

Agonizantes: los ríos y arroyos en el contexto ecológico urbano

FABIO ANGEOLETTO*

JEATER WALDEMAR MACIEL CORREA SANTOS**

Resumen:

Ríos urbanos son una característica común del *Planeta Ciudad*. Sin embargo, hay pocos estudios sobre la ecología de los ríos en un contexto ambiental urbano. En este ensayo hemos recopilado datos sobre la biodiversidad asociada a ríos insertados en una matriz paisajística urbana, y sobre los impactos ambientales más frecuentes originados por la urbanización.

Palabras clave: ecología urbana; ríos urbanos; biodiversidad urbana; urbanización; ciudades medias de Brasil.

Abstract:

Urban rivers are a common feature of the *Planet City*. However, there are few studies about the ecology of rivers in an urban environmental context. In this essay we have collected data on the biodiversity associated with rivers inserted in an urban landscape matrix, and the most frequent environmental impacts from urbanization.

Key words: urban ecology; urban rivers; urban biodiversity; urbanization; medium-sized cities of Brazil.



* **FABIO ANGEOLETTO** é Doutor em Ecologia pela Universidade Autônoma de Madrid. Professor do Mestrado em Geografia da UFMT, campus de Rondonópolis.



** **JEATER WALDEMAR MACIEL CORREA SANTOS** é Doutor em Geografia pela Universidade de São Paulo. Professor do Mestrado em Geografia da UFMT, campus de Rondonópolis.

*Well take me back down where cool water flow, yeh /
Let me remember things I love /
Stoppin' at the log where catfish bite /
Walkin' along the river road at night /
Barefoot girls dancin' in the moonlight ...
(Creedence Clearwater Revival, 1969)*

En las próximas décadas, la urbanización será el impacto humano globalmente más significativo, principalmente en los trópicos, si profundos cambios en políticas y planificación de los usos de suelo no ocurrieren (CHAPIN III *et al*, 2000; PICKETT y GROVE, 2009; ANGEOLETTO y SANTOS, 2015). Efectivamente, la urbanización no planeada es una de las más significativas amenazas a la diversidad biológica (VITOUSEK *et al* 1997; SCHAEDEK *et al*, 2009; ANGEOLETTO, 2012; SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2012).

Poblaciones urbanas dependen de una vasta gama de servicios ecosistémicos, como la polinización, la regulación climática, y la absorción de carbono. Por otro lado, la manutención de esos servicios, o bien localmente, o bien regionalmente y globalmente, depende crecientemente de cómo se manifiestan los estándares de desarrollo de las ciudades (ALBERTI y MARZLUFF, 2004; ANGEOLETTO *et al* 2015). Usualmente, ciudades están ubicadas en ambientes-clave: próximas a ríos, estuarios, manglares y bosques. Por lo tanto, ellas suelen desarrollarse en escenarios cruciales a la conservación biológica, hecho que pone de manifiesto la importancia de la planificación de urbes más amigables a la vida silvestre. La planificación adecuada de los sistemas ecológicos urbanos es tan

importante a la conservación de la biodiversidad cuanto es el establecimiento de áreas naturales legalmente protegidas (MCKINNEY, 2008; ANGEOLETTO y MORENO, 2009; PNUMA, 2011; ANGEOLETTO *et al* 2016).

La expansión urbana también afecta a la biodiversidad de ambientes de agua dulce. Las predicciones sobre el efecto de crecimiento de la población urbana mundial y el cambio climático en la disponibilidad de agua sugieren que los efectos sobre la biodiversidad de agua dulce sea mayor en lugares con grandes demandas urbanas de agua en relación con la disponibilidad de agua, así como donde hay un alto endemismo de especies de agua dulce (FAETH *et al* 2011; SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2012).

Hay pocos estudios sobre ecología de ecosistemas acuáticos urbanos, bajo el marco conceptual de la ecología urbana (CUNICO *et al* 2009). Por ejemplo, hay muy pocos estudios sobre la estructura de asambleas de peces en ríos urbanos, lo que dificulta la comprensión de científicos y *decision-makers* respecto la vulnerabilidad, tolerancia y consecuencias de especies invasores de peces en esos ambientes impactados (CUNICO *et al*, 2006; VIEIRA y SHIBATTA, 2007).

A pesar de que sean una característica común de paisajes modernos, ríos y arroyos urbanos han recibido una atención ecológica inadecuada. El

desarrollo de mecanismos para la comprensión de las conexiones entre la urbanización y la degradación de cuerpos hídricos en las ciudades es un reto de difícil alcance, pero esencial para guiar los planificadores urbanos en su toma de decisiones (GRIMM *et al* 2008; ANGEOLETTO, 2012; EVERARD y MOGGRIDGE, 2012; RANTA *et al* 2014).

Respecto a los ríos, el efecto deletéreo más consistente y omnipresente de la urbanización sobre cuerpos hídricos es un aumento en la cobertura de superficie impermeable en el entorno de la porción urbana de cuencas hidrográficas. Por ejemplo, más de 130.000 kilómetros de arroyos y ríos en los Estados Unidos se ven afectados por la urbanización. Esto hace que el crecimiento de las ciudades sea la segunda mayor causa de deterioro de ríos y arroyos tras la agricultura, a pesar de que el área total cubierta por la suelo urbano en los Estados Unidos sea menor en comparación con la superficie agrícola (PAUL y MEYER, 2008; FRIZZERA y ALVES, 2012). De manera similar, la urbanización presenta impactos negativos respecto a los ríos de Europa y América Latina (CUNICO *et al* 2009; HATHWAY y SHARPLES, 2012; ANGEOLETTO, 2012; OLIVEIRA *et al* 2014; ANGEOLETTO *et al* 2016).

Una característica dominante de la urbanización es una disminución en la permeabilidad de la zona de captación de la precipitación, lo que lleva a una disminución en la infiltración y un aumento en la escorrentía superficial. A medida que el porcentaje de cobertura de captación de superficie impermeable (ISC) aumenta un 10-20%, la escorrentía dobla; con un 35-50% de ISC, la escorrentía triplica; y un 75-100% de ISC aumenta la escorrentía

superficial más de cinco veces más, en comparación con cuencas forestadas. Por ello, la impermeabilidad se ha convertido en un indicador preciso de la urbanización y de sus impactos sobre ríos y arroyos (WENGER, *et al* 2009).

Cambios geomorfológicos en ríos urbanos son usuales. Por ejemplo, la urbanización puede alterar la textura del sedimento de los cuerpos hídricos bajo su influencia. Comúnmente se observa en canales urbanos menos sedimento fino, un aumento de las fracciones de arena gruesa, y la disminución de las clases de grava, como resultado de la alteración de suministro de sedimentos y velocidades alteradas. Además de cambios en los sedimentos hay una disminución en la presencia de restos de madera de mayor volumen en los ríos urbanos, un elemento estructural importante tanto en la geomorfología y la ecología de los ecosistemas fluviales (QUINN *et al* 2001; BROWN *et al* 2005; FRIZZERA y ALVES, 2012; ROBERTS y BILBY, 2009; PERA *et al* 2013).

La urbanización generalmente conduce a mayores concentraciones de fósforo en las cuencas urbanas. Un efecto urbano se observa con mayor frecuencia en fósforo total, como consecuencia del aumento de fósforo asociado a partículas, pero los niveles de fósforo disuelto también se incrementan. En algunos casos, los aumentos de fósforo pueden incluso rivalizar con los observados en cuencas agrícolas. Las fuentes de fósforo en las cuencas urbanas incluyen aguas residuales y fertilizantes provenientes de jardines de viviendas (ROBBINS, 2001). El fósforo almacenado en los suelos como consecuencia de la fertilización, sin embargo, pueden ser movilizados por la erosión del suelo y contribuyen a la eutrofización de las aguas receptoras.

Aunque las concentraciones de fósforo son elevadas en los arroyos urbanos, el aumento efectivo no es tan grande como el observado para el nitrógeno. Aportes de los centros urbanos aumentan la concentración de nitrógeno en los ríos durante cientos de kilómetros (PAUL y MEYER, 2008).

La magnitud de ese aumento depende de la tecnología de tratamiento de aguas residuales, el grado de la descarga ilícita y líneas de drenaje con fugas, y el uso de fertilizantes. Al igual que con el fósforo, las concentraciones de nitrógeno en los arroyos que drenan cuencas agrícolas suelen ser mucho más altas, pero algunos han notado similares o incluso mayores niveles de carga de nitrógeno de la urbanización (COUCEIRO *et al*, 2007). Otros iones también son generalmente elevados en corrientes urbanas, incluyendo calcio, sodio, potasio, y magnesio. Por ello, la eutrofización de cuerpos hídricos urbanos causados por efluentes industriales y domésticos es un impacto antropogénico común (SOUTO *et al*, 2011).

A su vez, la frecuencia de detección de pesticidas es elevado en ríos urbanos, en concentraciones que exceden con frecuencia las directrices para la protección de la biota acuática. Estos pesticidas incluyen insecticidas, herbicidas, y fungicidas. Además, la detección frecuente de sustancias prohibidas como el DDT y otros plaguicidas organoclorados (clordano y dieldrina) en corrientes urbanas sigue siendo una preocupación (DANIELS *et al*, 2000; WALSH, 2005; PAUL y MEYER, 2008; ANGEOLETTO *et al*, 2009).

Hay muchas fuentes de plaguicidas en las cuencas urbanas. Se aplican con frecuencia alrededor de los hogares (70 a 97% de los hogares estadounidenses

utilizan pesticidas) y edificios comerciales / industriales y se utilizan intensivamente en la gestión de céspedes y campos de golf. Tasas de aplicación aéreas en entornos urbanos con frecuencia superan los de las aplicaciones agrícolas en casi un orden de magnitud. Por ejemplo, las tasas de aplicación de plaguicidas en los campos de golf estadounidenses (incluyéndose herbicidas, insecticidas y fungicidas) exceden 35 libras/acre/año, mientras que cultivos de maíz y soja reciben menos de 6 libras/acre/año. Sin embargo, a diferencia del uso agrícola, las tasas de aplicación de plaguicidas en ambientes urbanos generalmente no son bien documentados (COUPE *et al* 2000; PAUL y MEYER, 2008).

Es difícil encontrar plazas de aparcamiento de automóviles sin manchas de aceite en las ciudades. El resultado de estos cárteres con fugas es una cornucopia de diferentes hidrocarburos alifáticos a base de petróleo en aguas de lluvia, asociados principalmente con partículas. Usualmente la alta concentración de hidrocarburos alifáticos en ríos urbanos es un importante factor de estrés a los organismos acuáticos. Se estima que solamente el río Los Ángeles aporta aproximadamente el 1% de la entrada anual global de hidrocarburos de petróleo en los océanos (PAUL y MEYER, 2008).

Otra fuente importante de contaminación de ríos urbanos son sustancias farmacéuticas oriundas de efluentes hospitalarios. Niveles detectables de antibióticos, drogas quimioterapéuticas e psicotrópicas, analgésicos y narcóticos son usualmente reportados en estudios, aunque la extensión de su daño a la biota sea poco conocida (PAUL y MEYER, 2008). Sin embargo, una creciente resistencia a

antibióticos ha sido observada en bacterias de cuerpos hídricos urbanos, o bien bacterias entéricas, o bien en especies nativas de ríos (GOÑI-URRIZA *et al*, 2000).

A su vez, la deforestación ribereña asociada a la urbanización reduce la disponibilidad de alimentos, afecta temperatura de la corriente, y altera los sedimentos, nutrientes y absorción de contaminantes de la escorrentía superficial. Arroyos con mayores índices bentónicos (lo que indica integridad biótica) respecto a un determinado nivel de cobertura de superficie impermeable (ISC) siempre están asociados con mayor cobertura forestal de ribera, lo que sugiere que las zonas ribereñas en algunas cuencas urbanas pueden amortiguar los flujos de los impactos urbanos. No obstante, los bosques de ribera son poco efectivos en la protección de arroyos en zonas urbanas con ISC superior a 45%. La ictiofauna suele ser aún más sensible a la urbanización. Extinciones locales de especies de peces en ríos urbanos son comunes, y estudios comparativos entre ríos urbanos y ríos en reservas forestales demuestran un dramático declino en la diversidad de peces y abundancia, en canales urbanos (ALLAN, 2004; HALL *et al*, 2006; COPATTI *et al*, 2013).

El agonizante Río Arareau en la ciudad de Rondonópolis

Rondonópolis (estado de Mato Grosso, centro-oeste de Brasil), ciudad brasileña de porte medio, es un ejemplo típico de una forma de urbanismo poco inteligente, donde el avance desmedido del capital inmobiliario especulativo hacia áreas no urbanizadas, conjuntamente al parco control de los órganos responsables por el ordenamiento de la ocupación territorial, generan una plétora de impactos en sus cuerpos hídricos (SANTOS, 2010; ANGEOLETTO, 2012).

El río Arareau posee una extensión de aproximadamente 60 km, y su tramo urbano alcanza 10 km. Con el objetivo de realizar interpretaciones y representaciones cartográficas del uso y ocupación del suelo existente en la APP (Área de Protección Ambiental), en escala 1:1.000, hemos utilizado imágenes con altísima resolución espacial (50 centímetros) del satélite Pléyades. Además, hemos realizado diversos chequeos *in loco*, de manera a revelar la situación actual de la ocupación y degradación ambiental de la porción urbana del río *Arareau*.

La investigación ha revelado un elevado número de viviendas en el APP, principalmente en la orilla derecha (figura 1). No obstante, hemos observado asimismo muchas edificaciones para fines comerciales diversos, incluyéndose algunas inusitadas, como iglesias y estaciones de bombeo de aguas residuales de la empresa de saneamiento municipal.

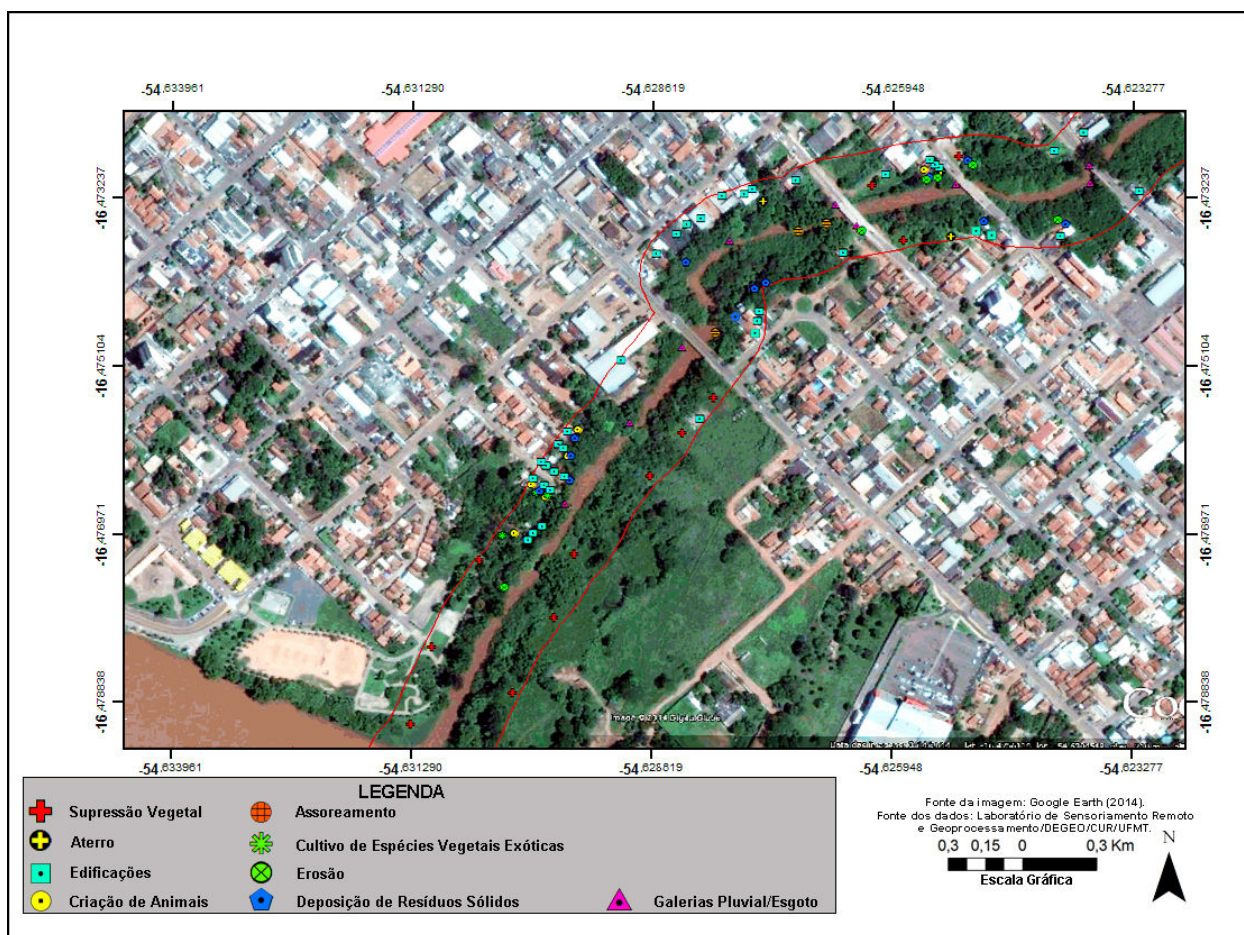


Figura 01 – Mapeamento do uso e ocupação do solo na área da APP do rio Arareau na confluência com o rio Vermelho em Rondonópolis-MT

Respecto a las viviendas ubicadas en el interior de la APP, parte de ellas ha sido construida hace mucho tiempo (más de 30 años). Hemos entrevistado sus propietarios, que afirmaron desconocer la legislación vigente. Sin embargo, durante el recogido de datos en campo, hemos observado varios casos de familias que construyeron sus casas – en realidad, chabolas – en las orillas del Río Arareau muy recientemente. Pero en este contexto, el mayor impacto ha sido promovido por los poderes públicos: la construcción de barrios con financiación pública, a través de convenios entre las esferas municipal, estadual y federal, cuyos límites han avanzado hacia el interior del Área de Protección Permanente, en una falta de respeto flagrante a la legislación.

En relación a las edificaciones comerciales, observamos omisión o mala gestión por el ayuntamiento, lo cual ha aprobado las licencias ambiental y urbanística necesarias a la construcción de esos edificios, aunque ellos estuvieran ubicados en el APP. De hecho, en nuestra práctica profesional, observamos muy frecuentemente un conflicto (¡todavía en curso!) entre las secretarías municipales responsables por la emisión de esas licencias, en la ciudad de Rondonópolis.

Si bien este grave problema no sea una exclusividad del ayuntamiento de Rondonópolis (ANGEOLETTO y SANTOS, 2015; ANGEOLETTO *et al* 2016), es obviamente urgente que las secretarías de urbanismo y de medio

ambiente pónganse de acuerdo sobre la prohibición de construcciones en las orillas del río Arareau. Sencillamente, hay que aplicar los instrumentos de ordenación urbana y ambiental, de manera a mejorar la eficiencia de la gestión ambiental en el municipio.

En Brasil, los impactos que hemos constatado son usuales en ríos de ciudades de porte medio y grande (ANGEOLETTO, 2012). En un ciclo que se retroalimenta, cuanto más desorganizados los sistemas naturales, más susceptibles quedan esos sistemas respecto a la degradación ambiental, hecho que, a su vez, compromete la biodiversidad y la calidad de vida de los urbanitas (ANGEOLETTO y SANTOS, 2015; ANGEOLETTO *et al* 2016).

Los ríos urbanos ofrecen una amplia gama de servicios ecosistémicos, incluyendo el agua dulce para usos agrícolas, industriales y municipales, los corredores de transporte, alimentos, oportunidades para la recreación y el disfrute estético. El suministro de agua potable es un buen ejemplo de un servicio ecosistémico suministrado por cuerpos hídricos en las ciudades.

Sin embargo, en las ciudades brasileñas esos servicios, y además la biodiversidad de los ríos y de los bosques de sus riberas agonizan, víctimas de un crecimiento urbano desastroso. Las ciudades brasileñas crecen sumergidas en el triple desastre: multiplican su área (¡corrientemente de manera innecesaria!) en paralelo a una inaceptable disminución de la biodiversidad y de la justicia ambiental. Los pobres están segregados en *hardscapes* y los beneficios de los árboles y de otros signos naturales son más y más un lujo escaso, por el creciente empobrecimiento y desaparición de la diversidad biológica urbana.

Referências

ALBERTI, M.; MARZLUFF, J.M. Ecological resilience in urban ecosystems: Linking urban patterns to human and ecological functions. **Urban Ecosystems** 7: 241–265. 2004.

ALLAN, J.D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, 257-284. 2004.

ANGEOLETTO, F. **Planeta Ciudad: Ecología Urbana y Planificación de Ciudades Medias de Brasil**. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. 2012.

ANGEOLETTO, F.; GARCÍA, S.B.; GONZÁLEZ, M. M. **La antítesis ciudad/naturaleza en el planeamiento urbano de Brasil**. In: Mora Aliseda, J.; Condesso, F.; Castro Serrano, J. **Nuevas Tendencias en la Ordenación del Territorio**. Cáceres: Editora de la Universidad de Extremadura. Cáceres, España. 2009.

ANGEOLETTO, F.; MORENO, M. **Tendencias Socio-ambientales de Ciudades Brasileñas**. In: Mendes, Cesar M.; Töws, Ricardo L. (org.). **Geografia Urbana e Temas Transversais**. Editora da Universidade Estadual de Maringá. 2009.

ANGEOLETTO, F.; SANTOS, J.W.M.C. Los biólogos brasileños no habitan en el Planeta Ciudad: por qué es urgente formar ecólogos urbanos. **Revista Espaço Acadêmico**, 165, fevereiro de 2015, p.74-82. 2015, disponível em <http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/EspacoAcademico/article/view/25934/14373>.

ANGEOLETTO, F.; SANTOS, J.W.M.C., SANZ, J.P.R. ¿Hay flores en el jardín? La vegetación cultivada en patios urbanos a través de un gradiente social. **Paisagem e Ambiente** 35: 119-135, 2015.

ANGEOLETTO, F.; SANTOS, J.W.M.C.; SANZ, J.P.R. Tipología socio-ambiental de las ciudades medias de Brasil: aportes para un desarrollo urbano sostenible. **Urbe – Revista Brasileira de Gestão Urbana**, 8(2): 70-86. 2016

BROWN, L.; GRAY, R.; HUGHES, R. Introduction to effects of urbanization on stream ecosystems. In: **American Fisheries Society Symposium**, 47: 1-8. 2005

CHAPIN III, S., ZAVALA, E., EVINER, T. Consequences of changing biodiversity. **Nature** 405: 234-242. 2000.

- COPATTI, C.; ROSS, M. Bioassessment using benthic macroinvertebrates of the water quality in the Tigreiro river, Jacuí Basin. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, 35(4): 521-529. 2013.
- COUCEIRO, S.; HAMADA, N.; LUZ, S.. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. **Hydrobiologia**, 575(1): 271-284. 2007.
- COUPE, R.; MANNING, M.; FOREMAN, W.. Occurrence of pesticides in rain and air in urban and agricultural areas of Mississippi, April–September 1995. **Science of the Total Environment**, 248(2): 227-240. 2000.
- CUNICO, A.; AGOSTINHO, A.; LATINI, J. D. Influência da urbanização sobre assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23(4): 1101-1110. 2006
- CUNICO, A.; GRAÇA, W.; AGOSTINHO, A. Fish, Maringá urban streams, Pirapó river drainage, upper Paraná river basin, Paraná State, Brazil. **Check List**, 5(2): 273-280. 2009.
- DANIELS, W.; HOUSE, W.; RAE, John. The distribution of micro-organic contaminants in river bed-sediment cores. **Science of the Total Environment**, 253(1): 81-92. 2000.
- OLIVEIRA, V.; MATEUS, L.; LOVERDE-OLIVEIRA, S. Fish from urban tributaries to the Vermelho River, upper Paraguay River Basin, Mato Grosso, Brazil. **Check List**, 11(1): 1516. 2014.
- EVERARD, M.; MOGGRIDGE, H. Rediscovering the value of urban rivers. **Urban Ecosystems**, 15(2): 293-314. 2012.
- FAETH, S.; BANG, C.; SAARI, S. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. **Annals of the New York Academy of Sciences**, 1223(1): 69-81. 2011.
- FELIPE, T.; SUAREZ, Y. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembleias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, 10(2): 143-151. 2010.
- FRIZZERA, G.; ALVES, R.. The influence of taxonomic resolution of Oligochaeta on the evaluation of water quality in an urban stream in Minas Gerais, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 24(4): 408-416. 2012.
- GOÑI-URRIZA, M.; CAPEDEPUY, M.; ARPIN, C. Impact of an Urban Effluent on Antibiotic Resistance of Riverine Enterobacteriaceae and Aeromonas spp. **Applied and Environmental Microbiology**, 66(1): 125-132. 2000.
- GRIMM, N.; FAETH, S.; GOLUBIEWSKI, N. Global change and the ecology of cities. **Science** 319(5864): 756-760. 2008.
- HALL JR, L.; KILLEN, W.; ANDERSON, R. Characterization of benthic communities and physical habitat in the Stanislaus, Tuolumne, and Merced Rivers, California. **Environmental monitoring and assessment**, 115(1-3): 223-264. 2006.
- HATHWAY, E.; SHARPLES, S. The interaction of rivers and urban form in mitigating the Urban Heat Island effect: A UK case study. **Building and Environment**, 58: 14-22. 2012.
- MCKINNEY, M. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals **Urban Ecosystems** 11:161–176. 2008.
- PAUL, M.; MEYER, J. Streams in the urban landscape. In: MARZLUFF, J.; SHULENBERGER, E. (editors). **Urban ecology – An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature**. New York: Springer US. 2008.
- PERA, C.; ZANATTA, N.; SACRAMENTO, P. Does a small forested area contribute to enhance species richness and diversity of fish assemblage at an urban stream?. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, 35(4): 483-490. 2013.
- PICKETT, S.; GROVE, M. Urban ecosystems: What would Tansley do? **Urban Ecosystems** 12(1): 1-8. 2009.
- PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente). **Anuario PNUMA – Temas Emergentes en Nuestro Medio Ambiente Global**. PNUMA. Nairobi, Kenya. 2011.
- QUINN, J.; BROWN, P.; BOYCE, W. Riparian zone classification for management of stream water quality and ecosystem health. **Journal of the American Water Resources Association**, 37(6): 1509-1515. 2001
- ROBERTS, M.; BILBY, R. Urbanization alters litterfall rates and nutrient inputs to small Puget Lowland streams. **Journal of the North American Benthological Society**, 28(4), 941-954. 2009.

- ROBBINS, P.; POLDERMAN, A.; BIRKENHOLTZ, T. Lawns and Toxins: An Ecology of the City **Cities** 18(6): 369–380. 2001.
- RANTA, P.; KESULAHTI, J.; TANSKANEN, V. Roadside and riverside green–urban corridors in the city of Vantaa, Finland. **Urban Ecosystems**, 18(2): 341-354. 2014.
- SANTOS, J.W.M.C. Mapeamento das áreas de risco de inundação do perímetro urbano de Rondonópolis – MT com emprego de geotecnologias. In: SANTOS, J.W.M.C. **Produção do espaço e transformações socioambientais das paisagens do Mato Grosso** (pp.7-177) Cuiabá: EdUFMT. 2010.
- SCHAEDEK, U.; STRAUSS, B.; BIEDERMANN, R. Plant species richness, vegetation structure and soil resources of urban brownfield sites linked to succession stage. **Urban Ecosystems** 12: 115–126. 2009.
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Cities and Biodiversity Outlook**. Montreal, 64 pages. 2012.
- SOUTO, R.; FACURE, R.; PAVANIN, L. Influence of environmental factors on benthic macroinvertebrate communities of urban streams in Vereda habitats, Central Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 23(3): 293-306. 2011.
- VIEIRA, D.; SHIBATTA, O. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, 7(1): 57-65. 2007.
- VITOUSEK, P.; MOONEY, H.; LUBCHENCO, J. Human domination of Earth's ecosystems. **Science** 277(5325): 494-499. 1997.
- WALSH, C.; ROY, A.; FEMINELLA, J. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, 24(3): 706-723. 2005.
- WENGER, S.; ROY, A.; JACKSON, C. Twenty-six key research questions in urban stream ecology: an assessment of the state of the science. **Journal of the North American Benthological Society**, 28(4): 1080-1098. 2009.

Recebido em 2016-04-07

Publicado em 2016-08-05