

**IDENTIFICACIÓN Y ANÁLISIS DE INSTRUMENTOS DE PLANEACIÓN Y
GESTIÓN TERRITORIAL Y PAISAJÍSTICA PARA PROMOVER LA
CONECTIVIDAD DEL PAISAJE URBANO Y LA CONSERVACIÓN DE LA
BIODIVERSIDAD EN BRASIL¹**

**IDENTIFICATION AND ANALYSIS OF TERRITORIAL AND LANDSCAPE
PLANNING AND MANAGEMENT TOOLS TO PROMOTE URBAN
LANDSCAPE CONNECTIVITY AND BIODIVERSITY CONSERVATION IN
BRAZIL**

LUCAS DA SILVA RUDOLPHO

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC (Brasil)

lucarudolpho@gmail.com

ALINA GONÇALVES SANTIAGO

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC (Brasil)

alinagsantiago@gmail.com

WILLIAM IVÁN GALLO APONTE

Universidad Externado de Colombia (Colombia)

Pontifícia Universidade Católica do Paraná – PUCPR (Brasil)

williamg.aponte@gmail.com

Fecha de recepción: 2 de septiembre de 2021

Fecha de aceptación: 15 de noviembre de 2021

RESUMEN: La conectividad desempeña un papel esencial en el paisaje urbano, facilitando el movimiento de organismos, el intercambio genético y otros flujos ecológicos que son fundamentales para la supervivencia de las

¹ Este artículo forma parte de la investigación doctoral del autor Lucas da Silva Rudolpho, titulada: “*Conectividade funcional da paisagem e conservação da biodiversidade: subsídios para o planejamento territorial e paisagístico brasileiro*”. La investigación se desarrolló en el “*Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo da Universidade Federal de Santa Catarina*” y contó con el apoyo de la “*Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes)*”.

especies y para la prestación de los servicios ecosistémicos de los que dependen los seres humanos. Para promover y restaurar la conectividad y proteger eficazmente la biodiversidad, es necesario, entre otras cuestiones, el desarrollo y la aplicación de instrumentos que, cuando se trata de la planificación y la gestión territorial y paisajística, pueden ser de diversa naturaleza y tener varias clasificaciones, con respecto a su potencial para influir en las actividades de los agentes que conforman el territorio y el paisaje. Partiendo de estas premisas, este artículo pretende identificar y analizar, a través de una investigación bibliográfica y documental, algunos de estos instrumentos, especialmente aquellos que pueden contribuir a mantener y restaurar la conectividad del paisaje urbano y la conservación de la biodiversidad brasileña. Se espera que este estudio pueda ayudar a los gestores públicos, los urbanistas, los arquitectos paisajistas y otros profesionales afines a desarrollar y aplicar instrumentos con este fin en la práctica de la planificación y la gestión del territorio y el paisaje.

RESUM: La connectivitat té un paper essencial en el paisatge urbà, facilitant el moviment d'organismes, l'intercanvi genètic i altres fluxos ecològics fonamentals per a la supervivència de les espècies i per a la prestació de serveis ecosistèmics per a aquells que depenen dels éssers humans. Per promoure i restaurar la connectivitat i protegir eficaçment la biodiversitat, és necessari, entre altres coses, desenvolupar i aplicar instruments que, a l'hora de planificar i gestionar el territori i el paisatge, puguin ser de diferent naturalesa i tenir diverses classificacions, pel que fa a la seva potencialitat per influir en les activitats dels agents que configuren el territori i el paisatge. Partint d'aquestes premisses, aquest article pretén identificar i analitzar, mitjançant una investigació bibliogràfica i documental, alguns d'aquests instruments, especialment aquells que poden contribuir a mantenir i restaurar la connectivitat del paisatge urbà i la conservació de la biodiversitat brasilera. S'espera que aquest estudi pugui ajudar administradors públics, urbanistes, arquitectes paisatgistes i altres professionals relacionats a desenvolupar i aplicar instruments amb aquest propòsit en la pràctica de la planificació i gestió del territori i el paisatge.

ABSTRACT: Connectivity plays an essential role in the urban landscape, facilitating the movement of organisms, genetic exchange, and other ecological flows that are fundamental to the survival of species and the provision of ecosystem services on which humans depend. To promote and restore connectivity and efficiently protect biodiversity, it is necessary, among other things, to develop and apply tools, which, when it comes to territorial and landscape planning and management, can be of various natures and have various classifications in terms of their potential to influence the activities of the agents that shape the territory and the landscape. Based on these premises, this article aims to identify and analyze, through bibliographic and documentary research, some of these instruments, especially those that can contribute to maintaining and restoring the connectivity of the urban landscape and the conservation of Brazilian biodiversity. It is hoped that this study can help public managers, urban planners, landscape architects and other related professionals to develop and implement instruments for this purpose in the practice of territorial and landscape planning and management.

PALABRAS CLAVE: Conectividad del paisaje urbano — Conservación de la biodiversidad — Instrumentos de planeación y gestión — Brasil.

PARAULES CLAU: Connectivitat del paisatge urbà — Conservació de la biodiversitat — Instruments de planificació i gestió — Brasil.

KEYWORDS: Urban landscape connectivity — Biodiversity conservation — Planning and management tools — Brazil.

SUMARIO: I. INTRODUCCIÓN; II. INSTRUMENTOS DE PLANEACIÓN Y GESTIÓN TERRITORIAL Y PAISAJÍSTICA; 1. Instrumentos normativos o de mando y control; a) Áreas de preservación permanente (APPs) y reservas legales (RLs); b) Unidades de conservación (UCs); i. Reserva particular del patrimonio natural (RPPN); c) Corredores ecológicos; d) Cuota Ambiental del municipio de São Paulo; 2. Instrumentos económicos; a) Pago por Servicios Ambientales (PSA); b) ICMS ecológico; c) IPTU verde; d) Instrumentos del Estatuto de la Ciudad; i. Derecho de preferencia (Direito de preferência); ii. La adjudicación onerosa del derecho a construir; iii. Cesión o transferencia del derecho de construir; 3. Instrumentos voluntarios; a) Tipologías multifuncionales de infraestructura verde; i. Tejados verdes; ii. Paredes verdes; iii. Jardines de lluvia; iv. Canteros pluviales o lechos de lluvia; v. Biovalets; vi. Métodos de bioingeniería; vii. Corredores verdes; viii. Calles verdes; b) Medidas mitigadoras de atropellamiento de fauna; i. Estructuras de paso de fauna (inferiores y superiores); ii. Cercas y pantallas; iii. Señales de advertencia; iv. Reductores de velocidad; v. Espejos y reflectores; III. CONSIDERACIONES FINALES; IV. BIBLIOGRAFÍA

I. INTRODUCCIÓN

Los paisajes urbanos se están expandiendo a un ritmo acelerado. Se calcula que para el año 2050, más de dos tercios de la población mundial (68%) vivirán en ciudades. En Brasil, este porcentaje se eleva al 92,4% (UNITED NATIONS, 2019).

Se prevé que una parte de la futura expansión urbana se produzca en *hotspots* de biodiversidad² (SETO et al., 2012) y en ciudades pequeñas y medianas, áreas conocidas por su baja capacidad de planificación y gestión, lo que puede restringir la conservación de la diversidad biológica. Estas previsiones representan retos y oportunidades sin precedentes para detener la pérdida de biodiversidad³ y crear un marco de desarrollo territorial más sostenible (SCBD, 2012).

² En la Mata Atlántica, por ejemplo, uno de los puntos más ricos y amenazados del planeta, donde vive el 72% de la población brasileña, se prevé que la superficie urbana aumente un 160% entre 2000 y 2030 (SETO et al., 2012).

³Según el Informe de Evaluación Global de la Biodiversidad y los Servicios de los Ecosistemas (IPBES, 2019), cerca de un millón de especies vegetales y animales están al borde de la extinción en todo el mundo, un ritmo de destrucción nunca visto en la historia de la humanidad. En Brasil -el país con mayor biodiversidad del mundo, que alberga entre el 15 y el 20% de la diversidad biológica mundial en seis biomas terrestres y tres ecosistemas marinos (CDB 2020)-

A pesar de que a menudo se consideran ambientes inhóspitos, dominados por especies exóticas y poco variadas, las ciudades se reconocen cada vez más como ecosistemas vitales para mantener la biodiversidad (MCDONNELL; HAHS, 2013; MÜLLER et al., 2013), y pueden albergar una gran riqueza de hábitats y diversidad de especies (FORMAN, 2014; ARONSON et al., 2017; LEPCZYK et al., 2017).

Esta riqueza de hábitats y diversidad de especies proporciona servicios ecosistémicos esenciales para la salud y el bienestar de los seres humanos, como la regulación del clima, el agua y algunas enfermedades humanas; el enriquecimiento espiritual, el desarrollo cognitivo, la recreación y la experiencia estética; el apoyo a los sistemas de conocimiento, las relaciones sociales y los valores estéticos; la purificación del aire, la reducción del ruido y la refrigeración urbana; entre muchos otros (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2013; MCDONALD et al., 2013).

Sin embargo, a pesar de la reconocida importancia de la biodiversidad para la salud y el bienestar humano, los hábitats naturales son perdidos o fragmentados y las especies extirpadas a medida que las ciudades continúan expandiéndose debido a la creciente población humana (MÜLLER et al., 2013). La pérdida y la fragmentación de los hábitats naturales (derivadas, entre otras razones, de los procesos de expansión urbana) se consideran las principales amenazas para la conservación de la biodiversidad en todo el mundo (FAHRIG, 2003; WILSON et al., 2016).

Uno de los efectos más significativos de la fragmentación es la reducción de la conectividad, que representa el grado en que el paisaje facilita o impide el movimiento de los organismos entre los parches de recursos (TAYLOR et al., 1993). La conectividad tiene una función esencial en el paisaje: facilita el movimiento de los organismos, el intercambio genético y otros flujos ecológicos que son fundamentales para la viabilidad y la supervivencia de las especies y la prestación de servicios ecosistémicos de los que dependen los seres humanos (CROOKS; SANJAYAN, 2006).

La capacidad de una especie para sobrevivir en el espacio y el tiempo está estrechamente relacionada con su movilidad. Cuanto mayor sea su capacidad

las especies amenazadas suman 3.286, de las cuales 2.113 de flora (MMA 2014a) y 1.173 de fauna (MMA 2014b).

para desplazarse por el paisaje, mayor será su importancia para mantener el flujo genético, la polinización y la dispersión de semillas, y la posibilidad de supervivencia como individuo o especie (CROOKS; SANJAYAN, 2006). Así pues, mantener y restaurar la conectividad se ha convertido en un reto para la conservación de la biodiversidad, especialmente en las ciudades pequeñas y medianas, donde las zonas urbanas se están expandiendo de forma expresiva y, en consecuencia, cambiando la configuración y la permeabilidad del paisaje. Para promover y restaurar la conectividad y proteger eficazmente la biodiversidad, es necesario, entre otras cuestiones, el desarrollo y la aplicación de instrumentos que, cuando se trata de la planificación y la gestión del territorio y del paisaje, pueden ser de diversas naturalezas y tener varias clasificaciones, con respecto a su potencial para influir en las actividades de los agentes que conforman el territorio y el paisaje⁴.

Este artículo pretende identificar y analizar, a través de la investigación bibliográfica y documental, algunos de estos instrumentos, especialmente aquellos que pueden contribuir a mantener y restaurar la conectividad del paisaje urbano y la conservación de la biodiversidad en Brasil.

Se espera que este artículo pueda ayudar a los gestores públicos, urbanistas, arquitectos paisajistas y otros profesionales relacionados a desarrollar e implementar instrumentos para este fin en las prácticas de planificación y gestión territorial y paisajística.

II. INSTRUMENTOS DE PLANEACIÓN Y GESTIÓN TERRITORIAL Y PAISAJÍSTICA

⁴ Por ejemplo, las decisiones e intervenciones del Estado, particularmente de las Administraciones Públicas municipales, deben orientar los planes de desarrollo territorial y urbano hacia la priorización no solo del adecuado desarrollo humano. La mejora en la calidad de vida de los ciudadanos requiere una comprensión inclusiva de las especies. El uso racional del suelo, su regulación y control debe considerar en una biodiversidad en sentido amplio, una sostenibilidad holística para todas las especies, sean animales, vegetales o humanas. Para alcanzar esa pretensión, la conectividad funcional debe ser considerada.

Los instrumentos se agruparon en tres categorías, basándose en la clasificación de los instrumentos de política medioambiental adoptada por Moura (2016) y Merico (2002)⁵. Son los siguientes:

(i) *Instrumentos normativos o de mando y control*: Son aquellos que buscan, mediante la aplicación de la legislación (mando) y la inspección/vigilancia (control), dirigir el comportamiento de la sociedad y de los agentes económicos, estableciendo normalmente sanciones a quienes no cumplen la legislación. Entre los ejemplos de esta categoría se encuentran las áreas de preservación permanente (APPs) y las reservas legales (RLs) de la Ley de Protección de la Vegetación Nativa, las unidades de conservación (UCs), las reservas privadas de patrimonio natural (RPPNs) y los corredores ecológicos, creados por la ley que estableció el Sistema Nacional de Unidades de Conservación de la Naturaleza (SNUC), así como la Cuota Ambiental del Municipio de São Paulo (SP);

(ii) *Instrumentos económicos*: Son aquellos que buscan, mediante beneficios e incentivos fiscales, dirigir y fomentar un comportamiento respetuoso con el medio ambiente. Ejemplos de ello son el Pago por Servicios Ambientales (PSA), el Impuesto de Circulación de Bienes y Servicios Ecológicos (ICMS), el Impuesto Municipal sobre Bienes Inmuebles Verde (IPTU) y los mecanismos previstos en el Estatuto de la Ciudad, como el derecho de preferencia, la adjudicación onerosa del derecho a construir y la cesión del derecho a construir;

(iii) *Instrumentos voluntarios*: Son aquellos que, como su propio nombre indica, dependen de la adhesión voluntaria de los agentes públicos, económicos y sociales para su aplicación. Entre los ejemplos de esta categoría se encuentran algunos tipos de infraestructuras verdes, como los tejados y paredes verdes, los jardines de lluvia, los canchales pluviales o lechos de lluvia, los biovalets, las técnicas de bioingeniería, los corredores verdes y las calles verdes, y las medidas para mitigar los impactos negativos de los corredores viales sobre la fauna, como las estructuras de paso de la fauna, las cercas y pantallas, las señales de advertencia, los reductores de velocidad y los espejos y reflectores.

⁵ Estas herramientas pueden aplicarse a cualquier paisaje, tanto en zonas urbanas como rurales.

1. Instrumentos normativos o de mando y control

a) *Áreas de preservación permanente (APPs) y reservas legales (RLs)*

Las APPs y RLs, establecidas por la Ley de Protección de la Vegetación Nativa (Ley Federal nº 12651 del 25 de mayo de 2012), más conocida como el Nuevo Código Forestal (BRASIL, 2012), se destacan entre los principales instrumentos normativos para promover la conectividad del paisaje y la conservación de la biodiversidad en Brasil.

Las APPs son áreas legalmente protegidas, como riberas de arroyos, manantiales, lagos, estanques y embalses, cimas de colinas, laderas empinadas y otros ecosistemas sensibles, cubiertos o no por "vegetación nativa, con la función ambiental de preservar los recursos hídricos, el paisaje, la estabilidad geológica y la biodiversidad, facilitar el flujo genético de la fauna y la flora, proteger el suelo y garantizar el bienestar de las poblaciones humanas" (BRASIL, 2012, art. 3, II).

Las RLs son un área localizada dentro de una propiedad o posesión rural que debe ser mantenida con su vegetación nativa para "asegurar el uso económico sostenible de los recursos naturales de la propiedad rural, ayudar a la conservación y rehabilitación de los procesos ecológicos y promover la conservación de la biodiversidad y el refugio y protección de la fauna silvestre y la flora nativa" (BRASIL, 2012, art. 3, III).

Debido a su amplia extensión y distribución espacial en los territorios y paisajes brasileños, las APPs y las RLs desempeñan un papel crucial en el establecimiento de las condiciones que permiten la persistencia y facilitan los flujos y movimientos de muchas especies a través del paisaje. Por ejemplo, la ubicación estratégica de las RLs dentro de una propiedad rural puede contribuir a formar corredores ecológicos con otras RLs, APPs, UCs y otras áreas verdes (públicas o privadas) y a mantener zonas de amortiguamiento, asegurando la conservación de mayores extensiones de áreas con cobertura vegetal nativa.

Sin embargo, a pesar de su importancia para la conectividad del paisaje, la conservación de la biodiversidad y la prestación de servicios ecosistémicos, la aplicación de estos y otros instrumentos (como las UCs, descritas en la

siguiente sección) se ha visto muy obstaculizada, en parte debido a la constante presión del sector agroindustrial y sus representantes políticos, que argumentan que estos instrumentos restringen e impiden la expansión de las actividades agrícolas (SOARES-FILHO et al., 2014; METZGER et al., 2019), y en parte por el alto valor de la tierra y los problemas de tenencia de la misma, que dificultan la creación de estas áreas, especialmente en las zonas urbanas (GANEM, 2008).

b) Unidades de conservación (UCs)

Las UCs son espacios territoriales cuyos recursos ambientales tienen características naturales relevantes. Establecidos legalmente por el poder público federal, estatal o municipal, su objetivo es la conservación (BRASIL, 2000). Están regulados por la Ley 9.985, del 18 de julio de 2000, que estableció el SNUC. Se dividen en dos grupos: unidades totalmente protegidas y unidades de uso sostenible.

Las unidades de protección total están diseñadas para preservar la naturaleza, permitiendo sólo el uso indirecto de sus recursos naturales, es decir, aquellos que no implican consumo, recolección o daño a los recursos naturales. Incluyen cinco categorías: estación ecológica, reserva biológica, parque nacional, monumento natural y refugio de vida silvestre (BRASIL, 2000).

Por su parte, las unidades de uso sostenible están diseñadas para conservar la naturaleza con el uso sostenible de los recursos, conciliando la presencia humana en las áreas protegidas. En este grupo se permiten las actividades que implican la recolección y el uso de recursos naturales, siempre que se practiquen de manera que se mantengan constantes los recursos ambientales renovables y los procesos ecológicos. Abarcan siete categorías: área de protección ambiental, área de interés ecológico relevante, bosque nacional, reserva extractiva, reserva de vida silvestre, reserva de desarrollo sostenible y RPPN (BRASIL, 2000).

En general, la mayoría de las UCs se encuentran en áreas rurales con baja densidad de población, cubriendo grandes extensiones territoriales con vegetación autóctona, sin embargo, es común que algunas categorías de UC

de uso sostenible (por ejemplo, área de protección ambiental, área de interés ecológico relevante y RPPN) permeen o involucren áreas urbanas (Ganem 2008). Según Ganem (2008), los fragmentos de vegetación autóctona que integran estas unidades desempeñan un papel esencial en el mantenimiento de corredores ecológicos, conectando zonas de vegetación autóctona rurales y urbanas.

Teniendo en cuenta que más de la mitad (53%) de toda la vegetación nativa de Brasil se encuentra en propiedades privadas (SOARES-FILHO et al., 2014) y que existen limitaciones para la adquisición y gestión de estas áreas por parte de las autoridades públicas, la participación de la sociedad civil es de suma importancia para garantizar el mantenimiento de la conectividad y la conservación de la biodiversidad en el país.

Así, podría fomentarse la creación de UC privadas, como las RPPNs.

i. Reserva particular del patrimonio natural (RPPN)

Según el SNUC, la RPPN es una UC de dominio privado, inscrita a perpetuidad en el registro del inmueble, con el objetivo de conservar la biodiversidad (BRASIL, 2000).

A diferencia de las APPs y las RLs, las RPPNs dependen de la iniciativa de los propietarios para transformar voluntariamente toda o parte de su propiedad en una reserva, sin perder los derechos de propiedad. Pueden crearse tanto en zonas rurales como urbanas, y no hay límite de tamaño mínimo o máximo para su creación. En Curitiba (PR), por ejemplo, en el año 2017, ya se habían creado RPPNs con áreas que van de 684 a 46.955 m² (IAP, 2017).

En paisajes muy fragmentados, las RPPNs pueden contribuir a aumentar la conectividad del paisaje, funcionando como escalones ecológicos y hábitat para numerosas especies (SIMÃO; FREITAS, 2018).

Los datos de la Confederación Nacional de Reservas Privadas del Patrimonio Natural (CNRPPN, 2021) muestran que, en Brasil, hay 1.667 RPPNs, que suman 806.866,60 ha de áreas protegidas. De ellos, 700 (42%) son reservas federales, 913 (54,8%) son estatales y 54 (3,2%) municipais.

Según Souza y Fonseca (2018), corresponde al titular decidir la esfera de gobierno (federal, estatal o municipal) en la que pretende reconocer su RPPN. En principio, no hay diferencias significativas entre los niveles de gobierno, sin embargo, según los autores, vale la pena señalar algunos factores que pueden influir en la decisión: "Facilidad de acceso a los técnicos de la Institución que está reconociendo la RPPN; infraestructura institucional de apoyo al titular; y proximidad de la RPPN a otras unidades de conservación, que pueden colaborar en la protección y gestión de la reserva" (SOUZA; FONSECA, 2018, p. 10).

Pocos municipios brasileños tienen una legislación municipal específica para la creación de RPPNs. Entre ellos, vale la pena destacar Curitiba, por tener el mayor número de reservas municipales (CNRPPN, 2021) y actuar activamente en la creación, apoyo a la gestión y manejo de estas unidades (SOUZA; FONSECA, 2018). De acuerdo con la información recogida en el sitio web del gobierno de la ciudad (CURITIBA, 2019), la ciudad abarca 24 RPPNs municipales, que suman 328 mil m² de área verde privada protegida. Como forma de fomentar la conservación de la biodiversidad urbana en las propiedades privadas, el ayuntamiento o alcaldía concede a los propietarios de RPPNs el derecho a transferir el potencial de construcción de estas zonas a otras propiedades de la ciudad y la exención total del IPTU.

Aunque son de gran importancia para la conservación de la biodiversidad, las UCs tienden a sufrir las consecuencias del aislamiento a lo largo del tiempo, afectando negativamente a la vida de diferentes especies animales y vegetales (PEREIRA; CESTARO, 2016). Como medida para mejorar este problema, el SNUC reglamentó otro importante instrumento, que se describe en la siguiente sección.

c) Corredores ecológicos

Los corredores ecológicos son instrumentos diseñados para mantener y aumentar la conectividad entre ecosistemas naturales o seminaturales protegidos. Entre los objetivos que se pretenden alcanzar, se busca conectar las UCs, con el fin de posibilitar el flujo de genes y el movimiento de especies,

permitiendo la dispersión, la recolonización de áreas degradadas y el mantenimiento de poblaciones que demandan más que el territorio de una UC para sobrevivir (BRASIL, 2000). La adopción de esta herramienta de conservación es bastante reciente en Brasil, aunque ya existen proyectos creados y gestionados por autoridades públicas en diferentes biomas del país (BRITTO, 2012; PEREIRA; CESTARO, 2016). Sin embargo, los proyectos existentes aún carecen de mayor discusión y evaluación para indicar las mejores posibilidades de su uso (PEREIRA; CESTARO, 2016).

A nivel federal, la legislación sobre corredores ecológicos está asociada a la Resolución nº 9/1996 del Consejo Nacional del Medio Ambiente (CONAMA) y al SNUC. A nivel estatal, se puede encontrar legislación sobre corredores ecológicos en estados como São Paulo, Bahía, Espírito Santo y Minas Gerais, entre otros, y a nivel municipal existen algunas iniciativas para el establecimiento y protección de corredores ecológicos en los códigos ambientales municipales (PEREIRA; CESTARO, 2016).

Además de las APPs, RLs, las UCs y los corredores ecológicos, se pueden adoptar otros instrumentos normativos para mantener y restaurar la conectividad funcional del paisaje y la conservación de la biodiversidad. A continuación, se presenta la Cuota Ambiental del Municipio de São Paulo.

d) Cuota Ambiental del municipio de São Paulo

La cuota ambiental, propuesta por la Ley Nº 16.402 del 22 de marzo de 2016 (SÃO PAULO, 2016b) y reglamentada por el Decreto Nº 57.565 del 27 de diciembre de 2016 (SÃO PAULO, 2016a), corresponde con un conjunto de normas de ocupación que hacen que cada lote contribuya a la mejora de la calidad ambiental de la ciudad, con énfasis en los aspectos de drenaje, microclima y biodiversidad. Estas normas se aplican a los lotes con una superficie superior a 500 m², en el caso de la construcción de un edificio nuevo, o de la renovación de un edificio existente, con una adición de superficie superior al 20% de la superficie construida (SÃO PAULO, 2016b).

Según el Ayuntamiento de São Paulo, la cuota ambiental exige que cada lote/edificio alcance una puntuación mínima, que varía según la ubicación del

lote en la ciudad (perímetros de calificación ambiental) y su tamaño (cuanto mayor sea el lote, mayor será la puntuación). El puntaje mínimo tiene como objetivo exigir una mayor calificación ambiental en las áreas más críticas, así como mantener la calificación de las áreas que presentan buena calidad ambiental (SÃO PAULO, 2016b).

Una vez identificada la puntuación mínima a alcanzar, las soluciones constructivas y paisajísticas a aplicar para la obtención de puntos pueden combinarse de forma acumulativa (varias en el mismo lote) o alternativa (elección de una u otra solución), con base a un menú de opciones preestablecidas, que pueden ir desde la creación de una cubierta y un muro verdes hasta el mantenimiento de la vegetación arbórea preexistente en el lote. Cada una de las soluciones constructivas y paisajísticas tiene un valor, basado en su capacidad de contribuir a la mitigación de las alteraciones micro climáticas, a la mejora del drenaje urbano y a la protección de la biodiversidad. Por ejemplo, una especie de árbol pequeño para plantar puntúa más de 1 m² de cubierta verde intensiva; 1 m² de zona ajardinada en suelo natural puntúa más de 1 m² de muro verde; etc. Cuando la puntuación alcanzada para la cuota es superior al mínimo exigido, se conceden beneficios económicos, como un descuento en la subvención onerosa (tasa por construir por encima del potencial de construcción) (SÃO PAULO, 2016b).

Instrumentos urbanísticos similares a la cuota ambiental, que pretenden incentivar o exigir una mejor calificación ambiental de los lotes, se han utilizado con éxito en otras ciudades del mundo, como el *biotope area factor* (BAF), adoptado desde 1994 en la ciudad de Berlín, Alemania; el *green space factor* (GSF), introducido en 2001 en la ciudad de Malmö, Suecia; el *green plot ratio* (GnPR), implantado en la ciudad de Singapur en 2002; el *Seattle green factor* (SGF), implantado en 2007 en la ciudad de Seattle, Estados Unidos; entre otros. Una revisión crítica sobre algunos de estos instrumentos se encuentra en Silva et al. (2018).

2. Instrumentos económicos

a) Pago por Servicios Ambientales (PSA)

El PSA se define comúnmente como una transacción voluntaria en la que se compran y venden servicios ambientales o usos de la tierra entre compradores y proveedores de estos servicios (WUNDER, 2005). La finalidad del instrumento es recompensar a quienes producen o mantienen directa o indirectamente los servicios de los ecosistemas, o animar a quienes no promoverían estos servicios sin el incentivo financiero (SEEHUSEN; PREM, 2011).

Los servicios ambientales o ecosistémicos consisten en los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas, entre los que se incluyen: los servicios de aprovisionamiento, como la producción de agua, alimentos y materias primas; los servicios de regulación, como la purificación del aire, la regulación del clima y el control de plagas y enfermedades; los servicios de apoyo, como la formación del suelo, el ciclo de los nutrientes, la polinización y la dispersión de semillas; y los servicios culturales, como los de carácter recreativo, educativo, estético y espiritual (MEA, 2005).

Según Lavratti, Tejeiro y Stanton (2014), el PSA se ha convertido en un instrumento eficaz para apoyar la conservación de la biodiversidad, apoyando a otros instrumentos de política ambiental, como las regulaciones o el mando y control, que a menudo no logran la eficacia deseada porque requieren un fuerte aparato de fiscalización y operatividad.

Además de apoyar la conservación del medio ambiente, las políticas de PSA pueden contribuir a resolver problemas socioeconómicos, como la reducción de la pobreza (BULTE et al., 2008), especialmente en países como Brasil, donde hay altos índices de desigualdad social (CEPAL, 2018).

Según la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005), los procesos de degradación de los ecosistemas tienen importantes implicaciones para los grupos económicamente más pobres, cuyo bienestar y seguridad están estrechamente vinculados a la integridad de los ecosistemas locales. La pobreza también se identifica como un importante motor subyacente de problemas como la deforestación, la degradación del suelo y la caza furtiva (BULTE et al., 2008). Así, pagar a los más pobres para que realicen prácticas respetuosas con el medio ambiente puede mejorar simultáneamente los objetivos ecológicos y socioeconómicos (JACK et al., 2008).

Desde principios de la década de 1990, se han aplicado cientos de políticas públicas de PSA en todo el mundo (GRIMA et al., 2016). La mayoría de estas políticas se han aplicado en zonas rurales para animar a los propietarios a adoptar nuevas prácticas de gestión para proteger, crear y mejorar la prestación de servicios ecosistémicos, y todavía se utilizan muy poco para apoyar la conservación y la gestión de los ecosistemas urbanos (RICHARDS; THOMPSON, 2019).

En Brasil, el PSA está previsto en el Código Forestal brasileño desde 2012, y desde entonces se esperaba que una Ley Federal regulara la temática. Finalmente, el 13 de enero de 2021 se publicó la Ley N° 14.119/2021, por medio de la cual se instituye la Política Nacional de Pago por Servicios Ambientales (PNPSA).

La Ley Federal del 2021 elimina la inseguridad jurídica sobre la legitimidad del pago de este servicio ambiental, disciplinando y unificando los criterios de PSA en Brasil, considerando que este instrumento tiene ahora una norma nacional a seguir en todos los estados de la federación, y que las normas estatales que ya disciplinaban la PSA y que están en conflicto con la ley federal serán revocadas, considerando la jerarquía de las normas.

Durante los nueve años en que estuvo pendiente una ley federal para los PSA, los estados, así como los municipios, empezaron a disciplinar a través de leyes estatales y municipales las posibilidades de incidencia de los PSA. En el estado de Paraná, por ejemplo, existe los PSA a las Reservas Particulares del Patrimonio natural (RPPN), que consiste en una categoría de unidad de conservación privada, establecida por la voluntad del propietario, con el fin de conservar a perpetuidad los ambientes naturales existentes en la propiedad (Instituto Água e Terra do Paraná). Con todo, estos casos están centrados principalmente en la conservación de los recursos hídricos y, en menor medida, en el secuestro de carbono y la conservación de la biodiversidad (GUEDES; SEEHUSEN, 2011).

Entre los casos brasileños se encuentra el Programa de Conservación del Agua en el municipio de Extrema (MG), que se convirtió en la primera ley municipal de Brasil en regular los PSA relacionados con el agua. Desde su creación en 2005, el programa ha contribuido con la restauración ecológica de más de 3000 ha de bosque atlántico (RICHARDS et al., 2015) y en 2012 fue

reconocido por la iniciativa del Programa de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos (ONU-Hábitat) como una de las 10 mejores prácticas de conservación a nivel mundial (TAFFARELLO et al., 2017).

Otros instrumentos económicos que merecen destacarse para estimular las prácticas orientadas a la conservación de la biodiversidad son el ICMS ecológico, el IPTU verde y los mecanismos previstos en el Estatuto de la Ciudad (como el derecho de preferencia, la adjudicación onerosa del derecho a construir y la cesión del derecho a construir), descritos en los siguientes apartados.

b) ICMS ecológico

El ICMS ecológico es un tipo de PSA que corresponde a la transferencia de parte de los recursos financieros del ICMS, recaudados por los estados, a sus municipios, según criterios ambientales establecidos por la ley.

Creado en el estado de Paraná en 1991, con el objetivo de compensar a los municipios por la restricción de uso de las áreas protegidas (por ejemplo, las UC y otras áreas de preservación específicas), el ICMS ecológico ha evolucionado hasta convertirse en un instrumento de fomento de la creación y mejora de la calidad de las áreas protegidas y en una fuente de ingresos para la conservación del medio ambiente en los municipios (LOUREIRO, 2002).

Según Medeiros et al. (2011), el ICMS ecológico ha garantizado la transferencia anual de más de 400 millones de reales a las administraciones municipales como compensación por la presencia de las UCs en sus territorios.

Un estudio desarrollado por Ferreira et al. (2015) mostró que en 2009, la implementación del instrumento en el estado de Río de Janeiro impactó positivamente en las inversiones de los municipios en el área ambiental. Al comparar los cuatro años anteriores y posteriores a la entrada en vigor del ICMS Ecológico, los autores constataron un aumento medio del 603,07% de los recursos aplicados en saneamiento y gestión ambiental.

Según Brito y Marques (2017), 16 estados brasileños (59%) tienen legislaciones específicas con criterios para la distribución del ICMS ecológico entre los municipios. El Distrito Federal y los estados de Amazonas, Alagoas,

Bahía, Espírito Santo, Maranhão, Paraíba, Rio Grande do Norte, Roraima, Santa Catarina y Sergipe aún no hacen uso de este instrumento.

Para Loureiro (2002), el ICMS ecológico representa un avance en la búsqueda de un modelo de gestión ambiental compartida entre los estados y municipios brasileños, con impactos positivos en diversas cuestiones, especialmente en la conservación de la biodiversidad. Según el autor, después de la implementación de la ley del SICM ecológico en el estado de Paraná, hubo un aumento significativo de la superficie de las áreas protegidas, la mejora de la calidad de la gestión de las UC y la contribución del instituto estatal de medio ambiente, con avances en el proceso de formación de los profesionales del instituto en cuanto a las cuestiones relacionadas con la conservación de la biodiversidad, entre otros.

c) IPTU verde

El IPTU verde se refiere a los descuentos en el IPTU concedidos por los municipios, con el objetivo de fomentar ocupaciones del suelo más deseables desde el punto de vista medioambiental.

Los descuentos y las prácticas incentivadas varían entre los municipios. En Curitiba, por ejemplo, las tierras con vegetación arbórea nativa, araucarias, árboles inmunes a la tala y con un gran volumen de dosel pueden tener entre un 10 y un 100% de descuento/exención en el valor del IPTU (CURITIBA, 2000). En São Carlos (SP), las propiedades con edificios horizontales que tengan uno o más árboles en sus aceras o que tengan áreas permeables con cobertura vegetal en sus perímetros pueden tener un descuento de hasta el 2% en el valor del IPTU (SÃO CARLOS, 2005). En São Paulo, se concede un descuento de hasta el 50% a las propiedades cubiertas de vegetación arbórea declarada de conservación permanente o perpetuada en los términos del Código Forestal (SÃO PAULO, 1987). En São Bernardo do Campo (SP), en cambio, los descuentos fiscales concedidos a los propietarios pueden llegar al 80%, en función de la superficie con cobertura vegetal y de la superficie total de la propiedad (SÃO BERNARDO DO CAMPO, 2017).

d) Instrumentos del Estatuto de la Ciudad

El Estatuto de la Ciudad, establecido por la Ley Federal nº 10.527 de 10 de julio de 2001 (BRASIL, 2001), reguló la política urbana nacional (arts. 182 y 183 de la Constitución de la República Federativa de Brasil de 1988) y definió, en su redacción, varias posibilidades e instrumentos con aplicabilidad en la creación y protección de áreas verdes urbanas.

Entre los instrumentos que pueden utilizarse para ayudar a promover y restaurar la conectividad funcional del paisaje y conservar la biodiversidad están como el derecho de preferencia, la adjudicación onerosa del derecho a construir y la cesión del derecho a construir.

i. Derecho de preferencia (Direito de preempção)

Según el estatuto, el derecho de preferencia es un instrumento que confiere al poder público municipal una preferencia para la compra de inmuebles urbanos de su interés, objeto de enajenación onerosa entre particulares (BRASIL, 2001).

El derecho puede ser ejercido por el poder público cuando necesita áreas para cumplir las funciones sociales de la ciudad, como para la creación de espacios públicos de ocio, áreas verdes, UCs, o para la protección de otras áreas de interés ambiental y paisajístico (ROLNIK; SAULE JÚNIOR, 2002). Para gozar de este derecho, el municipio debe contar con una ley municipal, basada en el plan director, que delimite las zonas en las que se aplicará la preferencia (BRASIL, 2001).

Aunque el derecho de preferencia es uno de los instrumentos más frecuentes en los planes directores brasileños, todavía se aplica poco (OLIVEIRA; BIASOTTO, 2011).

ii. La adjudicación onerosa del derecho a construir

La adjudicación onerosa del derecho a construir, también conocida como suelo creado (solo creado), consiste en la concesión otorgada por el gobierno

municipal al propietario de un inmueble para que pueda construir por encima del índice de construcción establecido por el coeficiente de uso básico, a cambio de una compensación económica que debe aportar el beneficiario (BRASIL, 2001).

Según el artículo 31 del Estatuto de la Ciudad, los recursos percibidos por la adopción de la adjudicación onerosa del derecho de edificación deben aplicarse a diversos fines, los mismos que fundamentan la institución del derecho de preferencia. Como ya se ha mencionado, se trata, por ejemplo, de la creación de UCs o de la protección de zonas de interés ambiental y paisajístico (BRASIL, 2001).

Aunque el instrumento está presente en muchos planes maestros brasileños, pocos municipios han regulado la adjudicación onerosa del derecho a construir para garantizar su aplicación (OLIVEIRA; BIASOTTO, 2011).

iii. Cesión o transferencia del derecho de construir

La cesión o transferencia del derecho de construir corresponde a la autorización dada por el poder público municipal al propietario de un inmueble urbano, público o privado, para construir en otro lugar o vender el derecho de edificación cuando, entre otros fines, el inmueble se considera de interés para la protección del paisaje y del medio ambiente (Brasil 2001). Varios municipios brasileños, como Curitiba (PR), Blumenau (SC), Porto Alegre (RS), São Paulo (SP), Belo Horizonte (MG), Salvador (BA) y Natal (RN), utilizan este instrumento.

En Curitiba, por ejemplo, la transferencia del derecho de construir se utiliza desde 1982 para preservar el patrimonio histórico. En el año 2000 se amplió su uso, insertando en la ley objetivos de preservación de zonas verdes y fondos de valle (ROLNIK; SAULE JÚNIOR, 2002).

Según Rolnik y Saule Júnior (2002, p. 76), en Curitiba, "ocho áreas verdes fueron transformadas en parques con recursos provenientes de transferencias de potencial de construcción [...] y cerca de 31 inmuebles fueron restaurados desde 1982. ...] una colección que asciende a R\$ 7.124.000,00". (traducción libre).

Los ejemplos exitosos de Curitiba establecen puntos de referencia e indican su potencial de uso en otras áreas urbanizadas brasileñas, como incentivo a los propietarios para el mantenimiento y la conservación del medio ambiente.

Otros mecanismos que podrían contribuir a promover la conectividad del paisaje y la conservación de la biodiversidad son los instrumentos voluntarios, es decir, aquellos que dependen de la adhesión voluntaria de los agentes públicos, económicos y sociales para su aplicación. Como ejemplos de esta categoría de instrumentos, en los siguientes apartados se analizan algunas tipologías multifuncionales de infraestructura verde y algunas medidas para mitigar los impactos negativos de los corredores viales sobre la fauna.

3. Instrumentos voluntarios

a) Tipologías multifuncionales de infraestructura verde

La infraestructura verde consiste en una red interconectada de áreas naturales y otros espacios abiertos tratados paisajísticamente que pretenden imitar los procesos y ciclos naturales, desempeñando funciones de infraestructura relacionadas con el drenaje urbano, el confort ambiental, la depuración del agua y el aire, la conservación de la biodiversidad, la movilidad, el ocio, la imagen local, entre otras (CORMIER; PELLEGRINO, 2008). Algunos de sus objetivos cruciales son "la protección, la mejora y la conexión de los fragmentos de bosque y de vegetación, para que haya un intercambio de genes entre las especies de los distintos fragmentos de bosque [...]. También pretende reconectar a las personas con otros seres vivos que forman parte del ecosistema que sustenta la vida de todos" (HERZOG, 2013, p. 155).

A diferencia de la infraestructura gris monofuncional, "en la que cada red o sistema se diseña mayoritariamente para resolver un único y determinado, ya sea el drenaje urbano, el suministro de agua, la distribución de energía, la circulación motorizada o peatonal pública o privada" (AHERN et al., 2012, p. 35), la infraestructura verde promueve la multifuncionalidad, es decir, realiza múltiples funciones y proporciona múltiples beneficios ambientales, sociales y económicos en la misma zona.

Las soluciones de infraestructura verde multifuncional pueden aplicarse a diferentes escalas, desde el nivel local hasta el regional y nacional. A escala local, existen varias tipologías que pueden incorporarse tanto en zonas ya urbanizadas, a través de reformas, renovaciones y adaptaciones de edificios y espacios impermeables existentes, como en zonas por urbanizar, ya sean públicas o privadas (HERZOG, 2013).

A continuación, se presentan algunas tipologías de infraestructuras verdes multifuncionales que pueden aplicarse localmente para mantener o restaurar, aunque sea parcialmente, la conectividad del paisaje urbano y la conservación de la biodiversidad.

i. Tejados verdes

También llamado cobertura verde o techo verde, el tejado verde es un sistema constructivo caracterizado por la plantación de vegetación en la cubierta de los edificios. Se clasifica como extensiva cuando presenta una sección de sustrato estrecha y plantas de pequeño tamaño e intensiva cuando tiene mayor profundidad de sustrato y plantas de mayor tamaño (CORMIER; PELLEGRINO, 2008; MAYRAND; CLERGEAU, 2018).

En comparación con la cubierta tradicional, el tejado verde puede ofrecer numerosos beneficios ecológicos, medioambientales y visuales tanto a escala de la ciudad como del edificio (OBERNDORFER et al., 2007). En cuanto a los beneficios para la biodiversidad, puede contribuir a mitigar la pérdida de espacios verdes urbanos, proporcionar un hábitat para diversas especies vegetales y animales (COFFMAN; WAITE, 2011; MADRE et al., 2014; PARKINS; CLARK, 2015; WANG et al., 2017), actúan como peldaños ecológicos, facilitando el movimiento de organismos entre parches de hábitat (BRAAKER et al., 2014), entre otros.

A nivel internacional, varios municipios, estados y países han puesto en marcha leyes y han ofrecido incentivos fiscales para fomentar el uso de cubiertas verdes en los edificios, convirtiéndolas en un instrumento normativo y económico. Por ejemplo, en Toronto, Canadá, la ley de tejados verdes obliga a todos los edificios de más de 200 m² a tener tejados verdes; en Vancouver,

también en Canadá, la legislación obliga a los edificios residenciales y comerciales de más de 5 mil m² a tener tejados verdes y exime de las tasas de licencia a los proyectos que tengan este tipo de cobertura; y en Nueva York, en Estados Unidos, el gobierno otorga un crédito fiscal de hasta 100 mil dólares durante un año para quienes tengan un techo verde que ocupe al menos el 50% de la cobertura (RANGEL et al., 2015).

Asimismo, algunos municipios cuentan con políticas de tejados verdes directamente orientadas a la conservación de la biodiversidad, como es el caso de Basilea, en Suiza, que exige cubiertas verdes en todos los edificios con tejados planos, orienta la creación de hábitats para diferentes tipos de plantas y animales en las cubiertas verdes y define criterios de diseño para la creación de estos hábitats, que incluyen la variación del grosor del sustrato, el uso de suelos naturales locales y la diversidad de especies vegetales autóctonas (BRENNEISEN, 2006; KAZMIERCZAK; CARTER, 2010).

A nivel nacional, la implementación de políticas públicas destinadas a promover el uso de tejados verdes es incipiente y su uso es aún poco frecuente y estudiado en Brasil (BLANK et al., 2013). Entre los pocos ejemplos disponibles en el país, destaca la legislación de la ciudad de Recife (PE), que obliga a todos los nuevos edificios de viviendas multifamiliares de más de cuatro plantas y a los edificios no residenciales de más de 400 m² de superficie cubierta a implantar cubiertas verdes (RECIFE, 2015).

Fomentar el despliegue de tejados verdes, especialmente los tejados verdes intensivos con un sustrato más profundo, y el aumento de la diversidad de la vegetación y la plantación de especies autóctonas en las estrategias de planificación del paisaje y del suelo podría, entre numerosos beneficios, proporcionar una mayor conectividad entre las manchas de hábitat y aportar mejoras significativas a la biodiversidad urbana (BRAAKER et al., 2014; PARTRIDGE; CLARK, 2018).

Sin embargo, a pesar de las oportunidades que ofrecen los tejados verdes para apoyar la conservación de la biodiversidad urbana, no deben considerarse equivalentes a los ecosistemas terrestres. La instalación de este sistema de construcción nunca debería justificar la eliminación de los entornos naturales (PECK; KUHN, 2003), ya que el aislamiento vertical de las cubiertas verdes

puede limitar su valor para las especies que habitan a nivel del suelo o cerca de él.

Las paredes verdes, descritos en la siguiente sección, pueden actuar como corredores verticales, permitiendo que las especies menos móviles se dispersen más fácilmente desde el suelo hasta los techos verdes (MAYRAND; CLERGEAU, 2018).

ii. Paredes verdes

El término pared verde se refiere básicamente a todos los sistemas que permiten reverdecer una superficie vertical con vegetación. Se puede dividir en dos sistemas principales: fachada verde y pared viva (MANSO; CASTRO-GOMES, 2015).

La fachada verde se caracteriza por el uso de plantas trepadoras o colgantes para cubrir una determinada superficie vertical. Las especies se plantan en el suelo o en macetas y crecen directamente en la pared o ayudadas por soportes como espalderas y celosías. La pared viva se caracteriza por el uso de materiales y tecnologías para soportar una mayor variedad de especies (por ejemplo, herbáceas y pequeños arbustos), permitir un crecimiento más uniforme a lo largo de la superficie vertical y alcanzar zonas más altas. Las especies se plantan en pantallas ligeras y permeables o en módulos con dimensiones específicas, fijados directamente en la pared o en estructuras de soporte (MANSO; CASTRO-GOMES, 2015).

Al igual que los tejados verdes, las paredes verdes pueden ofrecer múltiples beneficios ecológicos, ambientales y visuales tanto a escala de la ciudad como de los edificios (PÉREZ-URRESTARAZU et al., 2015). En cuanto a los beneficios relacionados con la biodiversidad, pueden contribuir a aumentar los espacios verdes urbanos, especialmente en zonas con alta densidad de población, donde faltan espacios libres para crear zonas verdes y sobran muros desnudos (VIRTUDES; MANSO, 2016); proporcionar hábitat adicional para varias especies animales (CHIQUET et al., 2013; CHIQUET, 2014; MADRE et al., 2015); actuar como escalones y corredores ecológicos

verticales, facilitando el movimiento de especies entre parches de hábitat (MAYRAND; CLERGEAU, 2018), entre otros.

A pesar de los múltiples beneficios que pueden aportar a la ciudad y a los edificios, es importante destacar que los servicios ambientales que prestan las paredes verdes son mucho menores que los que proporcionan los árboles en las ciudades. Por lo tanto, los muros verdes no deben utilizarse como una forma de compensación medioambiental.

Debido a que el uso de las paredes es todavía incipiente en Brasil y en el extranjero, hay una escasez de políticas públicas dirigidas directamente a su uso, pero teniendo en cuenta su potencial y las recientes experiencias con los tejados verdes, se cree que es sólo una cuestión de tiempo para que se creen medidas y programas de incentivo (COSTA, 2011).

iii. Jardines de lluvia

Los jardines de lluvia son depresiones topográficas creadas especialmente para recibir el agua de lluvia de los tejados y otras zonas impermeables. En este tipo de infraestructuras, el suelo suele tratarse con abonos e insumos que aumentan su porosidad, succionando el agua, "mientras que los microorganismos y las bacterias del suelo eliminan los contaminantes difusos aportados por la escorrentía superficial". Añadiéndose plantas aumenta la evapotranspiración y la eliminación de contaminantes" (CORMIER; PELLEGRINO, 2008, p. 129).

Según Hartman y Robison (2017), los beneficios ecológicos de los jardines de lluvia, cuando se diseñan adecuadamente, van mucho más allá de la gestión de las aguas pluviales. Según los autores, el diseño de la plantación puede reintroducir la biodiversidad autóctona y proporcionar un hábitat y una fuente de alimento para un gran número de especies silvestres, como insectos, aves y pequeños mamíferos. Estos jardines pueden establecerse en una variedad de espacios abiertos (por ejemplo, plazas, rotondas y aparcamientos) y pueden variar en tamaño, dependiendo del espacio disponible. Cuando se asocian al sistema de carreteras, pueden constituir estructuras para calmar el tráfico,

proporcionando sinuosidad a la calzada, obligando a los vehículos a reducir la velocidad.

iv. Canteros pluviales o lechos de lluvia

Los canteros pluviales son básicamente pequeños jardines de lluvia diseñados para recibir el agua de escorrentía de las zonas impermeables (HERZOG, 2013). Pueden componer con cualquier edificio o zona, incluso en un entorno urbano densamente construido (CORMIER; PELLEGRINO, 2008).

v. Biovalets

De forma similar a los jardines de lluvia, los biovalets con vegetación o las zanjas de biorretención son depresiones lineales con vegetación, suelo y otros elementos filtrantes, que limpian el agua de lluvia y aumentan su tiempo de escorrentía, dirigiendo esta agua a los jardines de lluvia o a los sistemas de drenaje convencionales (CORMIER; PELLEGRINO, 2008).

Además de promover una mejor infiltración y filtración inicial del agua de lluvia, los biovalets pueden contribuir a aumentar la biodiversidad (HERZOG, 2013) al albergar y camuflar los movimientos de pequeñas especies animales a través del paisaje.

vi. Métodos de bioingeniería

La bioingeniería, o ingeniería natural, comprende técnicas ecológicas en las que las plantas, o partes de ellas (por ejemplo, estacas y ramas vivas), se utilizan como material de construcción. Solas o combinadas con materiales inertes (como rocas y fibras naturales), las plantas contribuyen a estabilizar los taludes y las orillas de las masas de agua, reduciendo la erosión y mejorando el hábitat local (SABBION, 2017).

Inicialmente surgida en el ámbito fluvial, como medida complementaria a los métodos tradicionales de control de torrentes, la bioingeniería está ampliamente difundida en Europa Central (especialmente en Alemania, Suiza y

Austria) y en América del Norte (sobre todo en Estados Unidos) desde hace décadas. En Brasil, todavía es poco conocido y utilizado (DURLO; SUTILI, 2014).

Según Herzog (2013), las soluciones de bioingeniería pueden sustituir, con ventajas, a las técnicas de ingeniería monofuncional para la contención de taludes y riberas de masas de agua. Además de evitar los desprendimientos y la sedimentación de las masas de agua, pueden ofrecer varios beneficios ambientales y estéticos, como: aumento de la biodiversidad y del confort térmico, mayor infiltración del agua de lluvia y filtración de los sedimentos y contaminantes que arrastra la escorrentía superficial, una estética más naturalizada del paisaje urbano, etc.

vii. Corredores verdes

Los corredores verdes, o vías verdes, son espacios abiertos lineales a lo largo de corredores naturales, como ríos, valles de arroyos, cordilleras, o a lo largo de los márgenes de carreteras escénicas u otras rutas que conectan lugares de interés, parques, reservas naturales, patrimonio cultural y zonas de viviendas (LITTLE, 1990). Se planifican, diseñan y gestionan con fines ecológicos, recreativos, culturales, estéticos o de otro tipo, en consonancia con el concepto de uso sostenible del suelo (AHERN, 2007).

Entre las funciones básicas de los corredores verdes está el mantenimiento de la biodiversidad, para permitir el movimiento y la propagación de las especies (FRISCHENBRUDER; PELLEGRINO, 2006).

viii. Calles verdes

Las calles verdes son calles arborizadas que dan prioridad a la circulación de peatones y ciclistas. El límite de velocidad es reducido y los vehículos pesados no pueden circular por ellas. Presentan innumerables beneficios: contribuyen a la gestión de las aguas pluviales; conectan la fauna entre parches de vegetación, parques y plazas; suavizan el microclima; facilitan la educación

ambiental al dar visibilidad a los procesos de funcionamiento de la infraestructura verde; entre otros (HERZOG, 2013).

Al tratarse de un tema muy extenso, sólo se han detallado algunas tipologías de infraestructuras verdes que pueden aplicarse localmente para promover y restaurar la conectividad del paisaje urbano y la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, se pueden fomentar otras tipologías, como los jardines públicos y privados, las huertas comunitarias, los parques, los parques de bolsillo, etc.

La siguiente sección presenta algunas medidas que pueden adoptarse e incorporarse a las prácticas de planificación territorial y paisajística brasileñas para aumentar la conectividad entre las áreas de hábitat aisladas por el sistema de carreteras y evitar o mitigar el atropello de la fauna.

b) Medidas mitigadoras de atropellamiento de fauna

Los corredores de vías son responsables por la muerte de millones de animales cada año en Brasil, lo que representa una amenaza para las poblaciones de muchas especies. Para evitar o mitigar este problema, se pueden adoptar varias medidas (BAGER et al., 2016; RYTWINSKI et al., 2016). La medida de mitigación más eficaz se produce en la fase de planificación del proyecto de vías o carreteras, en la planeación de las licitaciones y contratos, cuando se diseñan rutas que evitan fragmentar el hábitat nativo de varias especies. Cuando no sea posible evitar estas zonas, la construcción de estructuras para el paso de la fauna inferior, como los túneles, y superior, como las elevaciones, debe ser una prioridad en el proyecto.

i. Estructuras de paso de fauna (inferiores y superiores)

Las estructuras de paso de la fauna destacan como las medidas paliativas más eficaces para evitar el atropellamiento de los animales en las carreteras (FORMAN et al., 2003). Sin embargo, antes de construir estas estructuras, es necesario analizar cuidadosamente la zona y las especies que pueden

utilizarlas. Cuando están mal planificadas, las estructuras de paso pueden no ser utilizadas por los animales e incluso poner en peligro su conservación.

En países como Australia y Estados Unidos, los pasos subterráneos o inferiores, combinados con vallas que guían a los animales hasta el lugar donde se implanta el paso, han dado buenos resultados. En Australia, Taylor y Goldingay (2004) registraron 17 vertebrados de diferentes especies que utilizaban los pasos subterráneos para la fauna, y en Estados Unidos esta medida redujo la tasa de mortalidad de la fauna en un 93,5% en el parque estatal Paynes Prairie Preserve de Florida (DODD JR et al., 2004).

Cuando se construyen pasos subterráneos de gran tamaño, existe la oportunidad de recrear características naturales (incluyendo, por ejemplo, vegetación similar a la del hábitat), lo que los hace más atractivos para las especies. Las estructuras de paso deben ser siempre más anchos que largos para que el animal pueda ver la salida y utilizarlos.

Las estructuras superiores o más altas, en cambio, ofrecen más ventajas a los animales en comparación con las más bajas o inferiores, por ser menos limitantes y por mantener las condiciones ambientales, como la lluvia, la temperatura y la luz. Además, presentan menos interferencias del ruido de los vehículos y pueden servir tanto de paso para las especies grandes como de hábitat intermedio para especies más pequeñas, como aves, reptiles, anfibios y pequeños mamíferos (JACKSON; GRIFFIN, 2000).

En los casos en los que la opción de los pasos superiores e inferiores es inviable (debido a los elevados costes de construcción y mantenimiento), se pueden adoptar otras medidas menos costosas, como la instalación de vallas y pantallas, señales de advertencia que indiquen los cruces de animales, reductores de velocidad de los vehículos para calmar el tráfico, espejos y reflectores (HUIJSER; PAUL, 2008; VAN DER GRIFT et al., 2013; RYTWINSKI et al., 2016), la promoción de la educación ambiental en el territorio para aumentar la conciencia de la población sobre los accidentes entre vehículos y animales salvajes, la creación de apoyo para la aplicación de posibles medidas de mitigación, etc.

ii. Cercas y pantallas

La instalación de cercas y pantallas ha sido una medida muy utilizada para evitar que los animales crucen las carreteras. Aunque pueden reducir sustancialmente el número de colisiones, las cercas y las pantallas tienen algunos efectos secundarios indeseables. Hacen que los movimientos de los animales en la carretera se reduzcan mucho o se bloqueen por completo, lo que aumenta el efecto barrera del corredor vial. Para algunas especies con baja o nula potencia de vuelo, esto puede reducir drásticamente la probabilidad de supervivencia de la población. Por lo tanto, se sugiere que las cercas y pantallas, cuando se aplican a largas distancias, deben ir acompañadas de oportunidades de cruce seguras para una amplia gama de especies (HUIJSER; PAUL, 2008; RYTWINSKI et al., 2016).

iii. Señales de advertencia

Las señales de advertencia, que indican los cruces de animales en la calzada, son quizá la medida de minimización del atropello más empleada. Según Huijser y Paul (2008), las señales de advertencia alertan a los conductores de la posible presencia de fauna salvaje en la carretera o cerca de ella y les piden que estén más alerta, que reduzcan la velocidad del vehículo o una combinación de ambas cosas.

Dado que la eficacia de las señales de advertencia depende de la respuesta del conductor, es fundamental que estas señales sean fiables, es decir, que los conductores sean advertidos cuando exista una probabilidad relativamente alta de colisión en lugares específicos, sin embargo, muchos autores dudan de la eficacia de esta medida y hasta ahora pocos estudios han investigado la eficacia de las señales de advertencia para reducir las colisiones entre vehículos y animales (HUIJSER; PAUL, 2008).

iv. Reductores de velocidad

En cuanto a los reductores de velocidad, se pueden adoptar varios métodos para reducir la velocidad de los vehículos y calmar el tráfico. Utilizados

normalmente en barrios residenciales o en carreteras cercanas a zonas urbanas, los métodos pueden incluir la implementación de badenes, rotondas, extensiones de bordillos y aceras, rayas de vibración y otros (HUIJSER; PAUL, 2008).

Según Huijser y Paul (2008), la reducción de la velocidad de los vehículos y el aumento de la vigilancia de los conductores pueden disminuir la mortalidad de todas las especies de fauna silvestre que cruzan las carreteras y vías.

v. Espejos y reflectores

Los espejos y reflectores son instalaciones destinadas a actuar como repelentes visuales para la fauna silvestre al reflejar los faros de los vehículos en la carretera hacia el hábitat. Se cree que estos reflejos crean un cerco de luz, que altera el comportamiento de los animales y detiene su movimiento hacia la carretera (BENTEN et al., 2018).

Según Huijser y Paul (2008), es probable que los espejos y reflectores de la fauna silvestre aumenten el efecto barrera del corredor de transporte, pero este efecto puede verse disminuido o eliminado cuando no hay vehículos presentes.

III. CONSIDERACIONES FINALES

La aplicación de herramientas de planificación y gestión del paisaje y del territorio que tienen como objetivo mantener y restaurar la conectividad del paisaje y la conservación de la biodiversidad es cada vez más importante a medida que crecen las zonas urbanas y sus poblaciones, no sólo para lograr los objetivos de conservación, sino porque la biodiversidad apoya las funciones y los servicios de los ecosistemas de los que dependen los seres humanos.

El artículo demostró que pueden adoptarse diversos instrumentos de planificación y gestión del territorio y el paisaje (normativos o de mando y control, económicos y voluntarios), pero su aplicación depende de procesos innovadores de planificación y gestión administrativa en los municipios que, en general, aún deben crearse. Es notorio que muchas ciudades brasileñas, especialmente las pequeñas y medianas, no cuentan con una estructura

administrativa adecuada para el ejercicio de la planificación y gestión del territorio y del paisaje en términos de recursos técnicos, humanos, tecnológicos y financieros (SANTOS JÚNIOR et al., 2011).

Considerándose esta realidad y teniendo en cuenta que las divisiones político-administrativas y naturales (como los municipios y las cuencas hidrográficas) son generalmente insuficientes para determinar los flujos de fauna, podría adoptarse el establecimiento de consorcios intermunicipales, u otras formas de cooperación entre municipios para la planificación y gestión regionalizada de la biodiversidad. Además, la comunidad científico-académica podría transferir activamente sus conocimientos técnicos para ayudar en la toma de decisiones de los municipios y colaborar en el desarrollo y/o mejora de las políticas públicas destinadas a promover la conectividad del paisaje urbano y la conservación de la biodiversidad, teniendo en cuenta los procesos sociopolíticos que conforman la planificación y gestión del territorio y el paisaje. La materialización de ese apoyo, la búsqueda e implementación de incentivos y cooperaciones, así como las demás consideraciones aquí propuestas, requieren un reflejo claro en la regulación de los tres niveles de la federación (Federal, estatal y municipal). La tecnificación de la Administración Pública (por ejemplo, implementando una política de valoración de los instrumentos aquí analizados), materializan no sólo la eficiencia administrativa (art. 37 de la Constitución Federal de 1988), sino que son un camino plausible para la consolidación del desarrollo sostenible (preámbulo de la Constitución).

La adopción y valoración técnica de los instrumentos de mando y control, económicos y voluntarios por parte de la Administración Pública y de los órganos legislativos, son una oportunidad para la promoción, la protección y la defensa del derecho fundamental al medio ambiente sano (HACHEM; GUSSOLI, 2019). A su vez, representan una medida preventiva y mitigatoria frente a los múltiples procedimientos sancionatorios ambientales, así como la promoción de un carácter anticipativo de la sanción penal sobre delitos contra el medio ambiente.

Por fin, esa adopción aún representa un gran desafío con un importante contenido político. Su inclusión debe darse como política de Estado más que políticas de gobierno, asegurando su perpetuidad y transformación en el tiempo más que un elemento temporal del discurso para alcanzar escaños

gubernamentales. La conservación de la biodiversidad en un sentido amplio, considerando no sólo la flora sino también la fauna, debe ser considerado como un elemento relevante dentro de la actuación administrativa.

IV. BIBLIOGRAFÍA

AHERN, Jack, "Green infrastructure for cities: the spatial dimension", en NOVOTNY, Vladimir; BROWN, Paul (eds), *Cities of the future: towards integrated sustainable water, landscape and infrastructure management*, IWA Publishing. London, 2007. p. 267-283.

AHERN, Jack; PELLEGRINO, Paulo Renato; BECKER, Newton, "Infraestrutura verde: desempenho, estética, custos e método", en COSTA, Lucia Maria Sá; MACHADO, Denise Barcellos Pinheiro (orgs), *Conectividade e resiliência: estratégias de projeto para a metrópole*, Rio Books: PROURB. Rio de Janeiro, 2012. p. 35-52.

ARONSON, Myla F. J.; LEPCZYK, Christopher A.; EVANS, Karl L.; GODDARD, Mark A.; LERMAN Susannah B.; MACIVOR J. Scott; NILON Charles H.; Vargo Timothy, "Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management", en *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 15, n. 4, p. 189-196, 2017.

BAGER, Alex; LUCAS, Priscila; BOURSCHEIT, Aldem; KUCZACH, Angela; MAIA, Brenda, "Os Caminhos da Conservação da Biodiversidade Brasileira frente aos Impactos da Infraestrutura Viária", en *Biodiversidade Brasileira*, v. 6, n. 1, p. 75-86, 2016.

BENTEN, Anke; ANNIGHÖFER Peter; VOR, Torsten, "Wildlife warning reflectors' potential to mitigate wildlife-vehicle collisions — A review on the evaluation methods", en *Frontiers in Ecology and Evolution*, v. 6, n. 37, p. 1-12, 2018.

BLANK, Lior; VASL, Amiel; LEVY, Shay; GRANT, Gary; KADAS, Gyongyver; DAFNI, Amots; BLAUSTEIN, Leon, "Directions in green roof research: A bibliometric study", en *Building and Environment*, v. 66, p. 23-28, 2013.

BRAAKER, Sonja; GHAZOUL, Jaboury; OBRIST, Martin Karl; Moretti, Marco, "Habitat connectivity shapes urban arthropod communities: the key role of green roofs" en *Ecology*, v. 95, n. 4, p. 1010-1021, 2014.

BRASIL, *Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012*, Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponible en: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm> [última consulta, 16 de agosto de 2021].

BRASIL, *Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000*, Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponible en: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9995.htm> [última consulta, 16 de agosto de 2021].

BRASIL, *Lei nº 10.527, de 10 de julho de 2001*, Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. Disponible en: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/leis_2001/l10257.htm> [última consulta, 16 de agosto de 2021].

BRENNEISEN, Stephan, "Space for urban wildlife: designing green roofs as habitats in Switzerland" en *Urban Habitats*, v. 4, n. 1, p. 27-36, 2006.

BRITO, Rosane de Oliveira; MARQUES, Cícero Fernandes, "Pagamento por serviços ambientais: uma análise do icms ecológico nos estados brasileiros" en *Planejamento e políticas públicas*, n. 49, p. 357-383, 2017.

BRITTO, Francisco, *Corredores ecológicos: uma estratégia integradora na gestão de ecossistemas*, 2. ed., EDUFSC. Florianópolis, 2012.

BULTE, Erwin H.; LIPPER, Leslie; STRINGER, Randy; ZILBERMAN, David, "Payments for ecosystem services and poverty reduction: concepts, issues, and empirical perspectives" en *Environment and Development Economics*, v. 13, n. 3, p. 245-254, 2008.

CBD, Convention on Biological Diversity. Brazil - main details. Disponible en: <<https://www.cbd.int/countries/profile/?country=br>> [última consulta, 16 de agosto de 2021].

CEPAL, Comissão Econômica para a América Latina e o Caribe, "A ineficiência da desigualdade. Síntese". Santiago, 2018. Disponible en: <https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/43569/4/S1800303_pt.pdf> [última consulta, 16 de agosto de 2021].

CHIQUET, Caroline, *The animal biodiversity of green walls in the urban environment*, Tesis, Staffordshire University (Inglaterra). 2014.

CHIQUET, Caroline; DOVER, John W.; MITCHELL, Paul, "Birds and the Urban Environment: The Value of Green Walls" en *Urban Ecosystems*, v. 16, n. 3, p. 453-462, 2013.

CNRPPN, Confederação Nacional de Reservas Particulares do Patrimônio Natural, "Painel de Indicadores da Confederação Nacional de RPPN". Disponible en: <https://datastudio.google.com/reporting/0B_Gpf05aV2RrNHRvR3kwX2ppSUE/page/J7k> [última consulta, 1 de mayo de 2020].

COFFMAN, Reid R.; WAITE, Tom, "Vegetated roofs as reconciled habitats: Rapid assays beyond mere species counts" en *Urban Habitats*, v. 6, n. 1, p. 1-10, 2011.

CORMIER, Nathaniel S.; PELLEGRINO, Paulo Renato Mesquita, "Infraestrutura verde: uma estratégia paisagística para a água urbana" en *Paisagem e ambiente: ensaios*, n. 25, p. 125-142, 2008.

COSTA, Carlos Smaniotto, "Jardins Verticais – uma oportunidade para as nossas cidades?" en *Arquitextos*, n. 133.06, 2011.

CROOKS, Kevin R.; SANJAYAN, M, "Connectivity conservation: maintaining connections for nature", en CROOKS, Kevin R.; SANJAYAN, M. (eds.), *Connectivity conservation*, Cambridge University Press. Cambridge, 2006. p. 1-20.

CURITIBA, *Curitiba chega a 328 mil metros quadrados de áreas particulares preservadas*, Prefeitura Municipal de Curitiba, 24 de janeiro de 2019.

Disponível em: <<https://www.curitiba.pr.gov.br/noticias/curitiba-chega-a-328-mil-metros-quadrados-de-areas-particulares-preservadas/49075>> [última consulta, 16 de agosto de 2021].

CURITIBA, *Lei nº 9.806, de 03 de janeiro de 2000*, Institui o código florestal do Município de Curitiba, revoga as leis nº 8353/93 e 8436/94, e dá outras providências. Disponível em: <<http://leismunicipa.is/dcneq>> [última consulta, 16 de agosto de 2021].

CORMIER, Nathaniel S.; PELLEGRINO, Paulo Renato Mesquita, "Infraestrutura verde: uma estratégia paisagística para a água urbana" em *Paisagem e ambiente: ensaios*, n. 25, p. 125-142, 2008.

DODD JR., C. Kenneth; BARICHIVICH, William J.; SMITH, Lora L., "Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida" em *Biological Conservation*, v. 118, n. 5, p. 619-631, 2004.

DURLO, Miguel A.; SUTILI, Fabrício J., *Bioengenharia: Manejo biotécnico de cursos de água*, 3. ed., Pallotti. Santa Maria, 2014.

FAHRIG, Lenore, "Effects of habitat fragmentation on biodiversity" em *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, v. 34, p. 487-515, 2003.

FERREIRA, Simone Assis; PIMENTA, Márcio Marvila; MACEDO, Marcelo Álvaro da Silva; SIQUEIRA, José Ricardo Maia de, "Impacto do ICMS Ecológico nos investimentos em saneamento e gestão ambiental: análise dos municípios do estado do Rio de Janeiro" em *Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, v. 4, n. 2, p. 65-82, 2015.

FORMAN, Richard T. T., *Urban ecology: science of cities*, Cambridge University Press. New York, 2014.

FORMAN, Richard T. T.; SPERLING, Daniel; BISSONETTE, John A.; CLEVINGER, Anthony P.; CUTSHALL, Carol D.; DALE, Virginia H.; FAHRIG, Lenore; FRANCE, Robert L.; GOLDMAN, Charles R.; HEANUE, Kevin; JONES, Julia; SWANSON, Frederick; TURRENTINE, Thomas; WINTER, Thomas C. *Road Ecology: science and solutions*, Island Press. Washington, 2003.

FRISCHENBRUDER, Marisa T.; PELLEGRINO, Paulo, "Using greenways to reclaim nature in brazilian cities" en *Landscape and Urban Planning*, v. 76, n. 1-4, p. 67-78, 2006.

GANEM, Roseli Senna, "Conservação da biodiversidade em áreas urbanas" en *Cadernos Aslegis*, n. 34, p. 42-64, 2008.

GÓMEZ-BAGGETHUN, Erik; GREN, Ása; BARTON, David N.; LANGEMEYER, Johannes; MCPHEARSON, Timon; O'FARRELL, Patrick; ANDERSSON, Erik; HAMSTEAD, Zoé; KREMER, Peleg, "Urban ecosystem services" en ELMQVIST, Thomas; FRAGKIAS, Michail; GOODNESS, Julie; GÜNERALP, Burak; MARCOTULLIO, Peter J.; MCDONALD, Robert I.; PARNELL, Susan; SCHEWENIUS, Maria; SENDSTAD, Marte; SETO, Karen C.; WILKINSON, Cathy (eds.), *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities*, Springer. Heidelberg, 2013. p. 175-251.

GRIMA, Nelson; SINGH, Simron; SMETSCHKA, Barbara; RINGHOFER, Lisa, "Payment for Ecosystem Services (PES) in Latin America: Analyzing the performance of 40 case studies" en *Ecosystem Services*, v. 17, p. 24-32, 2016.

GUEDES, Fátima Becker; SEEHUSEN, Susan Edda, *Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios*, MMA. Brasília, 2011.

HACHEM, Daniel Wunder; GUSSOLI, Felipe Klein, "La multifuncionalidad y doble titularidad (individual y transindividual) del derecho fundamental al medio ambiente" en *Revista Catalana de Dret Ambiental*, v. 10, n. 2, p. 1-34, 2019.

HARTMAN, J. M.; ROBISON, M., *Rain Garden Measurement & Evaluation Guide*, Landscape Architecture Foundation, 2017. Disponible en: <<https://landscapeperformance.org/sites/default/files/Hartman-2017-Rain-Garden-Measurement-Evaluation-Guide.pdf>> [última consulta, 16 de agosto de 2021].

HERZOG, Cecilia Polacow, *Cidades para todos: (re)aprendendo a conviver com a natureza*, Mauad X: Inverde. Rio de Janeiro, 2013.

HUIJSER, M. P.; PAUL, K. J. S, *Wildlife-vehicle collision and crossing mitigation measures: a literature review for Parks Canada, Kootenay National Park*, 2008.

Disponibile en: <https://westerntransportationinstitute.org/wp-content/uploads/2016/08/4W1929_Final_Lit_Review.pdf> [última consulta, 16 de agosto de 2021].

IAP, Instituto Ambiental do Paraná, *Listagem de RPPN's Municipais*, 2017. Disponible en: <<http://www.iap.pr.gov.br/pagina-1502.html>> [última consulta, 1 de agosto de 2019].

IPBES, Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, *The global assessment report on biodiversity and ecosystem services. Summary for policymakers*, IPBES secretariat. Bonn, 2019. Disponible en: <<https://ipbes.net/global-assessment>> [16 de agosto de 2021].

JACK, B. Kelsey; KOUSKY, Carolyn; SIMS, Katharine R. E., "Designing payments for ecosystem services: lessons from previous experience with incentive-based mechanisms" en *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 105, n. 28, p. 9465-9470, 2008.

JACKSON, Scott D.; GRIFFIN, Curtice R., "A strategy for mitigating highway impacts on wildlife", en MESSMER, T. A.; WEST, B. (eds.), *Wildlife and highways: seeking solutions to an ecological and socio-economic dilemma*, Wildlife Society, 2000. p. 143-159.

KAZMIERCZAK, Aleksandra; CARTER, Jeremy, *Adaptation to climate change using green and blue infrastructure: a database of case studies*, University of Manchester, 2010. Disponible en: <http://orca.cf.ac.uk/64906/1/Database_Final_no_hyperlinks.pdf> [última consulta, 16 de agosto de 2021].

LEPCZYK, Christopher A.; ARONSON, Myla F. J.; EVANS, Karl L.; GODDARD, Mark A.; LERMAN, Susannah B.; MACIVOR, J. Scott, "Biodiversity in the city: fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation" en *BioScience*, v. 67, n. 9, p. 799-807, 2017.

LITTLE, Charles E., *Greenways for America*, The Johns Hopkins University Press. Baltimore and London, 1990.

LOUREIRO, Wilson, *Contribuição do ICMS Ecológico à conservação da biodiversidade no estado do Paraná*, Tesis, Universidade Federal do Paraná (Brasil), 2002.

MADRE, Frédéric; CLERGEAU, Philippe; MACHON, Nathalie; VERGNES, Alan, "Building biodiversity: Vegetated façades as habitats for spider and beetle assemblages" en *Global Ecology and Conservation*, v. 3, p. 222-233, 2015.

MADRE, Frédéric; VERGNES, Alan; MACHON, Nathalie; CLERGEAU, Philippe, "Green roofs as habitats for wild plant species in urban landscapes: first insights from a large-scale sampling" en *Landscape and Urban Planning*, v. 122, p. 100-107, 2014.

MANSO, Maria; CASTRO-GOMES, João, "Green wall systems: A review of their characteristics" en *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 41, p. 863-871, 2015.

MAYRAND, Flavie; CLERGEAU, Philippe, "Green Roofs and Green Walls for Biodiversity Conservation: A Contribution to Urban Connectivity?" en *Sustainability*, v. 10, n. 4, p. 1-13, 2018.

MCDONALD, Robert I.; MARCOTULLIO, Peter J.; GÜNERALP, Burak, "Urbanization and global trends in biodiversity and ecosystem services" en ELMQVIST, Thomas; FRAGKIAS, Michail; GOODNESS, Julie; GÜNERALP, Burak; MARCOTULLIO, Peter J.; MCDONALD, Robert I.; PARNELL, Susan; SCHEWENIUS, Maria; SENDSTAD, Marte; SETO, Karen C.; WILKINSON, Cathy (eds.), *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities*, Springer. Heidelberg, 2013. p. 31-52.

MCDONNELL, Mark J.; HAHS, Amy K., "The future of urban biodiversity research: moving beyond the low-hanging fruit" en *Urban Ecosystems*, v. 16, n. 3, p. 397-409, 2013.

MEA, Millennium Ecosystem Assessment, *Ecosystems and Human Well-Being: Global Assessment Reports*, Island Press. Washington, 2005.

MEDEIROS, Rodrigo; YOUNG, Carlos Eduardo Frickmann; PAVESE, Helena Boniatti; ARAÚJO, Fábio França Silva, *Contribuição das unidades de*

conservação brasileiras para a economia nacional: sumário executivo, UNEP-WCMC. Brasília, 2011.

MERICO, Luiz Fernando Krieger, *Introdução à economia ecológica*, 2. ed., Edifurb. Blumenau, 2002.

METZGER, Jean Paul; BUSTAMANTE, Mercedes M. C.; FERREIRA, Joice; FERNANDES, Geraldo Wilson; LIBRÁN-EMBIDE, Felipe; PILLAR, Valério D.; PRIST, Paula R.; RODRIGUES, Ricardo Ribeiro; VIEIRA, Ima Célia G.; OVERBECK, Gerhard E., "Why Brazil needs its Legal Reserves" en. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 17, n. 3, p. 91-103, 2019.

MMA, Ministério do Meio Ambiente, Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014a, *Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção*. Disponible en:

<https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2014/p_ma_443_2014_lista_esp%C3%A9cies_amea%C3%A7adas_extin%C3%A7%C3%A3o.pdf> [última consulta, 16 de agosto de 2021].

MMA, Ministério do Meio Ambiente, Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014b, *Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção*. Disponible en:

<https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2014/p_ma_444_2014_lista_esp%C3%A9cies_ame%C3%A7adas_extin%C3%A7%C3%A3o.pdf> [última consulta, 16 de agosto de 2021].

MOURA, Adriana Maria Magalhães de, "Aplicação dos Instrumentos de Política Ambiental no Brasil: avanços e desafios" en MOURA, Adriana Maria Magalhães de (org.), *Governança Ambiental no Brasil: instituições, atores e políticas públicas*, IPEA. Brasília, 2016. p. 111-145.

MÜLLER, Norbert; IGNATIEVA, Maria; NILON, Charles H.; WERNER, Peter; ZIPPERER, Wayne C., "Patterns and trends in urban biodiversity and landscape design" en ELMQVIST, Thomas; FRAGKIAS, Michail; GOODNESS, Julie; GÜNERALP, Burak; MARCOTULLIO, Peter J.; MCDONALD, Robert I.; PARNELL, Susan; SCHEWENIUS, Maria; SENDSTAD, Marte; SETO, Karen C.; WILKINSON, Cathy (eds.), *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities*, Springer. Heidelberg, 2013. p. 123-174.

OBENDORFER, Erica; LUNDHOLM, Jeremy; BASS, Brad; COFFMAN, Reid R.; DOSHI, Hitesh; DUNNETT, Nigel; GAFFIN, Stuart; KÖHLER, Manfred; LIU, Karen K. Y.; ROWE, Bradley, "Green Roofs as Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions, and Services" en *BioScience*, v. 57, n. 10, p. 823-833, 2007.

OLIVEIRA, Fabricio Leal de; BIASOTTO, Rosane, "O acesso à terra urbanizada nos planos diretores brasileiros" en SANTOS JUNIOR, Orlando Alves dos; MONTANDON, Daniel Todtmann (orgs.), *Os planos diretores municipais pós-estatuto da cidade: balanço crítico e perspectivas*, Letra Capital: Observatório das Cidades: IPPUR/UFRJ. Rio de Janeiro, 2011. p. 57-98.

PARKINS, Kaitlyn; CLARK, J. Alan, "Green roofs provide habitat for urban bats" en *Global Ecology and Conservation*, v. 4, p. 349-357, 2015.

PARTRIDGE, Dustin R.; CLARK, J. Alan, "Urban green roofs provide habitat for migrating and breeding birds and their arthropod prey" en *PLoS ONE*, v. 13, n. 8, p. 1-23, 2018.

PECK, Steven; KUHN, Monica, *Design guidelines for green roofs*, Ontario Association of Architects, 2003. Disponible en: <<https://www.eugene-or.gov/DocumentCenter/View/1049/Design-Guidelines-for-Green-Roofs>> [última consulta, 16 de agosto de 2021].

PEREIRA, Vitor Hugo Campelo; CESTARO, Luiz Antonio, "Corredores ecológicos no Brasil: avaliação sobre os principais critérios utilizados para definição de áreas potenciais" en *Caminhos de Geografia*, v. 17, n. 58, p. 16-33, 2016.

PÉREZ-URRESTARAZU, Luis; FERNÁNDEZ-CAÑERO, Rafael; FRANCO-SALAS, Antonio; EGEA, Gregorio, "Vertical Greening Systems and Sustainable Cities" en *Journal of Urban Technology*, v. 22, n. 4, p. 65-85, 2015.

RANGEL, Ana Celecina Lucena da Costa; ARANHA, Kaline Cunha; SILVA, Maria Cristina Basílio Crispim da, "Os telhados verdes nas políticas ambientais como medida indutora para a sustentabilidade" en *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 35, p. 397-409, 2015.

RECIFE, *Lei nº 18.112 de 12 de janeiro de 2015*, Dispõe sobre a melhoria da qualidade ambiental das edificações por meio da obrigatoriedade de instalação do "telhado verde", e construção de reservatórios de acúmulo ou de retardo do escoamento das águas pluviais para a rede de drenagem e dá outras providências. Disponível em:

<<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=280138>> [última consulta, 16 de agosto de 2021].

RICHARDS, Ryan C.; REROLLE, Julia; ARONSON, James; PEREIRA, Paulo Henrique; GONÇALVES, Helena; BRANCALION, Pedro H. S., "Governing a pioneer program on payment for watershed services: Stakeholder involvement, legal frameworks and early lessons from the Atlantic forest of Brazil" en *Ecosystem Services*, v. 16, p. 23-32, 2015.

RICHARDS, Daniel R.; THOMPSON, Benjamin S., "Urban ecosystems: A new frontier for payments for ecosystem services" en *People and nature*, v. 1, n. 2, p. 249-261, 2019.

ROLNIK, Raquel; SAULE JÚNIOR, Nelson, *Estatuto da Cidade: guia para implementação pelos municípios e cidadãos*, 2. ed., Instituto Polis; Caixa Econômica Federal; Câmara dos Deputados. Brasília, 2002.

RUDOLPHO, Lucas da Silva, *Conectividade funcional da paisagem e conservação da biodiversidade: subsídios para o planejamento territorial e paisagístico brasileiro*, Tesis, Universidad Federal de Santa Catarina (Brasil), 2020.

RYTWINSKI, Trina; SOANES, Kylie; JAEGER, Jochen A. G.; FAHRIG, Lenore; FINDLAY, C. Scott; HOULAHAN, Jeff; VAN DER REE, Rodney; VAN DER GRIFT, Edgar A., "How effective is road mitigation at reducing road-kill? A meta-analysis" en *Plos One*, v. 11, n. 11, p. 1-25, 2016.

SABBION, Paola, "Urban River Restoration" en PERINI, Katia; SABBION, Paola, *Urban sustainability and river restoration: Green and blue infrastructure*, John Wiley & Sons Ltda. Reino Unido, 2017. p. 76-92.

SANTOS JUNIOR, Orlando Alves dos; SILVA, Renata Helena da & SANT'ANA, Marcel Claudio, "Introdução" en SANTOS JUNIOR, Orlando Alves dos; MONTANDON, Daniel Todtmann (orgs.), *Os planos diretores municipais pós-*

estatuto da cidade: balanço crítico e perspectivas, Letra Capital: Observatório das Cidades: IPPUR/UFRJ. Rio de Janeiro, 2011. p.13-26.

SÃO BERNARDO DO CAMPO, *Lei n° 6.594, de 28 de setembro de 2017*, Institui benefícios fiscais, nos termos que especifica, e dá outras providências. Disponível em: <<http://leismunicipa.is/qhavs>> [última consulta, 16 de agosto de 2021].

SÃO CARLOS, *Lei n° 13.692, de 25 de novembro de 2005*, Institui a planta genérica de valores do Município, define critérios para lançamento do imposto predial e territorial urbano, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.saocarlos.sp.gov.br/index.php/incentivo-ambiental-iptu.html>> [última consulta, 16 de agosto de 2021].

SÃO PAULO, *Decreto n° 57.565, de 27 de dezembro de 2016a*, Regulamenta procedimentos para a aplicação da Quota Ambiental, nos termos da Lei n° 16.402, de 22 de março de 2016. Disponível em: <<https://gestaourbana.prefeitura.sp.gov.br/legislacao/decreto-no-57-565-de-27-de-dezembro-de-2016/>> [última consulta, 16 de agosto de 2021].

SÃO PAULO, *Lei n° 16.402, de 22 de março de 2016b*, Disciplina o parcelamento, o uso e a ocupação do solo no Município de São Paulo, de acordo com a Lei n° 16.050, de 31 de julho de 2014 – Plano Diretor Estratégico (PDE). Disponível em: <<http://legislacao.prefeitura.sp.gov.br/leis/lei-16402-de-22-de-marco-de-2016>> [última consulta, 16 de agosto de 2021].

SÃO PAULO, *Lei n° 10.365, de 22 de setembro de 1987*, Disciplina o corte e a poda de vegetação de porte arbóreo existente no Município de São Paulo, e dá outras providências. Disponível em: <https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/arquivos/secretarias/meio_ambiente/banco_textos/0027/TCA_Lei_10365_1987.pdf> [última consulta, 16 de agosto de 2021].

SCBD, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, "Cities and biodiversity outlook: action and policy". Montreal, 2012. Disponível em: <<https://www.cbd.int/doc/health/cbo-action-policy-en.pdf>> [última consulta, 16 de agosto de 2021].

SEEHUSEN, Susan Edda; PREM, Ingrid, "Por que Pagamentos por Serviços Ambientais?" en GUEDES, Fátima Becker; SEEHUSEN, Susan Edda (orgs.), *Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios*, 2. ed., MMA. Brasília, 2011. p. 15-53.

SETO, Karen C.; GÜNERALP, Burak; HUTYRA, Lucy R., "Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools" en *PNAS*, v. 109, n. 40, p. 16083-16088, 2012.

SILVA, Priscila Weruska Stark da; BENITES, Henrique Sala; MONTEIRO, Leonardo Marques; DUARTE, Denise Helena Silva, "Instrumentos urbanísticos para incremento de vegetação em áreas urbanas: Análise comparada a partir da quota ambiental do Município de São Paulo" en *Cadernos Zygmunt Bauman*, v. 8, n. 18, p. 167-187, 2018.

SIMÃO, Isaac; FREITAS, Mário Jorge Cardoso Coelho de, "As motivações dos proprietários de terra para a criação das Reservas Particulares do Patrimônio Natural federais do estado de Santa Catarina, Brasil" en *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 45, p. 231-257, 2018.

SOARES-FILHO, Britaldo; RAJÃO, Raoni; MACEDO, Marcia; CARNEIRO, Arnaldo; COSTA, William; COE, Michael; RODRIGUES, Hermann; ALENCAR, Ane, "Cracking Brazil's Forest Code" en *Science*, v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014.

SOUZA, José Luciano de; FONSECA, Mônica, *Roteiro para o reconhecimento de Reserva Particular do Patrimônio Natural*, Fundação SOS Mata Atlântica. São Paulo, 2018.

TAFFARELLO, Denise; CALIJURI, Maria do Carmo; VIANI, Ricardo A. Gorne; MARENCO, José A.; MENDIONDO, Eduardo Mario, "Hydrological services in the Atlantic Forest, Brazil: An ecosystem-based adaptation using ecohydrological monitoring" en *Climate Services*, v. 8, p. 1-16, 2017.

TAYLOR, Brendan D.; GOLDINGAY, Ross L., "Wildlife road-kills on three major roads in north-eastern New South Wales" en *Wildlife Research*, v. 31, n. 1, p. 83-91, 2004.

TAYLOR, Philip D.; FAHRIG, Lenore; HENEIN, Kringen; MERRIAM, Gray, "Connectivity is a vital element of landscape structure" en *Oikos*, v. 68, n. 3, p. 571-573, 1993.

LAVRATTI, Paula; TEJEIRO, Guillermo; STANTON, Marcia, *Sistemas Estaduais de Pagamento por Serviços Ambientais. Relatórios Estaduais*, Instituto O Direito por um Planeta Verde. São Paulo, 2014.

UNITED NATIONS, Department of Economic and Social Affairs, *World urbanization prospects. The 2018 Revision*. New York, 2019. Disponible en: <<https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2018-Report.pdf>> [última consulta, 16 de agosto de 2021].

VAN DER GRIFT, Edgar A.; VAN DER REE, Rodney; FAHRIG, Lenore; FINDLAY, Scott; HOULAHAN, Jeff; JAEGER, Jochen A. G.; KLAR, Nina; MADRIÑAN, L. Francisco; OLSON, Leif, "Evaluating the effectiveness of road mitigation measures" en *Biodiversity and Conservation*, v. 22, n. 2, p. 425-448, 2013.

VIRTUDES, Ana; MANSO, Maria, "Applications of Green Walls in Urban Design" en *IOP Conference Series Earth and Environmental Science*, v. 44, n. 3, p. 1-6, 2016.

WANG, James Wei; POH, Choon Hock; TAN, Chloe Yi Ting; LEE, Vivien Naomi; JAIN, Anuj; WEBB, Edward L., "Building biodiversity: drivers of bird and butterfly diversity on tropical urban roof gardens" en *Ecosphere*, v. 8, n. 9, p. 1-22, 2017.

WILSON, Maxwell C.; CHEN, Xiao-Yong; CORLETT, Richard T.; DIDHAM, Raphael K.; DING, Ping; HOLT, Robert D.; HOLYOAK, Marcel; HU, Guang; HUGHES, Alice C.; JIANG, L.; LAURANCE, William F.; LIU, Jiajia; PIMM, Stuart L.; ROBINSON, Scott K.; RUSSO, Sabrina E.; SI, Xingfeng; WILCOVE, David S.; WU, Jianguo; YU, Mingjian, "Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges" en *Landscape Ecology*, v. 31, n. 2, p. 219-227, 2016.

WUNDER, Sven, "Payments for environmental services: some nuts and bolts" en *CIFOR Occasional Paper*, v. 42, p. 1-24, 2005.

