

Planificación del paisaje a partir del mapeo de biotopos: Cuando lo complejo no es tan complicado

LEONARDO A. DATRI^{1,4}; MARIO ROBERTAZZI^{1,4}; MICAELA LOPEZ^{1,2,✉}; STEFANIE BUCHTER¹ & RAFAEL MADDIO^{3,4}

¹Laboratorio de Ecología de Bordes (LEB), Universidad de Flores. Cipolletti, Argentina. ²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Neuquén, Argentina. ³Instituto de Investigaciones Forestales y Agropecuarias (IFAB) - CONICET. Bariloche, Argentina. ⁴Adaptativa, Hub de Innovación Ecodigital. Neuquén, Argentina.

RESUMEN.

1. Este trabajo se enmarca dentro del estudio de biotopos como herramientas claves en los procesos de planificación del paisaje y de diseño de infraestructuras ecológicas urbanas (IEU) resilientes y multifuncionales, en un área bajo franca expansión urbana sobre suelos agrícolas, relacionada con el desarrollo hidrocarburífero en el norte de la Patagonia.
2. El objetivo principal fue desarrollar una metodología que permita identificar biotopos en paisajes heterogéneos, centrándose en las ciudades de Cipolletti y General Fernández Oro (GFO). La metodología implementada incluyó delimitar biotopos a partir del procesamiento de información geomorfológica, de vegetación, de uso del suelo y de hidrología, mediante herramientas SIG. También incluyó calcular el índice de humedad topográfica (TWI), el índice de vegetación por diferencia normalizada integrado (NDVII) y el factor de área de biotopos (FAB).
3. Los resultados de este trabajo demuestran que, si bien a nivel internacional esta es una estrategia con amplia trayectoria, es posible aplicarla en América Latina, especialmente en ambientes áridos. Los índices calculados permitieron evaluar la aptitud de distintas áreas para usos urbanos o mixtos, en función de su resiliencia ecológica a sequías e inundaciones.
4. Implicancias. El enfoque metodológico propuesto ofrece una herramienta técnica y estratégica para los planificadores urbanos, integrando criterios ecológicos, sociales y espaciales. Además, promueve decisiones más simples y fundamentadas frente a los procesos complejos de urbanización y cambio climático.

[Palabras clave: expansión urbana, factor de área de biotopos, resiliencia, sistemas de información geográfica, Patagonia]

ABSTRACT. Landscape planning based on biotope mapping: When the complex is not so complicated.

1. This work is framed within the study of biotopes as key tools in landscape planning processes and the design of resilient and multifunctional urban ecological infrastructures (UEI), in an area under frank urban expansion on agricultural lands related to hydrocarbon development in northern Patagonia.
2. The main objective was to develop a methodology that allows the identification of biotopes in heterogeneous landscapes, focusing on the cities of Cipolletti and General Fernández Oro (GFO). The methodology implemented included the delimitation of biotopes by processing geomorphological, vegetation, land use and hydrological information using GIS tools. It also included the estimation of the topographic wetness index (TWI), the integrated normalized difference vegetation index (NDVII) and the biotope area factor (FAB).
3. The results of this work show that, although this is a widely used strategy internationally, it is possible to apply it in Latin America, especially in arid environments. The calculated indices allowed us to evaluate the suitability of different areas for urban or mixed uses, based on their ecological resilience to droughts and floods.
4. Implications. The proposed methodological approach offers a technical and strategic tool for urban planners, integrating ecological, social and spatial criteria. In addition, it promotes simpler and more informed decisions in the face of complex urbanization and climate change processes.

[Keywords: urban expansion, biotope area factor, resilience, geographical information system, Patagonia]

INTRODUCCIÓN

Tanto las definiciones de hábitat como de biotopo urbano refieren al espacio en el que se desenvuelven las especies y la biocenosis de las ciudades (Jalkanen et al. 2020). En particular, los biotopos configuran espacios de hábitat distinguibles por su forma, por su estructura y, en especial, por su biocenosis (Sukopp and Weiler 1988). En términos generales, el paisaje urbano está compuesto por un mosaico de biotopos en el que cada uno aporta una o varias funciones ecológicas (Werner 1999). Un abordaje integral a nivel de paisaje, que distinga los biotopos urbanos y registre sus datos espaciales, permitirá comprender que están configurados por atributos arquitectónicos, biológicos, físico-químicos y sociales, y por todos aquellos factores que organizan al espacio de las ciudades y sus regiones periurbanas, incluidas zonas rurales.

El mapeo de biotopos urbanos es una tarea que contribuye a la planificación urbana y regional, al análisis del paisaje y su evolución, y, además, a la protección de la naturaleza (SenStadt 2006; Peroni et al. 2019). Su implementación se ha extendido y generalizado en los estudios, y en la planificación del paisaje de las ciudades (Werner 1999; Lu and Wang 2018). Es una herramienta cada vez más empleada en diversas ciudades del mundo para la planificación urbana y regional (Li et al. 2017; Lu and Wang 2018). En Alemania, donde tiene origen esta iniciativa (Becker 1990; Kowarik et al. 2023), el mapeo de biotopos y el estudio de su funcionalidad urbana se remonta a finales de la década de 1970. También existen antecedentes en otros países de Europa, como Italia (Peroni et al. 2019; Pristeri et al. 2020; De Lotto et al. 2022) y Suecia (Xiu et al. 2017; Löfvenhaft et al. 2022). En Asia se realizaron estudios en ciudades de Turquía (Yilmaz et al. 2010), Corea del Sur (Hong et al. 2005; Kim et al. 2015) y China (Lu and Wang 2018). En Oceanía se destacan casos en Nueva Zelanda (Stewart et al. 2009; Jalkanen et al. 2020). En América Latina y África, en cambio, la información sobre el estudio y la aplicación del mapeo de biotopos con fines de planificación o diseño de espacios verdes todavía es escasa.

En simultáneo, en los últimos años se ha promovido el concepto de infraestructuras ecológicas urbanas (IEU) como un criterio unificador de los diversos abordajes de los espacios urbanos destinados a promover o

preservar la cobertura verde, la biodiversidad, los drenajes y los humedales, espacios de uso público con fines recreativos, sociales y culturales (Li et al. 2017; Childers et al. 2019). Las IEU son un conjunto de elementos naturales y seminaturales que se diseñan y gestionan para preservar las funciones ecosistémicas en entornos urbanos. En línea con las premisas que incorporan las soluciones basadas en la naturaleza (UICN 2020), el concepto se centra en la creación de espacios verdes aislados y también en integrar y conectar diferentes componentes naturales y construidos dentro de la ciudad. Estos sistemas integrados se deben planificar y gestionar de forma estratégica para maximizar los beneficios ecológicos, sociales y económicos de las ciudades, y el diseño de IEU (Childers et al. 2015, 2019; Rusche et al. 2019).

El suelo es uno de los principales soportes comunes a los biotopos y a los sociotopos (Kloop et al. 2017; Li et al. 2017; Xiu et al. 2017; Łaskiewicz et al. 2020). Su estudio desde una perspectiva de paisajes facilita una planificación sustentable de las ciudades a partir de sus IEU y la preservación de los aspectos funcionales de sus biotopos (Jalkanen et al. 2020). Las ciudades con mayor densidad de población requieren más superficies aptas para que la sociedad acceda a espacios verdes que, al mismo tiempo, cumplan funciones urbanas como las de infiltrar el agua de lluvia, conducir aguas pluviales y los drenajes, regular el clima urbano y favorecer hábitats para el desenvolvimiento de la biocenosis urbana (Li et al. 2017; Yang et al. 2023). Sin embargo, muchas ciudades mantienen la tendencia a impermeabilizar la superficie de suelo y la estructura de sus biotopos, lo que afecta su biocenosis asociada (Tobias et al. 2018).

Los planificadores y los decisores urbanos necesitan información para ubicar, distribuir, dimensionar y evaluar las cualidades y la eficiencia ecológica de la IEU (Huang et al. 2015; Yang et al. 2023). En términos heurísticos y metodológicos, se impone abordar el paisaje a partir del mapeo a escala biotopos como estrategia y técnica para crear y diseñar IEU más eficientes, integrando a ellas la vegetación y el sistema de drenaje natural (Datri et al. 2023; Kowarik et al. 2023). Asimismo, a escala regional, conocer la ubicación real, las dimensiones y las singularidades de cada ciudad es fundamental para que se articulen en términos ecológicos y regionales dichas áreas

de vegetación y drenaje; las características geográficas, ambientales y sociales de cada una podrían dar lugar a patrones socioecológicos más adecuados para localizar las IEU. Los parámetros que permiten dicho estudio incorporan componentes del paisaje interrelacionados, como la geomorfología, el suelo y el agua (Keeley 2011; Childers et al. 2015).

De cara a la planificación y el diseño de futuras áreas urbanas del mundo y, en particular, en el norte de la Patagonia, sumado a que las ciudades aún distan de cumplir con algunas de sus metas de sostenibilidad más inmediatas de la agenda de los objetivos del desarrollo sostenible (ODS) 2030 (UN Habitat 2020), es necesario elaborar y promover un sistema eficaz de toma de decisiones sencillas que pueda integrarse en los procesos de planificación de ciudades. El objetivo de este trabajo fue diseñar una metodología que permita identificar los biotopos urbanos y rurales de las ciudades de Cipolletti y General Fernández Oro (GFO) a partir de sus atributos ecológicos y culturales. Se trabajó como hipótesis de investigación que es posible planificar las IEU a partir de sus biotopos urbanos como unidad fundamental de planificación del paisaje para encontrar soluciones más resilientes a los problemas urbanos y a una mejor integración multifuncional con el uso social (sociotopos urbanos).

Índices como el factor de área de biotopo (FAB), aplicados en ciudades como Berlín (SenStadt 2006; Kowarik et al. 2023) y Seúl (Hong et al. 2005; Kim et al. 2015), se pueden integrar en la toma de decisiones urbanas como un indicador ecológico concreto que traduce metas ambientales en requisitos normativos. En normativas de uso del suelo, permite establecer mínimos obligatorios de superficie vegetada o permeable según el tipo de zonificación, orientando el diseño de lotes hacia soluciones ambientalmente funcionales (SenStadt 2006). A través de ordenanzas municipales, el FAB puede adoptarse como criterio obligatorio para aprobar construcciones o como base para incentivos y compensaciones, como beneficios fiscales o mayor edificabilidad (Ordenanza 553/25; Concejo Deliberante de Cipolletti). En evaluaciones ambientales estratégicas, sirve para comparar escenarios y orientar planes territoriales hacia alternativas más resilientes (Peroni et al. 2017). También puede

incorporarse como requisito en la aprobación de licencias de urbanización o edificación, exigiendo que los proyectos cumplan estándares ecológicos medibles.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio fue delimitada a partir de identificar un conjunto de microcuencas que drenan desde la meseta hacia sus niveles de base en la planicie de inundación de los ríos Neuquén y Negro. Se eligieron las cuencas urbanas que directa o indirectamente se conectan con las superficies urbanizadas de las ciudades de Cipolletti (38.94° S - 67.99° O) y GFO (38.95° S - 67.93° O). Estas ciudades se ubican en el departamento General Roca de la provincia de Río Negro. Son de interés para nuestro trabajo porque en la actualidad, sus manchas urbanas están en franca expansión sobre áreas tradicionalmente agrícolas, disminuyendo las distancias entre los barrios periféricos de ambas. A su vez, Cipolletti se desarrolla al oeste y sobre la planicie de inundación del río Neuquén hacia la ciudad de Neuquén, principal centro urbano regional (Figura 1).

El fenómeno de expansión urbana en la región bajo estudio se intensificó en las últimas décadas como consecuencia de la explotación de recursos hidrocarbúricos no convencionales. Este proceso dio lugar a un marcado crecimiento y conglomeración urbana, impulsado por los flujos migratorios suscitados por las nuevas oportunidades socioeconómicas de la zona (Ministerio del Interior, Obras Públicas y Vivienda 2017). La mayor parte del crecimiento de las ciudades se desenvuelve sobre el oasis de regadío construido a principios del siglo XX con fines agro-productivos (sobre todo, de peras y manzanas, y, en menor medida, forrajes y vides), que permitió el desarrollo de esta región árida patagónica.

Obtención de datos

A partir de fuentes bibliográficas, información de humedales urbanos alojados en la base de datos espaciales del Laboratorio de Ecología de Bordes se identificaron inicialmente diferentes unidades de paisaje estudiado. Esta base de datos fue generada a partir del aporte realizado al informe del Atlas Verde de la República Argentina (Rodríguez and Vazquez

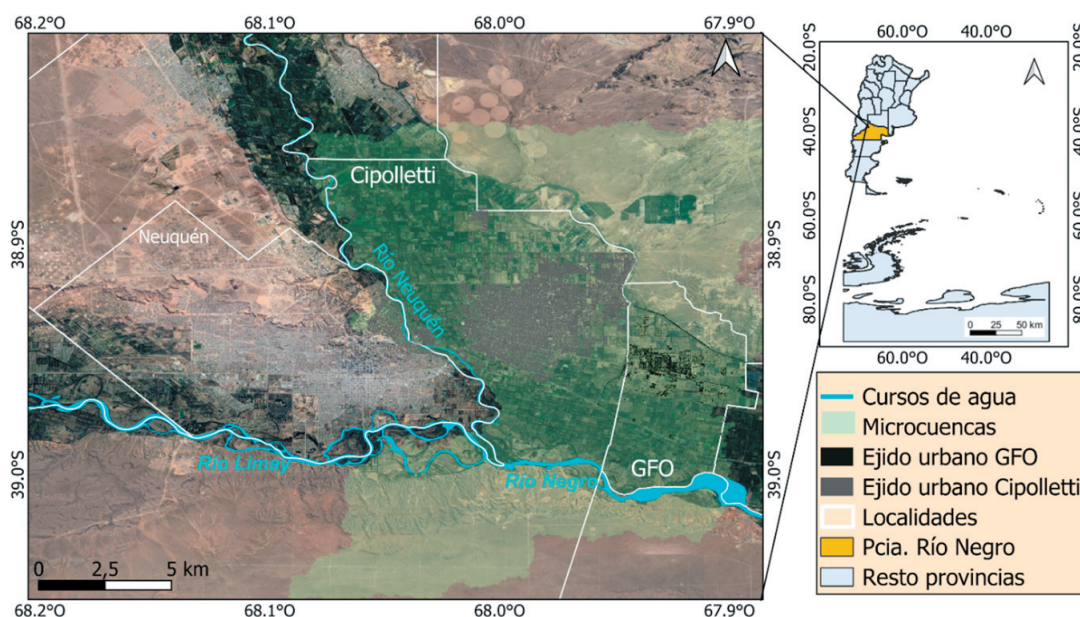


Figura 1. Área de estudio.

Figure 1. Study area.

Brust 2022), que incluyó un relevamiento de 240 espacios verdes formales e informales de Neuquén, Plottier y Cipolletti, y estudios de base realizados en el Área Natural Protegida Urbana (Datri et al. 2022). Se identificaron y denominaron genéricamente mesetas, bardas (i.e., regionalismo con el que se hace referencia al talud del valle), pedemontes y piso del valle. Sobre este último se identifica y se superponen tres subsistemas: el agrícola (y parte del área periurbana de nuestra zona de estudio), el urbano y el ribereño, delimitado por planicies inundables. Estos fueron clasificados con información y métodos complementarios asociados a atributos funcionales (Datri et al. 2023). Debido al trabajo de campo realizado, estas fuentes permiten validar las características de los biotopos identificados en el área de estudio.

La delimitación de los biotopos se obtuvo a partir de distintas estrategias según los atributos conspicuos de cada uno de ellos, en un contexto de tres valles fluviales correspondientes a los ríos Limay, Neuquén y Negro, que confluyen en la meseta patagónica. Dada la relevancia de la vegetación, la geomorfología y la hidrología en la configuración de los paisajes de la región —como los valles de la estepa del monte patagónico, el oasis de regadío, los humedales ribereños y los entornos urbanos (Datri et al. 2023)—, se alojaron en un SIG (QGIS 3.28)

diversas capas de información relativa a variables de estos componentes (Tabla 1).

Para caracterizar y delimitar los biotopos se utilizó un modelo digital de elevaciones ALOS PALSAR, de resolución espacial de 12.5 m (JAXA/METI ALOS PALSAR accedidos a través de ASF DAAC) de mapa base, imágenes Landsat 5 TM del 27 de julio de 2001 y del 26 de agosto de 2006, serie de imágenes Sentinel 2 (2020-2022), datos Open Street Maps y el SIG del Laboratorio de Ecología de Bordes. La Tabla 1 resume los componentes y variables consideradas en la construcción del SIG.

Procesamiento de imágenes

El flujo de trabajo de procesamiento de imágenes se secuenció en tres ejes temáticos, según los atributos que definen los biotopos regionales y la capa de salida. El Eje 1 de trabajo constituye la conformación de la capa base sobre un modelo digital de elevaciones (MDE) con el fin de obtener datos geomorfológicos e hidrológicos, complementado con imágenes multiespectrales Landsat con el fin de modelar las planicies de inundación. El Eje 2 está comprendido por series temporales de imágenes multiespectrales Sentinel 2 B, con el fin de obtener coberturas vegetales y productividad primaria asociada. Con la misma información se extrajo la matriz urbana. Por último, el eje de trabajo final (Eje

Tabla 1. Resumen de componentes y variables consideradas en la construcción del SIG.**Table 1.** Components and variables considered in the construction of the GIS.

Componente	Variable	Datos	ID	Capas
Cuencas hidrográficas	Cuencas	Modelo digital de elevaciones (MDE) ALOS PALSAR resolución 12x12	1	Microcuencas y red de drenaje (determinación del área de estudio)
	Topografía (pendientes)	Modelo digital de elevaciones ALOS PALSAR resolución 12x12	2	Tangente β (pendiente en radianes) y Pendientes (porcentaje)
	Hidrología	Modelo digital de elevaciones (MDE) ALOS PALSAR resolución 12x12	3	Flujo acumulado (ln de superficie acumulada aguas arriba)
	Índice topográficos de humedad (TWI)	ALOS PALSAR resolución 12x12	4	(2+3) Humedad topográfica
Planicie de inundación	Caudales de inundación extraordinaria	Cotas de inundaciones máximas Q_{max} río Limay (2001) y Q_{max} río Neuquén (2006) (Fuente: AIC)		(5+6) Planicies inundables
	Superficies inundadas ríos Limay - Negro	Bandas 3, 4, SWIR. Escena Landsat 5. 27 julio 2001. $Q=1740 \text{ m}^3/\text{s}$	5	
	Superficies inundadas ríos Neuquén y Negro	Bandas 3, 4, SWIR. Escena Landsat 5. 26 agosto 2006. $Q=1700 \text{ m}^3/\text{s}$	6	
Vegetación	Coberturas vegetales	Bandas 4 - 8. Serie temporal Sentinel 2 (2020-2022)	7	NDVI mensuales
	Productividad primaria neta	Suma de NDVI (ID 7, serie temporal (2020-2022))	8	NDVII (Integral)
	Patrones funcionales	Clasificación no supervisada, serie temporal de NDVI y desvío estándar (2020 - 2022)	9	Biotopos del valle fluvial y oasis de regadío
Urbanización	Superficie construida	Bandas visibles e infrarrojo. Escena Sentinel 2. Enero de 2021 y Open Street Map	10	Índice Tasseled Cap Brightness

3) constituyó la obtención de la capa de salida resultante de la información combinada en un algoritmo que permite individualizar biotopos urbanos y rurales.

Eje 1. Con el MDE se calcularon pendientes en porcentajes y radianes, y se delimitaron las cuencas hidrográficas del área de interés con su red de drenaje (ID 1). Se clasificaron las pendientes de 5 a 30% (pedemontes), mayores a 30% (bardas) y las áreas planas de pendiente menores 5% (mesetas y piso del valle) (ID2). Las mesetas fueron excluidas ya que no alcanzaron las cuencas delimitadas en ID 1. Para identificar los biotopos asociados al piso del valle, y específicamente a la planicie de inundación, se emplearon las imágenes Landsat 5 TM del 27 de julio de 2001 y del 26 de agosto de 2006. En esas fechas, los ríos Limay y Neuquén registraron caudales extraordinarios, superiores a $1700 \text{ m}^3/\text{s}$, lo que permitió definir los límites naturales de las planicies de inundación de los ríos Neuquén, Negro y Limay (ID 5 y 6). Asimismo, se vectorizaron los cuerpos de agua utilizando un valor umbral 0.2 del índice de agua (NDWI, por su sigla en inglés).

La matriz urbana actual se obtuvo de la clasificación de la transformación Tasseled Cap (Nedkov 2017) de la imagen de verano 2021 de Sentinel 2. Se realizó una máscara para las áreas urbanizadas, digitalizando los polígonos a partir de interpretación visual de las imágenes e información de Open Street Maps (ID 10).

Para cuantificar el control topográfico de los procesos hidrológicos se calculó el índice de humedad topográfica (TWI, por su sigla en inglés), que describe los patrones espaciales de humedad del suelo (Ecuación 1) (Chen and Yu 2011). El TWI se usa generalmente para cuantificar el control topográfico de los procesos hidrológicos y predecir zonas de saturación. Permite describir patrones espaciales de humedad de suelo e identificar zonas de saturación, donde el área de acumulación aguas arriba es grande (típicamente, en extensiones convergentes del paisaje) y la pendiente es leve (en la base de pendientes cóncavas donde el gradiente de pendiente es reducido). Estas condiciones se suelen encontrar a lo largo del drenaje y en las zonas de acumulación de agua en el paisaje (ID

2 y 3). El índice (ID 4) asume condiciones de estado estacionario y propiedades uniformes del suelo (i.e., la transmisividad es constante en toda la cuenca e igual a la unidad).

$$TWI = \ln As / \tan \beta \quad \text{Ecuación 1}$$

donde As es el área de acumulación de flujo aguas arriba, β la pendiente en radianes.

Luego, el TWI se compiló junto a las redes de drenaje natural, los canales de riego y drenaje, y cuerpos de agua naturales. Con ello, se detectaron las redes de drenaje y las superficies del suelo capaces de alojar humedad, que conectan las microcuencas que desaguan cuencas a lo largo del talud del valle (bardas) desde la meseta hasta la planicie de inundación en el nivel de base. Las redes de drenaje se densifican en el valle y aumentan la capacidad de alojar aguas pluviales, a diferencia de la barda y el pedemonte, con más pendiente.

Eje 2. Una vez delimitadas las características geomorfológicas de los biotopos, se procedió a distinguir aspectos vinculados a la distribución del agua y la vegetación del piso del valle. Para ello se utilizaron patrones funcionales, obtenidos de series temporales de NDVI y sus desvíos estándar clasificados por medio del algoritmo ISODATA (Datri et al. 2023). Esto permitió identificar una mayor diversidad de biotopos en el valle (ID 9).

En simultáneo, se procesó una serie temporal de imágenes Sentinel 2 para estimar el índice NDVI mensual y el NDVI integral anual (NDVII). A partir de estos productos se obtuvieron las coberturas vegetales y la productividad primaria neta (ID7 y 8), como función de la capacidad del biotopo de desarrollar su propia biocenosis (Pettorelli et al. 2005). Dado el impacto del proceso de impermeabilización del suelo derivado del crecimiento urbano, se evaluó la cobertura vegetal como indicador de suelo sellado (Peroni et al. 2019). Aunque la vegetación no es en sí misma un atributo exclusivo del biotopo, sí constituye un indicador relevante de su condición ecológica (natural o sellada), en particular, en regiones áridas donde el paisaje ribereño modula factores edáficos, ecológicos e hidrológicos (Briones et al. 2018). Para establecer la relación entre la productividad primaria (NDVII), como variable dependiente de las capacidades de infiltración del suelo y el escurrimiento (TWI), se aplicó un análisis de regresión lineal y se calculó el coeficiente

de correlación de Pearson usando el software Infostat. Esto permitió caracterizar a cada biotopo tanto por su funcionalidad hidrológica como por su permeabilidad a nivel local.

Eje 3. Una vez caracterizados los biotopos y su funcionalidad ecológica, la información se utilizó para implementar un numerador en la fórmula del factor de área de biotopos (FAB). Este numerador estima un valor ponderado de la superficie ecológicamente efectiva (SEE), que refleja la permeabilidad del suelo y su capacidad para almacenar agua y sostener su biocenosis (Lakes and Kim 2012; Casella et al. 2016). Para ello, en primer lugar —y entendiendo que la humedad topográfica del suelo y la productividad primaria, en el contexto regional y de cambio climático, juegan un papel fundamental en la infiltración de agua y el verde urbano— se construyó la Ecuación 2 para establecer un valor de ponderación de la eficiencia ecológica del suelo según el biotopo al que pertenece (denominado aquí como w_i). Esto comprende a su vez un valor relevante cuando los procesos urbanos son tan dinámicos, tal como ocurre en la zona de estudio y en América Latina, donde las ciudades avanzan sobre ecosistemas frágiles o tierras cultivadas. De esta manera se puede evaluar la conveniencia o no de urbanizar e incluso de favorecer usos mixtos del suelo (e.g., urbano y rural).

$$w_i = e (NDVII + TWI) / (e + 2) \quad \text{Ecuación 2}$$

donde e (número de Euler) es una constante y los valores de TWI y NDVII son normalizados a los efectos de obtener un valor relativo de ponderación del SEE.

La fórmula del w_i se basa en la idea de que la calidad ambiental está relacionada con la salud de la vegetación y, a su vez, con la capacidad del suelo de infiltrar y escurrir agua, y otros factores ambientales. El NDVII es un indicador de la salud y la cobertura vegetal, mientras que el TWI es un indicador del contenido de agua en el suelo. Se hace uso de la constante e para dar más peso al NDVII en relación con el TWI, por su sensibilidad para representar la calidad ambiental. El número e es una constante matemática irracional, lo que significa que no puede ser expresada como una fracción de dos números enteros (Stewart 2015). Es la base del logaritmo natural, que tiene propiedades únicas que lo hacen útil en matemáticas e ingeniería, el crecimiento exponencial, que se observa en el crecimiento de la población y la descomposición radiactiva. La división por $(e$

+ 2) nos permite normalizar el valor de la w_i entre 0 y 1, lo que facilita su interpretación. La salud de la vegetación y la calidad ambiental también pueden seguir patrones de crecimiento exponencial, por lo que su aplicación permitió capturar la naturaleza exponencial de estos procesos. Finalmente, se estimó una ponderación de superficies ecológicamente efectivas de acuerdo a la capacidad de alojar agua y vegetación con los índices NDVII y TWI mediados por el empleo del número e.

Finalmente, el w_i se integró en la fórmula del factor de área de biotopos (FAB), que permite estimar la superficie ecológicamente efectiva (SEE) del área de estudio. El FAB se calcula mediante la Ecuación 3, que da por resultado la SEE del área de estudio, que se obtiene sumando las SEE de todas las superficies, ponderadas por su área correspondiente.

$$FAB = \frac{\sum_{i=1}^n A_i w_i}{\sum_{i=1}^n A_i} \quad \text{Ecuación 3}$$

donde A_i corresponde a cada superficie del área de estudio que es homogénea en términos del valor FAB multiplicado por w_i , que corresponde al coeficiente FAB.

RESULTADOS

Se determinaron ocho biotopos en el área urbana-rural de Cipolletti y General Fernández

Oro, definidos sobre todo por sus atributos ecológicos relacionados con la productividad primaria y la humedad topográfica. Su distribución espacial se presenta en la Figura 2, y la Tabla 2 resume los atributos ecológicos específicos de cada biotopo, con especial énfasis en aquellos relacionados con la infraestructura ecológica urbana.

El análisis permitió identificar una serie de condiciones ecológicas y culturales que estructuran el mosaico de biotopos observados en el área de estudio. Entre los principales resultados se destaca que las condiciones de humedad típicas de un valle fluvial en un contexto árido generan una heterogeneidad ambiental marcada, que se manifiesta en la coexistencia de biotopos áridos y húmedos ribereños sobre la planicie de inundación. Esta diversidad se ve acentuada por el relieve característico del valle, con diferencias altimétricas entre 60 y 100 m y pendientes pronunciadas entre mesetas y pisos del valle.

La distribución espacial de la TWI y de la productividad primaria estimada a partir del índice NDVII se muestran en la Figura 3. Los resultados también evidenciaron el papel clave de los usos culturales del suelo —configurados históricamente por un sistema de regadío— en la conformación de una vegetación compleja compuesta por tierras cultivadas, cercos vivos y bosques de

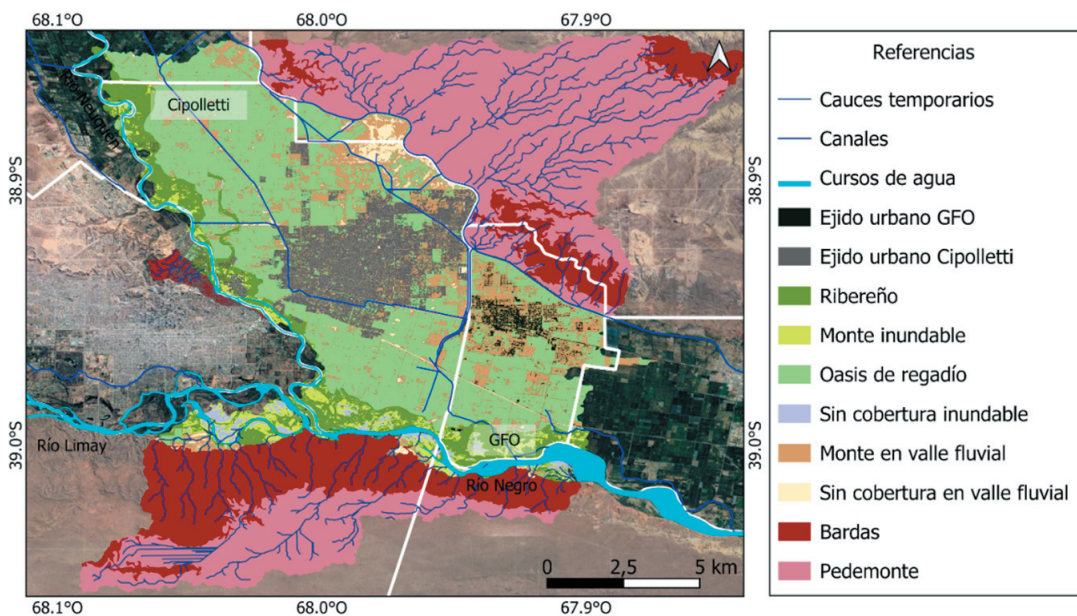

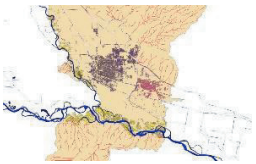
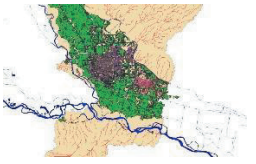
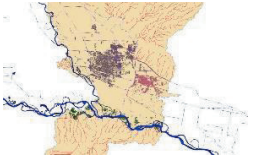
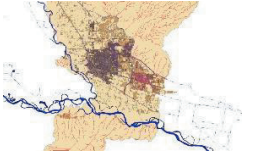
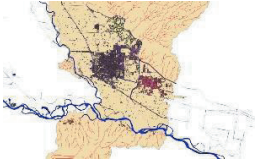
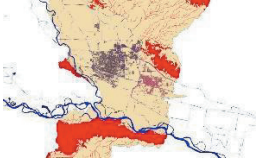
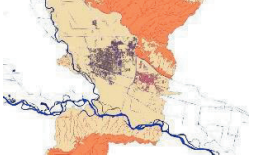


Figura 2. Mapa de biotopos de las cuencas urbanas de las ciudades de Cipolletti y General Fernández Oro.

Figure 2. Map of biotopes of the urban watersheds of the cities of Cipolletti and General Fernández Oro.

Tabla 2. Biotopos y sus atributos ecológicos e hidrológicos.

Table 2. Biotopes and their ecological and hydrological attributes.

Capa	Biotopos urbanos
	<p>Ribereño: suelos limosos, bancos de arena y rodados. Vegetación riparia, bosques ribereños principalmente de salicáceas. Geomorfologías fluviales: planicies inundables, barras, islas y albardones. Cuerpos de agua: lagunas, pantanos arroyos permanentes y temporarios. Pendientes: <5%</p>
	<p>Monte inundable: suelos arenosos y arena-roca. Vegetación xerófila, halófila y freatófila; árboles aislados. Planicies inundables e islas. Pendientes: <5%</p>
	<p>Oasis de regadío: suelos arenosos y limo. Vegetación implantada (peras y manzanas, principalmente), vegetación ruderal y arvense; cortinas rompevientos de álamos, plantaciones forestales (salicáceas). Planicies aterrazadas en valle fluvial. Canales de riego, drenajes y lagunas efímeras (estanques). Pendientes: <5%</p>
	<p>Sin cobertura inundable: suelos arenosos y rocas; pavimentos del desierto; compactados. Vegetación xerófila menor al <5%. Planicies, médanos y bancos rocosos. En algunos casos superficies desmontadas. Pendientes: <5%</p>
	<p>Monte en valle fluvial: suelos arenosos y limo. Vegetación xerófila, halófila y freatófila. Planicies y depresiones. Pendientes: <5%</p>
	<p>Sin cobertura en valle fluvial: suelos arenosos y rocas; pavimentos del desierto; compactados. Vegetación xerófila, halófila y freatófila menor al <5%. Planicies, médanos, pavimentos del desierto y depresiones. En algunos casos superficies desmontadas. Pendientes: <5%</p>
	<p>Bardas: suelos arenosos, rocosos y arcillosos. Vegetación xerófila. Taludes del valle, relictos de erosión y escarpas. Pendientes: >30%</p>
	<p>Pedemonte: suelos arenosos, rocosos y arcillosos. Vegetación xerófila. Conos de deyección y pedemonte. Pendientes de 5 a 30%</p>

salicáceas exóticas de origen euroasiático. La distribución de la biomasa vegetal anual refleja este patrón, concentrándose en las superficies irrigadas, húmedas y suelos con mal drenaje, y disminuyendo progresivamente hacia zonas de estepa, bardas, piedemontes y planicies elevadas (Figura 3). Asimismo, se registraron extensas superficies sin cobertura vegetal, tanto en la planicie de inundación —relacionadas con depósitos fluviales— como en el interior del valle, asociadas a prácticas agrícolas intensivas o a pavimentos desérticos característicos de ecosistemas áridos.

El análisis reveló una correlación negativa entre ambas variables (Tabla 3), lo cual resulta coherente con el comportamiento ecológico esperado: a medida que disminuye la capacidad topográfica de retener agua (menores valores de TWI) aumenta la producción de biomasa vegetal (valores más altos de NDVII). Desde una perspectiva funcional, este patrón permite distinguir entre las superficies que acumulan agua —como zonas de escasa pendiente que tienden a favorecer un mayor desarrollo vegetal— y las asociadas a redes de drenaje activas, donde el

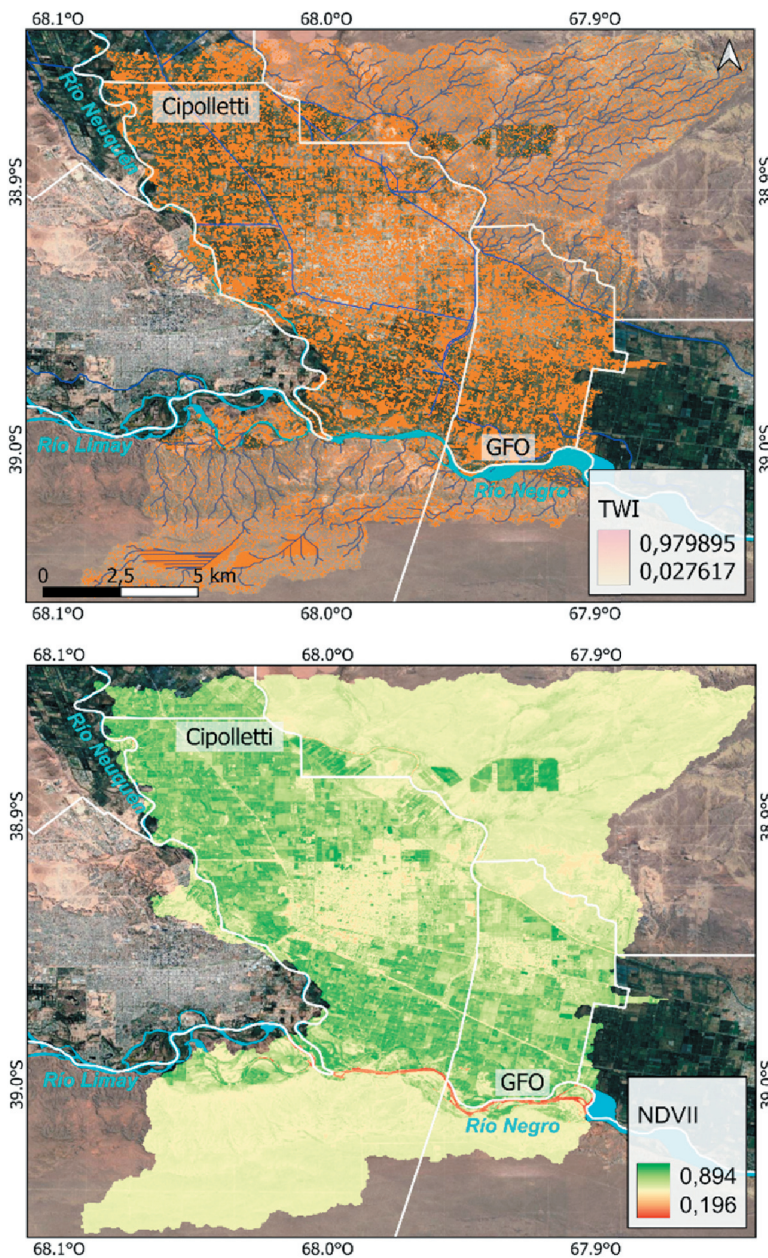


Figura 3. Mapa de humedad topográfica —TWI— (arriba) y de productividad primaria estimada por NDVII (abajo).

Figure 3. Topographic humidity map —TWI— (top) and primary productivity estimated by NDVII (bottom).

Tabla 3. Análisis de regresión lineal obtenido de muestreo de puntos aleatorios distribuidos por biotopo.
Table 3. Linear regression analysis obtained from the sampling of random points distributed by biotope.

Biotopo	N	Correlación	P-valor α	P-valor γ
Barda	627	-0.88	<0.0001	0.7254
Monte inundable	8666	-0.93	<0.0001	0.0049
Monte valle fluvial	30341	-0.94	<0.0001	<0.0001
Oasis	10393	-0.97	<0.0001	0.0014
Pedemonte	409	-0.89	<0.0001	0.6251
Ribereño	2530	-0.96	<0.0001	0.1317
S/C planicie de inundación	19309	-0.68	<0.0001	<0.0001
S/C valle	9635	-0.91	<0.0001	0.5441

escurrimiento reduce la permanencia hídrica y, por ende, la productividad primaria.

A partir del análisis estadístico, el parámetro α evidenció un nivel de significación (P-valor) más elevado que γ . Esto sugiere una mayor sensibilidad del modelo a los efectos asociados al TWI. El mejor ajuste de ambos coincidió con los biotopos de superficies planas, en los que las redes de drenaje se dispersan más y quedan acotadas a cauces fluviales que en zonas con más pendientes.

La ponderación de las superficies ecológicamente efectivas, calculada a partir de la capacidad del suelo para alojar agua y sostener vegetación mediante la integración de los índices TWI y NDVII con el número e, evidenció una configuración espacial

altamente heterogénea (Figura 4), aunque se discriminan claramente redes de drenaje y zonas de alta productividad vegetal. A su vez, el análisis del indicador w_1 a partir del muestreo aleatorio estratificado permitió identificar un gradiente entre las áreas más elevadas y de mayor pendiente —con menores valores de retención hídrica y cobertura vegetal— y sectores más deprimidos donde se concentraron los valores más altos de eficiencia ecológica (Figura 5). En estos últimos se observó una mayor dispersión de datos, sin un patrón de ajuste claro respecto de las variables individuales consideradas. Esto refleja una mayor complejidad espacial en estos biotopos, lo cual le otorga características de ecotono típico o de transición entre los paisajes árido, de bardas y mesetas, y el fluvial.

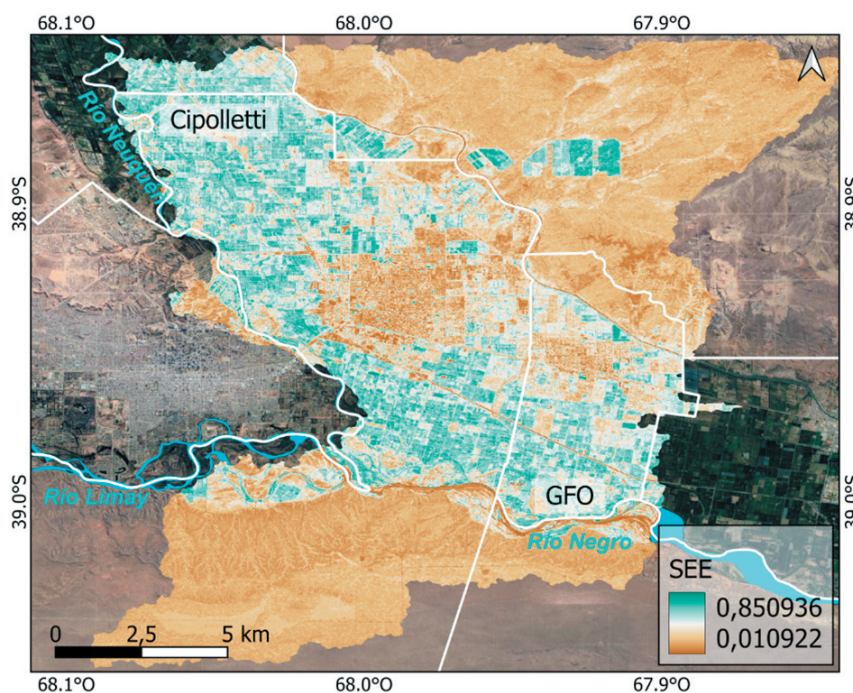


Figura 4. Mapa de valores ponderados del indicador de eficiencia ecológica del suelo (w_i).

Figure 4. Map of weighted values of the soil ecological efficiency indicator (w_i).

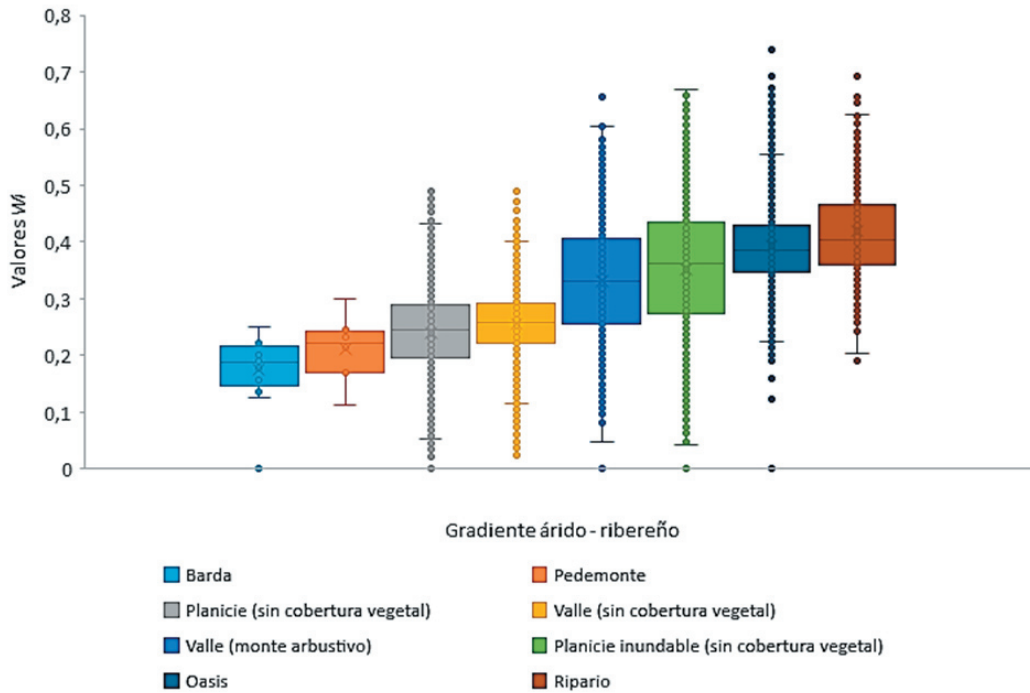


Figura 5. Gradiente de distribución de los valores de w_i obtenidos de los puntos aleatorios.

Figure 5. Gradient of distribution of w_i values obtained from random points.

DISCUSIÓN

Tanto biotopo como hábitat suelen ser términos referidos al espacio físico en el que se desenvuelven las especies (Sukopp and Weiler 1988). Sin embargo, entendemos que los biotopos comprenden espacios que pueden integrar en forma multifuncional a varias especies o lo que se llama biocenosis, asumiendo ciertas diferencias en la estructura física. En un contexto urbano, y desde la misma perspectiva multifuncional, los biotopos asumen características por las cuales sus funciones ecológicas también son funciones acopladas a la dinámica urbana (Jalkanen et al. 2020). De esta manera, cumplen funciones en relación con los usos culturales y recreativos, al mismo tiempo que regulan el clima y los drenajes urbanos. Desde esta perspectiva configuran la estructura de soporte de las IEU, y su dimensionamiento pasa a formar parte de los procedimientos de planificación urbana que resuelven la demanda social de verde urbano y también la dinámica ambiental de las ciudades (Childers et al. 2015; Li et al. 2017; Childers et al. 2019; Rusche et al. 2019).

Compartimos con Childers et al. (2019) que los términos infraestructura verde (IG), infraestructura verde-azul (IVB), espacio

verde urbano (ESU) y soluciones basadas en la naturaleza (SBN) para referirse a naturaleza urbana representan conceptos incompletos porque tienden a reducir la importancia de las características ecológicas; en particular, las no-terrestres en las ciudades. Sostenemos que el concepto IEU, desde su surgimiento en el Foro Ecópolis de Beijing en 2013 y el Programa El Hombre y la Biósfera (UNESCO 1984), toma nuevo impulso a partir de varias publicaciones posteriores a Childers et al. (2015, 2019) y Li et al. (2017) y comprende una alternativa más integradora. A nuestro entender, este concepto ahora resume todas las funciones ecológicas de los biotopos, tanto como contexto de la biodiversidad urbana o del uso social como articulando con todas las estructuras urbanas y sus funcionalidades socioecológicas. Por eso, en este trabajo establecemos a partir de paisajes heterogéneos (e.g., los valles fluviales de regiones áridas) que la unidad de biotopos urbanos y su análisis configuran la estructura de sistemas ambientales complejos sobre las que se pueden basar la obtención de datos y, en consecuencia, las decisiones de planificación y manejo del paisaje de cada ciudad y su región periurbana. Pero más precisamente podemos asegurar que la identificación y evaluación de los atributos ecosistémicos de los biotopos

urbanos son los que pueden conducir al diseño y distribución de las IEU, en un marco de sustentabilidad y ciudades mejor adaptadas y resilientes al cambio climático y a la demanda social de espacios públicos saludables.

En relación con los casos en que se emplea la unidad de biotopos urbanos como parte de programas y estrategias de planificación del paisaje o de diseño y desarrollo de IEU, la experiencia indica que el enfoque avanza y se despliega ya en varias ciudades (Yilmaz et al. 2010; Lakes and Kim 2012; Lu and Wang 2018; Peroni et al. 2019; Kowarik et al. 2023). El caso particular de Berlín, representa una experiencia pionera y una forma práctica de abordar el uso del suelo en función del biotopo urbano como unidad estructural, pero también funcional. Implementar un cociente entre suelo permeable e impermeable como una relación de las necesidades de cierta estructura de suelo libre para que este cumpla funciones urbanas es una solución práctica e innovadora. Esto permitió rediseñar y compensar superficies selladas por verde urbano, techos verdes o jardines verticales (SenStadt 2006).

A diferencia de la ecuación original implementada en la ciudad de Berlín o Seúl, consideramos que el suelo permeable, por el simple hecho de no estar sellado, no comprende un valor ecológico efectivo en sí mismo (Xiu et al. 2017; Peroni et al. 2019). Cuando el flujo de agua de las altas cuencas, en paisajes más heterogéneos, atraviesa las ciudades se acumula en función de la topografía y la cobertura de ese suelo en la ciudad. Por lo tanto, suelos permeables y aún porosos, pueden requerir grandes extensiones de espacio verde para alojar el flujo acumulado de agua en ese punto. De la misma manera que suelos con altas pendientes, por más permeables que sean, poseen baja retención y, en consecuencia, el tamaño de un espacio verde es poco significativo. A esto se suma el cambio en el ciclo de nutrientes que se produce como consecuencia de la urbanización de las cuencas, el transporte y la acumulación de solutos en humedales, humedales accidentales y ríos (Kaushal and Belt 2012).

En el paisaje de valles de regiones áridas distinguimos entre unidades de biotopos urbanos terrestres, acuáticos y de humedales porque cada tipo posee diferentes funciones ecosistémicas (Datri et al. 2023). Esto comprende también humedales accidentales producidos por la modificación de las redes de drenaje natural de las cuencas urbanas

y rurales. La implementación del factor de área de biotopos, como el diseño de IEU, requiere una combinación funcional urbana que determina también el número de servicios públicos, las necesidades sociales o viales y el área de estacionamiento. Entonces, para obtener ciertos objetivos de desempeño ambiental, en el caso de Berlín, se fija un determinado valor FAB como valor de referencia mínimo de implementación. En cambio, en el presente caso de estudio entendemos que un valor de ponderación de la superficie ecológicamente efectiva que se relaciona con las propiedades del suelo, puede asistir a esa integración funcional de parámetros físicos, con objetivos de políticas públicas, basadas en datos y objetivos del diseño de IEU.

Si bien los autores del presente trabajo adherimos al principio de reverdización de la ciudad de Berlín y a la tendencia de revertir el sellado del suelo, pensamos como Peroni et al. (2019) en la estrategia de incorporar otras variables locales en la implementación del FAB. En este sentido, el mapeo multiescalar es una herramienta principal en apoyo de la construcción de bases de datos locales, de las variables singulares de cada biotopo y sus paisajes (Lu and Wang 2018). En nuestro caso, la distribución depende de la posición en la cuenca y del tamaño de la superficie que acumula humedad topográfica. Un área que acumula y posee buena capacidad de infiltración, al mismo tiempo posee más biomasa vegetal. Esto configura ambientes riparios, humedales y humedales accidentales. En cambio, las posiciones más elevadas se corresponden con cabeceras de cuencas y vegetación xerófila con baja cobertura. Aunque a ambos extremos del gradiente árido-ribereño de la cuenca los biotopos muestran una limitación al uso urbano en tanto por exceso o defecto en la capacidad de acumulación, por otro lado configuran información para el diseño, dimensionamiento y establecimiento de alguna de las categorías de IEU con fines ecológicos, filtrado de nutrientes y contaminantes o uso social con fines recreativos y culturales.

La metodología adoptada en este trabajo de investigación proporciona un estudio de caso que promueve el debate sobre el fenómeno de cambio de uso del suelo, la adaptación al cambio climático y la implementación de nuevas IEU (Li et al. 2017; Yang and Zhang 2021; Yang et al. 2023). Las capas de eficiencia ecológica de suelos proporcionan una

herramienta de geovisualización eficaz para entender cómo se relacionan la localización de un área de interés en la cuenca y su vegetación, para luego estimar el tamaño de las superficies ecológicamente efectivas que requiere cada sector urbano o por urbanizar, según su densidad poblacional y requerimientos sociales. En cuanto a desarrollos futuros de este indicador en la región estudiada, en América Latina o en cualquier ciudad con complejidad topográfica, la ponderación de la eficiencia ecológica del suelo puede servir como una herramienta de ordenamiento territorial, diseño de espacios verdes y sistemas de drenajes sustentables y más eficientes.

Siguiendo el ejemplo del municipio de Berlín (Becker 1990; Kowarik 2023), se podrían adoptar valores mínimos e incluso alternativos a los tradicionales factores de ocupación del suelo para nuevos proyectos a escalas de construcción, urbanos y urbano-rurales, impulsando escenarios de mitigación de riesgos de inundación, aluviones e islas de calor con información basada en la eficiencia ecológica del suelo de cada biotopo. Los enfoques multiescalares son relevantes en este sentido, definiendo con claridad el nivel de centralización en bases de datos regionales y niveles de decisión local más político-estratégicos de las ciudades (Tabla 4). Finalmente, este trabajo podría servir como base para evaluaciones comparativas de criterios que involucren varias ciudades con la complejidad topográfica aquí expuesta como Padua (Italia) o Naijing (China) que cuentan con una base de datos espaciales digitalizados, de niveles regionales (Keeley 2011; Li et al. 2017; Lu and Wang 2018; Peroni et al. 2019; Pristeri et al. 2020; De Lotto et al. 2022; Kowarik 2023).

Al aplicar umbrales de eficiencia ecológica (indicador w_i), las zonas con alta funcionalidad ecológica podrían ser destinadas preferentemente a protección de altas cuencas y humedales o desarrollar infraestructura verde. Las zonas con valores intermedios podrían orientarse a usos mixtos o regenerativos, siempre que los proyectos mantengan o mejoren su desempeño ambiental. En cambio, las áreas con baja eficiencia —por degradación previa, impermeabilización o escasa cobertura vegetal— podrían priorizarse para usos urbanos intensivos, en especial si se acompañan por medidas de compensación ecológica y diseño sustentable. A diferencia de los enfoques clásicos del FAB utilizados en ciudades como Berlín o Seúl —donde predomina una lógica de maximización del verde urbano en contextos densamente edificados, con climas húmedos y alta infraestructura—, el modelo adaptado en este estudio responde a condiciones locales de climas áridos o fríos, presencia de suelos agrícolas valiosos y una red de drenajes naturales sensibles. Aquí, el FAB y el índice de eficiencia ecológica (w_i) buscan aumentar la vegetación urbana y también preservar funciones hidrológicas, evitar la fragmentación ecológica y orientar la expansión hacia áreas menos críticas. Esta adaptación representa una mejora contextual, al integrar criterios ambientales relevantes para la sostenibilidad del territorio en entornos ecológicamente frágiles y con baja densidad urbana.

Por este mismo valor multifuncional, el factor estimado en este trabajo puede constituir una base de datos para integrar otros aspectos funcionales como la accesibilidad social en función de la densidad poblacional o construida (Derrible 2017). En este sentido, puede ser una

Tabla 4. Criterio de valoración de los biotopos según escala (adaptado de Lu and Wang 2018).

Table 4. Biotope assessment criteria according to scale. Source: authors' own elaboration (adapted from Lu and Wang 2018).

Nivel	Criterios
Nivel local	Área de intervención, espacios verdes, nuevas urbanizaciones, áreas naturales protegidas y drenajes urbanos o rurales. Biotopos afectados. Diseños de infraestructuras ecológicas adecuadas a la accesibilidad, el uso del suelo y las necesidades de verde urbano y drenaje
Nivel intermedio	El área de intervención en un contexto de código de uso del suelo e indicadores del FAB. En este nivel es relevante el w_i como estrategia para determinar usos y sobre todo densidades urbanas, espacios verdes y drenajes. Incluye la evaluación de la conveniencia de desafectar determinados usos como rurales y ecosistemas con bajo impacto
Nivel paisaje, centralizado	Área de cuencas, biotopos involucrados con sus w_i . Determina las características de los biotopos. Orienta las decisiones en los niveles de base local e intermedio. Identifica coberturas vegetales, dinámicas de cuencas y estructura general de los biotopos y los usos del suelo tradicionales

herramienta para la evaluación de la condición de sociotopo y de biotopos culturales cuando alojan patrimonios bioculturales como las chacras del oasis de regadío y otras formar de producción histórica y tradicional (Xiu et al. 2017; Łaszkiwicz et al. 2020).

Los resultados obtenidos se deben interpretar considerando ciertos aspectos metodológicos. En primer lugar, la construcción del índice de eficiencia ecológica depende de series temporales de imágenes satelitales y datos ambientales que, si bien útiles para captar patrones generales, poseen una resolución espacial y temporal limitada. Por esta razón, la selección de variables e indicadores podría no reflejar completamente los procesos ecológicos locales si no se cuenta con datos de campo complementarios. Finalmente, la transferencia de umbrales y categorías de uso a decisiones normativas requiere evaluación territorial más detallada (catastro e imágenes de mayor resolución), para evitar generalizaciones que comprometan la eficacia del instrumento en contextos específicos.

CONCLUSIONES

El mapeo de biotopos urbanos resulta de un trabajo integral en el ámbito urbano y periurbano, y proporciona una nueva fuente de datos para construir bases de datos espaciales para investigar, planificar e implementar IEU. Al analizar la diversidad de biotopos y llevar a cabo evaluaciones del valor del suelo, se espera proporcionar una plataforma de datos para planificar ciudades de manera sustentable en paisajes heterogéneos. Los métodos empleados aquí generan insumos necesarios para implementar un índice FAB que incorpora y representa la complejidad del problema hidrológico y ecológico. Además, considerando la

diferencia entre escalas de ciudad y cuencas hidrográficas, este cálculo de FAB incorpora las funciones que le confieren complejidad al proceso urbano, arrojando como resultado el establecimiento de una red de biotopos urbanos más completa y sistemática. Por otro lado, se busca proporcionar una base de información y orientación general para planificar sistemas de IEU basados en la naturaleza y en su funcionamiento global. Aunque las dimensiones empleadas son limitadas para las múltiples funciones que cumplen los espacios verdes y las áreas naturales en un contexto urbano, el método desarrollado admite que el algoritmo asuma parámetros en una dirección más detallada de variables sociales, recreativas y ecológicas que ajusten el FAB típico empleado en la ciudad de Berlín y Seúl. A partir de este marco, nuestro trabajo mapeó y evaluó los atributos ecológicos e hidrológicos del suelo a escala de cuencas urbanas, a modo de modelo para su replicación en otros paisajes urbanos, de complejidad topográfica similar. Mediante la modelización y validación de la base de datos digitales, nuestro estudio mostró que las superficies más aptas para establecer IEU funcionales al drenaje y la infiltración del suelo, lo son también efectivas para desarrollar más cobertura vegetal, alojar biodiversidad urbana, pero también para filtrado de contaminantes urbanos.

AGRADECIMIENTOS. El presente trabajo se realizó con aportes del proyecto de investigación Indicadores Verde Urbanos del Laboratorio de Ecología de Bordes (UFLO), el concurso Ciudades Verdes y Datos Abiertos de la Fundación Bunge y Born, y del proyecto Data Terra de Adaptativa, hub de innovación ecodigital. Agradecemos, además, a los valiosos aportes del Mg. Antonio Vázquez Brust.

REFERENCIAS

- Becker, G., and R. Mohren. 1990. The biotope area factor as an ecological parameter. *Landschaft Planen and Bauen*: Berlin, Germany.
- Briones, O., A. Búrquez, A. Martínez-Yrizar, N. Pavón, and Y. Perroni. 2018. Biomasa y productividad en las zonas áridas mexicanas. *Madera y Bosques* 24:1-19. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2401898>.
- Casella, V., M. Franzini, and R. De Lotto. 2016. Geomatics for smart cities: obtaining the urban planning BAF index from existing digital maps. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 12-19:689-694. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLI-B2-689-2016>.
- Chen, C. Y., and F. C. Yu. 2011. Morphometric analysis of debris flows and their source areas using GIS. *Geomorphology* 129:387-397. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.03.002>.
- Childers, D. L., P. Bois, H. E. Hartnett, T. McPhearson, G. S. McPhearson, et al. 2019. Urban ecological infrastructure: un inclusive concept for the non-built urban environment. *Elementa: Science of the Anthropocene* 7:46. <https://doi.org/10.1525/elementa.385>.
- Childers, D. L., M. L. Cadenasso, J. M. Grove, V. Marshall, B. McGrath, et al. 2015. An ecology for cities: a transformational

- nexus of design and ecology to advance climate change resilience and urban sustainability. *Sustainability* 7:3774-3791. <https://doi.org/10.3390/su7043774>.
- Datri, L. A., M. Kraser, L. Campos, M. Robertazzi, H. Lopez, et al. 2022. Aplicación de los sistemas de información geográfica en la pericia ambiental: el caso del área natural protegida urbana Bardas Norte, Neuquén (Patagonia Argentina). *GeoFocus. International Review of Geographical Information Science and Technology* 30:5-23. <https://doi.org/10.21138/GF.743>.
- Datri, L. A., M. Robertazzi, M. Kraser, E. Miranda, F. Gauna, et al. 2023. ¿El oasis de regadío del Alto Valle es un paisaje de humedales? Funciones ecológicas y heterogeneidad ambiental de metacomunidades bioculturales. *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes* 11:1-10. URL: tinyurl.com/y2c66y62.
- De Lotto, R., M. Sessi, and E. M. Venco. 2022. Semi-automatic method to evaluate ecological value of urban settlements with the biotope area factor index: sources and logical framework. *Sustainability* 14(4):1993. <https://doi.org/10.3390/su14041993>.
- Huang, L., J. Wu, and L. Yan. 2015. Defining and measuring urban sustainability: a review of indicators. *Landscape Ecology* 30:1175-1193. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0208-2>.
- Jalkanen, J., K. Vierikko, and A. Moilanen. 2020. Spatial prioritization for urban biodiversity quality using biotope maps and expert opinion. *Urban Forestry and Urban Greening* 49:126586. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126586>.
- Kaushal, S. S., and K. T. Belt. 2012. The urban watershed continuum: evolving spatial and temporal dimensions. *Urban Ecosystems* 15:409-435. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0226-7>.
- Keeley, M. 2011. The green area ratio: an urban site sustainability metric. *Journal of Environmental Planning and Management* 54:937-958. <https://doi.org/10.1080/09640568.2010.547681>.
- Klopp, J., and D. L. Petretta. 2017. The urban sustainable development goal: indicators, complexity and the politics of measuring cities. *Cities* 63:92-97. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2016.12.019>.
- Kowarik, I. 2023. Urban biodiversity, ecosystems and the city. Insights from 50 years of the Berlin School of urban ecology. *Landscape and Urban Planning* 240:104877. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2023.104877>.
- Lakes, T., and H. O. Kim. 2012. The urban environmental indicator biotope area ratio-an enhanced approach to assess and manage the urban ecosystem services using high resolution remote-sensing. *Ecological Indicators* 13:93-103. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.05.016>.
- Łaszkiwicz, E., P. Czembrowski, and J. Kronenberg. 2020. Creating a map of the social functions of urban green spaces in a city with poor availability of spatial data: a sociotope for lodz. *Land* 9:183. <https://doi.org/10.3390/land9060183>.
- Li, F., X. Liu, X. Zhang, D. Zhao, H. Liu, et al. 2017. Urban ecological infrastructure: an integrated network for ecosystem services and sustainable urban systems. *Journal of Cleaner Production* 163:S12-S18. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.079>.
- Löfvenhaft, K., C. Björn, and M. Ihse. 2002. Biotope patterns in urban areas: a conceptual model integrating biodiversity issues in spatial planning. *Landscape and Urban Planning* 58:223-240. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00223-7](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00223-7).
- Lu, X., and X. Wang. 2018. A methodological study of biotope mapping in urban areas: case of Xuanwu District, Nanjing City, China, (May). *Journal of Digital Landscape Architecture* 3:208-216. <https://doi.org/10.14627/537642022>.
- Ministerio del Interior, Obras Públicas y Vivienda. 2017. Plan de ejecución metropolitano para la Región de la Confluencia. Buenos Aires, Argentina. URL: tinyurl.com/7t3v5ccz.
- Nedkov, R. 2017. Orthogonal transformation of segmented images from the satellite sentinel-2. *Comptes Rendus de l'Académie Bulgare des Sciences* 70:687-692. URL: tinyurl.com/y7nxuxee.
- Peroni, F., S. Brugnaro, M. Sozzi, E. Crescini, S. Pappalardo, et al. 2017. BAF index e mappatura del consumo di suolo a Padova: quantificazione e simulazione di scenari alternativi. Pp. 853-860 in ASITA (ed.). *Atti della XXI Conferenza Nazionale ASITA*. Salerno, Italia. URL: tinyurl.com/4pxz4c9f.
- Peroni, F., G. Pristeri, D. Codato, S. E. Pappalardo, and M. De Marchi. 2019. Biotope area factor: an ecological urban index to geovisualize soil sealing in Padua, Italy. *Sustainability* 12:150. <https://doi.org/10.3390/su12010150>.
- Pettorelli, N., J. O. Vik, A. Mysterud, J. M. Gaillard, C. J. Tucker, et al. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology and Evolution* 20:503-510. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.011>.
- Pristeri, G., F. Peroni, S. E. Pappalardo, D. Codato, A. G. Castaldo, et al. 2020. Mapping and assessing soil sealing in Padua municipality through biotope area factor index. *Sustainability* 12:5167. <https://doi.org/10.3390/su12125167>.
- QGIS.org. 2023. QGIS Geographic Information System (Version 3.28). QGIS Association. URL: qgis.org.
- Rodriguez, L., and A. Vazquez Brust. 2022. Atlas de Espacios Verdes en Argentina: seis estudios de casos de espacios verdes de las principales ciudades argentinas. Documento de Trabajo. Fundación Bunge y Born, Buenos Aires, Argentina. URL: tinyurl.com/2n922cap.
- Rusche, K., M. Reimer, and R. Stichmann. 2019. Mapping and assessing green infrastructure connectivity in European city regions. *Sustainability* 11:1819. <https://doi.org/10.3390/su11061819>.
- SenStadt. Senate Department for the Environment (2006) Transport and Climate Protection BAF-Biotope Area Factor. URL: tinyurl.com/49j3w37n.
- Stewart, J. 2015. *Calculus: early transcendentals*. Cengage Learning, Boston, USA. URL: tinyurl.com/y4tfzjt.
- Sukopp, H., and S. Weiler. 1988. Biotope mapping and nature conservation strategies in urban areas of the Federal Republic of Germany. *Landscape and Urban Planning* 15:39-58. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(88\)90015-1](https://doi.org/10.1016/0169-2046(88)90015-1).

- Tobias, S., F. Conen, A. Duss, L. M. Wenzel, C. Buser, et al. 2018. Soil sealing and unsealing: state of the art and examples. *Land Degradation and Development* 29(6):2015-2024. <https://doi.org/10.1002/ldr.2919>.
- UICN. 2020. Estándar global de la UICN para soluciones basadas en la naturaleza. IUCN, Gland, Suiza. URL: iucn.org.
- UN Habitat. 2020. World cities report 2020 the value of sustainable urbanization. UN Habitat, Nairobi, Kenya. URL: tinyurl.com/3hth2e9p.
- Werner, P. 1999. Why biotope mapping in populated areas? Biotope mapping in the urban environment. *DEINSEA* 5:9-26. URL: tinyurl.com/nhtrmavs.
- Xiu, N., M. Ignatieva, C. K. van den Bosch, Y. Chai, F. Wang, et al. 2017. A socio-ecological perspective of urban green networks: the Stockholm case. *Urban Ecosystems* 20:729-742. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0648-3>.
- Yang, D., W. X. Luan, and X. Zhang. 2023. Projecting spatial interactions between global population and land use changes in the 21st century. *Urban Sustainability* 3:53. <https://doi.org/10.1038/s42949-023-00131-y>.
- Yılmaz, B., S. Gülez, and L. G. Kaya. 2010. Mapping of biotopes in urban areas: a case study of the city of Bartın and its environs, Turkey. *Scientific Research and Essays* 5:352-365. URL: tinyurl.com/56my8xh7.