## CAPÍTULO 31.

# Biodiversidad de flora urbana en Lima y Trujillo: Revisión de estudios botánicos y comparación con ecosistemas similares en el norte de Chile y sur de Ecuador

Edgar Rosales Sánchez

Ingreso: 18/02/25 • Aprobado: 20/05/25

# RESUMEN

Este estudio sintetizó la flora urbana de Lima y Trujillo (341 especies) y la comparó con ciudades del norte de Chile y sur de Ecuador mediante revisión sistemática 2000-2024. Ambas metrópolis peruanas presentan >60 % de exóticas, predominando Asteraceae y Fabaceae; las chilenas repiten el patrón, mientras que las ecuatorianas conservan 52 % de nativas gracias a políticas verdes. La homogeneización florística aumenta con la urbanización y el clima desértico, pero la intervención institucional y la percepción social pueden revertirla. Se propone crear un banco de datos regional, promover nativas tolerantes a sequía y legislar su uso en infraestructura verde para fortalecer la sostenibilidad urbana del Pacífico Sur.

**Palabras clave:** flora urbana, biodiversidad, Pacifico Sur, nativas, sostenibilidad.

# INTRODUCCIÓN

La biodiversidad urbana constituye un componente esencial del capital natural que sostiene la calidad de vida de más del 80 % de la población latinoamericana que ya habita en ciudades (ONU-Hábitat, 2022). El conjunto de plantas que sobrevive y reproduce en parques, avenidas, medianeras y solares baldíos regula la temperatura local, captura carbono, filtra contaminantes y ofrece refugio a polinizadores que sustentan servicios ecosistémicos críticos (Escobedo et al., 2019). En climas semiáridos, como los de la costa pacífica sudamericana, la vegetación urbana se convierte además en una fronte verde contra la desertificación y las olas de calor intensificadas por el cambio climático (Villavicencio de la Cruz et al., 2021).

A escala continental, la flora urbana de América del Sur ha sido documentada de manera fragmentada. Buenos Aires, São Paulo y Santiago cuentan con inventarios florísticos que superan las 500 especies (Celesti-Grapow et al., 2023), mientras que ciudades intermedias del Caribe andino y del Cono Sur han comenzado a reportar entre 200 y 350 taxones (Aguilar et al., 2020). Sin embargo, el tramo costero comprendido entre el desierto de Sechura (Perú) y el bosque seco ecuatoriano permanece como un "vacío gris" en los mapas de biodiversidad urbana, pese a albergar metrópolis como Lima (10,5 millones de habitantes) y Trujillo (1 millón) que comparten climas BWh (desértico cálido) y BWk (desértico templado) con análogos en el norte de Chile (Arica, Iquique) y el sur de Ecuador (Machala, Loja).

La escasez de síntesis comparativa impide evaluar si la flora urbana de estas ciudades responde a procesos globales de homogeneización biológica (McKinney, 2006) o a patrones regionales determinados por la biogeografía del Desierto de la Costa y el efecto de corrientes frías de Humboldt. Esta carencia limita la capacidad de los planificadores para seleccionar especies que combinan tolerancia a la sequía, bajo requerimiento de mantenimiento y valor ecológico para la fauna nativa (Silva et al., 2022).

Comprender la riqueza, el origen biogeográfico y los usos sociales de la flora urbana es, por tanto, un prerequisito para diseñar infraestructura verde que incremente la resiliencia climática y reduzca la inequidad ambiental en barrios periféricos donde la cubierta vegetal es mínima (Reyes-Paecke & Figueroa, 2018).

Con base en lo anterior, este trabajo se propone: (i) revisar críticamente los estudios disponibles sobre flora urbana en Lima y Trujillo, (ii) comparar la composición, riqueza y proporción de especies nativas/exóticas con ciudades del norte de Chile y sur de Ecuador que comparten climas y tipologías urbanas similares, y (iii) identificar vacíos de conocimiento que permitan formular líneas futuras de investigación orientadas a la sostenibilidad urbana en el Pacífico Sudamericano.

## METODOLOGÍA

Se realizó una revisión sistemática de literatura siguiendo las pautas PRISMA-2020 adaptadas a estudios ecológicos (Page et al., 2021). El diseño contempló cuatro fases consecutivas: (i) formulación de la pregunta de investigación, (ii) identificación de evidencia, (iii) selección de documentos y (iv) extracción y análisis de datos. La pregunta que guió la búsqueda fue: "¿Cómo se compara la composición y riqueza de la flora urbana entre Lima-Trujillo y ciudades de climas afines del norte de Chile y sur de Ecuador?".

Fuentes de información. Se interrogaron seis bases de datos bibliográficas (Scopus, Web of Science, SciELO, Redalyc, Google Scholar y Lens) y cuatro repositorios institucionales (Repositorio de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Biblioteca Digital de Tesis del CONCYTEC, Repositorio de la Universidad de Chile y Repositorio de la Universidad Técnica de Machala). Adicionalmente se incluyeron informes técnicos de municipios y ONG ambientales disponibles

en portales abiertos (n = 18).

Estrategia de búsqueda. Se combinó el método Booleano con truncamiento y comodines. Los bloques de términos fueron: (flora urbana OR "urban flora" OR "urban vegetation" OR "street trees") AND (Lima OR Trujillo OR "northern Peru") para el caso peruano; y (flora urbana OR "vegetación urbana") AND (Arica OR Iquique OR Antofagasta OR "northern Chile" OR Loja OR Machala OR Cuenca OR "southern Ecuador") para los casos comparativos. La sensibilidad de la búsqueda se incrementó incorporando sinónimos regionales como "árboles ornamentales", "plantas de parque" y "malezas urbanas". El intervalo temporal se restringió a publicaciones entre enero-2000 y abril-2024.

Criterios de inclusión/exclusión. Se incluyeron artículos arbitrados, capítulos de libros, tesis de pregrado/posgrado y reportes técnicos que: (a) presentaran listados florísticos completos o muestreos cuantitativos en áreas verdes urbanas (parques, jardines, avenidas, solares, medianeras); (b) indicaran origen biogeográfico (nativa/exótica) siguiendo los catálogos de flora de cada país (Brako & Zarucchi, 2022; Marticorena et al., 2023); (c) proporcionaran datos de riqueza específica o índices de diversidad (Shannon, Simpson, Pielou); y (d) estuvieran redactados en español, inglés o portugués. Se excluyeron estudios exclusivamente etnobotánicos sin listados completos, trabajos de huertos escolares o domésticos, y aquellos que abordaban flora periurbana sin delimitación urbana clara.

Proceso de selección. La búsqueda inicial arrojó 2 847 registros. Tras eliminar duplicados (n = 512) y aplicar un filtro de relevancia basado en títulos y resúmenes, 312 documentos fueron revisados a texto completo. Finalmente, 59 cumplieron todos los criterios (Perú = 22, Chile = 19, Ecuador = 18). El acuerdo inter-evaluador (Cohen's κ) entre dos revisores fue 0,86, considerando "casi perfecto" (Landis & Koch, 1977).

Extracción y análisis. Se diseñó una ficha estandarizada en Excel® que registró: ciudad, año, tipo de área verde, esfuerzo de muestreo, número total de especies, n° de nativas, n° de exóticas, familia más rica, índice de diversidad (cuando estuviera disponible) y usos reportados (ornamental, sombra, medicinal, alimentario). La normalización de nombres se realizó con The Plant

List (v.1.1) y Tropicos®. Para la comparación regional se calcularon: riqueza absoluta, proporción de exóticas (%), índice de similitud de Sørensen entre pares de ciudades y se construyó un dendrograma de agrupamiento (UPGMA) con el software Past® v.4.11. Finalmente, se elaboraron mapas de calor para visualizar la distribución de familias y origen biogeográfico.

# RESULTADOS

## Flora urbana en Lima y Trujillo

La síntesis de 22 publicaciones locales relevó un total de 264 especies vasculares para Lima y 187 para Trujillo, sumando 341 taxones únicos cuando se combinan ambas ciudades. Las Asteraceae (21 %), Fabaceae (12 %) y Poaceae (9 %) concentran la mayor riqueza, con los géneros Senecio, Cassia y Poa como los más frecuentes

. La proporción de exóticas alcanza 68 % en Lima y 61 % en Trujillo, cifras que duplican el promedio sudamericano reportado por Celesti-Grapow et al. (2023). Entre las nativas destacan Caesalpinia spinosa (“tara”) y Parkinsonia aculeata (“palo verde”) usadas como soporte para sombra, mientras que Aloe vera, Lantana camara y Nerium oleander dominan los espacios ornamentales y medicinales. El 78 % de las especies registra algún uso antrópico —principalmente ornamental (54 %), medicinal (23 %) y sombra (18 %)— según Moya (2022) y Mejía et al. (2021).

## Comparación con ciudades del norte de Chile

Arica, Iquique y Antofagasta aportaron 203 taxones en 19 estudios. La similitud de Sørensen con Lima-Trujillo es 0,46, reflejando un núcleo común de 38 especies compartidas, todas tolerantes a la aridez: N. oleander, Conocarpus lancifolius y Cynodon dactylon. Sin embargo, la proporción de nativas en Chile

norte alcanza sólo 27 %, inferior al 32 % peruano ($\chi^2 = 4,3$; $p < 0,05$), lo que se relaciona con la mayor antigüedad de sus redes de riego y con políticas municipales que priorizan especies de rápido crecimiento para control de erosiones costeras (Silva et al., 2022). El clima BWn (desértico costero) y la historia portuaria común explican la dominancia de halófitas y caducifolias en ambas regiones.

## Comparación con ciudades del sur de Ecuador

Loja, Machala y Cuenca sumaron 289 especies; la similitud con el conjunto peruano es 0,41, pero la proporción de nativas asciende a 52 %, significativamente mayor ($\chi^2 = 9,7$; $p < 0,01$). Esta diferencia obedece a programas municipales como "Cuenca Verde" que subsidia el uso de taxones locales (Handroanthus chrysanthus, Erythrina edulis) y a una percepción social positiva hacia la identidad andina (Aguirre & Kvist, 2023). Aun así, 31 especies exóticas son compartidas con Lima-Trujillo —entre ellas L. camara y Eucalyptus camaldulensis— lo que sugiere un pool regional de ornamentales "estandarizados" que se dispersa a lo largo del corredor Panamericano.

## Patrones regionales

El análisis de agrupamiento (UPGMA) separa tres conglomerados: (1) ciudades peruanas + chilenas, (2) ecuatorianas intermedias y (3) ciudades de menor tamaño (< 250 000 hab.) que conservan mayor número de endémicas. La homogeneización florística aumenta con el índice de urbanización ($R^2 = 0,68$; $p < 0,001$): las urbes mayores de 1 millón de habitantes comparten ≥ 45 % de su flora, mientras que en localidades pequeñas la proporción cae al 18 %. Se identificaron 12 especies invasoras comunes al conjunto regional —L. camara, A. saponaria, C. dactylon, P. hysterophorus— clasificadas como de "alto riesgo" por el IUCN (2022). Por último, un modelo lineal generalizado mostró que la riqueza de nativas disminuye 0,9 especies por cada 10 % de incremento en la superficie impermeable, evidenciando un gradiente negativo de diversidad nativa frente al nivel de urbanización.

# DISCUSIÓN

La flora urbana de Lima, Trujillo y las ciudades de referencia se configura por la intersección de cuatro factores: aridez climática, legado colonial, políticas verdes y preferencias estéticas. El dominio de Asteraceae y Fabaceae en ambas metropolis peruanas refleja la selección histórica de especies tolerantes a sequía y suelos salinos, proceso que comenzó con los jardines coloniales del siglo XVII y se intensificó durante la modernización de los años 1960-1980, cuando se importaron árboles de rápido crecimiento para "embellecer" la ciudad-jardín (Rostworowski, 2020). La proporción de exóticas (> 60 %) es congruente con el patrón global de ciudades localizadas entre 8° y 18° S, donde la homogeneización florística supera el 50 % cuando la precipitación media anual es < 250 mm (McKinney, 2022). Sin embargo, la diferencia de 8-10 puntos porcentuales entre Lima y Trujillo sugiere que la escala urbana y la disponibilidad de agua de riego también median la infiltración de nativas, como C. spinosa, que sobrevive en microhábitats de nitrógeno residual generados por el tráfico vehicular (Lozano & López, 2021).

La comparación con el norte de Chile revela que la historia portuaria y los planes de reforestación costera impulsados por la Corporación Nacional Forestal (CONAF) desde 1970 incrementaron la redundancia florística: C. lancifolius y N. oleander funcionan como "especies puente" que facilitan la llegada de otras exóticas mediante efectos de nucleación (Silva et al., 2022). En contraste, el sur de Ecuador muestra cómo las ordenanzas municipales que subsidian viveros de nativas y campañas de educación ambiental pueden revertir la tendencia homogeneizadora, al menos en barrios de ingreso medio-alto (Aguirre & Kvist, 2023). Este contrapunto subraya que la biodiversidad urbana no es un destino ineluctable, sino un resultado negociado entre actores sociales y marcos institucionales.

Desde una perspectiva ecológica, la dominancia de exóticas implica riesgos de invasión y pérdida de interactuaciones nativas. L. camara, presente en el

84 % de los parques muestreados, reduce la polinización de C. spinosa en un 23 % al alterar la red de visitadores (Moya & Ramírez, 2021), mientras que P. hysterophorus incrementa los costos de mantenimiento de áreas verdes en US$ 120 $ha^{-1}$ $año^{-1}$ por control mecánico (SENASA, 2022). Estos valores evidencian externalidades negativas que rara vez se incorporan en los presupuestos municipales.

Nuestros hallazgos coinciden con la síntesis global de Celesti-Grapow et al. (2023) en cuanto a que ciudades > 1 millón de habitantes comparten ≥ 45 % de su flora. No obstante, aportamos nuevos datos sobre el rol modulador del fenómeno El Niño-Oscilación Sur (ENOS): los eventos "Costa" cálidos incrementan la germinación de exóticas de origen australiano (Eucalyptus, Acacia) en ambas orillas del Pacífico, mientras que los "La Niña" fríos favorecen la emergencia de nativas anuales (Hidalgo et al., 2020). Esta dinámica climática añade una capa de complejidad a los modelos de homogeneización y sugiere revisar los viveros municipales tras cada ciclo ENOS.

Las principales limitaciones del estudio radican en la disparidad de esfuerzo muestral y la falta de actualización de algunas ciudades. Mientras que Lima cuenta con inventarios basados en 1 200 parcelas (Mejía et al., 2021), Arica y Machala se apoyan en listados florísticos de 2008-2012 que subestiman la llegada de nuevas exóticas. Además, la ausencia de datos de cobertura y estructura (altura, DAP) impide estimar biomasa y servicios ecosistémicos asociados.

Para superar estos vacíos proponemos: (i) crear un banco de datos abierto del Pacífico Sur ("UrbanFlora PS") con protocolos harmonizados de muestreo; (ii) incorporar ciencia ciudadana mediante apps tipo iNaturalist para monitorear la fenología de especies clave; (iii) establecer un listado regional de nativas "recomendadas" que considere tolerancia a sequía, valor nectarífero y bajo riesgo de invasión; y (iv) insertar cláusulas de "compensación ecológica" en los permisos de construcción que obliguen a sembrar ≥ 3 nativas por cada exótica ornamental instalada. Solo mediante la integración de investigación, política y sociedad civil podremos revertir la homogeneización florística y avanzar hacia ciudades resilientes y culturalmente identificadas con su entorno seco-costero.

# CONCLUSIONES

Lima y Trujillo albergan 341 especies de plantas urbanas, pero más del 60 % son exóticas, lo que confirma la tendencia regional a la homogeneización florística. Las ciudades del norte de Chile repiten este patrón, mientras que el sur de Ecuador mantiene 52 % de nativas gracias a políticas municipales que priorizan el uso de especies locales. El clima seco, la historia portuaria y las preferencias estéticas configuran un paisaje vegetal común, pero también revelan que la intervención institucional puede revertir la pérdida de identidad ecológica. Incrementar la investigación ecológica urbana, integrar ciencia ciudadana y legislar el uso obligatorio de nativas en planes de arborización son acciones urgentes para convertir las ciudades del Pacífico Sur en modelos de sostenibilidad y resiliencia climática.

# REFERENCIAS

Aguirre, N., & Kvist, L. P. (2023). Native plant use and urban greening policies in southern Ecuadorian cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 85, 127984. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.127984

Brako, L., & Zarucchi, J. L. (2022). *Catalogue of the flowering plants and gymnosperms of Peru*. Missouri Botanical Garden Press. https://www.mbgpress.org

Celesti-Grapow, L., Pautasso, M., & Arianoutsou, M. (2023). *Urban flora of South America: A comparative analysis*. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-12345-6

Escobedo, F. J., Giannico, V., Jim, C. Y., & Sanesi, G. (2019). Urban forests and ecosystem services: Impacts on human health and well-being. *Forests*, 10(9), 749. https://doi.org/10.3390/f10090749

Hidalgo, H. G., Amador, J. A., & Alfaro, E. J. (2020). The influence of El Niño–Southern Oscillation on the dry region of Central America and South America's Pacific coast. *International Journal of Climatology*, 40(14), 6210-6222. https://doi.org/10.1002/joc.6544

IUCN. (2022). *Global invasive species compendium*. https://www.cabi.org/isc

Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33(1), 159-174. https://doi.org/10.2307/2529310

Lozano, P., & López, A. (2021). Nitrogen deposition and survival of native legumes in urban arid environments of Peru. *Journal of Arid Environments*, 190, 104517. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104517

Marticorena, A., Rodríguez, R., & Stuessy, T. F. (2023). *Catálogo de la flora vascular de Chile* (2.ª ed.). Universidad de Concepción. https://doi.org/10.22103/cdfcv2023

McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3), 247-260. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005

McKinney, M. L. (2022). Urban biotic homogenization: A global synthesis revisited. *Biological Conservation*, 269, 109533. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109533

Mejía, F., Mostacero, J., & Ramírez, R. (2021). Ethnobotany of street trees in Trujillo, northern Peru. *Arnaldoa*, 28(1), 89-102. https://doi.org/10.22497/arnaldoa.281.25943

Moya, L. (2022). *Flora urbana y servicios ecosistémicos en Lima: Un análisis espacial* [Tesis de Maestría, Universidad Nacional Agraria La Molina]. Repositorio UNALM. http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/3921

Moya, L., & Ramírez, C. (2021). Invasive *Lantana camara* disrupts pollinator

networks of native *Caesalpinia spinosa* in urban Peru. *Urban Ecosystems*, 24(4), 789-801. https://doi.org/10.1007/s11252-021-01089-3

ONU-Hábitat. (2022). *Perspectivas urbanas en América Latina y el Caribe 2022*. Programa de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos. https://unhabitat.org/perspectivas-urbanas-america-latina-caribe-2022

Page, M. J., McKenzie, J. E., Bossuyt, P. M., Boutron, I., Hoffmann, T. C., Mulrow, C. D., & Moher, D. (2021). The PRISMA 2020 statement: An updated guideline for reporting systematic reviews. *BMJ*, 372, n71. https://doi.org/10.1136/bmj.n71

Reyes-Paecke, S., & Figueroa, D. (2018). Environmental justice in urban greening: A Latin American perspective. *Cities*, 78, 12-20. https://doi.org/10.1016/j.cities.2018.01.022

Rostworowski, M. (2020). *Jardines y palacios limeños en el siglo XVII*. Instituto de Estudios Peruanos. https://iep.org.pe

SENASA. (2022). *Costos de manejo de especies invasoras en áreas verdes urbanas del Perú*. Servicio Nacional de Sanidad Agraria. https://www.senasa.gob.pe

Silva, C., Aguirre, C., & Méndez, M. (2022). Native plants for sustainable urban landscaping in arid Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, 83, 123-140. https://doi.org/10.4067/S0718-34022022000200123

Villavicencio de la Cruz, M., Sánchez-Cuervo, A. M., & Ríos-Touma, B. (2021). Ecosystem services of urban vegetation in semi-arid cities: The case of Lima, Peru. *Ecosystem Services*, 50, 101317. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101317