

UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN  
FACULTAD DE ARQUITECTURA, URBANISMO Y GEOGRAFÍA  
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFÍA



**Contribución de Soluciones basadas en la Naturaleza (SbN) a la planificación urbana: estrategias ecológicas para adaptación al cambio climático y transición hacia ciudades verdes.**

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO PROFESIONAL DE GEÓGRAFO

Estudiante: Richard Nicolás Santos Domínguez  
Profesora guía: Dra. Mónica Ortiz

Concepción, 2025

*“Para entender nuestro mundo debemos usar un globo giratorio y mirar la Tierra desde distintos puntos de vista. Si lo hacemos, veremos que el Atlántico no es más que un puente que une el colorido y tropical mundo afro-latinoamericano...”*

Ryszard Kapuściński. Otro día de vida (1976).

## ÍNDICE

<b>ACRÓNIMOS</b> .....	6
<b>GLOSARIO</b> .....	7
<b>RESUMEN</b> .....	8
<b>ABSTRACT</b> .....	9
<b>CAPÍTULO I: PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN</b> .....	10
1. Planteamiento del problema de investigación.....	10
2. Hipótesis de investigación.....	11
3. Preguntas de investigación.....	12
<b>CAPÍTULO II: OBJETIVOS</b> .....	12
1. Objetivo general .....	12
2. Objetivos específicos .....	12
<b>CAPITULO III: MARCO TEÓRICO</b> .....	13
1. SOLUCIONES BASADAS EN LA NATURALEZA (SbN).....	13
1.1. Concepto de SbN .....	13
1.2. Clasificación y tipos de SbN.....	14
1.3. Áreas verdes urbanas como SbN .....	18
2. PLANIFICACIÓN URBANA Y DISEÑO DE CIUDADES .....	18
2.1. Concepto de planificación urbana .....	18
2.2. Evolución histórica y enfoques predominantes .....	19
3. CAMBIO CLIMÁTICO EN CIUDADES .....	22
3.1. Concepto y dimensiones del cambio climático .....	22
3.2. Islas de calor urbano (ICU).....	23
4. ECOLOGÍA URBANA .....	24
4.1. Conceptualización, origen y enfoques.....	24
5. ECOLOGÍA POLÍTICA .....	28
5.1. Desigualdad socioambiental y conflictos urbanos.....	28
5.2. Gobernanza, políticas y justicia climática .....	29
6. CIUDADES VERDES: UN MODELO URBANO VIVO .....	30
6.1. Concepto de ciudad verde.....	30

6.2. Dimensiones de la ciudad verde .....	30
7. DIAGRAMA DE FLUJO TEÓRICO .....	32
<b>CAPÍTULO IV: METODOLOGÍA</b> .....	<b>33</b>
1. Enfoque metodológico .....	33
2. Etapas de la investigación .....	35
3. Selección y análisis de casos de estudio .....	36
4. Posicionamiento del investigador .....	39
5. Procedimientos y búsqueda de la información.....	40
6. Integración de resultados.....	44
7. Validez, confiabilidad y consideraciones éticas.....	45
8. Diagrama de flujo metodológico.....	46
<b>CAPÍTULO V: RESULTADOS</b> .....	<b>47</b>
1. LIMITACIONES DE LOS ENFOQUES TRADICIONALES.....	47
1.1. Urbanismo funcional .....	47
1.2. Planificación racional .....	50
1.3 Integración comparativa .....	52
2. EXPERIENCIAS URBANAS COMPARADAS CON ICVS.....	54
2.1. Índice de Ciudades Verdes con SbN (ICVS) modelado.....	55
2.2. Valdivia, Chile.....	56
2.3. Medellín, Colombia.....	59
2.4. Friburgo, Alemania.....	62
2.5. Odense, Dinamarca.....	65
2.6. Integración comparativa .....	68
<b>CAPÍTULO VI: DISCUSIÓN</b> .....	<b>70</b>
1. Hallazgos conceptuales sobre SbN y su aplicación contemporánea.....	70
2. Recomendaciones estratégicas .....	73
2.1. Principio de Multiescalaridad .....	73
2.2. Principio de Gobernanza participativa.....	74
2.3. Principio de Integración ecológica .....	75
<b>CAPÍTULO VII: CONCLUSIONES</b> .....	<b>76</b>
<b>CAPÍTULO VIII: BIBLIOGRAFÍA</b> .....	<b>78</b>
<b>CAPÍTULO IX: ANEXOS</b> .....	<b>91</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama de flujo teórico.....	32
Figura 2. Mapa de áreas de estudio .....	38
Figura 3. Diagrama de flujo metodológico.....	46
Figura 4. Limitaciones urbanismo funcional.....	49
Figura 5. Limitaciones planificación racional .....	51
Figura 6. Mapa de distribución espacial verde Valdivia .....	57
Figura 7. Mapa de densidad de población y acceso equitativo Valdivia.....	58
Figura 8. Mapa de distribución espacial verde Medellín .....	60
Figura 9. Mapa de densidad de población y acceso equitativo Medellín.....	61
Figura 10. Mapa de distribución espacial verde Friburgo .....	63
Figura 11. Mapa de densidad de población y acceso equitativo Friburgo .....	64
Figura 12. Mapa de distribución espacial verde Odense .....	66
Figura 13. Mapa de densidad de población y acceso equitativo Odense .....	67
Figura 14. Gráfico ICVS desempeño por ciudad .....	69

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación y tipos de SbN generales .....	15
Tabla 2. Síntesis de hallazgos del enfoque urbanismo funcional .....	49
Tabla 3. Síntesis de hallazgos del enfoque planificación racional .....	51
Tabla 4. Cuadro comparativo urbanismo funcional y planificación racional.....	53
Tabla 5. Variables ICVS por ciudad .....	55
Tabla 6. ICVS calculado.....	55

## ACRÓNIMOS

AbE	Adaptación basada en Ecosistemas
AVU	Área Verde Urbana
CMNUC	Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático
ERNC	Energías Renovables No Convencionales
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
GEI	Gases de Efecto Invernadero
ICVS	Índice de Ciudades Verdes con SbN
ICU	Islas de Calor Urbano
IPT	Instrumentos de Planificación Territorial
IVU	Infraestructura Verde Urbana
IVyA	Infraestructura Verde y Azul
MbE	Mitigación basada en Ecosistemas
NbCs	Soluciones basadas en Ecosistemas para el Clima
NCS	Soluciones Climáticas Naturales
NDC	Contribuciones Nacionalmente Determinadas
ODS	Objetivos de Desarrollo Sostenible
PAS	Plan de Adaptación Sostenible
PNUMA	Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente
POT	Plan de Ordenamiento Territorial
RRD	Reducción del Riesgo de Desastres
SbN	Soluciones basadas en la Naturaleza
SSEE	Servicios ecosistémicos
SuDS	Sistemas urbanos de Drenaje Sostenible
SVU	Superficie Verde Urbana
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

## GLOSARIO

**Adaptación:** Proceso de ajuste al clima real o proyectado y sus efectos. En los sistemas humanos, la adaptación intenta de moderar o evitar los daños o aprovechar las oportunidades beneficiosas. En algunos sistemas naturales, la intervención humana puede facilitar el ajuste al clima proyectado y a sus efectos (IPCC, 2021).

**Contribuciones determinadas Nacionalmente (NDC):** Concepto utilizado en virtud de la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático en la que un país adherido al Acuerdo de París especifica los planes nacionales para reducir sus emisiones de carbono (CMNUCC, 2015).

**Efecto invernadero:** Efecto radiactivo infrarrojo de todos los componentes de la atmósfera que absorben en el infrarrojo. Los gases de efecto invernadero y las nubes y, en menor medida, los aerosoles absorben la radiación terrestre emitida por la superficie de la Tierra y por cualquier punto de la atmósfera. (IPCC, 2014).

**Expansión urbana:** Proceso en el que las ciudades incrementan su superficie construida hacia áreas naturales y/o rurales, modificando sus dinámicas ecológicas y territoriales, al fragmentar hábitats y transformar la matriz del paisaje (Seto et al., 2012).

**Expansión horizontal difusa:** Patrón de crecimiento urbano extendido sobre territorio periurbano, caracterizado por baja densidad, discontinuidad espacial y dependencia de vehículos motorizados, incrementando la presión sobre ecosistemas circundantes y suelos rurales (Ewin, Pendall & Chen, 2002).

**Fragmentación socioespacial:** Creciente separación física y funcional de áreas urbanas según criterios socioeconómicos, en la que se acentúan desigualdades en el acceso a oportunidades, servicios y bienes urbanos. Generando ciudades fragmentadas y sin cohesión territorial (Sabatini, 2006).

**Regeneración:** Proceso orientado a la restauración activa y la revitalización de ecosistemas degradados, comunidades y estructuras urbanas, con el fin de recuperar funciones ecológicas, sociales y económicas (Du Plessis, 2012).

**Transición socio-ecológica:** Proceso de transformación estructural que busca reconfigurar las relaciones entre sociedad y naturaleza hacia sistemas más sostenibles, resilientes y equitativos (Folke et al., 2021).

## RESUMEN

Esta investigación analiza la contribución de las Soluciones basadas en la Naturaleza (SbN) a la planificación urbana contemporánea y su aplicación en la transición hacia ciudades verdes. Desde un abordaje interdisciplinario se integran conceptos de la planificación urbana, la ecología y el cambio climático para comprender las dinámicas espaciales que configuran la integración de la naturaleza en la ciudad, más allá de visiones estéticas o utilitarias.

Mediante la combinación de una revisión narrativa crítica y un análisis espacial, se examinan los enfoques teóricos de: urbanismo funcional y planificación racional, para evidenciar sus limitaciones en integración ecológica urbana. Luego, mediante un análisis espacial se comparan experiencias internacionales y locales en torno a infraestructura verde, tomando las ciudades de: Valdivia, Medellín, Friburgo y Odense como caso de estudio. Este análisis se desarrolla construyendo un Índice de Ciudades Verdes con SbN (ICVS) basado en dos (2) variables: superficie verde por habitante y acceso equitativo a áreas verdes (menor a 300 metros), para medir disponibilidad, concentración y accesibilidad por ciudad, y a su vez evidenciar desigualdades y tensiones espaciales entre Norte y Sur global.

Integrando los hallazgos teóricos y numéricos, se proponen tres principios orientadores y estratégicos indispensables para avanzar hacia ciudades verdes accesibles y ecológicamente justas: multiescalaridad, gobernanza participativa e integración ecológica. En conjunto, estos principios buscan orientar la incorporación de las SbN en la planificación urbana como una herramienta de transformación estructural, capaz de vincular la restauración ecológica con equidad territorial y adaptación climática. De este modo, la investigación aporta una base conceptual y empírica, que puede ser utilizada como insumo técnico para transitar desde modelos urbanos fragmentados hacia una planificación ecológica basada en evidencia.

**Palabras clave:** Soluciones basadas en la Naturaleza (SbN), planificación urbana, cambio climático, ecología urbana, ciudades verdes, ecología política, ciudades del Sur Global

## ABSTRACT

This research analyzes the contribution of Nature-based Solutions (NbS) to contemporary urban planning and their application in the transition toward green cities. Through an interdisciplinary approach, it integrates concepts from urban planning, ecology, and climate change to understand the spatial dynamics that shape the integration of nature into the city, beyond aesthetic or utilitarian perspectives.

By combining a critical narrative review and spatial analysis, the study examines theoretical approaches such as functional urbanism and rational planning, highlighting their limitations regarding urban ecological integration. Subsequently, international and local experiences in green infrastructure are compared, using the cities of Valdivia, Medellín, Freiburg, and Odense as case studies. This analysis is developed through the construction of a Green Cities Index with NbS (ICVS), based on two variables: green area per capita and equitable access to green spaces (within 300 meters). These indicators allow measuring availability, concentration, and accessibility per city while revealing spatial inequalities and North–South global tensions.

Integrating theoretical and quantitative findings, three key guiding principles are proposed to advance toward accessible and ecologically just cities: multiscale, participatory governance, and ecological integration. Together, these principles guide the incorporation of NbS into urban planning as a structural transformation tool linking ecological restoration with territorial equity and climate adaptation. In this way, the research provides a conceptual and empirical foundation that can serve as a technical input to guide the transition from fragmented urban models toward evidence-based ecological planning.

**Keywords:** Nature-based Solutions (NbS), urban planning, climate change, urban ecology, green cities, political ecology, Global South cities

## CAPÍTULO I: PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

### 1. Planteamiento del problema de investigación

Considerando que, en la actualidad, las ciudades y los espacios urbanos concentran a más del 55% de la población mundial -que equivale aproximadamente a 4,4 mil millones de personas- y que para el año 2050 se espera sea el 68% de la población global, se torna necesario y urgente abordar las implicancias físicas, ambientales y humanas derivadas de la concentración de miles de millones de personas en las urbes (IPCC, 2014). En el contexto del cambio climático, también es importante destacar que, se calcula que las áreas urbanas son las responsables de emitir más del 70 % de las emisiones mundiales de Gases Efecto Invernadero (ONU-Hábitat, 2022) haciendo a las áreas urbanas responsables y vulnerables a la vez.

Este escenario de creciente urbanización no solo genera presiones en términos de reducir las emisiones de gases contaminantes, sino que también intensifica problemas asociados al uso de suelo, pérdida de ecosistemas naturales y vulnerabilidad (Seto et al., 2012) frente al cambio climático y eventos climáticos extremos. Sumado a que las ciudades concentran infraestructura crítica y poblaciones altamente expuestas a amenazas naturales como inundaciones, olas de calor, contaminación atmosférica y déficit hídrico, fenómenos que se han agudizado exponencialmente con el avance del cambio climático (IPCC, 2021).

Estas condiciones hacen que los espacios urbanos se configuren como escenarios prioritarios para la acción climática (Rosenzweig et al., 2018), donde se requiere avanzar hacia un desarrollo sustentable, es decir, ciudades capaces de responder paralelamente tanto a desafíos ambientales y sociales que plantean los procesos de urbanización contemporánea (Roth et al., 2025). Sin embargo, el desarrollo de la planificación urbana bajo enfoques tradicionales -como el urbanismo funcionalista, la planificación racional y la hiperdependencia de la infraestructura gris- han favorecido la expansión horizontal difusa, la impermeabilización del suelo a gran escala y la degradación de ecosistemas urbanos locales (Hall, 2002).

Las limitaciones de estos enfoques perpetúan dinámicas que aumentan la magnitud y complejidad de los desafíos actuales (Haghani et al., 2023). Puesto que las soluciones centradas exclusivamente en la infraestructura gris han contribuido a agravar procesos de fragmentación socioespacial, aumentar los costos energéticos y profundizar la dependencia de recursos externos (Anguelovski et al., 2015), volviéndose indispensable explorar enfoques alternativos que integren las dimensiones ecológicas, sociales y territoriales en la toma de decisiones urbanas.

En este contexto, las SbN emergen y se posicionan como un enfoque que permite articular múltiples beneficios frente a los desafíos urbanos contemporáneos (Breuste, 2020). A diferencia de las respuestas tradicionales centradas en la infraestructura gris, el enfoque central de las SbN es la integración de procesos ecológicos en el diseño y la gestión de las ciudades, permitiendo simultáneamente mitigar impactos del cambio climático, restaurar servicios ecosistémicos y mejorar la habitabilidad urbana (Gandy, 2002).

La incorporación de SbN en la planificación urbana abre así la posibilidad de reconfigurar el vínculo entre sociedad y naturaleza, superando visiones fragmentadas y avanzando hacia modelos urbanos que combinen adaptación, mitigación y justicia socioambiental (Frantzeskaki, 2019; Kabisch et al., 2022). No obstante, a pesar de su creciente reconocimiento en el ámbito académico y en las agendas internacionales de sostenibilidad, la implementación de SbN en ciudades sigue enfrentando barreras significativas (Forman, 2014).

Entre ellas destacan en primer lugar la disparidad de inversión y recursos en función del territorio específico de aplicación, los vacíos normativos y regulatorios, las dificultades de coordinación interinstitucional y la persistencia de modelos de gobernanza que priorizan soluciones convencionales basada en infraestructura gris (Grimm et al., 2008).

Por todo esto, resulta fundamental desarrollar investigaciones que examinen cómo se integran las SbN en la planificación urbana y qué factores condicionan su implementación efectiva en ciudades con realidades diversas, puesto que la comprensión de estas dinámicas resulta clave para avanzar hacia estrategias urbanas que no solo promuevan la adaptación y mitigación climática, sino que también aseguren mayor equidad territorial y sostenibilidad en el largo plazo (Horlings et al., 2021).

Por lo mismo, el presente estudio busca aportar en esta dirección, ofreciendo un análisis comparado entre experiencias avanzadas de gestión de SbN en cuatro (4) ciudades de interés -Valdivia, Medellín, Friburgo y Odense- seleccionadas por representar contextos socioecológicos y niveles de desarrollo urbano diversos en América Latina y Europa. En base a ello, se busca caracterizar e identificar patrones, alcances y tensiones, y formular recomendaciones estratégicas que contribuyan a fortalecer la transición hacia ciudades verdes y accesiblemente equitativas.

## **1. Hipótesis.**

Los enfoques tradicionales de planificación urbana han limitado la integración de la naturaleza en ciudades y han generado patrones desiguales de provisión de infraestructura verde en el Norte y Sur Global.

## **2. Preguntas de investigación.**

- a) ¿Cómo los enfoques tradicionales de urbanismo funcional y planificación racional han limitado la integración de la naturaleza en la ciudad?
- b) ¿En qué medida las experiencias de Valdivia, Medellín, Friburgo y Odense, analizadas mediante un Índice de Ciudades Verdes con SbN (ICVS) reflejan diferencias, desigualdades y tensiones Norte–Sur en la implementación de SbN?
- c) ¿Qué implicancias tienen los resultados del Índice de Ciudades Verdes(ICVS) para cuestionar críticamente la efectividad de los enfoques urbanos tradicionales en la implementación de SbN?

## **CAPÍTULO II: OBJETIVOS**

### **1. Objetivo principal**

- a) Evaluar críticamente las SbN como estrategia de transformación verde urbana, integrando evidencia empírica y aportes teóricos de la planificación urbana, la ecología y el cambio climático.

### **2. Objetivos específicos**

- a) Identificar las limitantes de los enfoques urbanismo funcional y planificación racional en la interacción entre ciudad, naturaleza y sociedad.
- b) Examinar el rol de las SbN como estrategia alternativa para infraestructura verde, equidad y gobernanza urbana.
- c) Comparar las experiencias de Valdivia, Medellín, Friburgo y Odense mediante el ICVS y análisis espacial, identificando brechas y tensiones Norte-Sur que cuestionan los paradigmas urbanos tradicionales.

## **CAPÍTULO III: MARCO TEÓRICO**

El presente marco teórico se construye a partir de literatura científica y experiencias internacionales que abordan las SbN en el ámbito de la planificación urbana, la ecología política y la adaptación al cambio climático. Su propósito es establecer un marco de referencia para analizar y comparar diferentes enfoques y experiencias de implementación en contextos urbanos del Norte y del Sur Global. En este sentido, este marco busca servir como base de análisis comparativo para examinar y poner en diálogo casos provenientes de distintos contextos espaciales, incluyendo uno chileno.

### **1. SOLUCIONES BASADAS EN LA NATURALEZA (SbN)**

#### **1.1. Concepto de SbN.**

Para la construcción de una conceptualización fidedigna de las SbN que permita la respuesta a la pregunta de ¿qué es?, se torna necesario en primer lugar dar una contextualización de la época y siglo en que surgen y se piensan como solución. Porque SbN antes que todo, son eso: soluciones, entendidas como respuestas y estrategias, que surgen luego de la realización de un diagnóstico y de la identificación de un problema, que por consiguiente requiere una solución concreta. En ese sentido, las SbN surgen como una respuesta integradora frente los desafíos socioambientales actuales (Ahern, 2012), como el cambio climático, la pérdida de biodiversidad, la fragmentación ecológica y la urbanización acelerada (Haaland & van den Bosch, 2015).

Su origen está asociado al desarrollo conceptual trabajado por la Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza (UICN, en inglés IUCN) a finales de la década del 2000, cuando se intentó generar nexos disciplinarios equilibrados entre las ciencias de la conservación, el bien común y el desarrollo sostenible (UICN, 2016). En sus inicios, el término fue utilizado para resaltar la capacidad de ecosistemas saludables en proporcionar soluciones financieramente viables y sostenibles a problemas sociales complejos, y particularmente en aquellos asociados a contextos de adaptación y mitigación del cambio climático (UICN, 2020). Progresivamente, este enfoque fue asumido, desarrollado y adoptado por organismos internacionales, como PNUMA y la Comisión Europea, quienes a su vez, posicionaron paulatinamente esta perspectiva vinculándola a agendas globales como la Estrategia de Biodiversidad de la UE, el Marco Global sobre Biodiversidad posterior al 2020, y las Contribuciones Determinadas a nivel Nacional (NDC en inglés, según Acuerdo de París) de muchos países.

Así, las SbN pueden ser entendidas como acciones que protegen, gestionan, utilizan y restauran ecosistemas naturales o modificados, con el fin de abordar retos sociales de forma adaptativa y eficiente, y que generan beneficios para el bienestar humano y para la biodiversidad (Frantzeskaki et al. 2019). Ahora bien, durante las últimas décadas las SbN han adquirido enorme relevancia territorial, al incorporarse en políticas públicas, estrategias urbanas y marcos normativos globales para atenuar problemas sociales y ecológicos y adaptar escenarios climáticos complejos (Alberti, 2016). Esta relevancia le han permitido posicionarse como un importante referente restaurativo que combinan ecología, planificación y justicia ambiental, originándose en la conservación de la naturaleza y evolucionando hacia sistemas de respuesta multidimensionales para repensar las relaciones e interacciones entre sistemas humanos y naturales (Seddon et al., 2021).

## **1.2. Clasificación y tipos de SbN generales.**

Debido a su diversidad de morfologías, unidades y escalas de implementación, se ha vuelto necesario agrupar las SbN en tipologías para poder clasificarlas y evaluarlas correctamente previa su implementación. Una de las clasificaciones más utilizadas es la que propone la UICN, en la que distingue tres (3) tipos principales de SbN de acuerdo con el grado de intervención humana en los ecosistemas: desde lo más natural a lo más intervenido.

En primer lugar, se encuentran las SbN del Tipo 1 asociadas a la conservación de ecosistemas, que destacan porque su aplicación e implementación implica mínima intervención sobre ecosistemas naturales o seminaturales para preservar su funcionalidad y los servicios ecosistémicos que brindan. Entre las que pueden hallarse áreas protegidas, que por ejemplo en el caso de Chile, se materializa en reservas naturales, hasta santuarios de la naturaleza para la conservación de ecosistemas como bosques y humedales (Ley n° 21.600, 2023).

Luego están las SbN del Tipo 2 asociadas a la gestión sostenible de ecosistemas que implica intervención moderada con el objetivo de mejorar la provisión de servicios ecosistémicos y la adaptabilidad del sistema ecológico que lo sustenta como la restauración ecológica, el manejo forestal sustentable y sistemas agroforestales.

Y finalmente, las del Tipo 3 son SbN que tratan de la creación de ecosistemas nuevos y/o soluciones utilizadas en entornos severamente modificados, este tipo de SbN son las que generan intervenciones activas y directas para generar nuevas funciones ecosistémicas o limitar procesos naturales en entornos que han sido muy modificados como las ciudades (UICN, 2016). En la siguiente tabla, se presentan diferentes estrategias alineadas con SbN, el tipo de intervención según la UICN, los ecosistemas prioritarios para los objetivos y la escala de implementación (ver Tabla 1).

<b>Estrategia SbN</b>	<b>Tipo UICN<sup>1</sup></b>	<b>Servicio ecosistémico dominante<sup>2</sup></b>	<b>Objetivos estratégicos<sup>3</sup></b>	<b>Escala/ámbito común</b>
Áreas naturales protegidas	1	Conservación de la Biodiversidad	Conservación, recreación	Regional / paisaje
Restauración de humedales naturales	2	Regulación hídrica, carbono	Adaptación, mitigación, RRD	Cuenca / sitio
Manejo forestal sostenible	2	Provisión de biomasa, regulación climática	Mitigación, biodiversidad	Paisaje / gestión
Reforestación ecológica	2	Captura de carbono, hábitat	Mitigación, adaptación	Cuenca / ladera
Restauración de manglares	2	Protección costera, carbono azul	Adaptación, mitigación, RRD	Costa tropical
Corredores biológicos	1 – 2	Conectividad genética	Conservación, adaptación	Regional / paisaje
Agroforestería	2	Provisión alimentaria, regulación de microclimas	Producción sostenible	Parcela / cuenca
Agricultura regenerativa	2	Fertilidad de suelo, captura de carbono	Mitigación / provisión	Parcela / granja
Terrazas verdes tradicionales	2	Control de erosión, provisión	RRD, Adaptación	Ladera agrícola
Techos verdes extensivos	3	Regulación térmica, retención pluvial	Adaptación urbana	Edificio
Techos verdes intensivos (azoteas productivas)	3	Provisión (alimentos), recreación	Producción, bienestar	Edificio
Muros verdes/ fachadas vegetadas	3	Regulación térmica / calidad del aire	Adaptación urbana	Edificio
Pavimentos permeables	3	Infiltración, recarga	Adaptación, RRD	Calle / estacionamiento
Jardines de lluvia (rain gardens)	3	Retención pluvial, filtración	Adaptación, RRD	Lote / calle
Biorretención/ Bioswales	3	Gestión de escorrentías	Adaptación, RRD	Barrio

Parques inundables (floodable parks)	3	Almacenamiento temporal de agua	RRD, Recreación	Urbano / ribera
Restauración de llanuras aluviales	2	Amortiguación de crecidas	RRD, biodiversidad	Cuenca / valle
Riberas vegetadas	2	Control de erosión, hábitat	RRD, biodiversidad	Río / canal
Drenaje sostenible urbano (SuDS)	3	Regulación hídrica	Adaptación, RRD	Ciudad / barrio
Humedales construidos para aguas residuales	3	Depuración natural	Agua limpia, salud	Planta / periurbano
Laguna de retención / detención	3	Retención pluvial, recreación	RRD, Adaptación	Barrio / parque
Living shorelines (costa viva)	2 – 3	Amortiguación de oleaje, hábitat marino	RRD, costera	Costa templada
Dunas costeras restauradas	1 – 2	Protección contra tormentas	RRD, biodiversidad	Litoral arenoso
Islas flotantes vegetadas	3	Mejorar calidad de agua, hábitat	Adaptación, biodiversidad	Lagos / puertos / canales urbanos
Barreras de coral artificial/ restauradas	2	Atenuación de oleaje, hábitat	RRD, biodiversidad	Arrecifes
Bosques ribereños (riparian buffers)	2	Filtración de nutrientes, sombra	Agua limpia, adaptación	Orillas de ríos
Restauración de turberas	2	Almacenamiento de carbono, regulación hídrica	Mitigación, biodiversidad	Paisaje
Cubiertas fotovoltaicas – verdes híbridas	3	Energía renovable, regulación térmica	Mitigación + adaptación	Edificio
Huertos urbanos comunitarios	3	Provisión de alimentos, cohesión social	Seguridad alimentaria	Solar / barrio
Sistemas agro-hidropónicos flotantes	3	Provisión / adaptación inundaciones	Innovación productiva	Cuerpos de agua

Bosques urbanos / periurbanos	1 – 2	Regulación climática, recreación	Salud, adaptación	Ciudad / periferia
Parques lineales en corredores ferroviarios/viales	3	Conectividad verde, recreación	Regeneración, movilidad activa	Urbano
Campos de infiltración rurales	2	Recarga de acuíferos	Adaptación, agua	Cuenca
Control biológico de plagas	2	Regulación biológica	Producción sostenible	Parcela
Re-meandrización de ríos	2	Amortiguación de crecidas, hábitat	RRD, biodiversidad	Cuenca
Plantación de bambúes para control de taludes	2	Estabilización, captura de carbono	RRD, Producción	Ladera tropical
Silvicultura de manglares combinada	2	Producción, regulación costera	Producción sostenible	Delta / estuario
Setos multifuncionales en linderos agrícolas	2	Hábitat, polinización	Biodiversidad, polinización	Parcela
Zonas de amortiguación de incendios con especies endémicas	2	RRD fuego	Protección, biodiversidad	Interfaz urbano-forestal
Ecoductos / pasos de fauna verdes	3	Conectividad ecosistémica	Conservación, seguridad vial	Infraestructura lineal

Tabla 1. SbN generales. Fuente: Elaboración propia en base a UICN, 2016.

<sup>1</sup>Tipo UICN: 1 = conservación; 2 = manejo/restauración; 3 = creación/infraestructura verde.

<sup>2</sup>Dominancia según clasificación MEA 2005.

<sup>3</sup>Objetivos estratégicos habituales (basado en UICN): mitigación del cambio climático, adaptación, reducción del riesgo de desastres (RRD), conservación de la biodiversidad, provisión sostenible, salud y bienestar.

\* Estrategia de aplicación urbana

### **1.3. Áreas Verdes Urbanas como SbN**

Para los fines de esta investigación, se establece un marco conceptual unificado que identifica las áreas verdes urbanas como la materialización espacial y funcional de las SbN en contextos urbanos. Esta equivalencia se sustenta en que las áreas verdes cumplen simultáneamente los criterios definitorios de las SbN (UICN, 2016) en tanto: (1) abordan desafíos sociales específicos (salud pública, cohesión comunitaria, equidad territorial). (2) proveen de beneficios ambientales múltiples (regulación climática, conservación de la biodiversidad, gestión hídrica). Y (3) son gestionadas de manera sostenible mediante instrumentos de planificación y gobernanza

Por lo tanto, en el contexto de esta investigación “áreas verdes urbanas” y “SbN” constituyen términos conceptualmente equivalentes, en tanto el primero representa la dimensión espacial y medible del segundo. No obstante, esta equivalencia se asume con fines exclusivamente operativos, ya que se reconoce explícitamente que el enfoque de las SbN abarca una gama más amplia de intervenciones basadas en procesos ecológicos, no solo en áreas urbanas.

## **2. PLANIFICACIÓN URBANA Y DISEÑO DEL TERRITORIO**

### **2.1 Concepto de planificación urbana**

La planificación urbana se entiende como un proceso técnico, político y social que se orienta a la organización de los usos de suelo, las infraestructuras, los servicios y el desarrollo territorial en las ciudades (Puchol-Salort et al., 2020). Su objetivo es mejorar la calidad de vida de la población y promover un crecimiento equitativo, eficiente y sostenible. En el proceso, se busca otorgar respuestas a desafíos históricos y contemporáneos como: la segregación socioespacial, la movilidad, la gobernanza territorial, el cambio climático y la protección ambiental (Andersson, 2014). Por ello, la planificación urbana no puede reducirse a la simple distribución espacial de las actividades humanas (UN-Habitat, 2016).

Así la planificación urbana es ante todo una interdisciplina, donde convergen distintos aportes provenientes de la geografía, la arquitectura, la ingeniería, las ciencias sociales y las políticas públicas, integrando conocimiento técnico y procesos de participación ciudadana (Frankhauser et al., 2017). También se plantea como un intento consciente y sistemático de formular políticas espaciales y construir entornos urbanos viables y accesibles para las personas. Esto implica tomar decisiones estratégicas sobre dónde y cómo se debe crecer, regenerar, conservar o transformar una ciudad (Allmendinger, 2009), considerando tanto las

dinámicas internas (económicas, sociales, ambientales) como su relación con el entorno regional o metropolitano (Haghani et al., 2023). La planificación urbana adopta distintas escalas y enfoques, es decir, desde la planificación estratégica, que define visiones de largo plazo para toda la ciudad, hasta la planificación sectorial (como transporte, vivienda, espacios verdes) y local (barrios, villas o zonas específicas) (Hall, 2002).

## **2.2. Evolución histórica y enfoques predominantes**

La planificación urbana ha experimentado una evolución significativa a lo largo del siglo XX hasta la actualidad, que se ha vinculado con los distintos momentos de transformación de la sociedad, transitando desde visiones centradas en el ordenamiento físico-espacial hacia enfoques más complejos que incorporan dimensiones sociales, económicas y ambientales (Chadwick, 1971). Este recorrido histórico muestra cómo las ciudades han sido concebidas no solo como estructuras materiales, sino también como espacios donde se reflejan proyectos políticos y formas de organización social (Hall, 2014).

### **A) Urbanismo funcional**

El enfoque urbanismo funcional se consolidó con la celebración de los Congresos Internacionales de Arquitectura Moderna (CIAM) en particular en la Carta de Atenas (1933/1943). Este manifiesto (de declaración de principios) se propuso orientar la organización de las ciudades según funciones, en cierta manera aisladas, como: habitar, trabajar, recreación y circulación. Introduciendo una gramática urbana basada en la zonificación ortodoxamente estricta, la estandarización tipológica y la circulación motorizada de alta capacidad como soportes del crecimiento urbano (Biagi, 2021).

Este enfoque promovido por Le Corbusier y su círculo afín, adquirió enorme relevancia e influencia en el contexto de la posguerra al presentar una “solución técnica” para el déficit habitacional, la reconstrucción y la modernización (Kaika, 2004). Así, esta impronta funcionalista privilegió la eficiencia espacial (separación de usos para minimizar “conflictos”), la higienización (sol, aire, luz) y la movilidad rápida (vías arteriales, supermanzanas modernistas), legitimando intervenciones de tabula rasa y el modelo “torres en el parque” como emblemas de progreso (Mehaffy & Low, 2018).

No obstante, ese mismo ensamblaje produjo efectos sociales y ecológicos problemáticos, ya sea porque no fueron previstos o deliberadamente se ignoraron por parte de los promotores de este enfoque urbano (Biagi, 2021). En lo ambiental, el urbanismo funcional no incorporó a la naturaleza como infraestructura ecológica ni como sistema vivo interdependiente, sino que tendió a reducirla a “espacios verdes” higienistas o buffers paisajísticos, desconectados y subordinados a la lógica vial y edificatoria (Burley, 2018). Esta mirada instrumental -más

escénica que ecosistémica- ignoró funciones ecológicas críticas (conectividad, regulación hídrica, mitigación de isla de calor, soporte de biodiversidad urbana), y contribuyó a patrones de urbanización auto-dependientes y extensivos, con altas demandas de suelo impermeabilizado y combustibles fósiles (Mattioli, Roberts & Steinberger, 2020).

Así la zonificación mono-funcional y la separación estricta de usos generó el dogma de las “cuatro funciones” (en referencia a habitar, trabajar, recrearse y circular) reconfigurando la ciudad en parcelas de actividad estancas conectadas por redes de circulación jerarquizadas (Choay, 1965). Existe evidencia que este orden redujo fricciones entre usos, pero eliminó gradientes e interfaces urbano-ecológicas donde ocurren intercambios beneficiosos, como bordes de cursos de agua con usos compatibles, corredores riparios y mosaicos de hábitat (Palazzo, 2022). Además, la literatura en ecología urbana documenta que la urbanización bajo lógicas de segmentación por su función o sector intensifica el aislamiento de parches verdes y reduce la conectividad ecológica, con impactos sobre ciclos biogeoquímicos y biodiversidad (Grimm et al., 2008).

Otro aspecto desplegado fuertemente por el urbanismo funcional fue la hegemonía de los vehículos motorizados y la primacía vial por sobre la peatonal o de bicicletas, en tanto la circulación se fue concebida como flujo motorizado de alta capacidad (Ewing et al., 2017), que indujo a un diseño deliberado de una morfología urbana dispersa y excesivamente auto-dependiente. No obstante, la evidencia empírica muestra que los espacios con baja mezcla de usos y baja densidad -típicos de planificaciones funcionalistas- están asociados a mayor VKT (vehículos-kilómetro recorridos) y emisiones (Banister, 2008), reforzando la trampa de la movilidad insostenible. Esto porque más calzadas y aparcamientos implican mayor impermeabilización de suelo, alteración del balance hídrico, mayores escorrentías y descarga de agentes contaminantes en cuerpos de agua (Ewing et al., 2017).

También bajo este enfoque, la naturaleza fue orientada -o marginalizada- hacia una concepción ornamental/fragmentada y no como un sistema, y que se reforzó bajo la idea de “parques” o “áreas verdes” como pulmones que responden a una lógica higienista que para aquella época puede ser parcialmente comprensible (Pickett et al, 2021). Sin embargo, llevó a la subestimación de la naturaleza urbana como infraestructura de servicios ecosistémicos (Coutts & Hahn, 2015).

Y, por último, la preferencia promovida por el urbanismo funcional hacia los megaproyectos (como conjuntos habitacionales estandarizados y grandes trazas viales), impulsando la sustitución de espacios existentes, se condujo a la pérdida de servicios ecosistémicos locales (arbolado maduro, suelos permeables, humedales urbanos) (Mumford, 2019). En lugar de concebir la ciudad como un ecosistema socio-ecológico que requiere enfoques que diseñen con la naturaleza, se impone una morfología funcionalista exógena que aumenta la huella ecológica urbana (Steiner & Fleming, 2019).

Ahora bien, en términos de políticas urbanas, esta aproximación al urbanismo funcional no implica impugnar y desconocer todo el legado arquitectónico modernista y su vocación por el espacio público y el bien común, sino más bien se orienta a la revisión de los supuestos clave que sustentaron la relación ciudad-naturaleza bajo este enfoque (Healey, 1997). Para reemplazar la zonificación rígida por mixtura calibrada y usos compatibles, poner la movilidad activa y colectiva por sobre la circulación automotriz, y diseñar con la naturaleza integrando corredores ecológicos. Esto evidenciado por la literatura que muestra que cuando la naturaleza se reconoce como infraestructura, es posible co-producir objetivos comunes de adaptación climática, bienestar ciudadano y equidad espacial, aspectos que el urbanismo funcional no logró articular en su totalidad (Yang et al., 2013).

## **B) Planificación racional**

La planificación racional se posicionó como paradigma dominante en la planificación urbana desde la segunda mitad del siglo XX (Allmendinger, 2009). Epistémicamente se nutrió del positivismo y su lógica cuantitativa, y concibió a la ciudad como un sistema susceptible de ser modelado racionalmente por expertos tecnócratas, es decir, no se considera la percepción de las y los habitantes de las ciudades (Gandy, 2002). Este enfoque, está basado en un procedimiento secuencial: la definición clara de objetivos, identificación de alternativas, evaluación sistemática con criterios cuantificables y luego la elección de la opción “óptima” basada en análisis técnicos como modelos, proyecciones y análisis costo-beneficio. En términos institucionales, la planificación racional se consolidó como un oficio tecnocrático en el que el plan se estableció -o impuso- como un instrumento “maestro” para ordenar el espacio y coordinar “inversiones público-privadas” (Faludi, 1973) Aunque sí resultó efectiva en aspectos centrales como:

Una de las características más distintivas de la planificación racional es como este enfoque prioriza indicadores y soluciones cuantificables. Esta tendencia suele traducirse en una preferencia por infraestructuras grises que son fácilmente medibles como carreteras, redes, viviendas estandarizadas, desarrollos industriales (Douglas, 2019). Sin embargo, esta preferencia impulsa el detrimento de las funciones ecológicas, que no son siempre cuantificables ni medibles (Iría et al., 2016). La lógica costo-beneficio y la traducción de todos los “valores” a unidades monetarias o técnicas tiende a invisibilizar servicios ecosistémicos, porque estos requieren cuidado y mantenimiento intersectorial, escalas temporales largas y metodologías interdisciplinarias que las oficinas técnicas asociadas al capital inmobiliario tradicional eligen no hacer (Stern, 2011).

La consecuencia práctica de esta miopía es doble: por un lado, los planes racionales promueven formas urbanas que incrementan la impermeabilización del suelo, fracturan

corredores ecológicos (Heymans et al., 2019) y refuerzan patrones de movilidad dependientes de vehículos motorizados, que generan consecuencias que un enfoque centrado en indicadores económicos tiende a subestimar (Romero, 2014). Y por otro lado, la planificación racional suele organizarse en silos institucionales (como departamentos de obras, transporte, vivienda, finanzas) lo que dificulta abordajes transversales, multiescalares y co-productivos, que son necesarios para integrar la naturaleza como infraestructura (Grimm et al., 2008).

Esa separación de roles en contextos administrativos e institucionales reduce la capacidad para diseñar soluciones integradas, porque tales respuestas requieren coordinación entre áreas, reconocimiento de beneficios no-monetarios (Araque, 2024) y participación de actores no tradicionales (como comunidades y organizaciones de la sociedad civil). En suma: la separación técnica de funciones reproducida por la planificación racional se traduce en una separación práctica insalvable entre ciudad y naturaleza (McHarg, 1969).

Así ambos enfoques (urbanismo funcional y planificación racional) compartieron una visión reduccionista de la ciudad: el primero priorizó la zonificación rígida y la eficiencia espacial, mientras que el segundo privilegió la técnica y la cuantificación (Pérez, 2019). En ambos casos, la naturaleza quedó subordinada, como ornamento o como limitación, consolidando la disociación estructural entre lo urbano y lo ecológico.

### **3. CAMBIO CLIMÁTICO EN CIUDADES**

#### **3.1 Concepto y dimensiones del cambio climático.**

Conceptualmente cambio climático refiere a las alteraciones significativas y persistentes en los patrones del clima global, atribuibles tanto a procesos naturales como a actividades humanas (Salas & Maldonado, 2020). No obstante, desde el siglo XX, el componente antrópico se ha convertido en el principal impulsor del calentamiento global, especialmente debido al aumento de las emisiones de GEI provenientes de la quema de combustibles fósiles, la deforestación y los cambios en el uso del suelo (Ruddiman et al, 2016).

En contextos urbanos, el cambio climático adquiere una dimensión particular por el papel que las ciudades juegan tanto como emisoras de GEI como espacios de alta vulnerabilidad. Se estima que las ciudades son responsables de aproximadamente el 70 % de las emisiones globales de carbono, pese a ocupar solo el 2 % de la superficie terrestre (UN-Habitat, 2022). Esta concentración de actividades económicas, transporte motorizado y consumo energético convierte a las áreas urbanas en actores centrales de la crisis climática.

En el caso de las dimensiones del cambio climático en las ciudades hay tres ámbitos: ambiental, social y territorial (Canaza-Choque, 2019). En la arista ambiental, el cambio climático se manifiesta a través del aumento de fenómenos extremos como olas de calor, inundaciones y sequías, así como en la intensificación del efecto isla de calor urbana, que agrava las temperaturas en sectores densamente construidos (Santamouris, 2015).

En la arista social, el cambio climático exagera las desigualdades preexistentes, en tanto las poblaciones más vulnerables -por condiciones socioeconómicas, localización en zonas de riesgo o acceso limitado a infraestructura- sufren de forma exacerbada los impactos del cambio climático y consecuencias materiales directas (Shi et al., 2016).

Y en el caso de la arista territorial, el cambio climático pone en tensión los sistemas urbanos y su configuración contemporánea, es decir, la manera en que se construyen, diseñan y planifican las ciudades, desafiando los modelos actuales de planificación y gobernanza, y exigiendo una gestión integrada y multiescalar del riesgo (Navalpotro, 2012).

Por lo que un abordaje integral requiere, primeramente, consensuar que no se trata solo de un fenómeno físico-ambiental, sino también un desafío urbano, social y político que requiere un enfoque sistémico (Ríos & González, 2021).

### **3.2 Islas de Calor Urbano (ICU).**

Las ciudades experimentan ICU con temperaturas considerablemente más altas que las zonas rurales. Este fenómeno se explica producto de la acumulación y retención de calor en superficies artificiales como el asfalto, el concreto y los edificios, combinada además con la escasez de vegetación, la contaminación atmosférica (Mora et al., 2017). El uso intensivo es particularmente alto en centros urbanos densamente edificados y mal planificados, donde la falta de infraestructura verde y la alta reflectancia térmica de los materiales urbanos favorecen una acumulación excesiva de calor durante el día y una lenta liberación nocturna (Oke, 1982).

Las ICU generan condiciones térmicas extremas, que deterioran la calidad de vida urbana y producen considerables impactos en la salud pública, puesto que se ha evidenciado que las olas de calor se encuentran entre las principales causas de mortalidad asociada al clima en ciudades (Harlan et al., 2006). Esto repercute directamente en grupos vulnerables o de riesgo: personas mayores, niños, personas con enfermedades preexistentes y clases sociales bajas que residen en viviendas precarias o con carencia significativa de acceso a climatización (Mora et al., 2017).

Por lo mismo, el efecto de las ICU compromete la habitabilidad urbana en sentido amplio: se reduce la disponibilidad de espacios públicos confortables, incrementa el consumo

energético por climatización artificial y disminuye la calidad ambiental urbana, impactando directamente en la desigualdad territorial (Alberti, 2003), donde los barrios, villas y calles con menor cobertura vegetal y menor acceso a infraestructura verde son los más afectados, perpetuando un círculo de degradación ambiental y exclusión social (Oke, 1982).

## **4. ECOLOGÍA URBANA.**

### **4.1. Conceptualización, origen y enfoques.**

La ecología urbana, como campo disciplinar, surgió de la ecología tradicional del siglo XIX y principios del XX. En sus inicios, se orientaba principalmente al estudio de los ecosistemas naturales o semi-naturales, es decir, zonas urbanizadas con escasa intervención humana de dichos ecosistemas (Breuste, 2020). En ecología se considera a la naturaleza como un espacio separado del ser humano y donde los procesos biológicos seguían patrones relativamente estables y predecibles (Odum, 1959). Este enfoque inicial estuvo fuertemente influenciado por visiones dualistas que concebían una separación estricta entre lo natural y lo antrópico, donde las ciudades eran vistas como espacios artificiales que escapaban a las dinámicas ecológicas convencionales (McDonnell & Pickett, 1990). Por lo que durante gran parte del siglo XIX y en el siglo XX las ciencias ecológicas evitaron el estudio de los entornos urbanos.

Este sesgo excluyente estaba sustentado en la idea de que la urbanización destruía los ecosistemas y reemplazaba la naturaleza con estructuras humanas que poco o nada tenían que aportar a la comprensión de la ecología. No obstante, a medida que el crecimiento urbano se aceleró y la expansión de las ciudades se convirtió en uno de los procesos más significativos del siglo XX (Coutts & Hahn, 2015), comenzó a emerger la necesidad de revisar estas concepciones clásicas de lo ecológico. Además, la presión demográfica, la transformación de los paisajes y la creciente evidencia de que los procesos ecológicos persistían dentro de los entornos urbanos llevaron a cuestionar las fronteras tradicionales de la ecología (Douglas, 2019). Como resultado, a finales del siglo XX, se consolidó la ecología urbana como un campo de estudio específico, con sus respectivos enfoques y metodologías propias orientado a la comprensión y la mejora de los entornos urbanos dentro de un contexto de urbanización acelerada y la disminución de áreas naturales y verdes urbanas (Grimm et al., 2008).

## **A) Ecología en la ciudad.**

En sus primeras aproximaciones, la ecología urbana se desarrolló bajo una influencia de la ecología clásica, especialmente en lo que respecta a los métodos de análisis de poblaciones y comunidades biológicas presente en ciudades (McDonnell & MacGregor-Fors, 2016). Por ello durante las últimas décadas del siglo XX el interés principal de los ecólogos urbanos consistió en estudiar cómo las especies vegetales y animales persistían, se adaptaban o desaparecían dentro de los entornos urbanos, que eran considerados ambientes altamente perturbados (Forman, 2014).

Se estudiaba también las respuestas y dinámicas de las especies a variables vinculadas a procesos de antropización como la contaminación, la fragmentación del hábitat y alteraciones micro-climáticas propias de zonas urbanas (Harlan et al., 2006). Este enfoque primario, si bien presentó limitaciones en su alcance de las interacciones socio-ecológicas, resultó crucial para demostrar que las ciudades no eran espacios biológicamente vacíos, sino que albergaban formas de vida con dinámicas propias, constitutivas de profundización (Pickett, 2001).

Dentro de enfoque una de las metodologías más influyentes fue el estudio de gradientes urbano-rurales como método de análisis, donde se propuso que las ciudades podían abordarse como espacios donde las condiciones ambientales experimentan cambios graduales desde el centro urbano hacia las zonas periféricas, de interfaz y rurales (Grimm et al., 2008). Mediante la observación de cómo los patrones de biodiversidad, ciclos de nutrientes y las condiciones ambientales varían en función del grado de urbanización, se identificó que, lejos de constituirse como desiertos ecológicos, las ciudades albergan una diversidad biológica formidable, que incluye especies nativas, endémicas y exóticas, que conviven y desarrollan dinámicas particulares dentro de estos ecosistemas complejos (Lehmann, 2010; Kowarik, 2011).

Junto con el análisis de estos gradientes, se incluyó variaciones de variables como temperatura, calidad del aire, disponibilidad de agua, densidad poblacional, estructura de suelo y nivel de impermeabilización territorial, que permitió generar indicadores con alto grado de precisión acerca del panorama ecológico urbano (Odum, 1959). Esta inclusión de diversos factores resultó en la cuantificación de la reducción de la diversidad biológica en espacios densamente urbanizados, así como la aparición de "ensamblajes bióticos" dominados por especies exóticas, resistentes y adaptables (McPhearson et al., 2016). Contribuyendo así, este enfoque ayudó a establecer las primeras líneas base para la conservación de la biodiversidad urbana y a comprender cómo la estructura física de la ciudad condiciona la presencia y persistencia de diferentes organismos, junto con analizar cómo los factores ambientales propios de la ciudad inciden directa o indirectamente en la flora y fauna local (Pietras-Couffignal & Robakowski, 2020).

## **B) Ecología de la ciudad.**

Con el devenir del tiempo, la ecología urbana fue ampliando significativamente su campo de estudio, transitando de una visión meramente descriptiva de patrones de biodiversidad a un enfoque más integrador orientado al estudio de procesos ecológicos, socioeconómicos y de gobernanza urbana (Shukla et al., 2020). Se adoptó una mirada en que la especie humana se consideró como parte de la naturaleza. Esta transición marcó un cambio epistemológico significativo, puesto que ya no se trató únicamente de documentar qué especies vivían en las ciudades, sino de entender cómo funcionaba el sistema urbano en su conjunto, incluyendo los flujos de energía, agua, nutrientes y residuos, así como las interacciones complejas entre las dinámicas sociales, económicas y ecológicas (Alberti et al., 2003).

Bajo este cambio epistemológico, la especie humana dejó de ser percibida como elemento externo perturbante de la naturaleza, pasando a concebirse como agente ecológico activo capaz de modelar los ecosistemas urbanos (Schell et al, 2020) a través de sus prácticas culturales, sus decisiones de planificación, sus formas de consumo y sus relaciones de poder.

Kaika (2004) plantea que las ciudades no son sistemas cerrados de artefactos culturales o estructuras construidas, sino que son ecosistemas complejos y dinámicos profundamente conectadas a escalas regionales y globales. Esta definición clave significa que cualquier cambio en las políticas urbanas, los patrones de movilidad o el metabolismo urbano, tienen efectos directos sobre la composición, estructura y funcionamiento ecológico tanto dentro como fuera de los límites administrativos de la ciudad (Borer et al., 2000).

Dentro de este nuevo enfoque, se dio origen al concepto de “socio-ecosistema urbano” en el que los componentes ecológicos -flora, fauna, agua, aire, suelo- se interrelacionaron con los componentes sociales/humanos/urbanos -infraestructura, gobernanza, economía, cultura- constituyendo un sistema de retroalimentación y diálogo constante, que permitió sentar las bases para superar la separación analítica entre sociedad y naturaleza; integrando ambas dimensiones en la comprensión y la gestión urbana (Andersson et al., 2014).

## **C) Ecología para la ciudad.**

A medida que la ecología urbana fue consolidándose, transitando desde el enfoque puramente descriptivo al sistémico, surgió un tercer enfoque, denominado ecología para la ciudad, que se materializó en la gestión urbana sostenible (Herrmann et al., 2016). Este campo se relaciona con los desafíos actuales de las sociedades y los espacios urbanos enmarcados dentro del actual contexto climático global (Childers et al., 2015).

Este último enfoque se vio favorecido a través de un creciente interés por aplicar los conocimientos de la ecología urbana al diseño de estrategias de gestión urbana sostenible, con el objetivo de mejorar la calidad de vida de las comunidades, lograr la restauración de procesos ecológicos y promover ciudades resilientes frente a los desafíos ambientales y climáticos contemporáneos (Elmqvist et al., 2015). Bajo enfoque, se dio lugar a conceptos clave para la gestión sostenible de los espacios urbanos como “infraestructura verde”, “servicios ecosistémicos urbanos” y “planificación ecológica de las ciudades”.

Así este enfoque parte del reconocimiento de que la planificación y gestión urbana no solo tienen impactos sociales y económicos, sino también consecuencias ecológicas directas asociadas (Andersson et al., 2014) a la decisión sobre el uso del suelo, la infraestructura, el transporte, el manejo de residuos o la distribución de áreas verdes, impactando directamente en los flujos de energía, materia, agua y biodiversidad dentro y fuera de la ciudad (Kennedy et al., 2007).

En este sentido, la sostenibilidad urbana se torna como vector principal, entendido no solo como la capacidad de las ciudades para minimizar sus impactos negativos, sino también como la posibilidad de regenerar los ecosistemas, garantizar equidad social y asegurar la calidad de vida a largo plazo (Meerow & Newell, 2016). Mediante la integración de dimensiones ecológicas, sociales, económicas y culturales dentro un enfoque sistémico y situado en el contexto global actual (Steiner, 2014). Este enfoque se caracteriza por su vocación interdisciplinaria, donde la gestión urbana sostenible requiere el diálogo constante entre disciplinas que tradicionalmente se desarrollaron de manera aislada. Así, la ecología se vincula con la geografía urbana, la arquitectura sustentable, la ingeniería hidráulica, la sociología urbana, la economía ecológica y la gobernanza ambiental, volviéndose fundamental este cruce de saberes para enfrentar los diversos problemas complejos contemporáneos como la segregación socioespacial, la vulnerabilidad ante el riesgo de desastres naturales y la contaminación ambiental (Steiner, 2014).

## 5. ECOLOGÍA POLÍTICA

### 5.1. Desigualdad socioambiental y conflictividad urbana.

La ecología política desde su desarrollo disciplinar ha planteado que los problemas ambientales no pueden entenderse únicamente como fenómenos naturales o técnicos, sino que responden a relaciones de poder, distribución desigual de recursos y procesos históricos de acumulación (Robbins, 2012).

Autores como Henri Lefebvre han señalado que la ciudad no es únicamente un espacio físico, sino una construcción social atravesada por el poder y el conflicto, en el que se expresan las desigualdades estructurales de la sociedad. Su concepto de “derecho a la ciudad” subraya la necesidad de democratizar la producción y el uso del espacio urbano (Lefebvre, 1974), una cuestión directamente vinculada a las luchas contemporáneas contra la desigualdad ambiental urbana. En esa misma línea, David Harvey (2008) ha profundizado en cómo los procesos de urbanización funcionan como mecanismos de acumulación por desposesión, donde comunidades marginadas son desplazadas o expulsadas en nombre de proyectos de “renovación”. En muchos casos, esta renovación se enmarca en discursos de sostenibilidad o modernización verde, que perpetúan lógicas de fragmentación en función de componentes de clase (Harvey, 2008).

Por tanto, esta perspectiva adquiere una relevancia central: las ciudades son territorios donde se cristalizan desigualdades socioambientales vinculadas tanto al acceso a bienes comunes como al grado de exposición a riesgos y cargas ambientales (Lens, 2022). En este sentido, la desigualdad socioambiental urbana se expresa en la segregación espacial de clases sociales, donde sectores de mayores ingresos suelen beneficiarse del acceso a mayores niveles de infraestructura verde, mejor calidad del aire y servicios ecosistémicos, mientras que las clases sociales proletarizadas y vulnerables son las que tácitamente deben soportar los mayores índices de la contaminación, los riesgos de inundación y la precariedad habitacional (Anguelovski, 2015).

La producción de desigualdad ambiental en las ciudades no es accidental, es resultado de decisiones de planificación y dinámicas de mercado que tienden a reproducir patrones de exclusión (Horlings, 2021). La expansión de proyectos de renovación urbana o “revitalización verde”, aunque bajo el discurso de la sostenibilidad, frecuentemente deriva en procesos de gentrificación verde, desplazando a comunidades de bajos ingresos hacia áreas más expuestas a riesgos y con menor calidad ambiental (Brinkley & Wagner, 2022).

Esta dinámica evidencia cómo los conflictos urbanos asociados al medio ambiente no surgen únicamente de la escasez de recursos, sino también de su distribución desigual y de

la forma en que el poder político y económico moldea el acceso a ellos (Gould & Lewis, 2017).

Por tanto, la desigualdad socioambiental es una condición estructural que resulta funcional a las ciudades capitalistas contemporáneas, y que por tanto, la lucha por el derecho a la ciudad (Harvey, 2012), entendiendo la ciudad como espacio modelado por poder y acceso, implica también una lucha por el derecho a la naturaleza urbana: a decidir y gestionar colectivamente cómo, dónde y para quién se diseñan las estrategias de sustentabilidad en las ciudades para garantizar que soluciones como las SbN se conviertan en un bien común accesible para todos y todas, y no un privilegio para grupos minoritarios.

## **5.2. Gobernanza, políticas y justicia climática.**

La ecología política ha demostrado que las respuestas institucionales al cambio climático en las ciudades no son meramente técnicas, sino que reflejan relaciones de poder, intereses económicos y disputas sociales (Cousins, 2020). En ese sentido, la gobernanza climática se configura como un campo en el que actores estatales, corporativos y comunitarios negocian -o imponen- decisiones sobre infraestructura, distribución de recursos y planificación territorial. Lejos de ser procesos consensuales, estas dinámicas reproducen desigualdades preexistentes, generando escenarios de justicia o injusticia climática (Bulkeley et al., 2014).

La justicia climática urbana surge como un enfoque que cuestiona este modelo, al poner en el centro la pregunta por quiénes son los más afectados, quiénes toman las decisiones y quiénes se benefician de las políticas climáticas (Schlosberg & Collins, 2014). Desde esta perspectiva, no basta con diseñar planes de adaptación o mitigación. Es necesario que haya participación efectiva de comunidades históricamente marginadas, reconocimiento de saberes locales para asegurar una distribución equitativa de los costos y beneficios (Childers et al., 2015). En la práctica, los déficits de gobernanza inclusiva se expresan en múltiples ejemplos: desde planes de “resiliencia urbana” orientados a atraer inversión extranjera, hasta proyectos de infraestructura verde que desplazan barrios populares bajo retóricas de sostenibilidad (Meerow & Newell, 2019).

## **6. CIUDADES VERDES: UN MODELO URBANO VIVO**

### **6.1. Concepto de ciudad verde.**

El concepto de ciudad verde refiere a un modelo urbano en el que la naturaleza y la infraestructura verde son elementos centrales del diseño y funcionamiento de la ciudad, buscando a su vez un equilibrio con el entorno natural y priorizando el bienestar de sus habitantes (Breuste, 2020). Una ciudad verde tiende a la integración efectiva de espacios naturales -como parques, jardines, bosques urbanos y corredores ecológicos- en casi todos los ámbitos urbanos, ya sean áreas planificadas o espacios recuperados, y también se caracteriza por promover el uso eficiente de los bienes naturales comunes como agua, energía y materiales (Naydenov & Atanasov, 2022).

Este concepto se popularizó a fines del siglo XX y principios del XXI, en paralelo a los debates sobre sostenibilidad urbana (Haghani et al, 2023). En su origen, el concepto estuvo asociado principalmente a la expansión de espacios verdes urbanos, la eficiencia energética y la gestión adecuada de residuos y recursos naturales (Lehmann, 2010).

No obstante, en las últimas décadas, el enfoque conceptual ha sido ampliado hacia una comprensión más sistémica, donde la ciudad verde no solo incorpora la vegetación, sino que también reconfigura conectividad entre sistemas de movilidad sostenible, y el fortalecimiento de la economía circular y la participación comunitaria (Kennedy et al., 2007). Por tanto, una ciudad verde es aquella que integra SbN, movilidad sostenible, eficiencia energética y participación ciudadana en la planificación de las ciudades (European Comission, 2013).

### **6.2. Dimensiones de la ciudad verde.**

El modelo de la ciudad verde no se limita únicamente a la presencia de parques o áreas vegetadas, sino que implica una reorganización profunda de los principios urbanísticos, ambientales y sociales donde los espacios verdes existentes se vinculan con dimensiones que permiten confluir y co-gestionar activamente el desarrollo urbano (Langergrabe, 2020).

#### **A) Infraestructura verde y azul (IVyA).**

La infraestructura verde y azul es un componente central en el diseño y gestión de las ciudades verdes, en tanto esta dimensión reconoce que la planificación urbana no puede separar la naturaleza del entorno construido y edificado (Kaika, 2004), al contrario, debe integrarla activamente como parte del sistema urbano funcional. De esta manera, la

infraestructura verde y azul mejora la calidad ambiental y también contribuye a la salud pública y la habitabilidad urbana (Elmqvist et al., 2015).

### **B) Movilidad sostenible.**

La movilidad sostenible es otra dimensión fundamental dentro del modelo de ciudad verde, puesto que se vincula directamente con la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) (Kabisch, 2017). Tradicionalmente, las ciudades han priorizado la movilidad motorizada privada, generando altos niveles de congestión, contaminación y fragmentación del espacio urbano (Newman & Kenworthy, 2015).

En ese sentido, las ciudades verdes buscan reorganizar estructuralmente los sistemas de transporte para reducir la dependencia del automóvil, promoviendo formas de desplazamiento limpias y carbono-neutrales (Grimm et al., 2008).

### **C) Eficiencia energética y gestión de residuos.**

La eficiencia energética y la gestión de residuos son otras dimensiones fundamentales del modelo de ciudad verde, porque abordar directamente a la urgencia de disminuir la presión sobre los ecosistemas naturales (Geissdoerfer et al., 2016). Como se ha expuesto en este marco teórico, la expansión urbana se ha sustentado en un consumo creciente y poco eficiente de energía, materiales y suelo, generando niveles de contaminación considerables y degradación ambiental (Lehmann, 2010).

La eficiencia energética implica utilizar menor energía para proporcionar los mismos servicios, maximizando el rendimiento de los sistemas y reduciendo las pérdidas asociadas en todos los sectores como transporte y edificación (Breuste, 2020). En el modelo de ciudad verde, los edificios son diseñados o rehabilitados bajo criterios de alta eficiencia energética, que incluyen: aislamiento térmico adecuado, ventanales de eficiencia alta, iluminación mediante uso de energías renovables, sistemas de ventilación natural y climatización pasiva (Coutts & Hahn, 2015). Permitiendo así que la construcción de edificios sostenibles reduzca el consumo energético, especialmente en calefacción y refrigeración, que representan una parte significativa de la demanda urbana (Shukla et al., 2020).

También se redefinen las prácticas de consumo y gestión de residuos, puesto que avanza hacia un enfoque de economía circular, donde los materiales y recursos se mantienen en uso el mayor tiempo posible, minimizando la generación de desechos y la acumulación de escombros. (Geissdoerfer et al., 2016).

## 6. DIAGRAMA DE FLUJO TEÓRICO.

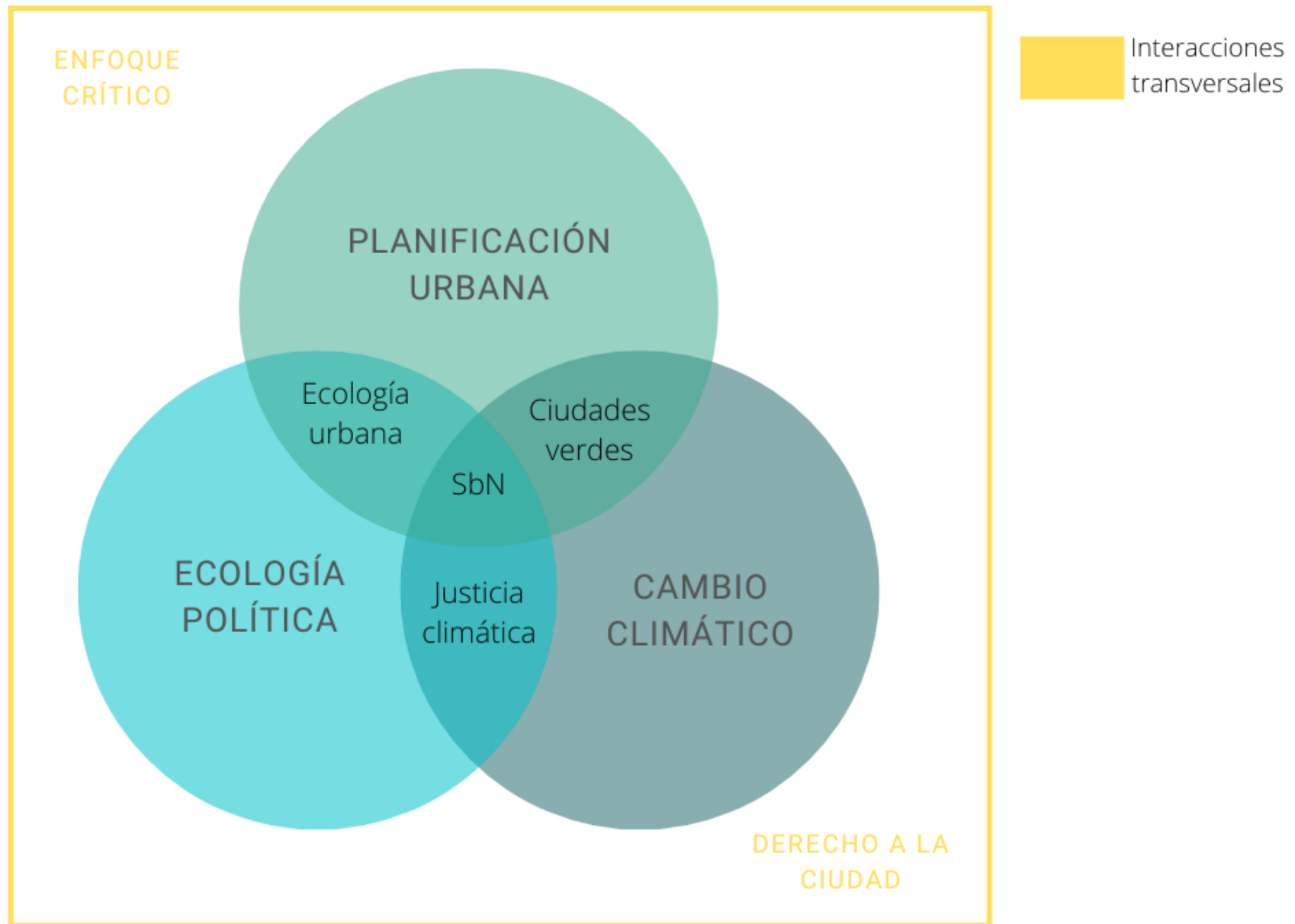


Figura 1. Diagrama de flujo teórico. Fuente: elaboración propia.

## **CAPÍTULO IV: METODOLOGÍA**

### **1. Enfoque metodológico general.**

Esta investigación adopta un diseño metodológico mixto, articulando dos enfoques complementarios: una revisión narrativa crítica de los enfoques tradicionales de planificación urbana y un análisis espacial de casos de estudio con Sistemas de Información Geográfica (SIG). Esta combinación permite abordar simultáneamente las dimensiones teóricas, interpretativas y territoriales de la relación entre naturaleza y ciudad, en coherencia con las tres preguntas de investigación que orientan el estudio.

Con este diseño mixto de métodos cualitativos y cuantitativos se abordan las preguntas de investigación desde una perspectiva multidimensional e interdisciplinaria, integrando el análisis conceptual, la evidencia territorial y la comparación internacional (Creswell & Plano Clark, 2018). El propósito central de este diseño es vincular la comprensión crítica de los modelos tradicionales de planificación urbana con la evaluación empírica de la incorporación de SbN en distintas ciudades del mundo. De esta forma, la metodología permite transitar desde la interpretación teórica de las limitaciones del urbanismo funcional y la planificación racional, hasta la medición concreta de la integración ecológica en el espacio urbano, expresada en indicadores cuantificables y comparables.

#### **1.1. Revisión narrativa crítica.**

La revisión narrativa crítica constituye la primera parte de la metodología aplicada en esta investigación y tiene como propósito examinar y problematizar los marcos conceptuales que han definido históricamente la relación entre naturaleza y ciudad, identificando los enfoques dominantes en planificación urbana: Urbanismo Funcional y Planificación Racional. Esta revisión de literatura se orienta a responder la primera pregunta de investigación.

A diferencia de una revisión sistemática -centrada en la exhaustividad y la cuantificación de evidencia-, la revisión narrativa crítica se enfoca en analizar los argumentos, sesgos y supuestos epistemológicos que estructuran los discursos urbanos (Greenhalgh et al., 2018).

Su objetivo no es solo sintetizar literatura existente, sino reinterpretarla críticamente, identificando tensiones, vacíos y oportunidades de resignificación (Ferrari, 2015). En este estudio, dicha revisión permitió desentrañar cómo los paradigmas del urbanismo funcional y la planificación racional han promovido visiones fragmentadas del territorio, tendientes a segregar la naturaleza como elemento estético, residual o de riesgo dentro del tejido urbano.

De esta manera, la revisión se estructura mediante lecturas y análisis de fuentes académicas, institucionales y fundacionales de las dos corrientes predominantes identificadas. El análisis permite una construcción de categorías temáticas que sirven de

base para las recomendaciones estratégicas que se presentarán en el capítulo seis (6) de esta investigación, correspondiente a la discusión. Este procedimiento permite articular el componente teórico con la evidencia empírica, consolidando una base conceptual crítica para la evaluación posterior de los casos de estudio.

La revisión narrativa crítica, en este contexto, actúa como un instrumento de comprensión epistemológica que reinterpreta la ciudad no como artefacto técnico, sino como ecosistema complejo en constante interacción con la naturaleza.

## **1.2. Análisis espacial con SIG.**

La segunda parte de la metodología es mediante análisis espacial con SIG, orientado a responder las preguntas b) y c) de la investigación. Este enfoque permite cuantificar y visualizar las desigualdades territoriales en la incorporación/implementación de SbN en las cuatro ciudades de estudio -Valdivia, Medellín, Friburgo y Odense-, a partir de la construcción del Índice de Ciudades Verdes con SbN (ICVS) y el análisis de sus dos (2) variables constitutivas: área verde urbana por habitante y acceso equitativo (>300m).

El uso de SIG posibilita integrar datos de diversa naturaleza (por ejemplo, cobertura vegetal, accesibilidad, densidad poblacional, superficie verde por habitante) para evaluar la estructura ecológica y su distribución espacial en el contexto urbano (Goodchild, 2004). Desde un enfoque comparativo, el análisis espacial permitirá evidenciar diferencias y tensiones Norte-Sur en dos ámbitos: la calidad ambiental de las ciudades y también sus modelos de planificación y escalas de intervención, aportando evidencia empírica al debate teórico desarrollado en la primera parte del estudio.

Metodológicamente, el análisis espacial se estructura en tres fases:

1. Construcción de indicadores espaciales y estandarización de variables bajo una escala normalizada (0–1).
2. Cálculo del ICVS para cada ciudad mediante integración ponderada de criterios ecológicos, sociales y funcionales.
3. Visualización cartográfica y análisis comparado, orientado a identificar brechas intraurbanas y diferencias interregionales.

Este procedimiento permite operacionalizar el concepto de SbN en el espacio urbano, traduciendo su potencial ecológico y social en una métrica comparable. El componente SIG refuerza así la capacidad explicativa del estudio al vincular teoría y territorio, otorgando sustento empírico a las recomendaciones estratégicas formuladas al final de la investigación.

## **2. Etapas de la investigación.**

La secuencia metodológica seleccionada se estructura en tres (3) etapas interrelacionadas que se vinculan directamente con el avance y obtención de respuestas a las preguntas definidas:

### **Etapas 1: revisión narrativa crítica y construcción conceptual.**

En esta fase se examinan los fundamentos epistemológicos y operativos de los enfoques de urbanismo funcional y planificación racional, identificando sus principales limitaciones en la integración de la naturaleza como componente estructural del sistema urbano. A través de la revisión narrativa crítica se construye una base interpretativa que permite comprender cómo estos enfoques han reducido la naturaleza a dimensiones estéticas, marginales o de riesgo, restringiendo su estructuralmente su potencial dentro del sistema urbano.

Esta lectura crítica orienta la definición de categorías analíticas, tales como integración ecológica, escala territorial y gobernanza, que posteriormente son operacionalizadas en el análisis espacial. Así, la revisión narrativa crítica cumple un doble propósito: sintetizar evidencia teórica y generar insumos analíticos para la evaluación empírica (Snyder, 2019).

### **Etapas 2: análisis espacial y evidencia empírica comparada.**

Sobre la base de las categorías derivadas de la etapa anterior, se aplica un análisis espacial multivariable en cuatro ciudades seleccionadas -Valdivia, Medellín, Friburgo y Odense- representativas de contextos contrastantes del Norte y del Sur global. Mediante la construcción del Índice de Ciudades Verdes con SbN (ICVS) se evalúan cuantitativamente los niveles de incorporación de SbN, considerando indicadores de superficie verde per cápita, conectividad ecológica y accesibilidad a espacios naturales urbanos. Este análisis permite identificar diferencias estructurales y tensiones Norte-Sur en la planificación ecológica urbana (Bryman, 2016; Yin, 2018).

El componente espacial también facilita la detección de brechas internas en la distribución de infraestructura verde, complementando la lectura crítica de los enfoques tradicionales y aportando evidencia empírica para interpretar desigualdades y patrones territoriales significativos.

### **Etapas 3: síntesis interpretativa y formulación de orientaciones estratégicas.**

Finalmente, los resultados teóricos y empíricos convergen en una etapa de integración analítica, donde se interpretan las relaciones entre los patrones espaciales observados y las limitaciones de los enfoques urbanos tradicionales. Este proceso sustenta la formulación de recomendaciones estratégicas, articuladas bajo tres ejes: “multiescalaridad”, “gobernanza participativa” e “integración ecológica”.

De este modo, el diseño metodológico no solo permite describir y diagnosticar, sino también derivar orientaciones estratégicas basadas en evidencia conceptual y empírica, conectando el conocimiento científico con la planificación urbana verde.

### **3. Selección y análisis de casos de estudio.**

La investigación se centrará en el análisis de experiencias urbanas de implementación de SbN en cuatro ciudades seleccionadas del norte y del sur global: Valdivia (Chile), Medellín (Colombia), Friburgo (Alemania) y Odense (Dinamarca). Estas ciudades fueron seleccionadas estratégicamente por su capacidad de generar aprendizajes significativos en torno a la planificación ecológica, la integración de SbN y la gobernanza urbana multiescalar, así como por encontrarse actualmente en lo que puede considerarse una etapa avanzada de implementación de SbN. Este criterio es especialmente relevante, ya que permite analizar experiencias maduras de intervención urbana basadas en la naturaleza, incluyendo tanto sus éxitos como las dificultades que enfrentan al institucionalizar y escalar estas soluciones.

La selección responde a criterios interdependientes. En primer lugar, no se eligieron capitales nacionales, lo que permite evitar las dinámicas propias de grandes centros administrativos, altamente centralizados, con recursos concentrados y políticas que a menudo reflejan intereses nacionales más que locales. Esta decisión facilita examinar experiencias más representativas de ciudades intermedias y medianas, donde los procesos de planificación urbana son más cercanos a las necesidades locales y donde las lecciones aprendidas pueden resultar transferibles a más ciudades con estructuras administrativas y demográficas similares.

En segundo lugar, se consideró la diversidad geográfica y socioeconómica, incluyendo dos ciudades de países del sur global (Valdivia y Medellín) y dos de países del norte global (Friburgo y Odense). Esta elección permite ilustrar tensiones y desigualdades estructurales e históricas de acumulación y desposesión entre sur y norte global, donde la planificación urbana y la implementación de SbN no solo dependen de capacidades técnicas o financieras, sino también de legados coloniales y distribución desigual de riquezas. Por lo que comparar estas ciudades ofrece la oportunidad de examinar cómo contextos distintos enfrentan desafíos similares y cómo las estrategias de gobernanza pueden adaptarse a limitaciones y condicionantes estructurales.

En tercer lugar, se priorizó la escala y el tipo de ciudad, enfocándose en ciudades medianas con suficiente densidad urbana, pero sin las complejidades inherentes de una capital. Esto permite analizar experiencias donde la innovación puede surgir de la participación comunitaria, la colaboración intergubernamental y el diseño urbano situado.

Finalmente, se consideró la disponibilidad y calidad de la información existente, incluyendo datos geoespaciales (Infraestructuras de Datos Espaciales (IDE) por región o comuna) de código abierto y accesibilidad libre, Instrumentos de Planificación Territorial (IPT) como planes reguladores comunales, planes de ordenamiento territorial y planes

ambientales, documentación académica e informes técnicos. Esta disponibilidad asegura que el análisis comparado se base en evidencias sólidas y verificables.

En conjunto, la diversidad espacial y los distintos enfoques en ciudades con experiencias avanzadas de SbN no busca generalizar resultados ni establecer modelos universalistas de procedimiento, sino explorar, ilustrar y graficar la diversidad de experiencias y condicionantes socioespaciales que interactúan de manera directa con la configuración de las ciudades verdes contemporáneas.

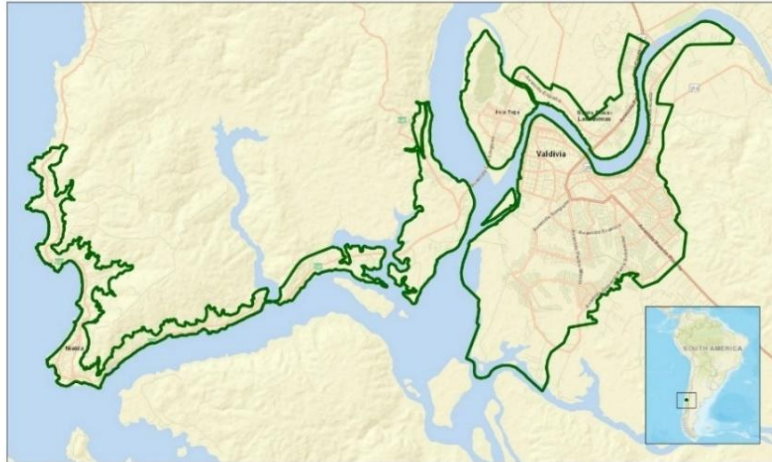
La combinación de sur y norte global permite también cuestionar jerarquías de conocimiento y prácticas urbanas, reconociendo que la innovación puede surgir de contextos históricamente marginalizados y que los aprendizajes del sur global son tan válidos y relevantes como los del norte.

Cabe destacar que, para los fines de esta investigación, las áreas verdes urbanas se entienden como la expresión territorial y medible de las SbN. Aunque en la literatura las SbN abarcan un espectro más amplio de intervenciones -incluyendo restauración ecológica, gestión de cuencas, agricultura urbana o infraestructura verde-azul-, en el contexto de análisis espacial urbano estas acciones se materializan espacialmente como áreas verdes accesibles, multifuncionales y ecológicamente activas (Raymond et al., 2017; Cohen-Shacham et al., 2019).

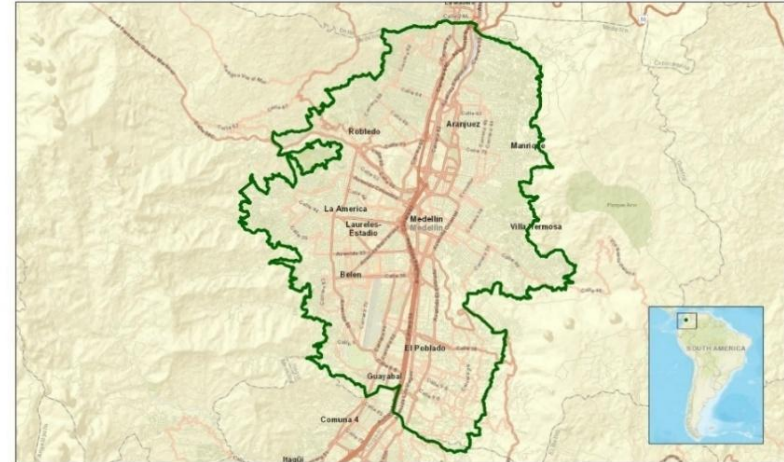
Por lo que, desde esta perspectiva, el Índice de Ciudades Verdes con SbN (ICVS) utiliza indicadores de superficie verde per cápita y de accesibilidad equitativa a espacios naturales urbanos como variables operativas equivalentes al grado de implementación de SbN en la ciudad. Esta equivalencia metodológica permite traducir los principios de las SbN -como la integración ecológica, la equidad ambiental y la resiliencia urbana- en dimensiones cuantificables y comparables entre distintos contextos urbanos (Kabisch et al., 2017; Frantzeskaki et al., 2019).

Por tanto, se asume que toda área verde urbana que contribuye simultáneamente al bienestar humano y al funcionamiento ecológico del territorio constituye una SbN urbana, en la medida en que cumple con las condiciones de multifuncionalidad, integración ecosistémica y beneficio social (Eggermont et al., 2015; Nesshöver et al., 2017). Esta decisión metodológica posibilita vincular el componente empírico (análisis SIG) con el marco teórico conceptual del estudio, asegurando coherencia interna entre las dimensiones analítica y aplicada.

Valdivia, Chile



Medellín, Colombia



Friburgo, Alemania



Odense, Dinamarca



Figura 2. Mapa de Áreas de Estudio. Fuente: elaboración propia.

#### **4. Posicionamiento del Investigador.**

La presente investigación se desarrolla desde un posicionamiento teórico, político y epistemológico situado en el Sur Global, entendido no solo como una categoría geográfica, sino como una perspectiva crítica de producción de conocimiento. Este enfoque reconoce que los fenómenos urbanos y socioambientales deben ser analizados desde contextos históricamente periféricos/desplazados, donde las condiciones estructurales de desigualdad, exclusión y dependencia modelan de forma particular las dinámicas territoriales y las posibilidades de planificación sostenible. Como investigador proveniente de Chile, este posicionamiento asume que las ciudades no son escenarios neutros ni universales, sino territorios socialmente construidos, donde las dinámicas de poder e inequidad espacial se expresan de manera diferenciada en un mundo atravesado por asimetrías históricas, coloniales y socioambientales.

Desde una perspectiva interdisciplinaria, esta investigación se nutre de los aportes de la geografía crítica, la ecología urbana y la planificación territorial, entendiendo que las SbN no son meros dispositivos técnicos o ambientales, sino estrategias profundamente políticas que pueden contribuir a la construcción de ciudades más equitativas o, por el contrario, reproducir exclusiones, desplazamientos y gentrificación si son implementadas bajo lógicas tecnócratas o mercantiles. Este posicionamiento implica concebir la naturaleza en la ciudad como un espacio de disputa que no puede desvincularse de los debates sobre derecho a la ciudad, gobernanza urbana multiescalar y justicia ambiental, especialmente en escenarios donde las lógicas hiper-fundamentalistas del libre mercado y los intereses empresariales siguen prevaleciendo sobre las necesidades socio-ecológicas de las comunidades (Anguelovski et al., 2018; Cousins, 2020).

Políticamente, este trabajo adopta una mirada crítica frente las desigualdades urbano-ambientales, poniendo en el centro del análisis la pregunta de quién se beneficia y quién queda excluido/a de las estrategias de infraestructura verde y SbN, reconociendo además, que las condiciones de implementación difieren estructuralmente entre el Norte y el Sur global -en términos normativos, institucionales, financieros y espaciales-. En este sentido, se busca visibilizar cómo las estrategias de transformación verde pueden verse condicionadas por factores normativos, institucionales, económicos y socioespaciales que varían según los contextos territoriales, sin perder de vista las particularidades que atraviesan a las ciudades del sur global, donde las brechas de acceso a infraestructura verde, participación ciudadana y planificación inclusiva son estructuralmente más profundas.

En el plano epistemológico y metodológico, este posicionamiento se traduce en una postura interpretativa, crítica y reflexiva, que asume que el conocimiento científico no es neutral ni universal, sino situado, parcial y relacional (Haraway, 1988; Escobar, 2016). La selección,

lectura e interpretación de la literatura -así como la definición de los casos y variables de análisis- responden a las inquietudes y valores del investigador, lo cual se reconoce abiertamente como parte del proceso de construcción de conocimiento. De allí que la revisión narrativa crítica haya sido elegida metodología estructurante, por su flexibilidad y capacidad para integrar distintas corrientes teóricas, dar cabida a voces no hegemónicas y vincular la teoría con la práctica urbana situada. Este posicionamiento orienta también la lectura del componente empírico, al entender que los datos espaciales, los índices y las métricas -como el ICVS- no son descripciones aisladas del territorio, sino representaciones interpretadas desde un marco conceptual específico.

Como investigador situado en el sur global, el propósito de este trabajo es contribuir a la construcción de conocimientos críticos y contextualizados, que no reproduzcan lógicas homogeneizantes ni modelos importados sin cuestionamiento espacial, sino que valoren las diferencias territoriales y promuevan la búsqueda de orientaciones y estrategias adaptadas a las condiciones socio-ecológicas de cada ciudad y región continental.

## **5. Procedimientos y búsqueda de la información.**

La búsqueda de información y los criterios de selección se estructuran en función de las dos preguntas centrales que articulan el componente teórico-crítico y el componente empírico-espacial del estudio.

### **Procedimiento 1.**

Para abordar la primera pregunta “¿Cómo los enfoques tradicionales de urbanismo funcional y planificación racional han limitado la integración de la naturaleza en la ciudad?” se desarrollará una revisión bibliográfica en bases de datos académicas de amplia cobertura y alto nivel de indexación, reconocidas en los campos de la planificación urbana, la ecología, la geografía y el cambio climático. Entre estas se incluyen Scopus, Web of Science y ScienceDirect, complementadas con plataformas de acceso abierto como Google Scholar, RedALyC y SciELO, que permiten integrar perspectivas tanto del Norte como del Sur global.

La estrategia de búsqueda combinará palabras clave en inglés y español, asociadas a los conceptos centrales de la pregunta de investigación:

“urbanismo funcional” / “functional urbanism”; “planificación racional” / “rational planning”; “naturaleza urbana” / “urban nature”; “ecología urbana” / “urban ecology”; “urbanismo modernista”; “Le Corbusier”; “enfoques urbanismo”.

Se considerará literatura publicada entre 1940 y 2025, priorizando tanto textos fundacionales -que explican la consolidación del urbanismo moderno y sus críticas- como

aportes contemporáneos que promueven nuevas aproximaciones ecosistémicas o basadas en la naturaleza, este criterio temporal se basó en que fue en el siglo XX donde los enfoques analizados tuvieron su auge y popularización, hasta la actualidad.

Los criterios de inclusión se centran en estudios teóricos o aplicados que aborden la relación entre planificación urbana y naturaleza, los modelos racional–funcionalistas y sus efectos en la estructura ecológica urbana. Se excluirán trabajos centrados exclusivamente en contextos rurales o naturales no urbanos, así como aquellos sin relación directa con planificación urbana, diseño urbano, ecología urbana o justicia ambiental.

## **Procedimiento 2.**

La segunda pregunta, de carácter empírico–comparativo, busca analizar cómo Valdivia, Medellín, Friburgo y Odense incorporan SbN en su planificación urbana, a través de la construcción de un Índice de Ciudades Verdes con SbN (ICVS).

Para ello, se realizará la recolección, sistematización y normalización de datos cuantitativos a partir de dos variables específicas:

1. Superficie verde urbana por habitante (m<sup>2</sup>/hab)
2. Acceso equitativo a áreas verdes (% población a menos de 300 m de un área verde de calidad)

La selección de estas variables se fundamenta en su uso internacional. La superficie verde por habitante es un indicador de la OMS y ONU-Hábitat, útil para medir cantidad y distribución de áreas verdes urbanas. El acceso equitativo a áreas verdes refleja no solo la disponibilidad espacial, sino también el grado de justicia espacial en la distribución verde (ONU-Hábitat, 2020).

Cada indicador se normaliza mediante el método min–max, asignando un valor relativo entre 0 y 1, donde 0 representa el valor mínimo observado y 1 el máximo. Esta normalización permite comparar variables con unidades distintas, garantizando que todas contribuyan de manera proporcional al índice, según la fórmula:

$$ICVS = \frac{(I1+I2)}{2}$$

Dónde:

**I1:** m<sup>2</sup> de verde/hab (normalizado).

**I2:** % población con acceso equitativo (normalizado).

### Procedimiento 3.

La estrategia de búsqueda de datos varía según la disponibilidad de información en cada ciudad: para Friburgo y Odense (Europa) se recurrirá a fuentes oficiales actualizadas, como geoportales, observatorios urbanos, planes de ordenamiento y reportes municipales, que permiten la obtención directa de datos consolidados sobre áreas verdes y población.

Para Valdivia y Medellín (América del Sur): debido a la falta de datos abiertos y actualizados, se realizará un análisis en SIG para generar información primaria. Se emplearán imágenes satelitales recientes (2023-2024) para digitalizar polígonos de áreas verdes urbanas y estimar los valores requeridos para cada variable.

#### **Variable 1: Superficie verde urbana por habitante.**

Para esta variable se consideraron los siguientes tipos de infraestructura verde urbana: parques urbanos, jardines con flores y bosques urbanos, entendidos como manifestaciones materializadas de SbN en la ciudad.

Recopilándose los m<sup>2</sup> totales de áreas verdes urbanas (a partir de documentos municipales, planes reguladores y/o datos SIG) y la población urbana del último censo o estimación oficial. El indicador se calcula mediante:

$$\text{m}^2 \text{ de verde por hab} = \frac{\text{área verde urbana total (m}^2\text{)}}{\text{población urbana}}$$

#### **Variable 2: Acceso equitativo a áreas verdes urbanas (>300m)**

La variable 2 evalúa la proporción de la población urbana con acceso cercano a los espacios verdes considerados en la Variable 1 (parques urbanos, jardines con flores y bosques urbanos). Para su construcción se procede de la siguiente manera:

1. Se digitalizan los polígonos de áreas verdes urbanas de la Variable 1 en un SIG.
2. A cada polígono se le aplica un buffer de 300 metros, representando la distancia máxima considerada como accesible a pie.
3. Se cruzan los datos del buffer resultante con un ráster de densidad poblacional del polígono urbano correspondiente, que permite calcular cuántas personas residen dentro de la zona de accesibilidad.
4. Se calcula el porcentaje de población con acceso mediante la fórmula:

$$\% \text{población con acceso} = \frac{\text{población dentro de 300m}}{\text{población urbana total}} \times 100$$

Este procedimiento garantiza que la medición muestre no solo la existencia de áreas verdes urbanas, sino su accesibilidad efectiva para la población, incorporando simultáneamente disponibilidad, proximidad y distribución de densidad poblacional.

### **Variable final: ICVS operativo e integrado.**

El ICVS combina las dos variables normalizadas (I1 e I2) con ponderación equivalente, reflejando tanto la cantidad de SbN como la equidad de acceso:

$$\text{ICVS} = \frac{(I1+I2)}{2}$$

Interpretación:

→ Valores cercanos a 1 indican una ciudad con alta cobertura y distribución equitativa de SbN.

→ Valores cercanos a 0 reflejan déficit o desigualdad en la provisión de áreas verdes urbanas.

Justificación conceptual: La integración de ambas dimensiones permite superar la limitación de indicadores individuales, vinculando directamente la medición de áreas verdes urbanas con los principios de SbN, como multiescalaridad, equidad y función ecológica.

### **Procedimiento 4.**

La tercera pregunta de investigación “¿Qué implicancias tienen las evidencias numéricas del ICVS para interpretar críticamente los enfoques urbanos tradicionales?” se aborda mediante un proceso que consiste en:

1. Comparar los resultados del ICVS en las cuatro ciudades (pregunta 2) con las categorías analíticas definidas en la revisión narrativa crítica (pregunta 1).
2. Identificar patrones y tensiones estructurales, tales como la concentración o dispersión de áreas verdes, desigualdades Norte-Sur y limitaciones de los enfoques tradicionales que explican la brecha entre planificación teórica y resultados empíricos.

3. Extraer implicancias interpretativas, estableciendo cómo la evidencia cuantitativa confirma, cuestiona o matiza los hallazgos teóricos sobre urbanismo funcional y planificación racional, permitiendo una lectura crítica del diseño urbano histórico y contemporáneo.

Este procedimiento describe diferencias cuantitativas, interpretando sus causas estructurales y conectando los hallazgos empíricos con los marcos conceptuales y las discusiones sobre justicia ambiental y gobernanza urbana. En otras palabras, la pregunta 3 cierra el ciclo metodológico, integrando teoría y evidencia espacial para producir un análisis crítico contextualizado y situado en los escenarios Norte–Sur global.

## **6. Integración de resultados.**

La integración de resultados se organiza a partir de la combinación metodológica de la revisión narrativa crítica y el análisis espacial con SIG, con el propósito de abordar de manera articulada las tres preguntas de investigación planteadas. La revisión narrativa crítica se centra en identificar y sistematizar los enfoques conceptuales y operativos del urbanismo funcional y la planificación racional, con especial atención a la manera en que estos modelos abordan la naturaleza urbana. Este proceso permite construir un marco sólido y definir categorías analíticas clave. Estas categorías funcionan como herramientas interpretativas para guiar la operacionalización de los datos empíricos y para asegurar la coherencia entre la teoría y la medición de las SbN.

El análisis espacial se desarrolla mediante la construcción y procesamiento de las variables que conforman el Índice de Ciudades Verdes con SbN (ICVS). La Variable 1, superficie de áreas verdes urbanas por habitante, incluye parques urbanos, jardines con flores y bosques urbanos, conceptualizados como manifestaciones materializadas de SbN. La Variable 2 evalúa la proporción de población con acceso equitativo a estas áreas mediante un buffer de 300 metros, cruzado con un ráster de densidad poblacional, asegurando que la medida capture tanto la disponibilidad como la accesibilidad efectiva de la infraestructura verde.

Ambas variables se normalizan mediante el método min–max y se combinan con ponderación equivalente para generar un índice compuesto que permite analizar simultáneamente la escala y la equidad de las SbN en cada ciudad. Los productos generados incluyen cartografías y gráficos comparativos que facilitan la visualización de patrones espaciales y la identificación de diferencias estructurales.

De esta manera, la integración de los resultados se plantea desde una triangulación metodológica, en la que las categorías derivadas de la revisión narrativa crítica se cruzan con los indicadores espaciales del ICVS. Este procedimiento permite relacionar los enfoques conceptuales de planificación urbana con los patrones de provisión y accesibilidad de SbN, estableciendo un marco interpretativo que articula evidencia cualitativa y cuantitativa. La combinación de ambos enfoques asegura que el análisis no se limite a la descripción o comparación de casos, sino que permita interpretar críticamente cómo los modelos de urbanismo funcional y planificación racional influyen en la disponibilidad, distribución y equidad de las SbN. Asimismo, proporciona la base

metodológica necesaria para derivar, posteriormente, recomendaciones estratégicas que respondan a las tensiones y brechas observadas, contribuyendo a la planificación urbana verde.

## **7. Validez, confiabilidad y consideraciones éticas.**

La validez y confiabilidad de esta investigación se aseguran mediante una combinación de estrategias metodológicas propias del enfoque mixto y de la triangulación de fuentes y métodos. En términos de validez, el estudio busca garantizar que los instrumentos y procedimientos utilizados midan efectivamente lo que se pretende evaluar: la integración de SbN en contextos urbanos y su relación con los enfoques tradicionales de planificación. La revisión narrativa crítica permite establecer un marco conceptual sólido y contextualizado, mientras que el ICVS asegura una medición estandarizada de la superficie verde y de la equidad de acceso, vinculando explícitamente las áreas verdes urbanas con las SbN, tal como se definió en el marco operacional. La coherencia entre categorías analíticas, variables y procedimientos de análisis contribuye a fortalecer la validez de construcción del estudio.

En cuanto a la confiabilidad, se emplean procedimientos reproducibles y sistemáticos en la recolección, procesamiento y normalización de datos espaciales. El uso de SIG para digitalizar polígonos, generar buffers de 300 metros y calcular el acceso poblacional asegura que los resultados puedan replicarse en estudios posteriores. Asimismo, la normalización de variables mediante el método min-max y la combinación ponderada en el ICVS proporcionan consistencia en la integración de indicadores, reduciendo la posibilidad de sesgos derivados de diferencias en unidades de medida o escalas espaciales. La selección de fuentes académicas revisadas por pares y la sistematización de información oficial de cada ciudad refuerzan la confiabilidad de los datos utilizados.

Las consideraciones éticas se centran en el uso responsable de la información, la transparencia metodológica y el respeto por los contextos urbanos y sociales analizados. Aunque la investigación no involucra datos personales sensibles, se garantiza el uso de datos abiertos y de fuentes oficiales para la construcción de las variables.

En conjunto, estas estrategias de validez, confiabilidad y ética metodológica aseguran que la investigación se desarrolle con rigor académico, transparencia y responsabilidad, proporcionando una base sólida para el análisis crítico de los enfoques urbanos tradicionales y la evaluación comparativa de la implementación de SbN en contextos urbanos heterogéneos.

## 8. Diagrama de flujo metodológico.

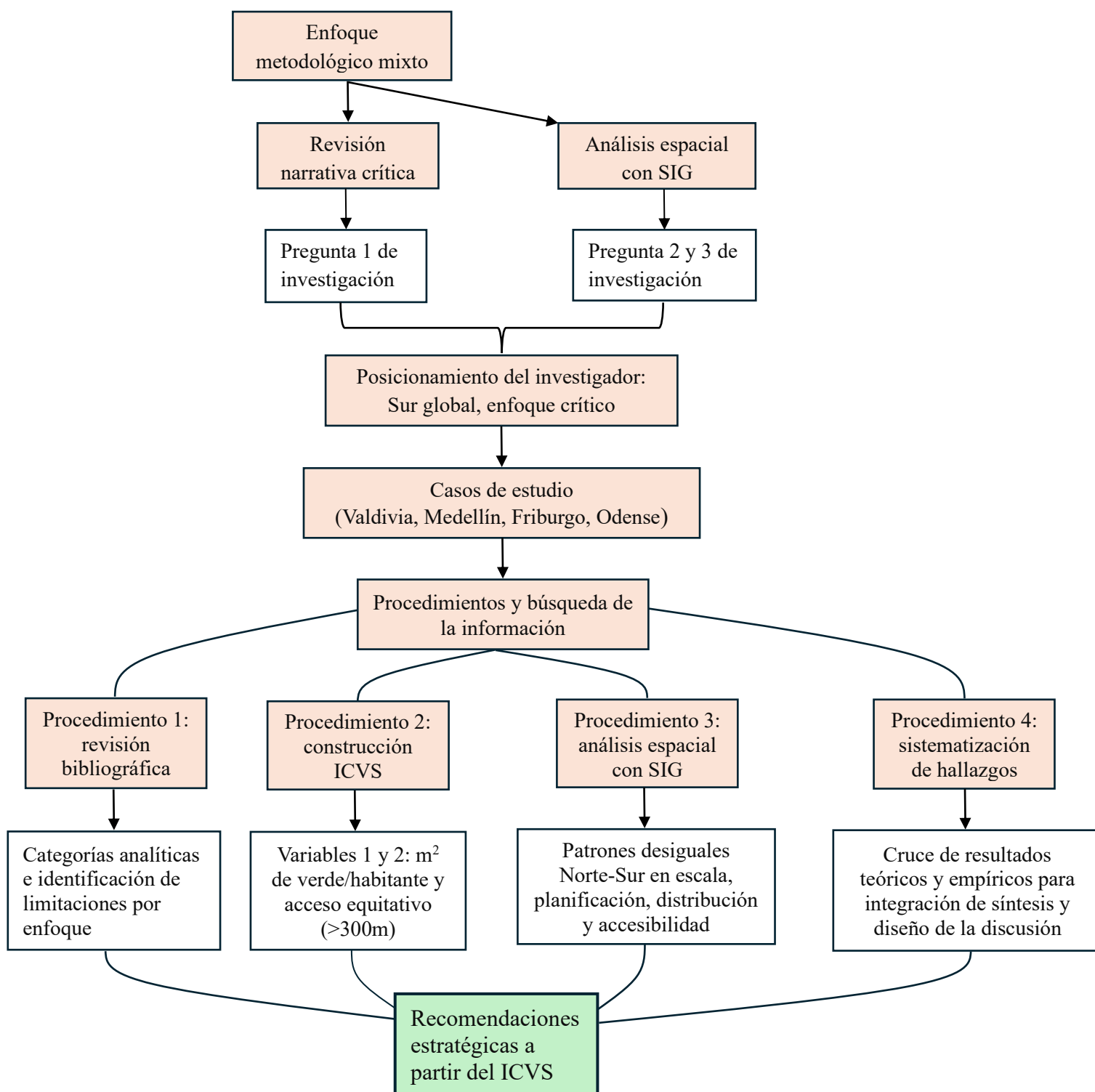


Figura 3. Diagrama de flujo metodológico. Fuente: elaboración propia

## **CAPÍTULO V: RESULTADOS.**

Este capítulo presenta los resultados obtenidos a partir del análisis crítico de los enfoques tradicionales de urbanismo funcional y planificación racional, así como del examen comparativo de cuatro experiencias urbanas: Valdivia (Chile), Medellín (Colombia), Friburgo (Alemania) y Odense (Dinamarca). Los hallazgos se organizan en dos apartados, cada uno vinculado a las preguntas de investigación, con el objetivo de mostrar, primero, las limitaciones conceptuales y operativas de los modelos urbanos predominantes; segundo, las diferencias, inequidades y desigualdades Norte-Sur en SbN.

### **1. LIMITACIONES DE LOS ENFOQUES TRADICIONALES EN PLANIFICACIÓN URBANA.**

Los enfoques tradicionales de planificación urbana, representados principalmente por el urbanismo funcional y la planificación racional, constituyen marcos estructurantes que dominaron gran parte del siglo XX y que siguen influyendo en las prácticas actuales. Si bien fueron diseñados para responder a demandas de crecimiento, eficiencia y orden, su lógica de segmentación espacial y de primacía técnica generó un patrón urbano en el que la naturaleza fue concebida como un elemento secundario, ornamental o incluso como una restricción al desarrollo. Revisarlos de manera crítica en este apartado no implica una repetición conceptual del marco teórico, sino un resultado analítico derivado de la evidencia revisada: se constata que dichas perspectivas históricas han limitado de forma sistemática la integración de la naturaleza en la ciudad, consolidando modelos urbanos fragmentados y poco resilientes. Esta constatación responde directamente a la pregunta de investigación 1, pues permite identificar con claridad los obstáculos heredados de estos enfoques que hoy condicionan la incorporación de SbN en la planificación contemporánea de los espacios urbanos.

#### **1.1. Urbanismo funcional.**

El análisis de la literatura y de documentos fundacionales -como “La Carta de Atenas” (Le Corbusier, 1943)- muestra que el urbanismo funcional institucionalizó decisiones de diseño y política urbana que desplazaron a la naturaleza hacia una condición ornamental o residual. Tres hallazgos estructuran esta crítica.

En primer lugar, la zonificación rígida -la separación formal de usos residenciales, industriales, comerciales y de ocio- se consolidó como herramienta central de la planificación moderna, separando usos residenciales, industriales, comerciales y recreativos. Autores recientes muestran cómo estas reglas de zonificación no sólo

organizaron usos, sino que vinieron a funcionar como mecanismos de control socioespacial -reproduciendo segregación y limitando el acceso equitativo a recursos ambientales-. Autores como Lens (2022) evidencian que estas reglas no solo organizaron usos, sino que también operaron como mecanismos de control socioespacial, reproduciendo segregación y condicionando qué territorios accedían a inversión en infraestructura verde.

En segundo lugar, la prioridad otorgada a la movilidad motorizada -un rasgo emblemático de la ciudad funcionalista- reconfiguró el espacio público en función de autopistas, anillos y supermanzanas, privilegiando flujos vehiculares sobre corredores verdes y recorridos peatonales. Jane Jacobs (1961) criticó que la “ciudad diseñada para el tráfico” erosionaba la vida urbana y reducía la vegetación a un telón de fondo sin servicios ecosistémicos.

En tercer lugar, aunque el discurso funcionalista invocaba salud e higiene, la naturaleza fue tratada de forma abstracta y estética -aire, sol, parques aislados- más que como una red ecosistémica. Djokić (2016) muestra que esta lógica universalista negó los contextos socio-ecológicos específicos, resultando en espacios verdes fragmentados y de baja resiliencia.

Las evidencias históricas confirman este patrón. La *Carta de Atenas* organizó la ciudad en cuatro funciones básicas -habitar, trabajar, circular y recrearse- sin reconocer a la naturaleza como infraestructura urbana (Mumford, 2019). En la reconstrucción posguerra, los *grands ensembles* europeos priorizaron autopistas y bloques aislados, relegando lo verde a céspedes y parques dispersos (Hall, 2002; Fishman, 2016). Críticos como Jacobs (1961) demostraron cómo estos proyectos desmantelaban ecosistemas urbanos complejos, mientras Pickett et al. (2013) señalan que la herencia funcionalista aún limita la conectividad ecológica y dificulta la implementación de SbN.

En síntesis, el urbanismo funcional produjo ciudades fragmentadas, con déficit estructural de infraestructura verde y una naturaleza relegada a lo decorativo (ver Tabla 2). Esta configuración debilitó la integración ecológica de la ciudad y restringió su capacidad adaptativa frente al cambio climático y fenómenos urbanos contemporáneos como ICU o gestión sostenible del agua. La marginación de la naturaleza como actor urbano derivó además en consecuencias sociales: espacios percibidos como inseguros o estériles (Jacobs, 1961), reforzando segregación y vaciamiento social (ver Figura 4).

En la Tabla 2 se presentan los hallazgos limitantes identificados mediante la revisión de evidencia, los impactos sobre la naturaleza urbana y los autores analizados. En la Figura 4 se sintetizan gráficamente las limitaciones del enfoque.

Dimensión	Evidencias revisadas	Impacto sobre la naturaleza urbana	Autores
<b>Zonificación rígida</b>	Separación estricta de usos (residencial, industrial, comercial, ocio); consolidada en la <i>Carta de Atenas</i> de 1933.	Fragmentación del tejido urbano; pérdida de continuidad ecológica; desigual acceso a espacios verdes.	Le Corbusier (1943); Lens (2022)
<b>Eficiencia circulatoria</b>	Prioridad a movilidad motorizada mediante autopistas, anillos y supermanzanas.	Reducción de suelo verde; desconexión de corredores ecológicos; subordinación del verde al tráfico.	Jacobs (1961); Hall (2002); Pickett et al. (2013)
<b>Naturaleza como estética</b>	Tratamiento abstracto de la naturaleza (aire, sol, parques dispersos), sin visión ecosistémica ni situada.	Áreas verdes ornamentales y fragmentadas, baja resiliencia, desconexión biológica.	Djokić (2016); Mumford (2019)
<b>Proyectos históricos</b>	<i>Grands ensembles</i> y Unités d'Habitation en Europa; expansión posguerra; monumentalidad del hormigón.	Naturaleza reducida a franjas de césped y plazas aisladas; escaso valor ecosistémico	Fishman (2016); Hall (2002)
<b>Críticas</b>	Revisión de consecuencias: segregación socioespacial, espacios inseguros, déficit de infraestructura verde.	Persistencia de barreras materiales para SbN: impermeabilización, marcos normativos rígidos, falta de conectividad verde.	Jacobs (1961); Pickett et al. (2013)

Tabla 2. Hallazgos del enfoque urbanismo funcional. Fuente: elaboración propia.

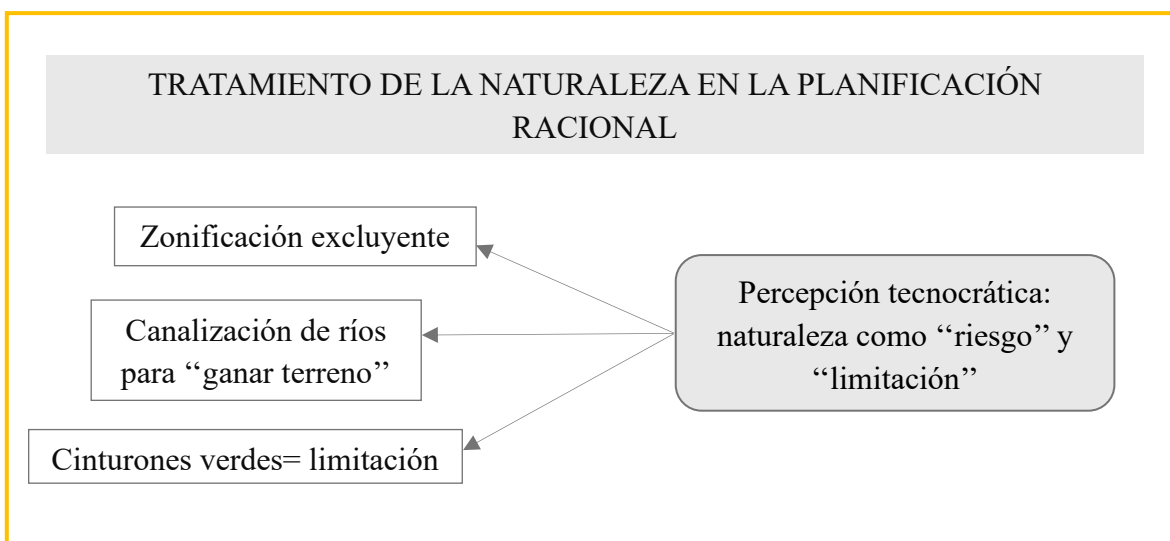


Figura 4. Limitaciones del urbanismo funcional. Fuente: elaboración propia.

## 1.2. Planificación racional.

La planificación racional, consolidada en la segunda mitad del siglo XX, se caracterizó por un enfoque tecnocrático y cuantitativo que concebía la ciudad como un sistema descomponible en partes funcionales (vivienda, transporte, equipamiento), optimizables mediante modelación matemática (Faludi, 1973; Chadwick, 1971). Esta racionalidad instrumental redujo la complejidad socio-ecológica a variables controlables, invisibilizando procesos dinámicos como resiliencia y adaptación (Healey, 1997).

En este marco, la naturaleza fue subordinada a criterios de zonificación: tratada como espacio residual o área de exclusión, fragmentada en parques recreativos desvinculados de la estructura ecológica (Hall, 2014). Críticos como Friedmann (1987) y Healey (1997) cuestionaron que el modelo ignoraba dimensiones políticas, culturales y ambientales, reforzando una visión tecnocrática y reduccionista. Más recientemente, Allmendinger (2009) advierte que su legado persiste en planes normativos con poca capacidad de adaptación climática.

La evidencia histórica confirma este patrón. Los cinturones verdes británicos se concibieron más como barreras a la expansión que como corredores ecológicos (Hall, 2002). Ríos y humedales urbanos fueron canalizados o rellenados para maximizar suelo urbanizable, especialmente en Europa y América Latina (Gandy, 2002). En ciudades como Ciudad de México, Bogotá o Santiago, los humedales fueron drenados bajo la lógica de “ganar suelo útil”, debilitando funciones ecológicas clave.

Los resultados muestran tres consecuencias centrales: fragmentación ecológica, por la ausencia de corredores y conectividad (Pickett et al., 2013); vulnerabilidad socioambiental, al desestimar servicios de regulación hídrica y climática (Douglas, 2019); e inercia institucional, al consolidar marcos normativos que tratan la naturaleza como restricción legal (ver Tabla 3) más que como infraestructura ecológica (Healey, 1997).

Por tanto, la planificación racional, al percibir a la naturaleza como límite físico y no como actor, consolidó ciudades dependientes de infraestructura gris (ver Figura 5). El modelo profundizó la separación conceptual entre ciudad y ecosistema, marginando a la naturaleza bajo categorías de riesgo o “suelo no apto” (Allmendinger, 2009). Como resultado, muchas urbes actuales muestran limitada capacidad de adaptación al cambio climático y un déficit estructural de infraestructura verde (Douglas, 2019; Pickett et al., 2013).

En la Tabla 3 se presentan los hallazgos limitantes identificados en función de la evidencia revisada, los impactos ecológicos urbanos y autores principales de la planificación racional. En la Figura 5 se sintetizan gráficamente las limitaciones del enfoque.

Dimensión	Evidencia revisada	Impacto en la naturaleza urbana	Autores
<b>Zonificación técnica</b>	Descomposición de la ciudad en subsistemas funcionales (vivienda, transporte, equipamiento).	Naturaleza reducida a “espacio residual” sin integración estratégica.	Faludi (1973); Chadwick (1971)
<b>Uso de modelos cuantitativos</b>	Predicciones lineales basadas en crecimiento demográfico y económico.	Invisibilización de dinámicas socio-ecológicas y resiliencia.	Healey (1997); Friedmann (1987)
<b>Tratamiento de áreas naturales</b>	Clasificación de humedales, pendientes y riberas como “suelo no urbanizable” o de riesgo.	Naturaleza concebida como limitación física, no como infraestructura ecológica.	Allmendinger (2009); Healey (1997)
<b>Infraestructura urbana</b>	Canalización de ríos, relleno de humedales, cinturones verdes restrictivos (límite).	Fragmentación ecológica y pérdida de servicios ecosistémicos.	Hall (2002); Gandy (2002).
<b>Dimensión socio-ambiental</b>	Parques planificados como espacios recreativos sin conectividad ecológica.	Ecosistemas urbanos aislados y sin capacidad de sostener biodiversidad.	Hall (1988); Pickett et al. (2013)
<b>Legado institucional</b>	Normativas centradas en eficiencia técnica y gestión de riesgos.	Persistencia de marcos que ven la naturaleza como restricción legal, no como activo.	Healey (1997); Douglas (2019)

Tabla 3. Hallazgos del enfoque planificación racional. Fuente: elaboración propia.

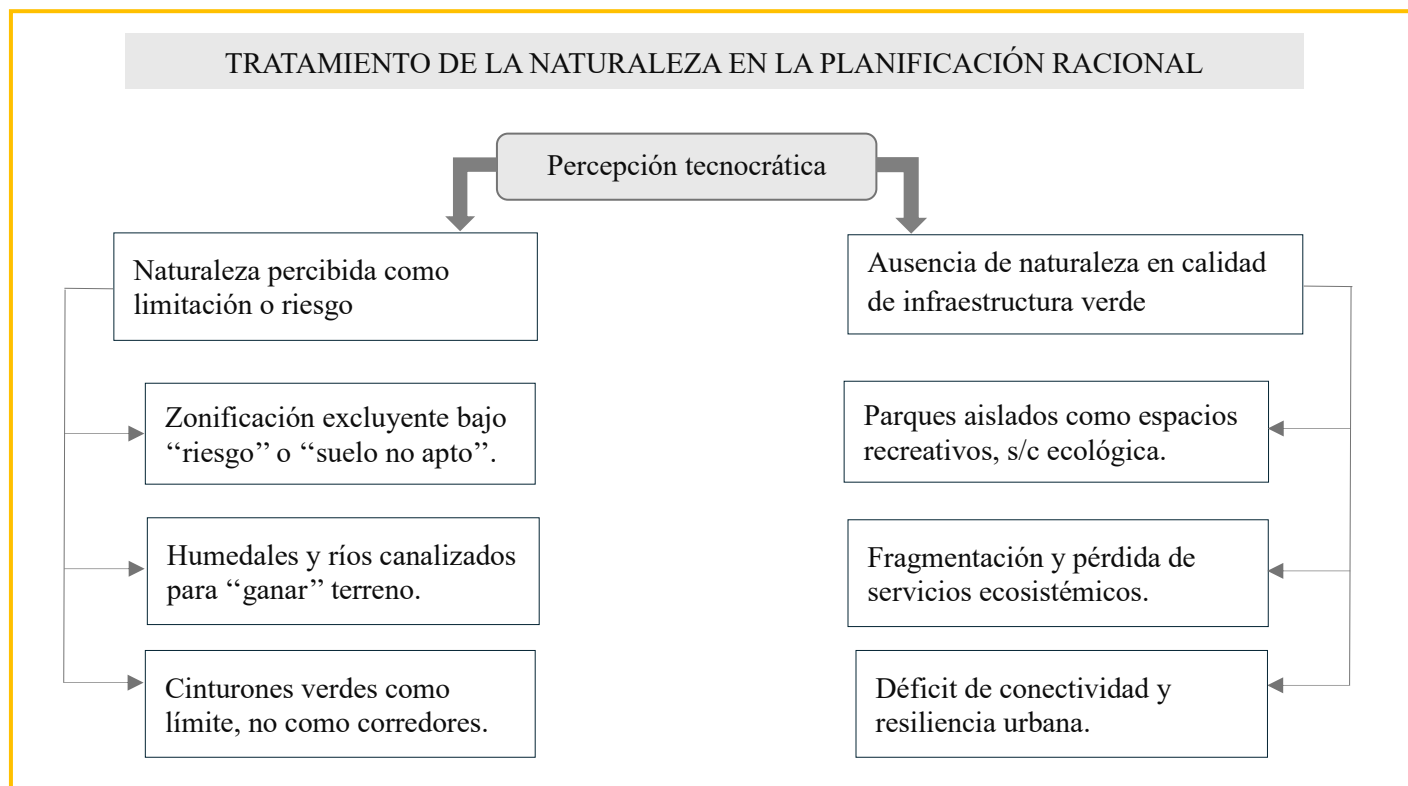


Figura 5. Limitaciones de la planificación racional. Fuente: elaboración propia.

### 1.3. Integración comparativa.

La revisión conjunta de los enfoques de urbanismo funcional y planificación racional permite identificar un denominador común: ambos modelos concibieron la ciudad como un artefacto cultural autónomo, diseñado y gestionado a partir de principios técnicos, formales y normativos, sin un reconocimiento sustantivo de su interdependencia con los sistemas naturales. Esta visión responde a una tradición moderna donde la naturaleza fue progresivamente desplazada del centro de la vida urbana y reducida a una condición externa o subordinada, sea como ornamento estético o como restricción física al desarrollo (Gandy, 2002; Kaika, 2004).

En el urbanismo funcional, la ciudad fue entendida como una máquina de habitar -la célebre expresión de Le Corbusier-, donde la separación estricta de funciones buscaba optimizar la circulación, la producción y la vivienda. La naturaleza, bajo esta lógica, fue concebida como un elemento paisajístico, encapsulado en parques, bulevares y jardines, sin reconocimiento de sus funciones ecológicas (Alberti, 2003). Por su parte, la planificación racional reprodujo esta mirada instrumental, aunque desde un enfoque tecnocrático: la naturaleza fue clasificada como “suelo no urbanizable”, “zona de riesgo” o “limitación”, lo que terminó consolidando la dependencia de infraestructuras grises y soluciones de ingeniería (Pickett et al., 2013; Romero 2010).

La comparación transversal de ambos enfoques revela tres hallazgos críticos. Primero, comparten un imaginario urbano antropocéntrico, en el que la naturaleza queda subordinada a los intereses productivos, habitacionales y circulatorios de la ciudad moderna. Segundo, refuerzan una epistemología dualista, donde lo urbano y lo natural aparecen como dominios separados, generando marcos de planificación que invisibilizaron la complejidad socio-ecológica. Y tercero, producen un déficit estructural en resiliencia urbana, al privilegiar la previsión técnica y el control espacial por sobre la capacidad adaptativa de los ecosistemas (Alberti, 2016).

Estos hallazgos constituyen un resultado relevante, pues demuestran que, pese a sus diferencias conceptuales y metodológicas, ambos enfoques convergieron en disociar ciudad y naturaleza, lo que derivó en territorios urbanos fragmentados, vulnerables y altamente dependientes de la infraestructura gris (ver Tabla 5). En este sentido, los hallazgos de esta revisión responden íntegramente a la pregunta 1 de investigación y abren paso a la exploración de marcos alternativos como las SbN, para rearticular la relación ciudad-ecosistema, donde dicha exploración alternativa no enfrenta únicamente barreras técnicas o financieras, sino también una inercia conceptual y normativa heredada de los paradigmas dominantes (desde el siglo pasado) revisados. Su sistematización conceptual se presenta en la Tabla 5 que integra los hallazgos de ambos enfoques analizados.

<b>Dimensión</b>	<b>Urbanismo funcional (Uf)</b>	<b>Evidencia revisada (Uf)</b>	<b>Resultados (Uf)</b>	<b>Planificación racional (Pr)</b>	<b>Evidencia revisada (Pr)</b>	<b>Resultados (Pr)</b>
<b>Lógica central</b>	Zonificación rígida, separación de funciones, movilidad eficiente	Le Corbusier (1935); CIAM (1933); ciudades reconstruidas post-II Guerra Mundial	Priorización de eficiencia sobre ecología, espacios verdes ornamentales sin rol ecológico	Planificación técnica, cuantitativa, orientada a resolver “problemas”	Friedmann (1987); Hall (2002);	Naturaleza vista como restricción (inundabilidad, riesgo, “suelo no urbanizable”)
<b>Tratamiento de la naturaleza</b>	Paisajismo decorativo, parques y bulevares como ornamento	Casos de París, Chandigarh, Brasilia	Reducción de la naturaleza a “espacios de recreo” sin funciones ecosistémicas	Restricción física, condicionante a la expansión urbana	Faludi (1973); Chadwick (1971)	Invisibilización de los servicios ecosistémicos
<b>Escala de planificación</b>	Sectorial y funcional, fragmentada	CIAM y planes de zonificación	Ciudades desarticuladas, movilidad sobre ecología	Regional y nacional, orientada al crecimiento económico	Allmendinger (2009); Healey (1997)	Desajuste entre escalas socio-ecológicas y planificadas
<b>Instrumentos utilizados</b>	Zonificación rígida, ordenanzas urbanísticas	Normas de usos de suelo; master plans	Dificultad de integrar dinámicas ecológicas	Indicadores económicos, habitacionales, de expansión urbana	Hall (1988); Pickett et al. (2013)	Pérdida de dimensión socio-ecológica en toma de decisiones
<b>Impacto territorial</b>	Ciudades fragmentadas, con déficit de infraestructura verde significativa	Expansión suburbana en Norteamérica y Europa	Débil resiliencia urbana ante crisis ambientales	Dependencia de infraestructura gris	Canalización de ríos, cinturones verdes concebidos como límites de expansión.	Mayor vulnerabilidad ante cambio climático y desastres
<b>Imaginarios urbanos</b>	Ciudad moderna = orden + eficiencia funcional	Manifiestos de CIAM; utopías corbusieranas	Invisibilización de la dimensión ambiental	Ciudad planificada= control técnico y previsión	Healey (1997); Douglas (2019)	Supremacía técnica sobre lo socioambiental

Tabla 5. Cuadro comparativo urbanismo funcional y planificación racional. Fuente: elaboración propia.

## 2. EXPERIENCIAS URBANAS COMPARADAS CON ICVS.

A continuación, se presenta la aplicación del Índice de Ciudades Verdes con SbN (ICVS), diseñado para evaluar de manera integrada dos dimensiones clave: provisión de áreas verdes urbanas por habitante y equidad en el acceso a dichas áreas en un radio de 300 metros. El objetivo es comparar sistemáticamente la situación de cuatro ciudades con trayectorias contrastadas en planificación urbana y políticas ambientales -Valdivia y Medellín en América Latina, Friburgo y Odense en Europa-, representando distintos contextos Norte-Sur. Esta aproximación permite identificar brechas, fortalezas y limitaciones estructurales en la implementación de estrategias urbanas basadas en naturaleza, más allá de los indicadores absolutos reportados en la literatura.

Las tablas 6 y 7 que siguen a continuación presentan, en primer lugar (ver tabla 6) los datos brutos recolectados por cada ciudad que incluyen: el área verde total en  $m^2$ , los  $m^2$  de verde por habitante, la población urbana total, la población con accesibilidad efectiva (menor a 300 metros) a áreas verdes urbanas y el porcentaje de acceso equitativo a dichas áreas.

Las tablas 6 y 7 que se presentan a continuación reúnen los principales resultados obtenidos en el análisis comparativo entre las ciudades de Valdivia, Medellín, Friburgo y Odense. En primer lugar (ver Tabla 6) se exponen los datos brutos recopilados para cada caso, los cuales constituyen la base empírica del cálculo posterior del ICVS. Dichos datos incluyen: el área verde total (en metros cuadrados), los metros cuadrados de áreas verdes por habitante, la población urbana total, la población con accesibilidad efectiva (definida como aquella que se encuentra a menos de 300 metros de un área verde urbana), y finalmente el porcentaje de acceso equitativo a dichas áreas.

Luego (ver Tabla 7) se presentan los valores normalizados de las dos variables utilizadas para el cálculo del índice: la variable 1 “ $m^2$  de verde por habitante” y de la variable 2 “porcentaje de acceso equitativo”. A partir de estos valores normalizados, se calculó el valor integrado del ICVS para cada ciudad, permitiendo comparar objetivamente los niveles relativos de disponibilidad y equidad en el acceso a áreas verdes urbanas entre contextos geográficos y socioeconómicos distintos.

## 2.1. Índice de Ciudades Verdes con SbN (ICVS) calculado.

Ciudad	Área verde total (m <sup>2</sup> )	m <sup>2</sup> de verde/hab. (V1)	Población urbana	Población buffer 300m	% Acceso equitativo (V2)
Valdivia	11.565.900	68.55	168.721	156.293	92.63
Medellín	7.163.510	2.76	2.600.014	2.089.170	80.35
Friburgo	70.311.600	205.58	342.009	216.889	63.42
Odense	38.882.100	184.42	210.838	199.489	94.62

Tabla 6. Variables ICVS por ciudad. Fuente: elaboración propia.

Ciudad	Variable 1 normalizada	Variable 2 normalizada	ICVS
Valdivia	0,33	0,93	<b>0,63</b>
Medellín	0,01	0,80	<b>0,41</b>
Friburgo	0,98	0,63	<b>0,81</b>
Odense	0,88	0,95	<b>0,91</b>

Tabla 7. ICVS calculado. Fuente: elaboración propia.

A continuación, se presenta el análisis desagregado por ciudad, con el objetivo de examinar en detalle las particularidades espaciales y los patrones de distribución del verde urbano en cada caso de estudio. Este apartado complementa los resultados numéricos expuestos en las Tablas 6 y 7 mediante una lectura cartográfica comparada, que permite interpretar cómo la superficie verde por habitante y el acceso equitativo a áreas verdes se manifiestan en el territorio.

Para cada ciudad se incluyen dos representaciones cartográficas. La primera muestra la distribución espacial de las áreas verdes urbanas, permitiendo observar su localización, extensión y grado de continuidad ecológica dentro del tejido urbano. La segunda cartografía, en cambio, combina la densidad de población urbana con el acceso equitativo (menor a 300 metros) a dichas áreas, lo que posibilita identificar zonas con mayor o menor equidad territorial en la provisión de espacios verdes.

La comparación de ambas capas facilita una lectura multiescalar, donde se evidencian las diferencias entre disponibilidad y accesibilidad, así como las tensiones entre concentración poblacional y cobertura ecológica.

## 2.2. Valdivia, Chile.

En el caso de Valdivia, los resultados del ICVS (0.63) revelan un modelo balanceado con una clara fortaleza en el acceso equitativo a áreas verdes, donde alcanza un 92.6% de cobertura poblacional dentro de los 300 metros definidos. Este valor refleja que, pese al tamaño moderado de la ciudad, la disposición espacial de sus parques, plazas y bosques urbanos facilita un acceso mayoritariamente universal como se observa en la Figura 7. Este hallazgo se corresponde con estudios que reconocen en Valdivia un patrón de urbanización intermedia, donde la cercanía entre barrios y espacios naturales reduce las brechas territoriales típicas de las metrópolis latinoamericanas (Guzmán, Scheel & Mann, 2016).

La provisión de áreas verdes por habitante (68.55 m<sup>2</sup>/hab) supera ampliamente los estándares internacionales, como los 9-12 m<sup>2</sup>/hab (ver Figura 6) recomendados por la OMS, y se sitúa como la tercera más alta entre las ciudades estudiadas. Sin embargo, el ICVS evidencia que existe un desbalance relativo frente a las ciudades europeas, donde tanto la provisión como el acceso alcanzan valores más elevados en conjunto.

Una explicación plausible de este perfil se vincula con la historia urbana y ambiental de la ciudad. Valdivia se inserta en un entorno privilegiado por la presencia de humedales urbanos y por la cercanía con la Selva Valdiviana, lo que genera una cultura local fuertemente ligada a la naturaleza (Cierra, 2022).

No obstante, la planificación urbana formal ha sido históricamente fragmentada y con instrumentos de protección ecológica limitados, lo que podría explicar la brecha de acceso restante (7.4% sin cobertura) (ver Figura 7). El patrón observado en el ICVS refleja entonces una ciudad que, gracias a su capital natural, logra indicadores formidables para el contexto latinoamericano. Observándose una paradoja determinante: la ciudad garantiza acceso casi universal, pero a espacios verdes de menor superficie o fragmentados, lo que limita su capacidad de aportar funciones ecosistémicas a gran escala (ver Figura 6).

Para facilitar la visualización detallada de los gráficos incluidos en las cartografías Valdivia, se presentan en formato ampliado en los Anexos 1, 2, 3 y 4.

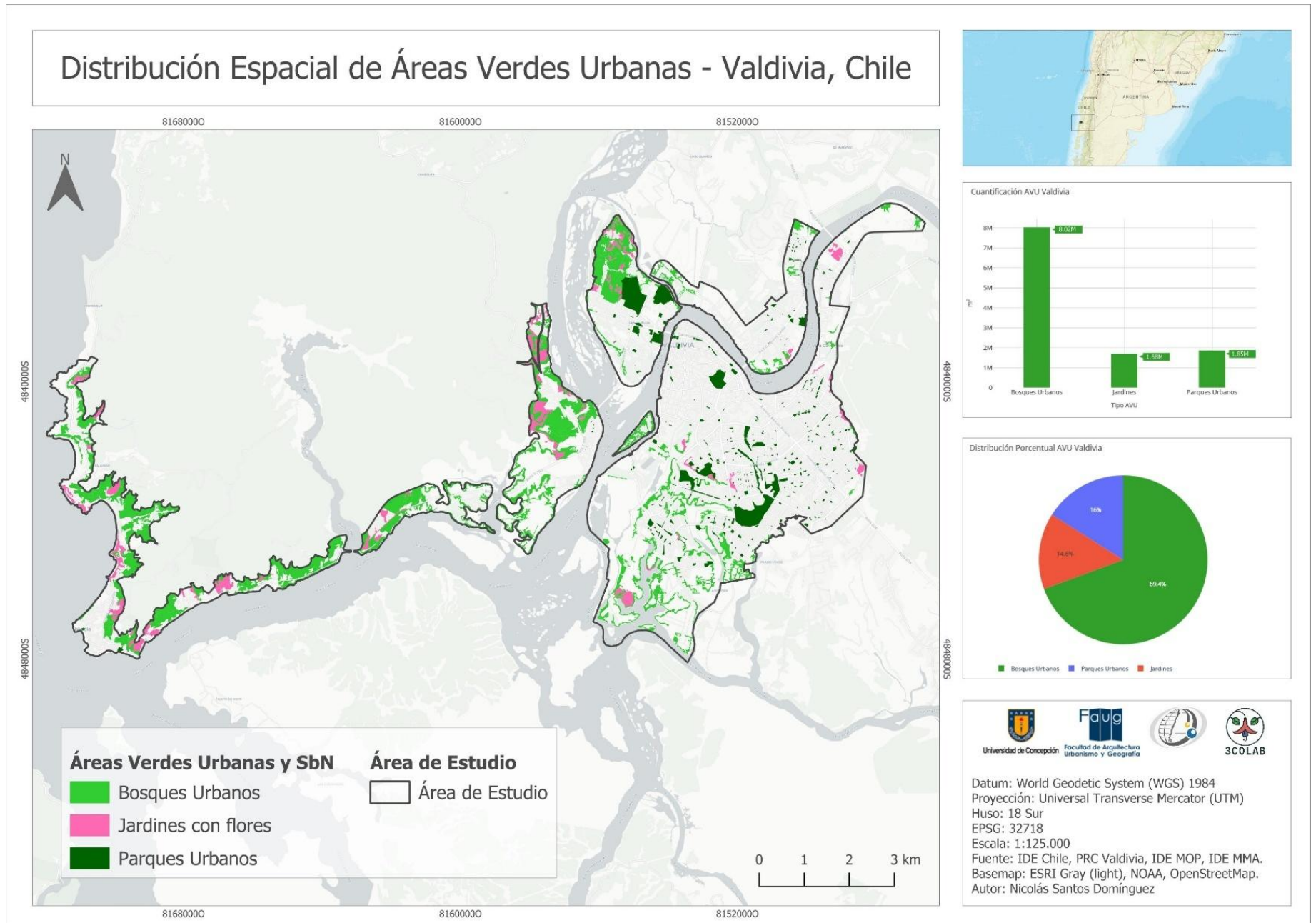


Figura 6. Mapa de distribución espacial verde, Valdivia. Fuente: elaboración propia.

# Relación entre Densidad de Población y Acceso Equitativo (>300m) - Valdivia

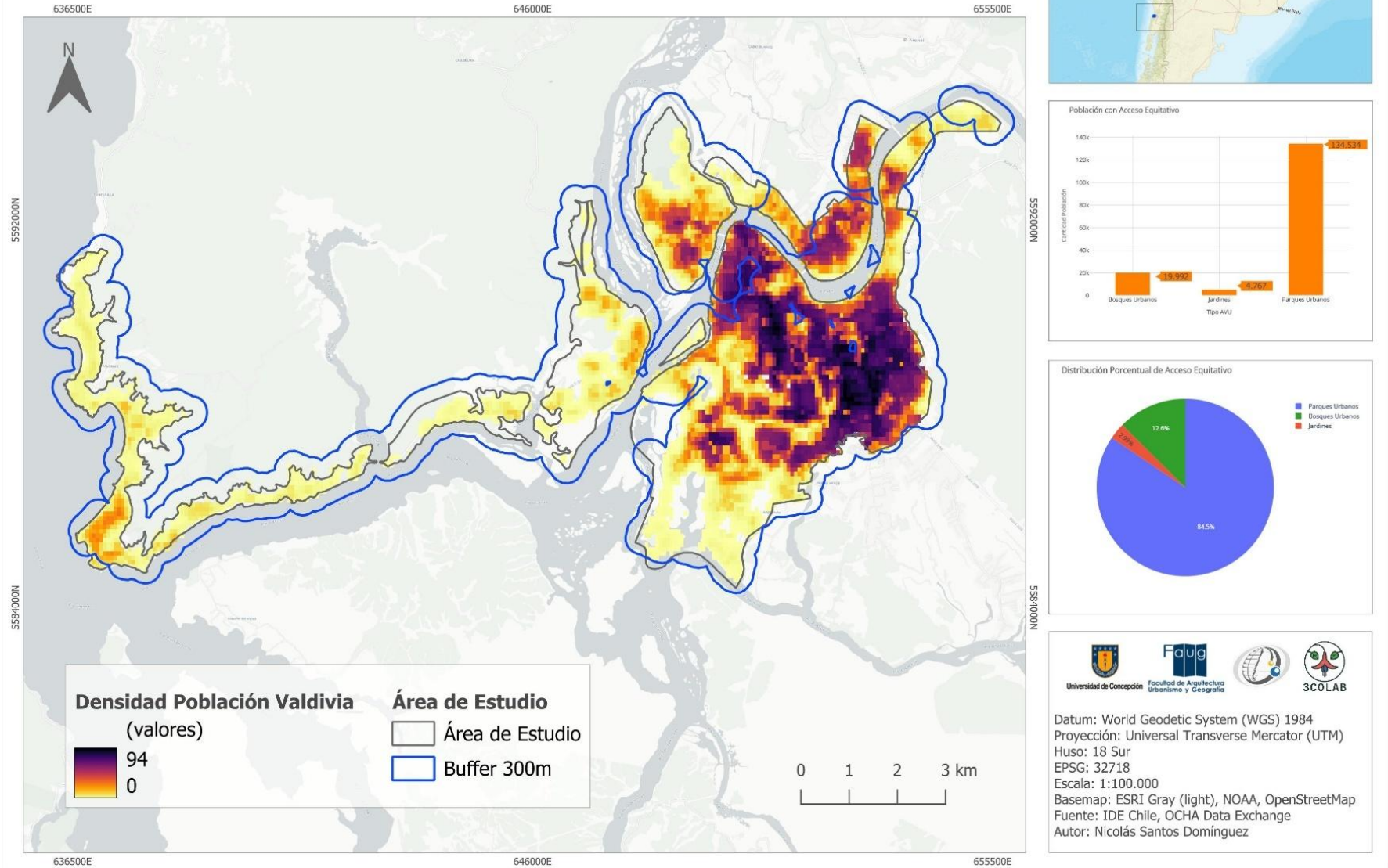


Figura 7. Mapa de densidad de población y acceso equitativo, Valdivia. Fuente: elaboración propia.

### 2.3. Medellín, Colombia

Los resultados del ICVS para Medellín (0.41) revelan un modelo de alta accesibilidad, pero de crítica escasez de superficie verde, situándola en la última posición entre las ciudades analizadas. La ciudad presenta una cobertura de acceso del 80.4%, lo que indica que la distribución espacial de sus áreas verdes llega a una mayoría significativa de la población. Sin embargo, este aparente éxito se ve severamente limitado por una provisión de apenas 2.76 m<sup>2</sup> de área verde por habitante como se observa en la Figura 8, una cifra muy por debajo del estándar mínimo de 9 m<sup>2</sup>/hab recomendado por la OMS y es 25 veces menor que el valor de Valdivia.

Este perfil refleja la paradoja de la densidad urbana en contextos latinoamericanos: mientras la ciudad ha implementado intervenciones emblemáticas de espacio público como los Parques Bibliotecas y los UVA (Unidades de Vida Articulada), estas no compensan la masiva presión demográfica de una aglomeración que supera los 2.6 millones de habitantes en su zona urbana (ver Figura 9). El modelo se basa en múltiples áreas verdes pequeñas y bien distribuidas, pero cuantitativamente insuficientes para la población que sirven, limitando su capacidad de proveer funciones ecosistémicas significativas y experiencias de recreación profundas.

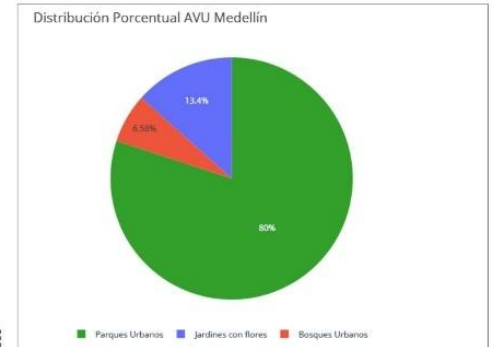
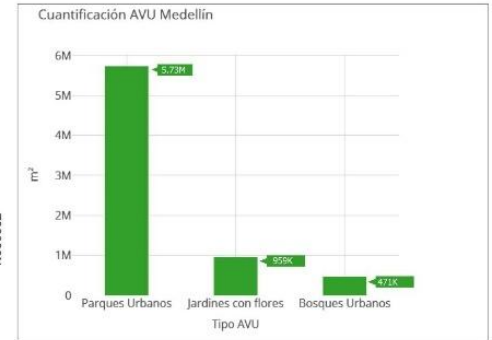
No obstante, el principal logro de Medellín radica en la distribución espacial de sus áreas verdes. El 80% de la población (aproximadamente 2,1 millones de personas) reside a menos de 300 metros de un espacio verde, demostrando una planificación urbana que prioriza la equidad en el acceso (ver Figura 9). Esta cobertura representa un avance significativo en políticas de justicia espacial, particularmente en una ciudad de alta densidad poblacional.

Así, Medellín demuestra que, incluso con limitaciones de superficie, es posible lograr altos niveles de accesibilidad equitativa, aunque el desafío cuantitativo sigue siendo un ítem pendiente para convertirla en una ciudad integralmente verde.

La literatura especializada ha documentado este desafío, señalando que, pese a los avances en la recuperación de espacios públicos tras la transformación urbana de las últimas décadas, Medellín enfrenta una deuda histórica en infraestructura verde a escala metropolitana (Anguelovski, 2018).

Para facilitar la visualización detallada de los gráficos incluidos en las cartografías de Medellín, se presentan en formato ampliado en los Anexos 5, 6, 7 y 8.

# Distribución Espacial de Áreas Verdes Urbanas - Medellín



Datum: MAGNA-SIRGAS  
 Proyección: Nacional  
 Huso: 18 Norte  
 EPSG: 3116  
 Escala: 1:90.000  
 Fuente: ICDE Colombia, POT Medellín, Alcaldía Medellín  
 Basemap: ESRI Gray (light), NOAA, OpenStreetMap.  
 Autor: Nicolás Santos Domínguez

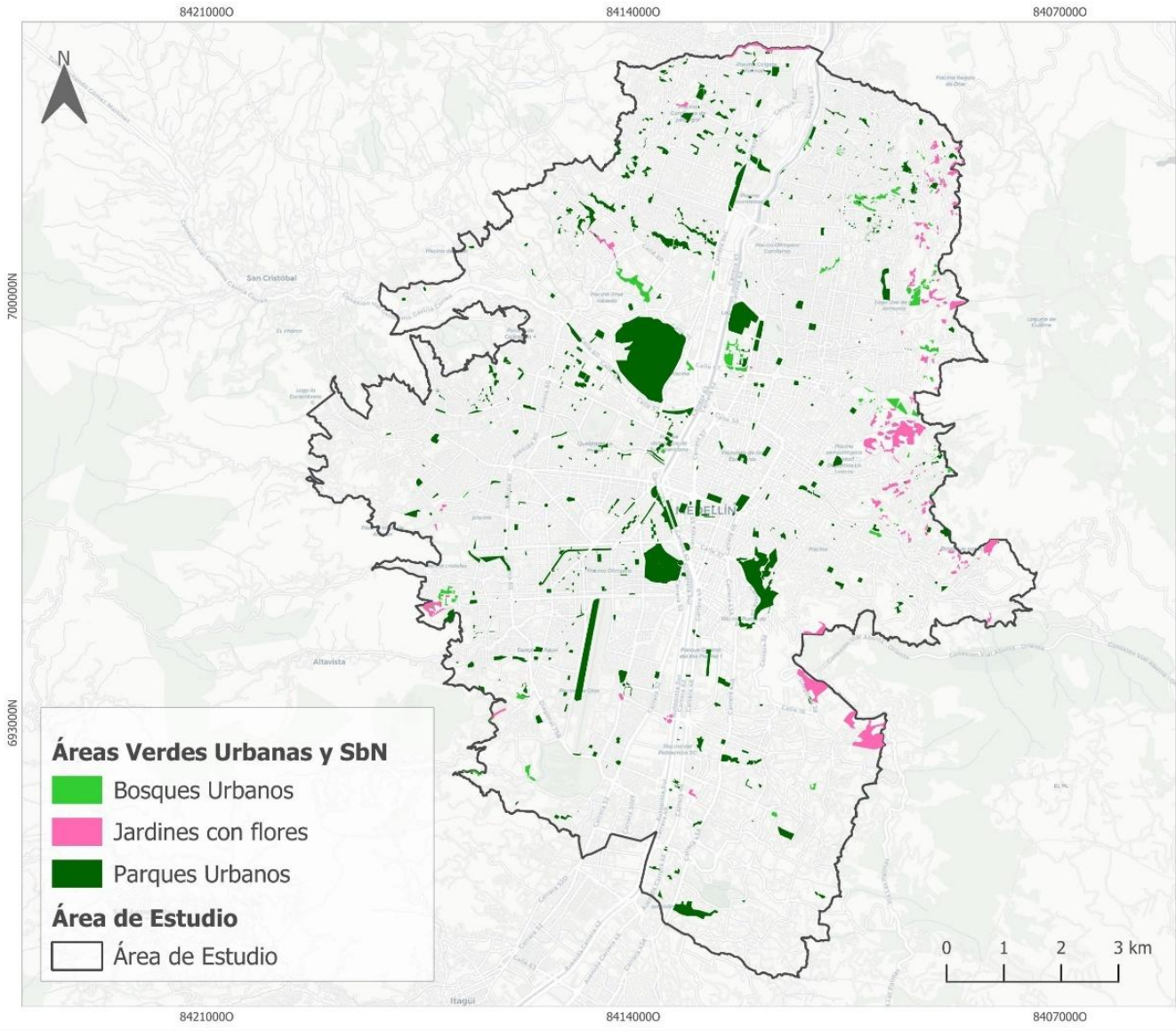
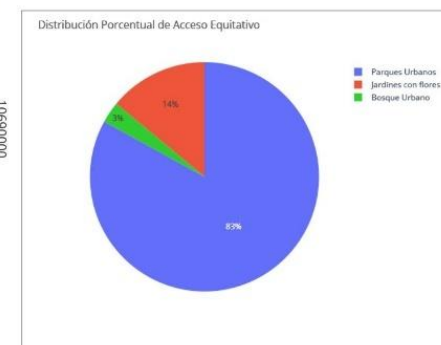
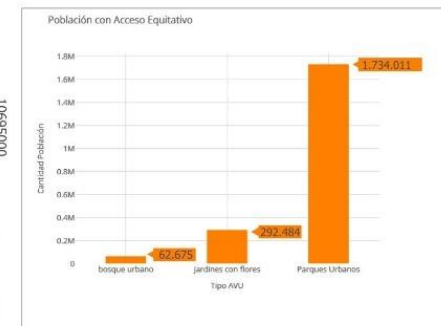
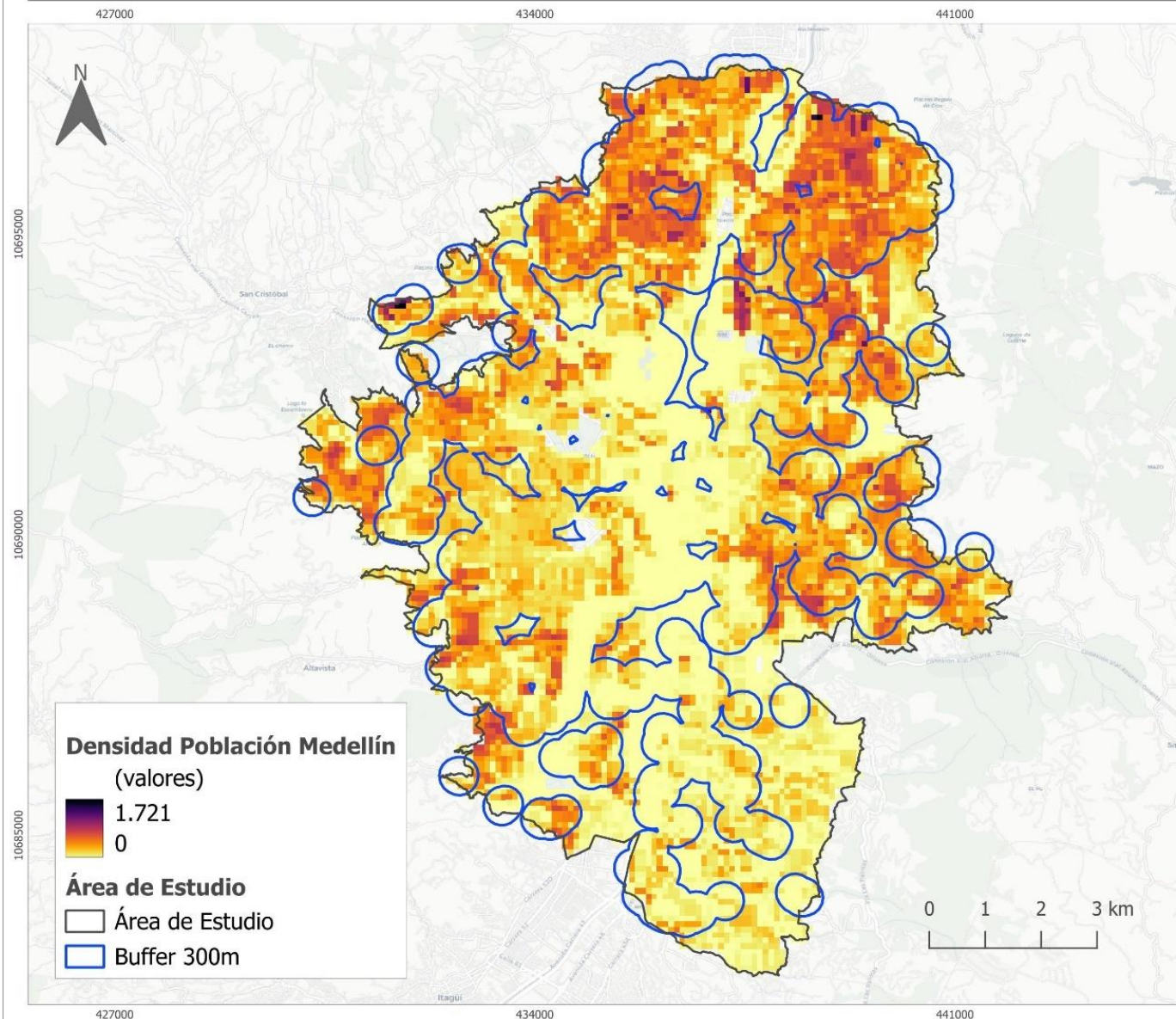


Figura 8. Mapa de distribución espacial Verde, Medellín. Fuente: elaboración propia.

# Relación entre Densidad de Población y Acceso Equitativo (>300m) - Medellín



Datum: MAGNA-SIRGAS  
Proyección: Nacional  
Huso: 18 Norte  
EPSG: 3116  
Escala: 1:100.000  
Basemap: ESRI Gray (light), NOAA, OpenStreetMap  
Fuente: ICDE Colombia, OCHA Data Exchange  
Autor: Nicolás Santos Domínguez

Figura 9. Mapa de densidad de población y acceso equitativo, Medellín. Fuente: elaboración propia.

## 2.4. Friburgo, Alemania.

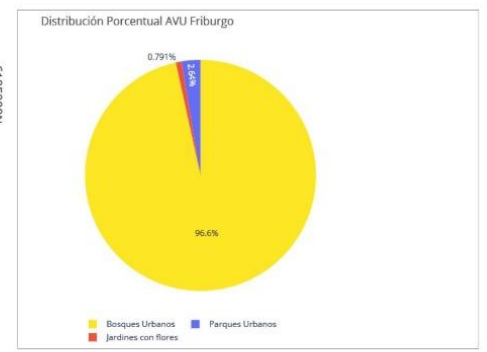
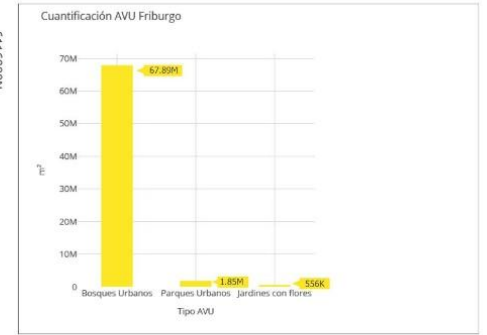
Los resultados del ICVS para Friburgo (0.81) la posicionan como un referente global en provisión de áreas verdes, aunque con un acceso menos universal del esperado. La ciudad alcanza la mayor superficie de área verde por habitante (205.58 m<sup>2</sup>/hab) entre todas las estudiadas, superando por un amplio margen los estándares internacionales y reflejando su consolidado modelo de "ciudad-bosque" (Sippel & Jenssen, 2009). Sin embargo, este notable desempeño en cantidad contrasta con una cobertura de acceso del 63.4%, lo que indica que más de un tercio de la población reside a más de 300 metros de un área verde formal.

Este perfil se enmarca en una caracterización estructural de las ciudades europeas que se diferencian fuertemente de las latinoamericanas. La brecha norte-sur en infraestructura verde no es solo de calidad, sino de escala y modelo de planificación: mientras ciudades como Friburgo han priorizado la conservación de grandes áreas forestales periurbanas y corredores ecológicos metropolitanos (ver Figura 10), las ciudades latinoamericanas enfrentan limitaciones de suelo urbano que las orientan hacia parques de menor escala pero mayor distribución espacial. Friburgo representa el modelo de abundancia ecológica, con grandes bosques accesibles circundantes que elevan significativamente el promedio de superficie por habitante, pero que no necesariamente se traducen en acceso peatonal directo para todos los vecindarios (ver Figura 11).

La ciudad, reconocida internacionalmente por sus políticas de sostenibilidad y planeación ecológica (Spanu et al., 2019), evidencia así una especie de "trade-off" entre conservación a gran escala y equidad distributiva fina. El alto valor del ICVS se sustenta principalmente en su extraordinaria provisión per cápita (ver Figura 10), que compensa su menor desempeño en acceso equitativo (ver Figura 11), revelando que incluso ciudades emblemáticas en planificación ambiental enfrentan desafíos para garantizar que los beneficios de la infraestructura verde alcancen a toda la población de manera equitativa.

Para facilitar la visualización detallada de los gráficos incluidos en las cartografías de Friburgo, se presentan en formato ampliado en los Anexos 9, 10, 11 y 12.

# Distribución Espacial de Áreas Verdes Urbanas - Friburgo



Datum: ETRS89  
 Proyección: Universal Transverse Mercator (UTM)  
 Huso: 32 Norte  
 EPSG: 25832  
 Escala: 1:150.000  
 Fuente: FreibrgGIS, Geodateninfrastruktur Deutschland  
 Basemap: ESRI Gray (light), NOAA, OpenStreetMap.  
 Autor: Nicolás Santos Domínguez

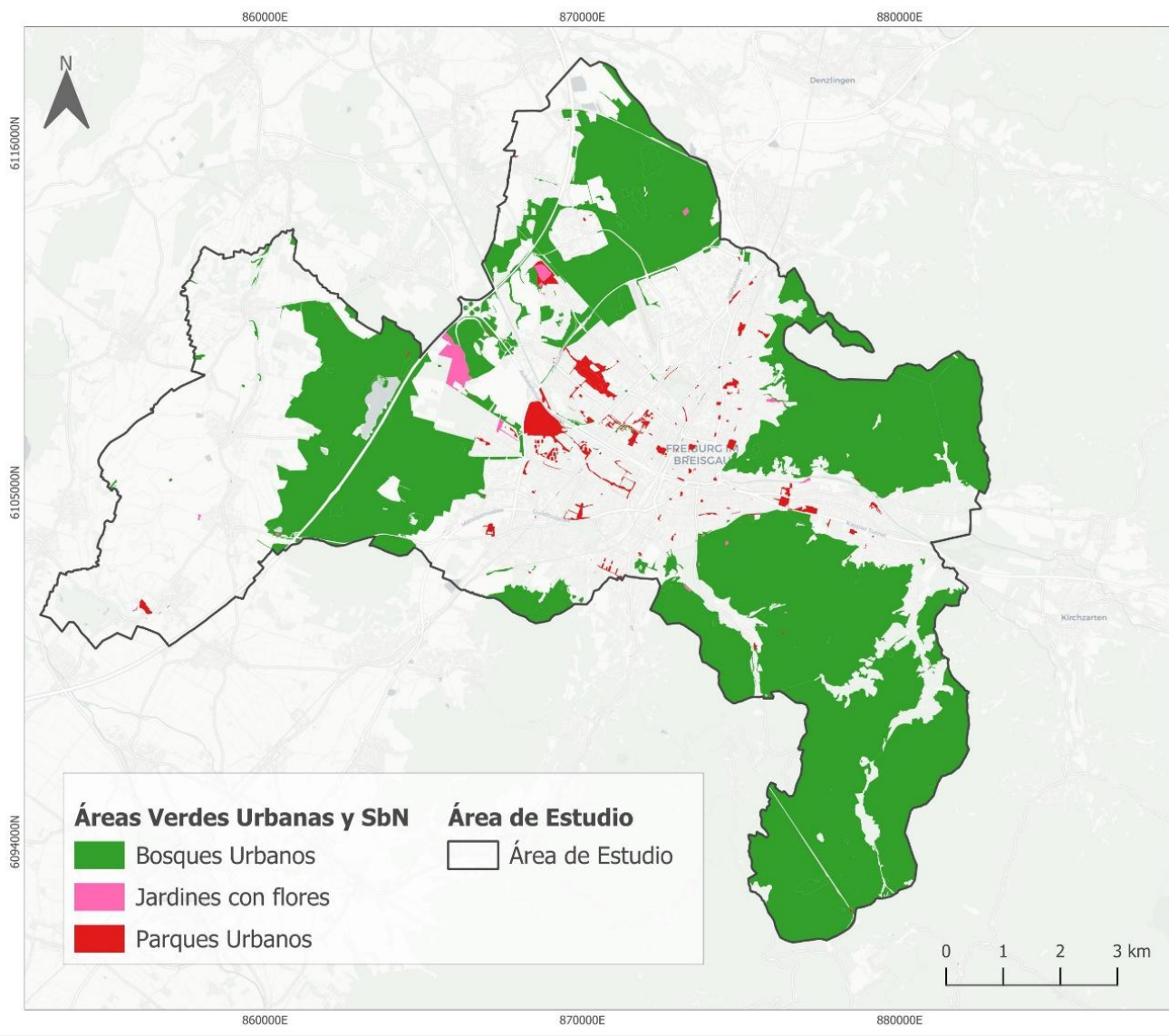
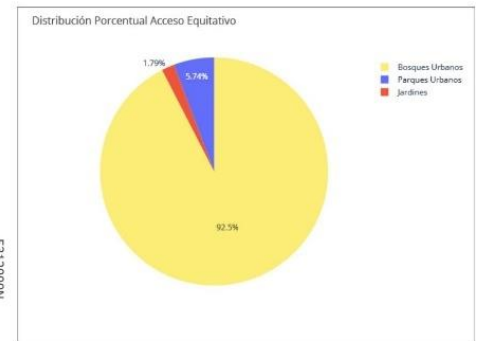
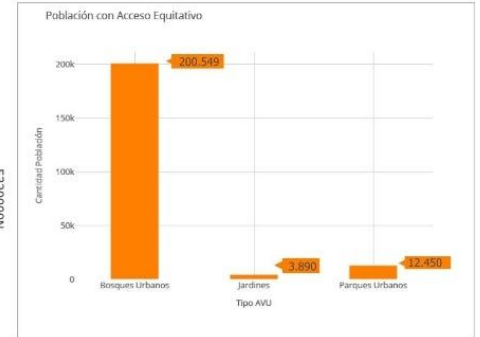
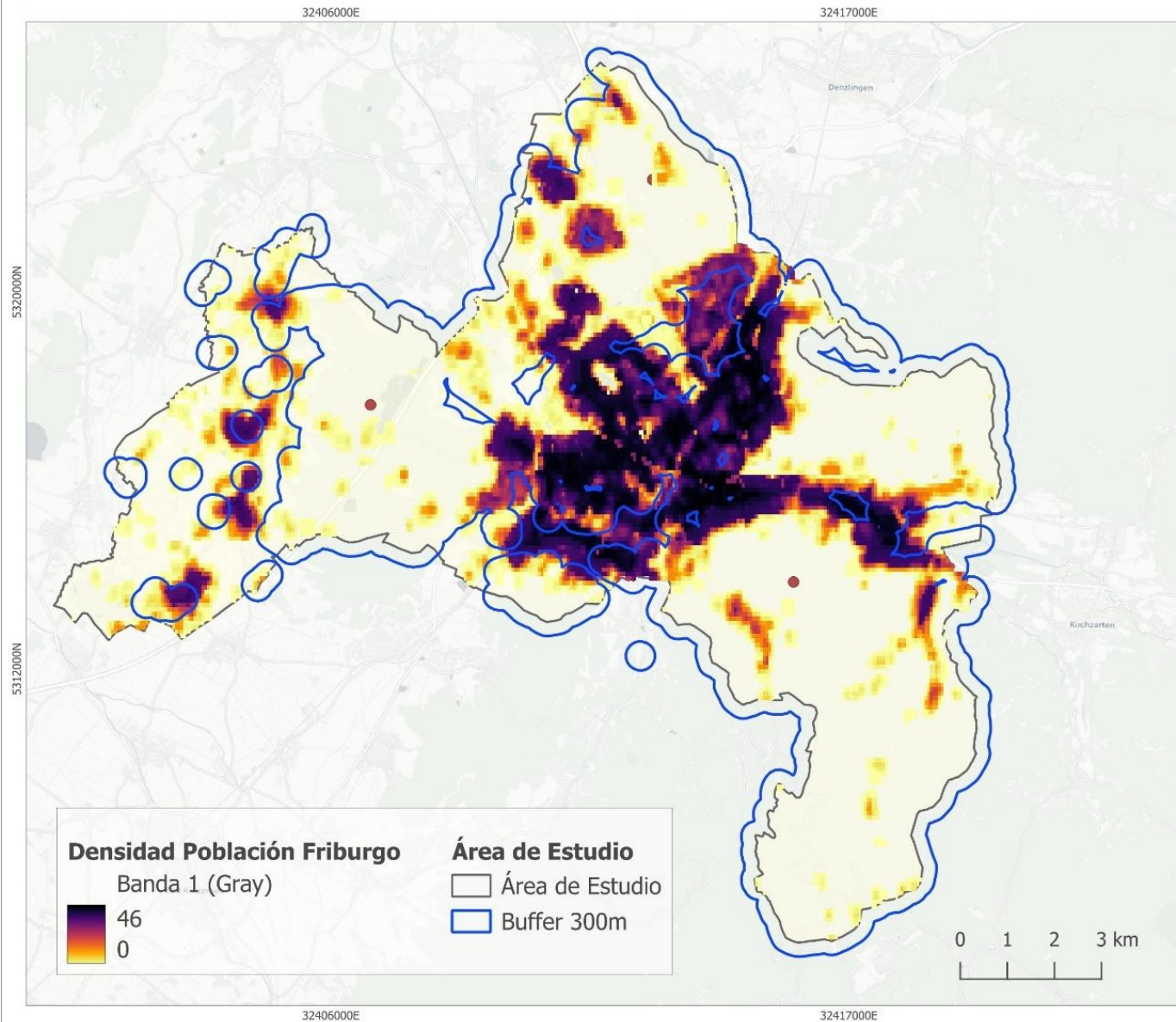


Figura 10. Mapa de distribución espacial verde, Friburgo. Fuente: elaboración propia.

# Relación entre Densidad de Población y Acceso Equitativo (>300m) - Friburgo



Datum: ETRS 89  
Proyección: Universal Transverse Mercator (UTM)  
Huso: 32 Norte  
EPSG: 25832  
Escala: 1:120.000  
Fuente: FreibrgGIS, OCHA Data Exchange  
Basemap: ESRI Gray (light), NOAA, OpenStreetMap  
Autor: Nicolás Santos Domínguez

Figura 11. Mapa de densidad de población y acceso equitativo, Friburgo. Fuente: elaboración propia.

## 2.5. Odense, Dinamarca.

Odense emerge como la ciudad con el mejor desempeño integral en el ICVS (0.91), combinando de manera excepcional una alta provisión de áreas verdes (184.42 m<sup>2</sup>/hab) con la mayor cobertura de acceso (94.6%) entre todas las ciudades estudiadas. Este resultado refleja un modelo de planificación verde balanceado y efectivo, donde la abundancia de espacio per cápita (ver Figura 12) se complementa con una distribución espacial que beneficia a prácticamente toda la población (ver Figura 13).

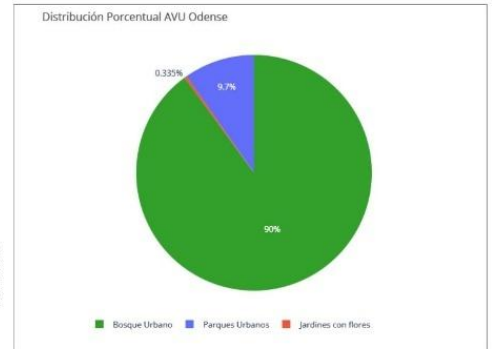
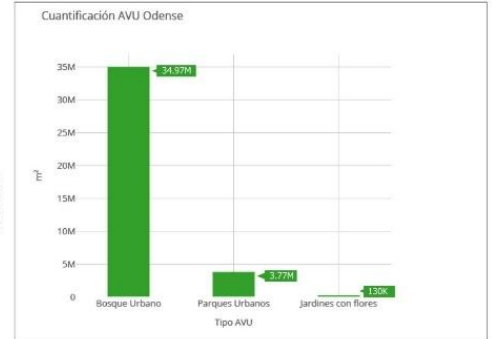
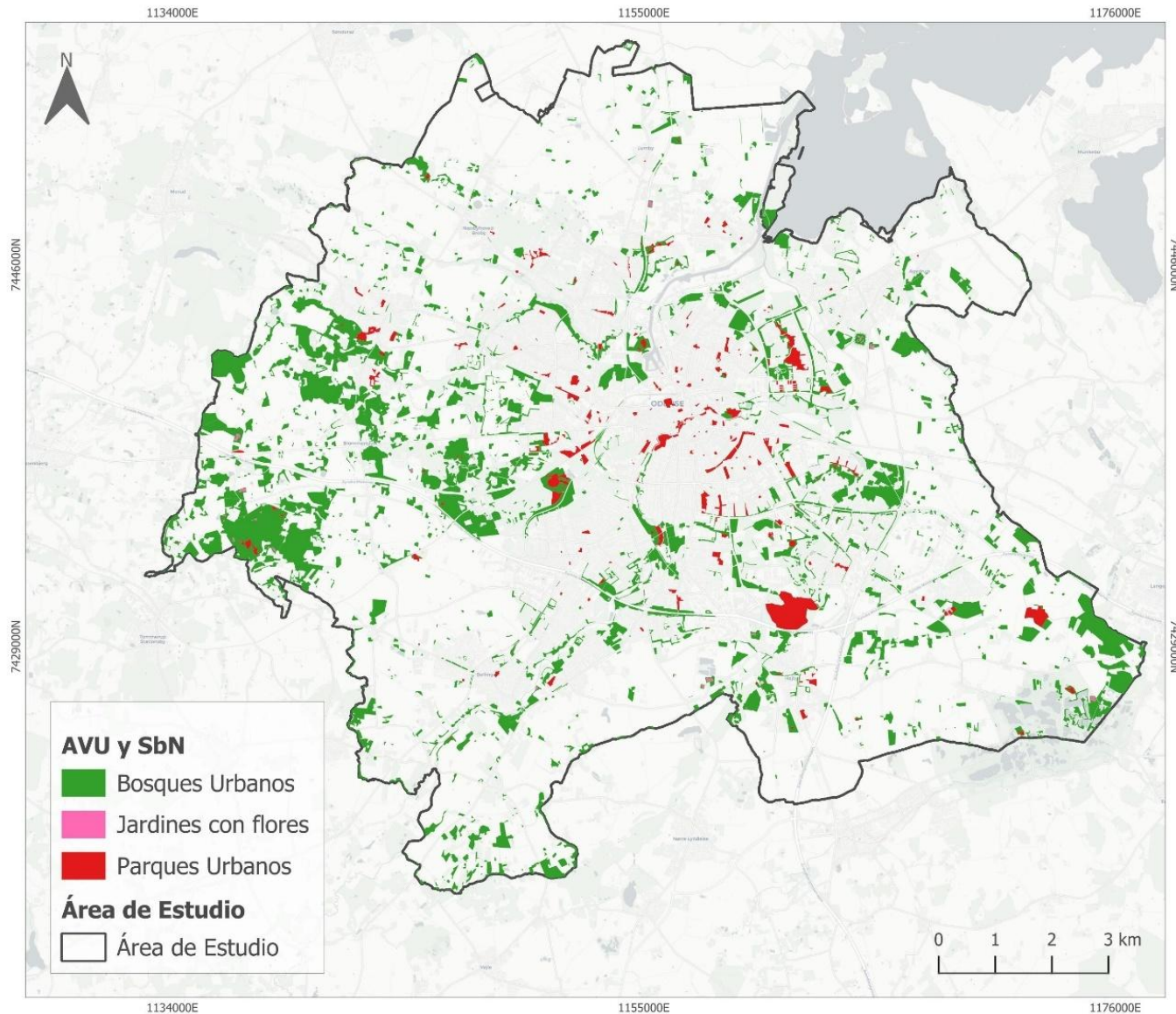
La ciudad encarna el paradigma nórdico de infraestructura verde integrada, caracterizado por la conservación sistemática de corredores biológicos, la integración de bosques urbanos dentro de la trama residencial, y una larga tradición de planeación urbano-ecológica. A diferencia de Friburgo, donde predominan grandes bosques periurbanos, Odense ha logrado distribuir sus áreas verdes en múltiples escalas (ver Figura 12) -desde grandes parques metropolitanos hasta pequeños bosques de barrio- garantizando así tanto la provisión suficiente como la accesibilidad peatonal (ver Figura 13). Este enfoque ha sido documentado como clave para maximizar los beneficios ecosistémicos y sociales de la infraestructura verde (Lanau & Liu, 2020).

El caso de Odense consolida la brecha norte-sur en modelos de planificación, pero demostrando que es posible superar el “trade-off” entre escala y accesibilidad. Mientras las ciudades latinoamericanas operan bajo restricciones severas de suelo y recursos, Odense representa un modelo de madurez en gobernanza verde, donde décadas de políticas coherentes han permitido tejer una red ecológica multifuncional que sirve simultáneamente a objetivos de conservación, recreación y equidad social.

El éxito de Odense se sustenta en mecanismos de gobernanza innovadores. El "Plan de Infraestructura Verde Municipal 2015-2025" establece objetivos cuantitativos vinculantes para superficie verde por habitante, conectividad ecológica y acceso equitativo, respaldado por instrumentos financieros específicos (Lanau et al., 2021). Además, se incorpora participación ciudadana temprana en el diseño de espacios verdes, lo que ha demostrado aumentar tanto la utilización como el sentido de apropiación comunitaria.

Para facilitar la visualización detallada de los gráficos incluidos en las cartografías de Odense, se presentan en formato ampliado en los Anexos 13, 14, 15 y 16.

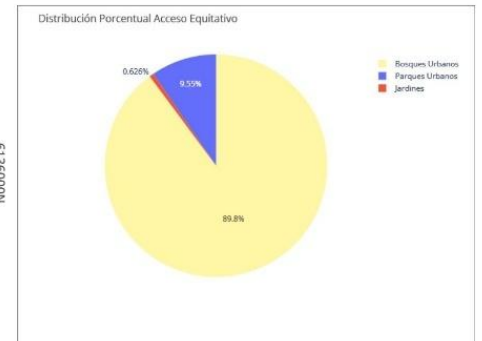
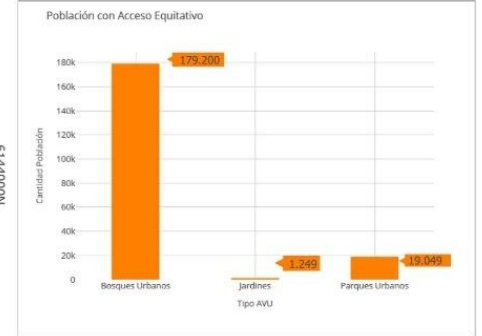
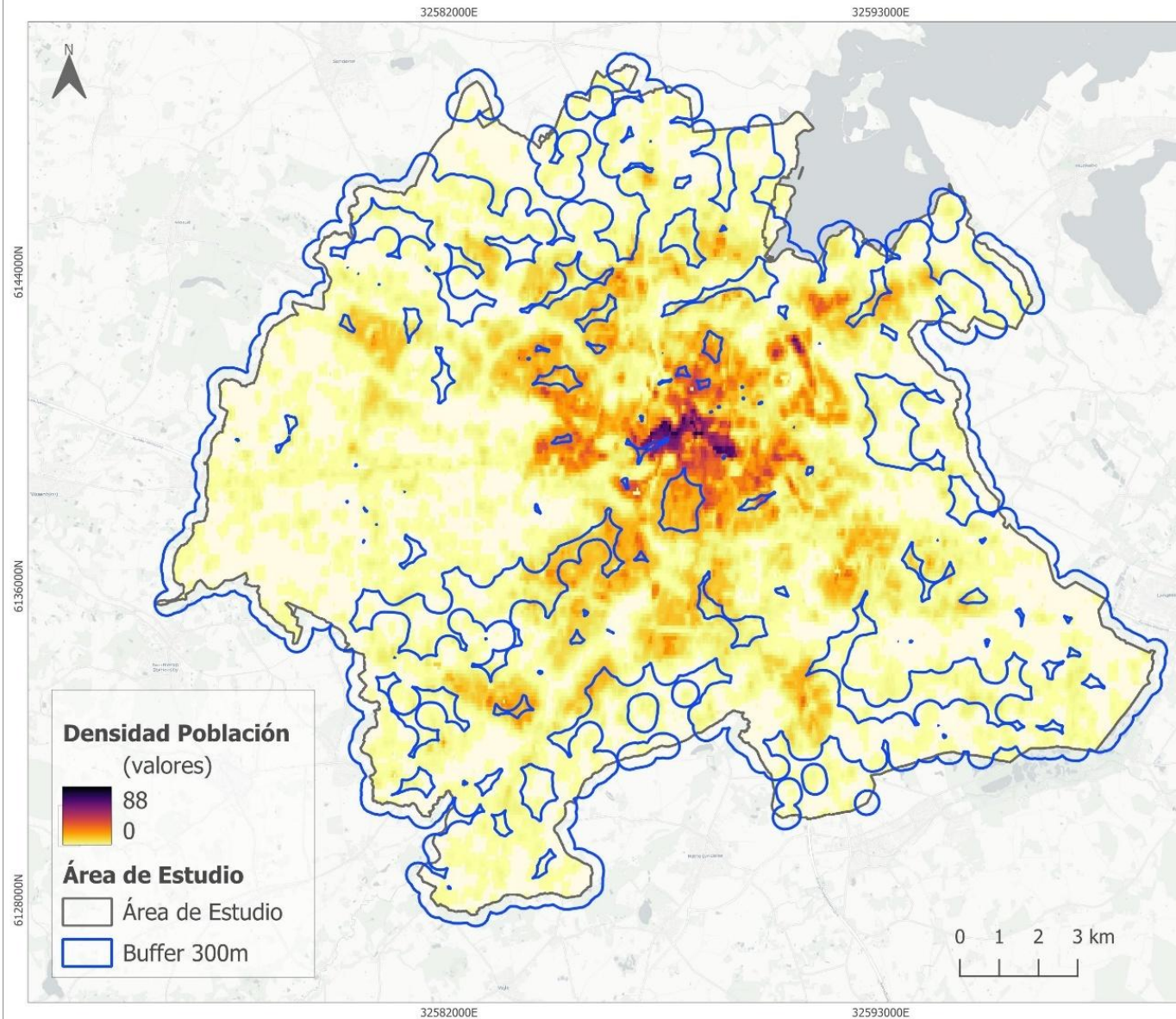
# Distribución Espacial de Áreas Verdes Urbanas - Odense, Dinamarca



Datum: ETRS89  
 Proyección: Universal Transverse Mercator (UTM)  
 Huso: 32 Norte  
 EPSG: 25832  
 Escala: 1:170.000  
 Fuente: Dataforsyningen.dk, Georum Denmark  
 Basemap: ESRI Gray (light), NOAA, OpenStreetMap.  
 Autor: Nicolás Santos Domínguez

Figura 12. Mapa de distribución espacial verde, Odense. Fuente: elaboración propia.

# Relación entre Densidad de Población y Acceso Equitativo (>300m) - Odense



Datum: ETRS 89  
 Proyección: Universal Transverse Mercator (UTM)  
 Huso: 32 Norte  
 EPSG: 25832  
 Escala: 1:120.000  
 Fuente: Geoforum Denmark, OCHA Data Exchange  
 Basemap: ESRI Gray (light), NOAA, OpenStreetMap  
 Autor: Nicolás Santos Domínguez

Figura 13. Mapa de densidad de población y acceso equitativo, Odense. Fuente: elaboración propia.

## **2.6. Integración Comparativa: modelos de ciudad verde y tensiones políticas.**

El análisis comparativo de Friburgo, Odense, Valdivia y Medellín revela patrones distintivos en la provisión y distribución de áreas verdes urbanas que reflejan diferencias asociadas a la diversidad de contextos geográficos, modelos de planificación y trayectorias de desarrollo urbano. La brecha norte-sur identificada trasciende lo cuantitativo para manifestarse en modelos estructuralmente diferentes en la integración de naturaleza urbana.

Las ciudades europeas (Odense y Friburgo) ejemplifican modelos de planificación verde maduros, donde décadas de funcionamiento de políticas y marcos regulatorios han permitido desarrollar sistemas integrados que priorizan tanto la conservación ecológica como el bienestar ciudadano (Spanu et al., 2019; Lanau et al., 2021). Sin embargo, dentro de este grupo emergen diferencias significativas: mientras Odense representa el paradigma nórdico de integración balanceada, combinando escala metropolitana con accesibilidad vecinal mediante una jerarquía bien articulada de espacios verdes, Friburgo encarna un modelo de ciudad-bosque, que privilegia la conservación de grandes masas verdes periurbanas, aunque con menores niveles de equidad en el acceso intraurbano. Esta diferencia ilustra cómo, incluso dentro de contextos europeos avanzados, persisten tensiones entre los objetivos de conservación a gran escala y la distribución equitativa de beneficios ambientales (ver fig. 14).

En contraste, las ciudades latinoamericanas (Valdivia y Medellín) reflejan los desafíos estructurales del urbanismo en desarrollo, donde la infraestructura verde compite con urgentes demandas de vivienda, movilidad y servicios básicos (Araque, 2024). Valdivia representa el modelo de capital natural no planificado, donde condiciones biogeográficas excepcionales (bosque valdiviano, humedales urbanos y locación fluvial) compensan una planificación fragmentada, resultando en alta provisión per cápita, pero con limitaciones en integración sistémica. Medellín, por su parte, ejemplifica el modelo de adaptación a la restricción extrema, donde la escasez crítica de suelo urbano ha impulsado soluciones innovadoras de pequeños parques intensivos que priorizan la distribución espacial sobre la calidad ecológica, logrando alta accesibilidad, pero mínima provisión per cápita (Anguelovski et al, 2018).

La comparación evidencia que no existe un modelo universal óptimo, sino aproximaciones contextualmente apropiadas. Las ciudades europeas demuestran que la excelencia en infraestructura verde requiere voluntad política sostenida, instrumentos de planificación robustos y visión a largo plazo. Las ciudades latinoamericanas, mientras tanto, ilustran cómo las ventajas comparativas naturales y la innovación bajo restricciones -de recursos y marcos regulatorios- pueden generar soluciones efectivas y relevantes (ver fig. 14).

El análisis identifica que la escala de intervención determina los beneficios obtenidos: mientras las grandes áreas verdes metropolitanas (Friburgo, Odense) proveen servicios ecosistémicos significativos, los pequeños parques distribuidos (Medellín) favorecen la equidad de acceso, pero limitan la funcionalidad ecológica. El caso excepcional de Odense sugiere que la articulación jerárquica de múltiples escalas representa la dirección más prometedora para el urbanismo ecológico futuro.

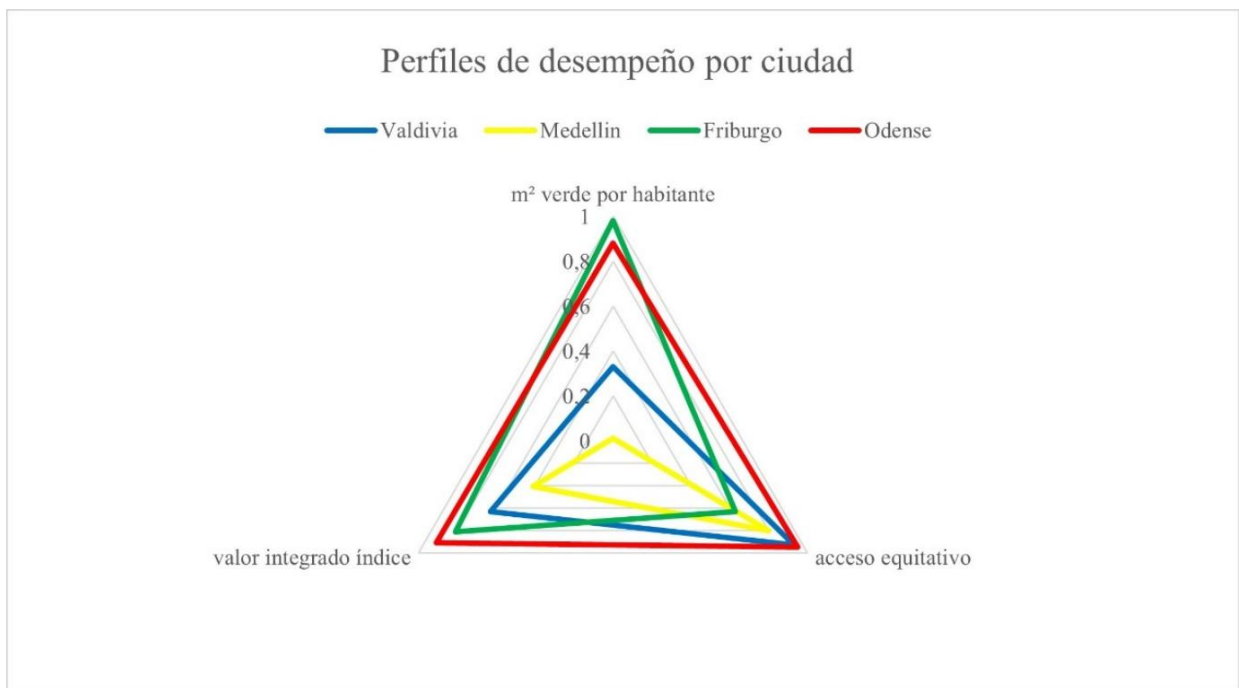


Figura 14. Perfiles de desempeño por ciudad. Fuente: elaboración propia.

El gráfico (Figura 14) permite visualizar de forma integrada el desempeño por ciudad de las dimensiones consideradas en el ICVS: superficie verde por habitante, acceso equitativo y valor total integrado. Identificando el grado de equilibrio o desbalance entre variables dentro de cada ciudad y comparar el comportamiento general entre contextos urbanos diversos.

## CAPÍTULO VI: DISCUSIÓN

El capítulo se estructura en dos (2) apartados. En primer lugar, se desarrollan los ejes de la discusión organizados en torno a los principales hallazgos: limitaciones de los paradigmas funcionalista y racional, tensión entre infraestructura verde del norte y del sur global, y las dimensiones de equidad y gobernanza urbana. Y, en segundo lugar, se exponen las recomendaciones estratégicas, formuladas a partir de la integración crítica entre teoría y evidencia empírica, orientadas a fortalecer la incorporación de SbN en procesos de planificación urbana y adaptación climática para contextos territoriales diversos.

### **1. Hallazgos conceptuales sobre SbN y su aplicación contemporánea.**

Los resultados obtenidos permiten sostener que tanto el urbanismo funcional como la planificación racional comparten una raíz epistemológica común: la aspiración a la eficiencia y el control espacial, que históricamente ha derivado en una concepción instrumental y subordinada de la naturaleza. Este hallazgo coincide con lo planteado por Hall (2014) y Allmendinger (2009), quienes advierten que los paradigmas modernos de planificación se fundan en la idea de la ciudad como un sistema técnico ordenable, donde los elementos naturales no son parte constitutiva del funcionamiento urbano, sino variables que deben ser contenidas, reguladas o estetizadas (Burley, 2018).

En el caso del urbanismo funcional, la evidencia analizada sugiere que su estructura teórica -formalizada en la “Carta de Atenas” (Le Corbusier, 1943)- institucionalizó la separación entre funciones urbanas, consolidando una zonificación rígida que desplazó la naturaleza a los márgenes de la ciudad. Este patrón, que los resultados revelan como persistente en diversas tradiciones urbanas, configuró una morfología fragmentada y carente de continuidad ecológica. Lens (2022) y Jacobs (1961) ya habían advertido que esta organización espacial, lejos de garantizar orden, reproducía desigualdad socioambiental y segregación en el acceso a los bienes verdes. En efecto, la zonificación no sólo separó funciones, sino que jerarquizó territorios: los espacios productivos y de movilidad fueron priorizados, mientras que los ecosistemas urbanos fueron confinados a enclaves ornamentales o a zonas “no urbanizables” (Childers et al., 2015).

La planificación racional reforzó estos supuestos mediante su racionalidad instrumental. Al tratar la ciudad como un sistema descomponible y optimizable, este enfoque tecnocrático redujo los procesos ecológicos a meras restricciones del planeamiento (Faludi, 1973; Healey, 1997). Los resultados del estudio muestran que esta lógica produjo tres consecuencias interrelacionadas: fragmentación ecológica, vulnerabilidad socioambiental e inercia institucional. En otras palabras, la planificación racional no sólo invisibilizó la

naturaleza, sino que la transformó en una categoría jurídica o técnica de “suelo no apto”, “área de riesgo”, negando su potencial como infraestructura ecológica (Douglas, 2019; Allmendinger, 2009).

Esta revisión revela una tensión estructural entre la lógica moderna de orden y la necesidad contemporánea de adaptación a las consecuencias materiales del cambio climático. Los modelos funcional y racional privilegiaron la previsión de servicios/consumo y la estabilidad, frente a la variabilidad y complejidad de los procesos ecológicos urbanos, generando ciudades inflexibles ante fenómenos como las ICU, inundaciones o pérdida de biodiversidad. Desde la perspectiva de las SbN, esta limitación se traduce en un obstáculo epistemológico: los sistemas urbanos se siguen planificando como espacios cerrados, donde la naturaleza no es agente sino escenario. Así, la marginación ecológica no sólo fue una consecuencia del diseño funcionalista y/o racional, sino la expresión de una ontología urbana que disocia sociedad y naturaleza (Gandy, 2002; Pickett et al., 2013).

De esta manera, los resultados permiten reinterpretar los paradigmas analizados: el urbanismo funcional fracasa en la integración ecológica al fragmentar el territorio y eliminar la continuidad verde; la planificación racional falla en la multiescalaridad, al no reconocer la interdependencia entre escalas ecológicas y sociales; y ambos enfoques omiten la equidad de acceso, al supeditar el bienestar ambiental a la lógica del orden y la eficiencia centralizada asociada a indicadores técnicos, macroeconómicos y financieros. En conjunto, estas limitaciones explican por qué la transición hacia ciudades verdes requiere no solo nuevos instrumentos, sino un cambio de paradigma en la forma de concebir la relación entre ciudad y naturaleza, donde las SbN permiten un punto de partida.

En el caso de los resultados del ICVS, se evidencia un hallazgo central: la brecha entre modelos de planificación y escala territorial. Mientras las ciudades europeas -Friburgo y Odense- han priorizado la conservación y manejo de grandes áreas forestales urbanas y periurbanas, las latinoamericanas -Valdivia y Medellín- enfrentan severas restricciones de suelo urbano y dependencia de instrumentos de gestión fragmentados, orientándose hacia una planificación verde de menor escala, pero mayor distribución espacial y accesibilidad.

Esta diferencia no refleja una jerarquía de desarrollo ni una “superioridad” de los modelos europeos, sino divergencias estructurales en los modos de producción del espacio urbano. En el Norte global, la disponibilidad de suelo, la estabilidad institucional y la continuidad de políticas públicas han permitido consolidar parques forestales urbanos y corredores ecológicos de gran extensión, integrados a la planificación territorial desde marcos regulatorios robustos. En cambio, en el Sur global, la presión del crecimiento urbano, la desigualdad socioespacial y los marcos normativos discontinuos impulsan estrategias de optimización del espacio verde, donde predomina la fragmentación, pero también la búsqueda de equidad en el acceso y cercanía.

En este sentido, los resultados del ICVS: 17,96 m<sup>2</sup>/hab en Odense, 13,21 m<sup>2</sup>/hab en Friburgo, frente a 1,66 m<sup>2</sup>/hab en Medellín y 6,85 m<sup>2</sup>/hab en Valdivia, no deben interpretarse como indicadores de desempeño ecológico intrínseco, sino como expresiones materiales de realidades urbanas distintas. Las ciudades europeas articulan una sostenibilidad basada en la escala y la calidad ecológica de sus espacios, mientras las latinoamericanas priorizan la proximidad y la justicia ambiental en contextos de restricción estructural.

En ese sentido, estas diferencias se inscriben en lo que Santos (2000) denomina “territorios de alta y baja intensidad institucional”. Friburgo y Odense operan en contextos de marcos regulatorios robustos, financiamiento estatal sostenido y décadas de acumulación de capital, que les han permitido consolidar modelos de planificación verde ambiciosos y de largo plazo, mientras que Valdivia y Medellín enfrentan circuitos menos consolidados de gestión urbana, donde la infraestructura ecológica compite con demandas sociales en contextos de financiamiento limitado y gobernanza fragmentada (Brinkley & Wagner, 2022).

Esta disparidad revela procesos más amplios de acumulación por desposesión ambiental (Harvey, 2004), donde la capacidad del Norte global para destinar amplios territorios urbanos a la conservación se sostiene sobre la externalización histórica de costos ecológicos hacia la periferia. Las amplias reservas forestales de Odense o Friburgo -conectadas a redes metropolitanas y zonas de amortiguación ecológica- contrastan con las áreas verdes discontinuas y presionadas por el crecimiento en Medellín o Valdivia. No obstante, estas últimas muestran una dimensión política singular: la emergencia de epistemologías verdes situadas (Escobar, 2015), en las que la infraestructura verde se concibe menos como recurso paisajístico y más como soporte de justicia espacial, apropiación comunitaria y derecho a la ciudad.

La lectura de los resultados sugiere que las SbN no pueden entenderse como una estrategia innovadora universal, sino como un campo de disputa territorial y epistémica (Escobar, 2016). Puesto que, las ciudades del Norte global institucionalizan la sostenibilidad mediante estructuras planificadas y tecnificadas, mientras las del Sur la producen desde la práctica, la apropiación y la cooperación.

En Medellín, por ejemplo, los corredores verdes urbanos combinan restauración ecológica con inclusión social, aunque enfrentan riesgos de gentrificación ambiental, en los últimos años han alcanzado indicadores satisfactorios en lo que respecta a la disminución de ICU gracias a la provisión y fortalecimiento de corredores verdes y parques urbanos (Anguelovski et al., 2018). En Valdivia, la planificación ecológica emerge del entrelazamiento entre gestión de riesgos, recuperación de humedales y planificación participativa. Ambos casos configuran lo que Zibechi (2008) denomina “territorios de resistencia”, donde la demanda por vegetación urbana se articula con luchas por vivienda, movilidad y soberanía territorial y alimentaria (Breuste, 2020).

Por tanto, las diferencias detectadas por el ICVS permiten constatar que las brechas identificadas entre el Norte y el Sur global evidencian que la infraestructura verde sigue respondiendo a lógicas históricas de desigualdad espacial y desposesión ambiental (Harvey, 2012). Sin embargo, también revelan la posibilidad de una transición hacia un modelo urbano que logre integrar la naturaleza como infraestructura viva y no como residuo ornamental (Elmqvist, 2015).

En conjunto, los resultados invitan a repensar las SbN no como receta técnica, sino como práctica situada que refleja, en cada contexto, el modo en que la ciudad disputa y reconfigura su vínculo con la naturaleza.

### **3. Recomendaciones estratégicas.**

La integración de los hallazgos teóricos y empíricos obtenidos permite avanzar desde la comprensión crítica hacia la formulación de orientaciones estratégicas para una transición urbana basada en la naturaleza. En coherencia con los ejes de discusión desarrollados se proponen tres principios rectores que orientan la reformulación de la planificación urbana para operacionalizar las SbN: multiescalaridad, gobernanza participativa e integración ecológica.

#### **3.1. Principio de multiescalaridad.**

El primer principio es la multiescalaridad, que emerge como respuesta directa a las limitaciones de los enfoques tradicionales que optaron por fragmentar la ciudad en unidades aisladas y ecológicamente discontinuas (Borer et al, 2000). Desde la perspectiva basada en la naturaleza, planificar implica reconocer la ciudad como un sistema socioecológico interdependiente, donde los procesos ecológicos -hidrológicos, climáticos y biológicos- operan simultáneamente en diferentes escalas -comunal, metropolitana, regional- (McPhearson et al., 2016). En este sentido, el hallazgo más significativo del ICVS refuerza esta orientación: las diferencias significativas en superficie verde por habitante y en el tipo de infraestructura ecológica en ciudades del norte y del sur evidencian modelos de planificación escalarmente disímiles.

La multiescalaridad implica: (1) Diseñar en capas, es decir, incorporar las SbN como “infraestructuras vivas” que articulan soluciones puntuales (plazas permeables, jardines de lluvia) con redes (corredores verdes/azules) y con mosaicos regionales (bosques periurbanos, humedales de cuenca). Estas capas deben interoperar: por ejemplo, un sistema de infiltración en barrio debe desagregar su aporte a la red hidrológica metropolitana y, a su vez, conectarse con áreas naturales periurbanas que sostienen biodiversidad, entre tantas otras posibilidades. (2) Coherencia normativa y de IPT, requiriendo incorporar productos y

mapas ecológicos en planes reguladores, planes de adaptación y planes de ordenamiento regional para advertir y prevenir contradicciones entre inversiones a distintas escalas -como obras lineales de transporte que fragmentan corredores ecológicos-. Estos hallazgos, recomiendan explícitamente integrar la planificación con SbN en instrumentos formales para sostener continuidad espacial y temporal. Y (3) Evaluación y ajuste periódico permanente, es decir, adoptar indicadores e índices que midan simultáneamente resultados locales (uso público, reducción de temperaturas) y sistémicos (conectividad de hábitats, capacidad de retención hídrica en cuenca hidrográfica), para priorizar intervenciones con mayor efecto agregado.

### **3.2. Principio de gobernanza participativa.**

Este segundo principio, constituye el eje regulatorio que logra construir una articulación entre la dimensión social y política de las SbN (Ahren, 2012). La evidencia comparada muestra que la sostenibilidad urbana se fortalece cuando los procesos de diseño, implementación y mantenimiento de infraestructura verde se vinculan activamente con las comunidades locales, organizaciones sociales, coordinadoras ambientales/territoriales y sociedad civil (Alberti et al., 2003). Experiencias como Medellín evidencian que, la apropiación comunitaria de los espacios verdes genera innovaciones institucionales de base, consolidando prácticas de planificación urbana colectiva que dialogan con demandas sociales como el derecho a la ciudad (Frantzeskaki et al., 2019; Anguelovski et al., 2019). Por tanto, la gobernanza participativa no es solo una condicionante ética, sino una estrategia de sostenibilidad a largo plazo.

Se sustenta en la idea de que la legitimidad y efectividad de las políticas ambientales dependen de su capacidad para integrar conocimiento técnico y saberes locales (Bäckstrand, 2006). En el marco de las SbN, esto implica pasar de una gobernanza vertical, basada en la jerarquía institucional y el control administrativo, hacia formas policéntricas y colaborativas que reconozcan la diversidad de actores y escalas implicadas (Ostrom, 2010). De esta forma, la gobernanza participativa no se limita a la consulta pública, sino que exige una redistribución real del poder decisional sobre la gestión del territorio, incorporando mecanismos de deliberación, cogestión y aprendizaje colectivo (Agyeman, 2003).

La adopción de este principio responde a tres objetivos estratégicos: (1) garantizar la apropiación social y la sostenibilidad a largo plazo de las SbN mediante la implicación activa de las comunidades; (2) fomentar la innovación institucional y social, al integrar perspectivas diversas en la resolución de problemas complejos; y (3) fortalecer la equidad ambiental, asegurando que los beneficios derivados de las SbN se distribuyan de manera justa entre distintos grupos socioeconómicos y territoriales (Frantzeskaki et al., 2019; Vicent, 2017).

### **3.3. Principio de integración ecológica.**

El principio de integración ecológica constituye el núcleo estructural de las SbN, al situar los procesos ecológicos como soporte fundamental del funcionamiento urbano y reconociendo que la ciudad no es un sistema autónomo ni aislado, sino un subsistema dentro del ecosistema regional (Alberti, 2007). Y su viabilidad depende de la capacidad de mantener flujos materiales, energéticos y biológicos coherentes con la capacidad y límite del contexto biofísico urbano (Du Plessis, 2011). La integración ecológica, en este sentido, implica que las SbN deben diseñarse y gestionarse como infraestructuras vivas interconectadas, que restituyan funciones ecosistémicas degradadas, fortalezcan la conservación de la biodiversidad urbana y actúen frente a las consecuencias materiales del cambio climático (Eggermont et al., 2015).

La integración ecológica se apoya en el paradigma de la ecología del paisaje y en los enfoques de infraestructura verde-azul, los cuales enfatizan la necesidad de conservar y restaurar la conectividad entre hábitats dentro y fuera del ámbito urbano (Forman, 2014; Benedict & McMahon, 2006).

Desde esta perspectiva, el propósito del principio es triple: (1) Reconectar la matriz ecológica fragmentada por el desarrollo urbano. (2) Restaurar funciones ecológicas clave --como infiltración hídrica, regulación microclimática y provisión de hábitats-. (3) Reintegrar los valores ecológicos en la estructura física y simbólica de la ciudad.

Superar la fragmentación ecológica producida por el urbanismo funcional requiere transitar de una planificación que margina la naturaleza a través de su zonificación o estetización, hacia una que conciba la naturaleza como infraestructura esencial del metabolismo urbano (Ahern, 2012). Este principio promueve una transición conceptual: de naturaleza como “decorado” o “amenidad” a comprenderla como un sistema operativo que sostiene procesos sociales y biofísicos (Grimm et al., 2008).

La implementación de este principio exige su transversalización en los instrumentos de planificación y normativa urbana: (1) Incorporando la red de infraestructura verde en los planes de ordenamiento territorial como un sistema estructurante del espacio urbano. (2) Aplicando evaluaciones ambientales estratégicas (EAE) que incluyan métricas de conectividad ecológica y fragmentación del hábitat. (3) Establecer zonas de amortiguación ecológica entre áreas naturales y suelo urbano consolidado, evitando la expansión descontrolada sobre ecosistemas sensibles. (4) Integrando criterios de diseño ecológico urbano en las normativas de construcción y en licitaciones públicas, priorizando vegetación autóctona, permeabilidad del suelo y eficiencia energética carbono neutral.

## CAPÍTULO VII: CONCLUSIONES

La investigación tuvo como principal propósito evaluar críticamente las SbN como estrategia de transformación verde urbana, articulando aportes de la planificación urbana, la ecología y el cambio climático. A través de un enfoque interdisciplinario, el trabajo integró análisis teórico y empírico -incluyendo la revisión de marcos conceptuales, la construcción del Índice de Ciudades Verdes con SbN (ICVS) y el estudio comparativo de cuatro casos urbanos: Valdivia, Medellín, Friburgo y Odense- para identificar las principales potencialidades, limitantes y tensiones que caracterizan las experiencias de incorporación de la naturaleza en la ciudad.

En primer lugar, el estudio evidenció que los enfoques tradicionales de urbanismo funcional y planificación racional han limitado estructuralmente la integración de la naturaleza en el espacio urbano. La segmentación del territorio en zonas exclusivas de uso, la prioridad otorgada a la movilidad motorizada y la visión tecnocrática de la planificación redujeron la naturaleza a un elemento ornamental o pasivo. Estos modelos, orientados a la eficiencia y la previsibilidad, derivaron en ciudades fragmentadas, dependientes de infraestructura gris y con escasa capacidad adaptativa frente a desafíos contemporáneos como el cambio climático o la pérdida de biodiversidad.

Desde la perspectiva de las SbN, esta herencia funcionalista constituye una barrera epistemológica: los sistemas urbanos continúan siendo concebidos como espacios cerrados, donde la naturaleza no actúa como agente, sino como escenario. La superación de esta dicotomía requiere un cambio de paradigma hacia una planificación ecológica y relacional, en la que los procesos naturales sean parte constitutiva de la estructura urbana.

En segundo término, el análisis comparado del ICVS reveló una diferencia escalar y estructural profunda entre los modelos de planificación del Norte y del Sur global. Mientras las ciudades europeas -Friburgo y Odense- han consolidado políticas de conservación y conectividad ecológica basadas en amplias áreas forestales y corredores periurbanos, las latinoamericanas -Valdivia y Medellín- muestran una planificación fragmentada, con redes de parques y bosques urbanos de menor escala, pero mayor distribución territorial.

Este hallazgo es crucial: las diferencias no reflejan superioridad ecológica, sino modelos de planificación divergentes, donde Europa privilegia la escala y la calidad ecológica, y América Latina prioriza la equidad espacial y el acceso social. La infraestructura verde, en consecuencia, no puede evaluarse solo por extensión. Hay que considerar también su función social y ecológica dentro de cada contexto urbano, las cuales responden a configuraciones históricas, físicas y ambientales.

La investigación aporta un marco analítico interdisciplinario para evaluar la incorporación de SbN en la planificación urbana, integrando tres dimensiones: (1) Ecológica, vinculada a la integración funcional de los ecosistemas en la estructura urbana. (2) Social y política, asociada a la equidad, participación y gobernanza del territorio. (3) Escalar, que reconoce la coexistencia e interdependencia de procesos locales, metropolitanos y regionales en la implementación efectiva de SbN.

Asimismo, el ICVS presenta una herramienta técnica y metodológica innovadora, al combinar variables ecológicas, sociales y de gobernanza en una lectura comparativa que permite identificar brechas estructurales y orientar políticas públicas hacia la equidad ambiental.

En el plano propositivo y producto de la integración teórico-empírica se derivan tres principios orientadores para guiar la transición material hacia ciudades verdes: (1) Multiescalaridad, (2) Gobernanza participativa. (3) Integración ecológica.

De esta manera, los resultados de esta investigación permiten sostener que las SbN no son un modelo estratégico cerrado ni determinado, sino un campo de innovación en disputa, donde confluyen dimensiones ecológicas, sociales y políticas. Por lo que su efectividad dependerá de la capacidad de cada ciudad para traducir los principios de multiescalaridad, gobernanza participativa e integración ecológica en diseños concretos y situados.

Además, se observa en paralelo la existencia de dimensiones que deben ser reforzadas para lograr procesos de integración verde efectivos, entre ellas: (1) Fortalecimiento de marcos normativos y financieros robustos que reconozcan el valor de la infraestructura verde como componente esencial del desarrollo urbano. (2) Urgencia en la superación de brechas de información y capacidades técnicas en gobiernos locales del Sur global. (3) Incorporación de indicadores integrados (I+I+I) como el ICVS en instrumentos de planificación y evaluación urbana para monitorear avances en equidad y accesibilidad.

La investigación concluye que la transformación verde de las ciudades no se logrará únicamente mediante la expansión de áreas verdes, sino a través de un cambio de paradigma en la forma de percibir la relación entre naturaleza y ciudad. Las SbN ofrecen una vía posible para repensar el urbanismo desde la regeneración, la equidad y la democracia ambiental. En última instancia, avanzar hacia ciudades verdes implica reconocer que el espacio urbano es un bien colectivo (Santos, 2000) y que la planificación urbana ecológica es una acción de justicia territorial.

## CAPÍTULO VIII: BIBLIOGRAFÍA.

- Agyeman, J., Bullard, R., & Evans, B. (2003). *Just Sustainabilities: Development in an Unequal World*. MIT Press.
- Ahern, J. (2012). *Urban landscape sustainability and resilience: the promise and challenges of integrating ecology with urban planning and design*. *Landscape Ecology*, 28(6), 1203–1212. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9799-z>
- Alberti, M., Marzluff, J., Shulenberger, E., Bradley, G., Ryan, C., & Zumbrunnen, C. (2003). *Integrating humans into ecology: Opportunities and challenges for studying urban ecosystems*. *BioScience*, 53(12), 1169–1179. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[1169:IHIEOA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[1169:IHIEOA]2.0.CO;2)
- Alberti, M. (2007). *Advances in urban ecology: integrating humans and ecological processes in urban ecosystems*. In Springer eBooks. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-75510-6>
- Alberti, M. (2016). *Cities That Think like Planets: Complexity, Resilience, and Innovation in Hybrid Ecosystems*. University of Washington Press.
- Allmendinger, P. (2009). *Planning theory*. Palgrave Macmillan.
- Andersson, E., (2014). *Reconnecting cities to the biosphere: Stewardship of green infrastructure and urban ecosystem services*. *Ambio*, 43(4), 445–453. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0506-y>
- Anguelovski, I. (2015). *From toxic sites to parks as (green) lulus? New challenges of inequity, privilege, gentrification, and exclusion for urban environmental justice*. *Journal of Planning Literature*, 31(1), 23–36. <https://doi.org/10.1177/0885412215610491>
- Anguelovski, I., Irazábal-Zurita, C., & Connolly, J. J. (2018). *Paisajes urbanos acaparados: tensiones socioespaciales en la planificación de infraestructura verde en Medellín*. *Revista Internacional de Investigación Urbana y Regional* 43(2). <http://dx.doi.org/10.1111/1468-2427.12725>
- Araque, J. (2024). *Urbanismo Convergente: vida urbana, paisaje humano*. Seminario Internacional de Investigación en Urbanismo. <https://doi.org/10.5821/siiu.12723>

- Bäckstrand, K. (2006). *Multi-stakeholder partnerships for sustainable development: rethinking legitimacy, accountability and effectiveness*. *European Environment*, 16(5), 290–306. <https://doi.org/10.1002/eet.425>
- Banister, D. (2008). *The sustainable mobility paradigm*. *Transport Policy*, 15(2), 73–80. <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2007.10.005>
- Bendict, M. & McMahon, E. (2006) *Green Infrastructure: linking landscapes and communities*. Island Press: Washington DC.
- Biagi, F. (2021). *Henri Lefebvre's critique of Le Corbusier's urban functionalism*. *International Critical Thought*, 11(4), 599–615. <https://doi.org/10.1080/21598282.2021.2010587>
- Borer, E., Collins, J., Fagan, W., Grimm, N., Hope, D., Kinzig, A., & Wu, J. (2000). *A new urban ecology*. *American Scientist*, 88(5), 416. <https://doi.org/10.1511/2000.5.416>
- Breuste, J. (2020). *The Green City: General Concept*. In *Cities and nature* (pp. 1–15). [https://doi.org/10.1007/978-3-030-37716-8\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-030-37716-8_1)
- Bryman, A. (2016). *Social Research Methods* (5th ed.). Oxford University Press.
- Brinkley, C., & Wagner, J. (2022). *Who Is Planning for Environmental Justice—and How?* *Journal of the American Planning Association*, 90, 63 - 76. <https://doi.org/10.1080/01944363.2022.2118155>
- Bulkeley, H., Broto, V., & Edwards, G. (2014). *An urban politics of climate change*. In Routledge eBooks. <https://doi.org/10.4324/9781315763040>
- Burley, J. B. (2018). *The Emergence of Landscape Urbanism: A Chronological Criticism essay*. *Land*, 7(4), 147. <https://doi.org/10.3390/land7040147>
- Canaza-Choque, F. (2019). *De la Educación Ambiental al Desarrollo Sostenible: desafíos y tensiones en los tiempos del cambio climático*. *Revista De Ciencias Sociales*, 155-172. <https://doi.org/10.15517/rcs.v0i165.40070>
- Chadwick, G. (1971). *A systems view of planning: Towards a theory of the urban and regional planning process*. Pergamon Press.
- Childers, D., Cadenasso, M., Grove, J., Marshall, V., McGrath, B., & Pickett, S. (2015). *An Ecology for Cities: a transformational nexus of design and ecology to advance*

- climate change resilience and urban sustainability*. Sustainability, 7(4), 3774–3791.  
<https://doi.org/10.3390/su7043774>
- Chile. (2023). *Ley N.º 21.600 Crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas y el Sistema Nacional de Áreas Protegidas*. Diario Oficial de la República de Chile, 26 de junio de 2023. <https://bcn.cl/3evks>
- Choay, F. (1965). *El urbanismo: utopías y realidades. Una antología*. Barcelona: Lumen.
- Cohen-Shacham, E., Janzen, C., Maginnis, S., & Walters, G. (2016). *Soluciones basadas en la Naturaleza para abordar los desafíos sociales globales*. IUCN. Gland: Suiza.  
<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.13.en>
- Cousins, J. J. (2020). *Justice in nature-based solutions: Research and pathways*. Ecological Economics, 180, 106874. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106874>
- Coutts, C., & Hahn, M. (2015). *Green infrastructure, ecosystem services, and human health*. International Journal of Environmental Research and Public Health, 12(8), 9768–9798. <https://doi.org/10.3390/ijerph120809768>
- Creswell, J. W., & Plano Clark, V. L. (2018). *Designing and Conducting Mixed Methods Research* (3rd ed.). SAGE Publications.
- Djokić, V., (2016). *An Environmental critique: impact of socialist ideology on the ecological and cultural sensitivity of Belgrade's Large-Scale residential settlements*. Sustainability, 8(9), 914. <https://doi.org/10.3390/su8090914>
- Douglas, I. (2019). *Fifty years change in urban land use and ecological planning: A global perspective*. Spatial Population and Urban Development Journal, 2019.  
<https://doi.org/10.1080/20964129.2019.1656111>
- Du Plessis, C. (2011). *Hacia un paradigma regenerativo para el entorno construido*. Building Research & Information, 40(1), 7–22.  
<https://doi.org/10.1080/09613218.2012.628548>
- Eggermont, H., Balian, E., Azevedo, J. M. N., Beumer, V., Brodin, T., Claudet, J., Fady, B., Grube, M., Keune, H., Lamarque, P., Reuter, K., Smith, M., Van Ham, C., Weisser, W. W., & Roux, X. L. (2015). *Nature-based solutions: new influence for environmental management and research in Europe*. GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society, 24(4), 243–248.  
<https://doi.org/10.14512/gaia.24.4.9>

- Elmqvist, T., Setälä, H., Handel, S., Van Der Ploeg, S., Aronson, J., Blignaut, J., Gómez-Baggethun, E., Nowak, D., Kronenberg, J., & De Groot, R. (2015). *Benefits of restoring ecosystem services in urban areas*. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 101-108. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.05.001>
- Escobar, A. (2015). *Territorios de diferencia: Lugar, movimientos, vida, redes* (1st ed.). Universidad del Cauca. <https://doi.org/10.2307/j.ctvpv504m>
- Escobar, A. (2016). *Sentipensar con la Tierra: Nuevas lecturas sobre desarrollo, territorio y diferencia*. Ediciones UNAULA.
- European Commission. (2013). *Building a Green Infrastructure for Europe*. Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2779/54125>
- Ewing, R., Pendall, R. and Chen, D (2002) *Measuring Sprawl and Its Impact*. Smart Growth America, Washington DC.  
[www.planning.org/knowledgebase/resource/9122764/](http://www.planning.org/knowledgebase/resource/9122764/)
- Ewing, R., Hamidi, S., Tian, G., Proffitt, D., Tonin, S., & Fregolent, L. (2017). *Testing Newman and Kenworthy's theory of density and automobile dependence*. *Journal of Planning Education and Research*, 38(2), 167–182.  
<https://doi.org/10.1177/0739456x16688767>
- Faludi, A. (1973). *Planning Theory*. Pergamon Press.
- Ferrari, R. (2015). *Writing narrative style literature reviews*. *Medical Writing*, 24(4), 230–235. <https://doi.org/10.1179/2047480615Z.000000000329>
- Fishman, R. (2016). *Urban utopias in the twentieth century: Ebenezer Howard, Frank Lloyd Wright, and Le Corbusier*. MIT Press.
- Folke, C., Polasky, S., Rockström, J., Galaz, V., Westley, F., Lamont, M., Scheffer, M., Österblom, H., Carpenter, S., Chapin, F., Seto, K., Weber, E., Crona, B., Daily, G., Dasgupta, P., Gaffney, O., Gordon, L., Hoff, H., Levin, S., & Walker, B. (2021). *Our future in the Anthropocene biosphere*. *Ambio* 50, 834–869  
<https://doi.org/10.1007/s13280-021-01544-8>
- Forman, R. (2014). *Urban Ecology: science of cities*. Cambridge University Press.  
<https://doi.org/10.1017/cbo9781139030472>

- Frankhauser, P., Tannier, C., Vuidel, G., & Houot, H. (2017). *An integrated multifractal modelling to urban and regional planning*. *Comput. Environ. Urban Syst.*, 67, 132-146. <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2017.09.011>
- Frantzeskaki, N., McPhearson, T., Collier, M. J., Kendal, D., Bulkeley, H., Dumitru, A., Walsh, C., Noble, K., Van Wyk, E., Ordóñez, C., Oke, C., & Pintér, L. (2019). *Soluciones basadas en la Naturaleza para la adaptación al cambio climático urbano: vinculando la ciencia, la política y la práctica comunitaria para la toma de decisiones basada en la evidencia*. *BioScience*, 69(6), 455–466. <https://doi.org/10.1093/biosci/biz042>
- Friedmann, J. (1971). *The Future of Comprehensive Urban Planning: A critique*. *Public Administration Review*, 31(3), 315. <https://doi.org/10.2307/974890>
- Friedmann, J. (1987). *Planning in the Public Domain: From Knowledge to Action*. Princeton University Press. <https://doi.org/10.2307/j.ctv10crf8d>
- Gandy, M. (2002). *Concrete and Clay: Reworking Nature in New York City*. MIT Press.
- Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N. M., & Hultink, E. J. (2016). *The Circular Economy – A new sustainability paradigm?* *Journal of Cleaner Production*, 143, 757–768. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.048>
- Goodchild, M. (2004). *GIScience, Geography, Form, and Process*. *Annals of the Association of American Geographers*, 94(4), 709–714. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8306.2004.00424.x>
- Gould, K. A., & Lewis, T. L. (2017). *Green gentrification: Urban sustainability and the struggle for environmental justice*. Routledge.
- Greenhalgh, T., Thorne, S., & Malterud, K. (2018). *Time to challenge the spurious hierarchy of systematic over narrative reviews?* *European Journal of Clinical Investigation*, 48(6), e12931. <https://doi.org/10.1111/eci.12931>
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). *Global change and the ecology of cities*. *Science*, 319(5864), 756-760. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>
- Guzmán, D. E., Scheel, A. Z. & Mann, (2016). *Transformaciones espaciales en ciudades intermedias: el caso de Valdivia- Chile y su evolución post-terremoto*. *Arquitectura*

y Urbanismo, vol. XXXVII, núm. 3, pp. 05-26.  
<https://www.redalyc.org/journal/3768/376849417001/html/>

- Haaland, C., & van den Bosch, C. K. (2015). *Challenges and strategies for urban green space planning in cities undergoing densification: A review*. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(4), 760–771. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.07.009>
- Haghani, M., Sabri, S., De Gruyter, C., Ardeshiri, A., Shahhoseini, Z., Sanchez, T. W., & Acuto, M. (2023). *The landscape and evolution of urban planning science*. *Cities*. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2023.104261>
- Hall, P. (2002). *Urban and Regional Planning* (4th ed.). Routledge.
- Hall, P. (2014). *Cities of Tomorrow: An Intellectual History of Urban Planning and Design Since 1880* (4th ed.). Wiley-Blackwell.
- Haraway, D. (1988). *Situated Knowledges: The Science Question in Feminism and the Privilege of Partial Perspective*. *Feminist Studies*, 14(3), 575–599. <https://doi.org/10.2307/3178066>
- Harlan, S. L., Brazel, A. J., Prashad, L., Stefanov, W. L., & Larsen, L. (2006). *Neighborhood microclimates and vulnerability to heat stress*. *Social Science & Medicine*, 63(11), 2847–2863. <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2006.07.030>
- Harvey, D. (2004). *El Nuevo Imperialismo*. Akal.
- Harvey, D. (2008). *The right to the city*. *New Left Review*, 53, 23–40. <https://newleftreview.org/issues/ii53/articles/david-harvey-the-right-to-the-city>
- Harvey, D. (2012). *Ciudades rebeldes: del derecho a la ciudad a la revolución urbana*. Akal Ediciones.
- Healey, P. (1997). *Collaborative Planning: Shaping Places in Fragmented Societies*. London, England: Macmillan Press Ltd. <https://doi.org/10.1007/978-1-349-25538-2>
- Herrmann, D. L., Schwarz, K., Shuster, W. D., Berland, A., Chaffin, B. C., Garmestani, A. S., & Hopton, M. E. (2016). *Ecology for the shrinking city*. *BioScience*, 66(11), 965–973. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw062>

- Heymans, A., Breadsell, J., Morrison, G., Byrne, J., & Eon, C. (2019). *Ecological Urban Planning and Design: A Systematic Literature review*. Sustainability, 11(13), 3723. <https://doi.org/10.3390/su11133723>
- Horlings, L. G., Lamker, C., Puerari, E., Rauws, W., & Van Der Vaart, G. (2021). *Citizen engagement in spatial planning, shaping places together*. Sustainability, 13(19), 11006. <https://doi.org/10.3390/su131911006>
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg3/>
- IPCC. (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the IPCC. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>
- Iría, E., Fernández Sobrado, J. M., & Lorente Bilbao, J. I. (2016). *Transformación urbana, comunicación y sistemas de racionalidad*. SEMIOSFERA, Convergencias Y Divergencias Culturales. Segunda Época, 10-25. Recuperado a partir de <https://e-revistas.uc3m.es/index.php/SEM/article/view/3184>
- Jacobs, J. (1961). *The Death and Life of Great American Cities*. Random House.
- Kabisch, N., Korn, H., Stadler, J., & Bonn, A. (2017). *Nature-based solutions to climate change adaptation in urban areas*. Springer. [http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5\\_1](http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5_1)
- Kaika, M. (2004). *City of flows: modernity, nature and the city*. In Routledge eBooks. <https://doi.org/10.4324/9780203826928>
- Kennedy, C., Cuddihy, J., & Engel-Yan, J. (2007). *The changing metabolism of cities*. Journal of Industrial Ecology, 11(2), 43-59. <https://doi.org/10.1162/jie.2007.1107>
- Kowarik, I. (2011). *Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation*. Environmental Pollution, 159(8-9), 1974-1983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>
- Lanau, M., & Liu, G. (2020). *Developing an urban resource cadaster for circular economy: a case of Odense, Denmark*. Environmental Science & Technology, 54(7), 4675–4685. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07749>

- Lanau, M., Herbert, L., & Liu, G. (2021). *Extending urban stocks and flows analysis to urban greenhouse gas emission accounting: A case of Odense, Denmark*. *Journal of Industrial Ecology*, 25(4), 961–978. <https://doi.org/10.1111/jiec.13110>
- Langergraber, G., Pucher, B., Simperler, L., Kisser, J., Katsou, E., Buehler, D., Mateo, M. C. G., & Atanasova, N. (2020). *Implementing nature-based solutions for creating a resourceful circular city*. *Blue-Green Systems*, 2(1), 173–185. <https://doi.org/10.2166/bgs.2020.933>
- Le Corbusier, C. (1943). *Principios del Urbanismo (La Carta de Atenas)*. Barcelona: Ariel.
- Lefebvre, H. (1968). *El derecho a la ciudad*. Anthropos.
- Lefebvre, H. (1974). *La producción del espacio*. Anthropos.
- Lehmann, S. (2010). *Green Urbanism: Formulating a series of holistic principles*. *Sapiens*, 3(2). <https://journals.openedition.org/sapiens/1057>
- Lens, M. C. (2022). *Zoning, land use, and the reproduction of urban inequality*. *Annual Review of Sociology*, 48(1), 421–439. <https://doi.org/10.1146/annurev-soc-030420-122027>
- Mattioli, G., Roberts, C., Steinberger, J. K., & Brown, A. (2020). *The political economy of car dependence: A systems of provision approach*. *Energy Research & Social Science*, 66, 101486. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2020.101486>
- McDonnell, M. J., & Pickett, S. T. (1990). *Ecosystem structure and function along urban rural gradients: An unexploited opportunity for ecology*. *Ecology*, 71(4), 1232–1237. <https://doi.org/10.2307/1938259>
- McDonnell, M. J., & MacGregor-Fors, I. (2016). *The ecological future of cities*. *Science*, 352(6288), 936–938. <https://doi.org/10.1126/science.aaf3630>
- McHarg, I. (1969). *Design with nature*. American Museum of Natural History. <https://n9.cl/z1rpr>
- McPhearson, T., Pickett, S. T. A., Grimm, N. B., Niemelä, J., Alberti, M., Elmqvist, T., Weber, C., Haase, D., Breuste, J., & Qureshi, S. (2016). *Advancing Urban Ecology toward a Science of Cities*. *BioScience*, 66(3), 198–212. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw002>

- Meerow, S., & Newell, J. P. (2016). *Urban resilience for whom, what, when, where, and why?* *Urban Geography*, 40(3), 309–329. <https://doi.org/10.1080/02723638.2016.1206395>
- Mehaffy, M., & Low, S. (2018). *The resurgence of public space: from the Charter of Athens to the New Urban Agenda*. *The Journal of Public Space*, Vol. 3(3) 1–24. <https://doi.org/10.32891/jps.v3i3.1134>
- Mora, C., Dousset, B., Caldwell, I. R., Powell, F. E., Geronimo, R. C., Bielecki, C. R., Counsell, C. W. W., Dietrich, B. S., Johnston, E. T., Louis, L. V., Lucas, M. P., McKenzie, M. M., Shea, A. G., Tseng, H., Giambelluca, T. W., Leon, L. R., Hawkins, E., & Trauernicht, C. (2017). *Global risk of deadly heat*. *Nature Climate Change*, 7(7), 501–506. <https://doi.org/10.1038/nclimate3322>
- Mumford, E. (2019). *CIAM and its outcomes*. *Urban Planning*, 4(3), 291–298. <https://doi.org/10.17645/up.v4i3.2383>
- Navalpotro, J. (2012). *Cambio climático, riesgos naturales y tecnológicos en el contexto de los modelos de desarrollo*. 15, 61-100. [https://doi.org/10.5209/rev\\_obmd.2012.v15.40332](https://doi.org/10.5209/rev_obmd.2012.v15.40332)
- Naydenov, K., & Atanasov, D. (2022). *Green city—future sustainable development and smart growth*. *InterCarto InterGIS*, 28(1), 35–42. <https://doi.org/10.35595/2414-9179-2022-1-28-35-42>
- Nesshöver, C., Assmuth, T., Irvine, K. N., Rusch, G. M., Waylen, K. A., Delbaere, B., Haase, D., Jones-Walters, L., Keune, H., Kovacs, E., Krauze, K., Külvik, M., Rey, F., Van Dijk, J., Vistad, O. I., Wilkinson, M. E., & Wittmer, H. (2017). *The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective*. *Science of the Total Environment*, 579, 1215–1227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.106>
- Newman, P., & Kenworthy, J. (2015). *The End of Automobile Dependence: How Cities are Moving Beyond Car-Based Planning*. Island Press.
- Odum, E. P. (1959). *Fundamentals of Ecology* (2nd ed.). Saunders.
- Oke, T. R. (1982). *The energetic basis of the urban heat island*. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 108(455), 1–24. <https://doi.org/10.1002/qj.49710845502>

- Ostrom, E. (2010). *Beyond markets and states: polycentric governance of complex economic systems*. *American Economic Review*, 100(3), 641–672.  
<https://doi.org/10.1257/aer.100.3.641>
- Palazzo, E. (2022). *Bridging urban morphology and urban ecology: a framework to identify morpho-ecological periods and patterns in the urban ecosystem*. *Journal of Urban Ecology*, 8(1). <https://doi.org/10.1093/jue/juac007>
- Pérez, J. (2019). *La herencia clásica en el urbanismo americano del siglo XVIII, entre la tradición y la novedad*. *Cuadernos de Estudios del Siglo XVIII*.  
<https://doi.org/10.17811/cesxviii.29.2019.395-430>
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Zipperer, W. C., & Costanza, R. (2001). *Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas*. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 127-157.  
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114012>
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., & McGrath, B. (2013). *Resilience in ecology and urban design: linking theory and practice for sustainable cities*. Springer.
- Pietras-Couffignal, K., & Robakowski, P. (2020). *The impact of air pollution on growth features and the health of trees in Berlin*. *Dendrobiology*, 82, 52–65.  
<https://doi.org/10.12657/denbio.082.006>
- Puchol-Salort, P., Van Reeuwijk, M., Mijic, A., Okeeffe, J. (2020). *An urban planning sustainability framework: Systems approach to blue green urban design*. *Sustainable Cities and Society*. <https://doi.org/10.31223/x5759q>
- Raymond, C. M., Frantzeskaki, N., Kabisch, N., Berry, P., Breil, M., Nita, M. R., Geneletti, D., & Calfapietra, C. (2017). *A framework for assessing and implementing the co-benefits of nature-based solutions in urban areas*. *Environmental Science & Policy*, 77, 15–24. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.07.008>
- Ríos, R., & González, G. (2021). *Cambio climático y planificación urbana: desafíos y oportunidades para la Evaluación Ambiental Estratégica*. *Revista de Derecho Ambiental*, 2(16), 73. <https://doi.org/10.5354/0719-4633.2021.60524>
- Robbins, P. (2019). *Political ecology: A critical introduction*. John Wiley & Sons.

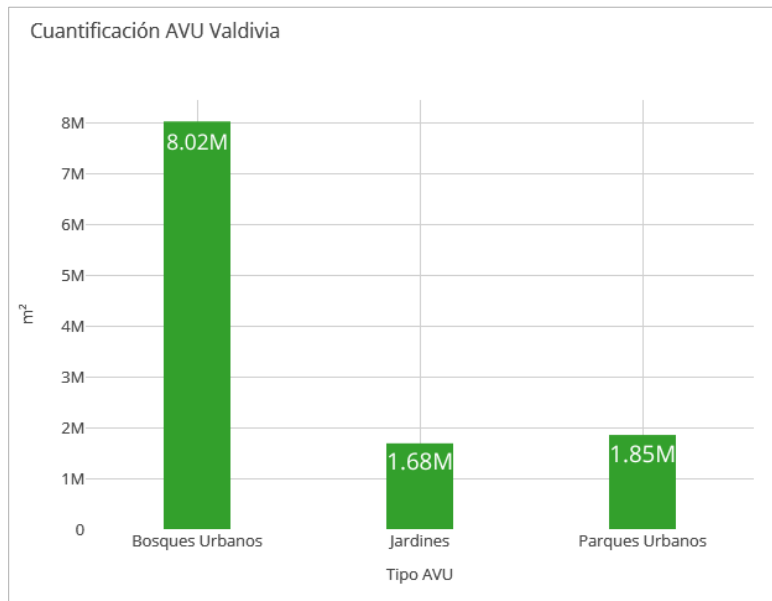
- Romero, R. (2014). *Hacia una conceptualización integral de la movilidad urbana*. VI Seminario Internacional de Investigación en Urbanismo, Barcelona-Bogotá, junio 2014. <https://doi.org/10.5821/siiu.5981>
- Romero, H., Irarrázaval, F., Opazo, D., Salgado, M., & Smith, P. (2010). *Climas urbanos y contaminación atmosférica en Santiago de Chile*. EURE (Santiago), 36(109), 35–62. <https://doi.org/10.4067/s0250-71612010000300002>
- Roth, M., Aguilar, E., & Chow, W. (2025). *Cities and climate change*. International Journal of Climatology. <https://doi.org/10.1002/joc.8801>
- Ruddiman, W. F., Fuller, D. Q., Kutzbach, J. E., Tzedakis, P. C., Kaplan, J. O., Ellis, E. C., Vavrus, S. J., Roberts, C. N., Fyfe, R., He, F., Lemmen, C., & Woodbridge, J. (2016). *Late Holocene climate: Natural or anthropogenic?*. Reviews of Geophysics, 54, 118 - 93. <https://doi.org/10.1002/2015rg000503>
- Sabatini, F. (2006). *La segregación social del espacio en las ciudades de América Latina*. <https://doi.org/10.18235/0009848>
- Salas, E., & Maldonado, E. (2020). *Breve historia de la ciencia del cambio climático y la respuesta política global: un análisis contextual*. 717–738. <https://doi.org/10.18502/keg.v5i2.6294>
- Santamouris, M. (2015). *Regulating the damaged thermostat of the cities: status, impacts and mitigation challenges*. Energy and Buildings, 91, 43–56. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2015.01.027>
- Santos, M. (1996). *La naturaleza del espacio: Técnica y tiempo, razón y emoción*. <https://bibliotecadigital.mineduc.cl/handle/20.500.12365/17634>
- Santos, M. (2000). *Por una otra globalización: Del pensamiento único a la conciencia universal*. CLACSO. <https://www.clacso.org/wp-content/uploads/2022/10/Por-otra-globalizacion.pdf>
- Schell, C. J., Dyson, K., Fuentes, T. L., Roches, S. D., Harris, N. C., Miller, D. S., Woelfle-Erskine, C. A., & Lambert, M. R. (2020). *The ecological and evolutionary consequences of systemic racism in urban environments*. Science, 369. <https://doi.org/10.1126/science.aay4497>

- Schlosberg, D., & Collins, L. B. (2014). *From environmental to climate justice: climate change and the discourse of environmental justice*. *Wiley Interdisciplinary Reviews Climate Change*, 5(3), 359–374. <https://doi.org/10.1002/wcc.275>
- Seddon, N., Smith, A., Smith, P., Key, I., Chausson, A., Girardin, C., House, J., Srivastava, S., & Turner, B. (2021). *Getting the message right on nature based solutions to climate change*. *Global Change Biology*, 27(8), 1518–1546. <https://doi.org/10.1111/gcb.15513>
- Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutyra, L. R. (2012). *Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40), 16083–16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
- Shi, L., Chu, E., Anguelovski, I., Aylett, A., Debats, J., Goh, K., Schenk, T., Seto, K. C., Dodman, D., Roberts, D., Roberts, J. T., & VanDeveer, S. D. (2016). *Roadmap towards justice in urban climate adaptation research*. *Nature Climate Change*, 6(2), 131–137. <https://doi.org/10.1038/nclimate2841>
- Shukla, B. K., Rashid, H. O., Bhowmik, A. R., & Sharma, P. K. (2020). *A review on Energy-Efficient and Sustainable Urban Buildings*. *Lecture Notes in Electrical Engineering*, 245–251. [https://doi.org/10.1007/978-981-15-5313-4\\_23](https://doi.org/10.1007/978-981-15-5313-4_23)
- Sippel, M., & Jenssen, T. (2009). *What about local climate governance? a review of promise and problems*. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.1514334>
- Snyder, H. (2019). *Literature review as a research methodology: An overview and guidelines*. *Journal of Business Research*, 104, 333–339. <https://doi.org/10.1016/j.jbusres.2019.07.039>
- Spanu, S. (2019). *Barrios sostenibles en Friburgo de Brisgovia*. [https://www.cittacreative.eu/wp-content/uploads/2019/05/spanu\\_DIVERSEcity-2019.pdf](https://www.cittacreative.eu/wp-content/uploads/2019/05/spanu_DIVERSEcity-2019.pdf)
- Steiner, F. (2014). *Frontiers in Urban Ecological Design and Planning Research*. *Landscape and Urban Planning*, 125, 304–311. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.023>

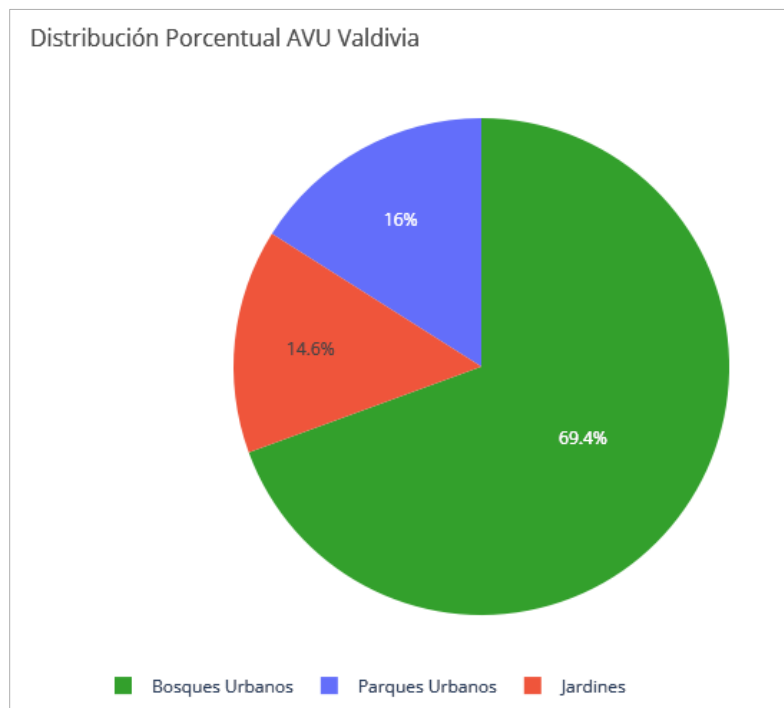
- Steiner, F., & Fleming, B. (2019). *Design With Nature at 50: its enduring significance to socio-ecological practice and research in the twenty-first century*. Socio-Ecological Practice Research, 1(3–4), 173–177. <https://doi.org/10.1007/s42532-019-00035-1>
- Stern, P. C. (2011). *Design principles for global commons: Natural resources and emerging technologies*. International Journal of the Commons, 5(2), 213. <https://doi.org/10.18352/ijc.305>
- UICN (2016). *Soluciones basadas en la Naturaleza para el Cambio Climático*. Gland, Suiza: UICN. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2016-036.pdf>
- UICN. (2020). *Estándar Global de la UICN para soluciones basadas en la naturaleza: marco para la verificación, diseño y extensión de Sbn*. Primera edición. Gland, Suiza: UICN. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2020-020Es.pdf>
- UN-Habitat (2016). *World Cities Report 2016: Urbanization and Development – Emerging Futures*. Nairobi: United Nations Human Settlements Programme. <https://unhabitat.org/world-cities-report-2016>
- UN-Habitat. (2022). *Envisaging the Future of Cities: world cities report* | UN-Habitat. (3). <https://unhabitat.org/world-cities-report-2022-envisaging-the-future-of-cities>
- Vincent, B. (2017). *Greening the neoliberal city?* In Routledge eBooks (pp. 119–135). <https://doi.org/10.4324/9781315576046-6>
- Yang, B., Li, M., & Li, S. (2013). *Design-with-Nature for Multifunctional Landscapes: Environmental benefits and social Barriers in community development*. International Journal of Environmental Research and Public Health, 10(11), 5433–5458. <https://doi.org/10.3390/ijerph10115433>
- Yin, R. K. (2018). *Case Study Research and Applications: Design and Methods* (6th ed.). SAGE Publications.
- Zibechi, R. (2008). *Territorios en resistencia: Cartografía política de las periferias urbanas latinoamericanas*. <https://es.scribd.com/doc/309414612/Zibechi-Raul-Territorios-en-Resistencia>

## CAPÍTULO IX: ANEXOS.

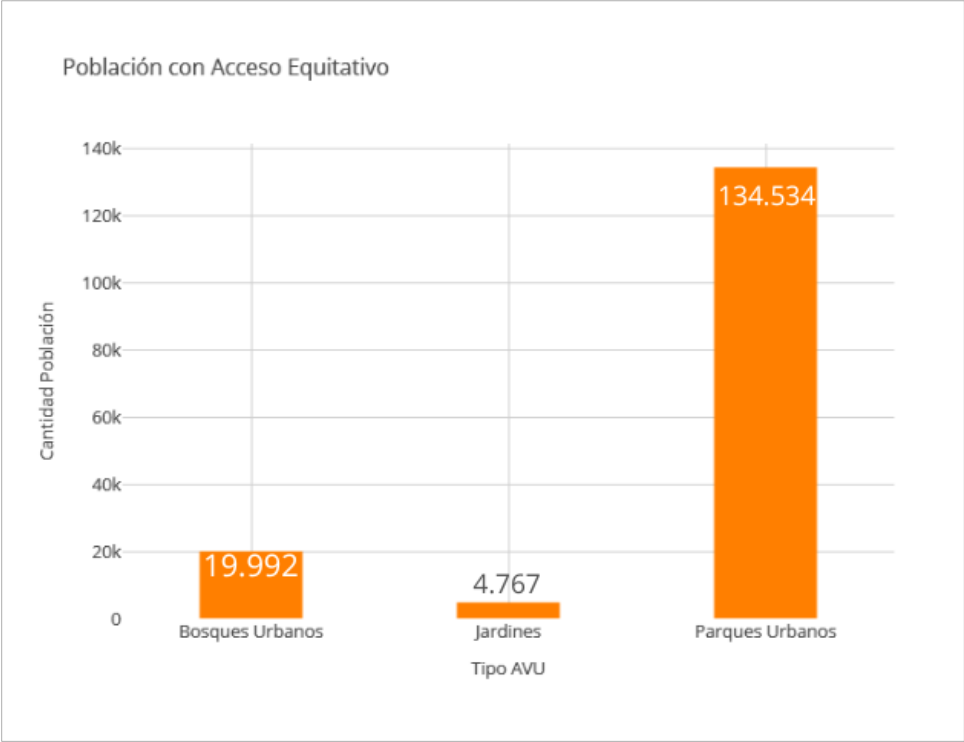
### 1. Gráficos



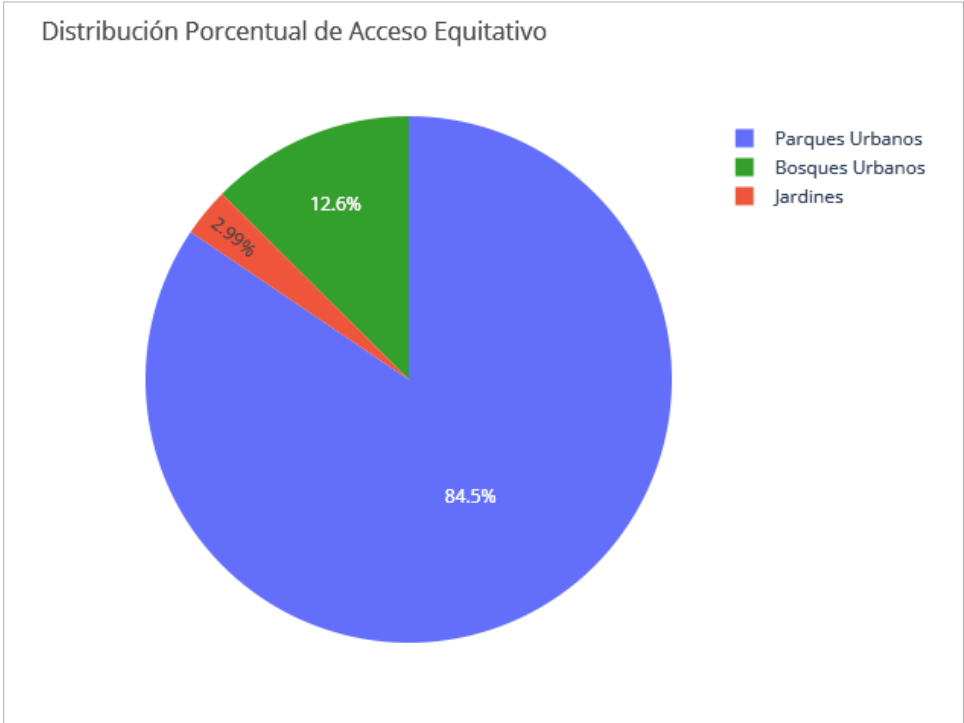
**Anexo 1.** Gráfico de cuantificación por tipo de AVU Valdivia.  
Fuente: elaboración propia.



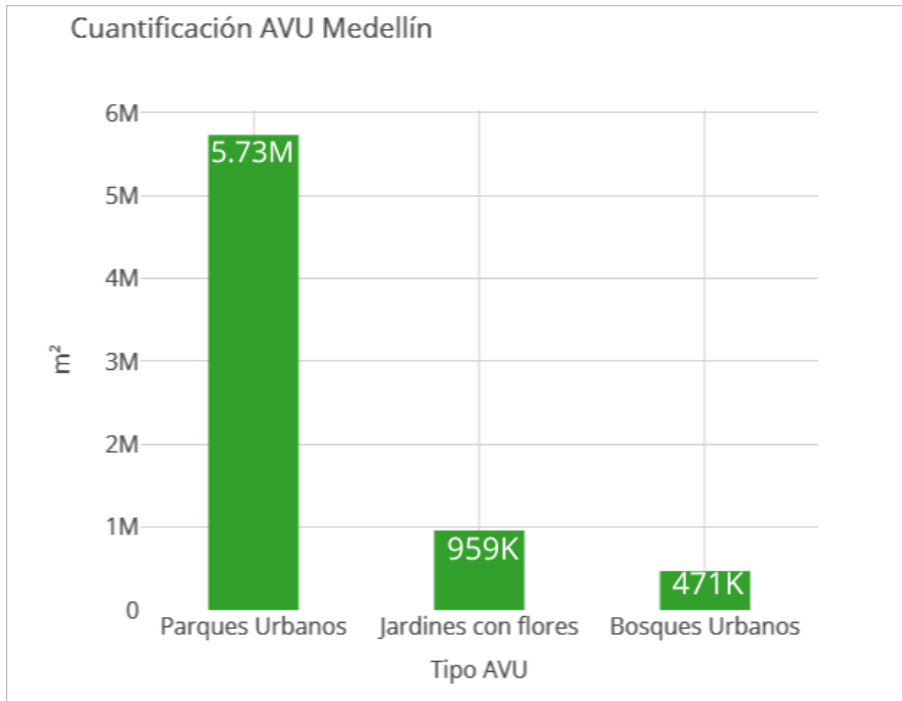
**Anexo 2.** Gráfico de distribución porcentual AVU Valdivia.  
Fuente: elaboración propia.



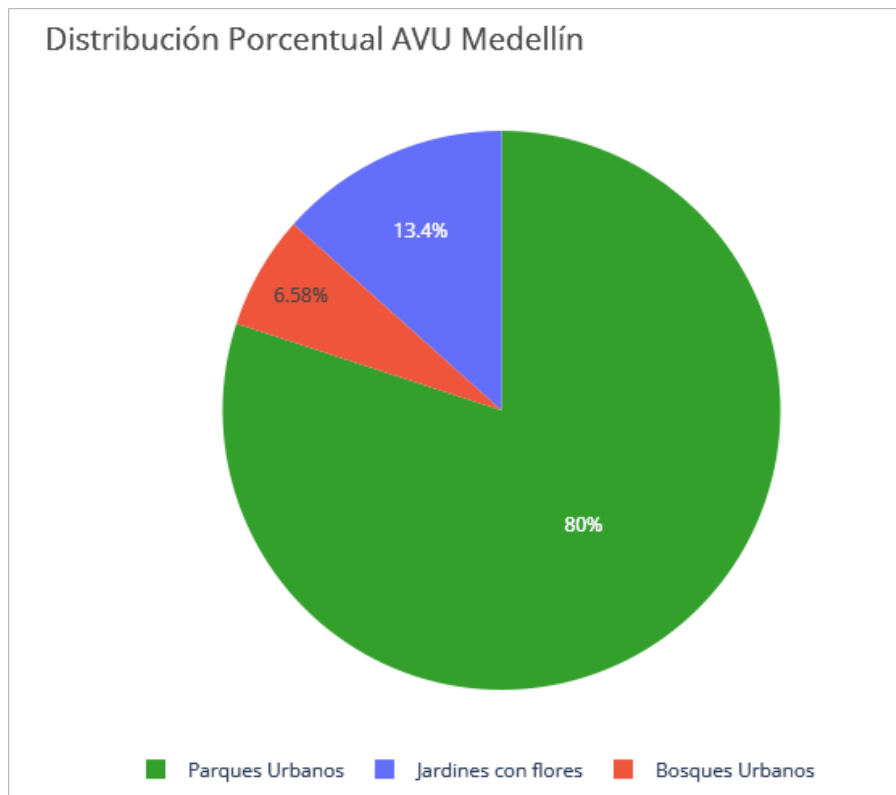
**Anexo 3.** Gráfico de población con acceso equitativo Valdivia.  
Fuente: elaboración propia.



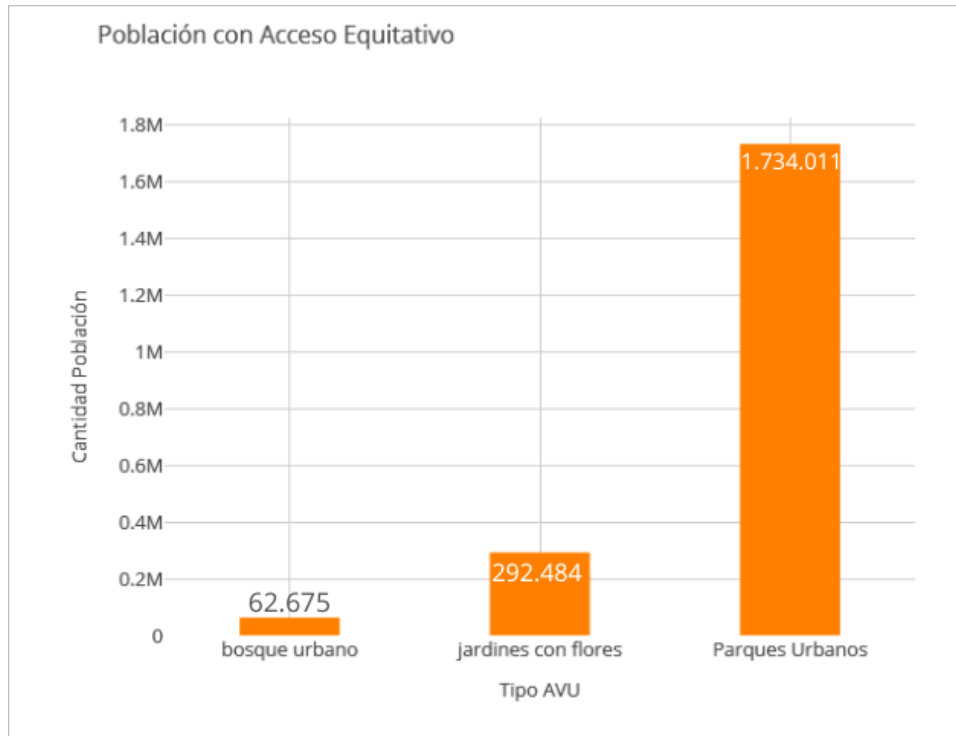
**Anexo 4.** Gráfico de distribución porcentual de acceso equitativo Valdivia.  
Fuente: elaboración propia.



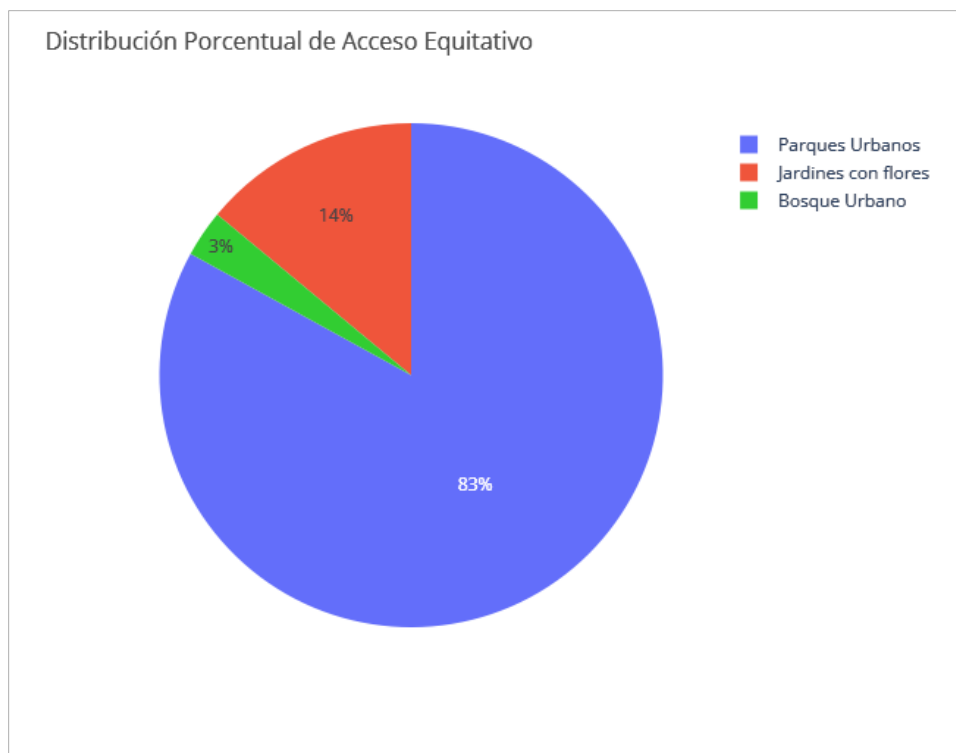
**Anexo 5.** Gráfico de cuantificación por tipo de AVU Medellín.  
Fuente: elaboración propia.



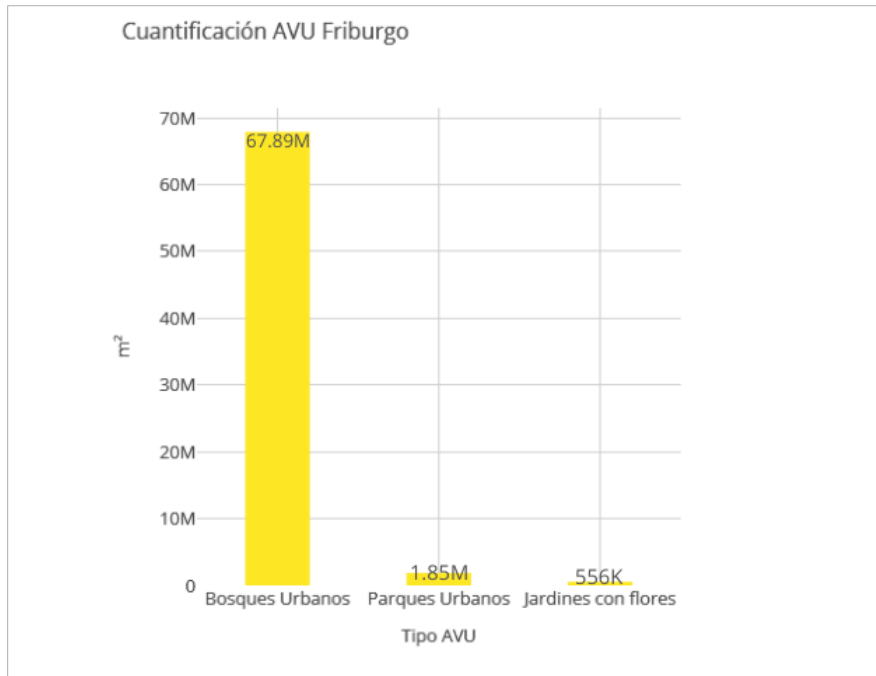
**Anexo 6.** Gráfico de distribución porcentual AVU Medellín.  
Fuente: elaboración propia.



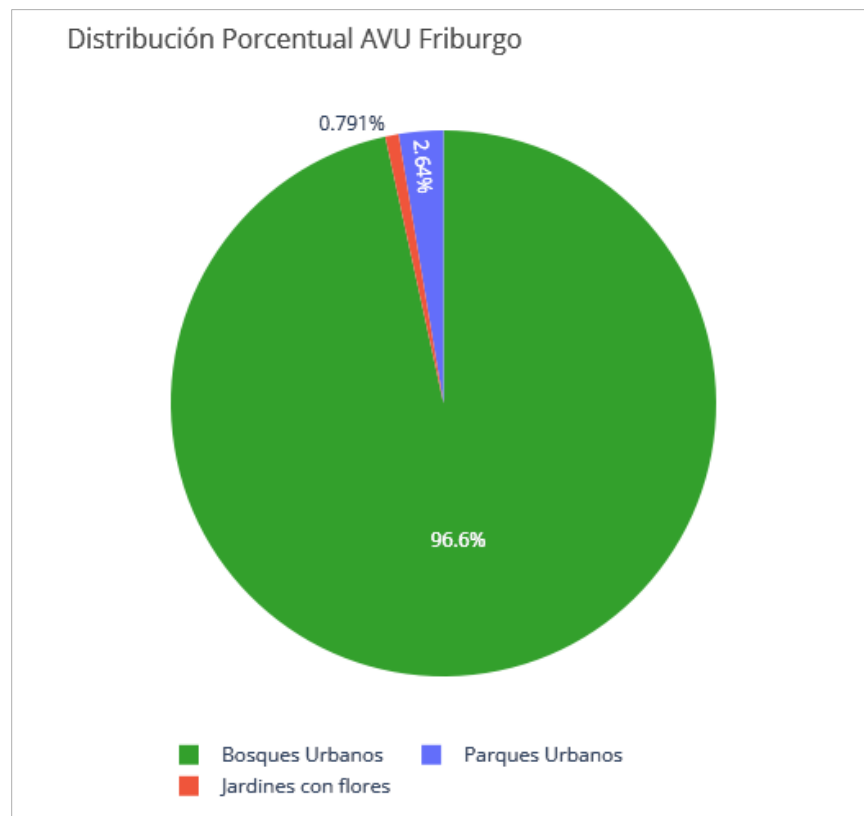
**Anexo 7.** Gráfico de población con acceso equitativo Medellín.  
Fuente: elaboración propia.



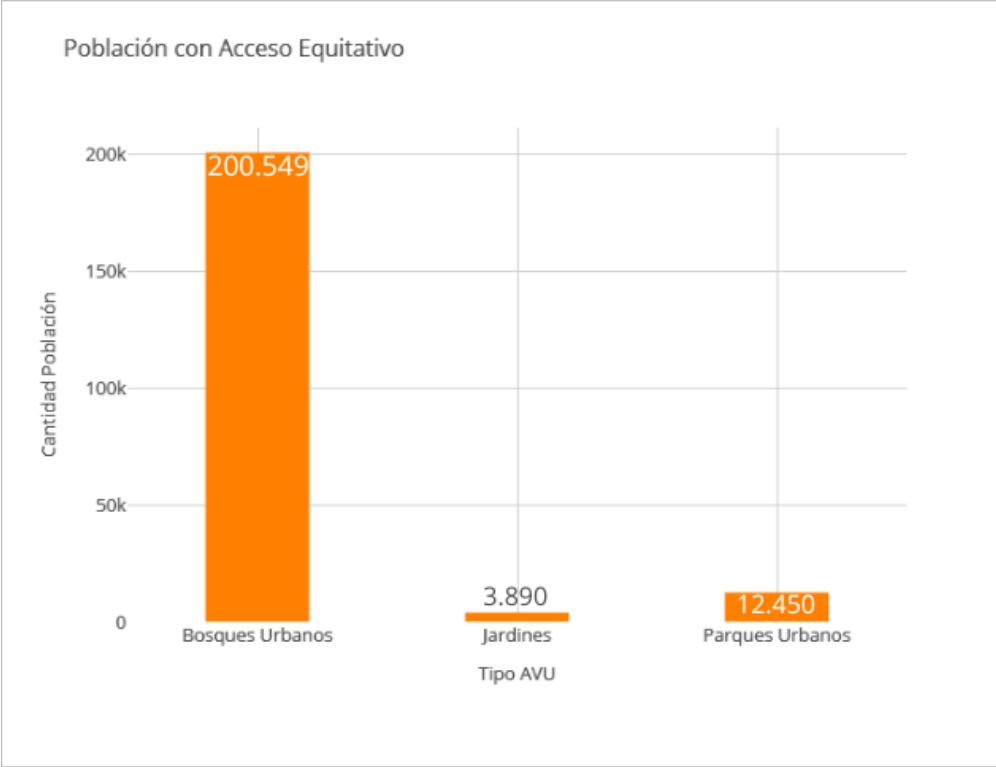
**Anexo 8.** Gráfico de distribución porcentual de acceso equitativo Medellín.  
Fuente: elaboración propia.



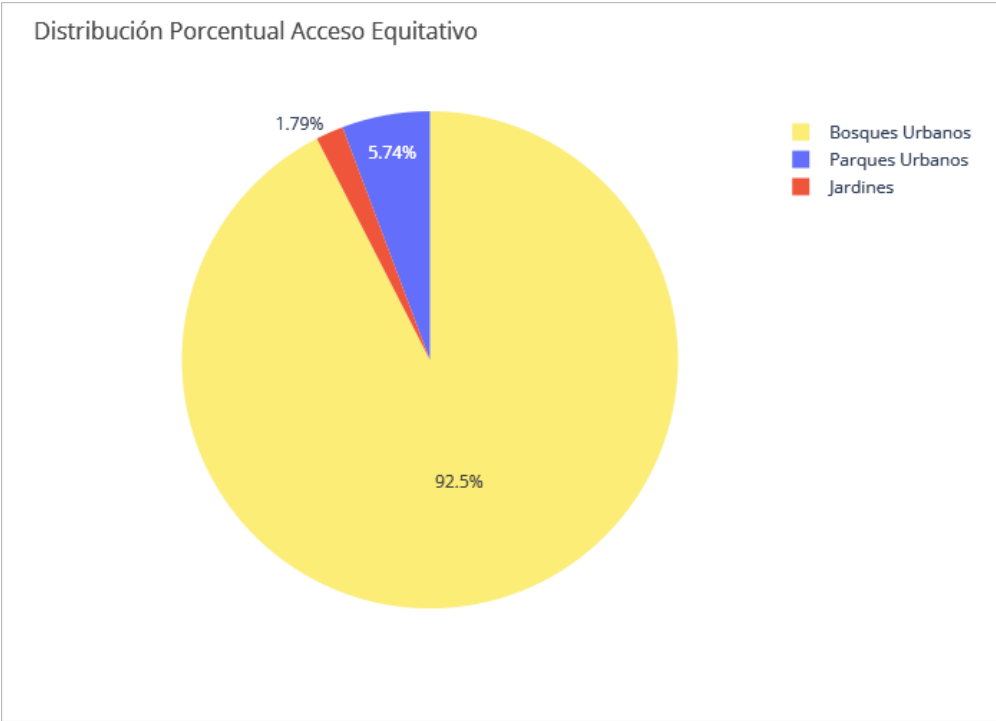
**Anexo 9.** Gráfico de cuantificación por tipo de AVU Friburgo.  
Fuente: elaboración propia.



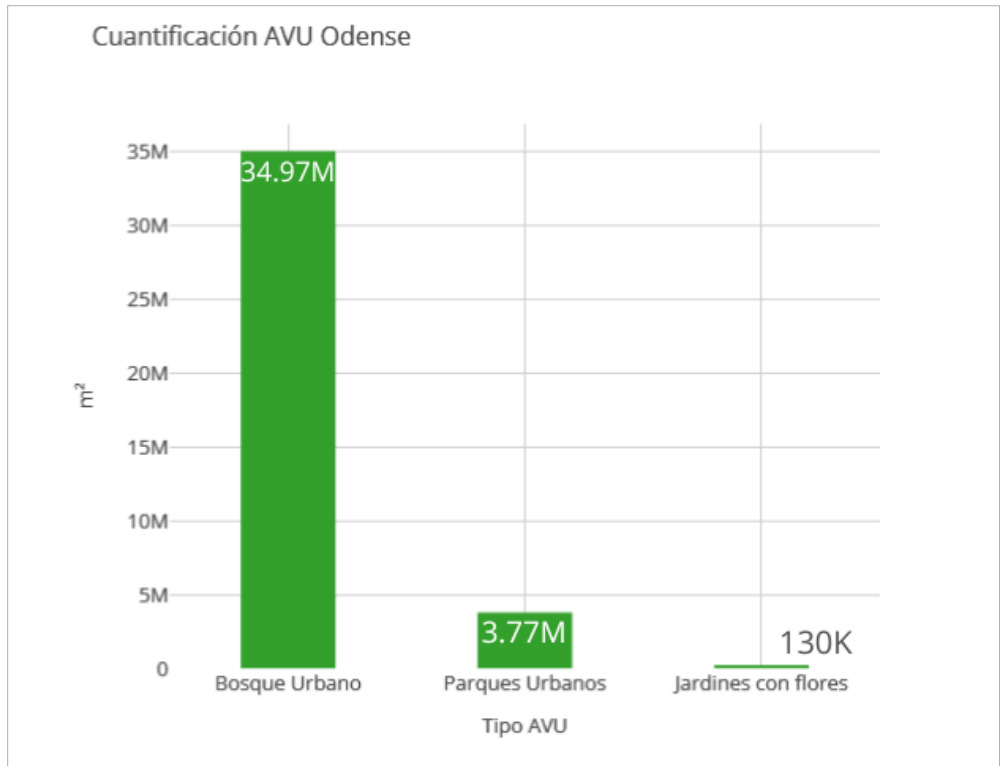
**Anexo 10.** Gráfico de distribución porcentual AVU Friburgo.  
Fuente: elaboración propia.



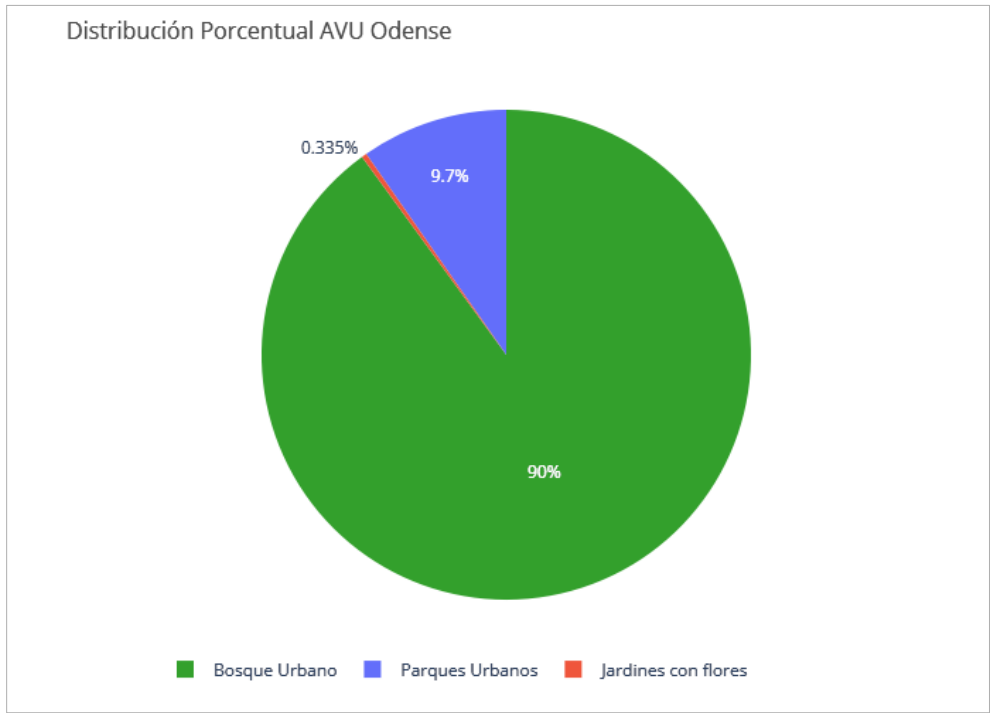
**Anexo 11.** Gráfico de población con acceso equitativo Friburgo.  
Fuente: elaboración propia.



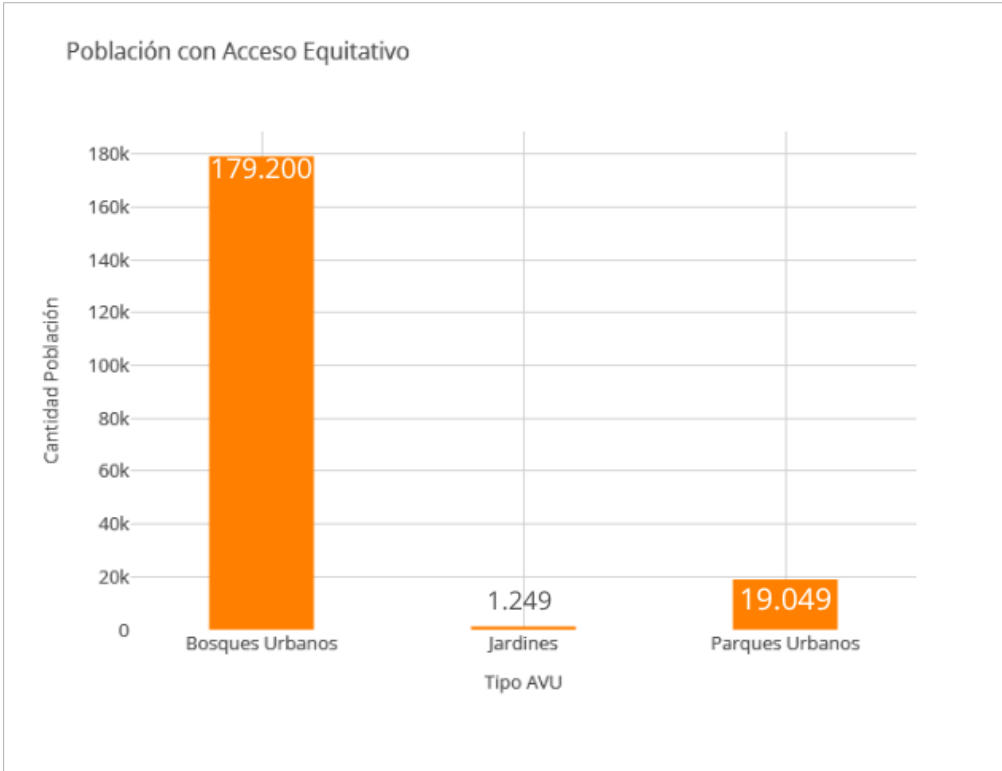
**Anexo 12.** Gráfico de distribución porcentual de acceso equitativo Friburgo.  
Fuente: elaboración propia.



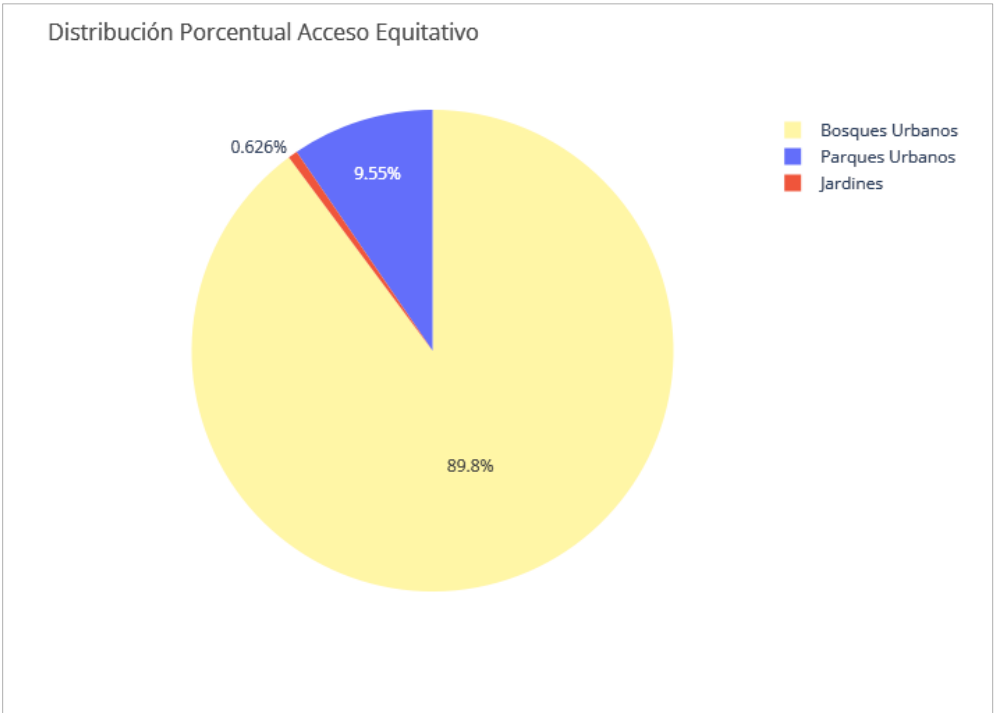
**Anexo 13.** Gráfico de cuantificación por tipo de AVU Odense.  
Fuente: elaboración propia.



**Anexo 14.** Gráfico de distribución porcentual AVU Odense.  
Fuente: elaboración propia.



**Anexo 15.** Gráfico de población con acceso equitativo Odense.  
Fuente: elaboración propia.



**Anexo 16.** Gráfico de distribución porcentual de acceso equitativo Odense.  
Fuente: elaboración propia.