

Evaluación florística, estructural y de biodiversidad del arbolado urbano en áreas verdes de Rocafuerte, Manabí, Ecuador

Floristic, structural, and biodiversity assessment of urban trees in green areas of Rocafuerte, Manabí, Ecuador

Gema Stephanya Briones-Anchundia ^a 
✉ briones-gema3812@unesum.edu.ec

César Alberto Cabrera-Verdesoto ^a 

^a Universidad Estatal del Sur de Manabí (UNESUM). Jipijapa, Ecuador

Resumen

Palabras clave: Arbolado urbano; Áreas verdes urbanas; Biodiversidad arbórea; Evaluación florística; Fabaceae; Índice verde urbano

Keywords: Fabaceae; Floristic assessment; Urban green index; Urban green spaces; Urban trees; Tree biodiversity

Cómo citar: Briones-Anchundia GS, Cabrera-Verdesoto CA. Evaluación florística, estructural y de biodiversidad del arbolado urbano en áreas verdes de Rocafuerte, Manabí, Ecuador. ALFA Revista de Investigación en Ciencias Agronómicas y Veterinarias. 2026;10(29):01-16.
<https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v10i29.491>

Contexto: Los árboles urbanos constituyen un componente esencial para la conservación de la biodiversidad y la mitigación de impactos ambientales en las ciudades. **Objetivo:** El objetivo consistió en determinar la composición florística, la estructura y la biodiversidad del arbolado urbano en áreas verdes del cantón Rocafuerte, Manabí, Ecuador. **Metodología:** Se realizó un censo forestal total en espacios públicos con cobertura vegetal. La estructura vertical y horizontal se determinó mediante rangos diamétricos y clases de altura. La diversidad alfa se evaluó con los índices de Shannon-Wiener, Simpson, Pielou, Margalef, Menhinick y Berger-Parker; la diversidad beta con los índices de Jaccard, Whittaker, Cody, Routledge y Wilson-Schmida. Se calculó además el índice de valor de importancia (IVI) y el índice verde urbano (IVU). **Resultados:** Se registraron 12 especies arbóreas y 266 individuos, con predominio de la familia Fabaceae y de árboles jóvenes de baja clase diamétrica. *Bucida buceras* L. fue la especie con mayor peso ecológico (IVI: 36,62 %). La diversidad alfa evidenció alta dominancia (Shannon-Wiener: 0,60; Simpson: 0,24) y baja riqueza específica (Margalef: 0,57; Menhinick: 0,57). La diversidad beta mostró escasa similitud florística (Jaccard: 0,34) y elevado recambio de especies (Whittaker: 3,96). El IVU fue de 0,76 m²/hab, muy inferior al estándar de 9 a 15 m²/hab recomendado por la Organización Mundial de la Salud. **Conclusiones:** Los resultados evidencian un déficit crítico de áreas verdes y la urgencia de implementar políticas públicas de arborización con criterios ecológicos.

Abstract

Context: Urban trees constitute an essential component for biodiversity conservation and the mitigation of environmental impacts in cities. **Objective:** The objective was to determine the floristic composition, structure, and biodiversity of urban trees in green areas of the Rocafuerte canton, Manabí, Ecuador. **Methodology:** A complete forest census was carried out in public spaces with plant cover. Vertical and horizontal structure was determined using diametric ranges and height classes. Alpha diversity was assessed using the Shannon-Wiener, Simpson, Pielou, Margalef, Menhinick, and Berger-Parker indices; beta diversity was assessed using the Jaccard, Whittaker, Cody, Routledge, and Wilson-Schmida indices. The Importance Value Index (IVI) and the Urban Green Index (UGI) were also calculated. **Results:** A total of 12 tree species and 266 individuals were recorded, with a predominance of the Fabaceae family and young trees of low diametric class. *Bucida buceras* L. was the species with the greatest ecological weight (IVI: 36.62%). Alpha diversity revealed high dominance (Shannon-Wiener: 0.60; Simpson: 0.24) and low species richness (Margalef: 0.57; Menhinick: 0.57). Beta diversity showed low floristic similarity (Jaccard: 0.34) and high species turnover (Whittaker: 3.96). The UGI was 0.76 m²/inhabitant, well below the 9

to 15 m²/inhabitant standard recommended by the World Health Organization.

Conclusions: The results reveal a critical deficit of green areas and the urgency of implementing public tree-planting policies based on ecological criteria.

Introducción

A nivel global, el proceso de urbanización acelerada plantea el desafío de conservar áreas arboladas frente a la expansión territorial, lo que exige una planificación verde estratégica. Guías internacionales como las de UN-Habitat recomiendan la gobernanza participativa, el monitoreo técnico continuo y el manejo inclusivo del arbolado urbano para fortalecer la resiliencia climática y el bienestar socioambiental de las poblaciones urbanas ⁽¹⁾. La articulación entre planificación territorial y gestión del arbolado se ha convertido en un eje estratégico para el desarrollo urbano sostenible, particularmente en regiones donde el crecimiento demográfico supera la capacidad de respuesta institucional.

Desde finales de la década de 2010, la arborización urbana en Latinoamérica ha ganado atención tanto académica como práctica. Estudios recientes han abordado la distribución espacial del arbolado, las desigualdades socioambientales en el acceso a áreas verdes y los retos institucionales relacionados con el financiamiento, las capacidades técnicas y la gobernanza participativa en contextos urbanos diversos ⁽²⁾. En Ecuador, la expansión urbana se ha acelerado de forma notable en las últimas décadas, especialmente en las zonas costeras de la región litoral.

La Organización Mundial de la Salud ha establecido que por cada persona deben existir entre 9 y 15 m² de áreas verdes, cifra determinada para garantizar que la población crezca en un entorno sano, equilibrado y con condiciones ambientales óptimas para el desarrollo humano ⁽³⁾.

Los árboles en entornos urbanos son elementos clave dentro de la infraestructura verde, ya que enlazan las ciudades con las zonas rurales circundantes y contribuyen a reducir el impacto ambiental derivado de la actividad humana ⁽⁴⁾. Está comprobado que la riqueza de especies resulta indispensable para garantizar los servicios ecosistémicos y salvaguardar la biodiversidad en los paisajes urbanizados; por ello, disponer de datos precisos sobre la evaluación florística y estructural de los árboles urbanos es fundamental para orientar la planificación y el manejo del arbolado en la ciudad ⁽⁵⁾.

Las áreas verdes urbanas (AVU) se destacan como elementos que enriquecen la composición paisajística de las urbes, conformadas en su mayoría por parques y jardines públicos cuyo mantenimiento está a cargo de diversas entidades gubernamentales. Desde sus primeras etapas de incorporación en el entorno urbano, estas áreas han desempeñado un papel esencial en el desarrollo de las ciudades al ofrecer espacios recreativos al aire libre y promover la presencia de una variada cobertura vegetal que contribuye a la calidad de vida de los habitantes ⁽⁶⁾.

Las AVU constituyen espacios fundamentales para el bienestar ambiental y social de las comunidades. A través de su cobertura arbórea, contribuyen a la regulación climática local, la purificación del aire, la generación de sombra, la captura de carbono y el soporte de biodiversidad en entornos fuertemente intervenidos. Sin embargo, en muchos cantones pequeños de Ecuador como Rocafuerte, ubicado en la provincia de Manabí, el arbolado urbano no ha sido evaluado de manera sistemática, lo que genera vacíos importantes para la planificación ambiental y territorial. Sin datos técnicos sobre composición florística, estructura y diversidad biológica, resulta difícil tomar decisiones informadas sobre mantenimiento, reforestación, conservación de especies nativas y adaptación al cambio climático ⁽⁷⁾.

En la provincia de Manabí, los estudios florísticos han mostrado una gran riqueza potencial de especies propias del bosque seco tropical, muchas de las cuales podrían ser utilizadas estratégicamente en el arbolado urbano como parte de programas de restauración ecológica. No obstante, hasta la fecha no se cuenta con un diagnóstico detallado que caracterice el estado actual de las áreas verdes del cantón Rocafuerte. Esta

carencia de información no solo representa un vacío técnico en el conocimiento del patrimonio natural local, sino que limita el desarrollo de políticas públicas ambientales informadas y la asignación eficiente de recursos para la gestión del espacio público ⁽⁷⁾.

El análisis de estas áreas verdes permite reconocer las especies más representativas, distinguir entre especies nativas y exóticas, identificar árboles en riesgo, establecer prioridades de manejo y diseñar programas de reforestación urbana adecuados a las condiciones ecológicas del cantón. Además, sirve como base para estimar los servicios ecosistémicos que provee el arbolado, tales como la regulación térmica, la captura de contaminantes atmosféricos y el secuestro de carbono, elementos clave para una ciudad más resiliente y sostenible frente al cambio climático ^(8,9).

Por lo tanto, se planteó como objetivo determinar la composición florística, estructural y de biodiversidad del arbolado urbano en las áreas verdes del cantón Rocafuerte, como un paso esencial para fortalecer la gestión ambiental local y generar herramientas prácticas para la planificación urbana sostenible, la educación ambiental y la participación ciudadana en la conservación de espacios naturales urbanos.

Materiales y métodos

El cantón Rocafuerte se localiza en el centro-norte de la provincia de Manabí, Ecuador, entre las coordenadas 0°55' S y 80°27' O. Su territorio abarca 279 km² y alberga a 42 688 personas, con una densidad poblacional de 153 hab./km², de las cuales 17 929 residen en áreas urbanas, mientras que 24 759 habitan en zonas rurales ⁽³⁾. El clima corresponde al bosque seco tropical, caracterizado por una temporada lluviosa entre diciembre y mayo y una época seca pronunciada el resto del año, con temperaturas promedio que oscilan entre 24 y 28 °C.

La investigación se desarrolló bajo un enfoque mixto que integró componentes cuantitativos como análisis estructural y de biodiversidad mediante riqueza, abundancia e índices ecológicos y componentes cualitativos como caracterización florística y relación entre el entorno urbano y el ambiente ^(10,11). El diseño fue no experimental, de tipo transversal y alcance descriptivo-explicativo, dado que no se manipularon variables independientes ni se establecieron condiciones controladas para observar efectos causales. El fenómeno de estudio fue analizado en su contexto natural mediante observación directa y registro sistemático de las variables de interés.

Censo forestal

Se censaron todas las especies forestales presentes en las áreas verdes del cantón Rocafuerte, siguiendo la metodología propuesta por Leal Elizondo et al. ⁽¹²⁾, considerando espacios públicos con cobertura vegetal como parques, zonas recreativas y elementos viales arborizados. Para cada individuo arbóreo se registraron variables dendrométricas clave: diámetro a la altura del pecho (DAP), medido a 1,30 m desde la base del suelo mediante cinta diamétrica o forcípula; altura total, estimada visualmente con inclinómetro de mano Suunto PM-5; y área de cobertura de copa, determinada a partir de las proyecciones horizontales de su contorno. Las coordenadas geográficas de cada unidad de muestreo fueron obtenidas mediante receptores GPS de navegación.

Las proyecciones de copa fueron digitalizadas en el software QGIS, lo que permitió calcular su superficie en metros cuadrados y generar cartografía temática para el análisis espacial de la cobertura arbórea.

Identificación de especies

La identificación de las especies arbóreas se realizó in situ con apoyo de especialistas en dendrología y a través de fuentes digitales confiables como el Catálogo de Vida (COL, 2025) ⁽¹³⁾, la Guía dendrológica de especies forestales de los bosques secos del Ecuador ⁽¹⁴⁾, la Enciclopedia de plantas útiles del Ecuador ⁽¹⁵⁾ y

la base de datos en línea Tropicos.org del Missouri Botanical Garden. Se siguió la nomenclatura botánica actualizada para cada taxón registrado y se verificó la validez de los nombres científicos mediante consulta cruzada entre las fuentes.

Estructura vertical y horizontal

La estructura del arbolado urbano, tanto vertical como horizontal, se determinó de acuerdo con la metodología de Saavedra-Romero et al. ⁽¹⁶⁾, estableciendo intervalos, rangos o clases de alturas y diámetros. Para la estructura horizontal se definieron cinco clases diamétricas: Clase I (0–10 cm), Clase II (11–20 cm), Clase III (21–30 cm), Clase IV (31–40 cm) y Clase V (>40 cm). Para la estructura vertical se establecieron dos rangos de altura: Rango I (0–3 m) y Rango II (3,1–6 m). No se registraron individuos con alturas superiores a 6 m, lo que motivó la definición de únicamente dos rangos.

Índice verde urbano

El cálculo del índice verde urbano (IVU) se basó en la estimación poblacional de la zona urbana obtenida del censo más reciente, llevado a cabo en 2022 por el Instituto Nacional de Estadística y Censos del Ecuador ⁽³⁾. Este indicador, expresado en metros cuadrados por habitante, fue determinado mediante la fórmula propuesta por Pulla y Rodríguez ⁽¹⁷⁾: $IVU = \text{Área total de áreas verdes} / \text{Población urbana}$. El valor obtenido fue comparado con el estándar de 9 a 15 m²/hab establecido por la Organización Mundial de la Salud ⁽³⁾.

Índice de valor de importancia

El índice de valor de importancia (IVI) indicó la importancia ecológica de cada especie dentro del ecosistema urbano. Se calculó a partir de la densidad relativa (Dr), la frecuencia relativa (Fr) y la dominancia relativa (Dmr) de los individuos censados, conforme a la metodología descrita por Aguirre ⁽¹⁸⁾. El IVI se expresó como el promedio de estos tres valores relativos, sumando un total de 100 % para el conjunto de especies. Este índice permitió identificar las especies con mayor representatividad ecológica en el paisaje urbano.

Diversidad alfa

La diversidad alfa fue evaluada mediante diversos índices ecológicos. La riqueza específica se determinó mediante los índices de Margalef y Menhinick, ambos basados en la relación entre el número de especies y el número de individuos. La estructura de la abundancia proporcional se evaluó mediante los índices de dominancia de Simpson y Berger-Parker, mientras que la equidad en la distribución de los individuos entre las especies se determinó mediante los índices de Shannon-Wiener y Pielou. El índice de Shannon-Wiener permitió estimar el grado promedio de incertidumbre al predecir a qué especie pertenece un individuo seleccionado al azar, con valores típicos entre 0 y 5 ⁽¹⁹⁾. El índice de Pielou evaluó la uniformidad en la distribución de individuos entre especies, donde 1 representa equidad total ⁽²⁰⁾.

El índice de Simpson estimó la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar pertenecieran a la misma especie, con valores cercanos a 1 indicando dominancia. El índice de Berger-Parker evaluó la dominancia como la proporción que representa la especie más abundante en la muestra.

Diversidad beta

La diversidad beta se calculó para reflejar el nivel de reemplazo o transformación biológica entre los distintos espacios verdes evaluados ⁽¹⁸⁾. Se emplearon índices cualitativos de disimilitud como el de Jaccard, que considera las especies compartidas entre dos conjuntos de muestreo y la cantidad total de especies presentes en cada uno por separado. Asimismo, se aplicaron índices de recambio de especies: Whittaker, que relaciona la diversidad gamma con la alfa promedio; Cody, que suma las especies ganadas y perdidas a través de un gradiente; Routledge, que incorpora tanto la riqueza compartida como la estructura del

recambio; y Wilson-Schmida, que combina elementos de Cody y Whittaker.

La interpretación del índice de Jaccard siguió los rangos establecidos por Alanís-Rodríguez et al. ⁽²¹⁾ valores entre 0 y 0,33 indican comunidades disímiles o diferentes florísticamente; entre 0,34 y 0,66, medianamente parecidas; y entre 0,67 y 1, muy parecidas o similares florísticamente.

Procesamiento de datos

Los datos fueron procesados en Microsoft Excel para la organización y cálculos preliminares, y en el programa Past 4.03 (Paleontological Statistics), herramienta ampliamente empleada en investigaciones ecológicas, forestales y ambientales por su capacidad de análisis estadístico multivariado y cálculo de índices de diversidad. La estimación de la estructura y funciones del arbolado se complementó con el enfoque metodológico propuesto por Nowak et al. ⁽²²⁾ para la cuantificación de la estructura forestal urbana.

Resultados

Composición florística

La estructura florística del arbolado urbano de Rocafuerte reveló una proporción equitativa entre especies introducidas y nativas en términos de riqueza, aunque con marcada diferencia en abundancia. Se identificaron 12 especies pertenecientes a ocho familias botánicas, sumando un total de 266 individuos. La familia Fabaceae fue la más representativa con cuatro especies, seguida de Bignoniaceae con dos especies; las familias restantes (Combretaceae, Arecaceae, Malvaceae, Anacardiaceae, Annonaceae y Myrtaceae) estuvieron representadas por una especie cada una. Seis especies fueron de origen nativo y seis de origen introducido, lo que determinó una composición florística mixta con predominio de especies ornamentales y funcionales en el paisaje urbano (Tabla 1).

La especie con mayor número de individuos fue *Bucida buceras* L. (olivo negro) con 136 ejemplares, equivalentes al 51,13 % del total censado, seguida por *Adonidia merrillii* (Becc.) Becc. (palma navideña) con 65 individuos (24,44 %), ambas de origen introducido. Entre las especies nativas, las más abundantes fueron *Handroanthus chrysanthus* (Jacq.) S.O. Grose (guayacán amarillo) con 22 árboles (8,27 %) y *Caesalpinia glabrata* Kunth. (cascol) con 13 individuos (4,89 %). Las especies con menor representación fueron *Annona glabra* L. y *Psidium guajava* L., con un individuo cada una, representando menos del 0,5 % del total.

Tabla 1. Composición florística del arbolado urbano en áreas verdes de Rocafuerte, Manabí, Ecuador.

N.º	Nombre científico	Nombre común	Familia	Origen	Individuos
1	<i>Bucida buceras</i> L.	Olivo negro	Combretaceae	Introducida	136
2	<i>Adonidia merrillii</i> (Becc.) Becc.	Palma navideña	Arecaceae	Introducida	65
3	<i>Handroanthus chrysanthus</i> (Jacq.) S.O. Grose	Guayacán amarillo	Bignoniaceae	Nativa	22
4	<i>Caesalpinia glabrata</i> Kunth.	Cascol	Fabaceae	Nativa	13
5	<i>Bauhinia variegata</i> L.	Uña de vaca	Fabaceae	Introducida	11
6	<i>Albizia guachapele</i> (Kunth) Dugand	Guachapelí	Fabaceae	Nativa	6
7	<i>Ceiba trichistandra</i> (A. Gray) Bakh	Ceibo	Malvaceae	Nativa	4
8	<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	Acacia morada	Bignoniaceae	Introducida	3
9	<i>Mangifera indica</i> L.	Mango	Anacardiaceae	Introducida	2
10	<i>Prosopis pallida</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Kunth	Algarrobo	Fabaceae	Nativa	2

N.º	Nombre científico	Nombre común	Familia	Origen	Individuos
11	<i>Annona glabra</i> L.	Anona	<i>Annonaceae</i>	Introducida	1
12	<i>Psidium guajava</i> L.	Guayaba	<i>Myrtaceae</i>	Nativa	1
Total			8 familias		266

Estructura horizontal

La distribución de individuos según las clases diamétricas evidenció una marcada concentración en los rangos de menor diámetro. La Clase I (0–10 cm) agrupó la mayoría de los individuos, lo que manifestó una población dominante joven o de reciente establecimiento. A medida que aumentó el diámetro, el número de individuos disminuyó progresivamente: la Clase II (11–20 cm) presentó más de 70 individuos, mientras que las clases superiores (III a V) concentraron menos de 20 individuos en conjunto (Figura 1). Esta estructura horizontal refleja un arbolado en etapa temprana de desarrollo, con escasa representación de ejemplares maduros y una distribución diamétrica de tipo exponencial negativa.

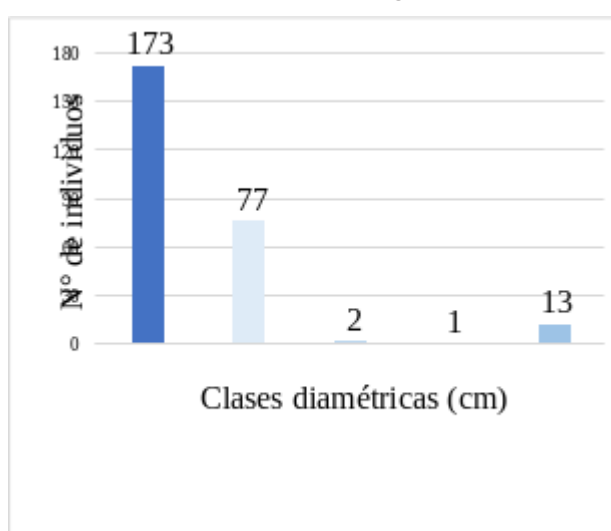


Figura 1. Distribución de individuos por clases diamétricas.

Gráfico de barras que muestra la concentración de individuos en la Clase I (0–10 cm), con disminución progresiva hacia las clases superiores.

Estructura vertical

La composición de individuos por rangos de altura mostró un marcado predominio del estrato inferior. El Rango I (0–3 m) agrupó 210 individuos, lo que representó el 78,9 % del total censado, mientras que el Rango II (3,1–6 m) alcanzó apenas 56 individuos (21,1 %). No se registraron individuos con alturas superiores a 6 m (Figura 2). Esta distribución vertical indica una estratificación simple con ausencia de dosel arbóreo desarrollado, lo que limita las funciones ecosistémicas asociadas a la cobertura vertical, como la regulación térmica y la captura de carbono.

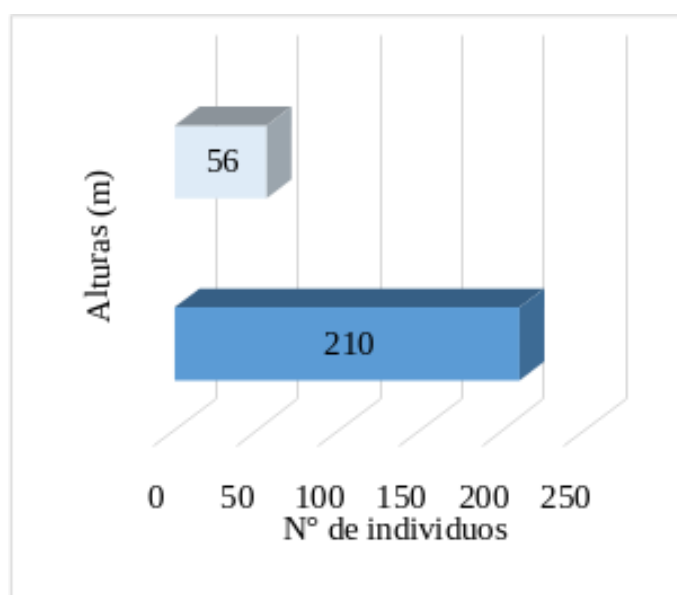


Figura 2. Distribución de individuos por rangos de altura.

Gráfico de barras que muestra el predominio del Rango I (0–3 m) con 210 individuos frente a 56 individuos en el Rango II (3,1–6 m).

Índice de valor de importancia

El IVI identificó a *Bucida buceras* L. como la especie con mayor peso ecológico, con un valor de 36,62 %, superando ampliamente al resto de las especies. *Adonidia merrillii* (Becc.) Becc. ocupó el segundo lugar con 20,25 %, seguida de *Caesalpinia glabrata* Kunth. con 13,30 %, esta última con una alta dominancia relativa (28,10 %) pese a su baja abundancia. En contraste, *Annona glabra* L. y *Psidium guajava* L. presentaron los valores más bajos, con 1,40 % y 1,31 %, respectivamente (Tabla 2).

Tabla 2. Índice de valor de importancia ecológica del arbolado urbano de Rocafuerte.

N.º	Nombre científico	Dr (%)	Fr (%)	Dmr (%)	IVI (%)
1	<i>Bucida buceras</i> L.	51,13	27,59	31,15	36,62
2	<i>Adonidia merrillii</i> (Becc.) Becc.	24,44	20,69	15,61	20,25
3	<i>Caesalpinia glabrata</i> Kunth.	4,89	6,90	28,10	13,30
4	<i>Handroanthus chrysanthus</i> (Jacq.) S.O. Grose	8,27	10,34	2,94	7,18
5	<i>Ceiba trichistandra</i> (A. Gray) Bakh	1,50	10,34	8,83	6,89
6	<i>Prosopis pallida</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Kunth	0,75	3,45	7,89	4,03
7	<i>Bauhinia variegata</i> L.	4,14	3,45	0,42	2,67
8	<i>Albizia guachapele</i> (Kunth) Dugand	2,26	3,45	1,26	2,32
9	<i>Mangifera indica</i> L.	0,75	3,45	2,10	2,10
10	<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	1,13	3,45	1,23	1,93
11	<i>Annona glabra</i> L.	0,38	3,45	0,36	1,40
12	<i>Psidium guajava</i> L.	0,38	3,45	0,11	1,31
Total		100,00	100,00	100,00	100,00

Nota: Dr = densidad relativa; Fr = frecuencia relativa; Dmr = dominancia relativa; IVI = índice de valor de importancia.

Diversidad alfa

Los índices de diversidad alfa reflejaron una diversidad baja y una infraestructura verde donde pocas especies tienden a dominar ampliamente. El índice de Shannon-Wiener fue de 0,60, mientras que el de Simpson alcanzó 0,24, lo que indica baja diversidad y alta probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar pertenezcan a la misma especie. La equidad de Pielou (0,48) evidenció una distribución no uniforme de los individuos entre las especies, alejándose del valor máximo de 1 que representa equidad perfecta. La riqueza específica, evaluada mediante los índices de Margalef (0,57) y Menhinick (0,57), reflejó una cantidad reducida de especies en relación con el total de individuos censados.

El índice de Berger-Parker (0,75) confirmó la alta dominancia de *Bucida buceras* L. sobre las demás especies, indicando que tres de cada cuatro individuos pertenecen a esta especie (Tabla 3).

Diversidad beta

La diversidad beta estimó una baja similitud florística entre los espacios verdes urbanos. El índice de Jaccard (0,34) indicó una similitud media-baja entre las áreas evaluadas, ubicándose en el límite inferior de la categoría de medianamente parecidas según los rangos propuestos por Alanís-Rodríguez et al. ⁽²¹⁾. El índice de Whittaker (3,96) reveló un alto recambio de especies, muy por encima del valor de referencia de 1 que indicaría homogeneidad completa. El índice de Cody ⁽¹⁸⁾ reflejó una variación composicional elevada, considerando tanto las especies que dejaron de estar presentes como aquellas que se incorporaron entre espacios. El índice de Routledge (0,45) indicó una diferenciación moderada, y el índice de Wilson-Schmida (7,45) confirmó un recambio marcado entre los sitios (Tabla 3).

Tabla 3. Índices de diversidad alfa y beta del arbolado urbano de Rocafuerte.

Diversidad alfa	Valor	Diversidad beta	Valor
Shannon-Wiener	0,60	Similitud de Jaccard	0,34
Pielou (E)	0,48	Whittaker	3,96
Simpson	0,24	Cody	18
Margalef	0,57	Routledge	0,45
Menhinick	0,57	Wilson-Schmida	7,45
Berger-Parker	0,75		

Caracterización de espacios públicos

El cantón Rocafuerte presentó 12 espacios públicos con cobertura arbórea, conformados por seis parques (Parque Central de Rocafuerte, Parque del Niño, Parque de la Madre, Parque Santa Marianita, Parque General Eloy Alfaro y Parque María Isabel) y seis zonas de seguridad vial ubicadas en calles (Calle Pichincha, Calle 30 de Septiembre, Calle Bolívar, Calle Elías Cedeño, Calle Atanacio Santos y Escalinata Calle José María Huerta) (Figura 3). La distribución espacial de estas áreas mostró una concentración en el centro urbano, con escasa presencia en la periferia del cantón.

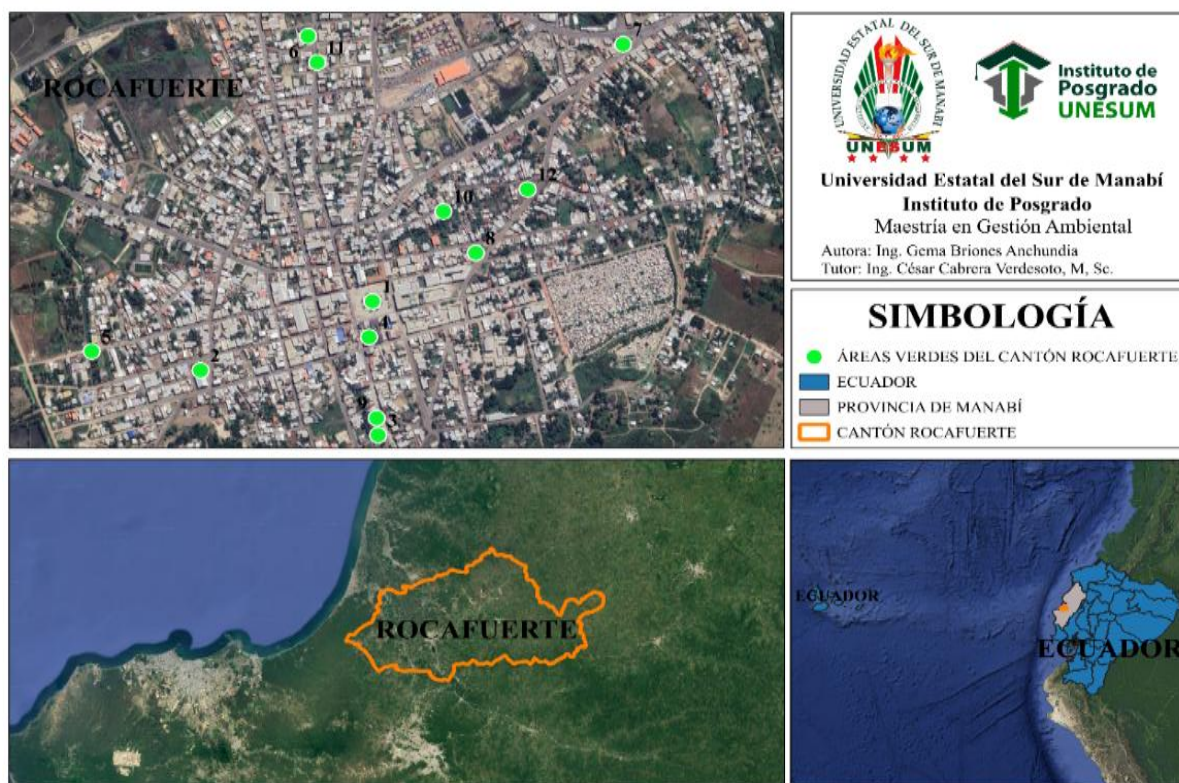


Figura 3. Mapa de ubicación de las áreas verdes del cantón Rocafuerte.
Cartografía temática que muestra la distribución de los 12 espacios públicos evaluados.

3.8 Cobertura arbórea e índice verde urbano

Se contabilizó un total de 13 562 m² de áreas verdes distribuidas entre los espacios públicos, con una cobertura efectiva del arbolado de 1 856 m², lo que representó apenas el 13,7 % de la superficie total disponible. El índice verde urbano (IVU) se calculó en 0,76 m² por habitante, valor extremadamente inferior al rango de 9 a 15 m²/hab recomendado por la Organización Mundial de la Salud ⁽³⁾ (Tabla 4).

Tabla 4. Superficie de áreas verdes y cobertura arbórea por espacio público.

N.º	Nombre del área	Área verde (m ²)	Cobertura arbórea (m ²)	Individuos
1	Parque Central de Rocafuerte	5 665	488	25
2	Parque del Niño	2 300	83	15
3	Parque de la Madre	369	56	10
4	Parque Santa Marianita	846	123	25
5	Parque General Eloy Alfaro	1 401	167	32
6	Calle Pichincha	496	158	30
7	Calle 30 de Septiembre	860	337	50
8	Calle Bolívar	920	201	39
9	Calle Elías Cedeño	266	73	11
10	Calle Atanacio Santos	139	64	10
11	Escalinata Calle José María Huerta	161	42	9

N.º	Nombre del área	Área verde (m²)	Cobertura arbórea (m²)	Individuos
12	Parque María Isabel	139	64	10
	Total	13 562	1 856	266
	Índice Verde Urbano	0,76 m²/hab		

En conjunto, los resultados indican que el arbolado urbano de Rocafuerte se caracteriza por una baja riqueza de especies, una marcada dominancia de una especie introducida (*Bucida buceras* L.), una estructura poblacional predominantemente juvenil tanto en diámetro como en altura, y un déficit crítico de cobertura verde por habitante en relación con los estándares internacionales.

Discusión

La composición florística del arbolado urbano de Rocafuerte mostró una proporción equitativa entre especies nativas e introducidas en términos de riqueza, aunque las especies introducidas dominaron claramente en número de individuos. Este patrón coincide con lo reportado por Garrido Aguilar et al. ⁽²³⁾ en Ibarra, donde también se observó una predominancia de especies exóticas en el arbolado urbano, atribuida a criterios ornamentales y de fácil mantenimiento. De manera similar, estudios realizados en Portoviejo ⁽²⁴⁾, Sucre ⁽²⁵⁾ y Montecristi ⁽²⁶⁾ registraron más del 55 % de especies introducidas en sus respectivos cascos urbanos, lo que sugiere una tendencia regional hacia la selección de especies ornamentales exóticas.

En Rocafuerte, las dos especies más abundantes (*Bucida buceras* L. y *Adonidia merrillii* (Becc.) Becc.) son introducidas y concentran el 75,6 % del total de individuos, lo que refleja una planificación basada en preferencias estéticas más que en criterios ecológicos. La diversificación del arbolado urbano constituye un desafío global que requiere equilibrar especies nativas e introducidas según las condiciones bioclimáticas de cada ciudad ⁽²⁷⁾.

La familia Fabaceae se posicionó como la más representativa dentro del arbolado urbano de Rocafuerte, con cuatro especies, patrón que también ha sido documentado en investigaciones previas realizadas en diversos cascos urbanos de Manabí ⁽²⁸⁻²³⁾. La presencia recurrente de *Fabaceae* en el arbolado urbano de la región obedece a su adaptabilidad a condiciones de estrés ambiental, su capacidad de fijación biológica de nitrógeno y su valor ornamental. Sin embargo, la composición florística de Rocafuerte evidenció una riqueza taxonómica marcadamente menor en comparación con Ibarra, donde se reportaron más de 20 familias botánicas ⁽²⁹⁾. En contraste, Sucre presentó una composición más reducida pero igualmente representativa del entorno local ⁽²⁵⁾, mientras que Montecristi destacó por su amplitud de grupos vegetales registrados ⁽²⁶⁾.

Portoviejo, aunque determinó una menor variedad de especies, concentró una gran cantidad de individuos ⁽²⁴⁾. Se observa una tendencia común en los distintos cantones donde la selección de especies responde mayoritariamente a criterios ornamentales y paisajísticos, relegando a un segundo plano las consideraciones ecológicas o de restauración de la biodiversidad nativa.

La estructura horizontal evidenció una escasa representación de árboles maduros, lo que puede deberse a intervenciones recientes, limitaciones en el espacio urbano o falta de manejo silvicultural sostenible a largo plazo. La distribución exponencial negativa observada difiere de lo reportado por Canizales et al. ⁽²⁸⁾ en Montemorelos, Nuevo León, donde se documentó una estructura poblacional con distribución normal, caracterizada por una abundancia de árboles maduros agrupados principalmente en la clase diamétrica de 30 a 40 cm y una menor proporción de individuos jóvenes. Este contraste sugiere que el arbolado de Rocafuerte se encuentra en una etapa temprana de desarrollo, posiblemente como resultado de programas de arborización recientes o de la remoción de árboles maduros por razones de seguridad vial.

Las limitaciones en la estructura etaria del arbolado urbano tienen consecuencias directas sobre la provisión de servicios ecosistémicos, especialmente aquellos relacionados con la regulación térmica y la captura de carbono ⁽³⁰⁾. No obstante, el resultado es consistente con lo reportado por Castillo y Cabrera ⁽²⁶⁾ en Montecristi, donde también se observó una disminución progresiva en la cantidad de individuos a medida que se incrementaban las clases diamétricas. Asimismo, Cali et al. ⁽³¹⁾ reportaron que el arbolado urbano de Puerto López está mayormente conformado por ejemplares jóvenes en las clases diamétricas más bajas, con una estructura vertical dominada por el rango inicial de altura.

Los valores más altos del IVI para *Bucida buceras* L. (36,62 %) contrastan con los obtenidos por Leal Elizondo et al. ⁽¹²⁾, quienes identificaron a *Fraxinus americana* L. como la especie con mayor peso ecológico en Linares, Nuevo León, mientras que *Citrus sinensis* (L.) Osbeck presentó una relevancia mínima (0,20 %). También difieren con lo reportado por Cabrera et al. ⁽²⁰⁻²²⁾, cuyos estudios destacan a *Albizia guachapele* (Kunth) Dugand con el mayor IVI en Portoviejo, Sucre y Montecristi, y por Cali et al. ⁽³¹⁾, donde *Cocos nucifera* L. registró el mayor porcentaje en Puerto López.

Estas diferencias reflejan que la importancia ecológica de las especies varía significativamente entre localidades en función de las decisiones de planificación urbana, las condiciones ambientales y las preferencias de la gestión municipal. La dominancia de una sola especie en el arbolado urbano, como ocurre en Rocafuerte, reduce la resiliencia del sistema frente a perturbaciones bióticas y abióticas ⁽³⁵⁾.

El índice de Shannon-Wiener (0,60) coincidió con lo reportado por Canizales et al. ⁽²⁸⁾ en Montemorelos, donde se identificó una diversidad en descenso ^(1,17), aunque el valor obtenido en Rocafuerte es aún más bajo, indicando una situación ecológica más crítica. En cambio, estos resultados difieren de lo registrado en Sucre ⁽²⁵⁾ y Puerto López ⁽³¹⁾, donde se documentó una diversidad media (Shannon-Wiener entre 1,5 y 2,5), y de lo señalado por Castillo y Cabrera ⁽²⁶⁾ en Montecristi, donde se estimó una alta complejidad florística. La equidad de Pielou (0,48) indicó que la distribución de individuos entre las especies no es uniforme, con una tendencia hacia el dominio de unas pocas.

Este valor es similar a lo evaluado por Renjifo y Mieles ⁽³⁸⁾ en Quinindé y por Cali et al. ⁽³¹⁾ en Puerto López, quienes identificaron una equidad moderada. En contraste, difiere de lo observado en Montecristi, donde Castillo y Cabrera ⁽²⁶⁾ reportaron una alta homogeneidad en la abundancia de especies (Pielou = 0,75). La baja diversidad observada en Rocafuerte es consistente con patrones documentados en ciudades donde la planificación del arbolado ha priorizado un número reducido de especies tolerantes a condiciones urbanas adversas ⁽³⁶⁾.

La riqueza específica, evaluada mediante los índices de Margalef y Menhinick (ambos 0,57), indica una composición baja donde la cantidad de especies no es particularmente alta en relación con el total de individuos censados. Esto señala que las áreas verdes están dominadas por pocas especies frecuentes, lo que determina una estructura florística simple y poco equilibrada. Canizales et al. ⁽²⁸⁾ señalaron que la riqueza de especies en entornos urbanos puede ser limitada, como evidenció en su estudio con valores bajos en la disposición florística. Desde otra perspectiva, investigaciones realizadas por Renjifo y Mieles ⁽³⁸⁾, Cali et al. ⁽³¹⁾ y Castillo y Cabrera ⁽²⁶⁾ muestran escenarios más diversos, donde estos índices representaron niveles moderados a altos, indicando comunidades más heterogéneas.

El índice de Berger-Parker (0,75) evidenció una alta dominancia de *Bucida buceras* L. sobre las demás especies en Rocafuerte. Este resultado difiere de lo reportado por Renjifo y Mieles ⁽³⁸⁾ en Quinindé, por Cali et al. ⁽³¹⁾ en Puerto López y por Castillo y Cabrera ⁽²⁶⁾ en Montecristi, donde se representaron valores menores de 0,40, con dominancias bajas distribuidas equitativamente entre especies como *Adonidia merrillii* Becc., *Olea europaea* L. y *Azadirachta indica* A. Juss. La alta dominancia observada en Rocafuerte implica una baja resiliencia ecológica, ya que la pérdida de la especie dominante por plagas, enfermedades o eventos climáticos extremos tendría un impacto desproporcionado en la cobertura arbórea total.

Diversos estudios han señalado que la diversificación del arbolado urbano constituye una estrategia fundamental para garantizar la provisión de servicios ecosistémicos a largo plazo (37,39).

El índice de similitud de Jaccard (0,34) fue similar al reportado por Cué et al. (33) en el componente forestal de dos campus universitarios, donde se identificó la misma proporción de similitud en la composición florística. Ambos estudios sugieren una homogeneidad media entre los sitios evaluados. No obstante, los estudios en arbolado urbano de Puerto López (31), Montecristi (26) y Pedro Carbo (29) difieren de este resultado, ya que obtuvieron valores menores al 30 %, indicando una infraestructura verde con baja homogeneidad y alta diferenciación entre espacios.

El índice de Whittaker (3,96) y Wilson-Schmida (7,45) reflejaron un recambio marcado de especies entre los espacios verdes evaluados, lo que sugiere que la infraestructura vegetal difiere considerablemente entre sitios debido a procesos de selección de especies, variaciones de manejo municipal, diferencias edáficas y presencia desigual de especies nativas e introducidas. Este nivel de recambio es consistente con lo documentado por Arbulú et al. (32) en la biodiversidad vegetal del río Reque. Sin embargo, discrepa de lo reportado por Jara-Toto et al. (34) en los bosques urbanos de Clavijero y El Haya, Veracruz, donde se registraron valores menores de diversidad beta, reflejando una composición más homogénea entre áreas con mayor continuidad ecológica.

El índice de Cody (18) representó un número elevado de cambios en la composición de especies entre los distintos sitios, indicando una alta rotación florística a escala local. Este resultado es similar a lo reportado por Arbulú et al. (32) en la biodiversidad vegetal del río Reque, donde se estableció este índice por encima de 40, lo que significó que, sumando ganancias y pérdidas, hubo muchos cambios de especies entre los espacios evaluados.

El índice de Routledge (0,45) indicó una diferenciación moderada en la composición específica entre los sitios evaluados. Este resultado es comparable con lo reportado por Arbulú et al. (32), quienes identificaron una disimilitud de baja a moderada en comunidades con especies compartidas. Esto indica que, pese a la presencia de algunas especies comunes entre los sitios, se manifiestan dinámicas medias de recambio florístico que evidencian una variabilidad ecológica significativa.

El IVU de Rocafuerte (0,76 m²/hab) refleja una disponibilidad extremadamente limitada de espacios verdes en función de la población, muy por debajo del estándar de 9 a 15 m²/hab establecido por la Organización Mundial de la Salud (3). Este valor también es marcadamente inferior a lo observado en cantones cercanos como Portoviejo (24), Puerto López (31) y Montecristi (26), que presentaron más de 3 m²/hab, e incluso estos últimos se encuentran por debajo del estándar internacional.

Además, Garrido Aguilar et al. (23) resaltan la importancia de la gestión técnica participativa del arbolado urbano como base para una planificación más humana y resiliente, proponiendo criterios de selección de especies, evaluación de riesgos y diseño paisajístico que permitan la funcionalidad ecológica de los espacios públicos, así como la meta de completar la siembra de 120 000 árboles para 2027 en Ibarra. La planificación estratégica del arbolado urbano, fundamentada en criterios ecológicos y sociales, ha demostrado ser efectiva para incrementar la cobertura verde y mejorar la calidad de vida en ciudades de diversas latitudes (40,41).

Entre las limitaciones de este estudio se encuentra el carácter puntual del censo, realizado en un solo período sin considerar variaciones estacionales en la cobertura vegetal. No se evaluó la salud fitosanitaria del arbolado ni se cuantificaron los servicios ecosistémicos provistos de manera directa. Asimismo, el análisis se limitó a espacios públicos, excluyendo áreas verdes privadas que podrían contribuir a la cobertura vegetal total. Por otra parte, la integración de métodos cuantitativos de evaluación de servicios ecosistémicos y el análisis de la percepción comunitaria permitirían una comprensión más integral del rol del arbolado urbano en el bienestar de la población (42).

Conclusiones

La planificación paisajística del arbolado urbano en Rocafuerte ha priorizado criterios estéticos y funcionales sobre consideraciones ecológicas, lo que ha resultado en un predominio de la familia Fabaceae y una estructura arbórea dominada por individuos jóvenes de baja altura, con escasa representación de árboles maduros y una limitada estratificación vertical. La composición florística evidencia una selección de especies orientada principalmente a la ornamentación, sin considerar de manera suficiente criterios de restauración ecológica o conservación de la biodiversidad nativa.

Los índices de diversidad revelan una estructura ecológica dominada por una sola especie, *Bucida buceras* L., con una diversidad alfa baja, escasa variedad de especies y una distribución marcadamente desigual de los individuos. La diversidad beta muestra un recambio marcado de especies entre los espacios verdes y una diferenciación moderada, lo que refleja un arbolado urbano no homogéneo, adaptado a las dinámicas locales de cada sitio y producto de decisiones de manejo no articuladas entre sí a escala cantonal.

El índice verde urbano de 0,76 m²/hab evidencia un déficit crítico de áreas verdes en relación con la población urbana, muy por debajo del estándar internacional de 9 a 15 m²/hab recomendado por la Organización Mundial de la Salud. Se recomienda implementar políticas públicas de arborización con criterios ecológicos que prioricen la diversificación de especies nativas, el aumento de la cobertura arbórea y el cumplimiento progresivo de la meta de al menos 9 m² de área verde por habitante, como base para construir una ciudad más resiliente, ambientalmente sostenible y socialmente inclusiva.

Acerca de

Financiamiento: Los autores declaran que no recibieron financiamiento para esta investigación.

Contribución de autores: GSB-Anchundia: conceptualización, metodología, software, análisis formal, investigación, curación de datos, escritura: borrador original, visualización. CA Cabrera-Verdesoto: conceptualización, metodología, validación, recursos, escritura, revisión y edición, supervisión, administración del proyecto.

Conflicto de intereses: Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Certificación ética: Este estudio fue aprobado por el Comité de Ética de la Universidad Estatal del Sur de Manabí y contó con la autorización del Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal de Rocafuerte para el acceso a los espacios públicos evaluados.

Historia del artículo: Artículo recibido 02 de junio 2026 | Aceptado 06 de julio 2026 | Publicado 17 de agosto 2026.

Referencias

1. UN-Habitat. World Cities Report 2020: The Value of Sustainable Urbanization. 2020. <https://unhabitat.org/world-cities-report-2020-the-value-of-sustainable-urbanization>
2. Barona CO, Devisscher T, Dobbs C, Aguilar LO, Baptista MD, Navarro NM, et al. Trends in Urban Forestry Research in Latin America & The Caribbean: A Systematic Literature Review and Synthesis. Urban For Urban Green. 2020;47:126544. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126544>
3. Instituto Nacional de Estadística y Censos (INEC). Instituto Nacional de Estadística y Censos de Ecuador, 2022. <https://www.ecuadorencifras.gob.ec>
4. Lozano D, Macas MF, Jumbo N, Fernández P, Pucha D. Servicios ecosistémicos del arbolado urbano en la

- ciudad de Loja, Ecuador. CEDAMAZ. 2025;15(1):8-18. <https://doi.org/10.54753/cedamaz.v15i1.2374>
5. Pucha-Cofrep DA, Lozano D, Jumbo N, Fernández P, Armijos A, Macas MF, et al. Caracterización florística y estructura del arbolado urbano de la ciudad de Loja. *Bosques Latitud Cero*. 2023;13(2):1-22. <https://doi.org/10.54753/blc.v13i2.1886>
 6. De la Fuente de Val G. Espacios Verdes Urbanos Públicos: Ciudadanos y Técnicos Municipales Bases para una Gestión Sostenible. *Procesos Urbanos*. 2021;8(2):e542. <https://doi.org/10.21892/2422085x.542>
 7. Mero LFV, Morán JJM. Composición y diversidad florística en el bosque seco tropical del cantón Rocafuerte, Manabí. *Polo Conoc*. 2024;9(5):1157-1169. <https://polodelconocimiento.com/ojs/index.php/es/article/view/7191>
 8. Maldonado J. Valoración de las áreas verdes y arbolado urbano de los cantones Bolívar, Rocafuerte y Tosagua, provincia de Manabí, Ecuador [Tesis de pregrado]. Jipijapa: Universidad Estatal del Sur de Manabí; 2024. <http://repositorio.unesum.edu.ec/handle/53000/6615>
 9. Ahumada RA, Cantón MA, Martínez CF. El rol de los bosques urbanos en el secuestro de CO₂ como servicio ecosistémico: Análisis del estado del conocimiento. *Bosque*. 2025;46(1):3-14. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002025000100003>
 10. Ramos-Galarza CA. Alcances de una investigación. *CienciAmérica*. 2020;9(3):1-6. <https://doi.org/10.33210/ca.v9i3.336>
 11. Haro Sarango AF, Chisag Pallmay ER, Ruiz Sarzosa JP, Caicedo Pozo JE. Tipos y clasificación de las investigaciones. *LATAM Rev Latinoam Cienc Soc Humanid*. 2024;5(2). <https://doi.org/10.56712/latam.v5i2.1927>
 12. Leal Elizondo CE, Leal Elizondo N, Alanís Rodríguez E, Pequeño Ledezma MA, Mora Olivo A, Buendía Rodríguez E. Estructura, composición y diversidad del arbolado urbano de Linares, Nuevo León. *Rev Mex Cienc For*. 2018;9(48). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v8i48.129>
 13. Catalogue of Life (COL). Catalogue of Life — Species known on Earth, 2025. <https://www.catalogueoflife.org>
 14. Aguirre Z. Especies forestales de los bosques secos del Ecuador: Guía dendrológica para su identificación y caracterización. Loja: Universidad Nacional de Loja; 2012. <https://dspace.unl.edu.ec/jspui/handle/123456789/17194>
 15. Torre L de la, Navarrete H, Muriel MP, Macía MJ, Balslev H, editores. Enciclopedia de las plantas útiles del Ecuador. Quito: Herbario QCA & Aarhus: Herbario AAU; 2008. <https://scholarspace.manoa.hawaii.edu/items/3cae4f6f-2564-4898-8ada-fea408e38d8e>
 16. Saavedra-Romero L, Hernández-de la Rosa P, Alvarado-Rosales D, Martínez-Trinidad T, Villa-Castillo J. Diversidad, estructura arbórea e índice de valor de importancia en un bosque urbano de la ciudad de México. *Polibotánica*. 2019;(46). <https://doi.org/10.18387/polibotanica.47.3>
 17. Moraes WR, Zacharias AA, Rodrigues GB. Métodos de análisis espacial para el cálculo de espacios libres, áreas verdes y espacios de recreación en áreas urbanas. *Rev Latino-americana de Ambiente Construído & Sustentabilidade*. 2020;1(2). <https://doi.org/10.17271/rlass.v1i2.2855>
 18. Magurran AE. Measuring biological diversity. *Current Biology*. 2021;31(19):R1174-R1177. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.07.049>
 19. Gárate Escamilla HA, Tovar Cárdenas A, Jurado Ybarra E, Cotería Correa M, Alanís Rodríguez E, Gutiérrez Gutiérrez M. Diversidad y análisis germinativo de especies arbóreas y arbustivas de interés ecológico en un área incendiada. *Rev Mex Cienc For*. 2023;14(79):317-331. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v14i79.1352>
 20. Valdez Marroquín CG, Guzmán MA, Valdés A, Forougbakhch R, Alvarado MA, Rocha A. Estructura y diversidad de la vegetación del matorral espinoso tamaulipeco con condiciones prístinas en el noreste de México. *Rev Biol Trop*. 2018;66(4). <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i4.32135>
 21. Alanís-Rodríguez E, Mora Olivo A, Molina Guerra VM, Gárate-Escamilla H, Sigala Rodríguez JÁ.

- Caracterización del arbolado urbano del centro de Hualahuises, Nuevo León. *Rev Mex Cienc For.* 2022;13(73):29-49. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v13i73.1271>
22. Nowak DJ, Crane DE. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution.* 2002;116(3):381-389. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00214-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00214-7)
23. Garrido Aguilar LF, Carvajal Benavides JG, Valencia Valenzuela XG, Varela Molina EM, Cuarán Guerrero MJ. Diagnóstico del arbolado urbano en la ciudad de Ibarra, como base para una gestión de arbolado más humano. *Cienc Lat Rev Cient Multidiscip.* 2023;7(2):5613-5632. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v7i2.5743
24. Cabrera Verdesoto CA, Macías Cedeño LE, Mieles Segura KA, Jiménez-González A, Manrique Tóala TO. Áreas verdes y arbolado en la zona urbana del cantón Portoviejo, provincia de Manabí, Ecuador. *Siembra.* 2022;9(1):e3380. <https://doi.org/10.29166/siembra.v9i1.3380>
25. Cabrera Verdesoto CA, Bermúdez Chica JF, Mero Jalca OF, García Álava JA, Cali Ligua VL. Áreas verdes y arbolado urbano existente en el cantón Sucre, Manabí, Ecuador. *Cienc Tecnol.* 2024;17(2):40-46. <https://doi.org/10.18779/cyt.v17i2.595>
26. Castillo Reyes GS, Cabrera Verdesoto CA. Composición, estructura y diversidad del arbolado existente en la infraestructura verde urbana de Montecristi, Manabí, Ecuador. *Rev Investig Talentos.* 2025;12(1):17-34. https://www.researchgate.net/publication/395783958_Composicion_estructura_y_diversidad_del_arbolado_existente_en_la_infraestructura_verde_urbana_de_Montecristi_Manabi_Ecuador
27. Roy S, Byrne J, Pickering C. A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban For Urban Green.* 2012;11(4):351-363. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.06.006>
28. Canizales Velázquez P, Alanís Rodríguez E, Holguín Estrada VA, García García S, Collantes Chávez Costa A. Caracterización del arbolado urbano de la ciudad de Montemorelos, Nuevo León. *Rev Mex Cienc For.* 2020;11(62). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i62.768>
29. Cali LV, Indacochea GB, Pardo RP, Briones AG, Cabrera VC. Caracterización del arbolado de las áreas verdes del cantón Pedro Carbo mediante inventario forestal e índices ecológicos. *Rev Agrosilvicultura Medioambiente.* 2025;3(1):53-61. <https://doi.org/10.47230/agrosilvicultura.medioambiente.v3.n1.2025.53-61>
30. Livesley SJ, McPherson EG, Calfapietra C. The urban forest and ecosystem services: impacts on urban water, heat, and pollution cycles at the tree, street, and city scale. *J Environ Qual.* 2016;45(1):119-124. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.11.0567>
31. Cali LV, Ross RJ, Indacochea GB, Manrique TT, Cabrera VC. Caracterización florística, estructura y diversidad del arbolado urbano del cantón Puerto López, Manabí, Ecuador. *Cienc Tecnol.* 2025;18(2):78-85. <https://doi.org/10.18779/cyt.v18i2.977>
32. Arbulú C, Vásquez GÁ, Torres RW, Reupo PJ, Gamarra GJ. Biodiversidad florística de la cuenca baja del río Reque. *Rev Investig Cult.* 2021;10(1). <https://doi.org/10.18050/RevUCVHACER.v10n2a7>
33. Cué GJ, Chagna EJ, Palacios WA, Carrión MA. Biodiversidad del componente forestal en dos campus de la Universidad Técnica del Norte, Ecuador. *La Técnica.* 2020;(24):9-28. <https://revistas.utm.edu.ec/index.php/latecnica/article/view/2360>
34. Jara-Toto E, Armenta-Montero S, Aquino-Zapata AM, Carvajal-Hernández CI. Diversidad y estructura de la vegetación leñosa en cuatro bosques urbanos de la zona conurbada Xalapa-Banderilla, Veracruz, México. *Acta Bot Mex.* 2023;(130). <https://doi.org/10.21829/ABM130.2023.2214>
35. Endreny TA. Strategically growing the urban forest will improve our world. *Nat Commun.* 2018;9(1):1160. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03622-0>
36. Morgenroth J, Östberg J, Konijnendijk van den Bosch C, Nielsen AB, Hauer R, Sjöman H, et al. Urban tree diversity—Taking stock and looking ahead. *Urban For Urban Green.* 2016;15:1-5. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.11.003>

37. Alvey AA. Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. *Urban For Urban Green*. 2006;5(4):195-201. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.09.003>
38. Renjifo Yáñez AJ, Mielles Giler JW. Identificación de la composición ecológica del arbolado urbano de las áreas verdes de Quinindé, Esmeraldas, Ecuador. *Rev Cient Arbitr Multidiscip PENTACIENCIAS*. 2024;6(7):465-484. <https://doi.org/10.59169/pentaciencias.v6i7.1353>
39. Nock CA, Paquette A, Follett M, Nowak DJ, Messier C. Effects of urbanization on tree species functional diversity in Eastern North America. *Ecosystems*. 2013;16(8):1447-1457. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9697-5>
40. Dobbs C, Escobedo FJ, Zipperer WC. A framework for developing urban forest ecosystem services and goods indicators. *Landsc Urban Plan*. 2011;99(3-4):196-206. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.11.004>
41. Sjöman H, Morgenroth J, Sjöman JD, Sæbø A, Kowarik I. Diversification of the urban forest—Can we afford to exclude exotic tree species? *Urban For Urban Green*. 2016;18:237-241. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.06.011>
42. McHale MR, Burke IC, Lefsky MA, Peper PJ, McPherson EG. Urban forest biomass estimates: is it important to use allometric relationships developed specifically for urban trees? *Urban Ecosyst*. 2009;12(1):95-113. <https://doi.org/10.1007/s11252-009-0081-3>