i>Elaeocarpaceae</i>	<i>Vallea</i>	<i>Vallea stipularis</i>	Raque	arbustos	18	1	0,071	0,077	0,056	0,056	-0,188	0,005
<i>Fabaceae</i>	<i>Dalea</i>	<i>Dalea coerulea</i>	Iso	arbustos	8	1	0,032	0,012	0,056	0,056	-0,109	0,001
<i>Melastomataceae</i>	<i>Brachyotum</i>	<i>Brachyotum ledifolium</i>	Arete de Inca	arbustos	45	4	0,178	0,028	0,222	0,056	-0,307	0,032

		<i>Miconia crocea</i>	Colca azafranada	arbustos	20		0,079	0,056		0,167	-0,201	0,006
	<i>Miconia</i>	<i>Miconia papillosa</i>	Colca de Quito	arbustos	1		0,004	0,043			-0,022	0,000
		<i>Miconia sp.1</i>	Colca	arbustos	4		0,016	0,030			-0,066	0,000
<b>Myrtaceae</b>	Myrcianthes	Myrcianthes aff. discolor		árbol	10	2	0,040	0,084	0,111	0,111	-0,128	0,002
		Myrcianthes rhopaloides	Arrayan	árbol	1		0,004	0,009			-0,022	0,000
<b>Primulaceae</b>	Myrsine	Myrsine andina	Charmuelán	árbol	7	1	0,028	0,020	0,056	0,056	-0,099	0,001

**Anexo 2: Distribución espacial de las especies de BN**

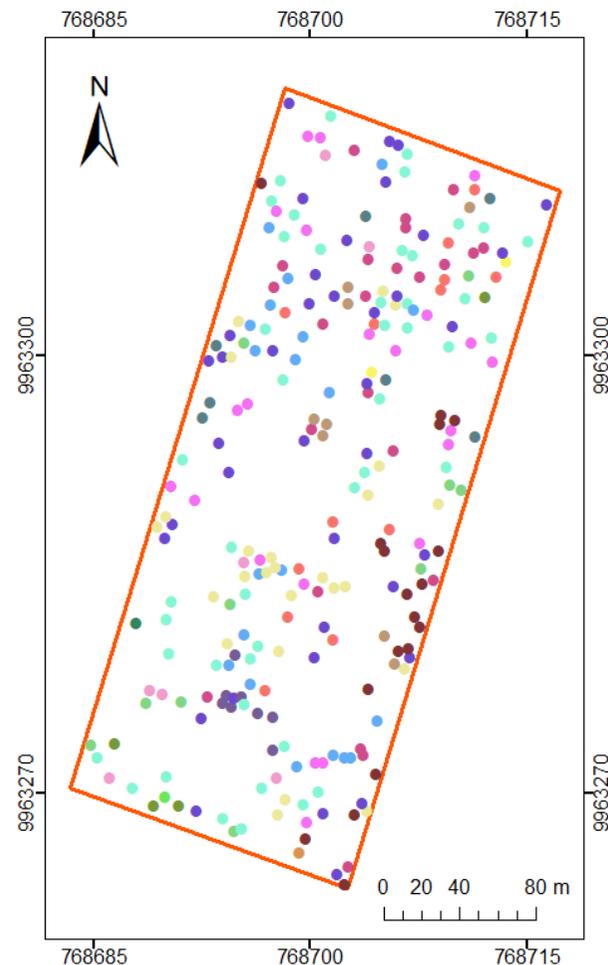
**Distribución de especies del Bosque Montano**



Proyección: WGS84 Zona 17S  
 Ubicación: Quito, Pichincha, Ecuador  
 Elaborado por: Karla Uvidia Z.  
 Escala: 1: 2.500

**Especie**

- *Alnus acuminata*
- *Baccharis latifolia*
- *Brachyotum ledifolium*
- *Centropogon* sp.1
- *Coriaria ruscifolia*
- *Dalea coerulea*
- *Gynoxys campii*
- *Gynoxys* sp.1
- *Miconia crocea*
- *Miconia papillosa*
- *Miconia* sp.1
- *Myrcianthes* aff. *discolor*
- *Myrcianthes rhopaloides*
- *Myrsine andina*
- *Oreopanax ecuadorensis*
- *Pentacalia* sp.1
- *Siphocampylus giganteus*
- *Vallea stipularis*



Anexo 3: Algunas de las especies recolectadas en BN

		
<p><i>Baccharis latifolia</i></p>	<p><i>Coriaria ruscifolia</i></p>	<p><i>Siphocampylus giganteus</i></p>
		
<p><i>Miconia sp.1</i></p>	<p><i>Dalea coerulea</i></p>	<p><i>Centropogon sp.1</i></p>
		
<p><i>Vallea stipularis</i></p>	<p><i>Oreopanax ecuadorensis</i></p>	<p><i>Miconia papillosa</i></p>



Fuente: Herbario de la Universidad Tecnológica Indoamérica, CITHES (2017).  
Elaboración propia

**Anexo 4: Métodos aplicados para el análisis de suelos en laboratorio**

<b>Parámetro Analizado</b>	<b>Método</b>	<b>Unidad</b>
<b>pH</b>	Electrométrico PEE/SFA/06 EPA9045D	---
<b>Materia orgánica (MO)</b>	Volumétrico PEE/SFA/59	%
<b>Carbono Orgánico (CO)</b>	Volumétrico PEE/SFA/60	%
<b>Nitrógeno (N)</b>	Dumas PEE/SFA/59	%
<b>Fósforo (P)</b>	Colorimétrico PEE/SFA/12	mg/kg

**Anexo 5: Descriptivos estadísticos**

Descriptivos Estadísticos (DA)		Asimetría	Curtosis
Coberturas de Tierra	Bosque Nativo (BN)	0.24	-1.23
	Plantación Eucalipto (PE)	-0.49	-0.38
	Pastizal (Pa)	-0.14	-0.01

Descriptivos Estadísticos (CO)		Asimetría	Curtosis
Coberturas de Tierra	Bosque Nativo (BN)	-0.24	-1.22
	Plantación Eucalipto (PE)	0.49	-0.38
	Pastizal (Pa)	-0.14	-0.01

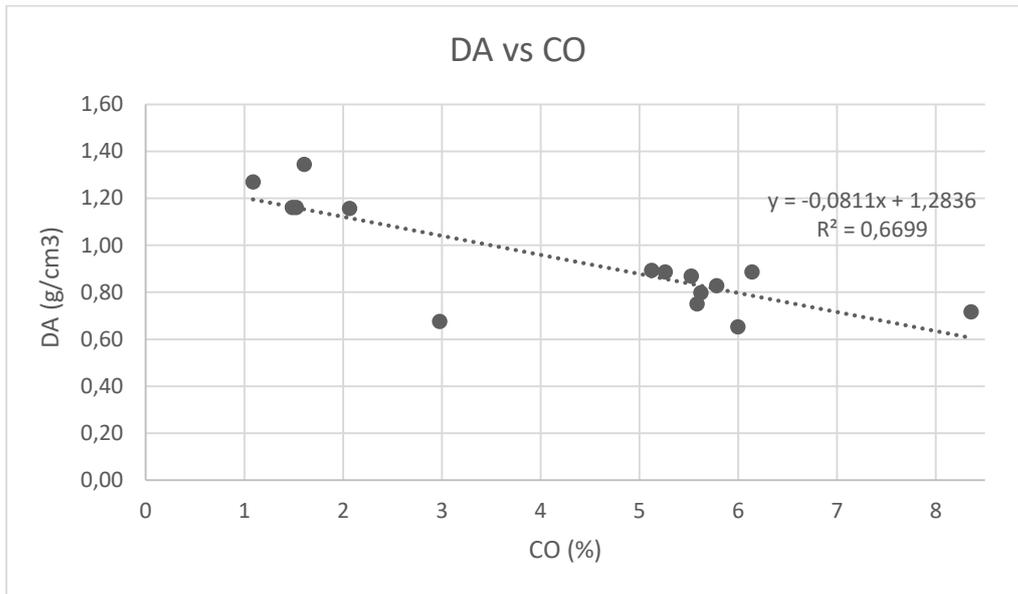
Descriptivos Estadísticos (N)		Asimetría	Curtosis
Coberturas de Tierra	Bosque Nativo (BN)	-0.24	-1.22
	Plantación Eucalipto (PE)	0.44	-0.46
	Pastizal (Pa)	-0.11	-0.04

Descriptivos Estadísticos (P)		Asimetría	Curtosis
Coberturas de Tierra	Bosque Nativo (BN)	1.27	2.12
	Plantación Eucalipto (PE)	0.91	0.45
	Pastizal (Pa)	2.73	8.68

Descriptivos Estadísticos (pH)		Asimetría	Curtosis
Coberturas de Tierra	Bosque Nativo (BN)	0.35	0.001
	Plantación Eucalipto (PE)	0.33	0.15
	Pastizal (Pa)	0.47	0.60

**Anexo 6: Regresión Lineal**

**Anexo 7: Estadísticos de modelos de interpolación***Bosque nativo (BN)*

IDW	Major semiaxis	Minor semiaxis	Mean Error	Root Mean Square	Regression Equation
<b>CO</b>	6	6	-0,0305	1,2686	-0,36878X+2,20819
<b>DA</b>	6	6	0,0025	0,1029	0,631223X + 0,29428
<b>N</b>	6	6	-0,0028	0,1196	0,64718X + 0,20484
<b>P</b>	6	6	0,0068	1,3852	-0,07529X + 5,79049
<b>pH</b>	6	6	0,0119	0,2444	0,11233X + 5,0947
<b>RCO</b>	6	6	-0,0255	1,4101	0,60271X + 3,70370

Kriging	Type model	Mean Error	Root Mean Square	Mean Standardized	Root Mean Square Standardized	Average Standard Error	Regression Equation
<b>CO</b>	Circular	-0,0048	1,2244	-0,0274	1,0307	1,2138	-0,3646X+2,20869
<b>DA</b>	Circular	0,0010	0,0984	0,0153	0,9443	0,1035	0,57062X + 0,33869
<b>N</b>	Gaussian	0,0002	0,1185	0,0077	1,0444	0,1129	0,61080X + 0,22742
<b>P</b>	Circular	-0,0146	1,2007	-0,0148	1,0619	1,1414	0,07248X + 4,99256
<b>pH</b>	Circular	0,0076	0,2280	0,0303	1,0211	0,2221	0,08239X + 5,27219
<b>RCO</b>	Circular	0,0132	1,3765	-0,0007	0,9940	1,3203	0,60287X + 3,85031

Cokrg	Type model	Mean Error	Root Mean Square	Mean Standardized	Root Mean Square Standardized	Average Standard Error	Regression Equation
<b>CO</b>	Circular	-0,0030	1,2609	-0,0206	0,9924	1,2843	-0,3681X+2,20879
<b>DA</b>	Circular	0,0026	0,1009	0,0336	1,0417	0,0960	0,6404X + 0,27497
<b>N</b>	Spherical	0,0004	0,1127	0,0190	0,9915	0,1133	0,6022X+ 0,23206
<b>P</b>	Circular	-0,0072	1,1993	-0,0084	1,0631	1,1436	0,0599X+ 5,09135
<b>pH</b>	Gaussian	0,0055	0,2284	0,0216	0,9646	0,2361	0,11823X+ 5,07356
<b>RCO</b>	Gaussian	-0,0042	1,3809	0,0171	0,9576	1,3638	0,57285X + 4,05432

*Plantación de Eucalipto (PE)*

IDW	Major semiaxis	Minor semiaxis	Mean Error	Root Mean Square	Regression Equation
<b>CO</b>	6	6	0,01751	0,30598	-0,55372X+0,76316
<b>DA</b>	6	6	0,00142	0,02481	0,44628X + 0,64886
<b>N</b>	6	6	0,00210	0,03205	0,45256X + 0,07735
<b>P</b>	6	6	0,16937	4,33520	0,27976X+ 6,06175
<b>pH</b>	6	6	-0,01690	0,29167	0,18021X + 4,72146
<b>RCO</b>	6	6	-0,03668	0,63520	0,45194X + 1,81043

Krg	Type model	Mean Error	Root Mean Square	Mean Standardized	Root Mean Square Standardized	Average Standard Error	Regression Equation
<b>CO</b>	Circular	-0,0057	0,2814	0,0366	1,1832	0,2503	-0,64529X+0,88
<b>DA</b>	Circular	0,0005	0,0230	0,0188	1,1128	0,0202	0,33529X + 0,77921
<b>N</b>	Circular	0,0006	0,0300	0,0333	1,1611	0,0273	0,32206X + 0,09597
<b>P</b>	Circular	0,0672	3,6830	0,0177	0,9683	3,9157	0,07518X + 8,01277
<b>pH</b>	Spherical	-0,0140	0,2706	0,0420	0,9683	0,2761	0,14121X + 4,94710
<b>RCO</b>	Circular	-0,0102	0,5864	-0,0309	1,1679	0,5246	0,35563X + 2,12408

Cokrg	Type model	Mean Error	Root Mean Square	Mean Standardized	Root Mean Square Standardized	Average Standard Error	Regression Equation
<b>CO</b>	Gaussian	-0,0048	0,2798	-0,0383	1,1757	0,2490	-0,60437X+0,83003
<b>DA</b>	Gaussian	0,0006	0,0228	0,0195	1,1080	0,0201	0,37344X + 0,73525
<b>N</b>	Gaussian	0,0003	0,0296	0,0290	1,1418	0,0271	0,37778X + 0,08807
<b>P</b>	Exponential	0,1117	3,9461	-0,0663	1,3750	3,5291	0,21676X + 6,72304
<b>pH</b>	Gaussian	-0,0183	0,2992	-0,0551	1,0178	0,2927	0,11014 + 5,14034
<b>RCO</b>	Gaussian	-0,0088	0,5826	-0,0321	1,1572	0,5228	0,39554X + 1,99070

*Pastizal (Pa)*

IDW	Major semiaxis	Minor semiaxis	Mean Error	Root Mean Square	Regression Equation
<b>CO</b>	6	6	-0,0070	0,4893	0,08406X+5,1627
<b>DA</b>	6	6	0,0006	0,0397	0,08406X + 0,75699
<b>N</b>	6	6	0,0007	0,0514	0,11878X + 0,51277
<b>P</b>	6	6	0,0248	0,0248	0,06859X + 3,64004
<b>pH</b>	6	6	-0,0002	0,0800	-0,11312X + 6,53129
<b>RCO</b>	6	6	-0,0152	1,4788	0,12065X + 8,07615

Krg	Type model	Mean Error	Root Mean Square	Mean Standardized	Root Mean Square Standardized	Average Standard Error	Regression Equation
<b>CO</b>	Circular	0,0021	0,4820	0,0043	0,9897	0,4870	-1,0033+5,62477
<b>DA</b>	Circular	-0,0001	0,0390	-0,0030	0,9819	0,0398	-0,0020X + 0,83073
<b>N</b>	Spherical	0,0003	0,0503	0,0064	0,9884	0,0509	-0,0018X + 0,58145
<b>P</b>	Exponential	0,0110	0,8870	0,0186	0,8560	1,0051	0,02414X + 3,92983
<b>pH</b>	Exponential	0,0000	0,0683	0,0087	0,9052	0,0754	-0,0254X + 6,02010
<b>RCO</b>	Circular	0,0005	1,4271	0,0004	0,9878	1,4447	-0,0003X + 9,15042

Cokrg	Type model	Mean Error	Root Mean Square	Mean Standardized	Root Mean Square Standardized	Average Standard Error	Regression Equation
<b>CO</b>	Circular	0,0198	0,5124	0,0329	0,1887	0,4296	-0,97133X+5,46
<b>DA</b>	Gaussian	-0,0001	0,0390	-0,0033	0,9710	0,0402	0,00096X + 0,82786
<b>N</b>	Spherical	0,0017	0,0582	0,0213	1,3521	0,0432	-0,0388X + 0,60182
<b>P</b>	Gaussian	-0,0282	0,9839	-0,3253	1,7490	0,8579	0,10599X + 3,46946
<b>pH</b>	Gaussian	-0,0010	-0,0125	0,0062	0,7678	0,0864	0,01689X + 5,77031
<b>RCO</b>	Circular	0,0044	1,4267	0,0029	0,9713	1,4688	0,00024X + 9,15571

## Anexo 8. Cálculo de índices de diversidad

### Índice de diversidad de Shannon

Especie	Frecuencia	Pi	ln(Pi)	Pi*ln(Pi)
<i>Oreopanax ecuadorensis</i>	23	0,091	-2,398	-0,218
<i>Pentacalia sp.1</i>	1	0,004	-5,533	-0,022
<i>Baccharis latifolia</i>	25	0,099	-2,315	-0,229
<i>Gynoxys campii</i>	38	0,150	-1,896	-0,285
<i>Gynoxys sp.1</i>	8	0,032	-3,454	-0,109
<i>Alnus acuminata</i>	2	0,008	-4,840	-0,038
<i>Centropogon sp.1</i>	13	0,051	-2,968	-0,153
<i>Siphocampylus giganteus</i>	22	0,087	-2,442	-0,212
<i>Coriaria ruscifolia</i>	7	0,028	-3,587	-0,099
<i>Vallea stipularis</i>	18	0,071	-2,643	-0,188
<i>Dalea coerulea</i>	8	0,032	-3,454	-0,109
<i>Brachyotum ledifolium</i>	45	0,178	-1,727	-0,307
<i>Miconia crocea</i>	20	0,079	-2,538	-0,201
<i>Miconia papillosa</i>	1	0,004	-5,533	-0,022
<i>Miconia sp.1</i>	4	0,016	-4,147	-0,066
<i>Myrcianthes aff. discolor</i>	10	0,040	-3,231	-0,128
<i>Myrcianthes rhopaloides</i>	1	0,004	-5,533	-0,022
<i>Myrsine andina</i>	7	0,028	-3,587	-0,099
<b>TOTAL</b>	<b>253</b>		<b>H'</b>	<b>2,506</b>

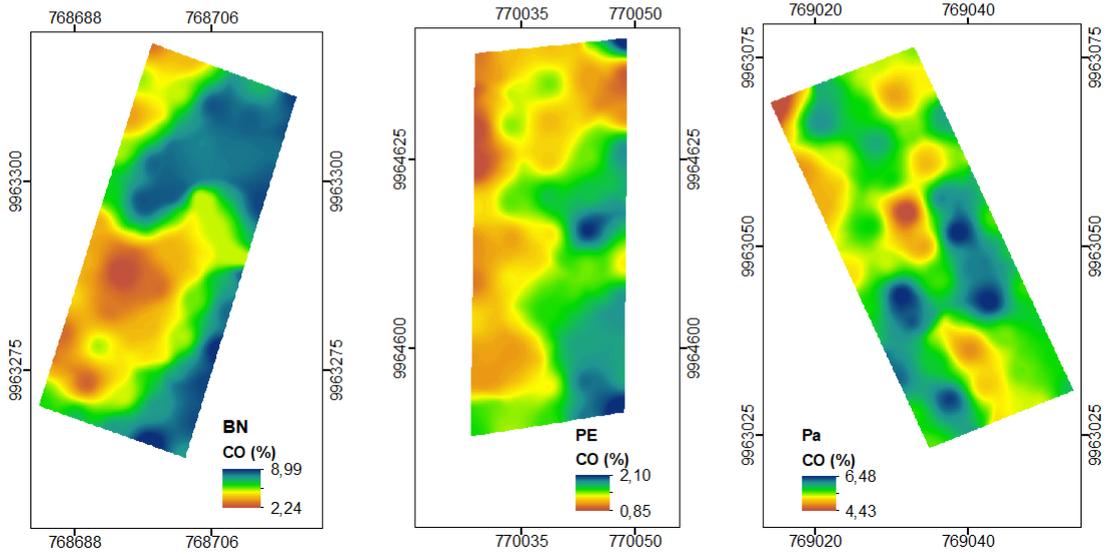
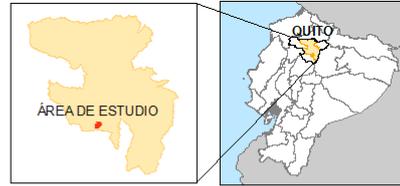
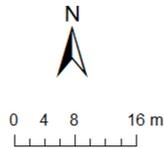
### Índice de diversidad de Simpson

Especie	Frecuencia	Pi	Pi^2	
<i>Oreopanax ecuadorensis</i>	23	0,091	0,008	
<i>Pentacalia sp.1</i>	1	0,004	0,000	
<i>Baccharis latifolia</i>	25	0,099	0,010	
<i>Gynoxys campii</i>	38	0,150	0,023	
<i>Gynoxys sp.1</i>	8	0,032	0,001	
<i>Alnus acuminata</i>	2	0,008	0,000	
<i>Centropogon sp.1</i>	13	0,051	0,003	
<i>Siphocampylus giganteus</i>	22	0,087	0,008	
<i>Coriaria ruscifolia</i>	7	0,028	0,001	
<i>Vallea stipularis</i>	18	0,071	0,005	
<i>Dalea coerulea</i>	8	0,032	0,001	
<i>Brachyotum ledifolium</i>	45	0,178	0,032	
<i>Miconia crocea</i>	20	0,079	0,006	
<i>Miconia papillosa</i>	1	0,004	0,000	
<i>Miconia sp.1</i>	4	0,016	0,000	
<i>Myrcianthes aff. discolor</i>	10	0,040	0,002	
<i>Myrcianthes rhopaloides</i>	1	0,004	0,000	
<i>Myrsine andina</i>	7	0,028	0,001	
<b>TOTAL</b>	<b>253</b>		<b>δ</b>	<b>0,10</b>

## Anexo 9: Variabilidad espacial de las propiedades físicas y químicas por parcela a través del método de interpolación IDW, Kriging, Cokriging

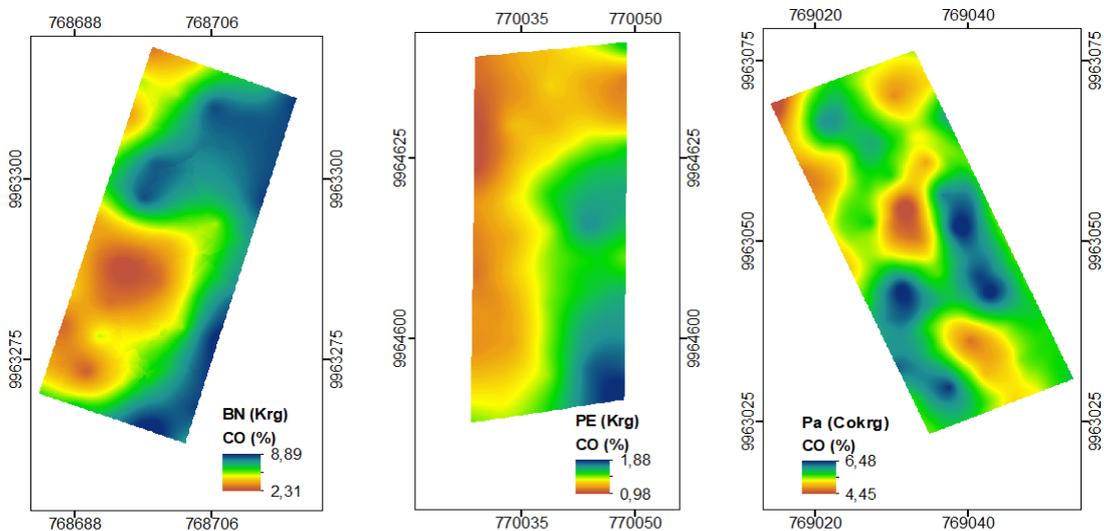
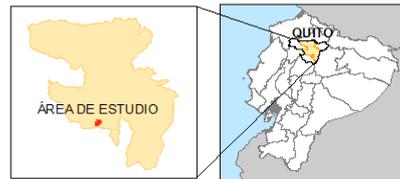
### Variabilidad Espacial de CO por parcela Método IDW

Proyección: WGS84 Zona 17S  
Ubicación: Quito, Pichincha, Ecuador  
Elaborado por: Karla Uvidia Z.  
Fuente: CITEHS-UTI  
Escala: 1:500



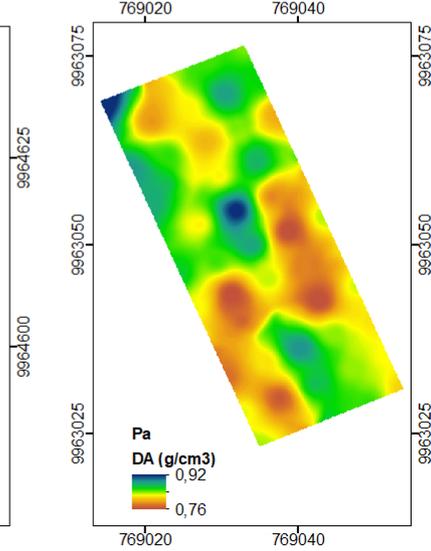
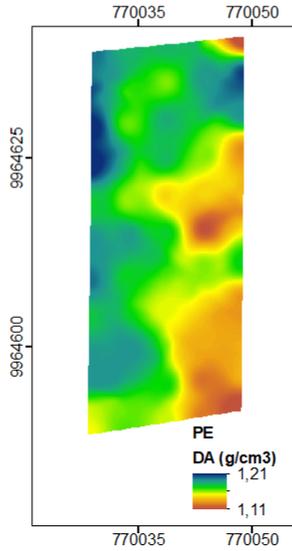
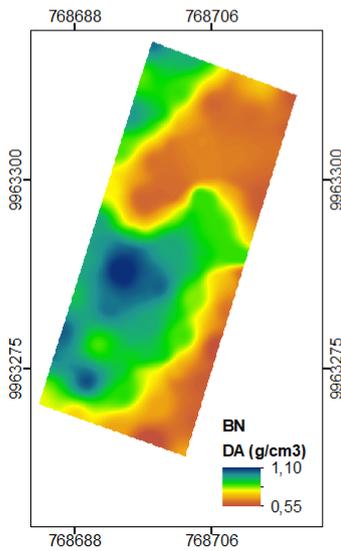
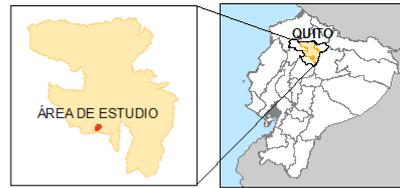
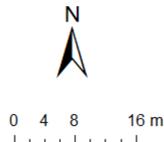
### Variabilidad Espacial de CO por parcela Método Kriging (Krg) y Cokriging (Cokrg)

Proyección: WGS84 Zona 17S  
Ubicación: Quito, Pichincha, Ecuador  
Elaborado por: Karla Uvidia Z.  
Fuente: CITEHS-UTI  
Escala: 1:500



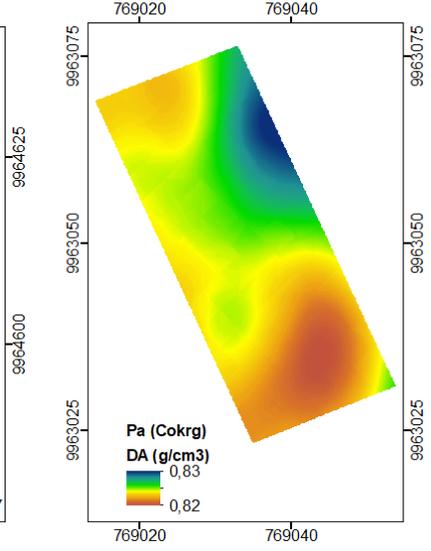
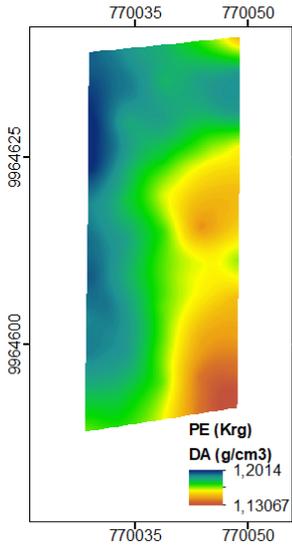
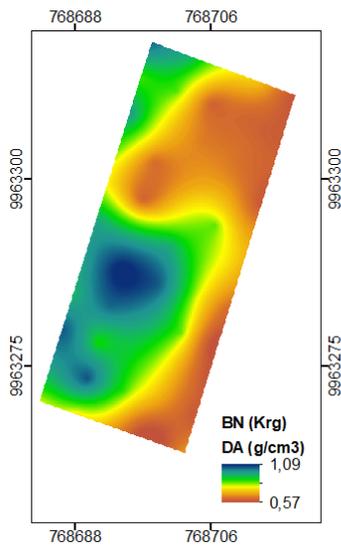
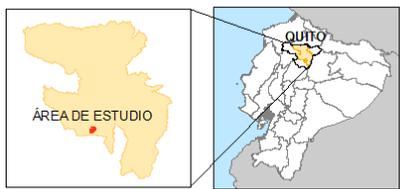
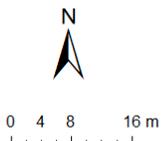
**Variabilidad Espacial de DA por parcela  
Método IDW**

Proyección: WGS84 Zona 17S  
Ubicación: Quito, Pichincha, Ecuador  
Elaborado por: Karla Uvidia Z.  
Fuente: CITEHS-UTI  
Escala: 1:500



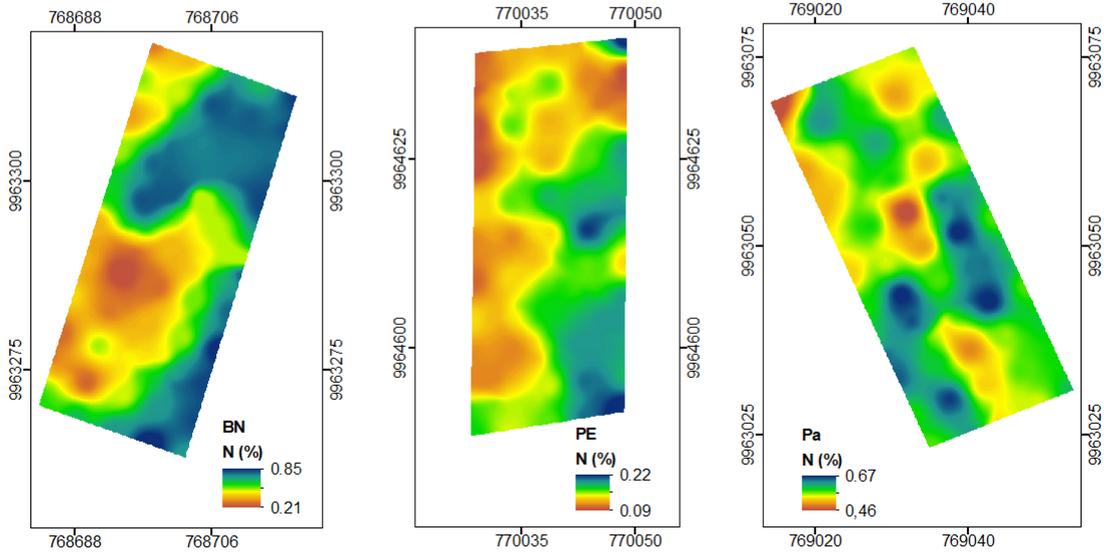
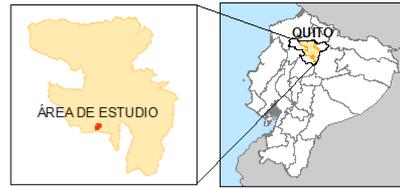
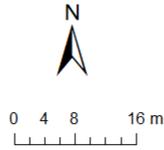
**Variabilidad Espacial de DA por parcela  
Método Kriging (Krg) y Cokriging (Cokrg)**

Proyección: WGS84 Zona 17S  
Ubicación: Quito, Pichincha, Ecuador  
Elaborado por: Karla Uvidia Z.  
Fuente: CITEHS-UTI  
Escala: 1:500



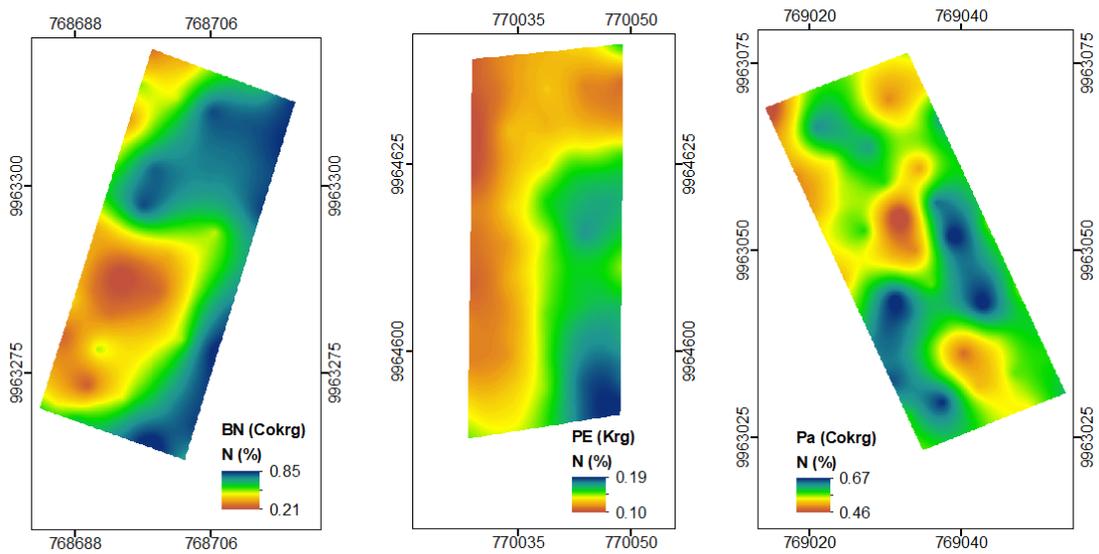
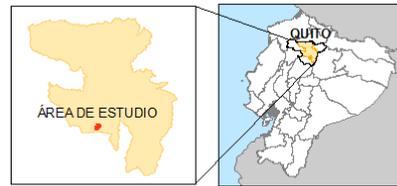
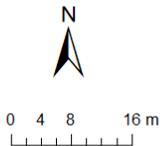
**Variabilidad Espacial de N por parcela  
Método IDW**

Proyección: WGS84 Zona 17S  
Ubicación: Quito, Pichincha, Ecuador  
Elaborado por: Karla Uvidia Z.  
Fuente: CITEHS-UTI  
Escala: 1:500



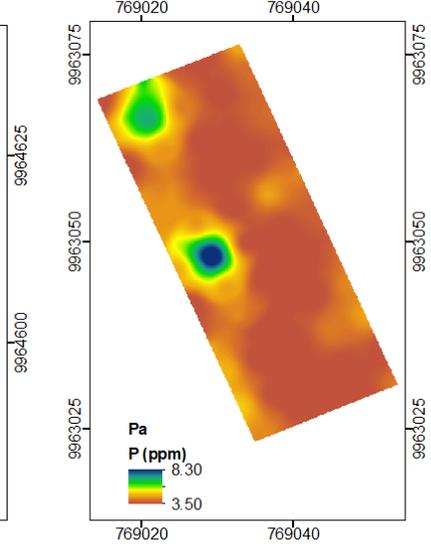
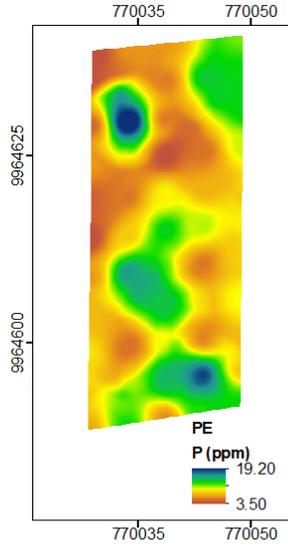
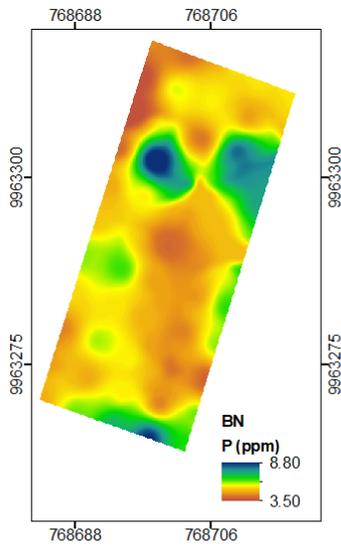
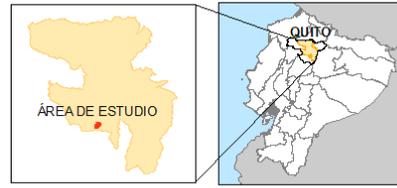
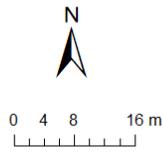
**Variabilidad Espacial de N por parcela  
Método Kriging (Krg) y Cokriging (Cokrg)**

Proyección: WGS84 Zona 17S  
Ubicación: Quito, Pichincha, Ecuador  
Elaborado por: Karla Uvidia Z.  
Fuente: CITEHS-UTI  
Escala: 1:500



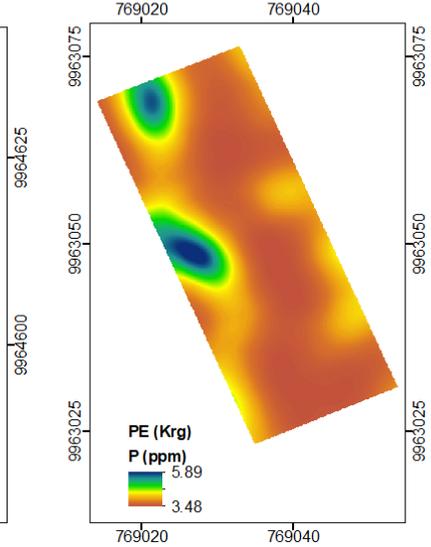
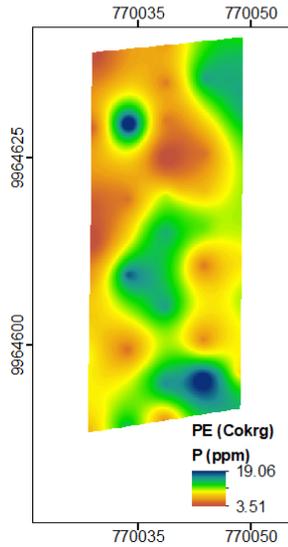
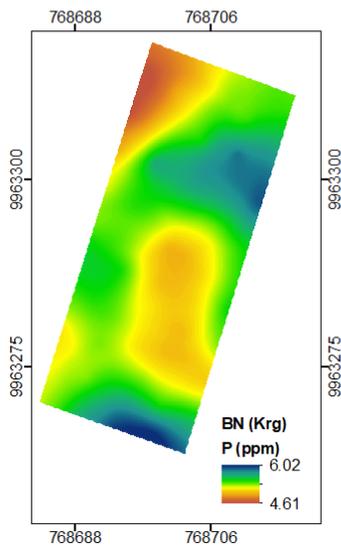
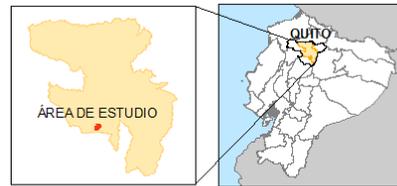
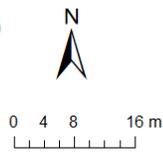
**Variabilidad Espacial de P por parcela  
Método IDW**

Proyección: WGS84 Zona 17S  
Ubicación: Quito, Pichincha, Ecuador  
Elaborado por: Karla Uvidia Z.  
Fuente: CITEHS-UTI  
Escala: 1:500



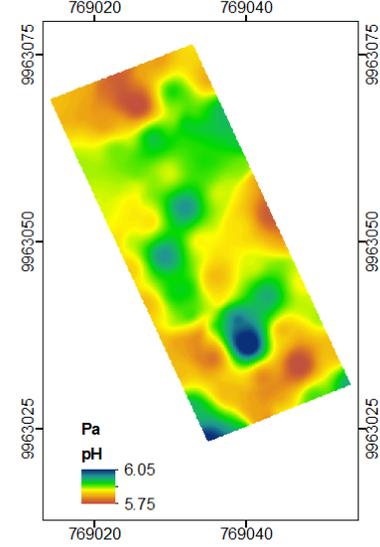
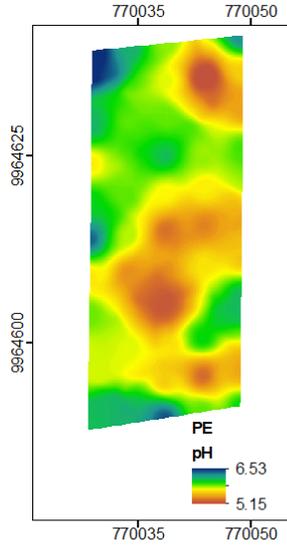
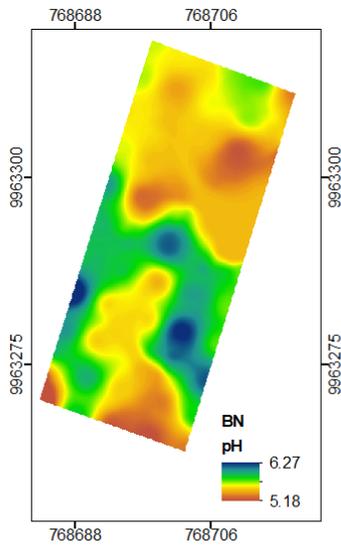
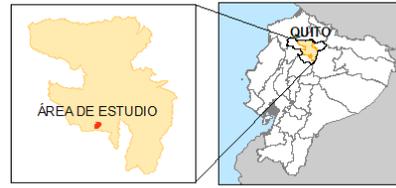
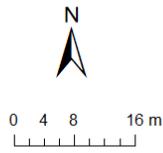
**Variabilidad Espacial de P por parcela  
Método Kriging (Krg) y Cokriging (Cokrg)**

Proyección: WGS84 Zona 17S  
Ubicación: Quito, Pichincha, Ecuador  
Elaborado por: Karla Uvidia Z.  
Fuente: CITEHS-UTI  
Escala: 1:500



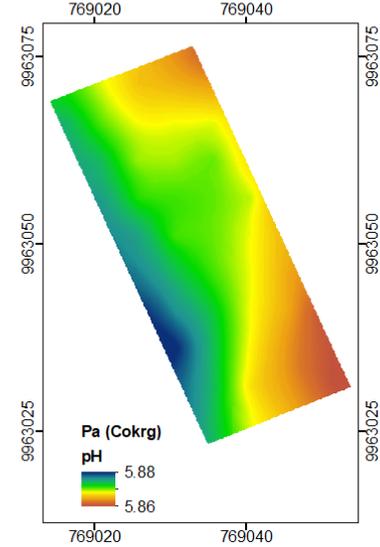
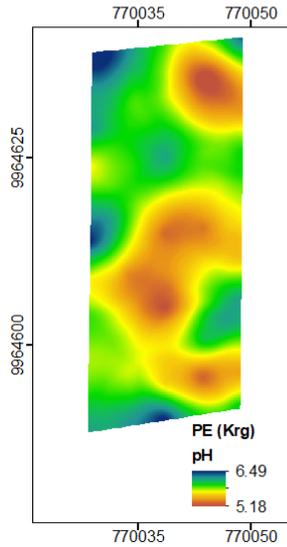
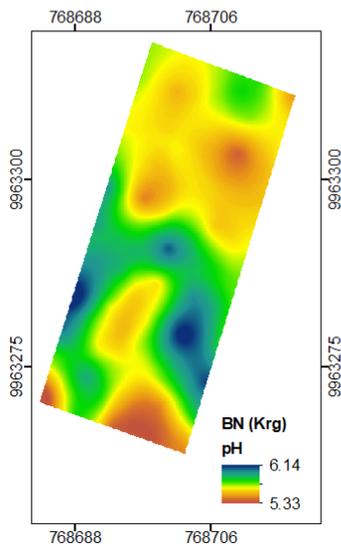
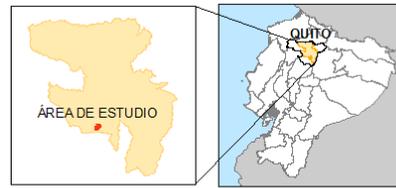
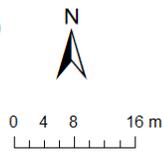
**Variabilidad Espacial de pH por parcela  
Método IDW**

Proyección: WGS84 Zona 17S  
Ubicación: Quito, Pichincha, Ecuador  
Elaborado por: Karla Uvidia Z.  
Fuente: CITEHS-UTI  
Escala: 1:500



**Variabilidad Espacial de pH por parcela  
Método Kriging (Krg) y Cokriging (Cokrg)**

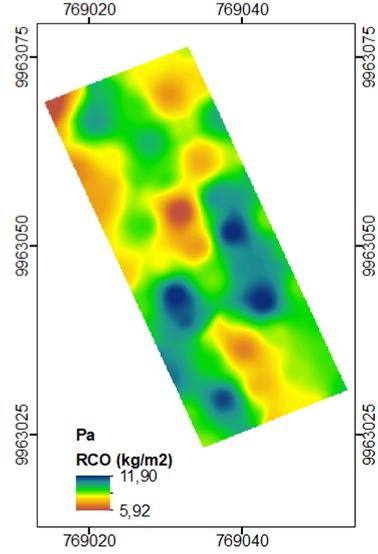
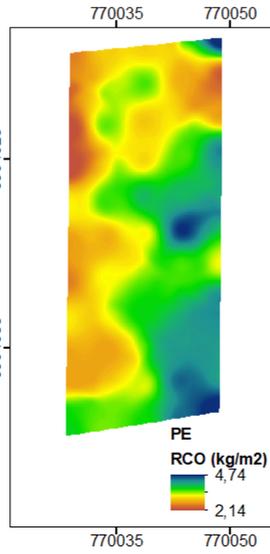
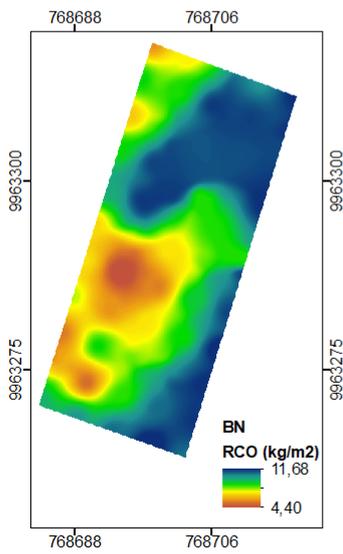
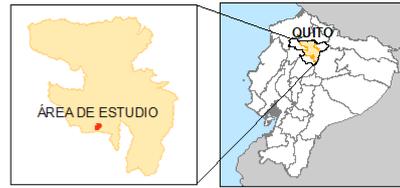
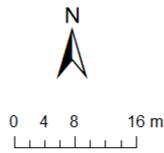
Proyección: WGS84 Zona 17S  
Ubicación: Quito, Pichincha, Ecuador  
Elaborado por: Karla Uvidia Z.  
Fuente: CITEHS-UTI  
Escala: 1:500



**Variabilidad Espacial de RCO por parcela**

**Método IDW**

Proyección: WGS84 Zona 17S  
 Ubicación: Quito, Pichincha, Ecuador  
 Elaborado por: Karla Uvidia Z.  
 Fuente: CITEHS-UTI  
 Escala: 1:500



**Variabilidad Espacial de RCO por parcela**  
**Método Kriging (Krg) y Cokriging (Cokrg)**

Proyección: WGS84 Zona 17S  
 Ubicación: Quito, Pichincha, Ecuador  
 Elaborado por: Karla Uvidia Z.  
 Fuente: CITEHS-UTI  
 Escala: 1:500

