



**En maringá el césped del vecino es más verde:
floras de patios urbanos de distintas clases sociales**

In maringá the neighbor's lawn is greener:
floras of urban homegardens in different social classes

Fabio Angeoletto¹
Jeater W. M. C. Santos²
Camila Essy³

Resumen: Patios tienen un potencial considerable para la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, estos espacios no son planificados, y existe poca información sobre la diversidad de la flora presente en los patios de las diferentes clases sociales. Hemos cuantificado y comparado la diversidad vegetal de los patios de dos barrios de la región metropolitana de Maringá – RMM (Paraná, Brasil), a saber, Jardim Bom Pastor y Zona 02, mediante la identificación de las especies y a través del cálculo de índices de diversidad y de correlaciones bivariadas. Los estándares de diversidad son muy distintos, cuando comparados los barrios, y por ello hemos trazado directrices de planificación, con el objetivo de aumentar la presencia de la vegetación en la RMM, y contribuir a la conservación de la biodiversidad.

Palabras clave: Ecología urbana, Patios, Urbanización, Biodiversidad

Abstract: Homegardens have considerable potential for conservation of biodiversity. However, these spaces are unplanned, and there is little information on the diversity of flora in the backyards of different social classes. We have quantified and compared plant diversity in the backyards of two neighborhoods in the metropolitan region of Maringá - RMM (Paraná, Brazil), namely, Jardim Bom Pastor and Zona 02, by identifying species and by calculating diversity indices and bivariate correlations. The diversity standards are markedly different when compared the neighborhoods, and therefore we have set some guidelines for planning, with the goal of increasing the presence of woody vegetation, and contribute to the conservation of biodiversity, including the conservation of plant species at risk of extinction, in the backyards of the RMM.

¹ Doctor en Ecología por la Universidad Autónoma de Madrid y profesor del Posgrado en Geografía de la Universidad Federal de Mato Grosso (fabio_angeoletto@yahoo.es)

² Doctor en Geografía por la Universidad de São Paulo profesor del Posgrado en Geografía de la Universidad Federal de Mato Grosso (jeater@ufmt.br)

³ Licenciada en Farmacia y Bioquímica e investigadora del Grupo de Estudios en Ecología Humana, Urbana y del Paisaje de la Universidad Autónoma de Madrid (camilaessy@gmail.com)

Endereço postal dos autores: Universidade Federal do Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Geografia. Campus de Rondonópolis, Rodovia MT 270, Km 06, Rondonópolis – MT 78735-901

Keywords: Urban ecology; Homegardens; Urbanization; Biodiversity

Ciudades son tan artificiales cuanto colmenas
(John N. Gray, 2003)

Vivimos, indudablemente, en el *Planeta Ciudad*: por primera vez en la historia de la humanidad la población global es predominantemente urbana. Por toda parte las ciudades crecen. Solamente en China, más de 300 millones de personas van a desplazarse hacia las ciudades, provocando un cambio paisajístico sin precedentes (GRIMM *et al*, 2008).

Según Santos (1999), pensar en el espacio significa realizar un esfuerzo constante para tratar de entender las relaciones de su contenido social con la estructura física que alberga dicho contenido y forma el espacio. Por lo tanto, para Santos, respecto al análisis del espacio urbano, sólo en su materialidad física que no es suficiente para explicar su lógica de organización y funcionamiento (la producción del espacio). Es decir, es la sociedad la que a través de sus relaciones aporta energía en estas formas, animándolas y dándolas significados, que serán distintos de acuerdo a la concepción cultural de cada sociedad en cada momento histórico.

La expresión urbanización, en un sentido amplio, significa la conversión del suelo en ambientes urbanos. Por ambiente urbano definimos no sólo el área de las ciudades *per se*, sino también las áreas externas a las ciudades, apropiadas por ellas, y que les proveen energía, materiales, y además absorben sus desechos. Son, por lo tanto, prolongamientos, extensiones de las ciudades.

El arquitecto Giulio Carlo Argan (1993) logró expresar, de manera poética, las ramas que las ciudades echan por toda la biosfera, al afirmar que (voz portuguesa):

A natureza não está mais além dos muros da cidade; as cidades não têm mais muros, mas estendem-se em desesperadores labirintos de cimento, desfiam-se nas sórdidas periferias de barracos e, para lá da cidade, ainda é cidade, a cidade das auto-estradas e dos campos cultivados industrialmente.

El conjunto de impactos causados por ese proceso, en escala local, regional y global es tajante. Según Vitousek (1994), la constante conversión de suelos en cultivos y ciudades es uno de los tres mayores impactos ambientales globales de origen humana, además de las crecientes concentraciones de CO₂ en la atmósfera, y de otros cambios en los ciclos biogeoquímicos. En las próximas décadas, la urbanización será el impacto humano globalmente más significativo a la diversidad biológica, principalmente en los

trópicos, si profundos cambios en políticas y planificación de los usos de suelo no ocurrieren (CHAPIN III *et al*, 2009; LAMBIN y MEYFROIDT, 2011).

En Brasil, el proceso de urbanización resultó en un desplazamiento de millones de personas desde las zonas rurales hacia las ciudades. En 1890 la población urbana de Brasil era cerca de 10%. En pocas décadas, ese cuadro se invierte: hoy, 83% de los brasileños viven en ciudades. En un primer ciclo, los emigrantes se han desplazado hacia las ciudades grandes. Desde mediados de los años 1990, se inicia un segundo ciclo de urbanización en Brasil, con un aumento considerable del número de ciudades medias (con poblaciones entre 100.000 y 500.000 habitantes), de personas viviendo en ellas y del área ocupada por ellas. Se puede observar nítidamente una disminución del área ocupada por las metrópolis, mientras que el área ocupada por ciudades medias evoluciona, desde 1970 hasta 2000, de un 11,77% para un 27,23% del área total ocupada por las ciudades brasileñas. El número de ciudades medias también crece considerablemente en ese período, pasando de 40, en 1970, a 194, en 2000 (CARVALHO, 2003).

Entre 2000 y 2010, esa expansión se mantuvo (*y todavía sigue en curso*): mientras que ciudades pequeñas y grandes crecieron a tasas anuales semejantes (1,06% y 1,07%, respectivamente), las ciudades medias brasileñas crecieron 1,51% al año. Actualmente hay 283 ciudades medias en Brasil, que conjunto concentran aproximadamente el 25% de la población brasileña (IPEA, 2011).

Mientras las ciudades pequeñas y medias crecen, los núcleos familiares restan menores. Las familias han decrecido, entre 1970 y 2000 desde 5,1 para 4,4 personas familia⁻¹ en los países en desarrollo, y desde 3,2 para 2,5 personas familia⁻¹ en los países desarrollados. Como la población mundial continua creciendo, familias más pequeñas significan más viviendas (KEILMAN, 2003). En Brasil, de 1991 a 2000, la media de familiares disminuyó de 4,95 para 3,76, hecho que implicó en la construcción de aproximadamente 4.630.000 nuevas viviendas. En ámbito mundial, se calcula la construcción de 233 millones de viviendas en *hotspots* de biodiversidad (incluso en los *hotspots* brasileños *Cerrado* y *Mata Atlântica*) para acomodar nuevos núcleos familiares (LIU *et al*, 2003).

Las tendencias actuales de la urbanización brasileña reflejan un fenómeno global. Contrariamente a la creencia general, el grueso del aumento de la población urbana mundial ocurre en ciudades medianas y pequeñas, cuyas capacidades de planificación y gestión generalmente son débiles (UNFPA, 2007). En 2007, de los 3,3

mil millones de urbanitas, el 52% vivían en ciudades con menos de 500 mil personas. Hasta 2025, esas ciudades van a absorber aproximadamente la mitad del crecimiento esperado de la población urbana global (UNITED NATIONS, 2008). Por ello, urge que se desarrollen investigaciones sobre la ecología de las ciudades medias de Brasil, con el objetivo de auxiliar al establecimiento de políticas ambientales urbanas más exitosas en la protección de la biodiversidad y de sus servicios ecosistémicos, y en el incremento de la calidad de vida de la gente.

Quemando incienso en altares cercanos: los patios urbanos como espacios de conservación biológica

Un adagio chino dice que *es mejor ser bueno en tu propia casa que quemar incienso en un templo distante*. Por la enorme influencia de las ciudades sobre la biosfera, la planificación de su crecimiento se ha convertido en uno de los más importantes desafíos del siglo XXI, con reflejos obvios en la conservación de especies, ecosistemas y biomas, en ámbito global. En los patios urbanos, los objetivos de incremento de la calidad de vida humana y de conservación de la diversidad biológica y de sus servicios coinciden.

La definición del término patios es variable en la literatura técnica. Gaston (*et al*, 2005) los definen como espacios privados adyacentes a las viviendas, y que pueden contener, en grados variados, céspedes, polígonos con vegetación ornamental y alimentaria, fuentes de agua, caminos, y a veces construcciones temporarias, como invernaderos. O, sencillamente, se puede caracterizarlos como *el área que ha quedado después de construida la vivienda, en un lote particular* (SMITH *et al*, 2006b), definición que hemos adoptado para nuestro estudio.

Aunque los patios sean aparentemente demasiado diminutos para que resulten biológicamente significativos, cuando sumados alcanzan áreas de dimensiones considerables, y frecuentemente superiores al área ocupada por plazas y parques urbanos (RUDD, *et al*, 2002; GASTON *et al*., 2005; LORAM *et al*., 2007; MARCO *et al*., 2008). En León (Nicaragua) los patios constituyen el 86,2% de la superficie de áreas verdes urbanas (GONZÁLEZ-GARCÍA y SAL, 2008). También impresiona el área de céspedes de patios de viviendas en los EEUU, cuya superficie está estimada en 16 millones de hectáreas, rebosando largamente el área de cultivos agrícolas económicamente importantes como la cebada (5 millones de hectáreas), algodón (4,5 millones de hectáreas) y arroz (1,1 millón de hectáreas) [ROBBINS *et al*., 2001].

Hay un creciente reconocimiento de la importancia de los patios privados a la conservación de la biodiversidad (incluyéndose a preservación de especies amenazadas vegetales y animales) y al incremento de la calidad de vida humana, pero prácticamente no ha habido intentos de describir la composición y distribución de la diversidad biológica presente en estos espacios (GASTON *et al*, 2005; THOMPSON *et al*, 2005; SMITH *et al*, 2006a; LORAM *et al*, 2007; MARCO *et al*, 2008; DAVIES, *et al*, 2009; GODDARD *et al*, 2010; GALLUZZI *et al*, 2010; BEUMER y MARTENS, 2014; EICHEMBERG *et al* 2009); PAMUNGKAS *et al* 2013).

En este estudio, nuestro objetivo ha sido aclarar los estándares de diversidad vegetal a través de un gradiente social. Hemos comparado las floras de patios de viviendas de dos barrios de la región metropolitana de Maringá (RMM), el *Jardim Bom Pastor* (compuesto mayoritariamente por familias de baja renta, de acuerdo con BOEIRA, 2003) y el barrio *Zona 02* (compuesto mayoritariamente por familias de elevada renta, de acuerdo con BOEIRA, 2003). Con los resultados de nuestra investigación, pudimos trazar directrices de planificación que logren incrementar el número de especies vegetales en la RMM, considerándose la heterogeneidad social que caracteriza sus barrios.

Materiales y Métodos

Recientemente, un mayor desarrollo conceptual ha demandado la necesidad de la integración de datos ambientales, socioeconómicos, políticos y culturales en estudios sobre biodiversidad urbana, por el hecho que esos factores median las interacciones entre seres humanos y el ambiente, y, por extensión, influyen en los estándares de la flora en los ecosistemas urbanos (DOW, 2000; HOPE *et al*, 2003; ANGEOLETTO y SANZ, 2015).

Las ciudades brasileñas presentan una elevada heterogeneidad respecto a la clase social predominante en los diferentes barrios. Gradientes urbanos son esencialmente gradientes antropogénicos, producidos como una consecuencia del surgimiento de asentamientos humanos. Por su elevada complejidad, son gradientes indirectos, es decir, no es posible estudiarlos a través de transectos, como se hace en investigaciones de gradientes directos (MCDONNELL y HAHS, 2008; LUBBE, *et al.*, 2010). Por ello, hemos optado por el uso de gradientes sociales, no lineales, abarcando un barrio de baja

renta de la ciudad de Sarandi (el *Jardim Bom Pastor*), y uno de renta elevada en la ciudad de Maringá (el barrio *Zona 02*).

La región metropolitana de Maringá (RMM) fue creada en 1998 por la Ley Estadual nº 83/98, siendo compuesta por ocho municipios, en área de 2,2 mil Km². Se encuentra localizada a 23°25'38.29"S y 51°56'06.32O. Predominan en la región los latosuelos, principalmente el latosuelo púrpura distrófico. El clima es el subtropical húmedo mesotermico, con veranos calientes y lluvias concentradas en los meses de verano, pero sin una estación seca definida. La media de temperaturas de los meses más calientes es superior a los 22 °C, y la de los meses más fríos, inferior a 18 °C (ANGEOLETTO, 2012).

Sarandi (población circa 83.000 habitantes) y Maringá (población circa 357.000 habitantes) son ciudades conurbadas con profundas diferencias de renta y escolaridad entre sus habitantes (ANGEOLETTO, 2012). Este abordaje metodológico posibilita amalgamar datos sociológicos e ecológicos, permitiendo así el discernimiento de estándares de diversidad biológica entre distintas clases sociales, y la producción de informaciones con un gran potencial de aplicación en la gestión y planificación de sistemas ecológicos urbanos (DOW, 2000; GRIMM *et al.*, 2000; MCDONNELL y HAHS, 2008; LUBBE, *et al.*, 2010).

El barrio Jardim Bom Pastor (figura 1) está constituido por 384 viviendas (y por lo tanto, 384 patios), y está poblado por familias de baja renta. En el barrio Zona 02 (figura 2), son 895 viviendas ocupadas mayoritariamente por familias de clase media alta (BOEIRA, 2003). El 64,1% de las familias del Jardim Bom Pastor cobran entre uno y dos sueldos mínimos mensuales, mientras que el 65,6 de las familias de la Zona 02 cobran 10 o más sueldos mínimos mensuales. Fueron sorteadas a través del software *Statistica 7* un muestreo aleatorio de 230 viviendas en el Jardim Bom Pastor, y 261 viviendas en la Zona 02. El tamaño del muestreo seleccionado ha sido obtenido con un error de estimativa de un 5% y confiabilidad de un 95%.

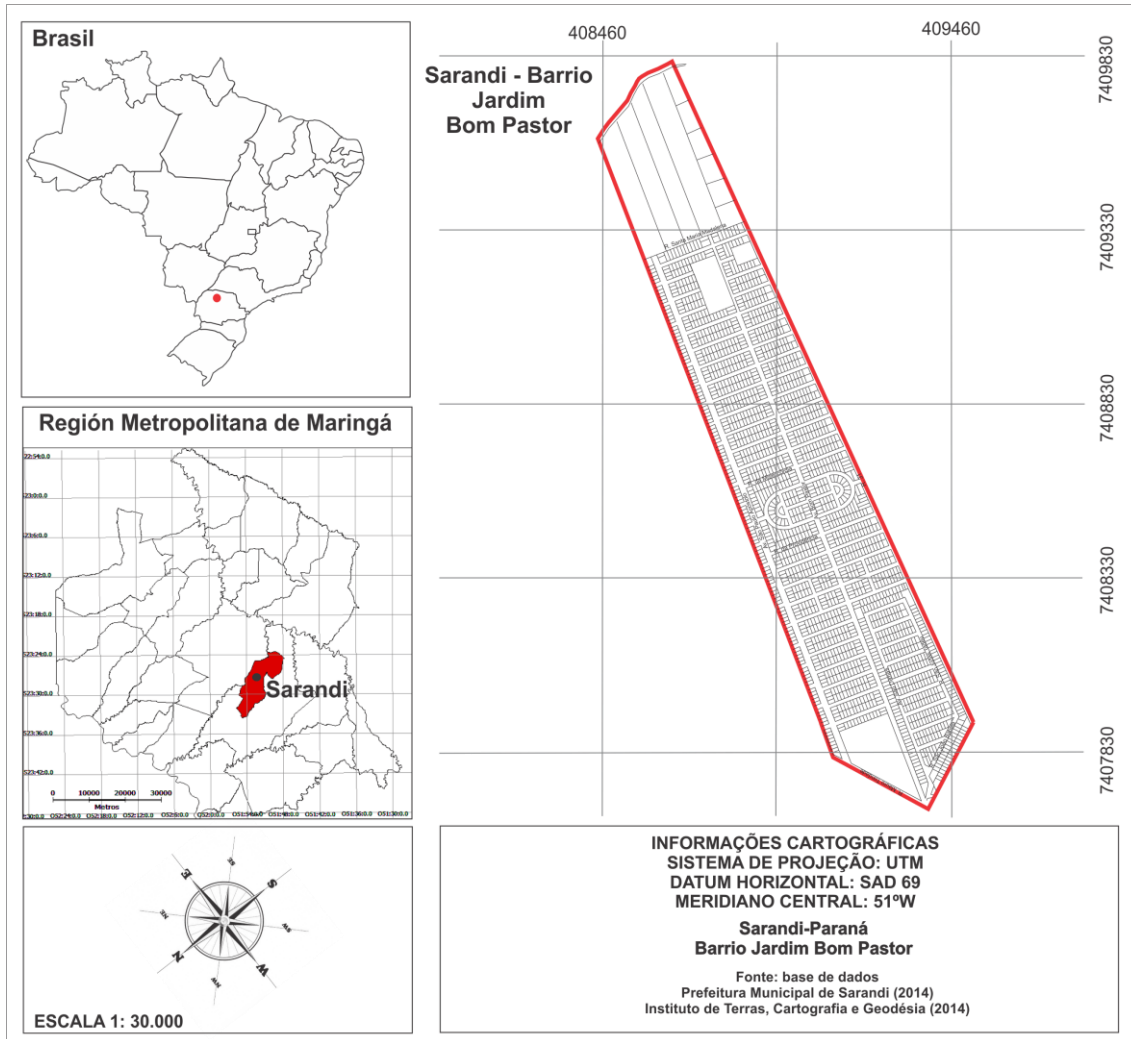


Figura 1: El barrio Jardim Bom Pastor en el contexto de la Región Metropolitana de Maringá

Para los barrios investigados, la tarea de sortear las viviendas fue precedida por una investigación, con mapas en escala 1:2000, para identificar los terrenos baldíos. Identificadas las viviendas sorteadas en los mapas de los barrios, las familias eran visitadas, y utilizamos la técnica de la visita guiada (FLORENTINO, *et al.*, 2007), donde un miembro de la familia era invitado a caminar por los patios, durante la entrevista, suministrando informaciones específicas sobre los usos de las plantas presentes. Las entrevistas se realizaron tras el entrevistado haber firmado una declaración de consentimiento, en la cual se consentía en participar del estudio y se autorizaba la divulgación de los resultados. Realizamos 230 entrevistas en el Jardim Bom Pastor y 261 entrevistas en el barrio Zona 02, entre los meses de febrero a mayo de 2014.

Los usos mencionados por el encuestado eran anotados. Las especies citadas fueron relacionadas en las siguientes categorías de uso: hortícolas, frutales, medicinales y ornamentales. En relación a su origen, las especies fueron clasificadas en exóticas o nativas (de la flora de Brasil). Terminada esa etapa, mensurábamos el área total de los patios, el área solado y el área no solado de los mismos. Todas las especies cultivadas directamente en el suelo eran cuantificadas en relación al número de individuos cultivados. No incluimos en la toma de datos individuos cultivados en macetas.

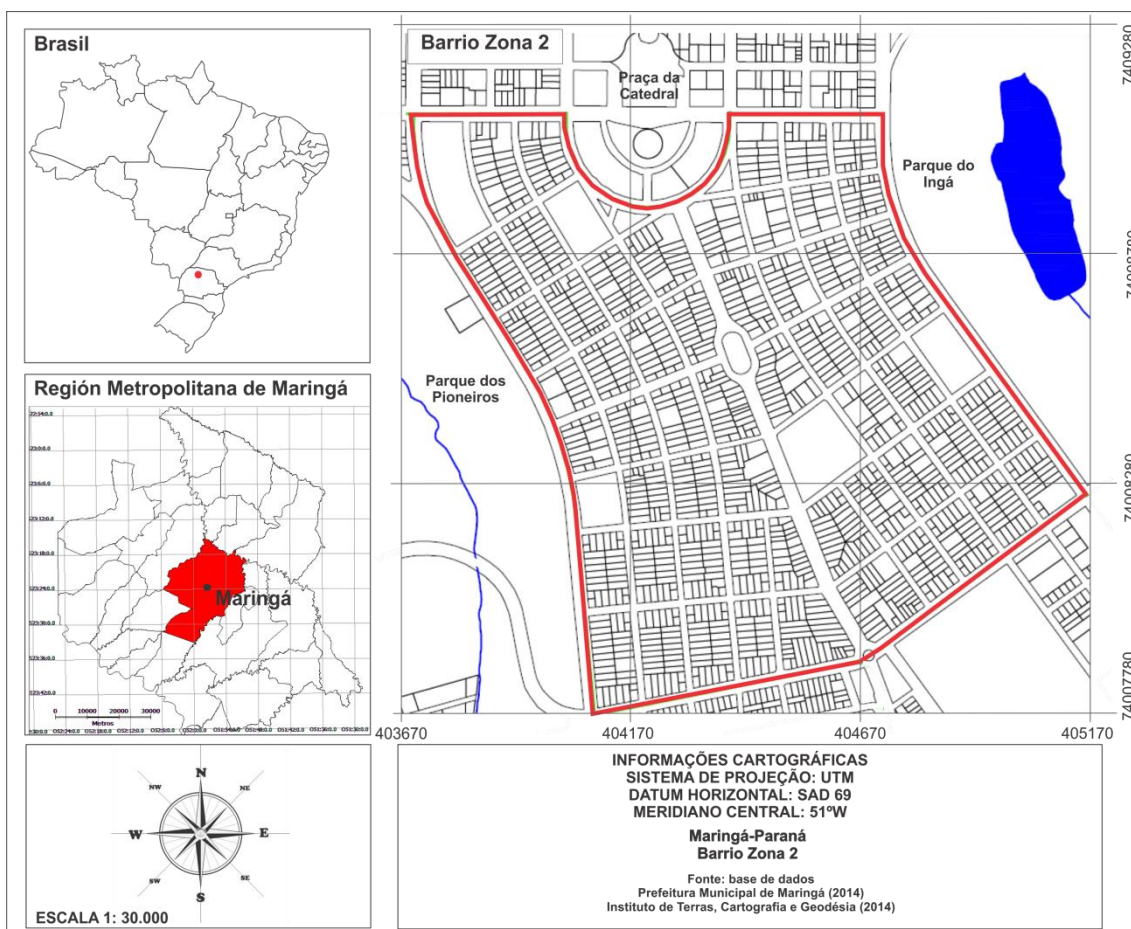


Figura 2: El barrio Zona 02 en el contexto de la Región Metropolitana de Maringá

La identificación del material botánico ha sido hecha en campo. Las especies cuya identificación no fue posible en campo fueron clasificadas en nivel de familia, género y especie en el Herbario de la *Universidad Estadual de Maringá*. El sistema taxonómico utilizado fue el APG III (THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2009). La nomenclatura de los nombres científicos fue chequeada a través de bases de datos Plantminer (SIVIERO *et al.*, 2011).

Todas las especies identificadas fueron chequeadas en la página web de la Red List de especies amenazadas de extinción de la Internacional Union for Conservation of Nature - IUCN (<http://www.iucnredlist.org>). Además de chequeadas en la Red List, las especies brasileñas también fueron verificadas en la lista de especies amenazadas producida y publicada en la página web del Ministerio del Medio Ambiente de Brasil (<http://www.mma.gov.br/sitio>), ambas accedidas en febrero de 2015.

Medidas de diversidad biológica

Para calcular y comparar la diversidad de especies vegetales entre los barrios investigados, cuantificamos la riqueza de especies de los barrios del estudio, destacando las familias con mayor número de especies. También hemos calculado el Índice de Valor de Preferencia, el Índice de Diversidad de Shannon-Wiener, el Índice de Dominancia de Simpson, y el Índice de Similitud de Morisita-Horn. Las fórmulas para los cálculos son las siguientes: *índice de valor de preferencia*: $IVP\% = Abu-Rel\% + Fre-Rel\%$, donde *Abu-Rel%* es el número de individuos de una especie, dividido por el número total de individuos de todas las especies observadas en cada barrio, multiplicado por 100; y *Fre-Rel%* es el número de viviendas en que una determinada especie ocurre, dividido por el número total de viviendas de la muestra, multiplicado por 100. El IVP apunta el porcentaje de patios donde ocurre una determinada especie vegetal, además valorando la frecuencia de la especie en los patios.

Índice de Shannon-Wiener: $H = - \sum (ni / N) \log ni / N$ donde *ni* = valor de importancia de cada especie (el número de individuos de cada especie) y *N* = total de los valores de importancia. *Índice de Dominancia de Simpson*: $S = \sum ni [ni (ni-1) / N (N-1)]$, donde *ni* = valor de importancia de cada especie; *N* = total de los valores de importancia de las especies. A través de testes T de Student, hemos mensurado se las diferencias entre los valores de los Índices de Diversidad de Shannon (H) y Simpson (S) son significativas, para los barrios investigados. El Índice de Diversidad de Shannon-Wiener es usado para caracterizar a diversidad de especies en una muestra. El Índice de Dominancia de Simpson mide el grado en que la comunidad es dominada por una o pocas especies comunes.

El grado de similitud entre la flora de los patios de barrios fue calculada a través del *Índice de Similitud de Morisita-Horn*, de acuerdo con la fórmula $Cmh = 2 \sum (ani \cdot bni) / da + db$ (aN).(bN) donde aN = número total de individuos del barrio A; bN = n° total de individuos del bairro B; ani = n° de individuos de cada especie en el bairro A;

$b_{ni} = n^{\circ}$ de individuos de cada especie em el bairro B; $da = \sum ani^2 / aN^2$ y $db = \sum bni^2 / bN^2$. Índices de Similitud de Morisita-Horn superiores a 0,75 apuntan una elevada similitud de especies entre dos áreas investigados, mientras que aquellos inferiores a 0,50 revelan una baja similitud de especies entre dos áreas comparados. Por otro lado, cuanto menor la similitud entre dos muestreos, más elevada será la diversidad *beta* entre ellos.

Con el objetivo de verificar si el área libre (no solado) de los patios, y si la *edad* de las viviendas (es decir, el número de años desde que la vivienda ha sido construida) influyen sobre el número de especies e individuos presentes, fueron calculadas correlaciones bivariadas entre el área libre y edad de los patios y número de especies presentes; entre el área libre de los patios y el número total de individuos cultivados; y entre el área de los patios y el número de árboles cultivados. Santos (2007) propone tres coeficientes de correlación, para distinguir las correlaciones bivariadas, cuando estas se verifican: *fuerte positiva* ($0,8 \leq r < 1$); *moderada positiva* ($0,5 \leq r < 0,8$); y *flaca positiva* ($0,1 \leq r < 0,5$).

Finalmente, hemos cuantificado el número medio de árboles por patios de los barrios estudiados, y basados en ello, y en el suelo disponible para plantíos (área libre medio de los patios de cada barrio, multiplicado por el número de patios del barrio), hemos estimado el potencial de plantíos para los dos barrios del estudio. Para ese cálculo, hemos desarrollado la ecuación $PP = \{[sd (m^2)/9m^2] - nmap\}$, donde: *PP*= potencial de plantíos; *sd*= suelo disponible para plantíos; y *nmap*= número medio de árboles por patios, considerándose 9 m² como el área adecuada al crecimiento de un plantón de árbol. No hemos considerado la vegetación herbácea y arbustiva en la cuantificación de los potenciales de plantíos, porque esos tipos botánicos no son excluyentes. Al contrario, patios con buena cobertura vegetal son aquellos que poseen un estrato herbáceo, seguido de un arbustivo y finalmente, de un arbóreo (Angeoletto, 2012).

Resultados y discusión

Los patios de Jardim Bom Pastor presentan área libre medio de 104,3 m², y de 164,4 m² en el barrio Zona 02. En ambos los barrios investigados, verificamos que las variables *número de especies*, *número de individuos* y *número de árboles* se correlacionan *positivamente* al área libre de los patios, y al tiempo de construcción (*edad*) de las viviendas, aunque flacamente (cuadro 1).

Cuadro 1. Correlaciones bivariadas

Correlación bivariada	Jardim Bom Pastor	Zona 02
Área x Número de especies	0,4413, p<0,0001	0,4304, p<0,0001
Área x Número de individuos	0,4789, p<0,0001	0,4229, p<0,0001
Área x Número de árboles	0,4215, p<0,0001	0,4592, p<0,0001
Edad x Número de especies	0,3281, p<0,0001	0,3863, p<0,0001
Edad x Número de individuos	0,1544, p<0,0001	0,1913, p<0,0001
Edad x Número de arboles	0,3716, p<0,0001	0,4009, p<0,0001

Fuente: elaboración propia

Hemos cuantificado 151 especies cultivadas en el Jardim Bom Pastor, y 381 especies cultivadas en los patios del barrio Zona 02 (cuadro 2). En el Jardim Bom Pastor las familias más representativas en relación a la diversidad fueron: *Asteraceae*, 13 especies; *Euphorbiaceae*, 7 especies; *Araceae*, 7 especies, y *Myrtaceae*, 6 especies. En la Zona 02, las familias mas representativas en relación a la diversidad fueron: *Araceae* (17 especies); *Asteraceae* (17 especies); *Arecaceae* (14 especies) y *Euphorbiaceae* (13 especies).

Especies exóticas son dominantes en la flora de ambos barrios. En cuanto a los usos, especies ornamentales predominan en los patios del barrio de clase media alta, mientras que especies utilitarias (es decir, medicinales, alimentarias y de producción de sombra) predominan en los patios del Jardim Bom Pastor (cuadro 3).

La diversidad de especies mensurada por el índice de Shannon-Wiener es más grande (cuadro 4), y significativamente diferente (cuadro 5) en los patios de los vecinos de clase media alta de la Zona 02, cuando comparada a la diversidad de flora encontrada en los patios de los vecinos pobres del Jardim Bom Pastor. El bajo índice de dominancia de Simpson (*S*) que hemos calculado, en ambos los barrios, indica una elevada riqueza específica. No hay una diferencia significativa entre los índices de dominancia de Simpson a lo largo del gradiente social investigado (cuadros 4 y 5).

Cuadro 2. Riqueza de familias, géneros y especies

Barrio	Número de familias	Número de géneros	Número de especies
Jardim Bom Pastor	66	137	151
Zona 02	108	278	381

Fuente: elaboración propia

Cuadro 3. Porcentaje de especies exóticas y ornamentales

Barrio	Número de especies	Porcentaje de especies exóticas	Porcentaje de especies ornamentales
Zona 02	381	77,7%	70,1%
Jardim Bom Pastor	151	82,8%	19,2%

Fuente: elaboración propia

Cuadro 4. Índices de Diversidade de Shannon y de Dominancia de Simpson

Barrio	Índice de Shannon-Wiener (H)	Índice de Dominancia de Simpson (S)
Zona 02	4,61	0,033
Jardim Bom Pastor	3,79	0,048

Fuente: elaboración propia

Cuadro 5. Significancia del test-t ($p < 0,05$) para los Índices de Shannon y Simpson

Barrios	(H)	(S)
Zona 02 x Jardim Bom Pastor	SIGNIFICATIVO	NO SIGNIFICATIVO

Fuente: elaboración propia

Hemos cuantificado el índice de similitud de especies de Morisita-Horn en **0,419**, lo que indica una gran diferencia en las floras cultivadas a lo largo del gradiente social estudiado, y, por lo tanto, una elevada diversidad *beta*, cuando comparadas las floras de las distintas clases sociales.

Cuantificamos el número medio de árboles en 3,7 árboles por patio en el Jardim Bom Pastor y en 5,2 árboles por patio en la Zona 02; y el número medio de individuos arbustivos en 6,7 y 31,5, para el Jardim Bom Pastor y Zona 02, respectivamente (cuadro 6). Conocido el *potencial de plantíos medio* de los patios (o sea, cuántos árboles más podrían ser introducidas por patio), hemos calculado cuantos árboles frutales podrían ser plantados, de acuerdo con el número de patios de los barrios (cuadro 7).

Cuadro 6. Número medio de árboles y arbusto por patio

Barrio	Número medio de individuos arbóreos	Número medio de individuos arbustivos
Jardim Bom Pastor	4,4	6,7
Zona 02	5,2	31,5

Fuente: elaboración propia

Cuadro 7. Potenciales de plantíos

Barrio	Área medio (m²)	Número de patios	Número medio de árboles por patio	Potencial de plantíos de árboles por patio	Potencial de plantíos de árboles - total
<i>Jardim Bom Pastor</i>	104,3	384	3,7	7,9	3034
<i>Zona 02</i>	164,4	895	5,2	13,1	11725

Fuente: elaboración propia

Los potenciales de plantíos de árboles frutales en ambos los campos del gradiente social investigado demuestran una posibilidad de refuerzo de la seguridad alimentaria y de conservación de la diversidad biológica, a través de plantíos en los patios, preferencialmente de árboles frutales.

De las especies identificadas en el Jardim Bom Pastor y en la Zona 02, siete están clasificadas como amenazadas de extinción. Dos especies ocurren en los dos barrios analizados: *Araucaria angustifolia* y *Delonix regia*. Las especies amenazadas

encontradas en los patios poseen bajos índices de valor de preferencia, excepto *Euterpe edulis*, relativamente diseminada por la Zona 02 (IVP de 9,5%). Efectivamente, floras de jardines domésticos privados de viviendas suelen contener especies amenazadas de extinción (VOGL-LUKASSER y VOGL, 2004; ANGEOLETTO y SANTOS, 2015), y nuestros resultados demuestran la viabilidad de los patios de la región metropolitana de Maringá para prácticas de conservación ex-situ de especies vegetales amenazadas de extinción (cuadros 8 y 9).

Cuadro 8. Especies amenazadas de extinción, Jardim Bom Pastor

Especie	Nombre popular	Índice de Valor de Preferencia
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	pinheiro-do-paraná	1,6
<i>Butia eriospatha</i> (Mart. ex Drude) Becc.	butiá	2,4
<i>Delonix regia</i> (Boj. ex Hook.) Raf.	flamboiã	2,9

Fuente: elaboración propia

Cuadro 9. Especies amenazadas de extinción, Zona 02

Especie	Nombre popular	Índice de Valor de Preferencia
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	pinheiro-do-paraná	1,2
<i>Cupressus macrocarpa</i> Hart.	cipreste-da-califórnia	1,6
<i>Delonix regia</i> (Boj. ex Hook.) Raf.	flamboiã	0,4
<i>Dicksonia sellowana</i> Hook	xaxim	2
<i>Euterpe edulis</i> Martius	palmito	9,5
<i>Heliconia angusta</i> Vell	helicônia	2

Fuente: elaboración propia

Los escores obtenidos en el cálculo del Índice de Diversidad de Shannon en el Jardim Bom Pastor y en el barrio Zona 02 son similares a aquellos mensurados en

bosques prístinos en sureste de Brasil, que oscilaran entre 3,16 y 4,29 (CIELO FILHO y SANTIN, 2002). Ahora bien, ¿qué significados tienen la riqueza de especies y los demás datos respecto a la flora de patios, que hemos obtenido a través del gradiente social investigado?

Indudablemente, el incremento del número de árboles en los patios debe constituirse en el primer objetivo concreto de planificación, por su escala espacial y temporal de beneficios socio-ambientales. Patios con más árboles están positivamente correlacionados a especies de invertebrados (LORAM *et al*, 2008), muchos de las cuales son especies polinizadoras. Entonces, ¿hay un área mínimo para garantizar la presencia de una mayor densidad arbórea en esos espacios? Esta es una cuestión en abierto respecto la ecología de los patios (GODDARD, *et al.*, 2010). MITCHELL y HANDSTAD (2004) mensuraron en *circa* 167 m² el área crítico para el incremento del número de árboles presentes en patios.

Hemos obtenido correlaciones positivas entre el área medio no pavimentado de los patios del Jardim Bom Pastor (104,3 m²), y asimismo en el barrio Zona 02, donde el área medio no pavimentado de los patios es de 164,4 m². La correlación especies-área es aplicable a la escala del patio, y el área usualmente está relacionada a no solo a la riqueza de especies, sino también a la heterogeneidad de coberturas de suelo [número de árboles, polígonos con vegetación ornamental, céspedes, etcétera (LORAM, *et al*, 2008; GODDARD, *et al*, 2010; VLKOVA *et al* 2011; GBEDOMON *et al* 2015).

No obstante, dichas correlaciones no son universales (KUMA, *et al*, 1994). Angeoletto (2012) en estudio similar realizado en el barrio *Conjunto Triangulo* (también localizado en la ciudad de Sarandi, región metropolitana de Maringá), verificó no haber correlación entre el área medio de los patios del barrio, de 70 m², y entre el número de especies presentes, entre el número total de individuos cultivados y entre el número de árboles presentes. Por lo que recomendamos garantizar, a través de legislación específica, patios con un área mínimo de 100 m² no pavimentado, disponibles a la flora, en la región metropolitana de Maringá. Patios con áreas reducidos usualmente tienen menos árboles, principalmente individuos con doseles superiores a dos metros, lo que puede significar daños económicos, sociales, estéticos y ecológicos (LORAM, *et al.*, 2008; DÍAZ *et al*, 2011).

Por el carácter fragmentado de la flora de patios, que está distribuida en teselas de hábitats pequeños y aislados, la correlación positiva estándar entre la riqueza de especies y área, que normalmente ocurre en ambientes prístinos (ODUM, 1988) *es*

especialmente importante en sistemas ecológicos urbanos. Teselas de hábitats más grandes soportan poblaciones mayores y más estables de pájaros. Lo mismo pasa con otras taxones que habitan las ciudades, como anfibios, mamíferos y carábidos (GODDARD, *et al.*, 2010).

El número de especies cultivadas, de individuos cultivados e y árboles cultivados se correlacionan positivamente (aunque flacamente) a la *edad* de las viviendas. Esos datos apuntan un incremento de la diversidad vegetal a través del tiempo. No obstante, recomendamos el desarrollo de proyectos de introducción de especies vegetales de usos diversos, de modo a apresurar una mayor riqueza de especies en los patios.

La riqueza de especies vegetales en patios urbanos suele ser elevada, aunque corrientemente mal distribuida. Barrios de mayor status socioeconómico normalmente presentan una mayor diversidad vegetal en sus patios, porque tienen más recursos para introducir nuevas especies de acuerdo con sus preferencias personales (GROVE, *et al.*, 2006). Además estos patios suelen tener más área disponible a la diversificación vegetal (THOMPSON, *et al.*, 2004), como hemos verificado en nuestra comparación de la diversidad vegetal de patios de barrios de diferentes clases sociales. Sin embargo, la riqueza de especies, en nuestros estudios, tanto entre los pobres cuanto entre los vecinos de clase media alta, sigue un estándar: unas pocas especies de alto índice de valor de preferencia (IVP), es decir, comunes en los patios, seguidas por docenas de otras de bajo IVP, un resultado similar al encontrado por diversos autores (THOMPSON, *et al.*, 2004; SMITH, *et al.*, 2006a; MARCO, *et al.*, 2008).

De todos modos, aunque la riqueza de especies sea un indicador sencillo de la diversidad vegetal, ella posibilita una pronta comprensión de los parámetros de biodiversidad por especialistas de otras áreas además de la biología, y por gestores públicos (TZOULAS y JAMES, 2010). El establecimiento de un diálogo entre académicos y gestores a partir de datos ecológicos de más fácil comprensión es un reto fundamental en el proceso de planificación ambiental urbana, pues, usualmente, gobiernos locales tienen un conocimiento muy limitado de cómo mantener la biodiversidad en ecosistemas urbanos (SANDSTRÖM, *et al.*, 2006).

Patios en algunos casos son puntos de introducción de especies exóticas que, en ambientes prístinos, se tornan invasoras (TURNER, *et al.*, 2005). En el territorio francés, 21 especies vegetales invasoras han sido introducidas a partir de cultivos en patios, y el 90% de las plantas invasoras de la región mediterránea son especies ornamentales que

lograron escapar de los límites de los jardines, y colonizar nuevos hábitats (MARCO, *et al*, 2008). Con todo, como la vegetación de los patios se distribuye típicamente como un pool de especies con unas pocas muy abundantes, y muchas con bajas poblaciones (es decir, muchas especies con bajo IVP), es probable que las oportunidades para la mayoría de las especies en colonizar hábitats externos a los jardines sean bastante escasas (SMITH, *et al*, 2006b).

Hay una tendencia bien definida de predominio de cultivos de especies utilitarias entre los pobres, y de especies ornamentales entre vecinos de mayor status socioeconómico (PEYRE, *et al*, 2006, ABDOELLAH, *et al*, 2006; BERNHOLT, *et al*, 2009; LUBBE, *et al*, 2010; NEULINGER *et al* 2013), y la hemos detectado también en nuestra investigación. En consonancia con su estilo de vida, los vecinos pobres del barrio Jardim Bom Pastor disponen de menos recursos (energéticos, materiales, monetarios y técnicos), y menos área en la gestión de la vegetación de sus patios. Por ejemplo, no encontramos ningún patio, de los 260 investigados en la Zona 02 con suelo expuesto, mientras que entre las familias de baja renta del Jardim Bom Pastor ocurre precisamente lo contrario: es absolutamente inusual la ocurrencia de polígonos de céspedes en sus patios. No hay entre ellos una *ecología del prestigio*, materializada en una abundancia de plantas ornamentales ordenadas a través de *inputs de* arquitectura paisajística, como es común en barrios de clase media alta (GROVE *et al*, 2006), sino suelo disponible para la posibilidad de expansión de sus viviendas. HOPE (*et al*, 2003) denominan de *efecto lujuria* al fenómeno – los más ricos y escolarizados cercándose de vegetación – y creando paisajes en sus hogares con la flora.

Efectivamente, la desigualdad en el acceso a la flora y sus beneficios es incluso más grave en el Jardim Bom Pastor, una vez que, diferentemente del barrio Zona 02, donde hay dos parques próximos, no existe allí ninguna área verde, hecho que aumenta sustancialmente la importancia del aumento de la cobertura vegetal, principalmente aquella de carácter arbóreo y arbustivo. Efectivamente, patios son estratégicos al incremento de áreas verdes en barrios donde hay escasez de vegetación (RUDD *et al*, 2002; ANGEOLETTO, 2012; ANGEOLETTO y SANTOS, 2015). No se trata meramente de una cuestión estética: varios estudios correlacionan barrios abundantemente vegetados a una menor incidencia de diversos tipos de enfermedades, como las respiratorias (TAKANO, *et al.*, 2002; TZOULAS, *et al.*, 2007).

Se podría dirimir dicha desigualdad ambiental entre barrios de la región metropolitana de Maringá a través de proyectos de plantíos de especies vegetales

arbóreos. Por cierto, esos programas de introducción de especies deben de ser precedidos por investigaciones de carácter sociológico, con el objetivo de identificarse las maneras de cómo la vegetación nativa – en general, menos conocida que especies exóticas – puede ser aceptada e incorporada a los patios (KENDAL, *et al.*, 2010). El éxito de programas de plantíos de árboles depende crucialmente de la aceptación pública, e involucrar la sociedad civil en acciones de plantíos es una tarea compleja, y, usualmente, lenta (AMES, 1980, ANGEOLETTO, 2012; ANGEOLETTO y SANTOS, 2015).

Consideraciones finales y algunas conclusiones

En Brasil los patios suponen centenares de hectáreas en las ciudades, espacios disponibles para recibir la vegetación que contribuya a una mayor calidad de vida de los ciudadanos. Los quintais pueden además apoyar la conservación *ex-situ*, albergando especies en peligro de extinción como es el caso de *Araucaria angustifolia*. A pesar de su potencial, los patios son *invisibles* a las autoridades municipales. No existe en las ciudades de la región metropolitana de Maringá legislación específica, ni datos sistematizados que permitan la planificación y gestión para el incremento de la vegetación en esos espacios – nuestro estudio ha sido pionero en el objetivo de dibujarse un cuadro de la diversidad vegetal en patios de diferentes clases sociales, en la RMM.

Hay espacio para un *continuum* de patios vegetados a lo largo del gradiente social investigado. Hecho inusual en las periferias pobres de las ciudades brasileñas, caracterizadas por una considerable escasez de suelo, los patios del barrio Jardim Bom Pastor son peculiares por presentaren áreas medias no pavimentadas que exceden los 100 m². Para la mayor parte de las familias urbanas pobres del planeta, la escasez de suelo es el principal obstáculo para el establecimiento de patios abundantemente vegetados (MITCHEL y HANSTAD, 2004).

Los patios del Jardim Bom Pastor son la única posibilidad de introducción de áreas verdes, a través de plantíos de árboles. Como hemos demostrado, su potencial de plantíos es elevado – se podrían plantar en los patios del barrio aproximadamente 3.000 árboles. En el barrio Zona 02 el potencial de plantíos es aún más elevado – se podrían introducir en sus patios circa 12.000 árboles. Plantíos de árboles son la mejor manera de aumentarse la abundancia de una amplia gama de taxones de invertebrados y vertebrados en patios urbanos (SMITH *et al.*, 2006a; LORAM *et al.*, 2008). Además,

en los árboles, la fauna silvestre está más protegida contra la depredación por animales domésticos, como *Felis catus*.

Con todo, una planificación más exitosa de los jardines domésticos urbanos de las ciudades brasileñas sólo será posible con estudios previos que logren comprender factores ambientales, culturales y socioeconómicos que influyen en su configuración (YANG *et al* 2014). En el caso del barrio de baja renta *Jardim Bom Pastor*, por ejemplo, además de las diferencias de renta e información podríamos mencionar un decisivo factor cultural e su influencia sobre la menor biodiversidad en sus patios. Los vecinos del barrio perciben el suelo de sus patios como un ahorro para futuras expansiones del área construido de sus viviendas, y por ello son reacios a una introducción masiva de vegetación arbórea.

La virtual inexistencia de políticas que comprendan legislación, planificación y gestión de los quintais se debe a varios factores. Uno de ellos, su fragmentación: en Sheffield (UK), por ejemplo, los quintais cubren el 23% del área urbana, pero distribuidos en cerca de 175.000 viviendas (GASTON, *et al*, 2005). Además, los poderes públicos usualmente tienen poca capacidad de intervención en esos espacios privados. De todos modos, las legislaciones municipales no logran proteger (¡e incrementar!) su biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. Por cuestiones legales relacionadas al derecho a la propiedad privada, hay que se crear una legislación municipal específica para la preservación de la vegetación en quintais urbanos (ANGEOLETTO y SANTOS, 2015).

La metodología que hemos empleado para comparar los barrios podría ser utilizada, periódicamente, para evaluarse las condiciones bioestructurales de esos hábitats, y fomentar legislación ambiental adecuada. Efectivamente, en regiones metropolitanas a la metodología de investigación e intervención que hemos desarrollado habría que aplicarla en todas las ciudades componentes. Algunas cuestiones relacionadas a los ecosistemas urbanos suelen no coincidir con límites político-administrativos. Por ejemplo, la degradación de hábitats de especies de pájaros migratorios en una única ciudad – incluso patios – puede perjudicarlos en un grado muy superior al de los límites urbanos.

La primera cuestión a que se debe planificar y legislar es la más obvia, pero sin duda la más importante: el área mínimo que hace falta garantizar a los *quintais* de un barrio. En la ciudad de Maringá, por ejemplo, hay una ley exigiendo la manutención de por lo menos el 10% de las áreas de los *quintais* permeable. El porcentaje es claramente

insuficiente, o bien para la conservación más amplia de la biodiversidad a través de un sistema de áreas verdes en los *quintais*, o bien para la absorción de lluvias, en un contexto de incremento constante de la infraestructura para la circulación de vehículos privados. En el nivel federal, la Legislación Civil de Brasil, a través de la ley 6.766/1979 (artículo 4º), determina un área mínima de 125 m² para los terrenos urbanizables, un área *per se* exigua, ya que, dividida con la superficie construida de las viviendas, permite poco espacio para la densificación de la cobertura vegetal.

Desafortunadamente, la ley 6.766/1979 es además permisiva, al conceder que a la legislación estadual o municipal se promuevan cambios en el área mínimo de los lotes, en casos de “urbanización específica” o “edificación de conjuntos habitacionales de interés social”. Esas excepciones a la ley han originado aglomeraciones urbanas extremadamente compactas, como por ejemplo las viviendas recientemente construidas a través del programa habitacional federal *Minha Casa, Minha Vida*, en vacíos urbanos del barrio Jardim Bom Pastor, cuya área estándar de los lotes es de 100 m² y de los *quintais*, 25 m² (un frontal y un posterior, que no se comunican), totalizando 50 m².

En comparación, los terrenos de los *quintais* del Jardim Bom Pastor tienen 250 m² con área libre medio de 104,2 m². Obviamente, esos simulacros de *quintais* de las viviendas del programa gubernamental imposibilitan cualquiera posibilidad de planificación para la introducción de especies vegetales, en el barrio investigado. De hecho visitamos varias familias propietarias de las viviendas del programa *Minha Casa, Minha Vida* en el Jardim Bom Pastor y hemos observado que el patio posterior es usualmente pavimentado y transformado en un área de servicios para usos diversos, hecho que disminuye todavía más el área libre disponible para el incremento de la cobertura vegetal.

Se vislumbra, así, en programas habitacionales planificados por las esferas gubernamentales, la intención deliberada, entre otros motivos, por cuestiones político-electorales, del asentamiento del mayor número posible de familias, factible solamente a través del sacrificio de la introducción adecuada de vegetación en las parcelas.

Al se le denegar a los nuevos vecinos del barrio Jardim Bom Pastor el derecho a *quintais* con un área suficiente al planeamiento paisajístico, los poderes públicos están produciendo, a través de cambios en el contexto local, además de impactos sociales, impactos ambientales negativos a una escala más grande. Se comprometen, por ejemplo, las posibilidades de conectividad entre paisajes urbanos y forestales, y, por extensión, de un flujo génico entre ellos. Es fundamental resaltar la importancia de la

planificación, particularmente en los futuros barrios, con el reto de maximizarse el área de total de teselas de hábitats de los quintais, minimizándose paralelamente el relativo aislamiento de cada unidad de patio.

Agradecimientos:

A CAPES, y al Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente del gobierno español, por la financiación al *Proyecto Ecología Urbana en Regiones Metropolitanas de Brasil: Paisaje, Calidad de Vida y Desarrollo Humano* [Plan Nacional de I+D+i (CSO2009-12689)]. A los doctores Marciano Lopes e Silva (*in memoriam*), Lajar Muzuris e Helena Stern, por sus valiosas sugerencias respecto a este manuscrito.

Referencias bibliográficas:

- ABDOELLAH, Osmund. S. 2006. Commercialization of Home garden in a Indonesian Village: Vegetation Composition and Functional Changes. **Agroforestry Systems** 68: 1-13.
- AMES, Richard. G. 1980. The Sociology of Urban Tree Planting. **Journal of Arboriculture** 6(5):120-123.
- ANGEOLETTO, Fabio. **Planeta Ciudad: Ecología Urbana y Planificación de Ciudades Medias de Brasil**. Tesis doctoral. Doctorado en Ecología y Medio Ambiente de la Universidad Autónoma de Madrid. Madrid, 2012.
- ANGEOLETTO, Fabio; SANTOS, Jeater. 2015. Los biólogos brasileños no habitan en el planeta ciudad: por qué es urgente formar ecólogos urbanos. **Revista Espaço Acadêmico**, 14(165): 74-82.
- ANGEOLETTO, Fabio; SANZ, Juan Pedro Ruiz. 2015. Gestión Ambiental de Ciudades Medias de Brasil: Ni Siquiera Uma Sostenibilidad Blanda. **Caminhos de Geografia**, 16(56): 48-66.
- ARGAN, Giulio Carlo. 1993. **História da Arte Como História da Cidade**. Editora. Martins Fontes. São Paulo, Brasil.
- BERNHOLT, Heinrich; KEHLENBECK, Karen.; GEBAUER, Jacob. 2009. Plant species richness and diversity in urban and peri-urban gardens of Niamey, Niger. **Agroforestry Systems**, v. 77, n. 3, p. 159-179. 2009.
- BEUMER, Carijn.; MARTENS, Paul. 2014. Biodiversity in my (back)yard: towards a framework for citizen engagement in exploring biodiversity and ecosystem services in residential gardens. **Sustainability Science**, v.9 n. 4, p. 70-83. 2014.
- BOEIRA, José Jair. 2003. **Espaço urbano de uma metrópole regional de porte médio: Maringá**. Dissertação (Mestrado). Departamento de Geografia, Universidade Estadual de Maringá.

- CARVALHO, Edemir. 2003. Exclusão social e crescimento das cidades médias brasileiras. **Scripta Nova – Revista Eletrônica de Geografía y Ciencias Sociales**, v. 6, n. 146.
- CHAPIN III, Francis S.; CARPENTER, Stephen R., KOFINAS, Gerard P. 2009. Ecosystem stewardship: sustainability strategies for a rapidly changing planet. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 25, n. 4, p. 241-249. 2009.
- CIELO FILHO, Roque; SANTIN, Dionete A. 2002 Estudo florístico e fitossociológico de um fragmento florestal urbano - Bosque dos Alemães, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 3, p. 291-301.
- DANIELS Gideon D.; KIRKPATRICK, John B. 2006. Comparing the characteristics of front and back domestic gardens in Hobart, Tasmania, Austrália. **Landscape and Urban Planning**, n. 78, p. 344–352.
- DAVIES, Zoe G.; FULLER, Richard A.; LORAM, Alison. 2009. A national scale inventory of resource provision for biodiversity within domestic gardens. **Biological Conservation** 142: 761–771.
- DÍAZ, Sandra; QUÉTIER, Fabien.; CÁCERES, Daniel M.; (et al). 2011. Linking Functional Diversity and Social Strategies in a Framework for Interdisciplinary Analysis of Nature’s Benefits to Society. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 108(3) 895-902.
- DOW, Kirsten. 2000. Social dimensions of gradients in urban ecosystems. **Urban Ecosystems** 4: 255–275.
- EICHEMBERG, Mayra; AMOROZO, Maria Christina; MOURA, Leila Cunha. 2009. Species composition and plant use in old urban homegardens in Rio Claro, Southeast of Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, 23(4): 1057-1075.
- FLORENTINO, Alissandra T.N.; ARAÚJO, Elcida L.; ALBUQUERQUE, Ulisses P. 2007. Contribuição de patios agroflorestais na conservação de plantas da caatinga, município de Caruaru, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 21(1): 37-47.
- GALLUZZI, Gea.; EYZAGUIRRE, Pedro.; NEGRI, Valeria. 2010. Home gardens: neglected hotspots of agro-biodiversity and cultural diversity. **Biodiversity & Conservation** 19(13): 3635-3654.
- GASTON, Kevin J.; WARREN, Philip .H.; THOMPSON, Ken (et al.). 2005. Urban domestic gardens (IV): the extent of the resource and its associated features. **Biodiversity and Conservation** 14:3327–3349.
- GBEDOMON, Rodrigue Castro; FANDOHAN, Adandé; SALAKO, Valère 2015. Factors affecting home gardens ownership, diversity and structure: a case study from Benin. **Journal of ethnobiology and ethnomedicine**, 11(1): 37-48.
- GODDARD, Mark A.; DOUGILL, Andrew J.; BENTON, Tim G. 2010. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. **Trends in Ecology and Evolution** 25: 90-98.
- GONZÁLEZ-GARCÍA, Alberto.; GÓMEZ-SAL, Antonio. 2008. Private Urban Greenspaces or “Patios” as a Key Element in the Urban Ecology of Tropical Central America. **Human Ecology** 36:291–300.
- GRIMM, N.B.; GROVE, J.M.; PICKETT S.T.A.; (et al.) 2000. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. **BioScience** 50: 571-584.

- GRIMM, Nancy B.; FAETH, Steve H.; GOLUBIEWSKI, Norton E. (et al). 2008. Global change and the ecology of cities. **Science** 319(5864): 756-760.
- GROVE, Jeremiah M.; TROY, Arlington R.; O'NEIL-DUNNE, John P.M.; (et al.,). 2006. Characterization of households and its implications for the vegetation of urban ecosystems. **Ecosystems** 9: 578–597.
- HOPE, Diane; GRIES, Corinna; ZHU, Weixing. (et al). 2003. Socioeconomics drive urban plant diversity. **Proceedings of National Academy of Sciences** 100(15): 8788-3792.
- IPEA. 2011. **Comunicados do IPEA**, nº 68 – Análise Preliminar dos dados do Censo 2010. Brasília, Brasil.
- KENDAL, Dave; WILLIAMS, Nicholas; WILLIAMS, Kathryn. 2010. Harnessing diversity in gardens through individual decision makers. **Trends in Ecology and Evolution** 25(4): 201-202.
- KEILMAN, Nico. 2003. The threat of small households. **Nature** 421: 489-490.
- KUMA, Bahatma M.; GEORGE, Steven; CHINNAMANI, Satchmo. 1994. Diversity, structure and standing stock of wood in tge homegardens of Kerala in Peninsular India. **Agroforestry Systems** 25: 243–262.
- LAMBIN, Eric F.; MEYFROIDT, Patrick. 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 108(9): 3465-3472.
- LIU, Jianguo.; DAYLI, Gretchen C.; EHRLICH, Paul R. (et al). 2003. Effects of household dynamics on resource consumption and biodiversity. **Nature** 421: 530-533.
- LORAM, Alison.; TRATALOS, John; WARREN, Philip H.; (et al.,). 2007. Urban domestic gardens (X): the extent & structure of the resource in five major cities. **Landscape Ecology** 22:601–615.
- LORAM, Alison; WARREN, Philip H.; GASTON, Kevin J. 2008. Urban Domestic Gardens (XIV): The Characteristics of Gardens in Five Cities. **Environmental Management** 42:361–376.
- LUBBE, Charles S.; SIEBERT, Stefan J.; CILLIERS, Stewart S. 2010. Political legacy of South Africa affects the plant diversity patterns of urban domestic gardens along a socio-economic gradient. **Scientific Research and Essays** 5(19): 2900-2910.
- MARCO Audrey, DUTOIT, Thierry; DESCHAMPS-COTIM, Magali; (et al.,). 2008. Gardens in urbanizing rural areas reveal an unexpected floral diversity related to housing density. **Comptes Rendus Biologies** 331(6): 452–465.
- MCDONNELL; Mark .J., HAHS, Amy K. 2008. The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanized landscapes: current status and future directions. **Landscape Ecology** 23: 1143-1155.
- MITCHELL, Robert; HANSTAD, Tim. 2004. Small Homegardens Plots and Sustainable Livelihoods for the Poor. FAO LSP WP 11, **Acess to Natural Resources Sub-Programme**.
- NEULINGER, Korinna; VOGL, Christian R.; ALAYÓN-GAMBOA, José A. 2013. Plant species and their uses in homegardens of migrant Maya and Mestizo smallholder farmers in Calakmul, Campeche, Mexico. **Journal of Ethnobiology**, 33(1): 105-124.

- ODUM, Eugene.P. **Ecologia**. Editora Guanabara Koogan. Rio de Janeiro, Brasil. 19998
- PAMUNGKAS, Ratih; INDRIYANI, Serafinah; HAKIM, Luchman. 2013. The ethnobotany of homegardens along rural corridors as a basis for ecotourism planning: a case study of Rajegwesi village, Banyuwangi, Indonesia. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences* 3(9): 60-69.
- PEYRE Antony.; GUIDAL, Andrew.; WIERSUM Kiefer F.; (et al). 2006. Dynamics of homegarden structure and function in Kerala, India. **Agroforestry Systems** 66: 101–115.
- ROBBINS, Paul; POLDERMAN, Annemarie; BIRKENHOLTZ, Trevor. 2001. Lawns and Toxins: An Ecology of the City. **Cities** 18(6): 369–380.
- RUDD, Hillary; VALA, Jamie; SCHAEFER, Valentim. 2002. Importance of backyard habitat in a comprehensive biodiversity conservation strategy: a connectivity analysis of urban green spaces. **Restoration Ecology** 10: 368-375.
- SANDSTRÖM, Ugo G.; ANGELSTAM PAULO; KHAKEE, ANTON. 2006. Urban comprehensive planning – identifying barriers for the maintenance of functional habitat networks. **Landscape and Urban Planning** 75: 43–57.
- SANTOS, Carla. 2007. **Estatística Descritiva** - Manual de Auto-aprendizagem. Edições Sílabo. Lisboa, Portugal.
- SANTOS, Milton. 1999. **A natureza do espaço: técnica e tempo, razão e emoção**. São Paulo: Hucitec.
- SIVIERO, Amauri; DELUNARDO, Thiago A.; HAVERROTH, Moacir. (et al.). 2011. Cultivo de espécies alimentares de Rio Branco, Acre, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 25(3): 549-556.
- SMITH, Richard M.; WARREN, Philip H.; THOMPSON, Ken; (et al.). 2006a. Urban domestic gardens (VI): environmental correlates of invertebrate species richness. **Biodiversity and Conservation** 15: 2415–2438.
- SMITH, Richard M.; THOMPSON, Ken; HODGSON, James G.; (et al.). 2006b. Urban domestic gardens (IX): Composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. **Biological Conservation** 129: 321-329.
- TAKANO, Timonara.; NAKAMURA, Ken.; WATANABE, Motobo. 2002. Urban residential environments and senior citizens' longevity in mega-city areas: the importance of walkable green space. **Journal of Epidemiology & Community Health** 56(12): 913–916.
- THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society** 161: 105-121.
- THOMPSON, Ken; HODGSON, James G.; SMITH, Richard M.; (et al.). 2004. Urban domestic gardens (III): Composition and diversity of lawn floras. *Journal of Vegetation Science* 15: 373-378.
- THOMPSON, Ken; COLSELL, Stephen; CARPENTER, Jennifer; (et al.). 2005. Urban domestic gardens (VII): a preliminary survey of soil seed banks. **Seed Science Research** 15: 133–141.

- TURNER, Kate; LEFLER, Leah; FREEDMAN, Bill. 2005. Plant communities of selected urbanized areas of Halifax, Nova Scotia, Canada. **Landscape and Urban Planning** 71: 191–206.
- TZOULAS, Konstantinos; KORPELA, Kalevi; VENN, Stephen (et al.). 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. **Landscape and Urban Planning** 81: 167–178.
- TZOULAS, Konstantinos; JAMES, Peter. 2010. Making biodiversity measures accessible to non-specialists: an innovative method for rapid assessment of urban biodiversity. **Urban Ecosystems** 13: 113-127.
- UNFPA. **Estado de la Población Mundial 2007**. United Nations Population Fund. New York, USA.
- UNITED NATIONS. 2008. (Department of Economic and Social Affairs/Population Division) **World Urbanization Prospects: The 2007 Revision**. New York, USA. 2008.
- VITOUSEK, Peter M. 1994. **Beyond global warming: ecology and global change**. Ecology 75: 1861–1876.
- VLKOVA, Martina; POLESNY, Zybnek; VERNER, Vladimir. et al 2011. Ethnobotanical knowledge and agrobiodiversity in subsistence farming: case study of home gardens in Phong My commune, central Vietnam. **Genetic Resources and Crop Evolution**, 58(5): 629-644.
- VOGL-LUKASSER, Brigitte; VOGL, Christian. 2004. Ethnobotanical research in homegardens of small farmers in the alpine region of Osttirol (Austria): an example for bridges built and building bridges. **Ethnobotany Research & Applications**, 2: 111-137.
- YANG, Lixin; AHMED, Selena; STEPP, John R. et al 2014. Comparative homegarden medical ethnobotany of Naxi healers and farmers in Northwestern Yunnan, China. **Journal of ethnobiology and ethnomedicine**, 10(1): 1-14.

Data de Recebimento: 09/03/2015

Data de Aprovação: 02/05/2015

Para citar essa obra:

ANGEOLETTO, F. SANTOS, J. W. M. C., ESSY, C., En maringá el césped del vecino es más verde: floras de patios urbanos de distintas clases sociales. In: **RUA** [online]. n.º. 22. Volume 1, p. 175 - 199 – ISSN 1413-2109 – Junho/2016. Consultada no Portal Labeurb – Revista do Laboratório de Estudos Urbanos do Núcleo de Desenvolvimento da Criatividade.

<http://www.labeurb.unicamp.br/rua/>

Capa: Mariordo (Mario Roberto Durán Ortiz) Disponível em:

https://pt.wikipedia.org/wiki/Catedral_Bas%C3%ADlica_Menor_Nossa_Senhora_da_Gl%C3%B3ria#/media/File:Maring%C3%A1_Panorama.jpg

Laboratório de Estudos Urbanos – LABEURB
Núcleo de Desenvolvimento da Criatividade – NUDECRI
Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP

<http://www.labeurb.unicamp.br/>

Endereço:

LABEURB - LABORATÓRIO DE ESTUDOS URBANOS

UNICAMP/COCEN / NUDECRI

CAIXA POSTAL 6166

Campinas/SP – Brasil

CEP 13083-892

Fone/ Fax: (19) 3521-7900

Contato: <http://www.labeurb.unicamp.br/contato>