



Artículo de investigación

2026 Julio - Diciembre  
 [english version here](#)

# Contenidos de carbono y nitrógeno en la Ciudad de México: evidencias de la influencia de la estructura social urbana

## Carbon and nitrogen content in Mexico City: evidence of the influence of urban social structure

**R. ISELA JASSO-FLORES** Universidad Nacional Autónoma de México, México  
isela.jasso.flores@gmail.com**DIEGO CARMONA** Universidad Autónoma de Yucatán, México  
diego.carmona@correo.uady.mx**SALOMÓN GONZÁLEZ** Universidad Autónoma Metropolitana, México  
sgonzalez@cua.uam.mx**ROGELIO O. CORONA-NÚÑEZ** Universidad Autónoma Metropolitana, México  
rogeliocoronan@yahoo.com.mx

**RESUMEN** A nivel mundial, los ecosistemas urbanos son clave para mitigar el cambio climático. Sin embargo, los estudios se centran en países desarrollados, con escasos estudios en las ciudades latinoamericanas. En este estudio, modelamos los contenidos de carbono y nitrógeno en vegetación y suelo de la Ciudad de México, y evaluamos cómo influyen en sus contenidos la desigualdad social urbana (desarrollo social y económico; la forma y estructura, y la tipología funcional de los usos de suelo habitacionales). Nuestros resultados indican que las clases sociales menos favorecidas y altas densidades poblacionales tienen las menores estimaciones de carbono y nitrógeno. Por el contrario, clases sociales medias y medias altas (precio del predio y construcción) muestran los valores más altos de carbono y nitrógeno. Este conocimiento es esencial para comprender los impactos de la urbanización y diseñar estrategias de planificación urbana más sostenibles frente al cambio ambiental global.

**ABSTRACT** Globally, urban ecosystems are key to mitigating climate change. However, studies focus on developed countries, with few studies in Latin American cities. In this study, we modeled the carbon and nitrogen contents in vegetation and soil in Mexico City and evaluated how urban social inequality (social and economic development; form and structure; and functional typology of residential land uses) influences their contents. Our results indicate that lower social classes and high population densities have the lowest estimates of carbon and nitrogen. In contrast, middle and upper-middle social classes (property and construction prices) show the highest values of carbon and nitrogen. This knowledge is essential for understanding the impacts of urbanization and designing more sustainable urban planning strategies in the face of global environmental change.

Recibido: 29/04/2025  
Revisado: 24/08/2025  
Aceptado: 10/12/2025  
Publicado: 15/04/2026

**PALABRAS CLAVE** biomasa forestal, ecología urbana, planificación, sostenibilidad, urbanización

**KEYWORDS** forest biomass, planning, sustainability, urban ecology, urbanization



**Cómo citar este artículo/How to cite this article:** Jasso-Flores, I. R., Carmona, D., González, S., y Corona-Núñez, R. (2026). Contenidos de carbono y nitrógeno en la Ciudad de México: evidencias de la influencia de la estructura social urbana. *Estoa. Revista de la Facultad de Arquitectura y Urbanismo de la Universidad de Cuenca*, 15(30), e5974. <https://doi.org/10.18537/estv015.n030.a05>

## 1. Introducción

### 1.1. Las ciudades y su importancia global

El Banco Mundial indica que el 56% de la población mundial vive en ciudades, y para 2050 serán >70% (Schrader-King, 2023). Este crecimiento urbano, generalmente insostenible, promueve la degradación de ecosistemas y paisajes rurales, reduciendo la biodiversidad, servicios ecosistémicos y la capacidad de las ciudades para almacenar carbono en suelos y vegetación, lo que limita su resiliencia frente al cambio climático (Martínez-Castrejón y Hernández-Flores, 2025; Flores-Reyes et al., 2025; Jasso-Flores et al., 2025).

A medida que las ciudades sigan creciendo es necesario atender el acceso a vivienda adecuada y asequible para la población (Rolnik, 2019), e implementar estrategias que fomenten el manejo sostenible del territorio, para alcanzar las metas de sostenibilidad global (Wu et al., 2024). En este sentido el dinamismo de las ciudades y sus impactos ambientales desde la dimensión socio-económica, y la política debieran ser atendidos (Yang et al., 2025). Tal como advierten Lefebvre (1991) y Harvey (2003), la producción del espacio urbano está vinculada con las estructuras socioeconómicas que perpetúa desigualdades y degradación ambiental, por lo que cualquier estrategia de sostenibilidad debe considerar estas dinámicas para ser efectiva. Sin embargo, la falta de una política pública que ayude a mitigar y/o prevenir la pérdida de los servicios ecosistémicos reforzará la insustentabilidad urbana (Spiliotopoulou & Roseland, 2020), e intensificará el cambio climático.

### 1.2. Desigualdad socioespacial y sustentabilidad urbana

La sustentabilidad urbana se entiende como un proceso adaptativo que integra la equidad social y económica, y resiliencia ambiental, incluyendo la gobernanza (Perrotti, 2020). En este marco, el espacio urbano deja de ser un mero contenedor físico para reconocerse como una construcción social que refleja y reproduce desigualdades estructurales (Lefebvre, 1991). Además, ante los retos ambientales se resalta la necesidad de buscar ambientes urbanos sostenibles que incrementen el bienestar y reduzcan las desigualdades sociales y ambientales (Harvey, 2003). Por ello, en el ámbito internacional se han impulsado iniciativas como la Nueva Agenda Urbana, las Directrices Internacionales sobre Planificación Urbana y Territorial, y los Acuerdos de París vinculados a los Objetivos de Desarrollo Sostenible. No obstante, persisten interrogantes sobre la capacidad de las ciudades para mitigar el cambio climático (Kumar et al., 2025).

Las ciudades y su constante expansión impulsan la demanda de bienes y servicios, promoviendo procesos de desigualdad social (Rolnik, 2019), y provocando la degradación de paisajes naturales y rurales (Cárdenas-Mamani y Perrotti, 2022), lo que a su vez refuerza el cambio climático. De este modo, la reconfiguración del espacio geográfico y la (in)sustentabilidad urbana están estrechamente relacionadas. Por lo que la mitigación del cambio climático puede ser atendida a través de rediseñar, crear y consolidar la ciudad con criterios de resiliencia y equidad (Henderson, 2003; Perrotti, 2020). Además, de ir acompañada de una crítica al modelo económico dominante, que instrumentaliza el espacio urbano como mercancía, profundizando las crisis ambientales y sociales (Harvey, 2003) para potenciar los factores que mitigan el cambio climático y revertir aquellos que lo agravan. En este contexto, nuestra investigación se centra en evaluar cómo la desigualdad social en entornos urbanos y rurales caracteriza los almacenes de carbono y nitrógeno aéreo y subterráneo.

### 1.3. La dinámica de carbono y nitrógeno en suelos urbanos y rurales

Los suelos urbanos y rurales constituyen un sistema complejo donde diversos factores, como los patrones de riego (Zhang et al., 2022a), las prácticas de manejo de la vegetación y la remoción mecánica del suelo (Cotler et al., 2024; Wu et al., 2024) determinan la capacidad de la vegetación para secuestrar y almacenar carbono y nitrógeno (Canedoli et al., 2020). Además, el espacio urbano no puede entenderse únicamente desde su dimensión física, sino como una construcción social que refleja desigualdades estructurales. Estas desigualdades no son accidentales, sino resultado

de procesos históricos de urbanización ligados al modelo económico dominante, que instrumentaliza el territorio y profundiza la crisis ambiental (Jasso-Flores et al., 2025; Harvey, 2003). Además, aunque se reconoce que las desigualdades sociales influyen directamente en los patrones de uso y en la distribución de los servicios ecosistémicos (Lefebvre, 1991; Rolnik, 2019), en el caso particular de Latinoamérica estos enfoques son escasos.

#### 1.4. Retos metodológicos en la sustentabilidad urbana

La variabilidad espacial ligada al uso del suelo y la urbanización complica la medición directa bajo calles y edificaciones del carbono y nitrógeno. Por ello, se requieren aproximaciones indirectas para sus estimaciones y evaluar el impacto de la expansión urbana. En países desarrollados se han desarrollado marcos metodológicos que combinan mediciones de campo, teledetección y modelación espacial para cuantificar de forma simultánea las reservas de carbono y nitrógeno en suelo y vegetación (Pataki et al., 2011; Vaccari, et al., 2013; Yuzugullu et al., 2024). Sin embargo, estos estudios se centran en la infraestructura verde de las ciudades, o en suelo rural, limitando nuestro entendimiento de la influencia de la estructura social urbana (Canedoli et al., 2020; Guo et al., 2024).

Esta limitación metodológica es aún más evidente en el contexto latinoamericano, donde persisten vacíos teóricos y técnicos en torno al ciclo del carbono en ciudades. En México, por ejemplo, la mayoría de los estudios se han centrado en estimaciones de emisiones sin considerar el papel de la vegetación urbana, mientras que otros se restringen a muestreos puntuales de suelo (Cotler et al., 2024), sin articular los componentes naturales con las estructuras sociales que configuran el paisaje urbano. Esta condición refleja que aún existen grandes cuestionamientos de la influencia de la estructura urbana sobre los contenidos de carbono y nitrógeno. Es por esto que el objetivo de este estudio es evaluar la influencia de la estructura social de los paisajes urbanos sobre el carbono y nitrógeno en suelo y vegetación en la Ciudad de México.

Seleccionamos la Ciudad de México por ser la aglomeración urbana más extensa de México, con 9.2 millones de personas (Mendoza-Ponce et al., 2019).

## 2. Métodos

### 2.1. Delimitación y caracterización territorial

La Ciudad de México se ubican a una altitud de 2,200-3,900 msnm su clima predominante es templado subhúmedo, y los tipos de vegetación presentes incluyen bosque templado, matorral y vegetación hidrófila. En el interior de la mancha urbana predominan especies vegetales introducidas como cipreses, eucaliptos, ficus y palmeras. En contraste, hacia la periferia se conservan relictos de vegetación nativa, así como zonas rurales donde se desarrollan actividades agrícolas y pecuarias (Vela Correa et al., 2012). El poder administrativo y político se concentra principalmente en el Centro de la Ciudad (Zócalo), dentro de la Alcaldía Cuauhtémoc. La delimitación de los usos de suelo habitacional de la Ciudad de México se restringe al componente urbano y rural, mismos que muestran un gradiente socioeconómico contrastante del centro de la ciudad a su periferia (Tabla 1). La tipología morfológica utilizada en este estudio se basa en las características del uso de suelo exclusivamente habitacional, superficie construida, uso de suelo de las estructuras urbanas y su centralidad de acuerdo con las definiciones oficiales del Gobierno de la Ciudad de México (IPDP, 2020). Usamos esta tipología porque permite vincular los resultados de esta investigación con la política pública y el ordenamiento territorial vigente. Además, esta tipología permite evaluar la influencia de la estructura social urbana sobre los contenidos de carbono y nitrógeno en suelo y vegetación.

### 2.2. Análisis de datos

Para la estimación de los almacenes de carbono aéreos se emplearon imágenes satelitales Landsat del año 2014, información climática, topográfica y muestreos forestales.

	Tipología	Definición
1	Habitacional rural	Consiste en vivienda unifamiliar o plurifamiliar de baja densidad, con comercio y/o servicios básicos de bajo impacto. Se localiza dentro del ambiente rural de la Ciudad de México.
2	Habitacional peri-urbano	Consiste en vivienda unifamiliar o plurifamiliar de baja a media densidad, con comercio y/o servicios básicos de bajo impacto. Se localiza dentro del ambiente peri-urbano de la Ciudad de México.
3	Habitacional urbano (baja y media)	Consiste en vivienda Unifamiliar o Plurifamiliar con comercio y/o servicios de bajo impacto en planta baja. De acuerdo con el tamaño del predio y plusvalía incluye clases sociales bajas y medias, con tamaños promedio de construcción <500 m <sup>2</sup> .
4	Habitacional urbano (media alta y alta)	Consiste en vivienda Unifamiliar o Plurifamiliar con comercio y/o servicios de bajo impacto en planta baja. De acuerdo con el tamaño del predio y plusvalía incluye clases sociales medias altas y altas, con tamaños promedio de construcción ≥500 m <sup>2</sup> .

Tabla 1: Definiciones de las tipologías de usos habitacionales de suelo urbanos y rurales. Las definiciones fueron obtenidas del Proyecto del Programa General de Ordenamiento Territorial de la Ciudad de México. (IPDP, 2020)

La información climática fue obtenida de Worldclim (Fick y Hijmans, 2017). La información satelital fue procesada a través de diversos índices de vegetación. Los muestreos forestales en campo fueron realizados en el año 2014 por la Comisión Forestal de México (CONAFOR, 2012). Cada punto de muestreo incluye las mediciones dasométricas por individuo forestal (altura del individuo forestal y diámetro). Para este estudio se realizó la estimación de la biomasa forestal a través del empleo de ecuaciones alométricas. La biomasa forestal fue transformada a almacenes de carbono aéreos. Posteriormente se realizó una modelación geoestadística para reconstruir los almacenes de carbono en la vegetación a través de incluir la información satelital, topográfica y climática como variables independientes. Estas variables fueron seleccionadas por que muestran una estrecha relación con las dinámicas de carbono forestal (Corona-Núñez et al., 2021).

Para la estimación de los almacenes de carbono y las concentraciones de nitrógeno en suelo a una profundidad de 0-30 cm se utilizó la información de Poggio et al. (2021). Sin embargo, esta información sólo se concentra en las porciones del territorio con coberturas vegetales en áreas naturales y rurales. Para complementar la información en áreas periurbanas y urbanas fue necesario realizar la interpolación de la información. Los almacenes de carbono en vegetación se usaron como un componente de la modelación del contenido de carbono y nitrógeno en suelo, complementando con información climática y topográfica. Estas variables fueron seleccionadas por que se ha demostrado que dirigen las dinámicas de carbono y nitrógeno en suelo (Vasenev et al., 2014). Las estimaciones de almacenes de carbono y las concentraciones de nitrógeno en suelo corresponden a los valores base sin enriquecimiento por actividades antrópicas como la fertilización, o la contaminación ambiental, etc.

Los análisis geoestadísticos se realizaron utilizando Random Forest (Breiman, 2001). Random Forest es una máquina de aprendizaje automatizado que se basa en la construcción iterativa de múltiples árboles de decisión a través de la selección de diversas observaciones y variables para su predicción (Guzmán-Santiago et al., 2024). Finalmente, genera una integración de todos los árboles de decisión para reducir el sobreajuste. Esta aproximación metodológica ha mostrado buenos resultados en otros estudios urbanos similares (Li et al., 2023).

Para entender la influencia del nivel socioeconómico de la estructura socioresidencial sobre el carbono y nitrógeno fue necesario abordarlos de tres formas: (1) A escala de Alcaldía se evaluó el desarrollo social y económico a través del número de habitantes, producto interno bruto (PIB), densidad poblacional y PIB per cápita (INEGI, 2020; Mendoza-Ponce et al., 2019), Índice de Desarrollo Social (número de personas en las clases "bajo y muy bajo"), el Índice de Marginación y la población ocupada con menos de dos salarios mínimos (total y porcentaje) (CONAPO, 2021). Estas variables socioeconómicas fueron seleccionadas porque capturan tanto los recursos económicos disponibles como los grados de vulnerabilidad social que condicionan las decisiones sobre el uso del suelo. (2) A nivel de Alcaldía se evaluaron la forma y estructura urbana. La forma y estructura urbana se refieren a cómo se organizan y distribuyen los elementos físicos y funcionales dentro de una ciudad, esto incluye la disposición, forma y conectividad de las viviendas, condiciones que influyen en el desarrollo económico y las necesidades sociales de la ciudad (Álvarez de la Torre, 2017). La forma y estructura urbana se relaciona con la sostenibilidad urbana, ya que los procesos de transformación urbana influyen en la reconfiguración de los asentamientos humanos y en el comportamiento de los habitantes (Zumelzu-Scheel, 2016). Las variables empleadas para evaluar la desigualdad social desde la estructura y forma urbana fueron: año promedio de las construcciones, centralidad, coeficiente de utilización del suelo (CUS), proporción de la alcaldía con suelo de conservación, superficie promedio de construcción, y valor promedio del suelo ( $m^2$  y predio). El análisis de la influencia de la centralidad como una métrica socioeconómica se definió en función de la distancia promedio de cada Alcaldía al Zócalo. (3) Y a nivel local la desigualdad social se evaluó a través de la tipología funcional de los usos de suelo habitacionales urbanos y rurales (Tabla 1). La tipología habitacional seleccionada permite diferenciar las condiciones socioeconómicas de las viviendas en la Ciudad de México al agrupar los usos de suelo de acuerdo con indicadores económicos, servicios y calidad de infraestructura, etc. (Tabla 1) definidos desde por la misma autoridad manteniendo así objetividad en la integración de los resultados.

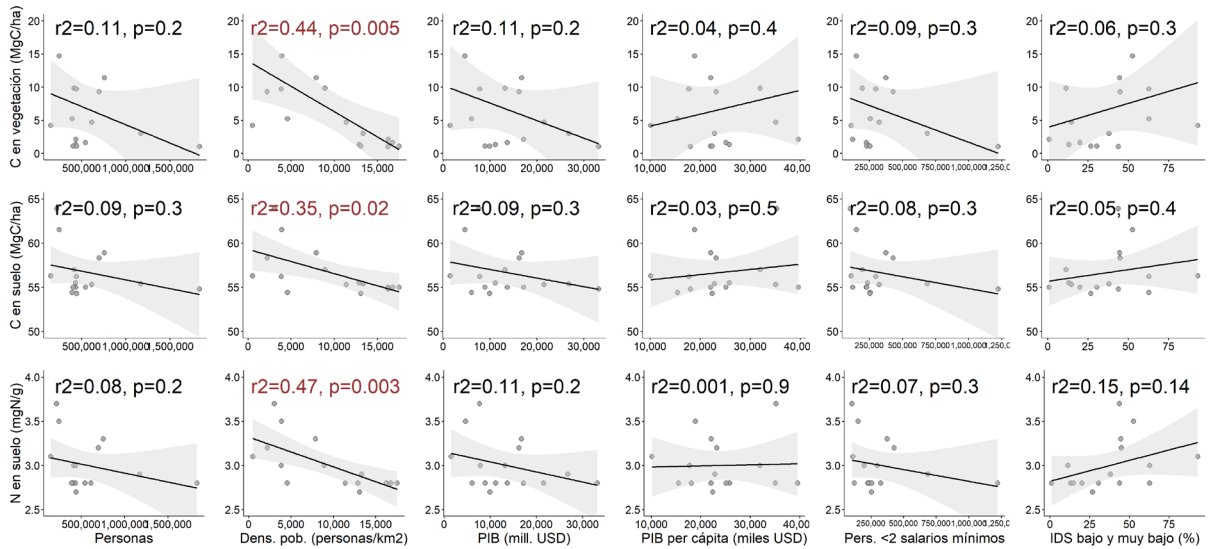


Figura 1: Almacenes de carbono en vegetación y en suelo, y concentración de nitrógeno en suelo en relación con las principales variables sociales y económicas a nivel de Alcaldía. En color rojo se resaltan las relaciones estadísticamente significativas. (2025)

Para evaluar el nivel de influencia del desarrollo social y económico, y la forma y estructura urbana sobre las métricas de carbono y nitrógeno se emplearon regresiones lineales, coeficiente de determinación ( $r^2$ ) y su significancia (valor  $p$ ). La caracterización estadística y comparación entre los diferentes usos de suelo urbanos y rurales se realizó a través del uso de la prueba estadística de Wilcoxon y representaciones gráficas de violín. Todos los análisis se realizaron utilizando R.

### 3. Resultados

#### 3.1. Caracterización de la Ciudad de México

En promedio el tamaño medio de las alcaldías es de  $92.8 \pm 86.9$  km<sup>2</sup>. La alcaldía de menor tamaño es Benito Juárez (26,68 km<sup>2</sup>), y la de mayor extensión es Tlalpan (314,25 km<sup>2</sup>) (Tabla 2). En promedio la superficie de los predios es de  $287 \pm 199$  m<sup>2</sup>, mientras que de construcción es de  $1,938 \pm 58$  m<sup>2</sup>. El valor promedio por m<sup>2</sup> es de  $3,498 \pm 2,054$  pesos mexicanos (\$), con un rango de \$611 a \$8,177, para Milpa Alta y Miguel Hidalgo, respectivamente.

El valor promedio por predio es de  $\$656,491 \pm \$315,969$ . Las Alcaldías con mayor número de personas corresponden a la Gustavo A. Madero (1,17 millones de personas) e Iztapalapa (1,84 millones de personas), mientras que en Milpa Alta son 152,7 mil personas. La densidad poblacional también es contrastante entre Alcaldías. Cuatro Alcaldías (Benito Juárez, Cuauhtémoc, Iztacalco e Iztapalapa) superan las 16 mil personas por km<sup>2</sup>, y la menos poblada es Milpa Alta (528 personas por km<sup>2</sup>). Las Alcaldías que aportan el mayor PIB corresponden a Coyoacán,

Gustavo A. Madero e Iztapalapa, y la de menor aportación es Milpa Alta y Tláhuac. Esto contrasta contra el PIB per cápita donde las Alcaldías más ricas se concentran en Benito Juárez, Coyoacán, Cuajimalpa de Morelos y Miguel Hidalgo, mientras que las más pobres son Milpa Alta y Tláhuac. Solo una Alcaldía cuenta con <40% con su población ocupada con ingresos <2 salarios mínimos. Las estadísticas oficiales indican que todas las Alcaldías tienen un índice de marginación "muy bajo".

#### 3.2. Influencia del desarrollo social y económico de las Alcaldías

El número de personas por Alcaldía, el PIB y el número de personas ocupadas con ingresos <2 salarios mínimos muestran una relación inversa con las métricas de carbono y nitrógeno. Sin embargo, ninguna de ellas es significativa ( $r^2 < 0.11$ ,  $p > 0.2$ ). El PIB per cápita y el índice de desarrollo social (IDS) muestran una relación positiva pero no son significativas ( $r^2 < 0.15$ ,  $p > 0.1$ ). La única variable que mostró ser estadísticamente significativa fue la densidad poblacional con una relación inversa con todas las métricas ( $r^2 > 0.35$ ,  $p < 0.02$ ) (Figura 1).

#### 3.3. Influencia de la forma y estructura urbana de las Alcaldías

Diversos indicadores de la forma y estructura urbana muestran una fuerte relación positiva con los contenidos carbono y nitrógeno (Figura 2). Solo el CUS muestra una relación inversa pero no significativa ( $r^2 < 0.14$ ,  $p > 0.2$ ). El valor del predio y superficie de construcción muestran una relación significativa ( $r^2 > 0.38$ ,  $p < 0.01$ ), al igual que el año promedio de las construcciones ( $r^2 > 0.4$ ,  $p < 0.01$ ).

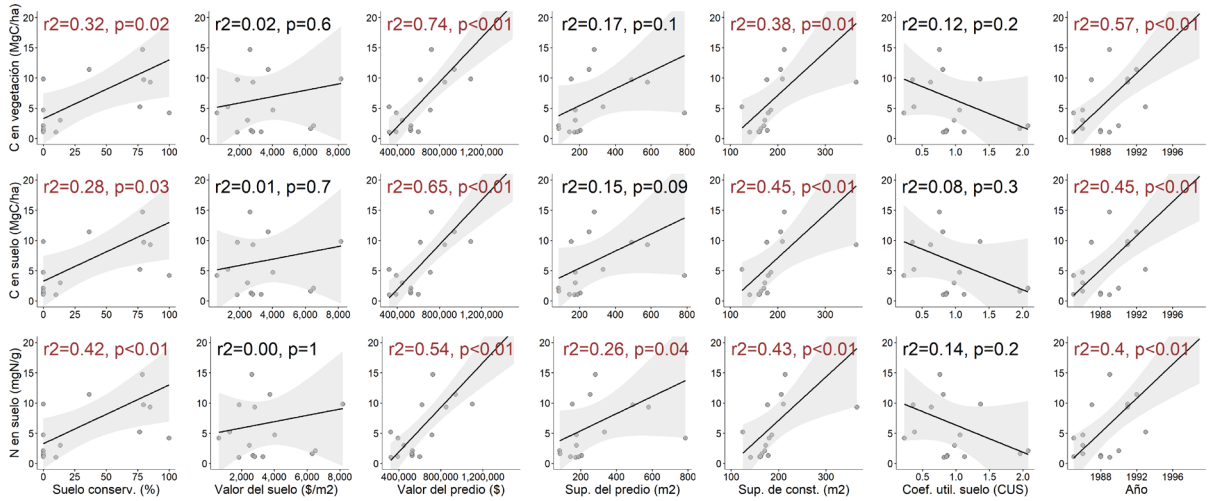


Figura 2: Almacenes de carbono en vegetación y en suelo, y concentración de nitrógeno en suelo en relación con las principales variables de forma y estructura urbana a nivel de Alcaldía. En color rojo se resaltan las relaciones estadísticamente significativas. (2025)

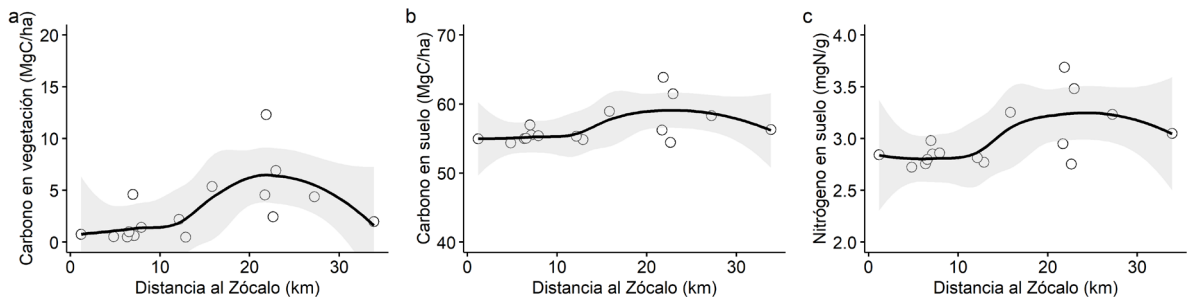


Figura 3: Almacenes de carbono en vegetación (a) y en suelo (b), y concentración de nitrógeno en suelo (c) en relación con su centralidad (distancia promedio al Zócalo de la Ciudad de México). (2025)

Las Alcaldías con una mayor proporción de suelo de conservación son las que tienen más carbono y nitrógeno ( $r^2 > 0.28, p < 0.03$ ). Las Alcaldías Cuajimalpa de Morelos, y La Magdalena Contreras tienen una densidad de carbono en vegetación y suelo, por arriba de la media de la Ciudad de México. Esto contrasta con la Alcaldía Milpa Alta donde toda su demarcación está considerada como suelo de conservación y su densidad media de carbono total ( $60.5 \pm 9.1 \text{ MgC ha}^{-1}$ ) es similar a la media ( $58.4 \pm 4.0 \text{ MgC ha}^{-1}$ ) de las Alcaldías que no cuentan con suelo de conservación.

La centralidad ha generado que los contenidos de carbono y nitrógeno muestren una relación directa positiva con la distancia al Zócalo. Los niveles más bajos de los almacenes de carbono en vegetación (Figura 3a) se observan a <5-km del Zócalo, donde se registró un valor de  $0.6 \pm 0.2 \text{ MgC ha}^{-1}$ . Estos almacenes incrementaron a  $1.5 \pm 7.5 \text{ MgC ha}^{-1}$  a una

distancia de 5-15-km, y un máximo de  $6.0 \pm 3.4 \text{ MgC ha}^{-1}$  en distancias 15-30-km. En una concentración intermedia resalta la alcaldía Milpa Alta que se encuentra a 34 km y tienen un almacén de carbono promedio de  $4.2 \pm 5.9 \text{ MgC ha}^{-1}$ . Mientras que los almacenes de carbono en suelo muestran poca variabilidad en función de su distancia al Zócalo (Figura 3b). Sin embargo, los almacenes más bajos se registraron a <5-km ( $54.7 \pm 0.4 \text{ MgC ha}^{-1}$ ), seguido de una distancia de 5-15-km ( $55.4 \pm 0.7 \text{ MgC ha}^{-1}$ ), en distancias 15-30-km ( $58.9 \pm 3.4 \text{ MgC ha}^{-1}$ ), y reduciendo los almacenes a distancias >30-km ( $56.3 \text{ MgC ha}^{-1}$ ). Estas trayectorias son similares para las concentraciones de nitrógeno (Figura 3c) donde se estimaron valores de  $2.8 \pm 0.1 \text{ mgN g}^{-1}$  para las distancias de <5-km y 5-15-km. A distancias de 15-30-km se observa un incremento a  $3.2 \pm 0.3 \text{ mgN g}^{-1}$ , y de  $3.0 \text{ mgN g}^{-1}$  a >30-km.

Municipio	Suelo de conservación (%)	Carbono en vegetación (MgC ha <sup>-1</sup> )	Carbono en suelo (MgC ha <sup>-1</sup> )	Nitrógeno en suelo (mgN g <sup>-1</sup> )	Relación de carbono suelo: vegetación
Álvaro Obregón	36.4	11.4±18	58.9±4	3.3±0.4	5.2
Azcapotzalco	0.0	1.3±4.1	55.5±1.1	2.8±0.1	42.7
Benito Juárez	0.0	2.1±6.4	55±1.2	2.8±0.1	26.2
Coyoacán	0.0	4.7±9.6	55.3±1.8	2.8±0.1	11.8
Cuajimalpa de Morelos	76.2	26.2±28.4	63.9±5.2	3.7±0.3	2.4
Cuauhtémoc	0.0	1.6±5.3	55±1.3	2.8±0.1	34.4
Gustavo A. Madero	13.4	3.0±7.6	55.4±1.8	2.9±0.2	18.5
Iztacalco	0.0	1.1±3.2	55±1	2.8±0.1	50.0
Iztapalapa	10.0	1.0±2.9	54.8±1.3	2.8±0.1	54.8
La Magdalena Contreras	78.8	14.7±19.9	61.5±4.2	3.5±0.3	4.2
Miguel Hidalgo	0.0	9.8±15	57±2.7	3.0±0.3	5.8
Milpa Alta	100	4.2±5.9	56.3±3.2	3.1±0.3	13.4
Tláhuac	76.6	5.2±9.2	54.4±1.4	2.8±0.1	10.5
Tlalpan	84.8	9.3±14.6	58.3±4.1	3.2±0.3	6.3
Venustiano Carranza	0.0	1.1±3.4	54.3±1	2.7±0.1	49.4
Xochimilco	79.6	9.7±13	56.2±2.3	3.0±0.2	5.8
<b>Promedio</b>	<b>58.9</b>	<b>6.4±13.3</b>	<b>56.4±3.5</b>	<b>3.0±0.3</b>	<b>21.3±18.8</b>

Tabla 2: Características socioeconómicas de las alcaldías de la Ciudad de México. El tamaño se refiere a la superficie de la Alcaldía. El valor promedio del suelo está reportado en pesos mexicanos por predio. El coeficiente de utilización del suelo se calculó como la relación de la superficie construida entre la superficie del predio. El año de construcción se refiere a la fecha promedio de las construcciones presentes en la Alcaldía. INEGI, (2020) y Mendoza-Ponce et al. (2019)

Municipio	Tamaño (km <sup>2</sup> )	Centralidad (km)	Valor promedio del suelo (\$)	Superficie de construcción (m <sup>2</sup> )	Coefficiente de utilización de suelo	Año de construcción	Número de personas	Producto Interno Bruto (millones de dólares)
Álvaro Obregón	95.82	15.83	942,374	206	0.81	1992	759,137	16,788.0
Azcapotzalco	33.50	7.12	526,934	178	0.87	1988	432,205	11,174.4
Benito Juárez	26.68	6.55	529,591	171	2.08	1990	434,153	17,192.6
Coyoacán	53.88	12.14	714,503	186	1.06	1986	614,447	21,560.7
Cuajimalpa de Morelos	71.41	21.86	1,498,678	281	0.58	1999	217,686	7,678.0
Cuauhtémoc	32.50	1.19	524,534	165	1.96	1986	545,884	13,716.9
Gustavo A. Madero	87.84	7.91	446,570	173	0.98	1986	1,173,351	26,830.6
Iztacalco	23.08	6.35	388,595	160	1.13	1988	404,695	8,937.0
Iztapalapa	113.07	12.88	323,604	141	0.82	1989	1,835,486	33,218.4
La Magdalena Contreras	63.37	22.95	724,444	214	0.76	1989	247,622	4,680.4
Miguel Hidalgo	46.36	6.97	1,100,422	210	1.37	1991	414,470	13,259.8
Milpa Alta	289.04	33.87	390,388	180	0.23	1985	152,685	1,550.9
Tláhuac	85.78	22.64	323,194	125	0.38	1993	392,313	6,082.0
Tlalpan	314.25	27.22	851,377	365	0.63	1991	699,928	16,258.2
Venustiano Carranza	33.84	4.82	599,374	162	0.86	1985	443,704	9,947.7
Xochimilco	114.03	21.7	619,273	177	0.36	1987	442,178	7,854.6
<b>Promedio</b>	<b>92.8</b>	<b>14.5</b>	<b>656,491</b>	<b>193.4</b>	<b>0.93</b>	<b>1989</b>	<b>575,622</b>	<b>13,545.6</b>

Tabla 3: Características ambientales de las alcaldías de la Ciudad de México. (2025).

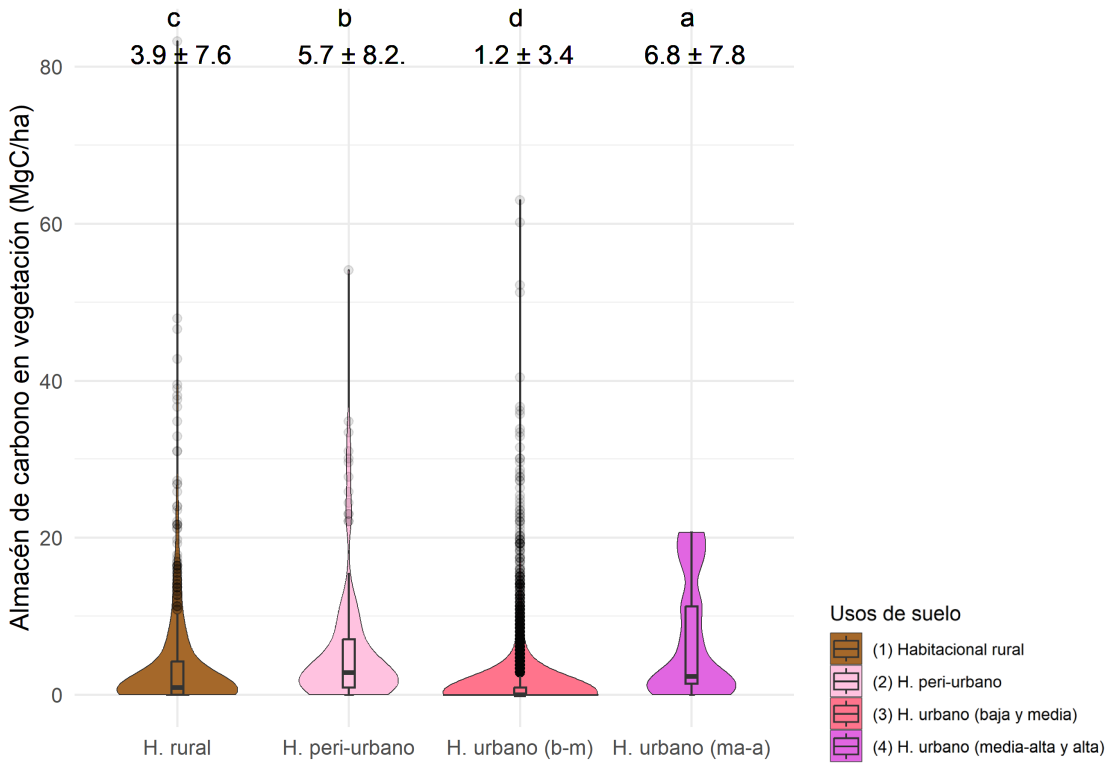


Figura 4: Distribución de los almacenes de carbono en vegetación de acuerdo con las tipologías de la Ciudad de México. (2025)

### 3.4. Influencia de la tipología funcional de usos de suelo urbanos y rurales habitacionales

El almacenamiento de carbono en la vegetación mostró variabilidad según el uso del suelo (Figura 4). Las zonas urbanas con niveles socioeconómicos medio-alto y alto registraron los valores más altos, con un promedio de  $6.8 \pm 7.8 \text{ MgC ha}^{-1}$ , seguidas por las zonas peri-urbanas ( $5.7 \pm 8.2 \text{ MgC ha}^{-1}$ ) y las zonas rurales ( $3.9 \pm 7.6 \text{ MgC ha}^{-1}$ ). En contraste, las zonas urbanas de niveles socioeconómicos bajos y medio registraron los menores valores, con un almacenamiento  $< 1.2 \pm 3.4 \text{ MgC ha}^{-1}$ , lo que representa una reducción del 82,4 % con respecto a las áreas urbanas de estratos socioeconómicos más elevados.

Los resultados muestran diferencias significativas en el almacenamiento de carbono en el suelo entre las distintas tipologías de uso de suelo habitacionales (Figura 5). La mayor cantidad de carbono se registró en las zonas periurbanas ( $58.9 \pm 6.1 \text{ MgC ha}^{-1}$ ) y en las zonas rurales ( $58.6 \pm 5.0 \text{ MgC ha}^{-1}$ ). En contraste, las áreas urbanas (baja y media, y media-alta y alta), exhibieron los menores valores, con un almacenamiento promedio de  $55,7 \text{ MgC ha}^{-1}$ , lo que equivale a una reducción de 5,4% con su contraparte en las zonas peri-urbanas.

La concentración de nitrógeno en el suelo mostró un patrón similar al del carbono, con las áreas de mayor concentración es en las zonas rurales ( $3.2 \pm 0.4 \text{ mgN g}^{-1}$ ) y las zonas periurbanas ( $3.1 \pm 0.4 \text{ mgN g}^{-1}$ ), seguidas de las zonas habitacionales de nivel medio-alto a alto ( $2.9 \pm 0.1 \text{ mgN g}^{-1}$ ) y los menores valores en los niveles bajos y medios ( $2.8 \pm 0.2 \text{ mgN g}^{-1}$ ) (Figura 6).

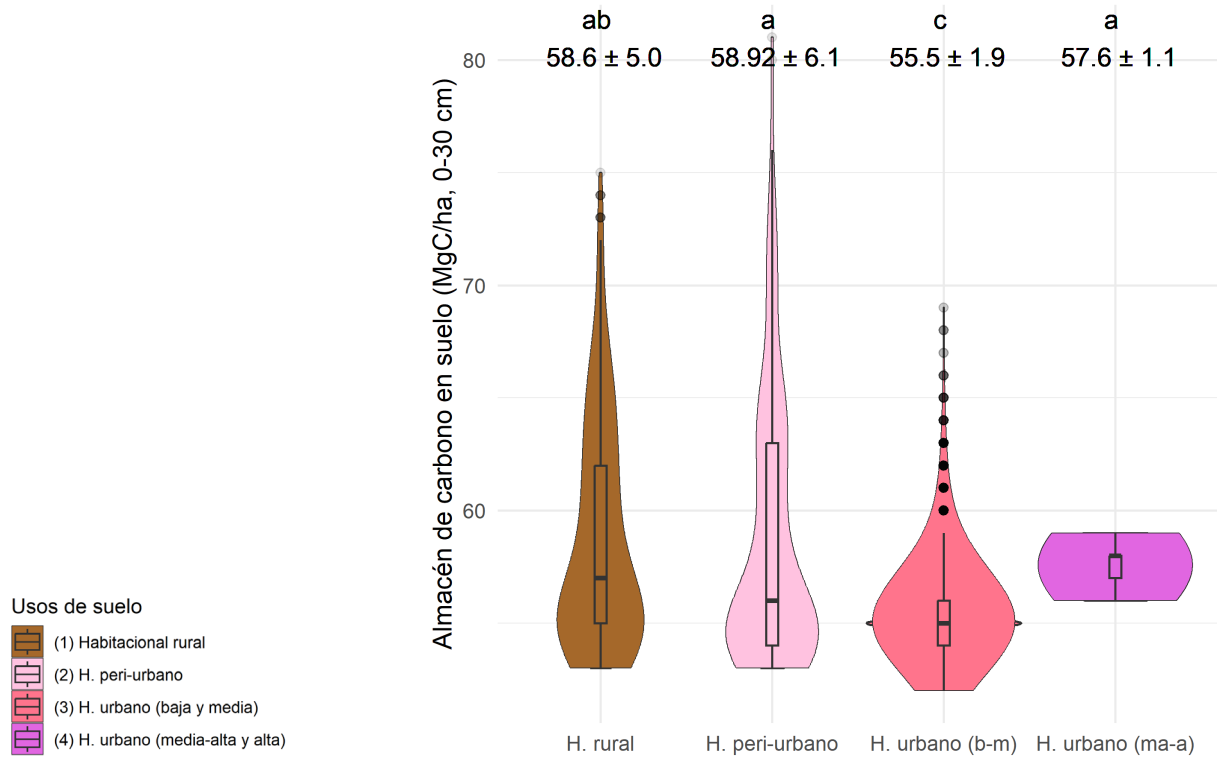


Figura 5: Distribución de los almacenes de carbono en suelo de acuerdo con las tipologías habitacionales de la Ciudad. (2025)

## 4. Discusiones y conclusiones

### 4.1. Influencia de la desigualdad social

Ciudad de México, desempeñando un papel clave en su evolución y transformación continua de la capital y del país. Históricamente la organización y planificación del territorio ha sido resultado de acciones reactivas a las demandas sociales, económicas y políticas, y no proactivas que busquen un desarrollo ordenado y sustentable. Este mismo proceso de transformación se ha visto directamente relacionado con la conservación de los servicios ecosistémicos.

La estructura de urbanización y la polarización dentro de la Ciudad de México ha generado un gradiente socioeconómico urbano-rural, donde el correcto diseño e implantación de la planificación del territorio se ha centrado para algunas poblaciones económicamente privilegiadas (Figura 7) (Martínez, 2015). Estas condiciones han generado presiones diferenciales sobre las coberturas vegetales y el suelo. La concentración de los almacenes de carbono se ha restringido a porciones del territorio donde las políticas públicas segregativas y el nivel socio económico han influido en la conservación de los espacios verdes (Jasso-Flores et al., 2025).

Sin embargo, este dinamismo es más claro cuando se analiza la forma y estructura urbana, y las tipologías funcionales del suelo habitacional urbano y rural. Por ejemplo, existen porciones del territorio donde la alta densidad forestal se relacionan con las zonas habitacionales de clases sociales medias-altas a altas. Mientras que en zonas habitacionales de clases sociales bajas a medias la densidad forestal es baja. Estas condiciones han promovido diferencias contrastantes en los procesos de urbanización, lo que ha resultado en la polarización de la sustentabilidad urbana, reforzando las desigualdades socioespaciales (Rolnik, 2019) y reflejado en los contenidos de carbono y nitrógenos.

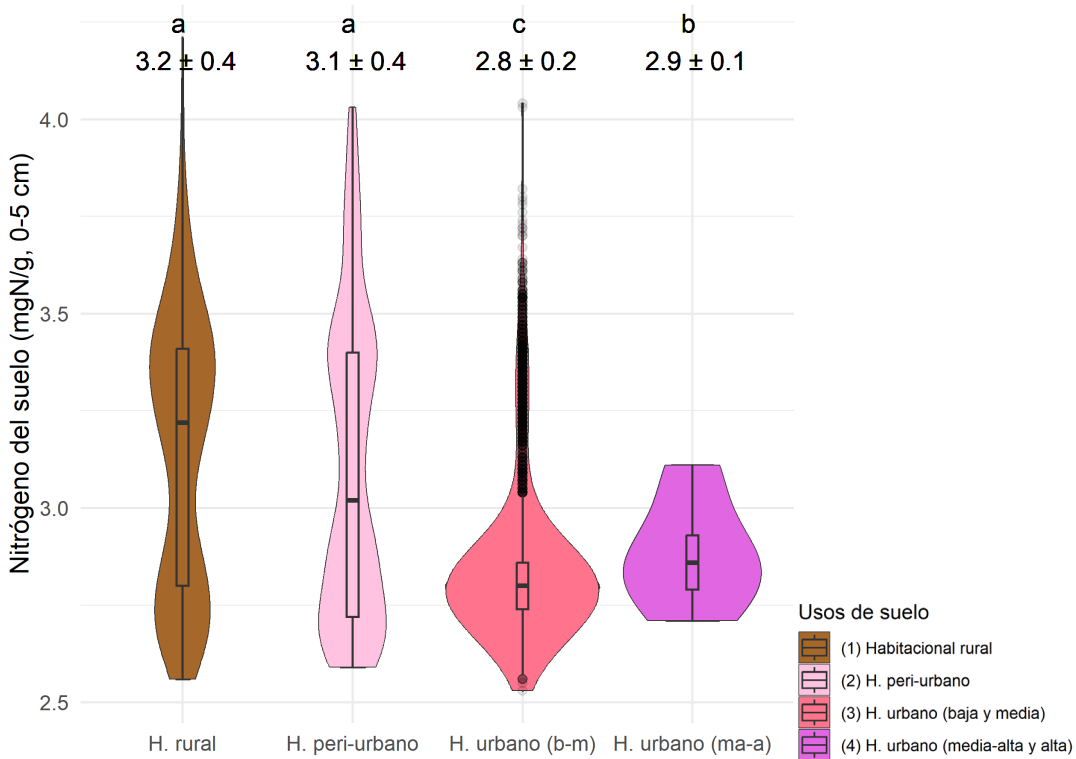


Figura 6: Distribución de la concentración de nitrógeno en suelo de acuerdo con las tipologías habitacionales de la Ciudad de México. (2025)

#### 4.2. Influencia de los usos de suelo habitacionales

La urbanización modifica significativamente la dinámica del carbono en vegetación y suelo. Diversos estudios han demostrado que el incremento de superficies impermeables reduce la cobertura vegetal y, con ello, la capacidad de almacenamiento de carbono (Cotler et al., 2024). En este estudio evidenciamos que, además del cambio de uso de suelo, existe un gradiente de perturbación asociado a los niveles socioeconómicos de los usos habitacionales, lo que provoca variaciones en los almacenes de carbono y nitrógeno según el grado de intensificación de las actividades antrópicas.

El desmonte de la vegetación y el posterior sellado del suelo reduce el potencial de secuestro de carbono debido a la falta de aporte de materia orgánica por parte de la vegetación (Zong-Qiang et al., 2014). Adicionalmente, la traslocación de material para la construcción, y las intervenciones en las áreas verdes afectan los almacenes de carbono (Cotler et al., 2024; Vasenev et al., 2014). Por consiguiente, la revegetación con césped y árboles en camellones favorecen la recuperación del carbono en vegetación y suelo al reducir la erosión del suelo expuesto, y restaurar el ingreso de materia orgánica al suelo

(Kumar et al., 2025). Este tipo de intervenciones son más frecuentes en vecindarios con mayor poder económico, y de menor densidad poblacional (Jasso-Flores et al., 2025), lo que refleja un reto adicional para el diseño de vivienda por los grupos sociales menos favorecidos principalmente en Latinoamérica, observaciones similares a las realizadas por Rolnik (2019).

Los procesos de deforestación y degradación de los ecosistemas naturales, y la falta de políticas de revegetación hacen que la Ciudad de México cuente con un déficit importante en cobertura arbórea, con diferencias importantes entre Alcaldías. Por ejemplo, pese a que la Ciudad de México tiene un total de 2,643 ha de áreas verdes, esta extensión representa 2.93 m<sup>2</sup> de área verde por persona. Este valor se encuentra muy por debajo del umbral mínimo recomendado de 9 m<sup>2</sup>/persona (Ayala-Azcarraga et al., 2023). Esto en su conjunto hace que el contenido de carbono en la Ciudad de México se concentre principalmente en su componente subterráneo siendo en promedio 21.3 ± 18.8 veces superior en suelo que en vegetación. Por lo que las desigualdades no solo se centran a nivel de Alcaldía, sino que trascienden a

diferencias a nivel de vivienda. Esta situación resalta la necesidad de diseños innovadores dentro del marco de la planificación urbana, que no solo busque la creación de vivienda accesible a la población, sino que esta planificación atienda los retos globales tanto de la crisis ambiental, como la social (Harvey, 2003).

### 4.3. Implicaciones y alternativas

A pesar de la importancia de cuantificar los almacenes de carbono y nitrógeno en vegetación y suelo, en México estos componentes han sido ampliamente desatendidos en entornos urbanos. Esto resulta especialmente relevante considerando que los suelos urbanos presentan, en muchos casos, una mayor capacidad de almacenamiento de carbono que la vegetación. Si bien el carbono contenido en los árboles urbanos ha sido estimado en diversas ciudades esta atención parcial ha generado un desequilibrio en el conocimiento entre compartimentos. Además, los estudios existentes se han enfocado predominantemente en áreas verdes, parques urbanos y emisiones atmosféricas, abordando de manera aislada uno de los almacenes o flujos, sin incorporar representaciones espaciales integrales (Cotler et al., 2024; Pariente y Zhevelev, 2015; Saavedra-Romero et al., 2020; Velasco et al., 2016). Esta fragmentación de información limita la comprensión de los procesos ecosistémicos y dificulta el análisis de los impactos de la urbanización sobre el contenido de carbono y nitrógeno en el paisaje urbano.

Este estudio introduce una complejidad adicional en los componentes que deben integrarse dentro del marco de la planificación urbana, lo que exige una transformación profunda de los modelos y paradigmas de urbanización. Por ejemplo, este estudio evidencia una desconexión teórica persistente entre el suelo como soporte natural de los servicios ecosistémicos y su integración en el paisaje urbano. Aunque nuestros resultados demuestran el impacto atribuible de los usos de suelo habitacional, a múltiples escalas, sobre los contenidos de carbono y nitrógeno en la Ciudad de México, las políticas de desarrollo urbano y planificación territorial continúan sin reconocer al suelo como un componente estructural en sus esquemas de diseño y gestión. Tal como advierte Rolnik (2019), es necesario repensar el urbanismo más allá de la racionalización y mercantilización del espacio, hacia un sistema capaz de responder a los retos globales. Las ciudades no son entes aislados, sino corresponsables de afectaciones que trascienden sus límites físicos. Esta visión crítica converge con las reflexiones de Lefebvre (1972; 1991), quien subrayó que la producción del espacio urbano está atravesada por complejidades sociales y políticas que suelen ser ignoradas en los procesos de urbanización. Lefebvre también advirtió que el espacio no es neutro, sino una construcción social cuyas implicaciones rebasan las fronteras de la ciudad, especialmente bajo las dinámicas de la globalización.

En este sentido, la producción del espacio debe concebirse como una posibilidad abierta, capaz de integrar la reducción de la crisis ambiental como parte de su propósito fundamental (Harvey, 2003).

En el contexto del cambio ambiental global, comprender cómo los usos del suelo urbanos y rurales afectan el almacenamiento y secuestro del carbono en el suelo es fundamental para diseñar estrategias de planificación y gestión territorial orientadas a la mitigación del cambio climático (Jasso-Flores y Corona-Núñez, 2025). El suelo urbano sellado funciona como un almacén de carbono más estable y duradero, en comparación con la biomasa vegetal, cuya acumulación está sujeta a fluctuaciones marcadas por el manejo, clima y perturbaciones (Zhang et al., 2022b). Las evidencias globales entre ciudades antiguas y nuevas respaldan esta idea, ya que las regiones urbanas más antiguas muestran una mayor cantidad de carbono en el suelo. Sin embargo, centrar la mitigación del cambio climático únicamente en la antigüedad de los suelos urbanizados pasa por alto la urgente necesidad de concebir el componente natural como un elemento estructural del paisaje urbano. Tal como postuló McHarg (1969), la planificación moderna debe basarse en la comprensión de los procesos ecológicos para articular la trama urbana con los patrones del paisaje. De este modo, los suelos no se limitan a ser relleno o adornos en áreas verdes puntuales, sino que funcionan como corredores activos de servicios ecosistémicos que atraviesan y conectan todos los tejidos de la ciudad.

Adicionalmente, se ha documentado que los factores sociales y las configuraciones del paisaje urbano y rural inciden de manera diferenciada en las reservas de carbono. Por ejemplo, el carbono en vegetación urbana se vincula estrechamente con variables sociales como la estratificación socioeconómica y los estilos de vida, mientras que el carbono del suelo responde principalmente al uso del suelo y a factores pedogenéticos, más que a la cobertura vegetal, como ocurre en sistemas naturales (Guo et al., 2024). Esta evidencia sugiere que las clasificaciones basadas en las estructuras funcionales del uso del suelo ofrecen una mayor capacidad explicativa para comprender la dinámica de nutrientes en contextos urbanos, en comparación con las tipologías centradas exclusivamente en la vegetación, que han predominado históricamente. En consecuencia, se requiere una perspectiva integral que articule las dimensiones sociales, urbanas y ambientales, permitiendo el diseño de políticas públicas más eficaces y contextualizadas. Esta necesidad es particularmente urgente en ciudades latinoamericanas, que continúan estando subrepresentadas en la literatura sobre carbono y nitrógeno urbano, a pesar de enfrentar procesos de urbanización acelerada y profundas desigualdades socioambientales.



Figura 7: Gradiente socioeconómico y contenidos de carbono y nitrógeno de las tipologías habitacionales de la Ciudad de México. Autores con imágenes de Google Earth (2025)

## 5. Recomendaciones

A nivel internacional se sabe de la importancia de la vegetación y del suelo para la mitigación del cambio climático. Recientemente se ha reconocido que las ciudades también juegan un papel en la mitigación del cambio climático. Dentro de la Agenda 2030 se ha resaltado la importancia de los ecosistemas urbanos como parte integral de las estrategias de mitigación. Sin embargo, los enfoques de países en vías de desarrollo, incluyendo México, se han centrado en estudiar los ambientes naturales, lo que ha favorecido que exista poco conocimiento de las ciudades latinoamericanas. En particular este conocimiento es indispensable para entender los impactos de la urbanización, así como de las alternativas durante los procesos de planificación de las ciudades.

Este vacío de conocimiento resulta crítico, dado que comprender los impactos de la urbanización y sus alternativas es fundamental para orientar procesos de planificación urbana más sostenibles y equitativos. En este sentido, el derecho a la ciudad, desde la postura Lefebvriana, resalta el acceso colectivo a bienes y servicios, que incluyen el ambiente, generando una transformación de la vida cotidiana. Esta visión exige una planificación urbana que reconozca las desigualdades estructurales y promueva tanto la justicia espacial (Carrión, 2019) y ambiental (McHarg, 1969). Por ello, los futuros estudios debieran evaluar no sólo los almacenes de carbono y nitrógeno según el uso de suelo urbano, sino que debieran integrar el efecto de las formas constructivas, tal es el caso de densidades de construcción, diferenciar entre los diferentes tipos de espacios públicos, camellones, etc., como estrategias que busquen mitigar el cambio climático.

## 6. Agradecimiento

RIJF y ROCN agradecen las becas postdoctorales del SECIHTI, anteriormente CONAHACYT, del gobierno Federal de México. Este trabajo forma parte del proyecto financiado por CONAHACYT dentro del marco de Ciencia de Frontera (15004) "Ciudades en transición: dimensión espacial de la (des)vinculación ecológica, modos de vida urbanos y escenarios futuros". También queremos agradecer a la EESU (Evolución y Ecología en Sistemas Urbanos en México) de la Sociedad Científica Mexicana de Ecología por las fructíferas discusiones que contribuyeron al diseño y consolidación de esta publicación.

**Conflicto de intereses.** Los autores declaran no tener conflictos de intereses.

© **Derechos de autor:** R. Isela Jasso-Flores, Diego Carmona, Salomón González, Rogelio O. Corona-Núñez.

© **Derechos de autor de la edición:** *Estoa*, 2026.

## 7. Referencias bibliográficas

- Álvarez de la Torre, G. B. (2017). Morfología y estructura urbana en las ciudades medias mexicanas. *Región y Sociedad*, XXIX(68), 153-191, <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=10250053005>.
- Ayala-Azcarraga, C., Diaz, D., Fernandez, T., Cordova-Tapia, F. & Zambrano, L. (2023). Uneven Distribution of Urban Green Spaces in Relation to Marginalization in Mexico City. *Sustainability* (15), 12652. <https://doi.org/10.3390/su151612652>.
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine learning*, 45, 5-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Canedoli, C., Ferrè, C., El Khair, D.A., Padoa-Schioppa, E. & Comolli, R. (2020). Soil organic carbon stock in different urban land uses: high stock evidence in urban parks. *Urban Ecosystems*, 23, 159-171. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00901-6>
- Cárdenas-Mamani, Ú. & Perrotti, D. (2022). Understanding the contribution of ecosystem services to urban metabolism assessments: An integrated framework. *Ecological Indicators*, 136, 108593. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108593>.
- Carrión, F. (2019). El espacio público es una relación no un espacio, En: *Derecho a la Ciudad. Una evocación de las transformaciones urbanas en América Latina*. Eds. Carrión Mena, F., y Dammert-Guardia, M. CLACSO, Flacso – Ecuador, 191-219.
- CONAFOR. (2012). Inventario Nacional Forest y de Suelos 2004-2009. *Protocolo de muestreo de campo*. Comisión Nacional Forestal.
- CONAPO. (2021). *Índice de Marginación a nivel municipal 2020*. CONAPO. <https://www.gob.mx/conapo/documentos/indices-de-marginacion-2020-284372>.
- Corona-Núñez, R. O., Mendoza-Ponce, A. V. & Campo, J. (2021). Assessment of above-ground biomass and carbon loss from a tropical dry forest in Mexico. *Journal of Environmental Management*, 282, 111973. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111973>
- Cotler, H., Cram, S., Prado, B., Peña, V. & Lucio, L. (2024). Soil Ecosystem Services in Urban Parks as a Basis for Better Urban Planning: The Case of Mexico City. *Spanish Journal of Soil Science*, 14, 13398. <https://doi.org/10.3389/sjss.2024.13398>
- Fick, S. E. & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Flores-Reyes, L. Ramos-Zapata, J. Berkum, P. M. Corona-Núñez, R. O. Estrada-Medina, H. Chávez-Pesqueira, M. & Carmona, D. (2025). Urbanization shifts stress-response traits in an alien herb across five tropical cities. *Urban Ecosystems*, 28(3), 103. <https://doi.org/10.1007/s11252-025-01717-3>
- Guo, H., Du, E., Terrer, C. & Jackson, R. B. (2024). Global distribution of surface soil organic carbon in urban greenspaces. *Nature communications*, 15(1), 806. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-44887-y>
- Guzmán-Santiago, J. C. Santos-Posadas, H. Ángeles-Pérez, G. Vargas-Larreta, B. Gómez-Cárdenas, M. Rodríguez-Ortiz, G. & Corona-Núñez, R. O. (2024). Effect of climate change on the distribution of temperate climate species in Oaxaca, Mexico. *Botanical Sciences*, 102(1), 39-53. <https://doi.org/10.17129/botsci.3355>
- Harvey, D. (2003). *The new imperialism*. Edit. Oxford University Press.
- Henderson, V. (2003). The urbanization process and economic growth: The so-what question. *Journal of Economic Growth*, 8(1), 47-71. <https://doi.org/10.1023/A:1022860800744>
- INEGI. (2020). *Población rural y urbana*. [https://cuentame.inegi.org.mx/poblacion/rur\\_urb.aspx?tema=P](https://cuentame.inegi.org.mx/poblacion/rur_urb.aspx?tema=P).
- IPDP. (2020). *Proyecto del Programa General de Ordenamiento Territorial de la Ciudad de México 2020-2035*. Instituto de Planeación Democrática y Prospectiva, <https://www.tjadcmx.gob.mx/images/convocatoria-indigena-2022/7.20Proyecto20Programa20General20de20Ordenamiento20Territorial202020-2035.pdf>.
- Jasso-Flores, I. & Corona-Núñez, R. O. (2025). Recovery of carbon dynamics, soil nutrients and tree diversity during secondary succession within the tropical dry forests in the Yucatán Peninsula. *Journal of Environmental Management*, 394, 127345. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.127345>
- Jasso-Flores, R. I., Escobar-Chanona, L. & Corona-Núñez, R. O. (2025). The colonial and the porfiriato urbanization: inheritance of urban (un)sustainability in Mexico City. *Estoa. Journal of the Faculty of Architecture and Urbanism*, 14(27), 83-96. <https://doi.org/10.18537/est.v014.n027.a05>
- Kumar, P., Sahani, J., Corada Perez, K., Ahlawat, A., Andrade, M., Athanassiadou, M., & Yao, R. (2025). Urban greening for climate resilient and sustainable cities: grand challenges and opportunities. *Frontiers in sustainable cities*, 7, 1595280, <https://doi.org/10.3389/frsc.2025.1595280>.
- Lefebvre, H. (1972). *La revolución urbana*. Edit. Alianza.
- Lefebvre, H. (1991). *The production of space*. Edit. Blackwell.

- Li, F., Yigitcanlar, T., Nepal, M., Nguyen, K., & Dur, F. (2023). Machine learning and remote sensing integration for leveraging urban sustainability: A review and framework. *Sustainable Cities and Society*, (96), 104653, <https://doi.org/10.1016/j.scs.2023.104653>
- Martínez, G. U. (2015). Algunas formas de negociación de los sectores populares ante los juzgados civiles de la ciudad de México en las primeras décadas del siglo XX. *Trashumante: Revista Americana de Historia Social*, (6), 82-103, <https://www.redalyc.org/pdf/4556/455644906005.pdf>
- Martínez-Castrejón, M. y Hernández-Flores, G. (2025). Sustentabilidad urbana de la mano de la naturaleza. Sustentabilidad urbana de la mano de la naturaleza. *Revista Ciencia UANL*, 28(131), 8-15. <https://doi.org/10.29105/cienciauanl28.131-1>.
- McHarg, I. (1969). *Design with nature*. Garden City, N.Y. American Museum of Natural History.
- Mendoza-Ponce, A. V., Corona-Núñez, R. O., Galicia, L. & García-Guerrero, V.M. (2019). Population and economic projections under different scenarios for Mexico. *Papeles de población*, 25(99), 9-43. <https://doi.org/10.22185/24487147.2019.99.02>
- Pariente, S. & Zhevelev, H. M. (2015). Urban park soil and vegetation: Effects of natural and anthropogenic factors. *Pedosphere*, 25(3), 392-404. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)30007-2](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)30007-2)
- Pataki, D. E., Carreiro, M. M., Cherrier, J., Grulke, N. E., Jennings, V., Pincetl, S., Pouyat, R. V., Whitlow, T. H. & Zipperer, W. C. (2011). Coupling biogeochemical cycles in urban environments: ecosystem services, green solutions, and misconceptions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(1), 27-36. <https://doi.org/10.1890/090220>
- Perrotti, D. (2020). Chapter 2. Urban metabolism: old challenges, new frontiers, and the research agenda ahead. En P.S.P. Verma, R. Singh, y A.S. Raghubanshi (Ed.), *Urban Ecology* (pp. 17-32): Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820730-7.00002-1>
- Poggio, L., De Sousa, L. M., Batjes, N. H., Heuvelink, G. B., Kempen, B., Ribeiro, E. & Rossiter, D. (2021). SoilGrids 2.0: producing soil information for the globe with quantified spatial uncertainty. *Soil*, 7(1), 217-240. <https://doi.org/10.5194/soil-7-217-2021>
- Rolnik, R. (2019). *Urban Warfare. Housing under the Empire of Finance*. Verso.
- Saavedra-Romero, L. L., Alvarado-Rosales, D., Martínez-Trinidad, T. y Hernández-de la Rosa, P. (2020). Propiedades físicas y químicas del suelo urbano del Bosque San Juan de Aragón, Ciudad de México. *Terra Latinoamericana*, 38(3), 529-540. <https://doi.org/10.28940/terra.v38i3.644>
- Schrader-King, K. (2023). *Desarrollo Urbano*, <https://www.bancomundial.org/es/topic/urbandevelopment/overview#1>.
- Spiliotopoulou, M. & Roseland, M. (2020). Urban Sustainability: From Theory Influences to Practical Agendas. *Sustainability*, 12(18), 7245. <https://doi.org/10.3390/su12187245>
- Vaccari, F. P., Gioli, B., Toscano, P. & Perrone, C. (2013). Carbon dioxide balance assessment of the city of Florence (Italy), and implications for urban planning. *Landscape and Urban Planning*, 120, 138-146. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.08.004>
- Vasenev, V., Stoorvogel, J., Vasenev, I. & Valentini, R. (2014). How to map soil organic carbon stocks in highly urbanized regions? *Geoderma*, 226, 103-115. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.03.007>
- Vela Correa, G., López Blanco, J. y Rodríguez Gamiño, M.L. (2012). Niveles de carbono orgánico total en el Suelo de Conservación del Distrito Federal, centro de México. *Investigaciones geográficas*, 77, 18-30, [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-46112012000100003](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112012000100003)
- Velasco, E., Roth, M., Norford, L. & Molina, L.T. (2016). Does urban vegetation enhance carbon sequestration? *Landscape and Urban Planning*, 148, 99-107. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.12.003>
- Wu, B., Zhang, Y., Wang, Y., Lin, X., Wu, Y., Wang, J. & He, Y. (2024). Urbanization promotes carbon storage or not? The evidence during the rapid process of China. *Journal of Environmental Management*, 359, 121061. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121061>
- Yang, Z., Wu, J., Shang, X., Fu, R., Xie, L., & Ge, Q. (2025). Scaling laws of CO2 emissions during global urban expansion. *npj Urban Sustainability*, 5(1), 3, <https://doi.org/10.1038/s42949-024-00172-x>.
- Yuzugullu, O., Fajraoui, N., Don, A., & Liebisch, F. (2024). Satellite-based soil organic carbon mapping on European soils using available datasets and support sampling. *Science of Remote Sensing*, 9, 100118, <https://doi.org/10.1016/j.srs.2024.100118>.
- Zhang H. L., Nizamani M. M., Cubino J. P., Guo L. Y., Zhou J. J. & Wang H. F. (2022a). Spatiotemporal variation of urban plant diversity and above ground biomass in Haikou, China. *Biology*, 11(12), 1824. <https://doi.org/10.3390/biology11121824>
- Zhang, Z., Gao, X., Zhang, S., Gao, H., Huang, J., Sun, S. & Xia, X. (2022b). Urban development enhances soil organic carbon storage through increasing urban vegetation. *Journal of Environmental Management*, 312, 114922. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114922>
- Zong-Qiang, W., Shao-Hua, W., Sheng-Lu, Z., Jing-Tao, L. & Qi-Guo, Z. (2014). Soil organic

carbon transformation and related properties  
in urban soil under impervious surfaces.  
*Pedosphere*, 24(1), 56-64. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(13\)60080-6](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60080-6)

Zumelzu-Scheel, A. (2016). Forma urbana  
y sostenibilidad: pasado, presente y  
desafíos. Una revisión. *Revista AUS*, (20),  
77-85, <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=281750069012>.