



ABES ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL



R B C I A M B

Revista Brasileira de Ciências Ambientais
Março de 2017

Nº 43

ISSN Eletrônico 2176-9478

Expediente

Editor Geral

Maurício Dziedzic

Editores Internacionais

Günter Gunkel - Alemanha

Jose Alfaro Joins - Estados Unidos

Manuela Morais - Portugal

Oscar Parra - Chile

Editores Nacionais

Adriana Marques Rossetto

Liliana Pena Naval

Marco Aurélio da Silva Carvalho Filho

Mário Augusto Gonçalves Jardim

Tadeu Fabrício Malheiros

Conselho Editorial

Arlindo Philippi Jr., Asher Kiperstock, Carlos Alberto Cioce Sampaio, Cleverson Vitorio Andreolli, Eliza Maria Xavier Freire, Fabiano Toni, Jorge Tenório, Leandro Gonçalves Oliveira, Luiz Carlos Beduschi Filho, Marco Antonio Almeida de Souza, Maria de Lourdes Florencio, Maria do Carmo Martins Sobral, Miguel Mansur Aisse, Valdir Fernandes, Wanderley da Silva Paganini

Coordenação

Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES

Presidente Nacional da ABES

Roberval Tavares de Souza

Responsáveis

Allan Rodrigues

Soraia F. F. Fernandes

Produção Editorial

Zeppelini Publishers

www.zeppelini.com.br

Submissão de artigos, dúvidas e sugestões: rbciamb@abes-dn.org.br



[Instruções para autores, clique aqui](#)

Esta é uma publicação em parceria com o Instituto de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável - ICTR www.ictr.org.br

ÍNDICE

1 - ANÁLISE DA INDÚSTRIA MADEIREIRA NA AMAZÔNIA: GESTÃO, USO E ARMAZENAMENTO DE RESÍDUOS

Analysis of the wood industry in Amazonia: management, use and storage of waste

Wilson Fernandes Ramos - Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo - Mario Augusto Gonçalves Jardim - Roberto Porro - Rosecélia Moreira da Silva Castro - Larissa Melo de Sousa

17 - FUNCIONALIDADE ECOLÓGICA DA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS NO BIOMA MATA ATLÂNTICA, RIO DE JANEIRO

Ecological functionality of restoration of degraded areas in the Mata Atlantica biome, Rio de Janeiro

Felipe de Souza Altivo - Fátima Conceição Marquéz Piña Rodrigues

32 - A EXPANSÃO URBANA DA CIDADE DE ARARANGUÁ, SANTA CATARINA, NO PERÍODO DE 1957 A 2010 E SUAS IMPLICAÇÕES AMBIENTAIS

The urban growth and sprawl of Araranguá city, Santa Catarina state, from 1957 to 2010 and the environmental consequences

Luciléia Marcon - Jairo José Zocche - Nilzo Ivo Ladwig

49 - COLETA SELETIVA: INFLUÊNCIA NOS HÁBITOS DE DESCARTE DA POPULAÇÃO EM LAVRAS, MINAS GERAIS

Selective collection: influence on the waste disposal habits of the population in Lavras, Minas Gerais

Hafez Tadeu Sadi Junior - Juliana Campos Amorim - Mariana Severo de Rezende Ribeiro - André Geraldo Cornélio Ribeiro - Ronaldo Fia

64 - SUSTENTABILIDADE EM SISTEMAS AGRÍCOLAS INTEGRADOS: UMA APLICAÇÃO DO MÉTODO MESMIS EM COOPERATIVA DE PEQUENOS PRODUTORES RURAIS

Sustainability in integrated agricultural systems: application of the method MESMIS in cooperative of small farmers

Maria de Fátima Martins - Gesinaldo Ataíde Cândido - Alcimara Batista Aires

85 - EMPREGO DE FONTES DE CONTAMINAÇÃO DE DIFERENTES GEOMETRIAS NAS ESTIMATIVAS DO RISCO À SAÚDE HUMANA DEVIDO À INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA CONTAMINADA

Applying different contamination source geometries in health risk assessment due to ingestion of contaminated groundwater

Tirzah Moreira Siqueira

101 - USO DA TERRA NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL TIETÊ: PLANEJAMENTO AMBIENTAL E GESTÃO TERRITORIAL

Land use in the environmental protection area (APA Tietê): environmental planning and land management

Bruna Gabriela de Carvalho Pinto - Rogério Hartung Toppa

114 - CENÁRIO FUTURO DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA NA BACIA DO ALTO TIETÊ

Scenario future of water availability in the Upper Tietê River Basin

Maíra Cristina de Oliveira Silva - María Cleofé Valverde

131 - INFILTRATION STUDIES ON SOAKAWAYS RECEIVING EFFLUENTS FROM SINGLE HOUSEHOLD UASB AND SEPTIC TANK REACTORS

Estudos de infiltração em sumidouros recebendo efluente doméstico de reatores UASB e tanque séptico

José Lima de Oliveira Júnior - José Tavares de Sousa - Andressa Muniz Santos - Saionara Alexandre da Silva

140 - ÁREAS VERDES PÚBLICAS URBANAS E SUA RELAÇÃO COM A MELHORIA DA QUALIDADE DE VIDA: UM ESTUDO DE CASO EM UM PARQUE ECOLÓGICO URBANO NA CIDADE DE FORTALEZA (CEARÁ, BRASIL)

Urban public green areas and its relation to improvement of quality of life: a case study in a urban ecological park in the city of Fortaleza (Ceará state, Brazil)

Sabrina Morais de Lima - Danielle Sequeira Garcez

ANÁLISE DA INDÚSTRIA MADEIREIRA NA AMAZÔNIA: GESTÃO, USO E ARMAZENAMENTO DE RESÍDUOS*

ANALYSIS OF THE WOOD INDUSTRY IN AMAZONIA: MANAGEMENT, USE AND STORAGE OF WASTE

Wilson Fernandes Ramos

Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal do Pará (UFPA) do Programa de Pós-Graduação de Ciências Ambientais (PPGCA)/Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA)/ Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) – Belém (PA), Brasil.

Maria de Lourdes

Pinheiro Ruivo

Pesquisadora do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), Coordenação de Ciências da Terra e Ecologia (CCTE), bolsista de Produtividade em Pesquisa 2 do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) – Belém (PA), Brasil.

Mario Augusto

Gonçalves Jardim

Pesquisador do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), Coordenação de Botânica (CBO) – Belém (PA), Brasil.

Roberto Porro

Pesquisador Embrapa Amazônia Oriental. Coordenação de Ciências Florestais – Belém (PA), Brasil.

Rosecélia Moreira

da Silva Castro

Bolsista Pós-Doutorado da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela UFPA, do Programa de Pós-Graduação em Ciências em Ambientais/PPGCA/ MPEG/EMBRAPA – Belém (PA), Brasil.

Larissa Melo de Sousa

Mestra em Ciências Ambientais pela UFPA do Programa de Pós-Graduação de Ciências Ambientais/PPGCA/ EMBRAPA/MPEG. Departamento de Geociências (DG) – Belém (PA), Brasil.

*Este trabalho é parte da dissertação do primeiro autor.

Endereço para correspondência:

Wilson Fernandes Ramos –
Universidade Federal do Pará – 66075-
110 – Belém (PA), Brasil – E-mail:
wilson.f.ramos18@hotmail.com

Recebido: 08/06/2015

Aceito: 27/01/2017

RESUMO

Apesar da importância econômica e social da indústria madeireira, ainda são poucos os estudos envolvendo sua cadeia produtiva na Amazônia, principalmente com enfoque na gestão dos resíduos provenientes da produção. Muitos deles estão nos bancos de dados dos órgãos públicos e privados ligados à problemática ambiental e madeireira. O objetivo deste trabalho foi realizar, a partir de levantamento de dados, a sistematização e a análise das informações, de forma a auxiliar na gestão da matéria-prima e dos resíduos resultantes do processo de industrialização da madeira, e contribuir para o conhecimento sobre o estado atual da gestão dos resíduos provenientes das indústrias. Também é proposta uma metodologia que permite estudos sistemáticos, para contribuir com os órgãos públicos e privados ligados à problemática ambiental e madeireira, com o objetivo de facilitar a realização de outros estudos com a mesma temática. A indústria madeireira apresentou um baixo rendimento operacional e, por conseguinte, uma alta geração de resíduos que, caso não dispostos ou aproveitados de maneira correta, trazem problemas ambientais (como a contaminação de rios, solos e ar) e sociais (como problemas respiratórios e proliferação de vetores de doenças que podem afetar a população ao redor dessas indústrias).

Palavras-chave: indústria madeireira; resíduos sólidos; Amazônia.

ABSTRACT

Despite the economic and social importance of the timber industry, there are still few studies involving its production chain in the Amazon, mainly focusing on the management of waste from production. Much of this information is in the databases of public and private agencies related to environmental issues and timber. The systematization and analysis of these data is important to assist in management of raw materials and waste resulting from the wood industrialization process, in order to contribute to the knowledge of the current state of waste management from the industries. It's was also proposed a methodology that will allow systematic studies on the subject, contributing with public and private institutions linked to environmental issues and timber and can thus contribute to the public policy actions aimed at this sector. The logging industry has shown a low operating income and, consequently, a high generation of waste which, if not disposed or used correctly, may cause environmental problems (such as rivers, soil and air contamination) and social problems (such as respiratory problems and the proliferation of vectors of diseases that can affect the population around these industries).

Keywords: timber industry; wood waste; social and environmental problems; Amazon.

INTRODUÇÃO

A indústria madeireira é um dos setores mais importantes em termos mundiais e se destaca por ser um setor da economia brasileira de grande representatividade, haja vista a geração de renda, tributos, divisas, empregos (NUNES; MELO; TEIXEIRA, 2012). No entanto, também é fonte de um forte passivo ambiental e de saúde pública. Essa indústria consome a biodiversidade de nossas florestas, pois utiliza a madeira, uma das principais matérias-primas de inúmeros segmentos da economia, como a construção civil e a fabricação de móveis (VIDOR *et al.*, 2010), hoje muito demandada pelo crescimento do consumo tanto nacional quanto internacional. Assim, apesar de ser uma importante fonte de receita e emprego para a Região Amazônica, e mesmo para o restante do Brasil, pouco se inova em produção, armazenamento e gestão de resíduos oriundos do processo industrial, o que tem se tornado um problema de saúde pública e preservação ambiental.

O Brasil tem mais de 61% do território recoberto pela Amazônia legal, sendo 49% pelo Bioma Amazônia, o que o coloca entre os principais países florestais do planeta (CASTRO & SILVA, 2007; PEREIRA *et al.*, 2010; RIVERO *et al.*, 2011). Nesse sentido, a Amazônia brasileira responde por mais de 90% da produção florestal de áreas naturais do Brasil (CASTRO & SILVA, 2007): aproximadamente 14 milhões de m³ de madeira em tora são extraídos de seu território. Apesar de todo o esforço das legislações federal e estadual, a maior parte dessa retirada ainda é feita de forma ilegal.

Na Amazônia legal, devido à falta de investimentos em equipamentos, em capacitação e em matérias-primas de qualidade, o rendimento operacional (o qual é a relação entre o volume de madeira serrada que se obtém e o volume de toras que foram usadas para o processamento) é, em média, de 41% (SFB & IMAZON, 2010). Com um rendimento operacional tão baixo, a produção de resíduos madeireiros se torna um entrave para o desenvolvimento sustentável dessas indústrias e causa inúmeros problemas socioambientais.

Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004), o resíduo sólido pode ser entendido como todo resíduo nos estados sólido e semissólido que resulte de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Essa norma ainda classifica os resíduos em:

classe I, perigosos, e classe II, não perigosos (dividida em IIA-não inertes e IIB-inertes). Nesse sentido, os resíduos da indústria madeireira, em sua maioria, são considerados “sólidos”, “não perigosos” e “não inertes”; porém, apresentam as características de combustibilidade e degradabilidade, podendo causar incêndios acidentais ou proliferação de insetos (BRITO & CUNHA, 2009).

Os resíduos madeireiros, quando gerados em grande quantidade e armazenados de maneira incorreta, levam a sérios riscos socioambientais, como a contaminação ambiental do ar, dos cursos d'água e do solo, riscos à saúde pública e do trabalhador, além do desperdício de matéria-prima e energia (RIUL & RIBEIRO, 2012). Por isso, a sua reutilização ou reciclagem são práticas de gerenciamento que deveriam ser conduzidas por todas as empresas que geram esse resíduo (LEEUEWESTEIN & MONTEIRO, 2000), o que nem sempre ocorre, muitas vezes por falta de conhecimento dos gestores e trabalhadores ou em decorrência da deficiente fiscalização do poder público.

Nessa perspectiva, uma das formas de diminuir a quantidade de resíduos de madeira, principalmente na Região Amazônica, é por meio da queima a céu aberto. Entretanto, essa prática contribui para a geração de CO₂, exercendo influência sobre a mudança climática do planeta, além de problemas de saúde pública, como os respiratórios (FONTES, 1994; TUOTO, 2009) – tanto nos trabalhadores como na comunidade no entorno dos focos de queima.

No entanto, os resíduos madeireiros, quando gerenciados de forma correta, podem trazer benefícios econômicos e ambientais para toda a sociedade. Algumas formas ou metodologias de reciclagem já estão relacionadas na literatura. As principais alternativas para a reciclagem ou a reutilização dos resíduos de madeira recomendadas são: compostagem, geração de energia, produção de painéis, fabricação de pequenos artefatos de madeira e utilização como condicionantes do solo (GOMES & SAMPAIO, 2004; ZENID, 2009; SZABÓ JUNIOR, 2010; CIRIBELLI & FERNANDES, 2011; RUIVO *et al.*, 2007; MONTEIRO *et al.*, 2010).

Apesar de a legislação ambiental brasileira ser uma das mais avançadas do mundo, e existirem também

leis estaduais, a sua aplicação é dificultada pela baixa qualidade da fiscalização, seja pelo número reduzido de fiscais, seja pela grande quantidade de indústrias não legalizadas, que apresentam a dicotomia de terem notória importância econômica, porém serem nocivas e predatórias para o ecossistema amazônico; seus principais problemas consistem na grande geração de resíduos e, conseqüentemente, na dificuldade de armazenamento e aproveitamento de tais componentes.

Também dificultam a gestão dos resíduos a falta de conhecimento sistêmico e a falta de um método de análise das informações sobre as empresas madeireiras e seus resíduos gerados, fatores que poderiam facilitar os estudos futuros. É nesse contexto que se insere o presente artigo, que objetiva contribuir para o conhecimento e a análise da questão socioambiental da geração de resíduos provenientes da indústria madeireira na Amazônia.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foi realizado um diagnóstico socioambiental da geração e do aproveitamento dos resíduos da indústria madeireira, identificando as espécies florestais utilizadas, sua origem, a quantidade de resíduos produzidos nessa atividade, se existem ações de reciclagem ou reaproveitamento do resíduo, bem como a influência da atividade nas comunidades próximas e no meio ambiente. A investigação é importante para se entender a real influência desses resíduos. Este estudo levantou dados sobre empresas do setor madeireiro na Região Metropolitana de Belém (RMB). Após o devido contato com os proprietários, donos ou responsáveis técnicos dessas empresas, foi feita uma visita técnica para a realização de entrevista com um responsável pela atividade madeireira. A entrevista, semiestruturada, buscou informações referentes à geração, aos tipos e à destinação desses resíduos. A população que vive próxima dessas indústrias foi visitada com o objetivo de saber se a atividade da empresa afeta o bem-estar dos moradores (por exemplo, causando problemas de saúde, como dificuldade de respirar, alergias de pele e intestinais, entre outros).

A indústria madeireira é um dos setores mais importantes da economia mundial, em razão de a madeira ser uma das principais matérias-primas de inúmeros segmentos da economia, como a construção civil e a fabricação de móveis (VIDOR *et al.*, 2010). Ademais, essa indústria apresenta grande representatividade na economia brasileira desde a colonização portuguesa até a atualidade (NUNES; MELO; TEIXEIRA, 2012).

Essa indústria pode ser entendida como “a indústria do ramo florestal que processa a madeira, em estado de madeira-prima para a produção de madeira roliça, madeira serrada, compostos laminados, compostos particulados, lenha e carvão” (LIMA & SILVA, 2005). Paralelamente,

Biasi e Rocha (2007) explicam que a indústria madeireira é baseada no processamento da madeira, embora algumas vezes seja responsável pelo plantio e o beneficiamento do produto, sendo o segmento do setor florestal brasileiro com maior participação no mercado externo. Nesse sentido, apesar de toda a legislação florestal brasileira a favor de preservá-la, o desflorestamento da floresta ainda é grande e o reflorestamento de espécies vegetais nas áreas alteradas é pouco expressivo.

A cadeia produtiva mostra como, a partir da matéria-prima “árvore”, ainda é possível aproveitar inúmeros subprodutos e que, apesar do avanço da tecnologia e da inovação científica, tal material ainda não pode ser substituído por alternativas que sejam de fato aceitas e consumidas pelo mercado. Assim, é compreensível que a pressão sob a floresta não tenha diminuído, apesar do esforço governamental e de inúmeros programas que tentam adotar uma alternativa à exploração da Floresta Amazônica, como, por exemplo, a Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD) (AMARANTE & RUIVO, 2013).

A floresta Amazônica responde por mais de 90% da produção florestal de áreas naturais do Brasil (CASTRO & SILVA, 2007) e ocupa aproximadamente 49% de todo o território brasileiro (PEREIRA *et al.*, 2010). Sua importância é tanto socioambiental quanto econômica. Segundo Uhl *et al.* (1991), o estoque madeireiro da Amazônia é suficiente para suprir a demanda mundial por cerca de um século, sendo estimado entre 40 e 60 bilhões de m³ de toras.

O setor madeireiro na Amazônia legal pode ser dividido em fronteiras de exploração, as quais são classificadas conforme sua tipologia florestal, a idade da fronteira, a condição de acesso e o meio de locomoção (VERÍ-

SIMO; LIMA; LENTINI, 2002; LENTINI *et al.*, 2005). A esse respeito, existem na Região Amazônica quatro fronteiras: antigas (mais de 30 anos, localizadas ao sul e a leste da Amazônia); intermediárias (10 a 30 anos, situadas em torno de Porto Velho-RO e Rio Branco-AC; novas (menos de 10 anos, destacando-se o oeste do Pará); e, por fim, a estuarina (que abrange as ilhas dos Estados do Pará, principalmente, a de Marajó e Amapá, onde predominam florestas de várzea; a exploração madeireira ocorre de forma seletiva e esporádica desde o século XVII).

Essas fronteiras de exploração apresentam inúmeros polos madeireiros, os quais podem ser entendidos como municípios cujo volume de madeira em tora extraído e consumido por ano é igual ou superior a 100 mil m³ (VERÍSSIMO; LIMA; LENTINI, 2002).

Na Amazônia legal, de acordo com o Serviço Florestal Brasileiro e o Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (SFB & IMAZON, 2010), existem aproximadamente 71 polos madeireiros (30 apenas no Estado do Pará). São cerca de 2.227 indústrias desse setor na região. Outro ponto importante é a receita bruta, que chega a US\$ 2,4 bilhões. As indústrias madeireiras, situadas na Amazônia legal, geraram aproximadamente 204 mil empregos em 2009; desses, quase 67 mil foram diretos, os quais ocorrem na fase de exploração florestal e processamento da madeira; e 137 mil foram indiretos. Assim, a importância da indústria madeireira

para a economia da região é expressiva, principalmente para o Pará, em que essa indústria e a de mineração são as principais responsáveis pelo produto interno bruto (PIB). Aproximadamente 44% da receita bruta da Amazônia legal para essa atividade vem do Pará, que apresenta o maior número de indústrias, com cerca de 47% de toda a região (Tabela 1).

A indústria madeireira consegue produzir 100% a mais de empregos indiretos. Em 2009, o Pará gerou cerca de 45% do total de empregos na região; assim, é o Estado que mais emprega no setor, com quase o dobro de novos postos de trabalho em relação ao segundo Estado que mais gera emprego, Mato Grosso. Isso mostra a importância socioeconômica dessa atividade. Contudo, a qualidade desse emprego é discutível, pois nem sempre exige muita escolaridade, já que essa indústria não possui muitas inovações tecnológicas e não prima pela preservação ambiental.

Esses números comprovam a relevância do Estado para o setor madeireiro da região. Nesse contexto, os municípios da RMB – composta pela capital Belém e pelos municípios de Ananindeua, Benevides, Marituba e Santa Bárbara do Pará – fazem parte de um desses polos com um consumo superior a 697 mil m³ toras por ano, gerando, assim, aproximadamente 13 mil empregos diretos e indiretos em 2009 (SFB & IMAZON, 2010). A RMB apresenta, de acordo com dados levantados junto à Secretária Estadual do Meio Ambiente

Tabela 1 – Produção e receita da indústria madeireira na Amazônia.

Estado	Número de polos madeireiros	Número de indústrias ²	Receita bruta (US\$ milhões) ³	Empregos gerados pela indústria madeireira (2009) ⁴		
				Diretos	Indiretos	Total
Acre	1	24	91,4	1.518	3.123	4.641
Amapá	1	48	16,1	496	1.020	1.516
Amazonas	3	58	57,9	2.135	4.390	6.525
Maranhão	1	54	29,7	1.301	2.675	3.976
Mato Grosso	20	592	803,2	18.624	38.308	56.932
Pará	30	1.067	1.094,2	30.235	62.189	92.424
Rondônia	14	346	358,6	11.393	23.433	34.826
Roraima	1	37	31,5	937	1.928	2.865
Amazônia legal ¹	71	2.226	2482,6	66.639	137.066	203.705

¹Não inclui o Tocantins, pois o Estado não possuía polos madeireiros em 2009. ²Incluindo as micro serrarias. ³Câmbio médio de 2009: US\$ 1,00/R\$ 1,99 (BCB, 2010). ⁴Cada emprego direto gerou, em média, 2,06 empregos indiretos.

(SEMA), 116 empresas registradas com *status* ativo. Nesse montante estão incluídas serrarias, beneficiadoras, laminadoras e movelarias.

A maioria dessas empresas fica localizada no município de Belém (42), seguido por Ananindeua (24), Benevides (23), Santa Barbara do Pará (12), Marituba (10) e Santa Isabel do Pará (5). Ananindeua, além de ser a segunda cidade em habitantes da RMB, é um importante polo industrial e não só da indústria madeireira. O montante de empresas situadas apenas na RMB, mostrando como o polo madeireiro de Belém, que apresenta 36% das empresas da região, é relevante tanto para o Estado quanto para a Região Amazônica. Contudo, esses números devem ser bem maiores, visto que só foram quantificados as empresas registradas na SEMA do Pará e com *status* ativo, ou seja, empresas que não estão registradas ou que estão com o registro suspenso ou cancela-

do não foram quantificadas. Nos últimos anos, o setor madeireiro paraense vem apresentando uma dinâmica de redução do volume produzido, enquanto o valor de produção caminha em sentido oposto (Tabela 2), provocando um crescimento que gera um movimento de elevação dos preços (SILVA & MARQUES, 2012).

As informações acima mostram uma expressiva redução nas exportações e no valor bruto da madeira. Essa redução expressiva possui três causas principais: produtos substitutos, aumento da fiscalização e crise econômica (SFB & IMAZON, 2010). A legislação ambiental e a fiscalização inovadora, por intermédio de sensores remotos e em tempo real levado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), têm surtido efeito, e é cada vez mais comum a apreensão de madeira retirada de forma ilegal da floresta.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resíduos da indústria madeireira podem ser considerados sólidos e inertes segundo a ABNT (2004) e atualmente, segundo a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010 (BRASIL, 2010), que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), eles podem ser definidos como: material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade cuja destinação final procede, se propõe a proceder ou está obrigada a proceder a sua destinação de forma racional, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede

pública de esgoto ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas ou economicamente inviáveis diante da melhor tecnologia disponível. A partir dessa legislação, todo resíduo deve ser tratado e acondicionado conforme sua necessidade e de forma a impactar o mínimo possível o ambiente circundante, que inclui também a comunidade ou a sociedade.

A importância econômica do setor madeireiro é incontestável. Com isso, há uma grande preocupação em relação aos resíduos considerados sólidos, normalmente de composição orgânica e de origem industrial, produzidos por essa indústria (PEREIRA *et al.*, 2010). Nesse contex-

Tabela 2 – Evolução da produção madeireira no Pará de 2001 a 2009.

Ano	Quantidade produzida de madeira em tora (m ³)	Valor da produção de madeira em tora (1.000 R\$)	Preço do m ³ em R\$
2001	10.645.334	580.160	54,50
2002	10.209.043	719.106	70,44
2003	10.844.175	834.742	76,98
2004	10.601.633	946.393	89,27
2005	9.935.853	958.045	96,42
2006	9.506.602	1.008.626	106,10
2007	90.990.150	1.036.289	114,00
2008	7.618.913	1.062.567	139,46
2009	5.975.969	1.019.829	170,66

to, estima-se que, no Brasil, sejam gerados aproximadamente 30 milhões de toneladas de resíduos de madeira anualmente; essa estimativa abrange a atividade de poda de árvores em áreas urbanas, a construção civil e a indústria madeireira (Tabela 3). Assim, a indústria madeireira gera quase 91% de todo o resíduo madeireiro do Brasil, seguido pela poda de árvores urbanas, a qual contribui com 6% dos resíduos de madeira gerados, e pela construção civil, com apenas 3% dos resíduos madeireiros produzidos no ano de 2009.

O resíduo gerado pela indústria madeireira é um material que, se não disposto de forma correta, pode constituir uma ameaça para o meio ambiente. Esse material pode ser utilizado de maneira alternativa para aumentar as receitas de algumas empresas madeireiras (FRANCESCHIN, 2004). Essas indústrias têm a maioria dos seus resíduos gerada no processamento primário, ainda que essa fração percentual modifique em função de determinados fatores, por exemplo, o tipo de processo ou o maquinário utilizado (FINOTTI *et al.*, 2006).

No caso da madeira de reflorestamento, as perdas no desdobro e nos cortes de reserra chegam, respectivamente, a 20 e 40% do volume das toras que sofreram processamento. Porém, na Região Amazônica, o processamento da madeira nativa chega a perdas de 59% (SFB & AMAZON, 2010). Com isso, tem-se um rendimento operacional médio das serrarias brasileiras na faixa de 60 a 80%, caracterizando um cenário de baixa tecnologia associado a um mau aproveitamento da madeira em função da grande quantidade de resíduos gerados (CERQUEIRA, 2012; BATISTA; SILVA; CORTELETTI, 2013). Em geral, os resíduos são classificados em três tipos distintos: serragem (resíduo originado da operação de serras, encontrado em todos os tipos de indústria); cepilho (resíduo gerado pelas plainas nas instalações de serraria/beneficiamento e beneficiadora); lenha (resíduo de maiores dimensões, gerado na

maioria das indústrias desse setor, composto por costaneiras, aparas, refilos, resíduos de topo de tora e restos de lâminas) (FONTES, 1994).

Os principais tipos de resíduos gerados nas empresas do setor madeireiro são: pó, cepilhos, aparas, lenha e varrição de fábrica. Na indústria moveleira, além dos resíduos sólidos de madeira, há a geração de plástico, papel, metal, lixa e líquidos, como solvente de tinta borra de tinta e água de cabine de pintura (LIMA & SILVA, 2005). A Tabela 4 apresenta o consumo, a produção e as quantidades de resíduos relacionados ao processo produtivo das indústrias madeireiras. No que se refere ao valor de consumo em toras anualmente registrado na Amazônia legal, os Estados do Pará, de Mato Grosso e de Rondônia consomem, juntos, cerca de 90% de madeira em tora da região. Esses Estados também são os que apresentam a maior produção de madeira processada.

Nesse contexto, o Estado do Pará lidera os índices de consumo, produção e geração de resíduos, com cerca de 4 milhões de m³ de resíduos madeireiros gerados em 2009. Em seguida, os Estados de Mato Grosso e de Rondônia aparecem com uma quantidade 2,2 e 1,25 milhões, respectivamente. Com o menor processamento de madeira e, por conseguinte, a menor geração de resíduos, encontram-se os Estados do Amapá e de Roraima.

Nesse mesmo período, a Amazônia legal gerou mais de 8 milhões de m³ de resíduos. A destinação desses resíduos na Amazônia legal é variada e, de acordo com SFB e Imazon (2010), pode ser feita das seguintes formas: produção de carvão, olarias, cogeração de energia, usos diversos, queima sem destinação energética e sem nenhum aproveitamento (Figura 1).

A destinação mais comum, de acordo com a Figura 1, é por meio do uso diverso que, de acordo com o SFB

Tabela 3 – Estimativa da quantidade de resíduos produzidos no Brasil em 2009.

Fonte geradora	Resíduos de madeira (1.000 t/ano)	%
Indústria madeireira	27.750	90,7
Construção civil	923	3,0
Meio ambiente (poda de árvores urbana)	1.930	6,3
Total	30.603	100,0

e Imazon (2010), inclui: aterros, adubos, lenha, entre outros. Já a produção de carvão vem como a segunda forma de destinação mais encontrada na região, mostrando que o resíduo ainda é utilizado de maneira pouco sustentável. Nesse sentido, há duas possíveis soluções para o tratamento desses resíduos: o processo de reciclagem, que consiste em encontrar utilidade para materiais já utilizados e que não possuem condições de

uso (SZABÓ JÚNIOR, 2010), ou a reutilização, que pode ser entendida como o ato de transformar materiais e permitir que eles voltem a ser utilizados, por meio da sua reintrodução no processo produtivo, como um produto novo, semelhante ou não à forma anterior (REVEILLEAU, 2008). Segundo Cassilha *et al.* (2004), como a maioria dos resíduos da madeira não possui substâncias tóxicas ao meio ambiente, eles podem ser utiliza-

Tabela 4 – Número de empresas, consumo, produção e quantidade de resíduos gerados no Estado do Pará em 2009.

Estado	Consumo anual de toras (milhares m ³)	Produção processada total (milhares m ³)	Quantidade de resíduos gerados (milhares m ³)
Acre	422	193	229
Amapá	94	41	53
Amazonas	367	144	223
Maranhão	254	90	164
Mato Grosso	4.004	1.795	2.209
Pará	6.599	2.550	4.049
Rondônia	2.200	950	1.250
Roraima	188	70	118
Amazônia legal	14.128	5.833	8.295

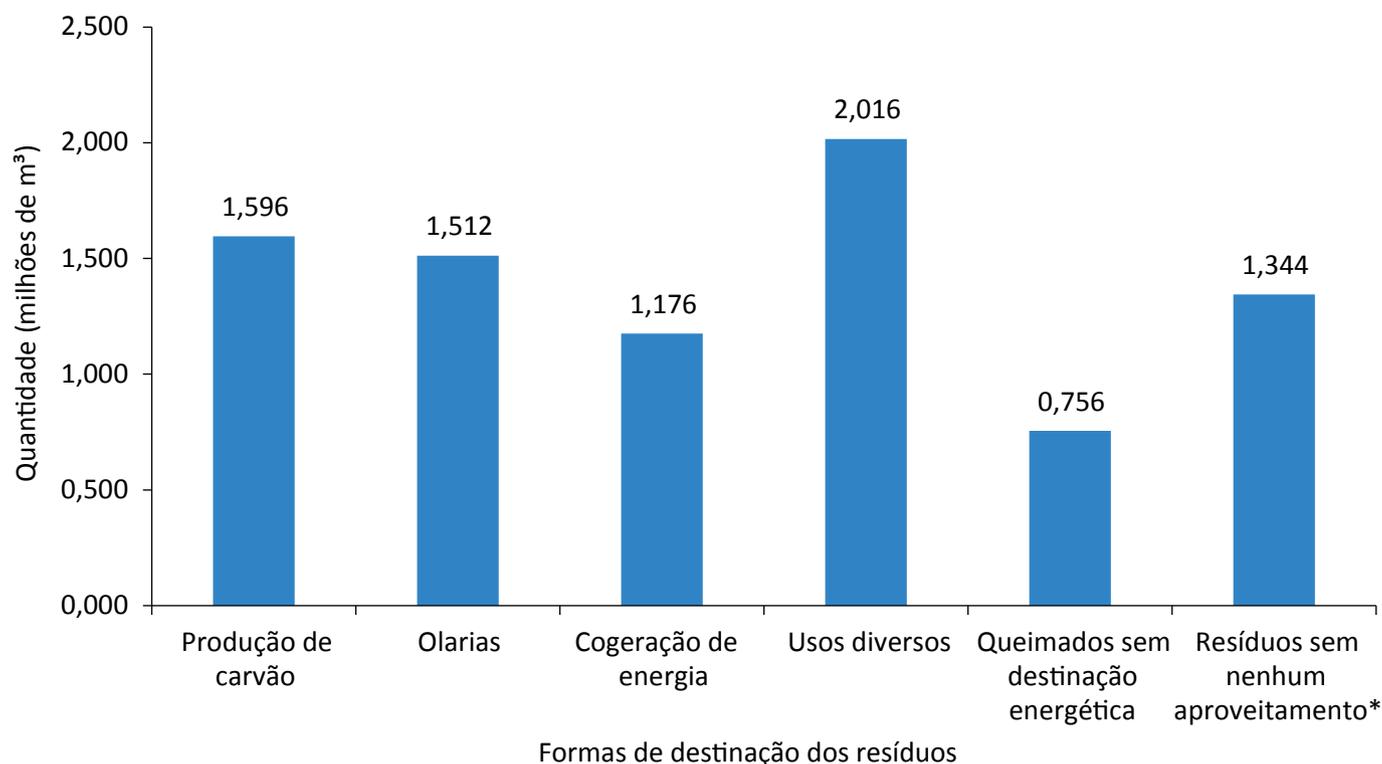


Figura 1 – Formas de destinação do resíduo gerado na Amazônia legal em 2009.

dos, na agricultura, em granjas e currais como forração, com a finalidade de aumentar a retenção de umidade do solo. Dessa forma, as principais alternativas para a reciclagem ou a reutilização dos resíduos de madeira são: compostagem, geração de energia, produção de briquetes, que são matérias com alto poder calorífico, fabricação de pequenos artefatos de madeira, entre outros (GOMES & SAMPAIO, 2004; GONÇALVES; SARTORI; LEÃO, 2009; ABREU; MENDES; SILVA, 2009; MENDONZA *et al.*, 2010; SILVA, 2011). Atualmente, existem variados usos no aproveitamento dos resíduos produzidos pelas serrarias, especialmente aqueles referentes à elaboração de novos produtos (CEQUEIRO, 2012).

Em relação aos novos usos, a adição de resíduos de madeira ao solo é outra forma de utilização, mostrada por Ruivo *et al.* (2007) e Monteiro *et al.* (2010), quando observaram que os solos cobertos com resíduos da indústria madeireira, como lâmina de madeiras apresentaram-se com melhores características químicas e físicas, quando comparados com os solos sem a aplicação dos resíduos. A utilização desses resíduos levou à criação de um ambiente favorável ao melhor desenvolvimento vegetal, em relação à área que não foi recoberta com lâminas de madeira.

Corroborando o exposto, a prática de utilização de resíduos da indústria madeireira como cobertura do solo é vantajosa sob um sistema de reflorestamento com a cultura de paricá (*Schizolobium parahyba*). Dessa forma, a utilização desses resíduos pode levar a uma nova forma de manejo dos solos amazônicos, além de contribuir para a melhoria da qualidade de vida da população da região (MONTEIRO *et al.*, 2010). O aproveitamento energético de resíduos de madeira que recebem o tratamento adequado pode gerar energia térmica e/ou elétrica (cogeração). Por meio de sua combustão direta ou incineração, essa energia pode ser usada no local de geração (energia térmica) ou em outras regiões, longe do local de geração (BRAND, 2009; BRASIL, 2009).

Lopes (2009) fomenta que, entre os benefícios da utilização de resíduos de madeira, estão: melhoria das condições sociais, por meio da criação de postos de trabalho e do emprego para mão de obra não qualificada; compatibilidade com pequenos investimentos; conservação do meio ambiente em virtude da valorização do resíduo; e incentivo à economia, pois essa técnica agrega valor aos resíduos, proporcionando novas fontes de renda para a cultura local. Entretanto, apesar de

haver esforços para a reciclagem das sobras de madeira, principalmente na forma de lenha queimada para a geração de energia elétrica e calor, ou como camada-galinha nas granjas, essas soluções ainda agregam baixo valor ao resíduo (TEIXEIRA, 2005). Contudo, esse mesmo autor coloca duas maneiras de valorizar o resíduo de madeira: quando há a valorização energética e quando a biomassa do resíduo é aproveitada como matéria-prima para fabricação de outros materiais.

Com isso, é possível proporcionar um destino nobre para materiais antes considerados inutilizáveis, como os resíduos de madeira, e, assim, evitar a exploração indevida dos recursos florestais da região para o fornecimento de combustível, nesse caso a lenha, para estabelecimentos consumidores (SILVA *et al.*, 2011). De acordo com o exposto, verifica-se que existem várias destinações para os resíduos de madeira de forma racional, gerando ganhos econômicos e socioambientais. Sendo assim, a Figura 2 apresenta um fluxograma sobre essas destinações.

Inúmeras formas sustentáveis de se aproveitar os resíduos madeireiros tanto dentro quanto fora da indústria foram verificadas; uma das opções defende que eles podem ser vendidos ou reutilizados como matéria-prima na própria empresa para a fabricação de outros produtos. Nessa perspectiva, a preocupação com o gerenciamento correto desses resíduos traz, novamente, a noção de desenvolvimento sustentável. Segundo Brundtland *et al.* (1991, p. 46), “o desenvolvimento sustentável é aquele que atende às necessidades do presente sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras atenderem as suas próprias necessidades”. Dessa forma, o aproveitamento correto desses resíduos contribui para o desenvolvimento sustentável das indústrias madeireiras, diminuindo a pressão sobre as florestas e os possíveis danos socioeconômicos.

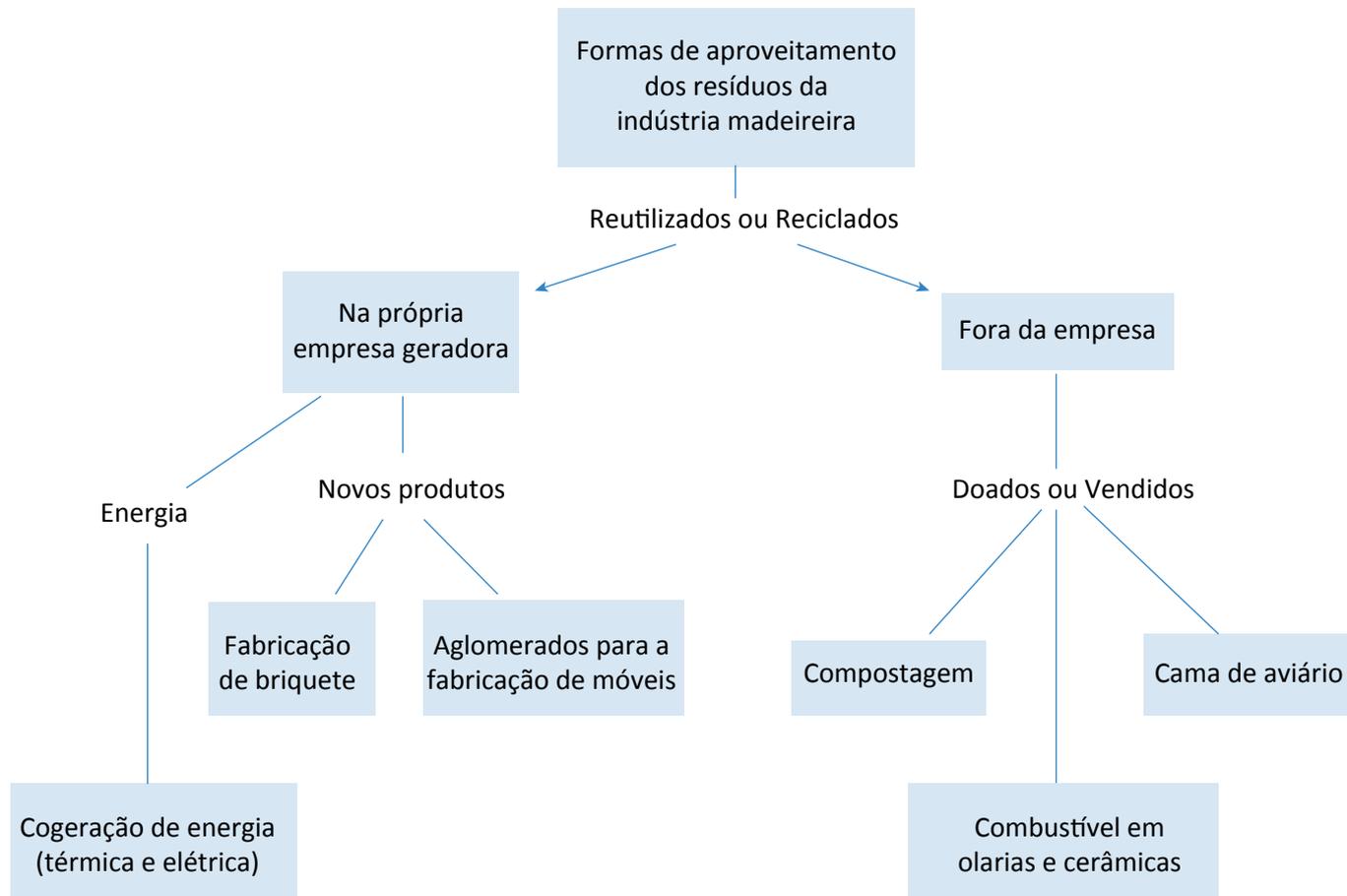
Segundo Riul e Ribeiro (2012), a gestão inadequada dos resíduos de madeira leva a sérios riscos socioambientais, como a contaminação ambiental do ar pela liberação de gases e fuligem, quando os resíduos são incinerados, dos cursos d'água e do solo, além do desperdício de matéria-prima e energia, danos aos ecossistemas, riscos à saúde pública e do trabalhador. Tais autores assinalam que soluções apropriadas de gestão para os resíduos industriais são fundamentais para a conservação ambiental e a qualidade de vida social; ademais,

representam práticas racionais e podem melhorar o rendimento econômico das empresas.

Uma das formas de diminuir a quantidade de resíduos de madeira, principalmente na Região Amazônica, é por meio da queima a céu aberto. Segundo Lopes (2009), a falta de informação e as dificuldades intrínsecas ao aproveitamento do resíduo madeireiro levam ao seu abandono em aterros e terrenos baldios, à sua queima a céu aberto ou ao seu descarte em cursos d'água. Já especificando o setor moveleiro, o resíduo sólido contribuiu com quase 64% dos impactos identificados, considerados críticos (LONGO *et al.*, 2013). No Estado do Pará, os resíduos são geralmente utilizados para conversão em energia, por intermédio da queima, e produção de carvão. Esses usos tradicionais

promovem o desperdício de recursos naturais e causam impacto ao meio ambiente, pois não levam em conta o potencial econômico e os possíveis danos ambientais desses resíduos (FONTES, 1994). Na realidade, a queima contribui para a geração de CO₂, exercendo influência sobre a mudança climática do planeta. Não menos importantes são os problemas de saúde pública que podem ser ocasionados pela queima de resíduos de madeira, pois as cinzas produzidas podem ser facilmente difundidas no ar pelo vento e causar problemas respiratórios em pessoas que residem próximo ao local de eliminação das cinzas (TUOTO, 2009; CHEAH CHEE BAN, 2011).

Outro problema que a disposição incorreta pode trazer é que, por esse resíduo ser composto de celulose



*Inclui o aproveitamento dos resíduos como adubo, em aterros, lenha, entre outros.

Figura 2 – Fluxograma sobre destinação dentro e fora das empresas.

(fonte de alimento para insetos xilófagos, como térmitas ou cupins), o depósito pode funcionar como foco de atração e disseminação desses insetos, infestando áreas próximas e até mesmo edificações (LELIS, 2001). Os resíduos sólidos de madeira são classificados, de acordo com a ABNT, como “não perigosos” e “não inertes”; com isso, eles apresentam as características de combustibilidade e degradabilidade, podendo causar incêndios acidentais (BRITO & CUNHA, 2009). Ademais, o resíduo, quando em contato com substâncias tóxicas, pode tornar-se perigoso, contaminando os corpos d’água e o solo e gerando riscos à saúde pública. Um último impacto é a possibilidade de contaminação do solo pela liberação de materiais químicos que foram agregados à madeira durante seu processo de tratamento e beneficiamento (ZENID, 2009; HASAN; GABRIELE; TOWNSEND, 2011).

A madeira é um material que possui baixa resistência à degradação por agentes biológicos, fungos, insetos e intempéries, fatores que degradam a madeira, principalmente quando armazenada em locais úmidos. Com isso, o tratamento da madeira deve ser realizado para prevenir sua deterioração, ampliando, assim, seu tempo de vida útil (CRUZ & NUNES, 2009).

O tratamento comumente utilizado é o químico, no qual ocorre a fixação de elementos preservativos na madeira, tornando-a mais resistente à ação de fungos e insetos, principalmente se a madeira ficar em contato direto com a água ou com o solo (REVISTA DA MADEIRA, 2008). Segundo Hasan, Gabrieli e Townsend (2011), o conservante mais comumente aplicado na madeira é o arseniato de cobre cromado (CCA), um produto químico à base de arsênio, cobre e cromo que tem a finalidade de preservar a madeira. Cada um desses três elementos tem potencial negativo de impacto ao meio ambiente e também à saúde das pessoas, variando conforme a concentração. Desse modo, quando esses resíduos com CCA são dispostos no meio ambiente sem tratamento adequado, podem gerar sérios prejuízos à economia, ao ambiente e à saúde pública. Os sais presentes na composição do CCA são bastante tóxicos. Apesar da toxicidade, o CCA ainda é largamente utilizado na indústria madeireira brasileira (HASAN; GABRIELI; TOWNSEND, 2011).

Os impactos ambientais e sociais causados por resíduos industriais variam de acordo com as suas características físico-químicas, sendo necessário um programa diferente de tratamento para cada tipo de resíduo (NAHUZ, 2005).

Com isso, o atual modelo econômico, baseado no consumo exacerbado de bens descartáveis, vem resultando na degradação do solo, no comprometimento dos corpos d’água e mananciais, na intensificação de enchentes, na poluição do ar e na proliferação de vetores de importância sanitária nos centros urbanos (JACOBI & BESEN, 2001; SILVA & JOIA, 2008). A partir da análise desses núcleos de pensamento, constata-se que os resíduos podem causar inúmeros problemas não só de cunho ambiental, mas também social e econômico, quando se tornam um passivo ambiental. Dessa forma, a Figura 3 apresenta um fluxograma sobre a problemática relacionada aos resíduos madeireiros.

Nesse sentido, Coronel *et al.* (2008) explicam que, mais do que nunca, é preciso considerar que todos os problemas no meio ambiente são consequências de outros, ocasionados pelo modo como o homem vê o mundo, suas relações com o poder, com as outras pessoas, com a produção de seus bens e com a geração constante de novas necessidades. Com isso, políticas públicas eficazes seriam uma das formas de atenuar esses problemas; uma dessas é a PNRS (Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010), que é um instrumento legal elaborado para minimizar ou mesmo controlar a problemática da geração e do gerenciamento de resíduos sólidos no Brasil e tem como principais objetivos: a proteção da saúde pública e da qualidade ambiental, o que engloba a não geração, a redução, a reutilização, a reciclagem e o tratamento dos resíduos sólidos, bem como a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. Esses objetivos podem ser muito bem enquadrados na questão da geração e destinação dos resíduos da indústria madeireira. Essa lei, no seu artigo 3º e inciso XI, define o gerenciamento integrado dos resíduos sólidos como o “conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável”. Com isso, ela não coloca apenas o gerador do resíduo como o principal responsável por encontrar soluções adequa-

das para o gerenciamento desse rejeito, mas todo o universo de agentes públicos e privados que compartilham dessa responsabilidade.

Porém, a responsabilidade maior ainda é do gerador desses resíduos. Dessa forma, no artigo 6º foi colocado o princípio do poluidor-pagador, expondo a responsabilidade do gerador, o qual tem o dever

de dar uma destinação racional, que não prejudique o meio ambiente.

Nessa perspectiva, no artigo 8º são expostos os instrumentos da PNRS, entre os quais está a criação de planos de resíduos sólidos nas diferentes esferas do governo. Assim, o poder público, no caso da esfera municipal, fica responsável pela gestão e pelas ações

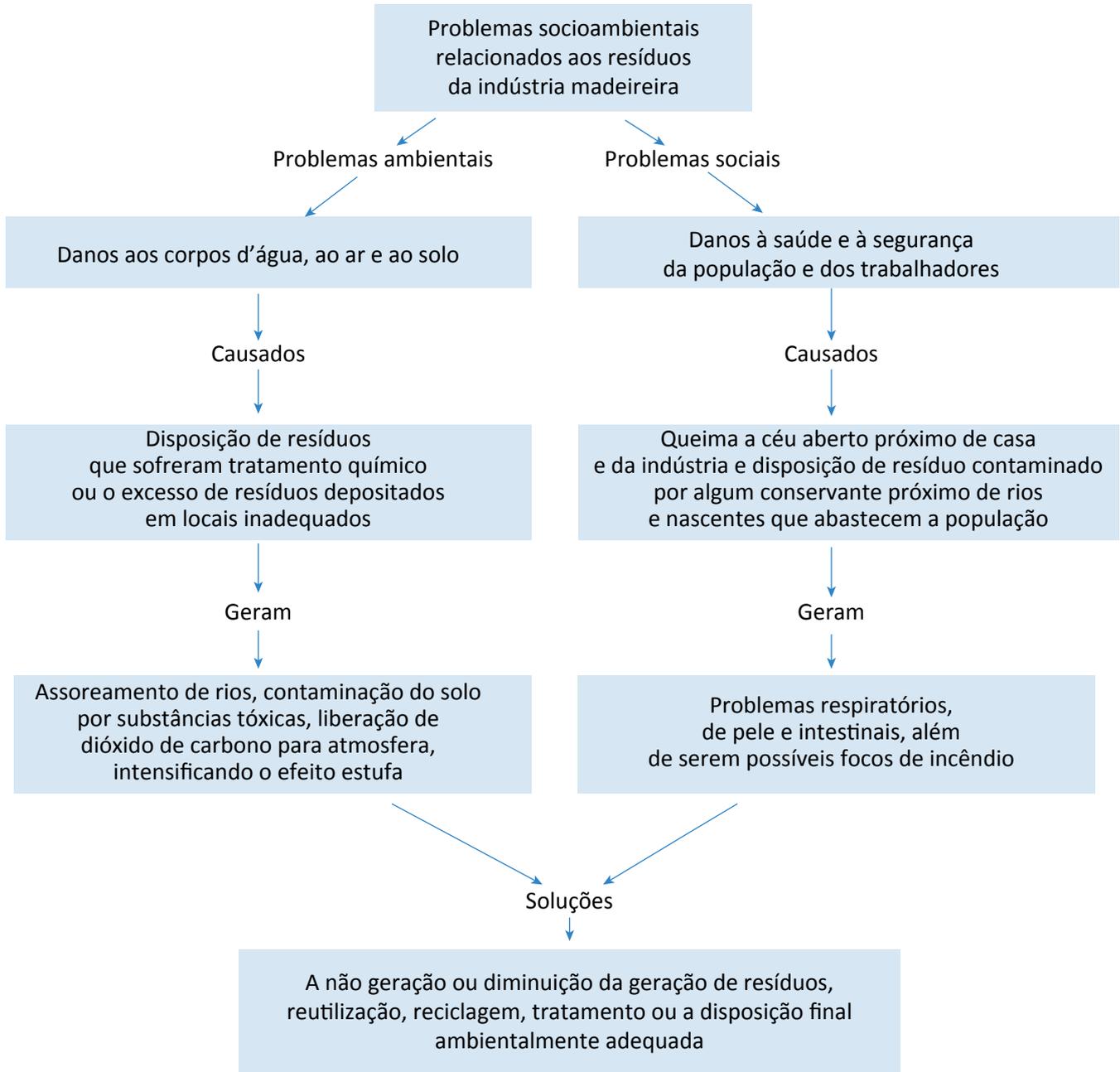


Figura 3 – Problemas sociais e ambientais relacionados aos resíduos sólidos de madeira.

gerenciadoras relativas às diversas etapas relacionadas aos resíduos sólidos urbanos. Segundo a PNRS, lei que regula os planos municipais de gestão integrada de resíduos (artigo 19), a gestão deve contemplar desde a geração até sua disposição final, após todos os esforços de reutilização e reciclagem terem sido empregados. Paralelamente, os sujeitos geradores de resíduos, no caso as indústrias madeireiras, são obrigados a elaborar um plano de gerenciamento de resíduos sólidos, no qual deve constar, entre outras atribuições, o diagnóstico dos resíduos sólidos gerados ou administrados (contendo a origem, o volume e a caracterização dos resíduos, além dos passivos ambientais a eles relacionados).

A PNRS não é o único instrumento legal que versa sobre o gerenciamento de resíduos sólidos, existem leis e decretos nas diferentes esferas de poder que tratam desse assunto. O Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010, regulamenta a PNRS, ou seja, estabelece normas para execução dessa política. A Lei Federal nº 11.445/2007, que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a Política Federal de Saneamento Básico, expõe sobre o manejo dos resíduos sólidos realizado de forma adequada à saúde pública e

à proteção do meio ambiente. Outro documento importante é a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, mais conhecida como Lei de Crimes Ambientais, que trata das sanções penais e administrativas contra os que causam, por exemplo, a disposição irregular de resíduos sólidos.

Na esfera estadual, existe, no Pará, a Lei nº 7.731, de 20 de setembro de 2013, que dispõe sobre a Política Estadual de Saneamento Básico e também trata da questão do resíduo sólido. Na esfera municipal, a Lei Ordinária nº 8.899, de 26 de dezembro de 2011, institui o Plano de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos do Município de Belém, dispendo sobre seus princípios, diretrizes e objetivos, para a gestão integrada e o gerenciamento de resíduos sólidos, sob responsabilidade dos geradores e do poder público. Esses são os principais instrumentos normativos que versam sobre gerenciamento de resíduos sólidos, e é neles que os resíduos madeireiros se encaixam. Na realidade, empresários, proprietários dessas indústrias e responsáveis técnicos são obrigados a conhecer o conteúdo dessas leis e decretos, pois o descumprimento desses instrumentos pode causar prejuízos não só socioambientais, mas econômicos para as indústrias madeireiras.

Uma proposta de estudos de diagnóstico para a gestão dos resíduos da indústria madeireira do ponto de vista das ciências ambientais

O papel da indústria madeireira na Amazônia é incontestavelmente importante, devido, principalmente, à geração de emprego, renda e impostos. Porém, como colocado no presente estudo, essa atividade pode causar sérios problemas socioambientais pela geração exagerada de resíduos madeireiros, devido, muitas vezes, à baixa tecnologia aplicada, à pouca qualificação da mão de obra, à falta de consciência dos empresários para com a questão ambiental e à falta de fiscalização por parte do poder público. Essas premissas apontam que trabalhos envolvendo a área de ciências ambientais em uma visão interdisciplinar se tornam cada vez mais relevantes para se ter uma visão holística da situação atual da problemática do resíduo decorrente de madeireiras, tanto no campo da geração e destinação quanto da questão de problemas socioambientais atrelados a esses resíduos.

Com isso, sugere-se a realização de mais pesquisas sobre essa problemática, por meio de estudos explorató-

rios, observacionais e aplicados com visitas *in loco* para se entender como é gerado e destinado esse resíduo, a opinião dos que moram nas adjacências dessas indústrias, levando em conta a sua percepção sobre a atividade da empresa, se esta é nociva ao meio ambiente e/ou à comunidade.

Os dados quantitativos, que serão levantados, serão analisados com o auxílio da estatística descritiva “compreende o manejo dos dados para resumi-los ou descrevê-los, sem ir além, isto é, sem procurar inferir qualquer coisa que ultrapasse os próprios dados” (FREUND & SIMON, 2000). A estatística descritiva ou análise exploratória foca somente em resumir, descrever ou apresentar dados (COLLIS & HUSSEY, 2005). Os dados qualitativos que serão obtidos por entrevista semiestruturada com a população as adjacências das empresas, serão analisadas também por estatística descritiva e as opiniões dos moradores, por meio do método indutivo, conforme Figura 4.

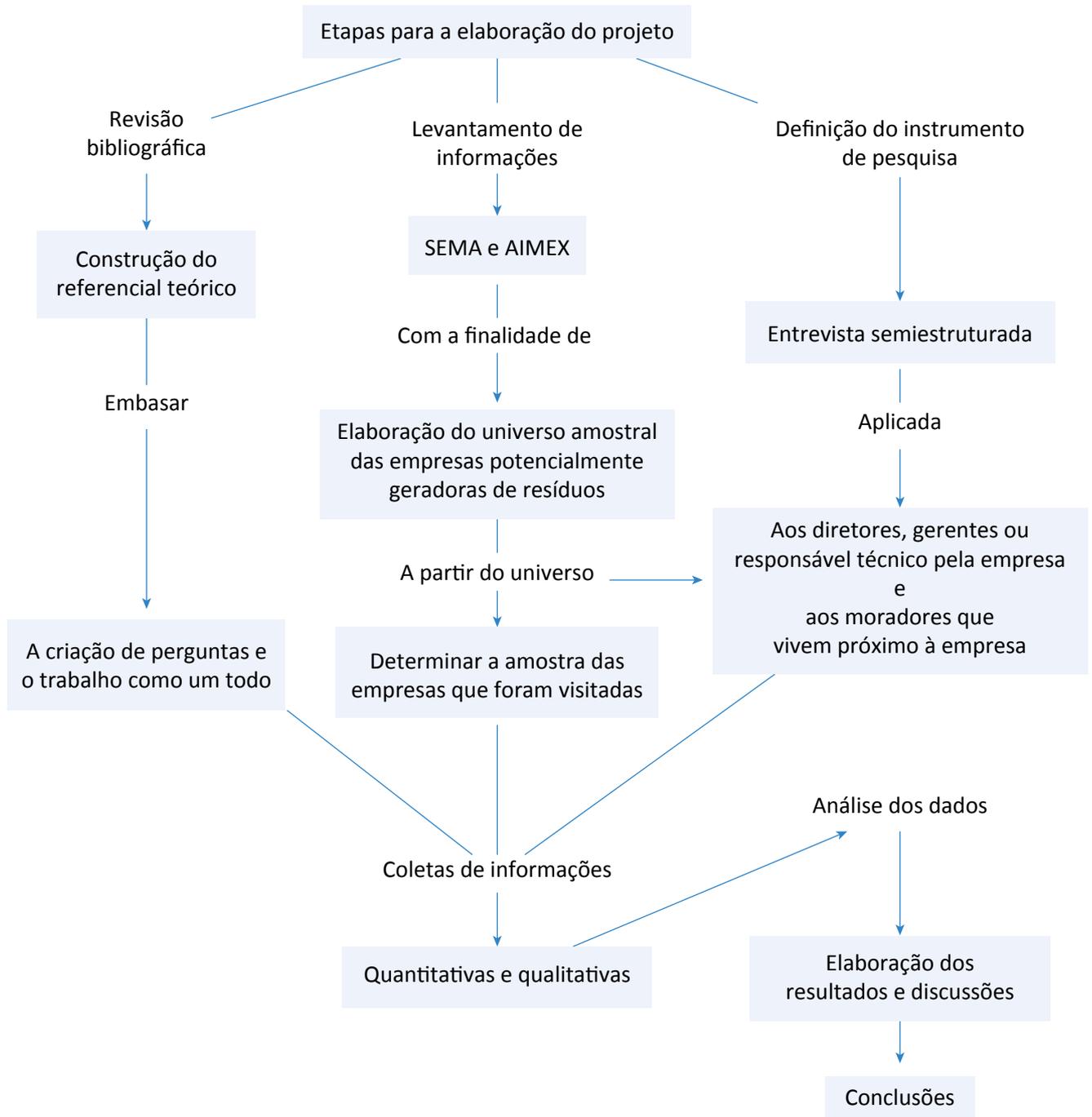


Figura 4 – Metodologia proposta para realização de um diagnóstico socioambiental sobre geração e destinação dos resíduos da indústria madeireira.

CONCLUSÕES

A indústria madeireira é um importante segmento que gera empregos, rendas e divisas nos países que fazem uso de tal recurso. Gera produtos que auxiliam em ou-

tras atividades, como na construção civil, e é uma atividade cuja matéria-prima é retirada de florestas, de modo que, quando não realizada de maneira conscien-

te, é altamente predatória, gerando inúmeros problemas ambientais e sociais.

Essa indústria apresenta, principalmente na Região Amazônica, um baixo rendimento operacional e, por conseguinte, uma alta geração de resíduos que, caso não dispostos ou aproveitados de maneira correta, trazem problemas ambientais (como a contaminação de rios, solos e ar) e sociais (como problemas respira-

tórios, proliferação de vetores de doenças que podem afetar a população ao redor dessas indústrias). O investimento em equipamentos mais eficientes, em mão de obra qualificada e no aproveitamento desses resíduos (seja na forma de reutilização, seja como reciclagem) torna essa atividade sustentável, diminuindo os problemas causados à população e ao ambiente, e proporciona maior credibilidade a esse setor.

REFERÊNCIAS

ABREU, L. B.; MENDES, L. M.; SILVA, J. R. M. Aproveitamento de resíduos de painéis de madeira gerados pela indústria moveleira na produção de pequenos objetos. *Árvore*, v. 33, n. 1, p. 171-177, 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS — ABNT. NBR 10004. Resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 2004.

BATISTA, D. C.; SILVA, J. G. M.; CORTELETTI, R. B. Desempenho de uma serraria com base na eficiência e na amostragem do trabalho. *Floresta Ambiente*, v. 20, n. 2, jun. 2013.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Dispõe sobre seus princípios, objetivos e instrumentos, bem como sobre as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, incluídos os perigosos, às responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis. *Diário Oficial da União*, Brasília, 3 ago. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental. Projeto PNUD BRA 00/20: Apoio às Políticas Públicas na Área de Gestão e Controle Ambiental. *Aproveitamento de resíduos e subprodutos florestais, alternativas tecnológicas e propostas de políticas ao uso de resíduos florestais para fins energéticos*. Curitiba, 2009. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/164/_publicacao/164_publicacao10012011033501.pdf>. Acesso em: 29 out. 2014.

BRITO, L. S.; CUNHA, M. E. T. Reaproveitamento de resíduos da indústria moveleira. *Científica Ciência Exatas e Tecnológicas*, 2009.

BRUNDTLAND, G. H. (Org.) *Nosso futuro comum*. Rio de Janeiro: FGV, 1987.

CASSILHA, A. C.; PODLASEK, C. L.; CASAGRANDE JÚNIOR, E. F.; SILVA, M. C.; MENGATTO, S. N. F. Indústria moveleira e resíduos sólidos: considerações para o equilíbrio ambiental. *Educação & Tecnologia*, v. 8, p. 209-228, 2004.

CASTRO, E. M. R. de; SILVA, R. N. M. da. Setor madeireiro, dinâmica de atores e política florestal. In: VENTURIERI, A. (Ed.). *Zoneamento ecológico-econômico da área de influência da rodovia BR 163 (Cuiabá-Santarém) diagnóstico do meio socioeconômico, jurídico e arqueologia*. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2007. Cap. 8.

CORONEL, D. A.; LAGO, A.; LENGELER, L.; SILVA, T. N. O aproveitamento dos resíduos do setor florestal de Lages - Santa Catarina. In: CONGRESSO DA SOBER, 46., Londrina, 2007. *Anais...* Londrina, 2008.

FINOTTI, A. R.; SCHNEIDER, V. E.; WANDER, P. R.; HILLIG, E.; SILVA, M. D. A. Uso energético de resíduos de madeira na cadeia produtiva de madeira/móveis e possibilidades de geração de créditos de carbono. In: PÓLO MOVELEIRO DA SERRA GAÚCHA. *Sistemas de gerenciamento ambiental na indústria moveleira*. São Paulo: Edusp, 2006.

- FONTES, P. J. P. *Auto-suficiência energética em serraria de pinus e aproveitamento de resíduos*. Curitiba, 1994. 104f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.
- FRANCESCHIN, G. L. Biomassa de madeira pode gerar 28 MW de energia. *Povos Indígenas no Brasil*, 2004. Disponível em: <<http://pib.socioambiental.org/c/noticias?id=32081>>. Acesso em: 25 jun. 2014.
- GOMES, J. I.; SAMPAIO, S. S. Aproveitamento de resíduos de madeira em três empresas madeireiras do Estado do Pará. *Comunicado Técnico*, Belém, 2004.
- HASAN, A. R.; GABRIELE, H. S.; TOWNSEND, T. Online sorting of recovered wood waste by automated XRF-technology: Part II. Sorting efficiencies. *Waste Management*, p. 695-704, 2011.
- JACOBI, P. R.; BESEN, G. R. Solid waste management in São Paulo: the challenges of sustainability. *Estudos Avançados*, v. 25, n. 71, p. 135-158, 2001.
- LEEUWESTEIN, J. M., MONTEIRO, R. A. *Procedimento técnico para enquadramento de corpos de água documento orientativo*. Brasília: MMA, 2000
- LELIS, A. T. (Coord.). *Biodeterioração de madeiras em edificações*. São Paulo: IPT, 2001.
- LENTINI, M.; PEREIRA, D.; CELENTANO, D.; PEREIRA, R. *Fatos florestais da Amazônia*. Belém: Imazon, 2005. 110 p.
- LIMA, E. G.; SILVA, D. A. Resíduos gerados em indústrias de móveis de madeira situadas no polo moveleiro de Arapongas - PR. *Floresta*, v. 35, n. 1, p. 105-116, 2005.
- LOPES, C. S. D. Desenho de pequenos objetos de madeira com resíduo da indústria de processamento mecânico da madeira. *Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente*, v. 4, n. 3, p. 28, 2009.
- MENDONZA, Z. M. S. H.; EVANGELISTA, W. V.; ARAÚJO, S. O.; SOUZA, C. C.; RIBEIRO, F. D. L.; SILVA, J. C. Análise dos resíduos madeireiros gerados nas marcenarias do município de Viçosa - Minas Gerais. *Árvore*, Viçosa, v. 34, n. 4, p. 755-760, 2010.
- MONTEIRO, K. F. G.; KERN, D. C.; RUIVO, M. L. P.; RODRIGUES, T. E.; COMETTI, J. L. S. Uso de resíduos de madeira como alternativa de melhorar as condições ambientais em sistema de reflorestamento. *Acta Amazonica*, Manaus, v. 40, n. 3, set. 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0044-59672010000300001&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 4 jun. 2014.
- NAHUZ, M. A. R. *Resíduos da indústria moveleira: a cadeia produtiva de móveis no Brasil*. São Paulo: IPT (Divisão de Produtos Florestais), 2005.
- NUNES, P. A.; MELO, C. O.; TEIXEIRA, D. A participação do setor madeireiro na economia das microrregiões geográficas do Paraná — 2009. *Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável*, v. 2, n. 1, p. 8-20, jul. 2012.
- PEREIRA, D.; SANTOS, D.; VEDOVETO, M.; GUIMARÃES, J.; VERÍSSIMO, A. *Fatos florestais da Amazônia 2010*. Belém: IMAZON, 2010.
- REVEILLEAU, A. C. A. A. *Gestão compartilhada de resíduos sólidos e a proteção ambiental: uma abordagem jurídica da responsabilidade socioambiental*. Erechim: Habilis, 2008.
- REVISTA DA MADEIRA. Produtos para tratar madeira previnem perdas. *Revista da Madeira*, n. 117, nov. 2008. Disponível em: <http://www.remade.com.br/br/revistadamadeira_materia.php?num=1332&subject=Preservantes&title=Produtos%20para%20tratar%20madeira%20previnem%20perdas>. Acesso em: 14 jan. 2015.
- RIUL, M.; RIBEIRO, E. L. Diagnóstico e diretrizes para a gestão de resíduos no APL de móveis de João Pessoa-PB. *UNOPAR Científica Ciências Exatas e Tecnológicas*, Londrina, v. 11, n. 1, p. 15-24, nov. 2012.

RIVERO, S.; ALMEIDA, O.; ROSÁRIO, L. F.; RODRIGUES, L. F.; AROUCK, J. H. S.; FERNANDEZ, R. D. Instituições, gestão dos recursos naturais e o setor madeireiro no estado do Pará. *Amazônia: Ciência & Desenvolvimento*, Belém, v. 7, n. 13, jul./dez. 2011.

RUIVO, M. L. P.; MONTEIRO, K. F. G.; SILVA, R. M.; SILVEIRA, I. M.; QUARESMA, H. D. A. B.; SÁ, L. D. A.; PROST, M. T. R. Gestão florestal e implicações sócio-ambientais na amazônia oriental (estado do Pará). *Oecologia Brasiliensis*, 2007.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO — SFB; INSTITUTO DO HOMEM E MEIO AMBIENTE DA AMAZÔNIA – IMAZON (Orgs.). *A atividade madeireira na Amazônia brasileira: produção, receita e mercados*. Belém: SFB; Imazon, 2010.

SILVA, J. L. P. *Aproveitamento de resíduos da indústria madeireira para geração de energia elétrica — o caso da empresa B. K. Energia Itacoatiara LTDA. no estado do Amazonas*. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Gestão da Indústria Madeireira e Moveleira) — Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

SILVA, J. V. H.; BITTAR, A. P.; SERRA, J. C. V.; ZUKOWISKI JÚNIOR, J. C. Diagnóstico do reaproveitamento de resíduos com potencial energético no município de Palmas-TO. *Engenharia Ambiental*, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 2, p. 226-233, abr./jun. 2011.

SZABÓ JÚNIOR, A. M. *Educação ambiental e gestão de resíduos*. 2. ed. São Paulo: Rideel, 2010. 118 p.

TEIXEIRA, M. G. *Aplicação de conceitos da ecologia industrial para a produção de materiais ecológicos: o exemplo do resíduo de madeira*. Dissertação (Mestrado) — Salvador, 2005. Disponível em: <http://teclim.ufba.br/site/material_online/dissertacoes/dis_marcelo_g_teixeira.pdf>. Acesso em: 18 nov. 2014.

VERÍSSIMO, A.; LIMA, E.; LENTINI, M. *Polos madeireiros do estado do Pará*. Belém: Imazon, 2002. 75 p.

VIDOR, F. L. R.; PIRES, M. J. R.; DEDAVID, B. A.; MONTANI, P. D. B.; GABIATTI, A. Inspection of Wooden Poles in Electrical Power Distribution Networks in Southern Brazil. *IEEE-Institute of Electrical and Electronics Engineers*, v. 25, p. 479-484. 2010. Disponível em: <<http://ieeexplore.ieee.org/stamp/stamp.jsp?arnumber=5345689>>. Acesso em: 16 fev. 2015.

FUNCIONALIDADE ECOLÓGICA DA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS NO BIOMA MATA ATLÂNTICA, RIO DE JANEIRO

ECOLOGICAL FUNCTIONALITY OF RESTORATION
OF DEGRADED AREAS IN THE MATA ATLANTICA BIOME, RIO DE JANEIRO

Felipe de Souza Altivo

Mestre em Diversidade Biológica e Conservação pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) – Sorocaba (SP). Consultor autônomo na área de restauração florestal, recuperação de áreas degradadas, monitoramento de áreas em processo de restauração florestal e ecologia aplicada – Rio de Janeiro (RJ), Brasil.

Fátima Conceição Marquéz Piña Rodrigues

Doutorado em Ecologia pela Universidade Estadual de Campinas (Unicamp). Professora Titular da UFSCar – Sorocaba (SP), Brasil.

Endereço para correspondência:

Felipe de Souza Altivo – Rua Barão de Mesquita, 857, bloco 6, casa 101 – Andaraí – 20540-215 – Rio de Janeiro (RJ), Brasil – E-mail: altivofelipe@yahoo.com.br

Recebido: 14/07/2016

Aceito: 08/02/2017

RESUMO

A funcionalidade ecológica de uma área restaurada está associada ao retorno de processos como a ciclagem de nutrientes, aporte e estabelecimento de novos propágulos, os quais podem ser promovidos pela escolha adequada de espécies e pela promoção da diversidade funcional e de espécies. Em uma restauração de 50 ha situada no Rio de Janeiro, foram realizadas avaliações aos 5 e aos 20 meses após o plantio, visando avaliar o estabelecimento de processos ecológicos na restauração assim como identificar indicadores representativos das alterações observadas. Para tanto, em 23 parcelas (25 x 4 m) foi empregado um conjunto de indicadores de: (a) estrutura – área basal (AB) [ΣAB e AB/m^2], altura média dos indivíduos e densidade (nº de indivíduos/ha); (b) diversidade da comunidade – índices de diversidade de Shannon (H') e de equitabilidade (J') e riqueza de espécies (S =número de espécies); (c) função ecológica - presença de espécies de diferentes grupos funcionais (% de zoocóricas, pioneiras e fixadoras de N_2) e; (d) contexto da paisagem – cobertura de gramíneas (% de cobertura do solo com gramíneas e com as projeções das copas no solo e % de regenerantes). As diferenças entre os anos para os indicadores foram avaliadas pelo teste do qui-quadrado. Para determinar quais indicadores influenciaram nos resultados obtidos, foi efetuada a análise de componentes principais (PCA) pelo método de médias aritméticas não ponderadas (UPGMA) com 15 indicadores x idade. Do total de 88 espécies observadas nos 2 períodos, 15 delas foram dominantes, com 51,1% dos indivíduos plantados. Nesse grupo, 8 tiveram taxas de mortalidade dos indivíduos superiores a 70%. Sugere-se que o plantio dessas espécies em alta densidade pode causar um processo de abertura de clareiras ao longo do tempo, facilitando o restabelecimento de gramíneas invasoras. Os indicadores mais eficientes para avaliação das áreas foram: densidade, diversidade, equitabilidade (H' e J') e cobertura de copa. Entre 5 e 20 meses de idade, houve redução significativa da riqueza, sendo maior para famílias do que para espécies. Contudo, os indicadores de funções ecológicas não variaram entre as idades, apesar da redução na diversidade, mostrando que houve redundância funcional entre diferentes espécies.

Palavras-chave: indicadores; monitoramento; processos ecológicos.

ABSTRACT

The ecological functionality of a restored area is associated with the return of processes such as nutrient cycling, input and establishment of new propagules, which can be promoted by the appropriate species selection and the promotion of functional diversity and of species. In a restoration of 50 ha in Rio de Janeiro, Brazil, evaluations were carried out at 5 and 20 months after planting, aiming to analyze the establishment of ecological processes in the restoration and to identify representative indicators. For this purpose, a set of indicators was applied in 23 plots (25 x 4 m): (a) structure - basal area (AB) [ΣAB and AB/m^2],

mean height of individuals and density (number of individuals/ha); (b) community diversity - Shannon diversity (H') and equitability (J') indexes, and species richness (S =number of species); (c) ecological function - presence of species of functional groups (% of zoocoric, pioneers and N_2 fixers) and; (d) landscape context - grass cover (soil cover with grasses and projections of crowns in soil and % of natural regeneration). The differences between the years for the indicators were assessed by the chi-square test. To determine which indicators influenced the results, using the unweighted pair group method with arithmetic mean method to principal components analysis (PCA) with 15 indicators x age was performed. Of the total of 88 species observed in both periods, 15 were dominant, with 51.1% of the planted individuals. In this group, 8 had mortality rates over 70%. It is suggested that the planting of these species in high density can cause a so-called process of looping, caused by the opening of gaps over time, facilitating the reestablishment of invasive grasses. The most efficient indicators for evaluating the areas were density, diversity, equitability (H' and J') and canopy cover. Between 5 and 20 months of age, there was a significant reduction of richness, higher for families than for species. However, the ecological function did not vary among the ages, despite the reduction in diversity, showing that there was functional redundancy between different species.

Keywords: indicators; monitoring; ecological process.

INTRODUÇÃO

A restauração ecológica tem sido conceituada como o retorno da fisionomia florestal original, que engloba o resgate da biodiversidade de determinada área (MEA, 2005; RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009). Embora tal conceituação não seja errônea, sua aplicação deve ser mais ampla (ARONSON *et al.*, 2011).

A restauração florestal inclui o conjunto de ações e conhecimentos necessários para se manter, proteger e recuperar uma área com base em seus processos ecológicos (HIGGS, 2005). Porém, nas últimas décadas, passou-se a enfatizar também a restauração dos serviços ambientais — benefícios que esses sistemas podem proporcionar à humanidade (STANTURF; MADSEN; LAMB, 2012; PALMER; HONDULA; KOCH, 2014).

A partir do *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005), as questões sobre os serviços ecossistêmicos e a funcionalidade ecológica foram incluídas nos conceitos sobre restauração. Nessa abordagem, a teoria *Biodiversity and Ecosystem Functioning* (BEF) considera as funcionalidades ecológicas das espécies com a finalidade de promover a autossustentabilidade das áreas em processo de restauração florestal, bem como o provimento de serviços ambientais necessários em decorrência da degradação ambiental presente (BULLOCK *et al.*, 2011). Dessa forma, o enfoque da teoria BEF enfatiza o entendimento de como a biodiversidade afeta o funcionamento do ecossistema (TILMAN; ISBELL; COWLE, 2014). Esse conceito representa uma síntese que integra aspectos da ecologia de comunidades (competição por

recursos e teoria de nichos) e de ecossistemas (ciclagem de nutrientes e dinâmica de cadeias tróficas).

Nesse contexto, conforme afirmam Waldron e Xi (2013), a restauração não se restringe apenas ao resgate da diversidade biológica, mas também de sua função e dos processos ecológicos ocorrentes nos ecossistemas naturais. Em conjunto, esses geram sua capacidade de se manter ao longo do tempo e promovem a prestação de serviços ambientais (PALMER; HONDULA; KOCH, 2014).

Na ecologia da restauração, o conceito de “função ecológica” tem sido empregado para processos do ecossistema que dão suporte aos sistemas ecológicos, incluindo biodiversidade, produção primária, decomposição, ciclagem de nutrientes, entre outros (AERTS & HONNAY, 2011). Por sua vez, “grupo funcional” pode ser definido como o conjunto de espécies que têm atributos comuns e desempenham papel particular nos processos do ecossistema. Como exemplos, é possível citar espécies vegetais fixadoras de nitrogênio ou espécies zoocóricas (ARONSON; DARONCO; BRANCALION, 2011).

Com essa abordagem, estudos prévios têm enfatizado a diversidade funcional das espécies e não apenas o número de espécies implantadas (YULE, 2010; PIÑA-RODRIGUES *et al.*, 2015; VERHEYEN *et al.*, 2016). De maneira geral, visam promover o retorno dos processos ecológicos fundamentais, muitas vezes não contemplados nos projetos de restauração florestal (CLEWEL & ARONSON, 2013). Assim, a funcionalidade e os processos ecológicos podem ser avaliados com indicadores de diversidade (riqueza,

composição, equitabilidade) e pelas interações bióticas e abióticas que interferem no funcionamento dos ecossistemas (LISTOPAD *et al.*, 2015).

Considerando o exposto, a premissa deste trabalho é que áreas em processo de restauração florestal podem apresentar alterações na diversidade da comunidade em curto espaço de tempo, e essas alterações afetam os parâmetros e indicadores de processos que expressam a sua funcionalidade ecológica. Essa condição de precocidade na detecção de processos propicia a execução de manejo em tempo hábil para corrigir ou regular procedimentos e controlar a degradação. Baseado nisso, este estudo visou analisar os processos

ecológicos em área de restauração florestal por meio de indicadores que avaliam diversos aspectos da sua funcionalidade ecológica em um intervalo de 5 a 20 meses após o plantio. Para tanto:

- avaliou as alterações nos indicadores de funcionalidade ecológica em relação aos seus parâmetros de diversidade da comunidade e estrutura;
- verificou se as alterações na diversidade afetaram a funcionalidade ecológica das espécies na área estudada;
- identificou as alterações no contexto da paisagem da área de estudo para os indicadores elencados.

MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado na Reserva Ecológica Guapiaçu (REGUA) (42°44'41,316"W 22°25'38,147"S) com total de 7.380 hectares, no município de Cachoeira de Macacu, distrito de Guapiaçu, no estado do Rio de Janeiro. A região caracteriza-se pelo clima tropical, com verões chuvosos e invernos secos. A temperatura média anual é de 22,4°C, atingindo sua temperatura máxima nos meses de janeiro e fevereiro, e mínima em junho, com precipitação média anual de 2.095 mm, sendo dezembro e janeiro os meses mais chuvosos, e junho e julho os meses mais secos. A vegetação é classificada como Floresta Ombrófila Densa Sub-montana e Montana, cuja topografia apresenta variadas formas de relevo que vão do plano ao escarpado, com intensa presença de afloramento rochoso (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991). Além desses afloramentos rochosos, a região exibe três tipos associados especialmente à Floresta Sub-montana e um pouco à Floresta Montana, com presença de Latossolo, Cambissolo e Neossolo (VALLEJO; CAMPOS; SANTOS JÚNIOR, 2009).

A área de estudo integra projeto de restauração florestal visando reconstruir e garantir a biodiversidade e seus processos, assumindo o papel de corredor ecológico (GUAPIAÇU GRANDE VIDA, 2015). Do total de 100 hectares restaurados, foi selecionado plantio

com 50 ha implantado no início do período chuvoso, em novembro de 2013. No plantio foram selecionadas espécies ocorrentes nos fragmentos florestais da REGUA e adaptadas a cada condição de solo e relevo da propriedade. A área de plantio foi previamente roçada para controle de invasoras. Algumas ilhas isoladas de vegetação e árvores do grupo sucessional das pioneiras foram mantidas, como *Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera (Cambará) e *Acrocomia aculeata* (Jacq.) Lodd. ex Mart (Macaúba). O controle de formigas foi realizado 60 dias antes do plantio empregando isca granulada (produto Mirex*, aplicado diretamente nos olheiros). A marcação do berço das mudas foi realizada no espaçamento 3 x 2 m e com 30 x 30 x 30 cm, utilizando-se motocoveadora. Na adubação foi utilizado fertilizante organomineral (produto EcoFert*), na dosagem de 150 gramas por muda. Em período de baixa pluviosidade foi empregado o condicionante hídrico em gel (hidrogel) com 1L/berço. A manutenção foi realizada a partir dos dois meses, em janeiro de 2014, com periodicidade trimestral no primeiro ano (2014) e semestral a partir do segundo ano de implantação (2015). As principais ações foram: limpeza, coroamento, replantio de mudas, adubação foliar e controle de formigas cortadeiras.

Coleta de dados

Os dados foram obtidos em 23 parcelas retangulares de 25 x 4 m, totalizando 2.300 m², alocadas aleato-

riamente no plantio de 50 hectares. Cada parcela foi georeferenciada e foram elaborados mapas com o

programa ArGis 10.2.1 (Figura 1). Para o estudo foram efetuadas 2 coletas de dados, sendo a primeira aos 5 meses após o plantio (abril de 2014) e a outra aos 20 meses (junho de 2015). Em cada parcela foram identificados e avaliados todos os indivíduos de espécies arbóreas plantadas e regenerantes (espécies que não foram implantadas por ação antrópica) com altura superior a 60 cm, para estudo da composição florística da área. De cada indivíduo arbóreo foram mensuradas a circunferência ao nível do colo (CAC) e a altura total. A identificação das espécies seguiu o seguinte protocolo:

- comparação e verificação da lista de espécies utilizadas no plantio;

Análise da funcionalidade ecológica

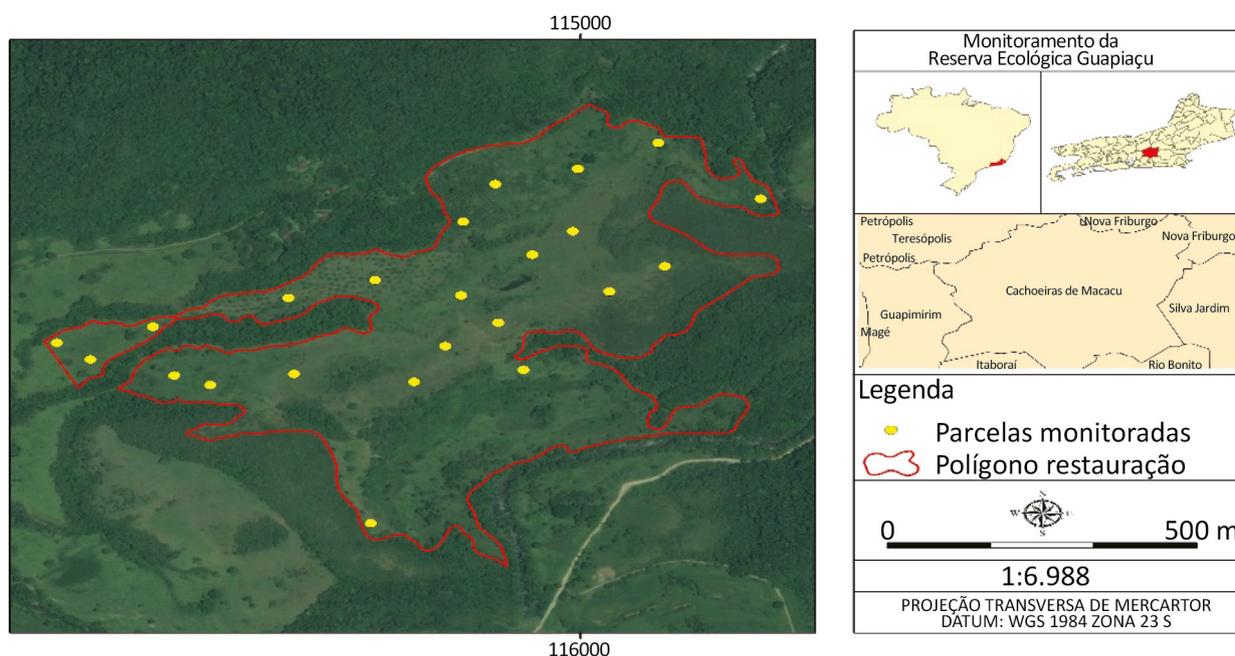
Para analisar os processos ecológicos, foram aplicados indicadores adaptados do protocolo de monitoramento do Pacto pela Mata Atlântica (RODRIGUES; BRANCA-LION; ISERNHAGEN, 2009). A funcionalidade ecológica foi considerada como sendo o resultado do estabelecimento dos processos ecológicos avaliados por meio dos parâmetros de:

- identificação em campo por meio de caracteres vegetativos e;
- em caso de dúvidas, os indivíduos foram fotografados e coletados, sem prejudicar o desenvolvimento das mudas.

As espécies foram identificadas segundo o sistema *Angiosperm Phylogeny Group* (APG) (APG, 2016) e classificadas quanto à sua zoocoria e classe sucessional segundo a lista de espécies da Secretaria de Meio Ambiente de São Paulo (SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE DE SÃO PAULO, 2015). As espécies da família Fabaceae foram consideradas fixadoras de nitrogênio. Nenhum material foi depositado em herbário.

- estrutura;
- diversidade da comunidade;
- função ecológica das espécies e;
- contexto da paisagem.

No parâmetro “estrutura”, foram avaliados os seguintes indicadores:



Fonte: Google Maps

Figura 1 – Localização da área de estudo no estado do Rio de Janeiro e distribuição espacial das parcelas de estudo (25 x 4 m) na Reserva Ecológica Guapiaçu, município de Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro.

- soma da área basal, correspondente à soma da área basal de todos os indivíduos da amostra;
- área basal, somatório da área basal de todos os indivíduos da amostra e extrapolação do valor para um hectare;
- altura média, empregada para fins de caracterização de formação do estrato arbóreo/florestal;
- densidade, número de indivíduos por hectare.

No parâmetro “diversidade da comunidade”, foram estimados quatro indicadores, sendo eles:

1. riqueza de espécies e famílias, dada pelo número de espécies e famílias presentes na área amostral);
2. diversidade de espécies, estimada pelo índice de diversidade de Shannon (H') de acordo com Magurran (1988) e;
3. equitabilidade, dada pela distribuição do número de indivíduos por espécies, avaliada pelo índice de equitabilidade (PIELOU, 1975).

Na “função ecológica das espécies”, foram estimados os seguintes indicadores: grupos funcionais, evidenciados pelo percentual de indivíduos de espécies zoocóricas, pioneiras e fixadoras de nitrogênio nas áreas amostradas.

Em “contexto da paisagem”, foram avaliados os indicadores de:

- cobertura de gramíneas. Para sua estimativa foram mensuradas as projeções de gramíneas sobre linha central de 25 m na parcela, calculando-se o percentual do comprimento da linha coberto por perfilhos;
- cobertura de copas, dada pelo percentual de cobertura do solo por copa das árvores. Para sua estimativa, foram mensuradas as projeções de todas as copas sobre uma linha central de 25 m na parcela, calculando-se o percentual do comprimento da linha coberto por projeções da copa e;
- regenerantes, evidenciados pelo percentual de plantas não implantadas por ação antrópica presentes nas parcelas.

Para o cálculo de incremento dos indicadores de estrutura (soma de área basal, área basal e altura média), os valores obtidos aos 5 meses foram subtraídos dos obtidos aos 20 meses e divididos pelo número de meses entre as duas coletas (15 meses), baseado em Imaña, Silva e Pinto (2005). O teste do qui-quadrado foi empregado para estimar a significância entre os indicadores de estrutura, diversidade da comunidade, funções ecológicas das espécies e de contexto da paisagem em cada período de avaliação (5 e 20 meses). Para determinar quais componentes (indicadores) mais influenciaram nos resultados obtidos em cada ano, foi efetuada a análise de componentes principais (PCA) balanceada a partir de matriz de 15 x 2 (indicadores x idade da área) com o uso do Programa Past 3.2 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

RESULTADOS

Composição florística e sobrevivência

Nos dois períodos de amostragem, foram registradas 88 espécies de 31 famílias. Na coleta realizada aos 5 meses, foram observados 371 indivíduos de 70 espécies pertencentes a 29 famílias; e aos 20 meses, foram registrados 288 indivíduos de 63 espécies e 20 famílias. Aos 5 meses, as famílias mais abundantes foram Fabaceae (n=115 indivíduos; 31,0% do total), Bignoniaceae (n=66; 17,8%) e Asteraceae (n=32; 8,6%), que somaram 57,4% dos indivíduos encontrados. A maior proporção de indivíduos dessas famílias se manteve aos 20 meses, com Fabaceae, Asteraceae e Bignoniaceae representando 62,1% dos indivíduos encontrados (Tabela 1). As famílias com maior riqueza de espécies foram Fabaceae (n=25 espécies; 28,4% do total de es-

pécies), Bignoniaceae (n=9; 10,2%), Myrtaceae (n=6; 6,8%) e Melastomataceae (n=5; 7,0%).

As espécies com maior densidade foram: *Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera; *Handroanthus chrysotrichus* (Mart. ex A. DC.) Mattos, *Citharexylum myrianthum* Cham., *Sparattosperma leucanthum* (Vell.) K. Schum, *Inga edulis* Mart., *Acrocomia aculeata* (Jacq.) Lodd. ex Mart, *Guarea guidonia* (L.) Sleumer, *Miconia discolor* DC., *Tabernaemontana laeta* Mart., *Dalbergia* cf. *nigra* (Vell.) Allemão ex Benth., *Eugenia uniflora* L., *Centrolobium tomentosum* Guillemain ex Benth., *Schinus terebinthifolia* Raddi. Em conjunto, houve a dominância de 13 espécies (15% do total de espécies plantadas)

que representaram 51,1% dos indivíduos do plantio nos 2 períodos de avaliação.

Embora com menor proporção de indivíduos plantados, Arecaeae (85,7% de mortalidade), Melastomataceae (83,3%), Verbenaceae (76,9%) e Malvaceae (50,0%) foram as famílias que apresentaram as maiores taxas de mortalidade (Tabela 1). Esses valores foram superiores aos registrados para as mais abundantes, como Bignoniaceae (36,4%) e Fabaceae (25,2%), enquanto que para Asteraceae houve entrada de novos indivíduos.

Entre as espécies com maior densidade (>5 indivíduos), as taxas mais elevadas de mortalidades foram registradas para *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. (87,5%), *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman (80,0%), *Pterogyne nitens* Tul. (80%), *Citharexylum myrianthum* Cham. (76,9%), *Basiloxylon brasiliensis* (All.) K.Schum. (75,0%), *Handroanthus chrysotrichus* (Mart. ex A. DC.) Mattos (73,5%), *Guarea guidonia* (L.) Sleumer (72,7%), *Pseudobombax grandiflorum* (Cav.) A. Robyns (71,4%), *Anadenanthera peregrina* (L.) Speg. (66,7%), *Sparattosperma leucanthum* (Vell.) K. Schum. (65,0%), *Piptadenia gonoacantha* (Mart) J.F.Macbr. (62,5%), *Caesalpinia pluviosa* DC. (50,0%) e *Dalbergia cf. nigra* (Vell.) Allemão ex Benth. (50,0%).

Quanto à composição florística da regeneração natural, observou-se aos 5 meses (2014), 35 indivíduos de 16 espécies pertencentes a 16 famílias. Aos 20 meses (2015), encontrou-se 96 indivíduos de 15 espécies e 9 famílias (Tabela 1). A espécie regenerante com maior densidade e frequência foi *G. polymorpha*. Das 26 espécies encontradas na regeneração natural, 16 delas (61,5%) também foram constatadas dentre as espécies plantadas nas parcelas amostrais. Contudo, quan-

do comparado ao plantio, o índice de diversidade de Shannon para os indivíduos regenerantes encontrados aos 5 meses (2014) foi inferior, com 1,87 nats/indivíduos, enquanto aos 20 meses (2015) o valor foi de 1,79 nats/ind. Entre os anos de amostragem, houve redução na diversidade de espécies regenerantes, mas não se alterou a proporção de plantas por espécies, com ambas apresentando o mesmo valor de equitabilidade ($J=0,66$). A Tabela 2 permite a aferição da contribuição dos indivíduos regenerantes para a dinâmica da restauração florestal na área de estudo.

Das espécies encontradas na regeneração natural, com exceção de *Acrocomia aculeata* e *Guarea guidonia*, as demais foram classificadas como pioneiras (SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE DE SÃO PAULO, 2015), representando apenas 6,7% de não pioneiras e 93,3% de pioneiras. A síndrome de dispersão dominante foi a zoocoria (77%) e somente *G. polymorpha*, *H. chrysotrichus*, *P. nitens*, *Vernonia polyanthes*, *Tibouchina sellowiana* e *Baccharis dracunculifolia* foram classificadas como anemocóricas (23% das espécies). Dentre as zoocóricas presentes na regeneração, destacam-se *Miconia discolor* DC., *Miconia albicans* (Sw.) Steud., *G. guidonia*, *Trema micrantha* (L.) Blume e *Cecropia hololeuca* Miq. Os resultados obtidos enfatizam a importância da fauna para o aporte de propágulos na área de restauração, favorecendo a regeneração natural das espécies zoocóricas.

Quanto à estrutura (Tabela 3), houve diferença significativa entre os anos ($\chi^2=50,67$; $p<0,01$) para os indicadores crescimento (soma de área basal, área basal por hectare e altura média) que apresentaram, aos 20 meses, acréscimo de $70,6\pm 21,7\%$. O incremento médio mensal para a soma da área basal foi $0,074 \text{ m}^2/\text{mês}$ e

Tabela 1 – Famílias e espécies de indivíduos plantados e regenerantes presentes nos levantamentos de campo em área em processo de restauração implantado em novembro de 2013 na Reserva Ecológica Guapiaçu, município de Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro. Dados coletados aos cinco meses (2014) e 20 meses após o plantio (2015).

Famílias e espécies	5 meses			20 meses		
	PI	Rg	Total	PI	Rg	Total
Achariaceae	2	–	2	–	–	–
<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A. Gray	2	–	2	–	–	–
Anacardiaceae	13	1	14	10	–	10
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	8	–	8	7	–	7
<i>Spondias mombin</i> L.	4	–	4	3	–	3
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	1	1	2	–	–	–

Continua...

Tabela 1 – Continuação.

Famílias e espécies	5 meses			20 meses		
	PI	Rg	Total	PI	Rg	Total
Annonaceae	2	1	3	–	–	–
<i>Annona cacans</i> Warm.	2	–	2	–	–	–
<i>Xylopia sericea</i> A. St.-Hil.	–	1	1	–	–	–
Apocynaceae	9	1	10	7	–	7
<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.	9	1	10	7	–	7
Areaceae	7	13	20	1	2	3
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart	2	13	15	–	2	2
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	5	–	5	1	–	1
Asteraceae	32	35	67	51	60	111
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	–	–	–	–	1	1
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	32	35	67	51	53	104
<i>Vernonia polyanthes</i> (Spreng.) Less.	–	–	–	–	6	6
Bignoniaceae	66	1	67	42	–	42
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	4	–	4	2	–	2
<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	2	–	2	–	–	–
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex A. DC.) Mattos	34	1	35	9	–	9
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Mart.) Mattos	–	–	–	5	–	5
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	–	–	–	16	–	16
<i>Handroanthus umbellatus</i> (Sond.) Mattos	4	–	4	1	–	1
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	–	–	–	1	–	1
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K. Schum.	20	–	20	7	–	7
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	2	–	2	1	–	1
Boraginaceae	1	–	1	–	–	–
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	1	–	1	–	–	–
Cannabaceae	1	3	4	1	2	3
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	1	–	1	1	–	1
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	–	3	3	–	2	2
Cariacaceae	2	–	2	2	–	2
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	2	–	2	2	–	2
Celastraceae	1	–	1	–	–	–
<i>Maytenus robusta</i> Reissek	1	–	1	–	–	–
Euphorbiaceae	3	–	3	–	–	–
<i>Alchornea sidifolia</i> Müll.Arg.	1	–	1	–	–	–
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	2	–	2	–	–	–
Fabaceae	115	1	116	86	–	86
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	4	–	4	1	–	1
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	–	–	–	4	–	4
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	6	–	6	2	–	2
<i>Bauhinia forficata</i> Link	2	–	2	1	–	1
<i>Caesalpinia pluviosa</i> DC.	5	–	5	2	–	2

Continua...

Tabela 1 – Continuação.

Famílias e espécies	5 meses			20 meses		
	PI	Rg	Total	PI	Rg	Total
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemin ex Bent.	9	–	9	6	–	6
<i>Copaifera langsdorffii</i> var. <i>glabra</i> (Vogel) Benth.	2	–	2	2	–	2
<i>Dalbergia cf. nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	10	–	10	5	–	5
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	7	–	7	7	–	7
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	2	–	2	2	–	2
<i>Inga edulis</i> Mart.	15	–	15	12	–	12
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	5	–	5	6	–	6
<i>Inga vera</i> Willd.	–	–	–	5	–	5
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	7	–	7	8	–	8
<i>Machaerium cf. nyctitans</i> (Vell.) Benth.	1	–	1	–	–	–
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	8	–	8	1	–	1
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart) J.F.Macbr.	8	–	8	3	–	3
<i>Piptadenia paniculata</i> Benth.	5	–	5	3	–	3
<i>Plathymenia foliolosa</i> Benth.	5	–	5	9	–	9
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	5	1	6	1	–	1
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S. F. Blake	3	–	3	5	–	5
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	2	–	2	–	–	–
<i>Senna macranthera</i> (DC. Ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby	1	–	1	1	–	1
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H. S. Irwin & Barneby	2	–	2	–	–	–
<i>Swartzia langsdorffii</i> Raddi	1	–	1	–	–	–
Lamiaceae	1	1	2	2	–	2
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	1	1	2	2	–	2
Lauraceae	3	–	3	–	–	–
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez.	3	–	3	–	–	–
Lecythidaceae	5	–	5	5	–	5
<i>Cariniana ianeirensis</i> R. Knuth	1	–	1	1	–	1
<i>Cariniana legalis</i> (Mart) O. Kuntze	4	–	4	3	–	3
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	–	–	–	1	–	1
Malvaceae	22	–	22	11	–	11
<i>Basiloxylon brasiliensis</i> (All.) K.Schum.	8	–	8	2	–	2
<i>Bombacopsis glabra</i> (Pasq.) A.Robyns	2	–	2	1	–	1
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	5	–	5	6	–	6
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A. Robyns	7	–	7	2	–	2
Melastomataceae	6	11	17	1	7	8
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	–	–	–	1	6	7
<i>Miconia discolor</i> DC.	2	10	12	–	–	–
<i>Miconia stenostachya</i> DC	–	1	1	–	–	–
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	2	–	2	–	–	–
<i>Tibouchina sellowiana</i> (Cham.) Cogn.	2	–	2	–	1	1
Meliaceae	15	2	17	10	4	14
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	3	–	3	7	–	7

Continua...

Tabela 1 – Continuação.

Famílias e espécies	5 meses			20 meses		
	PI	Rg	Total	PI	Rg	Total
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	1	–	1	–	–	–
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	11	2	13	3	4	7
Myristicaceae	1	–	1	–	–	–
<i>Virola bicuhyba</i> (Schott.) Warb.	1	–	1	–	–	–
Myrsinaceae	–	–	–	1	–	1
<i>Myrsine ferruginea</i> Spreng.	–	–	–	1	–	1
Myrtaceae	15	1	16	13	–	13
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	–	–	–	1	–	1
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	6	–	6	5	–	5
<i>Eugenia glazioviana</i> Kiaesk.	–	–	–	1	–	1
<i>Eugenia uniflora</i> L.	7	–	7	5	–	5
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	2	–	2	–	–	–
<i>Psidium guajava</i> L.	–	1	1	1	–	1
Phytolaccaceae	3	–	3	–	–	–
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	3	–	3	–	–	–
Polygonaceae	5	–	5	–	–	–
<i>Triplaris americana</i> L.	5	–	5	–	–	–
Rubiaceae	3	1	4	3	–	3
<i>Genipa americana</i> L.	3	1	4	–	–	–
<i>Simira sampaioana</i> (Standl.) Steyererm.	–	–	–	3	–	3
Salicaceae	–	1	1	–	4	4
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	–	1	1	–	4	4
Sapindaceae	1	1	2	–	–	–
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	–	1	1	–	–	–
<i>Matayba guianensis</i> (Aubl.) Radlk.	1	–	1	–	–	–
Sapotaceae	6	–	6	–	–	–
<i>Pouteria</i> sp.	6	–	6	–	–	–
Siparunaceae	–	–	–	1	–	1
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	–	–	–	1	–	1
Solanaceae	3	2	5	29	9	38
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	–	–	–	4	4	8
<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	–	2	2	5	2	7
<i>Solanum paniculatum</i> L.	–	–	–	4	3	7
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.	3	–	3	16	–	16
Urticaceae	2	–	2	6	7	13
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	2	–	2	1	2	3
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	–	–	–	3	5	8
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.	–	–	–	2	–	2
Verbenaceae	26	–	26	6	1	7
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	26	–	26	6	1	7
Total Geral	371	76	447	288	96	384

PI: indivíduos plantados; Rg: indivíduos regenerantes.

o incremento em altura foi de 0,117 m/mês. Houve incremento positivo para os indicadores de estrutura, no período entre as duas coletas, com exceção da densidade, que apresentou valor negativo (-282,61 ind/ha), demonstrando a redução da densidade em 13,9% dos indivíduos plantados e regenerantes.

No que se refere aos indicadores de diversidade da comunidade, houve diferença significativa entre os anos de amostragem ($\chi^2=7,95$; $p<0,05$). No geral, observa-se que tanto a riqueza de espécies quanto a de famílias apresentaram redução (Tabela 3). Proporcionalmente, a redução da riqueza de famílias dos indivíduos encontrados nas parcelas, incluindo plantados e regenerantes, foi superior, sendo equivalente a 30%, enquanto a de espécies foi de 9%. Apesar disso, não houve diferença significativa para a diversidade de funções ecológicas entre os dois períodos analisados ($\chi^2=5,0$; $p>0,05$), mostrando que as demais espécies e indivíduos que permaneceram na área aos 20 meses mantiveram a mesma proporção de funcionalidade dentro da restauração.

Em relação aos indicadores do parâmetro “contexto da paisagem”, o indicador cobertura de gramíneas apresentou redução de 7,5%. Houve aumento de 50,6%

para o indicador cobertura de copas e para regenerantes o aumento foi de 8,0%.

Em relação aos indicadores, 99,8% das variações obtidas foram explicadas pelas correlações das variáveis com o eixo 1, o qual foi mais influenciado pelos fatores relacionados à estrutura, em especial a densidade de plantas ($r=3,61$) (Tabelas 3 e 4). Entre os indicadores de diversidade, o índice de Shannon e a equitabilidade foram representativos quanto à influência nos resultados constatados em ambos os anos, com valores de correlação superiores ($r_H=0,32$; $r_J=0,32$) aos obtidos para a riqueza de espécies e de famílias. Para a fixação biológica de nitrogênio ($r=-0,28$) foi o indicador de funções ecológicas das espécies que apresentou a maior correlação. No parâmetro contexto da paisagem, o indicador regeneração natural ($r=-0,28$) foi o que mais influenciou os resultados obtidos, evidenciando seu potencial de utilização no monitoramento de áreas em processo de restauração. Aos 20 meses, embora o eixo 2 tenha representado menos de 1% da variação observada, houve alta correlação com a cobertura de copa ($r=33,15$) evidenciando a potencial importância desse indicador ao longo do desenvolvimento da área restaurada.

DISCUSSÃO

Os indicadores de estrutura apresentaram incremento positivo entre os dois períodos de coleta, como esperado para plantios de restauração florestal. Aos 20 meses, o indicador de área basal por hectare (1,21 m²/ha) apresentou valores inferiores ao encontrado por Melo

et al. (2007) (1,77 m²/ha), porém a altura média observada aos 20 meses (2,50 m) na REGUA foi superior à de 2,26 m observada pelos mesmos autores em plantios de 13 meses na região do Médio Paranapanema, São Paulo.

Tabela 2 – Número de indivíduos, espécies e famílias, densidade observada e inicial e mortalidade das espécies, em área em processo de restauração de áreas degradadas implantada em novembro de 2013 na Reserva Ecológica de Guapiaçu, município de Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro. Dados coletados aos cinco meses (2014) e 20 meses após o plantio (2015).

Idade	Nº de indivíduos	Nº de espécies	Nº de famílias	Densidade inicial (ind/ha)	Densidade observada (ind/ha)	Mortalidade (%)
5 meses	371	69	29	1667,0	1613,0	5
20 meses	288	63	20	1667,0	1253,0	25
Mortalidade (%)	22,4	8,7	31	–	–	–
Indivíduos plantados + regenerante						
5 meses	447	76	30	–	1952,2	–
20 meses	384	69	21	–	1669,6	–

A densidade de indivíduos (plantados + regenerantes) na área aos 20 meses ($d=1.670$ ind/ha) foi próxima à obtida por Suganuma *et al.* (2013) em 26 áreas de plantios em Floresta Estacional Semidecidual (1.800 ind/ha em média). Essa densidade tende a variar no decorrer do tempo devido ao estabelecimento de competição intra e interespecíficas e à entrada de novos indivíduos regenerantes, podendo se equiparar com remanescentes florestais nativos (SUGANUMA *et al.*, 2013).

Embora tenha havido manutenção e replantio na REGUA, em comparação com outros plantios em Floresta Ombrófila Densa no Espírito Santo, a mortalidade de 25,00% aos 20 meses foi superior à observada em outras restaurações como a da Unidade Hidrelétrica (UHE) Suíça, com 16,80% aos 23 meses de idade, na UHE Rio Bonito (5,17%) aos 16 meses de idade (CORREIA *et al.*, 2012). Essa questão enfatiza que, apesar das práticas de capina realizadas, o período entre 5 e 20 meses foi

crítico para o estabelecimento das espécies, indicando a necessidade de práticas de manejo mais intensivas.

Outra questão relevante foi a escolha de espécies. O plantio em alta densidade de espécies como *H. chrysotrichus*, *C. myrianthum*, *Sparattosperma leucanthum* (Vell.) K. Schum. Cham. e *G. guidonia*, que apresentaram mortalidade superior a 70%, evidenciou a importância de se detectar espécies mais sensíveis. Essas podem atuar em uma primeira fase na promoção de diversidade, melhoria da qualidade do solo, cobertura do solo ou mesmo atração da fauna, contudo, deve ser evitado o seu plantio em alta densidade. Nessa condição, pode ocorrer um processo de *looping*, no qual a mortalidade dos indivíduos de espécies mais sensíveis gera novas clareiras, o que favorece o restabelecimento de gramíneas invasoras, fazendo com que a área retorne a um estado próximo ao inicial.

Tabela 3 – Valores obtidos para os indicadores de estrutura, diversidade da comunidade, função ecológica das espécies e contexto da paisagem. Dados coletados aos 5 meses (2014) e 20 meses após o plantio (2015). Dados obtidos para as parcelas (n=23) de monitoramento de 100 m² instaladas em 50 ha de plantios de restauração na Reserva Ecológica de Guapiaçu, município de Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro.

Parâmetro	Indicador	Idade	
		5 meses	20 meses
Estrutura	Soma G (m ²)	0,10	1,21
	Área basal (m ² /ha)	0,45	5,29
	Altura média (m)	0,75	2,50
	Densidade (ind/ha)	1952,17	1669,56
Diversidade da comunidade	Riqueza (Número de espécies)	76,00	69,00
	Famílias (Número de famílias)	30,00	21,00
	Diversidade (nats.ind)	3,71	3,43
	Equabilidade (J)	0,85	0,81
Função ecológica das espécies	Zoocoria (%)	40,49	39,58
	Pioneiras (%)	77,62	78,12
	Fixadoras de nitrogênio (%)	25,95	22,39
Contexto da paisagem	Cobertura de gramíneas (%)	35,50	28,04
	Cobertura de copa (%)	10,12	60,70
	Regenerantes (%)	17,00	25,00

Apesar do incremento positivo da cobertura de copas entre anos (50,6%), a cobertura de gramíneas permaneceu acima dos 25% aos 20 meses. Isso demonstra que a cobertura de copas na área ainda não foi suficiente para a erradicação de gramíneas por sombreamento. Por outro lado, a alta correlação desse indicador corrobora sua importância no contexto da paisagem para avaliar a alteração da cobertura vegetal ao longo do tempo, confirmando a proposta de Mel, Miranda e Durigan (2007).

Segundo o método *framework species*, é possível reduzir o número de espécies, desde que essas possam promover a entrada de outras novas por atração de dispersores e propiciar condições para o controle de espécies invasoras, tais como rápido sombreamento do solo (BLAKESLEY *et al.*, 2002). Contudo, a cobertura e o sombreamento total do solo por copas não foram observadas na área até os 20 meses, o que pode ser atribuído ou à sua pouca idade ou mesmo ao plantio em alta densidade de espécies sensíveis e à seleção de espécies com arquitetura de copa inadequada.

Mesmo com a ocorrência da redução da riqueza de famílias e espécies, não houve diferença significativa na diversidade funcional entre 5 e 20 meses, mostrando que diferentes espécies podem estar exercendo a mesma função ecológica. Assim, com base ainda no con-

ceito de *framework species*, é possível recomendar a redução do número de espécies no momento da implantação do projeto de restauração florestal, desde que isso não afete a diversidade das funções ecológicas no sistema.

Com relação à regeneração natural, o aumento no percentual de regenerantes de 17% (5 meses) para 25% aos 20 meses corrobora o cenário de que a presença de áreas de fontes de sementes nas proximidades promove a entrada de propágulos na região. A idade dos plantios de restauração pode ser determinante para a ampliação da riqueza e da densidade de uma comunidade regenerante; e outras variáveis poderiam ser elencadas como importantes nesse processo, tais como: as condições do solo (PARROTA; KNOWLES; WUNDERLEJR, 1997), as interações entre a flora e a fauna na região, a atração de dispersores (MELO *et al.*, 2015) e a sua conectividade na paisagem florestal (CHAZDON *et al.*, 2016).

O predomínio da dispersão zoocórica (77,0%) e a dominância de espécies pioneiras (93,3%) dentre as espécies regenerantes corroboram a hipótese de interação faunística (JORDANO *et al.*, 2006). Isso fica mais evidente devido ao aumento da taxa de aporte de regenerantes de espécies zoocóricas em relação ao obtido na área por Azevedo (2012), também na REGUA (68%). Dentre as fa-

Tabela 4 – Valores de correlação entre os eixos 1 e 2 na análise de componentes principais para os indicadores de restauração coletados aos cinco (2014) e 20 meses (2015) de plantios de restauração na Reserva Ecológica de Guapiaçu, município de Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro.

Parâmetros	Estrutura			Diversidade			Funções ecológicas Contexto da paisagem	
	Eixo 1*	Eixo 2	Indicadores	Eixo 1*	Eixo 2	Indicadores	Eixo 1*	Eixo 2
G	-0,323	-0,345	S	-0,160	-0,625	Z	-0,239	-0,225
AB	-0,318	-0,037	RF	-0,264	-0,934	P	-0,165	0,434
Alt	-0,321	-0,300	H	-0,316	-0,427	N	-0,110	0,469
Dens	3,607	-0,043	J	-0,322	-0,432	REG	-0,279	0,262
CC	-0,252	33,147				FN	-0,276	-0,456
						CG	-0,256	-0,655

*Eixo 1 representa 99,98% da variação; G: soma de área basal (m²); AB: área basal extrapolada para 1 hectare (m²/ha); Alt: altura (m); Dens: densidade (ind/ha); CC: cobertura de copas (%); S: riqueza de espécies (número de espécies); RF: riqueza de famílias (número de famílias); H: diversidade de Shannon (nats.ind); J: equitabilidade de Pielou (J); Z: zoocoria (%); P: pioneiras (%); N: nativas (%); REG: regenerantes (%); FN: fixadoras de nitrogênio (%); CG: cobertura de gramíneas (%).

mílias, Melastomataceae, Urticaceae e Solanaceae destacaram-se como atrativas a aves e morcegos.

Os indicadores densidade, diversidade, equitabilidade e cobertura de copas foram os mais efetivos para representar as alterações referentes à restauração florestal na área

de estudo. Os resultados obtidos corroboram a Resolução nº 32, de 3 de abril de 2014 (SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE DE SÃO PAULO, 2014) que adota, dentre seus indicadores, a cobertura de copas (recobrimento do solo por dossel arbóreo) e densidade como verificadores da restauração em áreas de Floresta Atlântica.

CONCLUSÕES

Houve incremento positivo para os indicadores de estrutura, com exceção da densidade, que apresentou redução de 13,9% de indivíduos plantados e regenerantes do quinto para o vigésimo mês, sendo esse o indicador que mais refletiu as diferenças na área de estudo entre as duas coletas de dados. Em relação aos indicadores de diversidade, o índice de diversidade de Shannon (H') e a equitabilidade (J) foram mais representativos do que a riqueza de famílias e espécies para expressar as alterações ao longo do tempo na área. Para os indicadores de funções ecológicas, verificou-se que não houve mudanças muito expressivas em seus percentuais, o que constata que as funções ecológicas

não foram muito alteradas, mesmo em decorrência da diminuição da densidade de indivíduos. Os resultados obtidos para o parâmetro contexto da paisagem permitem recomendar a aplicação da presença de regenerantes e a taxa de cobertura de copas para avaliar a dinâmica da restauração florestal.

Com base nos indicadores empregados, constatou-se que é possível reduzir o número de espécies plantadas sem afetar as funções ecológicas presentes na área, podendo-se assim diminuir a taxa de mortalidade, promover o estabelecimento da regeneração natural na área e aumentar a taxa de recobrimento do solo por copas em menor espaço de tempo.

REFERÊNCIAS

- AERTS, R.; HONNAY, O. Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. *BMC Ecology*, v. 11, 2011.
- APG — ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.
- ARONSON, J.; DARONCO, C.; BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. *IF Série Registros*, n. 44, p. 1-38, ago. 2011.
- AZEVEDO, A. D. *Estoque de carbono em áreas de recuperação da mata atlântica com diferentes idades na bacia do Rio Guapiaçu, Cachoeira de Macau – Rio de Janeiro*. Dissertação (Mestrado)—Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.
- BLAKESLEY, D.; ELLIOTT, S.; KUARAK, C.; NAVAKITBUMRUNG, P.; ZANGKUM, S.; ANUSARNSUNTHORN, V. Propagating framework tree species to restore seasonally dry tropical forest: implications of seasonal seed dispersal and dormancy. *Forest Ecology and Management*, v. 164, p. 31-38, 2002.
- BULLOCK, J. M.; ARONSON, J.; NEWTON, A. C.; PYWELL, R. F.; JREY-BENAYAS, J. M. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 26, n. 10, p. 541-549, out. 2011.
- CHAZDON, R. L.; BRANCALION, P. H. S.; LAESTADIUS, L.; BENNETT-CURRY, A.; BUCKINGHAM, K.; KUMAR, C.; MOLL-ROCEK, J.; VIEIRA, I. C. G.; WILSON, S. J. When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio*, v. 45, n. 5, p. 538-550, set. 2016.

- CLEWEL, A. F.; ARONSON, J. *Ecological restoration: principles, values, structure of an emerging profession*. Washington: Island Press, 2013.
- CORREIA, G. G. S.; REIS, B. N.; DAMBROZ, G.; MARTINS, S. V.; SIMONELLI, M. *Mortalidade e Crescimento Inicial de Mudras em Áreas Restauradas de Usinas Hidrelétricas no Espírito Santo, Brasil*. Guarapari, 2012.
- GUAPIAÇU GRANDE VIDA. *Documento de Concepção do Programa para Atividades de Reflorestamento*. Disponível em: <http://database.v-c-s.org/sites/v-c-s.org/files/REGUA_Guapiacu%20Grande%20Vida_PDD_10Mar15%20POR.pdf>. Acesso em: 23 fev. 2017.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, v. 4, n. 1, 2001.
- HIGGS, E. The two-culture problem: ecological restoration and the integration of knowledge. *Restoration Ecology*, Boston, v. 13, n. 1, p. 159-164, 2005.
- IMAÑA, J.; SILVA, G. F.; PINTO, J. R. R. *Idade e crescimento das árvores*. Brasília: Departamento de Engenharia Florestal/ Universidade de Brasília, 2005. 43p. (Comunicações técnicas florestais; v. 7, n. 1).
- JORDANO, P.; GALLETI, M.; PIZO, M. A.; SILVA, W.R. *Ligando Frugivoria e Dispersão de Sementes à Biologia da Conservação*. São Paulo: Biologia da conservação: Essências, 2006. cap. 18.
- LISTOPAD, C. M. C. S.; MASTERS, R. E.; DRAKE, J.; WEISHAMPEL, J.; BRANQUINHO, C. Structural diversity índices based on airborne LiDAR as ecological indicators for managing highly dynamic landscapes. *Ecological Indicators*, v. 57, p. 268-279, 2015.
- MAGURRAN, A. E. *Ecological Diversity and its Measurements*. Londres: Croom Helm Limites, 1988. 179p.
- MEA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. *Ecosystems and human well-being: the assessment series*. Washington, D.C., 2005.
- MELO, A. C. G.; DARONCO, C.; RÉ, D. S.; DURIGAN, G. Atributos de espécies arbóreas e a facilitação da regeneração natural em plantio heterogêneo de mata ciliar. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, v. 43, n. 106, p. 333-344, 2015.
- MELO, A. C. G.; MIRANDA, D. L. C.; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. *Árvore*, Viçosa, v. 31, n. 2, p. 321-328, 2007.
- PALMER, M. A.; HONDULA, K. L.; KOCH, B. J. Ecological Restoration of Streams and Rivers: Shifting Strategies and Shifting Goals. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 45, p. 247-249, 2014.
- PARROTA, J. A.; KNOWLES, O. H.; WUNDERLE JR, J. M. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazônia. *Forest Ecology and Management*, v. 99, n. 1-2, p. 21-42, 1997.
- PIELOU, E. D. *Ecological diversity*. New York: John Wiley & Sons, 1975. 325p.
- PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; SILVA, J. M. S.; PIOTROWISKI, I.; LOPES, G. G.; GALETTI, G.; FRANCO, F. S.; ALVARES, S. M. R. *Protocolo de monitoramento da funcionalidade ecológica de áreas de restauração*. 2015. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/283355875_PROTOCOLO_DE_MONITORAMENTO_DA_FUNCIONALIDADE_ECOLGICA_DE_REAS_DE_RESTAURAO>. Acesso em: 23 fev. 2017.
- RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Eds.). *Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*. São Paulo: LERF/ESALQ/Instituto BioAtlântica, 2009.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE DE SÃO PAULO. Resolução SMA n.º 32, de 03 de abril de 2014. Orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo. *Diário Oficial do Estado*, p. 36-37, 5 abr. 2014.

_____. *Lista de Espécies Indicadas para Restauração Ecológica para Diversas Regiões do Estado de São Paulo*. 2015. Disponível em: <http://botanica.sp.gov.br/institutodebotanica/files/2016/01/Lista_de_especies_de_SP_CERAD-IBT-SMA_2015.pdf>. Acesso em: 23 fev. 2017.

STANTURF, J. A.; MADSEN, P.; LAMB, D. *A Goal-oriented approach to forest landscape restoration*. New York/London/Heidelberg: Springer, 2012.

SUGANUMA, M. S.; ASSIS, B.; MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Ecosistemas de referência para restauração de matas ciliares: existem padrões de biodiversidade, estrutura florestal e atributos funcionais? *Árvore*, Viçosa, v. 37, n. 5, p. 835-847, 2013.

TILMAN, D.; ISBELL, F.; COWLE, J. M. Biodiversity and ecosystem functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 45, p. 471-493, 2014.

VALLEJO, L. R.; CAMPOS, R. M.; SANTOS JÚNIOR, W. M. Parque Estadual do Três Picos/RJ: aspectos ambientais e conflitos territoriais. *Geo-Paisagem*, v. 8, n. 15, 2009.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L.; LIMA, J. C. A. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 123p.

VERHEYEN, K.; VANHELLEMONT, M.; AUGÉ, H.; BAETEN, L.; BARALOTO, C.; BARSOUM, N.; BILODEAU-GAUTHIER, S.; BRUELHEIDE, H.; CASTAGNEYROL, B.; GODBOLD, D.; HAASE J.; HECTOR, A.; JACTEL, H.; KORICHEVA, J.; LOREAU, M.; MEREU, S.; MESSIER, C.; MUYS, B.; NOLET, P.; PAQUETTE, A.; PARKER, J.; PERRING, M.; PONETTE, Q.; POTVIN, C.; REICH, P.; SMITH, A.; WEIH, M.; SCHERER-LORENZEN, M. Contributions of a global network of tree diversity experiments to sustainable forest plantations. *Ambio*, v. 45, p. 29-41, 2016.

WALDRON, J. D.; XI, W. M. Forest restoration: simple concept, complex process. *Forest Research*, v. 2, n. e104, 2013.

YULE, C. M. Loss of biodiversity and ecosystem functioning in Indo-Malayan peat swamp forests. *Biodiversity and Conservation*, v. 19, p. 393-409, 2010.

A EXPANSÃO URBANA DA CIDADE DE ARARANGUÁ, SANTA CATARINA, NO PERÍODO DE 1957 A 2010 E SUAS IMPLICAÇÕES AMBIENTAIS

THE URBAN GROWTH AND SPRAWL OF ARARANGUÁ CITY, SANTA CATARINA STATE, FROM 1957 TO 2010 AND THE ENVIRONMENTAL CONSEQUENCES

Luciléia Marcon

Mestre em Ciências Ambientais pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA), Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC). Docente do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Santa Catarina (IFSC) – Criciúma (SC), Brasil.

Jairo José Zocche

Doutor em Ciências pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Docente pesquisador do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, UNESC. Coordenador do Laboratório de Ecologia de Paisagem e de Vertebrados (LABECO), UNESC – Criciúma (SC), Brasil.

Nilzo Ivo Ladwig

Doutor em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Docente pesquisador do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, UNESC. Coordenador do Laboratório de Planejamento e Gestão Territorial (LPGT), UNESC – Criciúma (SC), Brasil.

Endereço para correspondência:

Jairo José Zocche – Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC) – Avenida Universitária, 1.105 – Bairro Universitário – 88806-000 – Bloco S (Sala 24) – Criciúma (SC), Brasil – E-mail: lucileia.marcon@ifsc.edu.br

Recebido: 02/08/2015

Aceito: 06/03/2017

RESUMO

Este estudo teve por objetivo mapear a expansão urbana da cidade de Araranguá, Santa Catarina, no período de 1957 a 2010, e analisar as implicações ambientais sobre locais com cotas altimétricas baixas, áreas úmidas, entorno de nascentes e corpos d'água. O mapeamento e a elaboração de mapas temáticos se deram por meio de técnicas de geoprocessamento. Foi adotado o perímetro ocupado pela malha urbana, em 2010, como a área para análise multitemporal das mudanças ocorridas nas formas de uso e cobertura da terra. Sobre esse perímetro foi acrescido um *buffer* de 2 km de raio para a verificação dos espaços propícios à expansão urbana. O rápido avanço da malha urbana de Araranguá sobre as áreas de preservação permanente (APPs), assim como a degradação ambiental verificada, nos alerta para a urgência de uma revisão do Plano Diretor Municipal, bem como o estabelecimento de programas de gestão territorial que tenham por base a interdisciplinaridade.

Palavras-chave: crescimento urbano; paisagem; geoprocessamento.

ABSTRACT

This study aims to map the urban sprawl in the city of Araranguá, Santa Catarina, and to analyze the environmental implications on water springs, wetlands and water bodies. The mapping and elaboration of thematic maps were done through geoprocessing techniques. The perimeter occupied by the urban mesh in 2010 was adopted as the area to be mapped for the multi-temporal analysis of land use and cover changes. Above this perimeter was added a buffer of two kilometers radius for the verification of the spaces proper to the future urban sprawl. The rapid advance of the urban area of Araranguá city above the Permanent Preservation Areas, as well as the environmental degradation verified, alerts us to the urgency in the revision of the Municipal Master Plan, as well as the establishment of territorial management programs based on interdisciplinarity.

Keywords: urban sprawl; landscape; geoprocessing.

INTRODUÇÃO

A urbanização é uma tendência demográfica dominante e um componente importante da transformação global da Terra (WU *et al.*, 2013). Crescimento e expansão urbana, embora sejam fenômenos que têm a mesma origem (o crescimento populacional humano), não são sinônimos, mas sim faces opostas da mesma moeda; portanto, é importante distingui-los e compreendê-los.

De acordo com Bhatta (2010), as causas do crescimento e da expansão urbana são muito semelhantes e, na maior parte dos casos, não podem ser distinguidas, uma vez que ambos os processos estão altamente interligados. O autor assinala que o crescimento urbano pode ser observado sem a ocorrência de expansão, mas o contrário não acontece, pois a expansão urbana leva ao crescimento da área urbana. O crescimento populacional pode resultar em crescimento compacto e coordenado (crescimento vertical) ou em crescimento alargado (expansão urbana), o qual pode se dar tanto de forma ordenada quanto desordenada.

As ciências naturais e sociais enfrentam na atualidade um grande desafio: compreender o papel dos humanos nos ecossistemas, especialmente nos ecossistemas urbanos (ALBERTI, 2008). A estrutura complexa assumida pelas cidades em todo o mundo resultou em padrões complexos de uso dos recursos naturais da Terra (ALSHARIF & PRADHAN, 2014). Diversos estudos têm sido realizados sobre a expansão urbana (ALBERTI, 2008; AL-SHALABI *et al.*, 2012; 2013; ALSHARIF & PRADHAN, 2014; ALSHARIF *et al.*, 2015; ABUTALEB & AHMED, 2016; GROFFMAN *et al.*, 2016; PRAMANIK & STATHAKIS, 2016; STEWARD *et al.*, 2017), mas as interações entre os processos humanos e a dinâmica dos ecossistemas e suas consequências sobre os sistemas naturais, nas regiões urbanizadas, ainda são mal compreendidos (ALBERTI, 2008).

Para compreendermos os padrões e os processos que se passam com as cidades nos dias atuais, torna-se imprescindível entender como surgiram e evoluíram, suas características e funções e como se organizaram, pois, em última análise, essas são questões que delinearam o modelo urbano atualmente vivenciado (BRUMES, 2001). Alberti (2008) apresenta uma importante síntese sobre estudos que abordam a evolução das cidades como parte da natureza, remontando a história des-

de o século V a.C. até os dias atuais. Destaca-se que, durante o último século, esse ramo da ciência tomou forma e evoluiu em várias áreas do conhecimento, incluindo a sociologia, a geografia, a ecologia, a antropologia, a história e o planejamento.

A vida humana civilizada requer a transformação dos ambientes naturais para o atendimento de suas necessidades (OLIVEIRA & BRITO, 1998), o que torna as cidades sistemas antroponaturais mistos complexos, nos quais os humanos são os agentes dominantes (ALBERTI, 2008). Como os seres humanos transformam paisagens naturais em ambientes altamente antropizados, criam um novo conjunto de condições ecológicas e alteram os processos ecossistêmicos e suas dinâmicas (ALBERTI, 2008; ALSHARIF & PRADHAN, 2014). Assim, a cidade e seus equipamentos se constituem em um ambiente artificial, criado e recriado, sob a imposição de três fatores civilizatórios: necessidades, aspirações e possibilidades (OLIVEIRA & BRITO, 1998).

A urbanização é, hoje, uma das causas antropogênicas mais comuns da perda de terras agrícolas, da destruição de *habitats* e do declínio da cobertura vegetal natural, visto que ela muda *habitats* naturais, altera a composição de espécies e os sistemas edáficos e hidrológicos, além de modificar os fluxos de energia e os ciclos de nutrientes (ARAÚJO SILVA *et al.*, 2007; ALBERTI, 2008; WU *et al.*, 2013; PRAMANIK & STATHAKIS, 2016). A rápida expansão urbana resulta em infraestrutura decadente, aumento descontrolado de assentamentos informais (BHATTA, 2010), efeitos socioeconômicos e ambientais negativos, poluição do ar, da água, do solo e mudanças climáticas nos ecossistemas (WU *et al.*, 2013; GROFFMAN *et al.*, 2016; STEWARD *et al.*, 2017). Tal crescimento também provoca alterações no microclima, surgimento de ilhas de calor e aquecimento global (ARAÚJO SILVA *et al.*, 2007; WU *et al.*, 2013; STEWARD *et al.*, 2017) e, principalmente, degradação de áreas costeiras, com a destruição de diversos ecossistemas (ARAÚJO SILVA *et al.*, 2007).

As áreas urbanas são as regiões mais dinâmicas do planeta (MOELLER, 2005); a expansão constante vem ocorrendo desde o passado e continuará no futuro em todo o mundo, devido ao crescimento populacional (WU *et al.*, 2013; ALSHARIF & PRADHAN, 2014;

PRAMANIK & STATHAKIS, 2016). A expansão urbana é influenciada por uma série de fatores, incluindo aspectos geográficos, demográficos, econômicos, sociais, ambientais e culturais (BHATTA, 2010; JIANG & YAO, 2010; ABDULLAHI & PRADHAN, 2016). Devido ao aumento global da população humana e à mudança progressiva mundial de uma economia meramente agrícola para outros tipos de economias de mercado (industrial e de serviços, por exemplo), as cidades têm experimentado uma expansão rápida e muitas vezes descontrolada (PRAMANIK & STATHAKIS, 2016). O crescimento da população urbana (quer seja por meio de nascimentos ou por meio de movimentos migratórios) decorre principalmente do fato de que a vida nas cidades tem menor custo *per capita* de fornecimento de água potável, saneamento, energia elétrica, coleta de resíduos e de telecomunicações, e oferece melhor acesso a educação, emprego, cuidados à saúde, serviços sociais, facilidades nos transportes e variedades de bens (ARAÚJO SILVA *et al.*, 2007; WU *et al.*, 2013). Assim, controlar o processo de urbanização e criar o desenvolvimento sustentável é uma questão de sobrevivência humana e requer informações precisas sobre os padrões de crescimento e expansão urbana (WU *et al.*, 2013; BEZERRA, 2013).

Aproximadamente 3% da superfície da Terra são ocupados por mais da metade da população do planeta, que se encontra concentrada nas cidades, impondo grandes desafios aos governos e aos países diante da crescente urbanização (WU *et al.*, 2013; IBGE, 2017). Nos últimos 200 anos, a população humana mundial aumentou 6 vezes e a população urbana multiplicou-se 100 vezes. Em 1900, apenas 9% da população humana mundial viviam em ambientes urbanos (WORLD BANK, 1984). Esse número aumentou para 30%, até 1950, para 40%, até 1980, para 50%, até 2000, e deverá aumentar para mais de 70%, até 2050 (WU *et al.*, 2013; PEREIMA NETO, 2014). Cerca de 160 mil pessoas abandonam, todos os dias, as zonas rurais de todo o mundo e se dirigem para as cidades, e, atualmente, quase metade dos habitantes do planeta vive em zonas urbanas (IBGE, 2017). Antes dos anos 1950, a rápida urbanização ocorreu com maior intensidade nos países desenvolvidos, o que resultou em um aumento do desenvolvimento urbano e em uma redução significativa das terras agrícolas (WORLD BANK, 1984). No entanto, nos últimos anos, a conversão do uso e da cobertura da terra, devido às atividades humanas, ocorreu mais

rapidamente nos países em desenvolvimento do que no mundo industrializado, com a expansão urbana seguindo a mesma tendência (WU *et al.*, 2013; PEREIMA NETO, 2014; PRAMANIK & STATHAKIS, 2016).

Tratando-se de Brasil, o processo de urbanização foi mais rápido do que em outras partes do mundo (PEREIMA NETO, 2014). A população urbana, que, em 1950, era de 36,1%, atingiu, em 2010, a casa dos 84% (IBGE, 2017). A intensa urbanização que se iniciou no final dos anos 1950 começou a apresentar seus efeitos já nos anos 1960. O crescimento de áreas metropolitanas brasileiras, a ampliação da rede urbana e o aguçamento de seus problemas marcaram as últimas décadas do século XX (IBGE, 2017). O fenômeno demográfico mais importante desde os anos 1950 (e que ainda está em curso) no Brasil não foi o da alta taxa de crescimento populacional, mas sim a acentuada migração espacial, que é a migração urbana-urbana, a qual ocorre entre municípios com diferentes densidades populacionais em função de diferenciais de renda *per capita* e oportunidades de trabalho (PEREIMA NETO, 2014). Esse fato também ocorreu e ainda é frequente no sul do estado de Santa Catarina, o que tem provocado o aumento populacional e a expansão urbana de várias cidades-polo, como no caso da cidade de Araranguá.

Até meados da década de 1970, a cidade de Araranguá seguiu a tendência de expansão concêntrica (ESTEVAM *et al.*, 2014), isto é, no sentido centro-periferia (REIS, 2006). No decorrer da segunda metade dos anos 1970, a migração da população rural do extremo sul catarinense para a cidade-polo de Araranguá, em busca de melhor qualidade de vida, adensou-a ainda mais, impondo mudanças em suas estruturas e provocando acentuada expansão urbana. De lá para cá, é perceptível a expansão da cidade e da rede viária sobre locais impróprios à ocupação humana do ponto de vista ambiental. Assim sendo, o presente estudo teve o objetivo de mapear a expansão urbana da cidade de Araranguá, Santa Catarina, no período de 1957 a 2010, e analisar as implicações ambientais dessa expansão sobre os locais com cotas altimétricas baixas e sujeitas a inundações periódicas, áreas úmidas, entorno de nascentes e margens de corpos d'água.

METODOLOGIA

A área de estudo

O município de Araranguá, com área de aproximadamente 304 km², situa-se no extremo sul de Santa Catarina (Figura 1) e sua sede está localizada nas coordenadas 28°56'6" S, 49°29'9" W, cuja área central se encontra a 13 m acima do nível do mar (a.n.m.) (IBGE, 2017).

O clima, segundo a classificação climática de Köppen, é enquadrado como Cfa, clima subtropical constantemente úmido e sem estação seca definida (EPAGRI, 2001). Do ponto de vista geomorfológico, a área do município de Araranguá é caracterizada pela presença de uma vasta planície, com a presença de elevações de origem ígnea ou feições sedimentares fanerozoicas isoladas, as quais se destacam na paisagem formando morros testemunhos e ocasionando contrastes altimétricos acentuados. Ocorrem ainda formas de topo plano ou baixos tabuleiros de alturas variáveis, girando em torno de 10 m na Planície Costeira e alcançando, em alguns terraços inferiores, próximos das elevações testemunhas, de 30 a 80 m de altitude (SANTA CATARINA, 1991).

O sistema hidrográfico tem como seu principal representante o rio Araranguá, que denomina a própria bacia hidrográfica, formado por duas grandes sub-bacias: a do rio Itoupava e a do rio Mãe Luzia, que se fundem bem próximo à cidade de Araranguá, quando passam a formar o rio que a denomina, desembocando no Oceano Atlântico (ALEXANDRE, 2001).

Os solos do município, de acordo com a Classificação Brasileira de Solos (EMBRAPA, 2006), são principalmente dos tipos: Neossolos Quartzarênicos, Gleissolos (Húmico e Pouco Húmico), Argissolos e Organos-

Coleta e análise de dados

Os procedimentos desenvolvidos neste estudo envolveram as seguintes etapas: delimitação da área de estudo e épocas a serem analisadas; aquisição de bases cartográficas e imagens aéreas datadas de 1957, 1978 e 2010; delineamento metodológico; e processamento e análise dos dados.

Foi definido que o mapeamento do uso e da cobertura da terra no âmbito do perímetro urbano do município de Araranguá partiria da área ocupada pela malha urbana, em 2010, e que, a partir dessa área física, seria

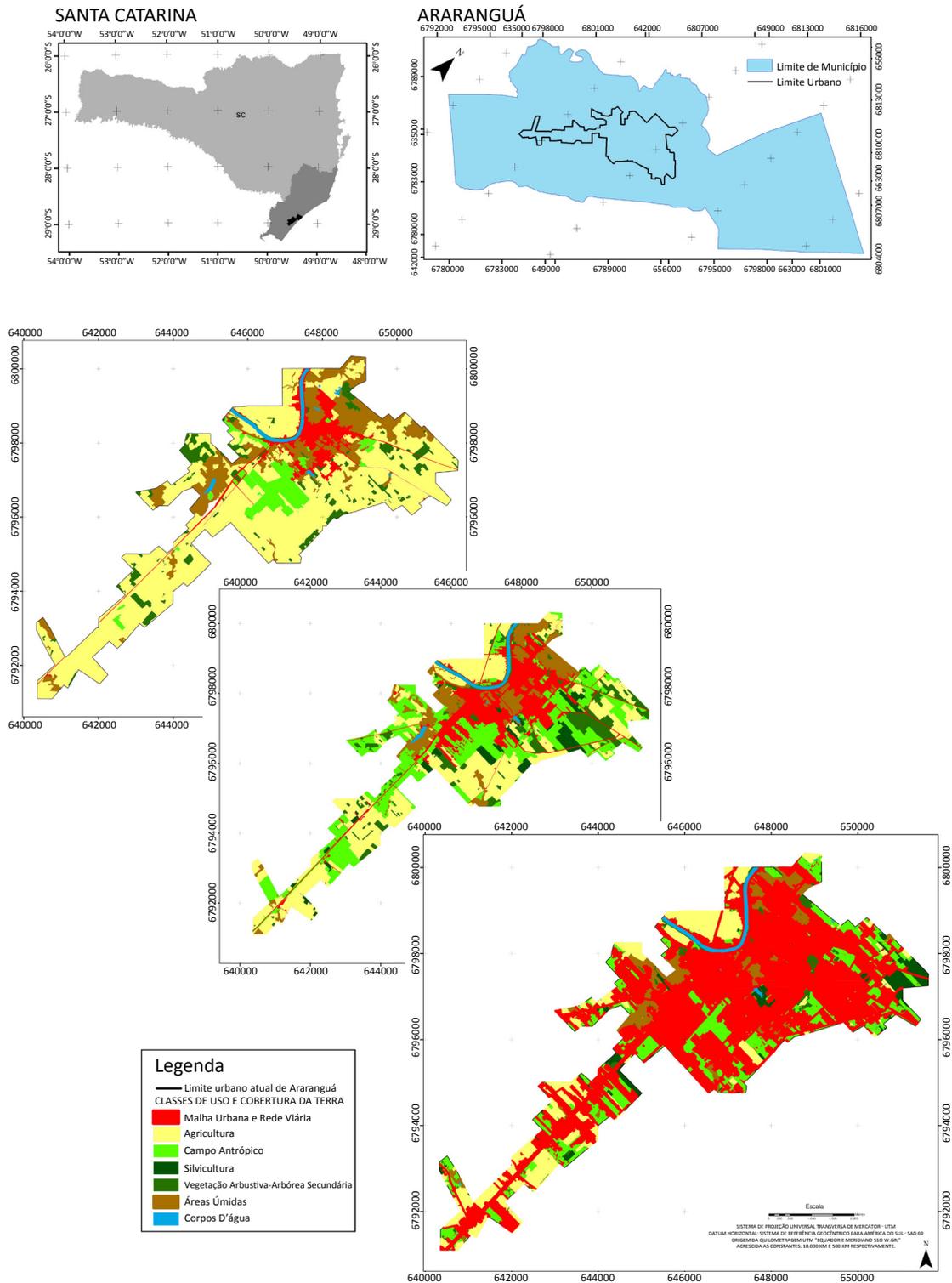
solos. Os Neossolos Quartzarênicos e os Organossolos ocorrem predominantemente junto à Planície Costeira; os Gleissolos estão distribuídos junto à planície de inundação do rio Araranguá; e os Argissolos ocorrem junto às elevações oriundas de morros testemunhas (EPAGRI, 2001).

A cobertura vegetal era originalmente representada pela Floresta Ombrófila Densa, ocorrendo do mar para o continente as Formações Pioneiras ou Restinga (Herbácea, Herbáceo-Arbustiva, Arbustivo-Arbórea e Arbórea), pela Floresta das Terras Baixas (com suas respectivas variações – Floresta ao Longo das Lagoas, Floresta sobre Solos Bem Drenados e Florestas sobre Solos Mal Drenados) e pela Floresta Ombrófila Densa Submontana (IBGE, 2012). Atualmente, a cobertura vegetal do município de Araranguá se encontra representada por fragmentos remanescentes da cobertura original, como resultado das atividades antrópicas desenvolvidas a partir da colonização.

O surgimento e o desenvolvimento de Araranguá se deram a partir de 1848; a região se tornou município em 1880 e contava com uma população humana de 10.730 habitantes (HOBOLD, 1994). Ocorreram desmembramentos do território inicial, ocasionando o surgimento de alguns municípios entre as décadas de 1957 e 2010. Segundo o Censo Demográfico de 2010, a população do município de Araranguá era de 61.630 habitantes, entre os quais 82,41% residiam na zona urbana. A economia está calcada na produção agrícola, na indústria, na prestação de serviços e no turismo (IBGE, 2017).

efetuado o mapeamento dos anos de 1957 e 1978. A definição das três datas para a análise se deu em função da disponibilidade das fotografias aéreas.

Para a construção da base de dados georreferenciados e o processamento em ambiente SIG, foram utilizados os *softwares* ArcGIS 10.1 e ArcScene, ambos produzidos por ESRI. Após o processamento e a geração dos mapas temáticos, efetuou-se a análise e a interpretação dos produtos.



Fonte: autores.

Figura 1 – Mapa de localização da área estudada, evidenciando a expansão urbana da cidade de Araranguá no período de 1957 a 2010 (cor vermelha) sobre as demais formas de uso e cobertura da terra. No canto esquerdo superior encontra-se a imagem do ano de 1957 e no canto direito inferior, a imagem do ano de 2010.

Os procedimentos para a determinação do uso e da cobertura da terra no âmbito da malha urbana do município de Araranguá (sede) envolveram as seguintes etapas:

- aquisição e georreferenciamento das fotografias aéreas (escala de voo de 1:30.000 e 1:25.000, anos de 1957 e 1978, respectivamente);
- elaboração de mosaicos não controlados para os anos de 1957 e 1978;
- elaboração de ortofocarta composta por fotografias aéreas na escala original de 1:30.000, datadas de 2010, ortorretificadas, georreferenciadas e restituídas para a escala 1:10.000 (o erro aproximado na ortorretificação foi de 8 m);
- individualização dos polígonos com a digitalização em tela de computador;
- identificação e classificação das formas de uso e cobertura da terra;
- cálculo da área ocupada pelas diferentes classes;
- elaboração do mapa de solos, cuja base cartográfica foi o Mapa de Solos da Unidade de Planejamento Regional Litoral Sul Catarinense – UPR8 (escala 1:250.000), produzido pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e de Extensão Rural de Santa Catarina – EPAGRI (2001);
- elaboração do mapa geológico, cujas bases cartográficas foram o Mapa Geológico da Bacia do Rio Araranguá, escala 1:100.000 (KREBS, 2004), e o Mapa Geológico do Quaternário Costeiro do Estado do Paraná e Santa Catarina, escala 1:200.000, produzido pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – CPRM (1988);
- elaboração do Modelo Digital do Terreno (MDT), produzido a partir dos pontos cotados lançados sobre a ortofotocarta (escala original de 1:30.000), datada de 2010, ortorretificada, georreferenciada e restituída para a escala 1:25.000; e
- elaboração do mapa de áreas propícias à expansão do perímetro urbano.

Para definição das diferentes classes de uso e cobertura da terra, foi adotada a mesma nomenclatura proposta por Campos *et al.* (2013), modificada e adaptada

à realidade do presente estudo. Na classe 1, denominada de Malha Urbana e Rede Viária, foram enquadradas a malha urbana propriamente dita, as rodovias pavimentadas e as estradas e ruas não pavimentadas. Na classe 2, denominada de Agricultura, foram agrupadas todas as áreas de cultivo de sequeiro (culturas não irrigadas) e as áreas de culturas irrigadas (cultivo de arroz). A classe 3, denominada de Campo Antrópico, reuniu todas as áreas cobertas por vegetação herbácea rasteira, a qual imprimia nas imagens uma reflectância semelhante aos campos nativos. Cabe aqui ressaltar que na região não ocorre a fitofisionomia do tipo campo nativo (IBGE, 2012). Na classe 4, foram reunidas as áreas de silvicultura de pinus (*Pinus spp.*) e eucaliptos (*Eucalyptus spp.*), identificadas principalmente em função da reflectância, da localização e do formato geométrico das manchas. A classe 5, denominada de vegetação arbustiva-arbórea secundária, reuniu todas as manchas ocupadas por vegetação arbustivo-arbórea, representadas por capoeiras, capoeirões e a mata secundária propriamente dita. Na classe 6, denominada de áreas úmidas, foram reunidas todas as áreas que se encontravam cobertas por vegetação herbáceo-arbustiva, mas que por sua localização estavam associadas à área de contato entre as formações geológicas Depósitos Fluvio lagunares (QHfl) e Depósitos Praiais Marinhos e Eólicos (QPb), situadas abaixo da cota altimétrica 2,0 m. Na classe 7, denominada de corpos d'água, foram reunidos o rio Araranguá e os demais corpos d'água (açudes e afloramentos de água) naturais e/ou artificialmente delimitados.

Para efeitos de mapeamento das áreas propícias à expansão do perímetro urbano da cidade de Araranguá, foram identificados no mapa geológico da área de estudo os limites de ocorrência dos QPb e dos QHfl, que foram tomados, respectivamente, como formações geológicas propícias e impróprias à instalação de construções civis. De acordo com tal identificação, há maior percentual de ocorrência de QHfl a partir de 2 km do contorno do perímetro urbano de 2010, estabelecendo essa distância como sendo o *buffer* de estudo para a definição das áreas propícias à expansão urbana. Sobre o mapa geológico foi lançado o *buffer* de 2 km de raio e os mapas: de solos, do perímetro urbano do município de Araranguá em 2010, da rede hidrográfica obtida das folhas SH-22-X-B-IV-3 – 2940-3 (Araranguá) e SH-22-X-A-VI-4 – 2939-4 (Turvo), escala 1: 50.000, e do MDT. Sobre a rede hidrográfica foram

projetadas, ainda, as áreas de preservação permanente (APPs) conforme a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012 (BRASIL, 2012). O cruzamento de todos esses

planos de informações gerou um mapa temático que esboça as áreas favoráveis à expansão do perímetro urbano da cidade de Araranguá.

RESULTADOS

A escala e a qualidade das fotografias aéreas analisadas permitiram a identificação de seis classes de uso e cobertura da terra, para o ano de 1957, e de sete classes, para os anos de 1978 e 2010 (Figura 1).

A expansão da malha urbana e da rede viária de Araranguá, assim como a expansão e/ou a retração das demais formas de uso e cobertura da terra, identificadas nas três datas analisadas (1957, 1978 e 2010), encontram-se sintetizadas na Tabela 1, na qual se evidencia que: as classes 1 e 3 tiveram suas áreas expandidas, enquanto as classes: 2, 5 e 6 sofreram drástica retração no período de 1957 a 2010. A malha urbana sofreu um incremento na ordem de 6,92 vezes, ou seja, expandiu-se de 203,63 ha (em 1957) para 1408,91 (em 2010) e o campo antrópico aumentou na ordem de 3,48 vezes, passando de 182,09 ha, em 1957, para 634,34 ha, em 2010. As áreas agrícolas sofreram uma redução na ordem de 4,55 vezes, passando de 1708,52 ha, em 1957, para 391,59 ha, em 2010; a vegetação arbustiva-arbórea secundária foi submetida à redução na ordem de 2,51 vezes, passando de 221,35 ha, em 1957, para 88,03 ha, em 2010; e as áreas úmidas sofreram redução de 2,14 vezes,

passando de 466,08 ha, em 1957, para 217,99 ha, em 2010. A classe 4, que não está representada em 1957, aparece em 1978 ocupando 4,89% da área mapeada, representatividade mantida em 2010, enquanto a classe 7 sofreu uma redução na ordem de 12%, passando de 46 ha, em 1957, para 40,54 ha, em 2010.

No ano de 1957 (Tabela 1), a classe 2 era dominante, seguida pelas classes 6, 5, 1, 3 e 7. Nas imagens aéreas de 1957 não foi possível detectar a presença da classe 4 na área estudada, a qual é nitidamente identificada nos anos de 1978 e 2010 (Figura 1), em decorrência da sua localização e do formato geométrico (geralmente retangular, trapezoidal ou de quadrado) que assume na paisagem (FLORENZANO, 2002).

No ano de 1978, a classe de uso e cobertura da terra dominante ainda era a classe 2, seguida pelas classes 3, 1, 6, 5, 4 e 7 (Tabela 1).

No ano de 2010, observam-se mudanças drásticas na área estudada (Tabela 1), quando a classe 1 passou a ser a forma de uso e cobertura da terra dominante, seguida pelas classes 3, 2, 6, 4, 5 e 7.

Tabela 1 – Classes de uso e cobertura da terra, área ocupada (ha) e percentual de contribuição de cada classe nas três datas analisadas (1957, 1978 e 2010), em relação aos 2899,67 ha ocupados pelo perímetro urbano do município de Araranguá, Santa Catarina, em 2010.

Classes de uso e cobertura da Terra	Área ocupada (ha) e percentual de contribuição (%)					
	1957		1978		2010	
	ha	%	ha	%	ha	%
1. Malha urbana e rede viária	203,63	7,02	472,11	16,28	1408,91	48,59
2. Agricultura	1780,52	61,40	910,93	30,77	391,59	13,59
3. Campo antrópico	182,09	6,28	771,11	26,29	634,34	21,88
4. Silvicultura	-	0,00	114,22	4,89	118,38	4,08
5. Vegetação arbustiva-arbórea secundária	221,35	7,63	267,71	9,23	88,03	3,04
6. Áreas úmidas	466,08	16,07	322,11	11,11	217,99	7,52
7. Corpos d'água	46,00	1,59	41,51	1,43	40,54	1,40
Total	2899,67	100,00	2899,70	100,00	2899,67	100,00

Fonte: autores.

A expansão e a retração temporal das classes de uso e cobertura da terra da área em estudo, ao longo do período analisado, estão sintetizadas na Figura 2.

Observa-se nitidamente, pela Figura 2, que a malha urbana e o campo antrópico evidenciaram um crescimento contínuo e de forma exponencial, este último pelo menos no período de 1957 a 1978. As áreas úmidas e a vegetação florestal secundária, por sua vez, evidenciaram retração linear, enquanto as áreas agrícolas sofreram uma retração exponencial em suas representatividades ao longo do período estudado.

O mapeamento das unidades litológicas permitiu a identificação da presença de três unidades distintas na área estudada (Figura 3): a unidade litológica dos QHfl; a unidade litológica dos QPb; e a unidade litológica Formação Rio do Rastro (PTRrr), as quais ocupavam, respectivamente, 19,10, 79,21 e 1,69% do perímetro urbano da cidade de Araranguá, em 2010. A Figura 3

traz, ainda, as áreas propícias à expansão urbana, considerando-se os aspectos geológicos, edáficos, altimétricos e de proteção legal dos corpos d'água.

O MDT, não apresentado neste estudo, mas disponível em Marcon (2015), revela que a variação altimétrica da área estudada oscilou de 0,20 a 90 m acima do nível do mar, evidenciando que 50,5% da área do perímetro urbano do município se encontram nas classes de altitude de 20 a 30 m. Dos 49,5% restantes, 1,5 e 48%, respectivamente, se encontram nas classes de altitude maiores do que 30 m e menores que 20 m, sendo que praticamente metade dos 48% se encontra distribuída nas cotas altimétricas mais baixas de até 5,0 m.

A Figura 4 traz, de forma sintetizada, uma proposta de análise interdisciplinar das causas do crescimento e da expansão urbana da cidade de Araranguá e as suas respectivas consequências sobre os ecossistemas naturais e antrópico.

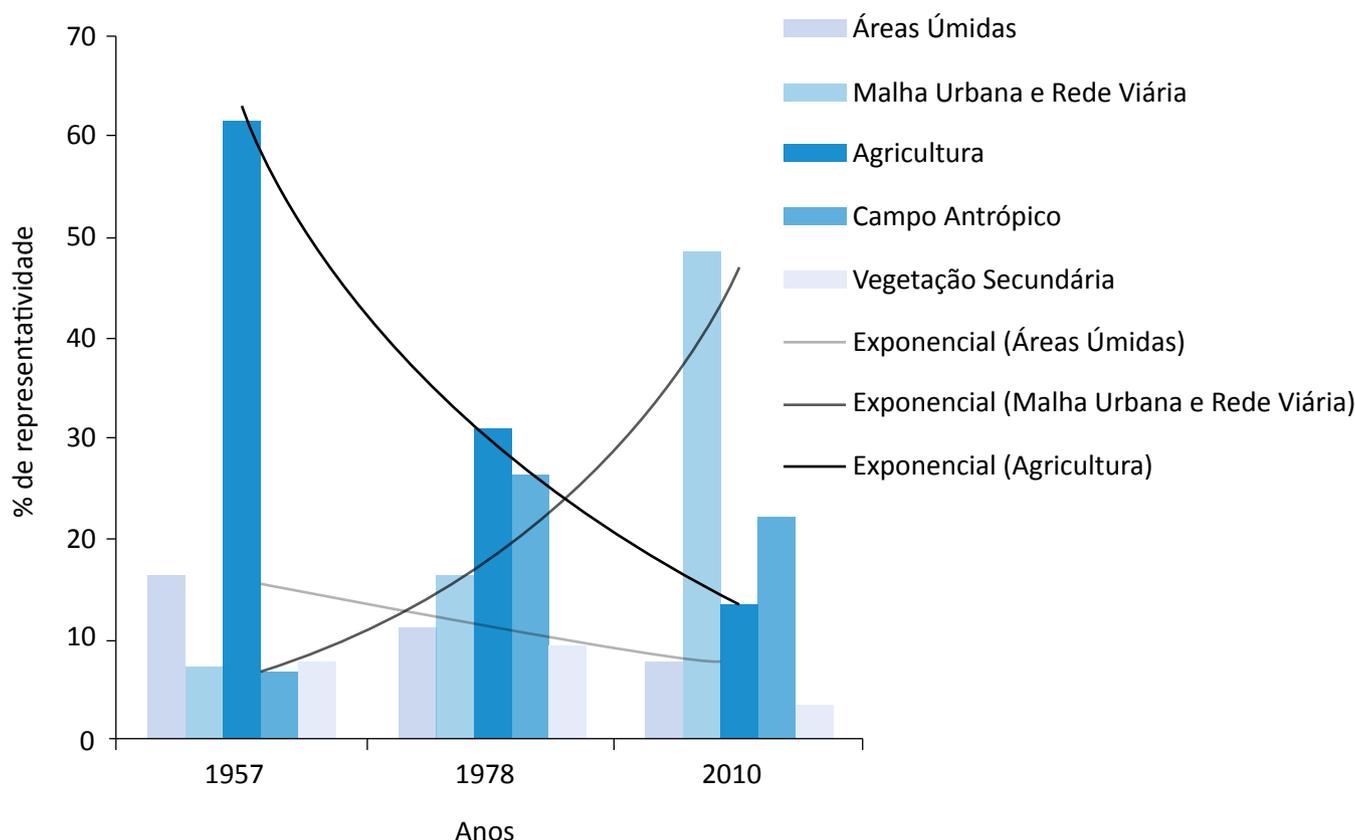
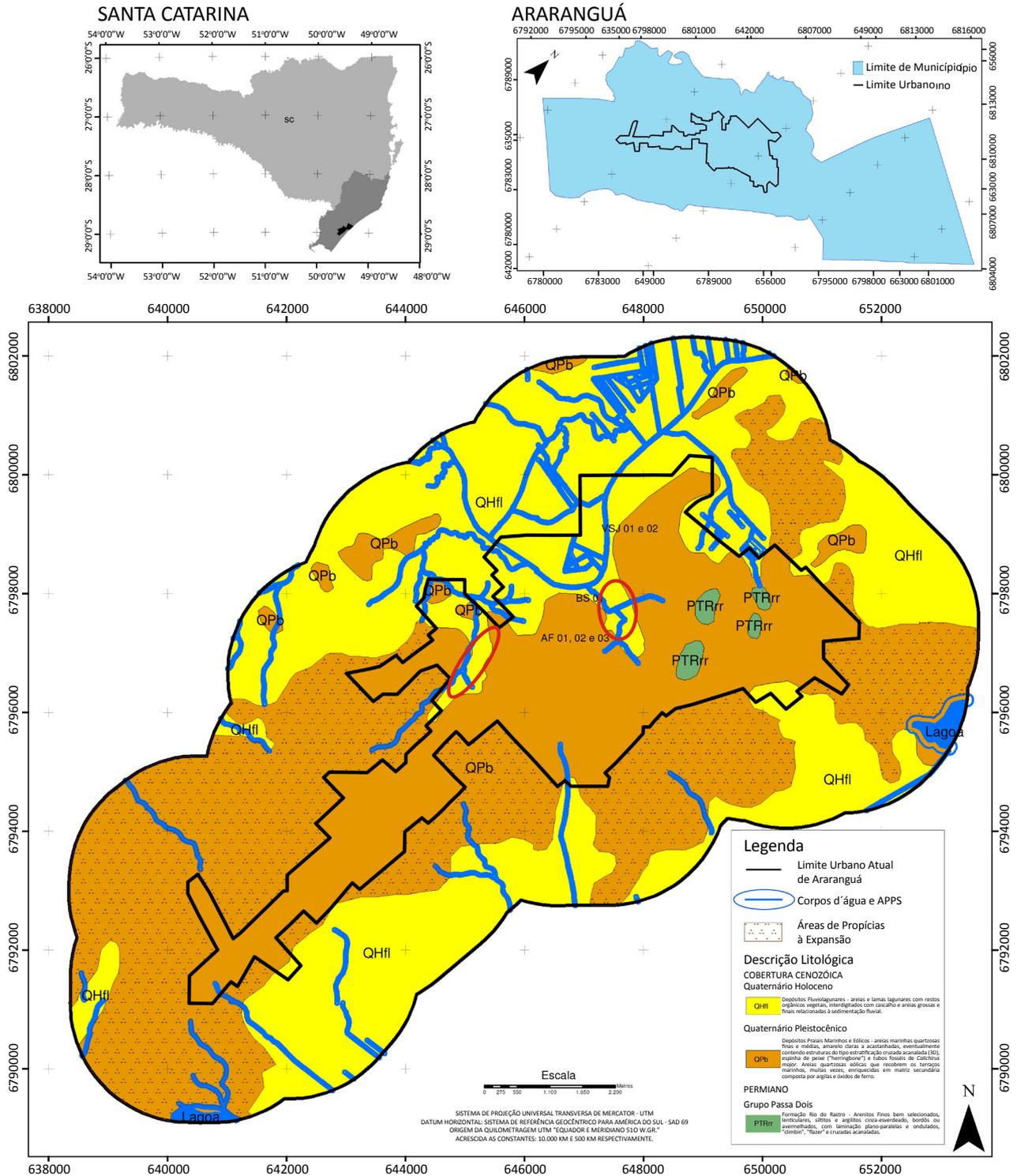


Figura 2 – Síntese da evolução temporal da expansão urbana da cidade de Araranguá, entre os anos de 1957 e 2010, sobre as classes de uso e cobertura da terra que sofreram retração.



Fonte: autores.

Figura 3 – Mapa geológico da área estudada, com delineamento das áreas propícias à expansão urbana da cidade de Araranguá, segundo as características sedimentológicas e a presença de áreas de preservação permanente definidas por Lei, cujas cotas altimétricas são inferiores a 3,0 m a.n.m. Os dois círculos vermelhos indicam as duas áreas impróprias à expansão urbana e ocupadas pela malha urbana, localizadas na região central da cidade e no Bairro Jardim Cibele.

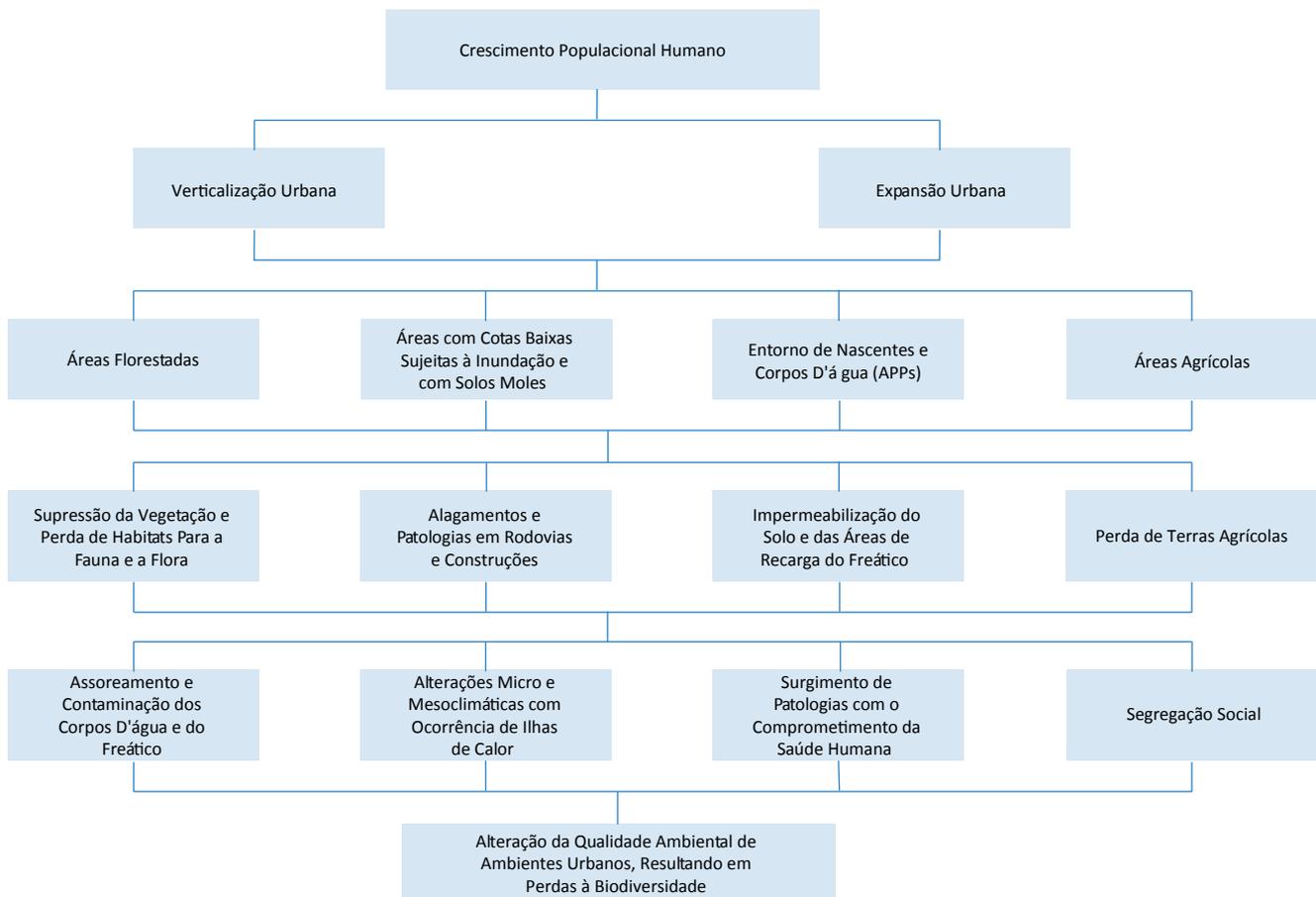
DISCUSSÃO

As relações estabelecidas entre o homem e seu ambiente imediato materializam-se pela exploração dos recursos naturais que refletem o uso e a cobertura da terra, configurando as paisagens. O uso da terra resulta em um mosaico de formas regulares e irregulares na paisagem, que são perceptíveis segundo a escala de observação e o observador. As feições impressas na paisagem revelam assim o *modus vivendi* de uma determinada população em um determinado tempo e espaço.

A análise espacial da dinâmica da expansão urbana é muito importante nos estudos urbanos, sobretudo para a gestão pública. Vários autores abordaram a temática da expansão urbana, discutindo o ambiente urbano, o desenvolvimento urbano, a detecção de

mudanças espaciais, a modelagem e a gestão urbana (ABDULLAHI *et al.*, 2015, ALSHARIF & PRADHAN, 2014; ALSHARIF *et al.*, 2015; DADRAS *et al.*, 2015).

O perímetro urbano da cidade de Araranguá, no período de tempo estudado, se expandiu em torno de 6,5 vezes. Nesse mesmo período, o Brasil se tornou urbano: a população total evidenciou crescimento na ordem de 4,7 vezes, passando de 41,2 milhões de habitantes, em 1940, para 195,2 milhões de habitantes, em 2010. A população urbana que, em 1940, era de 31,8% passou para 84,35%, em 2010. Enquanto a população total quase quintuplicou, a população urbana cresceu na ordem de 15,57 vezes, passando de 12,8 milhões, em 1940, para 160,9 milhões, em 2010 (IBGE, 2017).



APPs: áreas de preservação permanente.

Figura 4 – Proposta de análise interdisciplinar das causas do crescimento e expansão urbana da cidade de Araranguá e as respectivas consequências sobre os ecossistemas naturais e o sistema antrópico.

A forma exponencial de urbanização mundial, citada por Antrop (2004), o qual a caracteriza como um processo complexo de mudança de estilos de vida rural para urbano, a partir do final do século XIX, ocorreu igualmente na cidade Araranguá entre 1957 e 2010. Estevam *et al.* (2014) assinalam que a cidade de Araranguá, pelo fato de se caracterizar como cidade-polo da Associação de Municípios do Extremo Sul Catarinense (AMESC), atrai um contingente populacional muito grande dos municípios vizinhos, o que fez com que sua população humana saltasse de 26.000, no ano de 1970, para 61.000 habitantes, em 2010, evidenciando um crescimento contínuo ao longo desse período.

A dinâmica das classes de uso e cobertura da terra do município de Araranguá, observada ao longo do período estudado, retrata, de modo geral, o comportamento humano no decorrer do processo de implantação e de expansão das cidades. As áreas mais nobres são ocupadas e, à medida que a população aumenta, a malha urbana avança sobre outras áreas (ALSHARIF *et al.*, 2015). Assim, percebe-se que a atitude de executar a drenagem dos terrenos úmidos provoca o rebaixamento do lençol freático, as espécies vegetais dominantes são substituídas por outras menos tolerantes à saturação e ocorre a substituição da cobertura vegetal arbustiva-arbórea por uma cobertura herbácea de campo antrópico. Na sequência, a malha urbana invade e suplanta as áreas úmidas e sua expansão passa a ocupar também terras agrícolas.

A sede do município está localizada entre as cotas 10 e 20 m, com altitude de 13 m a.n.m. na área central (IBGE, 2017). Mas existem áreas cujas cotas altimétricas são inferiores a 3,0 m e que estão sendo ocupadas cada vez mais pela rede viária, seguida pela instalação de edificações. Essas atitudes agravam ainda mais os problemas ambientais, pois, para alcançar as cotas altimétricas desejadas, os proprietários recorrem ao aterramento das áreas de nascentes e áreas úmidas. Duas áreas com tais características foram identificadas neste estudo e estão indicadas na Figura 3. Em ambos os casos, ultrapassando todo o limiar do bom-senso, da ética e do próprio poder de polícia das administrações públicas municipal, estadual e federal, a expansão da área urbana está se dando sobre locais impróprios, inclusive em APPs, que acabam continuamente recebendo aterramentos. A primeira área está localizada na região central da cidade, em trechos das avenidas Sete de Setembro e XV de Novembro, onde as cotas

altimétricas são mais baixas, e a segunda está localizada entre a margem do antigo traçado da BR 101 e a margem do açude Manoel Angélica, no bairro Jardim Cibele, ambas as áreas estão sob uma forte pressão imobiliária.

Seguindo a tendência de expansão horizontal das cidades que ocorre sobre as áreas rurais, há necessidade de se refletir sobre o planejamento da expansão da cidade de Araranguá. Esta reflexão se justifica pela possibilidade da interferência antrópica contaminar as nascentes que se encontram em áreas circundantes ao atual perímetro urbano, assim como de canalizar córregos interferindo no fluxo e qualidades das águas superficiais e subsuperficiais. Ainda mais a cidade de Araranguá, que se localiza, quase que em sua totalidade, sobre solos do tipo AQd – Neossolos, os quais são constituídos por areias quartzosas e, portanto, mais suscetíveis à erosão, característica intensificada nos casos de enxurradas em locais que sofreram cortes ou aterros, onde o solo se apresenta sem cobertura vegetal. Ademais, a Lei Federal nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012), que trata do Código Florestal Brasileiro, reconhece o entorno de nascentes, de cursos d'água, de lagos e lagoas, como APPs, devendo, portanto, ser respeitadas, para que possam cumprir com suas funções ambientais.

Com a expansão urbana, a exposição do solo leva ao carregamento dos sedimentos, que é ampliado nas enxurradas e é direcionado às bacias de captação, as quais são caracterizadas por cotas inferiores, curvas de nível aproximadamente concêntricas e microrrelevo em forma de bacia. Essas bacias sofrerão assoreamento ao longo do tempo, tendo sua profundidade útil reduzida, o que favorece a ocorrência de alagamentos em eventos de chuvas torrenciais a montante da bacia, ampliando a área de inundação no seu entorno (OLIVEIRA & BRITO, 1998). Por outro lado, além da exposição do solo à erosão, a crescente impermeabilização no espaço urbano, principalmente em virtude da pavimentação asfáltica, aumenta a quantidade e a velocidade do escoamento superficial, reduz a recarga dos aquíferos, amplia o processo de erosão, levando mais sedimentos para os canais, assoreando-os e contribuindo para as inundações e os alagamentos (FELIPPE & MAGALHÃES JUNIOR, 2009; ALVES & FERREIRA, 2016).

Alagamentos em locais que apresentam as cotas mais baixas (inferiores a 2 m a.n.m.) chamam a atenção, evidenciando problemas na expansão temporal da ci-

dade. Percebe-se que os locais sujeitos a esse tipo de ocorrência se encontram em antigas áreas úmidas da cidade de Araranguá, como, por exemplo, a esquina das avenidas Coronel João Fernandes e Capitão Pedro Fernandes, no centro da cidade. Esse local é, desde a década de 1980, continuamente submetido a obras de drenagem e de ampliação do diâmetro dos drenos; a partir de meados dos anos 1970, houve uma intensa expansão da malha urbana sobre áreas úmidas e com cotas baixas, por meio da canalização parcial de um curso d'água. Na sequência da expansão urbana, essa área vem sendo submetida à intensa verticalização, o que causa transtornos cíclicos devido aos alagamentos em épocas de enxurradas. Mais uma vez, são observadas as interferências antrópicas refletindo negativamente sobre a natureza. As áreas a montante e no entorno desse local deveriam passar por processo de desapropriação, com restauração ambiental concomitante, para que a natureza pudesse se recompor e cumprir sua função.

Tendo em vista que o proprietário que realiza o aterro de seu terreno para edificar não percebe o contexto geral do entorno, há a necessidade de interferência do poder público para que esse processo seja orientado, evitando, assim, a terraplenagem e a expansão urbana sobre áreas indicadas à preservação. A transformação da paisagem local só pode ser compreendida quando identificada no contexto geral relacionando-se as suas dinâmicas (ANTROP, 2004). É importante observar ainda que as áreas úmidas da cidade de Araranguá, com cotas inferiores a 3,0 m, e também as áreas de transição entre camadas geológicas desempenham papel relevante, influenciando no equilíbrio de recarga do lençol freático. Se as águas pluviais podem ser conduzidas até esses locais e armazenadas por um período de tempo maior, o lençol freático as assimilará aos poucos, garantindo, com isso, a reserva de águas subterrâneas (DE ANDRADE & ROMERO, 2005).

Ainda mais, as edificações de diversos usos acabam drenando nascentes, provocando o desaparecimento destas (FELIPPE & MAGALHÃES JUNIOR, 2009). Na cidade de Araranguá, o abastecimento de água potável tem como principal fonte o Açude Valter Belizoni, que ocupa uma área de 2,60 ha (SAMAE, 2017). Comparando-se os mapas temáticos de uso e cobertura da terra do ano de 1957 e 1978 (Figura 1) percebe-se que as formas de uso e cobertura da terra do tipo campo

antrópico e agricultura, existentes no entorno e mais precisamente a montante do açude, não sofreram mudança significativa. De outro modo, confrontando-se o mapa temático de uso e cobertura da terra do ano 2010 (Figura 1) com os anteriores, nota-se a expansão urbana a montante e no entorno deste corpo d'água, onde houve a substituição das formas de uso e cobertura da terra dos tipos agricultura e campo antrópico existentes pela malha urbana e rede viária.

A transformação do entorno do Açude Belizoni em área urbana deu a possibilidade para a edificação, porém isso pode comprometer a preservação da qualidade da água. Proteger somente as nascentes não seria a melhor alternativa, mas também suas áreas de recarga. A nascente, sendo um afloramento de lençol freático, em caso de comprometimento, conduzirá ao lençol este comprometimento. Para recuperá-la é necessária a intervenção no processo de infiltração e percolação, para não serem alterados os padrões dos fluxos subterrâneos e manter assim o equilíbrio hidrológico (FELIPPE & MAGALHÃES JUNIOR, 2009).

Na região do entorno ao Açude Belizoni, como se pode constatar pela Figura 1, é verificada acentuada expansão da malha urbana no período de 1978 a 2010. Falhas na canalização de esgoto ou no próprio sistema de tratamento residencial poderão ocorrer e, com isso, ocasionar infiltrações nocivas no solo e no subsolo. A problemática consiste em que a água do açude supre 70% do abastecimento para consumo da cidade (SHEIBE, 2010). Outra forma de contaminação é por meio das frequentes enxurradas e dos consequentes alagamentos na área urbana da cidade de Araranguá, os quais podem provocar complicações no âmbito da saúde pública, em decorrência da contaminação da água com esgotos, lixos e dejetos. Essa contaminação poderá ocorrer superficialmente ou em maior escala, quando a infiltração dessa água no solo atingir o lençol freático, refletindo inclusive na recarga do Açude Belizoni.

Por outro lado, áreas com solos moles, áreas úmidas, cotas baixas, entorno de nascentes e de corpo d'água que formam as bacias de captação de águas pluviais também estão sujeitas às contaminações acima citadas, pois também estão sendo ocupadas pela malha urbana e pela rede viária. Nessas áreas, possíveis agravantes, além das contaminações da água superficial e subterrânea, poderão ocorrer, tais como patologias em edificações e infraestruturas (HIGASHI, 2006;

TOMINAGA & AMARAL, 2011). Esses autores assinalam que, ao se edificar sobre áreas que apresentam em seu perfil solos moles com espessuras e/ou cotas relevantes, as soluções técnicas mais seguras remetem às estacas, sendo que das fundações superficiais somente o *radier* é o mais utilizado. O carregamento externo do solo que apresenta esse perfil não ocorre de forma rápida, pois é relativo ao tempo das etapas construtivas da obra. Sendo assim, as argilas moles que estão sob a edificação, por apresentarem baixa permeabilidade, são drenadas lentamente e, com isso, ocorre o adensamento do solo, até mesmo depois de alguns anos. Esse adensamento é responsável por grande parte dos problemas em fundações.

Uma das patologias que podem ser verificadas em consequência da ocorrência citada no parágrafo anterior são trincas e ondulações perceptíveis na camada asfáltica, principalmente nas avenidas Sete de Setembro e Quinze de Novembro, em consequência do adensamento do solo. Essas duas avenidas são os principais acessos ao centro urbano da cidade de Araranguá, e, para viabilizar suas construções, houve a necessidade de executar aterros sobre base do tipo esteira de eucaliptos nos trechos que ultrapassam regiões com cotas baixas, com o agravante da presença de QHfl.

As classes sociais com melhores condições financeiras que constroem nessa área podem realizar investigações sobre o solo e adotar solução técnico-financeira compatível com a edificação, garantindo, assim, a sua estabilidade e evitando patologias. Porém, cabe aqui ressaltar que a cidade poderá se expandir para áreas com características geotécnicas semelhantes, não necessariamente atraentes ao comércio/prestação de serviços e, em virtude disso, não apresentar expressiva especulação imobiliária condicionando preços inferiores aos lotes. A não relevância comercial desses terrenos conduz, principalmente, a classe de baixa renda para os mesmos, gerando a segregação social (ARAUJO SILVA *et al.*, 2007).

A tecnologia e o poder financeiro fazem com que as cidades cresçam e se expandam para além dos limites de sua capacidade natural. Para manter-se o equilíbrio ambiental, é imprescindível que os limites de ocupação do território, assim como os limites do que o sistema natural pode nos oferecer, sejam conhecidos, para manter sua capacidade de autorregulação e só assim escolher ou definir as tecnologias a serem utilizadas

(NUCCI, 2008). O mapeamento das áreas propícias à expansão da malha urbana de Araranguá (Figura 3) evidencia que, do ponto de vista geológico, os QPb oferecem melhores condições geológicas para edificação, sendo menos problemáticos com relação às fundações.

O cruzamento dos diversos mapas temáticos gerados aponta para a necessidade da verificação de ocorrência de nascentes que se encontram em vários locais indicados como próprios para a expansão urbana. Esses locais, segundo o Código Florestal Brasileiro, devem ser respeitados como APPs (BRASIL, 2012). Concomitantemente, cotas baixas e áreas de contato entre os QPb e os QHfl devem ser respeitadas, ou seja, evitadas para a expansão, mesmo não havendo a possibilidade de alagamentos provocados pelo rio Araranguá, pois são áreas suscetíveis ao afloramento do lençol freático.

As dificuldades encontradas ao estudar as possíveis áreas de expansão fazem com que fique a sugestão de se compor uma equipe interdisciplinar, para que essas dificuldades sejam ampla e tecnicamente analisadas, de forma a oferecer subsídios de planejamento à gestão territorial. Mais recentemente, uma nova abordagem tem sido usada no estudo das cidades: a tentativa de desenvolvimento de estudos interdisciplinares (ALBERTI, 2008). Partindo desse pressuposto, certamente a indicação de áreas propícias à expansão urbana poderá sofrer alterações. O trabalho interdisciplinar levará a um produto que, pela abrangência de itens abordados, propicia à sociedade uma maior segurança do que quando desenvolvido de forma disciplinar, ainda que em equipe. A inobservância das condicionantes ambientais sob o ponto de vista interdisciplinar pode resultar em custos públicos onerosos, inclusive com invasão de APPs, como já vem acontecendo em várias partes do mundo, conforme assinalam alguns autores (GROFFMAN *et al.*, 2016; WU *et al.*, 2013), e em cidades brasileiras (SALLES *et al.*, 2013; MARCON, 2015).

Outra alternativa de expansão para a cidade de Araranguá, devido ao crescimento populacional, é o crescimento vertical. Atualmente, verifica-se que essa cidade está em processo de verticalização; todavia, não se visualiza caracterização de adensamento de edifícios. Contanto que a cidade siga essa tendência, cabe ressaltar a necessidade de se manter, entre outros, espaços para recreação e bem-estar, espaços livres para circulação e arborização urbana apropriada, mitigando, assim, a ocorrência das possíveis ilhas de

calor. Apesar de ser vantajosa para a administração pública, a concentração de edifícios em locais onde já existe infraestrutura levará à sobrecarga na estrutura urbana. Diante disso, há a necessidade de encontrar

a relação adequada entre o tamanho da cidade e as suas ampliações. É necessário calcular a equação no perímetro urbano que relaciona lotes edificadas e lotes desocupados (MOURA & NUCCI, 2009).

CONCLUSÕES

A malha urbana da cidade de Araranguá, no período estudado, evoluiu de forma aproximada a exponencial, avançando, sobretudo, sobre as áreas agrícolas, as áreas úmidas e a vegetação arbustiva-arbórea secundária. O avanço sobre as áreas úmidas resultou nitidamente em problemas de alagamentos que são cada vez mais frequentes.

As áreas úmidas próximas ao centro da cidade são cada vez mais ocupadas para fins comerciais e de prestação de serviços e para residências de alto padrão, enquanto aquelas que estão mais distantes do centro são utilizadas para diversas finalidades, cujas construções apresentam um padrão inferior àquele verificado na região central, o que segrega, em algum grau, a população que as utiliza.

A constatação de áreas problemáticas com alagamentos em perímetro urbano comprovou o que a literatura alerta: o avanço sobre APPs, mesmo quando apoiado em tecnologia, reproduz situações muitas vezes emergenciais para a gestão pública.

A possibilidade de expansão da malha urbana está reservada à área de ocorrência da formação geológica dos QPb, por apresentar uma relação custo-benefício menor em comparação à formação geológica dos QHfl. Deve-se, contudo, interpretar essa indicação com reservas, pois outros aspectos técnico-ambientais precisam ser considerados, como a escala em que foi efetuado o presente estudo, o respeito às faixas de APPs definidas por lei, a cota altimétrica e as áreas de contato entre as duas formações geológicas em que ocorrem as nascentes.

O uso dos Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) foi de fundamental importância para a análise multitemporal e para entender as transformações das classes de uso e cobertura da terra. O rápido avanço da malha urbana de Araranguá sobre as áreas úmidas, assim como a degradação ambiental verificada, alerta para a urgência de uma tomada de decisão que deve ter por base os estudos desenvolvidos sob a óptica da interdisciplinaridade, assim como a revisão urgente do Plano Diretor Municipal.

REFERÊNCIAS

- ABDULLAHI, S.; PRADHAN, B. Sustainable brownfields land use change modeling using GIS-Based weights-of-evidence approach. *Applied Spatial Analysis and Policy*, v. 9, n. 1, p. 21-38, 2016.
- ABDULLAHI, S.; PRADHAN, B.; JEBUR, M. GIS-based sustainable city compactness assessment using integration of MCDM, Bayes theorem and RADAR technology. *Geocarto International*, v. 30, n. 4, p. 365-387, 2015.
- ABUTALEB, K.; AHMED, F. Modeling of urban change using remote sensing data and cellular automata technique. *Arabian Journal of Geosciences*, v. 9, n. 15, p. 656-666, 2016.
- ALBERTI, M. *Advances in urban ecology: integrating humans and ecological processes in urban ecosystems*. New York: Springer, 2008.
- ALEXANDRE, N. Z. *Análise integrada da qualidade das águas da Bacia do Rio Araranguá (SC)*. 288 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.
- ALSHARIF, A. A.; PRADHAN, B. Urban sprawl analysis of Tripoli Metropolitan city (Libya) using remote sensing data and multivariate logistic regression model. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, v. 42, n. 1, p. 149-163, 2014.

- ALSHARIF, A. A.; PRADHAN, B.; MANSOR, S.; SHAFRI, H. Z. M. Urban expansion assessment by using remotely sensed data and the relative Shannon entropy model in GIS: a case study of Tripoli, Libya. *Theoretical and Empirical Researches in Urban Management*, v. 10, n. 1, p. 55, 2015.
- AL-SHALABI, M.; BILLA, L.; PRADHAN, B.; MANSOR, S.; AL-SHARIF, A. A. A. Modelling urban growth evolution and land-use changes using GIS based cellular automata and SLEUTH models: the case of Sana'a metropolitan city, Yemen. *Environmental Earth Sciences*, v. 70, n. 1, p. 425-437, 2012.
- AL-SHALABI, M.; PRADHAN, B.; MANSOR, S.; ALTHUWAYNEE, O.; BILLA, L. Manifestation of remote sensing data in modeling urban sprawl using the SLEUTH model and brute force calibration: a case study of Sana'a City, Yemen. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, v. 41, n. 2, p. 405-416, 2013.
- ALVES, G. M. R.; FERREIRA, M. F. M. Uso do solo em áreas de preservação permanente (APP) na bacia do córrego do Pântano, município de Alfenas-MG. *Revista de Geografia*, v. 6, n. 4, p. 329-337, 2016.
- ANTROP, M. Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and Urban Planning*, v. 67, n. 1-4, p. 9-26, 2004.
- ARAÚJO SILVA, M. N. A.; COPQUE, A. C. D. S. M.; GIUDICE, D. S. Consequências das transformações ambientais no processo de expansão das cidades – o exemplo de Salvador/Bahia. In: ENCONTRO LATINO AMERICANO DE GEÓGRAFOS, 2007, Bogotá. *Anais... 2007*. Disponível em: <<http://observatoriogeograficoamericalatina.org.mx/egal12/Geografiasocioeconomica/Geografiaurbana/107.pdf>>. Acesso em: 17 fev. 2017.
- BEZERRA, M. C. L. Preservação ambiental e planejamento da expansão urbana: o caso do município de Toledo. *Inter-American Development Bank*, p. 22, 2013.
- BHATTA, B. *Analysis of urban growth and sprawl from remote sensing data*. Berlim: Heidelberg: Springer Verlag, 2010. 172 p.
- BRASIL. Presidência da República. *Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012*. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Brasília, 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 18 fev. 2017.
- BRUMES, K. R. Cidades: (re)definindo seus papéis ao longo da história. *Caminhos de Geografia*, v. 2, n. 3, p. 47-56, 2001.
- CAMPOS, J. B.; ZOCHE, J. J.; OOSTERBEEK, L. O uso da terra e as ameaças ao patrimônio arqueológico na região litorânea dos municípios de Araranguá e Içara, extremo sul de Santa Catarina, Brasil. In: LADWIG, N., SCHWALM, H. (Org.). *Gestão sócio ambiental das cidades no século XXI: teorias, conflitos e desafios*. Florianópolis: Insular, 2013. v. 1. p. 17-30.
- COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (CPRM). *Mapa geológico do quaternário costeiro do estado do Paraná e Santa Catarina*. Rio de Janeiro: CPRM, 1988.
- DADRAS, M.; SHAFRI, H. Z. M.; AHMAD, N.; PRADHAN, B.; SAFARPOUR, S. Spatio-temporal analysis of urban growth from remote sensing data in Bandar Abbas city, Iran. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, v. 18, n. 1, p. 35-52, 2015.
- DE ANDRADE, L. M. S.; ROMERO, M. A. B. A importância das áreas ambientalmente protegidas nas cidades. In: ENCONTRO NACIONAL DA ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO DE PESQUISA EM PLANEJAMENTO URBANO REGIONAL, 11., Salvador, 2005. *Anais... 2005*. v. 11. Disponível em: <<http://unuhospedagem.com.br/revista/rbeur/index.php/anais/index>>. Acesso em: 19 fev. 2017.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISAS AGROPECUÁRIAS (EMBRAPA). *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2006. 306 p.

- EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E DE EXTENSÃO RURAL DE SANTA CATARINA (EPAGRI). *Dados e Informações Biofísicas da Unidade de Planejamento Regional Litoral Sul Catarinense (UPR 8)*. Florianópolis: EPAGRI, 2001. 77 p.
- ESTEVAM, D. O.; JORGE, T. P.; SALVARO, G. I. J. Características socioeconômicas da região do extremo sul catarinense: uma análise entre o rural e o urbano. *Revista NECAT*, v. 3, n. 6, p. 31-56, 2014.
- FELIPPE, M. F.; MAGALHÃES JUNIOR, A. P. Consequências da ocupação urbana na dinâmica das nascentes em Belo Horizonte-MG. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE MIGRAÇÕES, 6., 2009. *Anais...* 2009. p. 1-19.
- FLORENZANO, T. G. *Imagens de satélite para estudos ambientais*. São Paulo: Oficina de Textos, 2002. 97 p.
- GROFFMAN, P. M.; CADENASSO, M. L.; CAVENDER-BARES, J.; CHILDERS, D. L.; GRIMM, N. B.; GROVE, J. M.; HOBBIE, S. E.; HUTYRA, L. R.; DARREL JENERETTE, G.; MCPHEARSON, T.; PATAKI, D. E.; PICKETT, S. T. A.; POUYAT, R. V.; ROSI-MARSHALL, E.; RUDDLELL, B. L. Moving Towards a New Urban Systems Science. *Ecosystems*, p. 1-6, 2016.
- HIGASHI, R. R. *Metodologia de uso e ocupação dos solos de cidades costeiras brasileiras através de SIG com base no comportamento geotécnico e ambiental*. 486 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.
- HOBOLD, P. A *história de Araranguá: reminiscências desde os primórdios até o ano de 1930*. Porto Alegre: Palmarinca, 1994. p. 9-58.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Censos demográficos*. 2017. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/mapa_site/mapa_site.php#populacao>. Acesso em: 22 fev. 2017.
- _____. *Manual técnico da vegetação brasileira*. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 271 p.
- JIANG, B.; YAO, X. Geospatial analysis and modelling of urban structure and dynamics: an overview. In: JIANG, B.; YAO, X. (Eds.). *Geospatial analysis and modelling of urban structure and dynamics*. New York: Springer, 2010. v. 99. p. 3-11.
- KREBS, A. S. J. *Contribuição ao conhecimento dos recursos hídricos subterrâneos da área correspondente à bacia Hidrográfica do Rio Araranguá, SC*. 375 f. Tese (Doutorado) – Programa de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.
- MARCON, L. *Análise da expansão urbana de Araranguá, SC e suas implicações ambientais: uma abordagem interdisciplinar*. 92 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2015.
- MOELLER, M. S. *Remote sensing for the monitoring of urban growth patterns*. International Institute for Sustainability, Arizona State University, Tempe, AZ. 2005. Disponível em: <<http://www.isprs.org/proceedings/XXXVI/8-W27/moeller.pdf>>. Acesso em: 22 fev. 2017.
- MOURA, A. R. D.; NUCCI, J. C. A verticalização como parâmetro na avaliação da qualidade ambiental urbana. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 13., Viçosa/MG. *Anais...* 2009. p. 1-14.
- NUCCI, J. C. *Qualidade ambiental e adensamento urbano: um estudo de ecologia e planejamento da paisagem aplicado ao distrito de Santa Cecília (MSP)*. Curitiba: Edição do Autor, 2008. 150 p. Disponível em: <www.Labs.ufpr.br/site/arquivos/qldade_amb_aden_urbano.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2017.
- OLIVEIRA, A. M. S.; BRITO, S. N. A. *Geologia de Engenharia*. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia, 1998. p. 488-497.
- PEREIRA NETO, J. B. XXI: O século das cidades no Brasil. In: MONTORO, G. C. F.; PASCHOINI, A. P. B.; LEITE, M. A. S.; GUIDOLIN, S. M.; FALCÓN, M. L. O.; MAGALHÃES, W. A.; LASTRES, H. M. M. (Orgs.). *Um olhar territorial para o desenvolvimento: Sul*. Rio de Janeiro: Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social, 2014. p. 270-309. Disponível em: <<https://web.bndes.gov.br/bib.jspui/handle/1408/2941>>. Acesso em: 10 fev. 2017.

- PRAMANIK, M. A.; STATHAKIS, D. Forecasting urban sprawl in Dhaka city of Bangladesh. *Environment and Planning B: Planning and Design*, v. 43, n. 4, p. 756-771, 2016.
- REIS, N. G. F. *Notas sobre urbanização dispersa e novas formas de tecido urbano*. São Paulo: Via das Artes, 2006.
- SALLES, M. C. T.; GRIGIO, A. M.; SILVA, M. R. F. Expansão urbana e conflito ambiental: uma descrição da problemática do município de Mossoró, RN – Brasil. *Sociedade & Natureza*, v. 25, n. 2, p. 281-290, 2013.
- SANTA CATARINA. Secretaria de Estado de Coordenação Geral e Planejamento. *Atlas escolar de Santa Catarina*. Florianópolis: SEPLAN, 1991. 135 p.
- SERVIÇO AUTÔNOMO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTO (SAMAE). Gestão de qualidade. Açude Valter Belizoni. 2017. Disponível em: <<http://site.samaeararangua.com.br/gestao->>. Acesso em: 12 fev. 2017.
- SHEIBE, L. F. (Org.). *Atlas Ambiental da Bacia do Rio Araranguá: Santa Catarina*. Florianópolis: UFSC/Cidade Futura, 2010. p. 8-53.
- STEWART, T. A.; PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L. How many principles of urban ecology are there? *Landscape Ecology*, p. 1-7, 11 fev. 2017.
- TOMINAGA, L. K.; AMARAL, R. do (Orgs.). *Desastres naturais: conhecer para prevenir*. São Paulo: Instituto Geológico, 2011. p. 13-97.
- WORLD BANK. *World development report 1984*. New Work: Oxford University Press, 1984.
- WU, J.; HE, C.; HUANG, G.; YU, D. Urban landscape ecology: past, present, and future. In: FU, B.; JONES, K. B. (Eds.), *Landscape Ecology for Sustainable Environment and Culture*. Dordrecht: Springer Netherlands, 2013. 368 p. Disponível em <https://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-94-007-6530-6_3#page-1>. Acesso em 25 fev. 2017.

COLETA SELETIVA: INFLUÊNCIA NOS HÁBITOS DE DESCARTE DA POPULAÇÃO EM LAVRAS, MINAS GERAIS

SELECTIVE COLLECTION: INFLUENCE ON THE WASTE DISPOSAL HABITS OF THE POPULATION IN LAVRAS, MINAS GERAIS

Hafez Tadeu Sadi Junior

Engenheiro civil pela Fundação Municipal para Educação Comunitária (FUMEC). Mestre em Tecnologias e Inovações Ambientais pela Universidade Federal de Lavras (UFLA) – Lavras (MG), Brasil.

Juliana Campos Amorim

Engenheira ambiental sanitária pela UFLA – Lavras (MG), Brasil.

Mariana Severo de Rezende Ribeiro

Engenheira ambiental sanitária pela UFLA – Lavras (MG), Brasil.

André Geraldo Cornélio Ribeiro

Engenheiro civil, mestre e doutor em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Professor do Departamento de Engenharia da UFLA – Lavras (MG), Brasil.

Ronaldo Fia

Engenheiro agrícola e ambiental e Doutor em Engenharia Agrícola pela UFV. Professor do Departamento de Engenharia da UFLA – Lavras (MG), Brasil.

Endereço para correspondência:

Ronaldo Fia – Departamento de Engenharia – Campus da UFLA – 37200-000 – Lavras (MG), Brasil – E-mail: ronaldofia@deg.ufla.br

Recebido: 10/09/2015

Aceito: 03/03/2017

RESUMO

Este trabalho teve por objetivo determinar a influência da coleta seletiva nos hábitos de descarte de resíduos sólidos domiciliares em Lavras, Minas Gerais, especificamente nos bairros: São Vicente, Caminho das Águas e Dona Flor, nos quais a coleta seletiva havia sido recentemente implantada; e Condomínio Flamboyants, Monte Líbano e Jardim Eldorado, nos quais a coleta seletiva já funcionava havia pelo menos cinco anos. Em outubro de 2013, aplicou-se nos bairros um questionário socioeconômico e de hábitos de descarte de resíduos que contemplou a forma de separação dos resíduos para a coleta seletiva e o descarte dos resíduos domiciliares especiais. Verificou-se que a população deve ser melhor informada sobre os resíduos sólidos, principalmente quanto à forma de separação. Conclui-se que a implantação de um processo de coleta seletiva sem a conscientização dos cidadãos não é garantia de bons resultados quanto à participação da população nem quanto à efetiva separação dos resíduos passíveis de reciclagem.

Palavras-chave: material reciclável; resíduos sólidos; educação ambiental.

ABSTRACT

The objective of this work was to determine the influence of selective collection on household solid waste disposal habits in Lavras, Minas Gerais, Brazil, specifically in the neighborhoods: São Vicente, Caminho das Águas and Dona Flor, where selective collection was recently implemented; and in Condomínio Flamboyants, Monte Líbano and Jardim Eldorado, where selective collection had already been in operation for at least five years. In October 2013, a questionnaire on socioeconomic factors and habits of waste disposal was applied to the neighborhoods, which included the form of separating waste for selective collection and the disposal of special household waste. It was found that the population should be better informed about solid waste, especially in regard to the form of separation. It was concluded that implementation of a selective collection process without awareness of the citizens is not a guarantee of good results regarding the participation of the population, nor with regards to effective separation of residues that can be recycled.

Keywords: recyclable material; solid wastes; environmental education.

INTRODUÇÃO

O desenvolvimento econômico, o crescimento populacional, a urbanização e a revolução tecnológica têm alterado os processos produtivos e o modo de vida e de consumo da população, ocasionando, de forma direta, um aumento, tanto em quantidade como em diversidade, na produção de resíduos sólidos.

Considerando que as necessidades humanas não são ilimitadas nem biologicamente fixadas, mas constantemente redimensionadas e condicionadas socialmente de acordo com as potencialidades e determinações produtivas (ZANETI *et al.*, 2009), torna-se evidente que a geração de resíduos não irá parar.

Segundo relatório publicado em 2013 pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), foi estimada uma produção de 1,3 bilhão de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) coletados no ano de 2012 na Terra. E há uma expectativa de que esse número chegue a 2,2 bilhões de toneladas em 2025. O crescimento de 1,20 para 1,42 kg hab⁻¹ d⁻¹ é devido ao aumento da população, à urbanização, à industrialização e ao desenvolvimento econômico (HYMAN *et al.*, 2013).

No Brasil, entre 2002 e 2009, a média da geração *per capita* de RSU variou de 0,75 a 0,96 kg d⁻¹, correspondendo a um aumento de 28% em 8 anos, enquanto o aumento populacional no período foi de apenas 8,3% (CAMPOS, 2012). As projeções mundiais da geração de RSU para o ano de 2100, para uma série de cenários de crescimento populacional e do produto interno bruto (PIB), evidenciam que o pico da geração de resíduos na Terra não vai acontecer neste século se as tendências atuais continuarem. A geração *per capita* e a caracterização dos resíduos sólidos têm a ver com o desenvolvimento econômico de um país, o poder aquisitivo e o correspondente consumo de uma população. Famílias mais abastadas, cidades maiores e países mais ricos apresentam indicadores de geração *per capita* de resíduos sólidos superiores às famílias mais pobres, às cidades menores e aos países em desenvolvimento (HOORNWEG *et al.*, 2013).

Assim, em função de um cenário preocupante, tem-se buscado reduzir o consumo de produtos e o desperdício de materiais, e incentivar a aquisição de produtos que tenham menos embalagens – ou que elas sejam recicláveis. Apesar de não ser a solução final para os

problemas dos RSU, a reciclagem posta em prática simultaneamente com as outras alternativas é um recurso a ser considerado para os problemas de escassez de espaços para os aterros e de matérias-primas para a indústria. Diante desses fatos, é fundamental que governo e sociedade assumam novas atitudes, visando a gerenciar de modo mais adequado a grande quantidade e a diversidade de resíduos que são produzidos diariamente nas empresas e residências (GOUVEIA, 2012; BESEN *et al.*, 2014).

Para a implantação do processo de gestão integrada dos resíduos sólidos, deve-se incluir um conjunto de atividades voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável. Diante do envolvimento social, a educação ambiental é um dos principais fatores e de maior importância na busca da solução para o problema apresentado (SANTIAGO & DIAS, 2012; PINHEIRO *et al.*, 2014).

O motivo de as pessoas fazerem ou não coleta seletiva, atitude indispensável para a implantação da reciclagem, tem sido objeto de estudo de pesquisadores que buscam compreender e verificar a influência deste e de outros comportamentos pró-ambientais. Participar do processo de gestão de resíduos sólidos em casa, por meio da separação, depende de características socio-demográficas e econômicas, atitudes ambientais, crenças e valores; da influência da família, dos amigos e das normas sociais; do acesso a instalações e serviços que permitam a participação na reciclagem; e do conhecimento, ou da falta dele, sobre as questões ambientais (THOMAS & SHARP, 2013).

Em um levantamento de dados feito por Troschinetz & Mihelcic (2009) em 22 países em desenvolvimento, incluindo o Brasil, foi verificado que as 2 maiores barreiras à reciclagem são, nesta ordem: educação ambiental sobre a gestão dos resíduos sólidos e conhecimento sobre o sistema de coleta e separação dos resíduos. Bolaane (2006) também observou, em países em desenvolvimento, a falta de educação e conscientização sobre práticas eficazes de gestão de resíduos; embora os cidadãos estivessem cientes da reciclagem e de outras técnicas sustentáveis, isso não se traduziu necessariamente em iniciativas de reciclagem.

Um melhor conhecimento sobre os resíduos e os impactos socioambientais por eles gerados melhora a habilidade da sociedade em reaproveitá-los e removê-los de forma adequada. Assim, para melhorar os índices de reciclagem é preciso incentivo à coleta seletiva, por meio da adequada separação dos diversos materiais, principalmente no momento da geração do resíduo. O primeiro passo da coleta seletiva diz respeito à realização de campanhas informativas de conscientização junto à população, convencendo-a da importância da reciclagem e orientando-a para que separe os resíduos. A efetividade de programas e as iniciativas de coleta seletiva requerem necessariamente o envolvimento dos cidadãos, considerados, no extremo da cadeia de produção e consumo, os geradores dos resíduos sólidos (BRINGHENTI & GUNTHER, 2011; ABD'RAZACK *et al.*, 2017).

Os índices de reciclagem no Brasil são baixos. Segundo dados divulgados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), por meio da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE, 2010b), 994 municípios do país realizaram coleta seletiva, representando 18% dos municípios brasileiros. Sendo que as Regiões Sul e Sudeste apresentaram maior quantidade de municípios, com 46 e 32,4%, respectivamente. De acordo com o Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA (2012), o número de municípios que adotaram a coleta seletiva de materiais recicláveis cresceu 120% de 2000

a 2008. Apesar da falta de informações fornecidas por 45,4% dos municípios brasileiros, pode-se afirmar que, pelo menos, em 20% do total de municípios brasileiros há alguma iniciativa de prestação do serviço de coleta seletiva executada diretamente pela prefeitura, por empresa contratada por ela ou por associações/cooperativas de catadores e outras entidades, desde que com alguma parceria com a prefeitura (BRASIL, 2014). Tendo em vista que a coleta seletiva é um dos instrumentos da Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS (BRASIL, 2010) e que esta deve constar nos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, o percentual observado no Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2012, realizado pela Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, do Ministério das Cidades, é relativamente pequeno.

Se a população faz a sua parte, separando corretamente os resíduos, e se o município conta com um programa de coleta seletiva, a qualidade dos produtos recicláveis aumenta, contribuindo para a renda dos catadores e para o aumento da reciclagem. Além de facilitar o retorno dos resíduos para os fabricantes e comerciantes, possibilitando, assim, o fluxo reverso, há também a diminuição dos materiais que vão para os aterros, contribuindo para a preservação do meio ambiente e para a melhora saúde da população (DEMAJOROVIC *et al.*, 2004).

OBJETIVOS

O objetivo principal deste estudo foi verificar a influência da coleta seletiva nos hábitos de descarte dos resíduos sólidos domiciliares (RSD) em três bairros do município

de Lavras, Minas Gerais, em que a coleta seletiva foi recentemente implantada, e em três outros bairros em que a coleta seletiva já ocorre há, pelo menos, cinco anos.

MATERIAL E MÉTODOS

Localização da coleta de dados

O trabalho foi realizado em seis bairros da cidade de Lavras, situada ao sul do Estado de Minas Gerais. Em 2010, Lavras possuía uma população estimada de 92.200 habitantes (IBGE, 2010a).

Foram selecionados os bairros São Vicente, Caminho das Águas e Dona Flor, nos quais a coleta seletiva havia sido recentemente implantada (aproximadamente três meses), e Jardim Eldorado, Monte Líbano e Condomínio Flamboyants, nos quais a coleta seletiva já ocorria há, aproximadamente, cinco anos.

Os bairros sem coleta seletiva (BSCS) São Vicente, Caminho das Águas e Dona Flor foram escolhidos em função da recente implantação, pela Associação de Catadores de Materiais Recicláveis de Lavras (ACAMAR), da coleta seletiva. Os três bairros apresentam população carente e são amparados pelo Centro de Referência da Assistência Social (CRAS) da cidade de Lavras.

No bairro Caminho das Águas existem 254 residências; em relação ao total de propriedades, os comércios representam 0,39%. O bairro Dona Flor apresenta

134 domicílios, sendo que 5,63% das propriedades são estabelecimentos comerciais. Já no bairro São Vicente, o maior em número de propriedades, são registradas 623 moradias e a porcentagem de estabelecimentos comerciais em relação às posses é de 3,56%. Os demais

Procedimento experimental

Uma análise social dos bairros foi realizada por meio de um questionário que avaliou a situação socioeconômica dos moradores com base nas informações do Critério de Classificação Econômica – Brasil (CCEB), de acordo com a Associação Brasileira das Empresas de Pesquisa – ABEP (2013). Além disso, os moradores foram questionados quanto aos diferentes tipos de resíduos gerados por eles e à destinação dada aos rejeitos. O questionário foi submetido ao Comitê de Ética em Pesquisa com Seres Humanos (COEP) da Universidade Federal de Lavras (UFLA), sob o protocolo nº 1887515.6.0000.0184.

O questionário foi aplicado em outubro de 2013. As perguntas relativas aos hábitos de descarte de RSU pelos munícipes abordaram o conhecimento sobre coleta seletiva e sobre a existência da coleta seletiva dos RSU no bairro de residência do entrevistado. O participante também foi questionado se realizava a separação dos resíduos sólidos para coleta seletiva e como lidava com o descarte dos resíduos especiais (como resíduos de serviços de saúde, óleo de cozinha, pilhas e baterias, resíduos eletroeletrônicos e lâmpadas fluorescentes).

Em função do número de residências, foram aplicados, respectivamente, 84, 108 e 117 questionários nos bairros Condomínio Flamboyants, Monte Líbano e Jardim Eldorado; e, respectivamente, 78, 128 e 135 questionários nos bairros Dona Flor, Caminho das Águas e São

bairros, com coleta seletiva (BCCS), são exclusivamente residenciais. O bairro Jardim Eldorado apresentou 367 moradias, o Monte Líbano, 288 domicílios, e o Condomínio Flamboyants, 165 residências. A coleta seletiva é realizada pela ACAMAR desde 2009 nos três bairros.

Vicente. Os questionários foram aplicados em todas as ruas dos bairros, intercalando as residências sempre que possível. A aplicação do questionário ocorreu das 18h às 21h nos dias da semana; nos sábados, em dois períodos: manhã (entre 8h e 12h) e tarde (entre 14h e 17h), pois nos horários comerciais normalmente a população não se encontrava em suas residências. O número de questionários (n) foi obtido pelas Equações 1 e 2 (LEVIN, 1987).

$$n = \frac{n_0}{1 + \frac{n_0}{n_1}} \quad (1)$$

Em que:

n_0 é dado pela equação 2 e

n_1 é o número de casas.

$$n_0 = \frac{Z_{\alpha}}{E} \times p \times (1 - p) \quad (2)$$

Em que:

$Z_{0,95} = 1,96$ (valor da distribuição normal para intervalo de confiança de 95%);

$p = 0,5$;

$E =$ erro (5%).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir da aplicação do questionário de avaliação socioeconômica verificou-se que apenas o bairro Dona Flor apresentou população da classe econômica D. Os bairros São Vicente e Caminho das Águas tinham apenas população das classes B e C, com predomínio da classe C. Já no bairro Condomínio Flamboyants a população é composta pelas classes A e B. A classe B é predominante nos bairros Monte Líbano e Jardim Eldorado, enquanto a classe D não foi observada (Figura 1).

Acredita-se que o bairro Dona Flor tenha apresentado um pequeno percentual da classe A e maior percentual total da classe B por estar localizado em uma região mais central da cidade de Lavras. Os bairros São Vicente e Caminho das Águas estão localizados em área periférica, tendo grande predominância da classe C. No Condomínio Flamboyants quase a totalidade da população pertence à classe A. Já nos bairros Monte Líbano e Jardim Eldorado a predominância é da classe B.

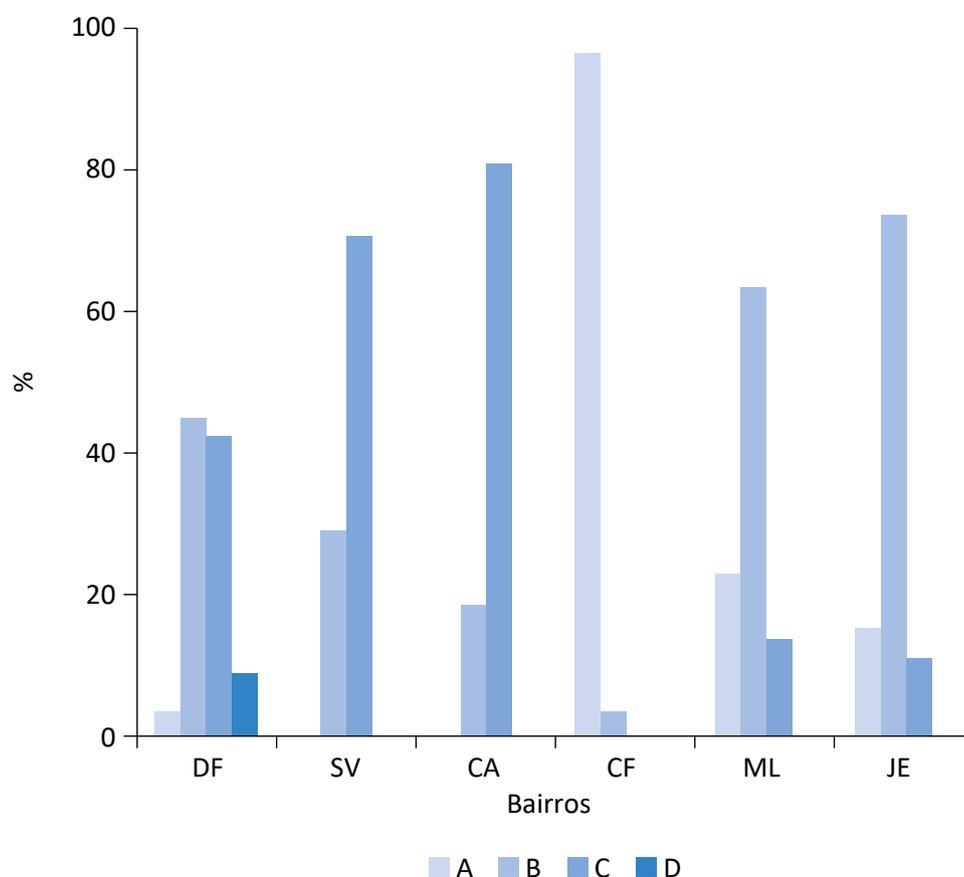
As classes sociais estão relacionadas à educação formal. Segundo Nogueira & Nogueira (2002), há correlação entre as desigualdades sociais e escolares; assim, pode-se inferir que quanto maior a classe social, maior o nível educacional formal da população daquele bairro (BARBOSA, 2007). Portanto, espera-se que uma sociedade informada gerencie seus resíduos adequadamente, tal como observado por Abd'Razack *et al.* (2017).

A classe social também influencia a quantidade e o tipo de resíduo produzido. Franco *et al.* (2016) verificaram, em cidades da região sul de Minas Gerais, que a geração de RSD foi maior nas famílias da classe B, enquanto a geração de matérias recicláveis foi maior em residências da classe A.

Ao serem questionados sobre o conhecimento da existência de coleta de resíduos sólidos no bairro, apenas

1,5% dos entrevistados do bairro Caminho das Águas disseram não haver coleta no local, o que pode implicar na disposição inadequada, como em córregos e lotes vagos. Os demais tinham conhecimento sobre a existência de tal atividade.

Embora não participasse ativamente, a maior parte das pessoas entrevistadas nos BSCS sabia o que é coleta seletiva, e mais de um terço da população não sabia o que é coleta seletiva (Figura 2A). A aplicação do questionário foi antes de a ACAMAR iniciar a coleta seletiva, o que indica a necessidade de uma campanha efetiva de conscientização para que o processo prospere a partir da participação em massa da população. Já nos BCCS, apenas uma pequena parcela da população desconhecia o conceito de coleta seletiva. Nos 3 bairros, mais de 75% da população participa da coleta seletiva



DF: Dona Flor; SV: São Vicente; CA: Caminho das Águas; CF: Condomínio Flamboyants; ML: Monte Líbano; JE: Jardim Eldorado.

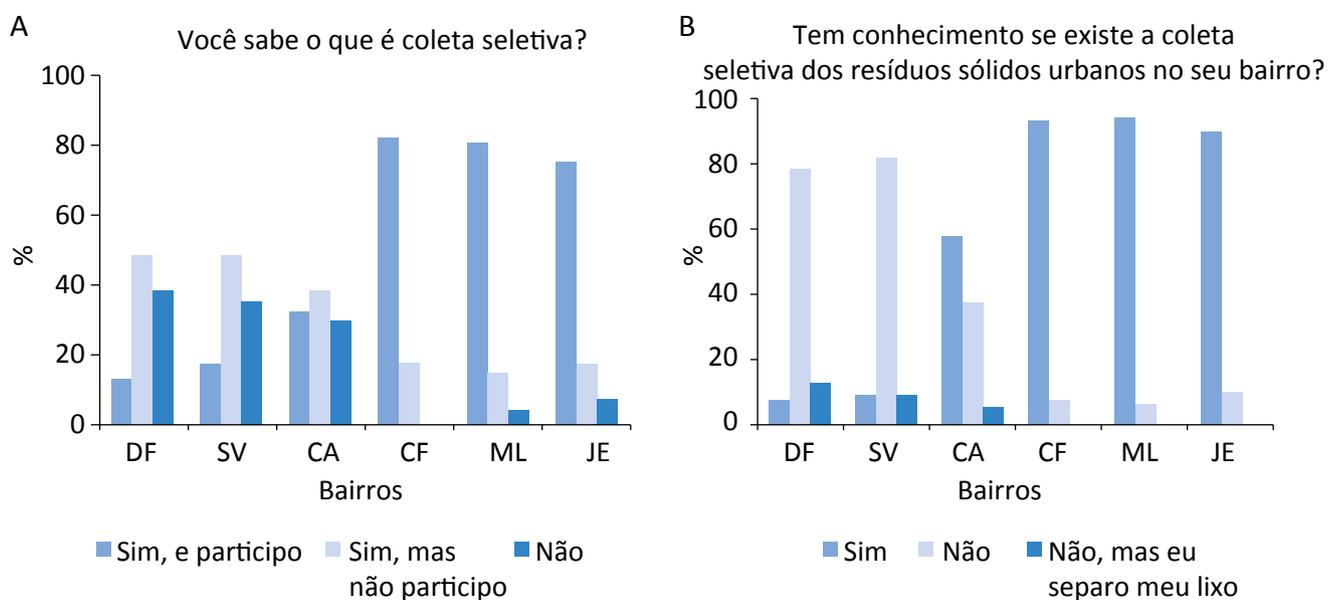
Figura 1 – Distribuição da população por classe socioeconômica nos bairros Dona Flor, São Vicente, Caminho das Águas, Condomínio Flamboyants, Monte Líbano e Jardim Eldorado em Lavras, Minas Gerais.

e mais de 90% da população tem conhecimento sobre a coleta seletiva no bairro em que reside (Figura 2B).

Thomas & Sharp (2013) evidenciaram, a partir de dados de literatura, que a prestação de serviços e o conhecimento de como reciclar desempenham um papel importante na inserção da comunidade nos processos de coleta seletiva e reciclagem. Verificaram, ainda, que o conhecimento sobre a reciclagem e a pressão social exercida pelo conhecimento de que outros indivíduos da comunidade fazem a separação dos resíduos em casa tiveram um efeito positivo no comportamento daqueles que não faziam a separação. Rispo *et al.* (2015) verificaram que uma das barreiras à coleta seletiva e à reciclagem no Reino Unido é a falta de conhecimento sobre quais materiais podem ser destinados para essa finalidade. Martin *et al.* (2006) relataram que a importância da educação, da informação sobre o processo de coleta seletiva e o retorno de informações dos processos de coleta seletiva e reciclagem para os participantes não podem ser subestimados. Destacaram também que em Bradford, Inglaterra, uma carta enviada a todos os participantes do processo de coleta seletiva, três meses após o lançamento do projeto,

informando-os sobre o seu desempenho, resultou em um maior número de novos participantes e aumento na coleta de materiais advindos daquelas residências que já participavam.

O fato de a maioria da população dos BSCS não ter conhecimento sobre a coleta seletiva ou não participar dela reflete no pequeno índice de separação dos resíduos em casa (Figura 3A), reafirmando a necessidade de uma campanha de esclarecimento e conscientização junto à população dos três bairros, para participação efetiva na separação dos resíduos passíveis de reciclagem e coletados pela ACAMAR. Nos BCCS, boa parte da população tem conhecimento sobre coleta seletiva e participa no movimento, o que reflete em alto índice de separação de resíduos (Figura 3A). Entretanto, apesar de um elevado índice de habitantes dos bairros Condomínio Flamboyants, Monte Líbano e Jardim Eldorado ter relatado fazer a coleta seletiva (82, 81 e 75%), os percentuais da população que separa os resíduos é inferior a esses valores, respectivamente, 76, 78 e 67%. A diferença se dá, provavelmente, devido à população que às vezes separa (6, 7 e 15%) e às vezes não separa os resíduos.

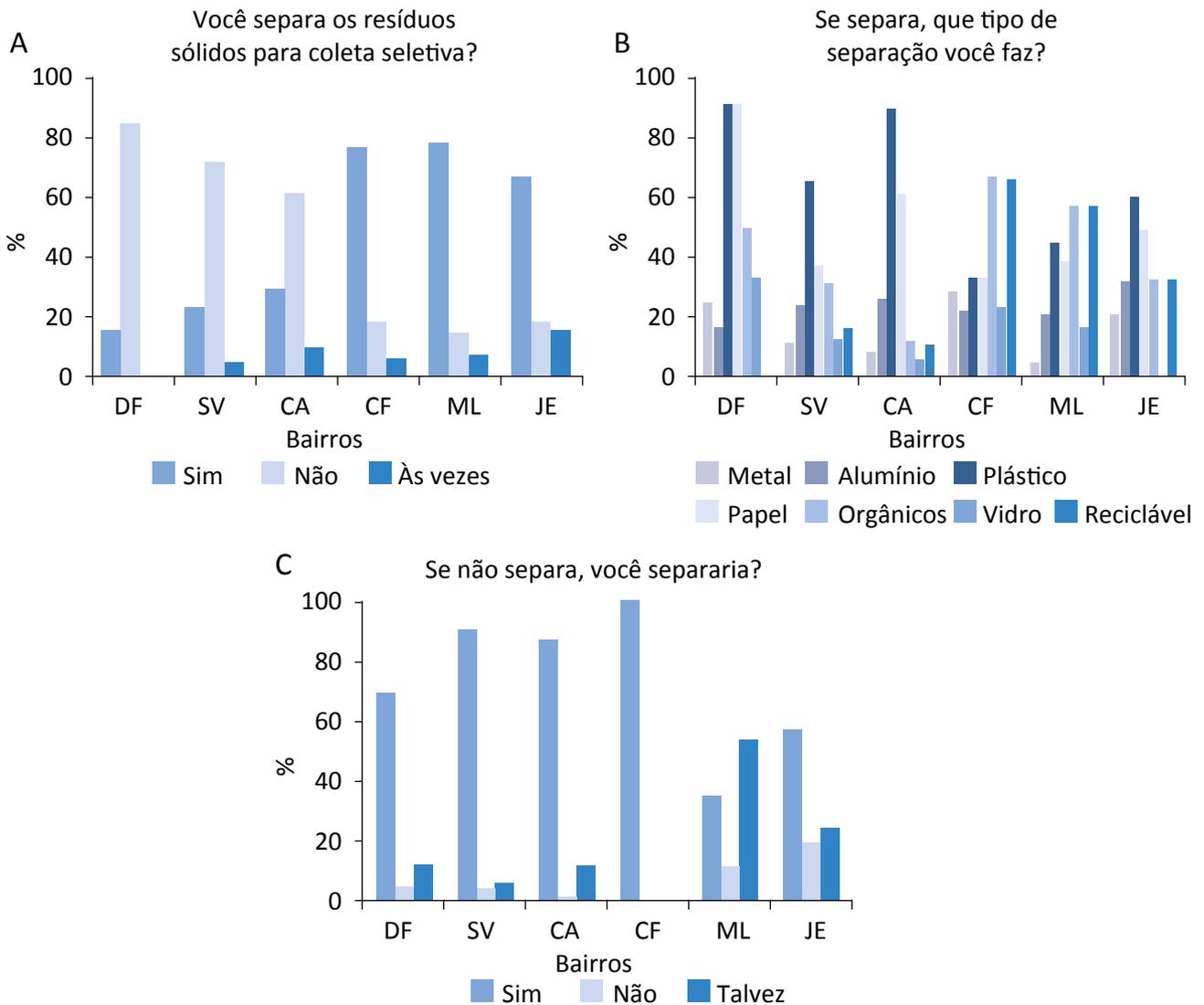


DF: Dona Flor; SV: São Vicente; CA: Caminho das Águas; CF: Condomínio Flamboyants; ML: Monte Líbano; JE: Jardim Eldorado.

Figura 2 – Resultado da pesquisa realizada junto à população dos bairros Dona Flor, São Vicente, Caminho das Águas, Condomínio Flamboyants, Monte Líbano e Jardim Eldorado, em Lavras, Minas Gerais, sobre o conhecimento do processo de coleta seletiva.

Cornieri & Fracalanza (2010) chamam a atenção para a diferenciação entre os termos “coleta seletiva” e “reciclagem”, considerados sinônimos por boa parte da população. Frequentemente, as pessoas declaram estar fazendo a reciclagem em suas casas, quando o que fazem é apenas separar previamente o lixo que será coletado. Assim, parte da população pode ter respondido erroneamente que sabia o que é coleta seletiva.

Entre o pequeno percentual da população que separa os seus resíduos nos BSCS, deve-se destacar a separação do alumínio, devido ao seu valor atrativo em relação aos demais materiais recicláveis, material muitas vezes vendido pela própria população. Na Nigéria, Abd’Razack *et al.* (2017) verificaram, por meio do relato dos catadores de materiais recicláveis, que a coleta e a venda de materiais recicláveis, especialmente latas de alumínio e sucatas metálicas, fornecem renda para



DF: Dona Flor; SV: São Vicente; CA: Caminho das Águas; CF: Condomínio Flamboyants; ML: Monte Líbano; JE: Jardim Eldorado.

Figura 3 – Resultado da pesquisa realizada junto à população dos bairros Dona Flor, São Vicente, Caminho das Águas, Condomínio Flamboyants, Monte Líbano e Jardim Eldorado, em Lavras, Minas Gerais, sobre a separação dos resíduos sólidos domiciliares.

atender à necessidade diária desses trabalhadores. Outros autores relataram que incentivos monetários motivaram os processos de separação e reciclagem, tal como observado por Troschinetz & Mihelcic (2009). Residências com maior densidade de pessoas normalmente vendem e reutilizam mais os resíduos, comparativamente às residências com menor número de habitantes e de maior poder aquisitivo (ABD'RAZACK *et al.*, 2013). Verifica-se que, entre os que separam os resíduos nos BCCS, a seleção é feita de acordo com os materiais recicláveis tradicionais (papel, plástico, metais, vidro) e a matéria orgânica (Figura 3B).

Os resultados obtidos por González-Torre *et al.* (2003), ao comparam a coleta seletiva em localidades da Espanha e dos Estados Unidos, reiteraram que o tempo gasto na separação dos resíduos e na destinação aos pontos de coleta é um importante fator para adesão ao processo de separação de resíduos pela população. Assim, a separação em apenas duas categorias – secos (papel, plástico, metais, vidro) e molhados (matéria orgânica e materiais não recicláveis) – torna o processo de separação mais ágil e pode incentivar maior número de pessoas a participar.

A maioria dos habitantes dos BSCS pesquisados disse ter disposição para realizar a separação dos resíduos para a reciclagem. Assim, nota-se que, se incentivada e informada, a população poderia contribuir para a implantação da coleta seletiva nos bairros (Figura 3C). Almeida (2012) e Bringham & Gunther (2011) verificaram que, sem conhecimento sobre o tema, a participação voluntária da população na coleta seletiva é baixa.

Entre as pessoas que não separam os resíduos nos BCCS, todas do Condomínio Flamboyants reportaram que separariam; já nos bairros Jardim Eldorado e Monte Líbano a maioria informou que separaria ou talvez separaria os resíduos. Tal fato implica em uma maior investida em trabalhos de conscientização ambiental, explicitando a importância do processo para o ambiente e para a cidade de uma forma geral. Destaque deve ser dado a uma pequena parcela da população dos bairros Monte Líbano (1%) e Jardim Eldorado (3%) que não tem interesse em participar do processo de gestão de RSD por meio da separação para a coleta seletiva (Figura 3C).

Para Shaw *et al.* (2007), a não participação das famílias no processo de separação dos resíduos pode ser

influenciada por vários fatores (por exemplo, circunstâncias, atitudes, conscientização e/ou compreensão sobre o processo de separação dos resíduos). Para desenvolver uma estratégia eficaz para estimular a separação dos resíduos entre os não participantes, é necessário colher informações para identificar se essas famílias apresentam atitudes pró-ambientais ou se a compreensão sobre o processo de coleta/reciclagem é inadequada, além de identificar se existem barreiras estruturais à participação (por exemplo, falta de espaço de armazenamento em casa entre os dias de coleta). Essas informações qualitativas podem ser obtidas por meio de questionários e entrevistas.

Nos bairros Jardim Eldorado, Monte Líbano e Condomínio Flamboyants, a iniciativa de coleta seletiva pela ACAMAR começou no início do ano de 2009, por isso a participação de maior parte da população no processo. Cornieri & Fracalanza (2010) verificaram que em Santo André, São Paulo, mesmo após dez anos de implantação da coleta seletiva, com toda a área urbana coberta por coleta seletiva porta a porta e com pontos de entrega voluntária, apenas cerca de 3% dos RSU do município não eram destinados ao aterro sanitário municipal. Os autores concluíram que o paradigma deve ser mudado, ou seja, ter coleta seletiva não significa só oferecer o serviço; também envolve coletar seletivamente com a participação dos municípios.

Rezende *et al.* (2013), ao avaliarem a composição gravimétrica dos RSD em diferentes períodos de tempo (2001 e 2010) em dois bairros da cidade de Jaú, São Paulo, verificaram que, mesmo após a implantação da coleta seletiva em 2001, foi observada a presença de resíduos recicláveis no montante a ser aterrado, mostrando que os resultados do programa de coleta seletiva iniciado em 2001 foram temporários.

A partir das experiências relatadas por Rezende *et al.* (2013) e Cornieri & Fracalanza (2010), em ambientes de estudo diferentes da cidade de Lavras, Minas Gerais evidencia-se a importância da continuidade das estratégias relacionadas não só à coleta seletiva, mas também à educação ambiental e ao marketing, para obtenção de sucesso no processo de coleta seletiva.

Martin *et al.* (2006) reforçaram a tese de que, embora a divulgação eficaz do processo de coleta seletiva seja essencial para o desempenho dos processos de coleta e reciclagem, também é necessário reforçar regular-

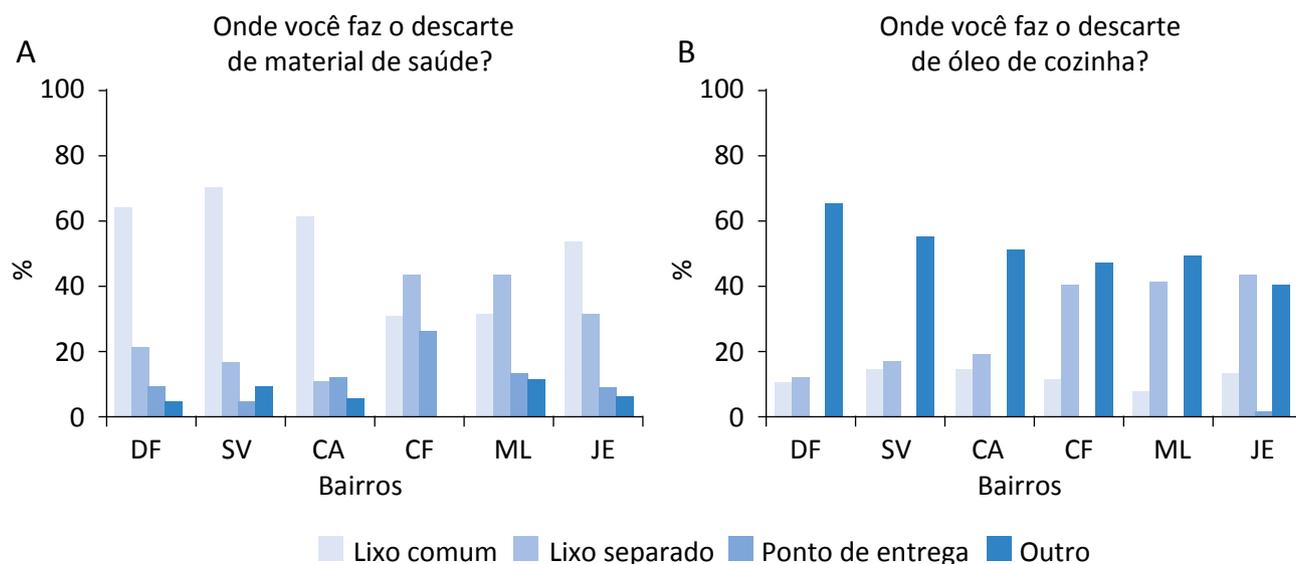
mente a mensagem para o público que já participa, talvez já cansado e se sentindo pouco recompensado pelo seu esforço voluntário.

Outro ponto a ser observado pela municipalidade é a gestão dos resíduos domiciliares especiais, que não devem ser destinados com os resíduos comuns (Figuras 4 e 5).

Verifica-se que os resíduos de serviços de saúde gerados nos domicílios são descartados, em sua maioria, com o lixo comum nos BSCS. Apesar de alguns dizerem que a destinação se dá de forma separada (Figura 4A), a coleta é realizada conjuntamente, e a mistura com o lixo comum faz com que o percentual de material vinculado à área de saúde seja ainda maior. Entre os outros destinos desse tipo de resíduos estão o vaso sanitário e a queima do material. Uma pequena parcela alegou não descartar este tipo de resíduo. Mesmo nos BCCS, os resíduos domiciliares especiais, tais como os resíduos de serviços de saúde gerados em casa, o óleo de cozinha, as pilhas e baterias, as lâmpadas fluorescentes e os eletroeletrônicos, muitas vezes são destinados de forma inadequada nos bairros onde existe o processo de coleta seletiva há algum tempo (Figuras 4 e 5). Quase metade dos entrevistados nos bairros Con-

domínio Flamboyants e Monte Líbano declarou descartar os resíduos de serviço de saúde em lixo separado. Porém, apesar da aparente conscientização dessa parte da população, é preocupante o destino dado a esses resíduos: provavelmente o vazadouro municipal. Já no bairro Jardim Eldorado a maioria da população descarta esse rejeito no lixo comum, sendo obrigatoriamente destinado ao vazadouro municipal. Subentende-se que o ponto de entrega seja nas farmácias comunitárias ou mesmo a destinação em farmácias que recolhem as sobras e/ou os medicamentos vencidos. Outro tipo de destinação, porém inadequada, é a disposição no solo (jardim/quintal) ou no vaso sanitário.

Deve-se destacar que a população muitas vezes não tem conhecimento sobre os diferentes componentes da gama de resíduos considerados de serviços de saúde. Além disso, o atendimento domiciliar aumentou significativamente por profissionais da Estratégia Saúde da Família (ESF). Nesse tipo de assistência, admite-se a permanência do paciente no domicílio, desde que com a utilização de alguns recursos hospitalares que garantam a sua assistência médica e o acompanhamento de equipe multidisciplinar, além da participação da família no cuidado (CONSONI & SIQUEIRA, 2007).

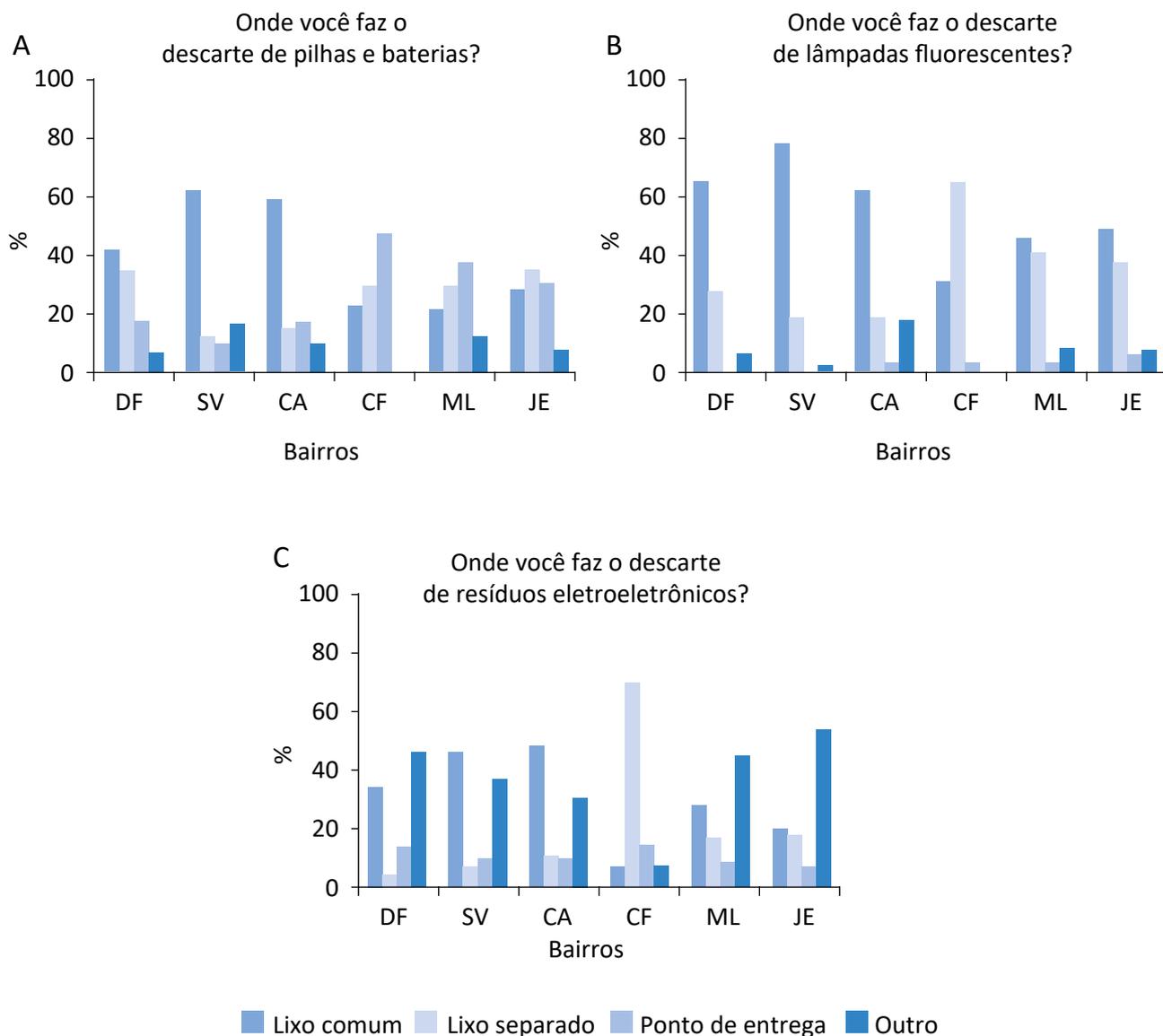


DF: Dona Flor; SV: São Vicente; CA: Caminho das Águas; CF: Condomínio Flamboyants; ML: Monte Líbano; JE: Jardim Eldorado.

Figura 4 – Resultado da pesquisa realizada junto à população dos bairros Dona Flor, São Vicente, Caminho das Águas, Condomínio Flamboyants, Monte Líbano e Jardim Eldorado, em Lavras, Minas Gerais, sobre o descarte de resíduos de serviços de saúde e óleo de cozinha gerados nas residências.

Alves *et al.* (2012), ao analisarem o manejo dos resíduos gerados pela assistência à saúde nos domicílios, observaram inadequações relacionadas às dificuldades inerentes ao manejo dos resíduos de serviços de saúde. E, mesmo que essa atividade seja desempenhada por profissionais da área da saúde, foi verificada a necessidade de qualificação do profissional e dos moradores e cuidadores.

Syed *et al.* (2012) verificaram que a gestão de resíduos de serviços de saúde gerados nas residências da capital de Bangladesh é pior quando comparada à gestão desse tipo de resíduo em todo o país, porque as pessoas em casa não estão cientes dos efeitos que esses resíduos perigosos podem causar sobre a saúde. Em Bangladesh, a maioria dos cuidadores é de idade avançada e mistura os resíduos de serviço de saúde



DF: Dona Flor; SV: São Vicente; CA: Caminho das Águas; CF: Condomínio Flamboyants; ML: Monte Líbano; JE: Jardim Eldorado.

Figura 5 – Resultado da pesquisa realizada junto à população dos bairros Dona Flor, São Vicente, Caminho das Águas, Condomínio Flamboyants, Monte Líbano e Jardim Eldorado, em Lavras, Minas Gerais, sobre destinação dos resíduos eletroeletrônicos, pilhas e baterias e lâmpadas fluorescentes.

com resíduos domésticos. Nesse sentido, Ikeda (2014) conclui que é fundamental o treinamento de cuidadores e enfermeiros quanto à gestão dos resíduos de serviços de saúde, para que esses profissionais auxiliem os pacientes na gestão residencial (separação e destinação adequadas).

Quanto ao óleo de cozinha, nota-se que a maioria da população dos BSCS não destina esse resíduo no lixo comum, nem mesmo de forma separada (Figura 4B): há descarte na pia da cozinha, no esgoto ou no solo; verificam-se também outros usos desse material, como a fabricação de sabão. Destaque deve ser dado ao percentual que o reutiliza para fabricação de sabão caseiro, sendo 48, 41 e 45% nos bairros Dona Flor, São Vicente e Caminho das Águas. Nos BCCS, cerca de 40% destinam esse resíduo de modo separado (Figura 4B). Quando a ACAMAR faz esse tipo de coleta, o óleo é destinado para a fabricação de biodiesel. Destacam-se outros tipos prevalentes de destinação final ao resíduo nos bairros Flamboyants, Monte Líbano e Jardim Eldorado, respectivamente: fabricação de sabão ou doação para a fabricação de sabão (38, 31 e 24%) e despejo no solo (6, 7 e 2%).

A atividade de fabricar sabão a partir do óleo de cozinha usado vai ao encontro de uma tendência nacional, em que tal atividade tem sido incentivada em diferentes cidades brasileiras no intuito de reduzir a poluição e de promover a cidadania e o desenvolvimento social e econômico de populações de baixa renda (PEREIRA & LEWANDOWISK, 2013).

Apesar de acondicionar de forma separada os rejeitos, a maioria das pessoas dos BSCS descarta as pilhas e baterias e as lâmpadas fluorescentes no lixo comum (Figuras 5A e 5B). Entre os outros tipos de descarte das pilhas e baterias encontram-se: a queima, o enterramento em casa e o acúmulo em casa (guarda o resíduo), por haver dúvida quanto à destinação correta. Provavelmente, após acumular uma grande quantidade em casa, há destinação incorreta no ambiente. Já as lâmpadas fluorescentes sem uso são queimadas ou enterradas pela maior parte da população que não destina esse material ao lixo comum. Deve-se destacar que 14% da população entrevistada no bairro Caminho das Águas relatou não fazer uso desse tipo de lâmpada.

É provável que uma parcela de menor poder aquisitivo da população dos bairros não utilize lâmpadas fluo-

rescentes, em função do custo inicial desse produto. Entretanto, como não são mais fabricadas lâmpadas incandescentes de maior potência no país, o uso das lâmpadas fluorescentes deverá crescer, aumentando, conseqüentemente, a geração desse tipo de resíduo.

A destinação de pilhas e baterias nos BCCS é realizada por boa parte da população em pontos de entrega ou de modo separado (Figuras 5A e 5B). Já para as lâmpadas fluorescentes, boa parte vai para o lixo comum ou é separada. Contudo, a discussão é a mesma referente aos resíduos de serviços de saúde: não há coleta específica, por isso acredita-se que o vazadouro municipal seja o destino final de tais resíduos.

A Figura 5 destaca o início do processo de logística reversa de pilhas e baterias instituído pela Resolução CONAMA n° 257 (BRASIL, 1999), alterado pela Resolução CONAMA n° 401 (BRASIL, 2008) e confirmado pela PNRS (BRASIL, 2010). Na cidade existem pontos de coleta em algumas revendedoras de aparelhos celulares, posto central dos Correios (atualmente desativado) e em uma drogaria localizada na região central. A existência de pontos de coleta facilita a destinação adequada pelos moradores. E como a produção geralmente é esporádica, facilita o armazenamento temporário na residência e a destinação posterior adequada dos resíduos. A falta de uma exigência legal anterior à PNRS faz com que a mesma iniciativa não seja observada para as lâmpadas fluorescentes e os eletroeletrônicos, pois não há pontos de coleta específicos na cidade, apesar de a PNRS obrigar quem fabrica ou comercializa a recolher o material. Porém, “a forma de se fazer” ainda não foi regulamentada.

Em revisão sobre o tema, Inglezakis & Moustakas (2015) descreveram que a legislação da União Europeia existente não prevê regras explícitas para a gestão (coleta e tratamento) nem definição específica para a classificação dos resíduos perigosos gerados nas residências. Conseqüentemente, a situação é bastante confusa tanto para os cidadãos como para as autoridades responsáveis pelos resíduos. Não há nenhuma exigência legal para as pessoas separarem os resíduos perigosos em casa. Apesar da ausência de regulamentos específicos para a União Europeia, alguns países, como o Reino Unido, a Holanda e a Suécia, por exemplo, adotaram de forma independente legislação específica. Couto *et al.* (2013) relataram que em Portugal só houve melhora no manejo de resíduos perigosos ge-

rados nas residências com o desenvolvimento de uma legislação mais rígida e maior esforço governamental nas duas últimas décadas. Na ausência de regulamentos obrigatórios para os cidadãos residentes na União Europeia, a cobrança e, conseqüentemente, a gestão dos resíduos perigosos dependem de esquemas voluntários baseados na responsabilidade compartilhada pelos resíduos, semelhante ao processo de logística reversa. Em geral, os cidadãos devem classificar e segregar os resíduos perigosos, armazená-los e, em seguida, levá-los para um local de coleta.

Na Indonésia, Aprilia *et al.* (2013) observaram que, apesar de existirem políticas para a gestão adequada dos resíduos por meio da separação e do tratamento, 91% dos resíduos perigosos são destinados com os demais resíduos residenciais. Assim, os autores concluíram que a implementação deve ser continuada para se tornar eficaz, e que a separação dos resíduos na fonte exige forte empenho e consciência da população, juntamente com o mecanismo regulador por parte dos governantes.

Em relação aos eletroeletrônicos nos BSCS, verifica-se tanto a destinação no lixo comum quanto aqueles que guardam este tipo de subproduto (39,7; 7,4 e 12,5%, nos bairros Dona Flor, São Vicente e Caminho das Águas, respectivamente). Há ainda aqueles que relatam que não geram esse tipo de resíduo (Figura 5C). Nos BCCS, a separação dos resíduos eletroeletrônicos pode estar associada à coleta realizada pela ACAMAR, quando o resíduo é disposto separadamente junto aos resíduos tradicionalmente coletados no processo de coleta seletiva. Destaca-se que, nos bairros Monte Líbano e Jardim Eldorado, em média 21% dos entrevistados nunca descartaram esse tipo de resíduo e 22% guardam o resíduo.

Franco & Lange (2011) relataram que um dos fatores do sucesso dos sistemas de gerenciamento de resíduos

eletroeletrônicos em países desenvolvidos se deve ao fato de a legislação vigente adotar o princípio da responsabilidade estendida do produtor, cobrando, entre outras atitudes, a logística reversa. Tendo em vista a recente legislação brasileira sobre a logística reversa, é de se pensar que a gestão só terá sucesso no Brasil daqui a alguns anos, a partir de leis e resoluções complementares que norteiem situações específicas da logística reversa de eletroeletrônicos.

Em países da Europa, onde a diretriz para o manejo de resíduos eletroeletrônicos é mais antiga, datada de 1996, Favot *et al.* (2016) relataram que os municípios continuam sendo os atores mais importantes nas operações de coleta de resíduos eletroeletrônicos, sendo recompensados monetariamente pela quantidade coletada. Os recursos vêm das empresas produtores de equipamentos eletroeletrônicos. Assim, além da legislação, uma maior integração dos diferentes atores envolvidos no processo de logística reversa deverá melhorar a gestão desse tipo de resíduo.

A questão de a população dos BCCS separar os resíduos recicláveis e não separar alguns resíduos que devem ter acondicionamento e destinação diferenciados pode estar relacionada à sua falta de conhecimento (educação ambiental) sobre os resíduos sólidos, o que prejudica o seu entendimento quanto à importância da gestão dos mesmos para a saúde pública e para o ambiente. Apesar de a maior parte dos habitantes dos três bairros participar da coleta seletiva, o maior incentivador de participação no processo pode ter sido o próprio ambiente do bairro, a conversa com os vizinhos, e não necessariamente o entendimento sobre a importância da gestão dos resíduos sólidos domiciliares. Esse é um fato preocupante e que deve ser considerado pela municipalidade no que tange à continuidade de um processo de coleta seletiva eficaz nos bairros estudados.

CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos, conclui-se que a implantação de um processo de coleta seletiva sem o incentivo e a conscientização dos cidadãos não é garantia de bons resultados quanto à participação da população nem quanto à efetiva separação dos resíduos passíveis de reciclagem.

A realização de um programa de educação ambiental junto à população dos bairros com a implantação recente da coleta seletiva pode estimular a maior par-

ticipação dos munícipes na separação dos materiais passíveis de serem reciclados, reduzindo os resíduos destinados ao vazadouro municipal.

Um trabalho ainda maior deve ser realizado junto à população no que se refere aos resíduos sólidos domiciliares especiais, para acondicionamento e destinação final adequados, reduzindo o impacto ambiental da disposição inadequada dos resíduos no ambiente.

REFERÊNCIAS

- ABD'RAZACK, N. T. A.; MEDAYESE, S. O.; SHAIBU, S. I.; ADELEYE, B. M. Habits and benefits of recycling solid waste among households in Kaduna, North West Nigeria. *Sustainable Cities and Society*, v. 28, p. 297-306, 2017.
- ABD'RAZACK, N. T. A.; YUSUF, A. E.; UTANGE, J. Z. An appraisal of solid wastegeneration and management in Jalingo city, Nigeria. *Journal of Environment and Earth Science*, v. 3, n. 9, p. 20-28, 2013.
- ALMEIDA, R.G. Estudo da geração de resíduos sólidos domiciliares urbanos do município de Caçador SC, a partir da caracterização física e composição gravimétrica. *Ignis*, v. 1, n. 1, p. 51-70, 2012.
- ALVES, S. B.; SOUZA, A. C. S.; TIPPLE, A. F. V.; REZENDE, K. C. D.; REZENDE, F. R.; RODRIGUES, E. G. Manejo de resíduos gerados na assistência domiciliar pela Estratégia de Saúde da Família. *Revista Brasileira de Enfermagem*, v. 65, n. 1, p. 128-134, 2012.
- APRILIA, A.; TEZUKA, T.; SPAARGAREN, G. Inorganic and hazardous solid waste management: Current status and challenges for Indonesia. *Procedia Environmental Sciences*, v. 17, p. 640-647, 2013.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE PESQUISA (ABEP). Alterações na aplicação do Critério Brasil, válidas a partir de 01/01/2013. *Critério de Classificação Econômica no Brasil*. 2013. Disponível em: <http://www.abep.org/criterio-brasil>. Acesso em: 7 ago. 2013.
- BARBOSA, M. L. A. As desigualdades diante da educação e seus efeitos sociais. *Caderno CRH*, v. 20, n. 49, p. 9-13, 2007.
- BESEN, G. R.; RIBEIRO, H.; GUNTHER, W. M. R.; JACOBI, P. R. Coleta seletiva na Região Metropolitana de São Paulo: impactos da Política Nacional de Resíduos Sólidos. *Ambiente & Sociedade*, v. 17, n. 3, p. 259-278, 2014.
- BOLAANE, B. Constraints to promoting people centred approaches in recycling. *Habitat International*, v. 30, p. 731-740, 2006.
- BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 2010. p. 3-84.
- _____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama n.º 257, de 30 de junho de 1999. Estabelece que pilhas e baterias que contenham em suas composições chumbo, cádmio, mercúrio e seus compostos, tenham os procedimentos de reutilização, reciclagem, tratamento ou disposição final ambientalmente adequados. *Diário Oficial da União*, Brasília, 1999. p. 28-29.
- _____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama n.º 401, de 4 de novembro de 2008. Estabelece os limites máximos de chumbo, cádmio e mercúrio para pilhas e baterias comercializadas no território nacional e os critérios e padrões para o seu gerenciamento ambientalmente adequado, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 2008. p. 108-109.
- _____. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. *Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2012*. Brasília: MCIDADES/SNSA, 2014. 143 p.
- BRINGHENTI, J. R.; GUNTHER, W. M. R. Participação social em programas de coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 16, n. 4, p. 421-430, 2011.
- CAMPOS, H. K. T. Renda e evolução da geração per capita de resíduos sólidos no Brasil. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 17, n. 2, p. 171-180, 2012.
- CONSONI, A. J.; SIQUEIRA, A. O. Considerações sobre resíduos sólidos de serviço de saúde na assistência domiciliar. *Revista Gestão Integrada Saúde, Trabalho e Meio Ambiente*, v. 1, n. 3, p. 1-9, 2007.

CORNIERI, M. G.; FRACALANZA, A. P. Desafios do lixo em nossa sociedade. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 16, p. 57-65, 2010.

COUTO, N.; SILVA, V.; MONTEIRO, E.; ROUBOA, A. Hazardous waste management in Portugal: an overview. *Energy Procedia*, v. 36, p. 607-611, 2013.

DEMAJOROVIC, J.; BESEN, G. R.; RATHSAM, A. A. Gestão compartilhada dos resíduos sólidos – novos atores e conflitos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 2004, Florianópolis. *Anais...* São Paulo: Instituto de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável, 2004. p. 1286-1295.

FAVOT, M.; VEIT, R.; MASSARUTTO, A. The evolution of the Italian EPR system for the management of household Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE). Technical and economic performance in the spotlight. *Waste Management*, v. 56, p. 431-437, 2016.

FRANCO, C. S.; OLIVEIRA, L. F. C.; SILVA, A. M.; FIA, R.; MOREIRA, S. N. Household solid waste: Influence of city size and economic class in Southern Minas Gerais, Brazil. *The Journal of Solid Waste Technology and Management*, v. 42, n. 4, p. 308-318, 2016.

FRANCO, R. G. F.; LANGE, L. C. Estimativa do fluxo dos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos no município de Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 16, n. 1, p. 73-82, 2011.

GONZÁLEZ-TORRE, P. L.; ADENSO-DÍAZ, B.; RUIZ-TORRES, A. Some comparative factors regarding recycling collection systems in regions of the USA and Europe. *Journal of Environmental Management*, v. 69, p. 129-138, 2003.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 17, n. 6, p. 1503-1510, 2012.

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P.; KENNEDY, C. Waste production must peak this century. *Nature*, v. 502, p. 615-617, 2013.

HYMAN, M.; TURNER, B.; CARPINTERO, A. *Guidelines for national waste management strategies: moving from challenges to opportunities*. Nairobi: United Nations Environment Programme, 2013. 108 p.

IKEDA, Y. Importance of patient education on home medical care waste disposal in Japan. *Waste Management*, v. 34, p. 1330-1334, 2014.

INGLEZAKIS, V. J.; MOUSTAKAS, K. Household hazardous waste management: a review. *Journal of Environmental Management*, v. 150, p. 310-321, 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Censo Demográfico 2010*. 2010a. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=313820&search=minas-gerais|lavras>>. Acesso em: 7 ago. 2013.

_____. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008*. Rio de Janeiro: IBGE, 2010b.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). *Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos*. Relatório de Pesquisa. Brasília: IPEA, 2012. 77 p.

LEVIN, J. *Estatística Aplicada a Ciências Humanas*. 2. ed. São Paulo: Harper & Row, 1987. 392p.

MARTIN, M.; WILLIAMS, I. D.; CLARK, M. Social, cultural and structural influences on household waste recycling: A case study. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 48, p. 357-395, 2006.

NOGUEIRA, C. M. M.; NOGUEIRA, M. A. A sociologia da educação de Pierre Bourdieu: limites e contribuições. *Educação & Sociedade*, v. 23, n. 78, p. 15-36, 2002.

PEREIRA, C. S. S.; LEWANDOWISK, H. Fábrica comunitária de sabão ecológico: ganhos ambientais e sociais. *Ambiência*, v. 9, n. 3, p. 663-672, 2013.

PINHEIRO, L. R.; AMARAL, M. F.; LISBOA, C. P.; CARGNIN, T. M. Sujeitos, políticas e educação ambiental na gestão de resíduos sólidos. *Educação e Realidade*, v. 39, n. 2, p. 535-556, 2014.

REZENDE, J. H.; CARBONI, M.; MURGEL, M. A. T.; CAPPS, A. L. A. P.; TEIXEIRA, H. L.; SIMÕES, G. T. C.; RUSSI, R. R.; LOURENÇO, B. R. L.; OLIVEIRA, C. A. Composição gravimétrica e peso específico dos resíduos sólidos urbanos em Jaú (SP). *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 18, n. 1, p. 1-8, 2013.

RISPO, A.; WILLIAMS, I. D.; SHAW, P. J. Source segregation and food waste prevention activities in high-density households in a deprived urban área. *Waste Management*, v. 44, p. 15-27, 2015.

SANTIAGO, L. S.; DIAS, S. M. F. Matriz de indicadores de sustentabilidade para a gestão de resíduos sólidos urbanos. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 17, n. 2, p. 203-212, 2012.

SHAW, P. J.; LYAS, J. K.; MAYNARD, S. J.; VAN VUGT, M. On the relationship between set-out rates and participation ratios as a tool for enhancement of kerbside household waste recycling. *Journal of Environmental Management*, v. 83, p. 34-43, 2007.

SYED, E. H.; MUTAHARA, M.; RAHMAN, M. Medical waste management (MWM) in Dhaka, Bangladesh: it's a review. *Home Health Care Management & Practice*, v. 24, n. 3, p. 140-145, 2012.

THOMAS, C.; SHARP, V. Understanding the normalisation of recycling behaviour and its implications for other pro-environmental behaviours: a review of social norms and recycling. *Resources, Conservation and Recycling*, v.79, p.11-20, 2013.

TROSCHINETZ, A. M.; MIHELICIC, J. R. Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. *Waste Management*, v. 29, p. 915-923, 2009.

ZANETI, I. C. B. B.; SÁ, L. M.; ALMEIDA, V. G. Insustentabilidade e produção de resíduos: a face oculta do sistema do capital. *Sociedade e Estado*, v. 24, n. 1, p. 173-192, 2009.

SUSTENTABILIDADE EM SISTEMAS AGRÍCOLAS INTEGRADOS: UMA APLICAÇÃO DO MÉTODO MESMIS EM COOPERATIVA DE PEQUENOS PRODUTORES RURAIS

SUSTAINABILITY IN INTEGRATED AGRICULTURAL SYSTEMS:
APPLICATION OF THE METHOD MESMIS IN COOPERATIVE OF SMALL FARMERS

Maria de Fátima Martins

Doutora em Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). Professora do curso de Administração e do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais da UFCG – Campina Grande (PB) – Brasil.

Gesinaldo Ataíde Cândido

Doutor em Engenharia de Produção pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Professor do curso de Administração e do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais da UFCG – Campina Grande (PB) – Brasil.

Alcimara Batista Aires

Graduada em Administração pela UFCG – Campina Grande (PB) – Brasil.

Endereço para correspondência:

Maria de Fátima Martins –
Rua Maria Aparecida Carneiro, 280 –
Catolé – 58410-367 – Campina
Grande (PB) – Brasil – E-mail:
fatimamartins2005@gmail.com

Recebido: 03/10/2015

Aceito: 07/02/2017

RESUMO

O objetivo deste artigo é analisar a sustentabilidade de sistemas agrícolas com atividades integradas (hidroponia, dessalinização, microalga e aquaponia), tendo como objeto de estudo as atividades da Cooperativa Hidroçu, em São João do Cariri (PB), a partir do Método MESMIS. A pesquisa é caracterizada como descritiva, exploratória e de abordagem quali-quantitativa. Para coleta de dados, utilizou-se de pesquisa documental e de campo. Para análise das informações, triangulação dos dados primários e secundários, embasamento teórico e percepção dos pesquisadores foram empregados. Os resultados evidenciam que as atividades agrícolas da Cooperativa apresentam média contribuição à sustentabilidade no tocante às dimensões econômica e social, e alta contribuição em relação ao aspecto ambiental, por meio de processos integrados, nos quais a hidroponia permite redução dos impactos da atividade agrícola no solo e na preservação dos recursos naturais. Assim, a Cooperativa é vista pelos cooperados como alternativa promissora que gera emprego e renda em uma região caracterizada por longos períodos de estiagem, que inviabilizam a atividade agrícola convencional.

Palavras-chave: agroecossistemas; hidroponia; cooperativismo; indicadores; semiárido; método MESMIS.

ABSTRACT

The aim of this paper is to assess the sustainability in farming systems with integrated activities (hydroponics, desalination, microalga and aquaponics), with the activities of Hidroçu Cooperative, in São João do Cariri (state of Paraíba, Brazil) as the object of study. The application of the MESMIS Method was employed in such assessment. This research is characterized as descriptive, exploratory, with a qualitative and quantitative approach. For data collection, desk and field research were used. For analysis of the information gathered, triangulation of primary and secondary data, theoretical background and the perception of researchers were employed. The results showed that the agricultural activities of the Cooperative have average contribution to sustainability with regard to economic and social dimensions, and high environmental contribution through integrated processes, in which hydroponics allows the reduction of the impacts of agriculture on soil and preservation of natural resources. Thus, the Cooperative is seen by its associates as a promising alternative that generates jobs and income in a region characterized by long periods of droughts that prevent conventional agriculture.

Keywords: agroecosystems; hydroponic; cooperativism; indicators; semi-arid; MESMIS method.

INTRODUÇÃO

Os processos de desenvolvimento pelos quais a sociedade moderna já passou ao longo de sua evolução tiveram implicações, tais como: a degradação da base de recursos naturais, o aumento da poluição ambiental, a elevação nos níveis de desigualdade social e de concentração de riqueza, entre outros problemas. Como resposta a essas questões, o conceito de desenvolvimento sustentável surge com a proposta de incorporar outras dimensões às questões econômicas, para resultar em um modelo de desenvolvimento futuro equitativo em distribuição e exploração dos recursos naturais.

Diante dessas questões, as atividades econômicas tiveram de se adaptar para atender às exigências desse novo modelo de desenvolvimento, em que estratégias, processos, atitudes, ações, entres outros aspectos precisaram ser modificados para gerar produtos e serviços que atendessem a essa nova realidade. No contexto das atividades agrícolas, verifica-se uma nova postura dos produtores no sentido de produzir com o menor impacto negativo possível na sociedade e no meio ambiente, buscando gerar rendimentos econômicos, melhoria da qualidade de vida e preservação das condições ambientais locais.

Marques e Oliveira (2016) chamam a atenção para a emergência de uma agricultura alternativa com a possibilidade de introdução de novas práticas, discussões, performances, instituições para um reposicionamento dos modos locais de organização em torno de uma agricultura ecológica, baseada em práticas locais de produção que se apresentam na contramão da modernização, caracterizadas principalmente pela ausência de agrotóxicos. Esse tipo de produção se refere a um conjunto de práticas produtivas e processos sociais que resultam na incorporação de valores socioambientais na produção agrícola. Constitui um sistema orgânico de produção agropecuária com técnicas específicas e otimização do uso dos recursos naturais e socioeconômicos, normatizados pela Lei nº 10.831/2003.

Destacam-se alguns fatores de fundamental importância para a construção de uma nova percepção e das discussões atuais em torno do desenvolvimento rural e das práticas produtivas: a introdução da agricultura familiar e seu potencial como modelo social, econômico e produtivo para a sociedade brasileira; a crescente influência e ação do Estado no meio rural, que se deu

tanto por meio das políticas para a agricultura familiar como por ações relacionadas à reforma agrária, à segurança alimentar, entre outras; as mudanças no âmbito político e ideológico, em que, por um lado, setores das elites agrárias contrários às mudanças, particularmente no apoio às políticas sociais e de caráter compensatório, viram-se forçados a mudar de posição enquanto, por outro lado, foi sendo construída uma argumentação que visava descortinar as diferenças fundamentais existentes no universo de produtores da agricultura brasileira; e, por último, foram as discussões sobre o desenvolvimento rural relacionado ao tema da sustentabilidade ambiental (SCHNEIDER, 2010), ampliando-se as discussões atuais para a sustentabilidade agrícola, que envolve outras dimensões, tais como a social, a econômica, a política, a institucional, entre outras.

Ressalta-se, nesse contexto, a necessidade de um novo enfoque para a agricultura e o desenvolvimento rural, que construa aspectos de conservação dos recursos naturais, viabilize atividades em pequena escala e modernos métodos ecológicos. Logo, uma atividade produtiva que utilize a base dos recursos locais, que seja sustentável e com um grau de produtividade capaz de gerar produção diversificada, propiciando as condições de reprodução social de famílias e comunidades locais (ARAÚJO & MAIA, 2012). Como incentivo para essas práticas, verifica-se um direcionamento das políticas públicas para o fortalecimento da agricultura familiar, no sentido de oferecer suporte às práticas agrícolas voltadas para a manutenção das famílias nas áreas rurais.

A atividade agrícola da Cooperativa Hidroçu, localizada em São João do Cariri (PB), objeto do presente estudo, caracteriza-se em termos de estrutura como um sistema produtivo com processos integrados (hidroponia, aquaponia, microalga, dessalinização), sendo a atividade hidropônica a base para a produção agrícola. A hidroponia é uma forma de produção com o cultivo de plantas na água sem utilizar o solo, cujas raízes recebem uma solução nutritiva com os nutrientes essenciais para o desenvolvimento do vegetal (LABHIDRO, 2013) em um ambiente de produção com estufas. Esse método representa uma oportunidade para regiões onde as questões climáticas interferem na produção agrícola tradicional. Desse modo, mesmo tendo como principal insumo a água, é possível explorar as águas subterrâneas para a produção dos produtos hidropônicos e

manter a produção constante, sem interferência climática. Assim, o sistema de cultivo hidropônico apresenta potencial para contribuir com a sustentabilidade de localidades com baixa precipitação e maior risco de seca, como é o caso da região do semiárido.

Com os processos integrados, tem-se uma atividade com baixo impacto ambiental, cuja proposta é melhorar as condições sociais e econômicas da comunidade. Por tratar-se de uma atividade considerada sustentável em sua produção e com significativa importância para o desenvolvimento local, torna-se imperativa a análise do desempenho e da eficiência desse sistema produtivo, bem como dos problemas sociais, ambientais e econômicos enfrentados.

Essa análise pode ser viabilizada por meio de indicadores de sustentabilidade adequados à atividade agrícola, visando consolidar informações para tomada de decisões e monitoramento das ações desenvolvidas. De acordo com Bolívar (2011), a avaliação da sustentabilidade dos sistemas de produção agrícola, por meio da utilização de metodologias e indicadores, possibilita apontar as tendências de desenvolvimento dos sistemas produtivos.

A partir da preocupação de mensurar a sustentabilidade das atividades agrícolas, diversos sistemas foram desenvolvidos, podendo-se destacar: o Método Indicateurs de Durabilité des Exploitations Agricoles (também conhecido como IDEA, BRIQUEL *et al.*, 2001), Bases para estabelecer indicadores (CAMINO & MULLER, 1993); FI-PAT – Indicador de Segurança Alimentar e Ferramenta de Análise de Políticas (IISD, 2014); KUL – Kriterien Umweltvertraglicher Landwirtschaft, com critérios de manejo da terra ambientalmente saudável (HEGE; BRENNER, 2004); o ISA – Indicadores de Sustentabilidade em Agroecossistemas (FERREIRA *et al.*, 2012); o IDAS – Índices de Desenvolvimento Agrícola Sustentável (TAVARES, 2004), o MESMIS – Marco para la Evaluación de Sistemas de Manejo de Recursos Naturales incorporando Indicadores de Sustentabilidade (MASERA; ASTIER; LÓPEZ-RIDAURA, 1999), entre outros. O método MESMIS permite avaliar unidades produtivas agrícolas que objetivam

tornar-se mais sustentáveis, sendo um método flexível na escolha dos indicadores por permitir a participação dos agentes envolvidos, ou seja, os agricultores. Assim, constitui uma metodologia adequada para avaliar a atividade econômica da Cooperativa Hidroçu, dadas as peculiaridades da gestão cooperada e os processos integrados da Cooperativa, que exige um olhar diferenciado no tocante da análise da sustentabilidade dessa atividade agrícola.

A adoção dessa ferramenta permite mensurar o nível de sustentabilidade da atividade agrícola a partir da identificação das potencialidades e vulnerabilidades da atividade, para incorporar práticas sustentáveis adequadas ao contexto local e a atividade como forma de manter seu funcionamento e, ao mesmo tempo, contribuir para o desenvolvimento local sustentável.

Diante das considerações colocadas, o objetivo do presente artigo é analisar a sustentabilidade de sistemas agrícolas com atividades integradas (hidroponia, desalinização, microalga e aquaponia), tendo como objeto de estudo as atividades da Cooperativa Hidroçu, utilizando como marco ordenador o Método MESMIS. A relevância deste estudo consiste na utilização de uma metodologia que permite análise da sustentabilidade das atividades agrícolas de uma cooperativa a partir de suas principais características e comportamentos, evidenciados por meio da participação dos próprios atores envolvidos na atividade: os agricultores. Essa participação permite que os indicadores utilizados na análise da sustentabilidade reflitam a realidade do agroecossistema, resultando em uma análise mais coerente da sustentabilidade, cujos resultados servirão para projeção do empreendimento agrícola de forma sustentável para contribuir com a sustentabilidade local.

O presente artigo está estruturado neste início seguido da exposição das bases teóricas que deram sustentação ao estudo, do detalhamento da metodologia utilizada, dos resultados apresentados por dimensão da sustentabilidade e, por fim, das considerações finais e referências do estudo.

Sustentabilidade e indicadores em agroecossistemas

O termo desenvolvimento sustentável foi reconhecido a partir do Relatório Brundtland ou, como passou a ser conhecido, “Nosso Futuro Comum”, da Comissão Mundial

sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. O desenvolvimento sustentável surge em uma proposta de harmonização entre o desenvolvimento socioeconômico com

a conservação do meio ambiente, ênfase na preservação dos ecossistemas naturais e na diversidade genética para a utilização dos recursos naturais. O conceito de desenvolvimento sustentável é apresentado como um processo de transformação no qual a exploração dos recursos, a direção dos investimentos, a orientação do desenvolvimento tecnológico e as mudanças institucionais se harmonizam e reforçam o potencial presente e futuro para atender às necessidades e aspirações humanas (CMMAD, 1991). O conceito foi consolidado na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento – Rio 92 e, de acordo com Barbierre (2007), foi nessa ocasião que foram fixadas as bases para alcançar o desenvolvimento sustentável, formalizando os direitos e as obrigações dos países por meio da Agenda 21.

Em vista desse novo paradigma de desenvolvimento, a sociedade e os setores produtivos ao longo dos anos passaram por diversas transformações que afetaram seus modos de vida, formas de produzir e consumir, desencadeando novas concepções e práticas. Nesse contexto, o desenvolvimento passa a ser um processo de mudança, de transformação estrutural que, necessariamente, envolve as distintas esferas da sociedade e a inclusão de diversas perspectivas: sociais, ambientais, econômicas, políticas, culturais, etc. O desenvolvimento, para ser sustentável, deve incluir tais perspectivas em busca da equidade e da justiça social.

Nas atividades agrícolas, a sustentabilidade constitui um novo paradigma que orienta os sistemas produtivos, de modo que os mesmos possam contribuir com o desenvolvimento social, ambiental e econômico da comunidade. Ferreira *et al.* (2012) afirmam que é imperativa a mudança na compreensão do papel do espaço rural na conservação e na proteção dos recursos naturais, em que o produtor rural tornou-se protagonista na gestão desses sistemas complexos, diversificados, integrados e interdependentes, na busca por conciliar eficácia econômica, responsabilidade social e proteção do patrimônio natural, tendo como resultado a geração de serviços e produtos para a sociedade.

As controvérsias em torno do tema destacam em diversas correntes básicas: uma vertente que afirma que a sustentabilidade implica fundamental e prioritariamente as questões ambientais ou ecológicas, com foco para conservação dos recursos naturais e redução dos impactos dos agroecossistemas; e outra que afirma

que a sustentabilidade deve considerar, além da dimensão ecológica, a socioeconômica ou social (OLMOS & SANTOS, 2013). Esta última é tomada como uma abordagem mais adequada, considerando o significado do termo desenvolvimento sustentável.

No contexto da agricultura familiar, há um caminho que busca a sustentabilidade por meio de práticas agroecológicas. Fernandes e Pascual (2015) apontam a agroecologia como uma alternativa para a sustentabilidade, uma vez que utiliza o manejo de agroecossistemas a partir da aplicação de princípios ecológicos, incluindo questões socioeconômicas. Nessa mesma linha de pensamento, Camino e Muller (1993) já haviam destacado outros aspectos que merecem destaque: além do manejo adequado dos recursos do agroecossistema, a busca da promoção da equidade e do respeito aos valores da comunidade, o atendimento às demandas atuais e futuras por melhores condições, bem como a manutenção e a melhora da base dos recursos naturais.

Essas práticas encontram subsídios nas políticas para o desenvolvimento rural sustentável e, assim, maior abrangência em termos práticos nos municípios brasileiros, com abarcamento de diversas atividades agrícolas. Sales e Cândido (2016, p. 25) afirmam que, sem o apoio de políticas e programas estatais, “os agricultores familiares não teriam como melhorar suas condições sociais, econômicas, culturais e até mesmo ambientais”. Os autores enfatizam que a agricultura familiar consegue ser muito mais do que uma atividade puramente econômica voltada para obtenção de lucro ou suprimento alimentar das famílias; envolve um número considerável de pessoas e constitui uma atividade econômica, avaliada a partir de parâmetros em diversas dimensões: ambiental, econômica, social e político-institucional, para atingir os princípios da sustentabilidade.

Como suporte, é possível estabelecer um ciclo virtuoso capaz de gerar desenvolvimento e autonomia regional a partir de alguns aspectos: participação efetiva dos atores envolvidos (agricultores e pesquisadores) em todas as fases do processo; interação entre as partes implicadas a partir de ações interdisciplinares, envolvendo pesquisadores de diversas áreas do conhecimento e a experiência dos agricultores; equilíbrio entre as distintas dimensões do desenvolvimento, orientado ao progresso agrícola sustentável; participação do Estado como indutor do processo para construção de novas parcerias; e criação de uma consciência do pensar globalmente e

do agir localmente, a partir dos esforços voltados às iniciativas do poder público nos seus distintos níveis (municipal, estadual, federal) para a construção do desenvolvimento com base na sustentabilidade (MARTINS, 2000).

A agricultura familiar como uma atividade muito complexa pela sua heterogeneidade, seja em sua forma de organização, viabilidade ou emancipação social dos atores sociais (SALES & CÂNDIDO, 2016), requer formas de intervenção distintas, a partir da compreensão dos sistemas produtivos em suas características, tipos de práticas produtivas e entendimento em termos de sustentabilidade.

Para atender essas condições, torna-se imprescindível a utilização de instrumentos e medidas que permitam o monitoramento desses agroecossistemas. Sendo assim, os indicadores de sustentabilidade direcionados para o setor agrícola constituem-se em medidas adequadas que fornecem informações importantes para análise e gestão desses sistemas. É importante ressaltar que, de acordo com Ferreira *et al.* (2012) esses sistemas atuais mais integrados, diversificados e resilientes, implicam em maior complexidade e reforçam a necessidade do monitoramento por meio de métricas e parâmetros, ou seja, indicadores.

Um indicador é uma variável de medida que pode representar uma característica quantitativa ou qualitativa – importante para julgamentos das condições do sistema, sejam elas atuais, passadas ou futuras (BOLÍVAR, 2011). Assim, na busca por uma forma de quantificar a sustentabilidade, os indicadores são essenciais para a compreensão da realidade investigada e, por conseguinte, para a orientação do processo de desenvolvimento em bases sustentáveis, conforme destaca Martins (2012). Nesse contexto, é importante destacar o pensamento de Gallopin (1996) sobre indicadores sustentáveis, quando o mesmo afirma a necessidade de identificar as interligações a partir da verificação de vínculos entre as variáveis relacionadas ao desenvolvimento sustentável do contexto investigado, visando ao entendimento do sistema como um todo, em busca de soluções integradas. Nesses termos, os indicadores constituem relevantes parâmetros para caracterizar a realidade investigada, devendo comunicar informações úteis para a elaboração e o planejamento de políticas, a fim de efetivar o processo de desenvolvimento sustentável, em uma perspectiva ampla que contemple a multidisciplinaridade inerente ao contexto (MARTINS, 2013).

Em relação às atividades agrícolas, esses indicadores devem refletir a realidade e as características dos agroecossistemas. Assim, de acordo com Bolívar (2011), a construção de indicadores deve partir das necessidades e dos problemas dos produtores, bem como dos projetos e ações propostas para promoção do desenvolvimento. A partir dessa realidade, elaboram-se um marco conceitual que reflita os interesses e as perspectivas dos atores locais, a serem transpostos em variáveis, resultando em indicadores mensuráveis.

Nessa perspectiva, são construídos sistemas para análise da sustentabilidade das atividades agrícolas a partir de um conjunto de indicadores que permita responder as condições atuais da sustentabilidade e orientar as decisões relacionadas ao futuro do agroecossistema, onde os sistemas agrícolas se diferem em termos de composição das variáveis, formas de avaliação, participação dos agricultores ou agentes envolvidos, entre outros. Para Bolívar (2011), a relevância do uso de sistemas de indicadores está na possibilidade de detectar pontos críticos da sustentabilidade, estabelecendo suas causas e possíveis soluções.

É importante ressaltar que a aplicação dos sistemas de indicadores em agroecossistema precisa considerar que os espaços rurais são complexos e podem ser multisetoriais, assim como as pessoas que o habitam podem apresentar características ligadas a pluriatividades (SALES & CÂNDIDO, 2016). Assim, existem atualmente diversos sistemas para análise da sustentabilidade voltados para as atividades agrícolas, em destaque:

- O Método IDEA visa integrar um conjunto de indicadores na busca por quantificar os vários componentes de um sistema agrícola por meio da atribuição de uma pontuação numérica e ponderação para agregação das informações nas dimensões agro-ecológica, sócio-territorial e econômica. Assim, constitui uma ferramenta de avaliação de sustentabilidade e apoio à decisão, permitindo ao agroecossistema uma reflexão sobre suas próprias práticas. É composto por 37 indicadores que buscam abordar as atividades agrícolas de forma sistêmica. No entanto, cada indicador tem o objetivo de transmitir uma mensagem voltada ao progresso e à durabilidade do agroecossistema (BRIQUEL *et al.*, 2001).
- O Programa Sostenibilidad de la Agricultura y los Recursos Naturales, por meio de um documento

que estabelece as bases para indicadores, apresenta o marco conceitual da agricultura sustentável, as principais variáveis e estabelece critérios para a definição de indicadores para avaliar situações passadas e futuras no estabelecimento do sistema de monitoramento. Nesse sentido, essa proposta permite medir até que ponto um sistema econômico, social, natural ou integrado é sustentável em longo prazo. Assim, estabelece algumas variáveis para análise da sustentabilidade, tais como: população, necessidade e consumo, recursos, tecnologias, produção, produtividade, capacidade de carga, distribuição e acesso dos recursos de tecnologia, rentabilidade, instituições, variáveis sociais e tempo (CAMINO & MULLER, 1993).

- Indicadores de Sustentabilidade em Agroecossistemas (ISA) é um sistema integrado para aferição do desem-

MESMIS

O MESMIS é um sistema criado em 1995 pelo Grupo Interdisciplinar de Tecnologia Rural Apropriada (GIRA) do México. É um método que, de forma cíclica, participativa e multiescalar, busca identificar alterações antrópicas sobre um sistema com base em padrões de sustentabilidade (SOUTO MAIOR *et al.*, 2012). O sistema é uma ferramenta metodológica que possibilita a avaliação da sustentabilidade dos recursos naturais, com ênfase no contexto de produtores agrícolas em nível local; a compreensão das limitações e possibilidades do sistema; a comparação dos sistemas de manejo em termos de sustentabilidade. O método representa uma estrutura flexível para se adaptar a diferentes níveis de informação e capacidades técnicas locais, entre outros aspectos. O diferencial da ferramenta é a possibilidade de construção, a partir das experiências e aplicações em diferentes ambientes (MESMIS, 2013).

O MESMIS é orientado por atributos gerais que constituem as bases para a definição do conceito de sustentabilidade, sendo eles: produtividade, estabilidade, confiabilidade e resiliência, adaptabilidade, equidade e autogestão. Nesses termos, a produtividade consiste na capacidade de um agroecossistema gerar um nível desejado de bens e serviços em relação aos seus insumos; a estabilidade descrita como o equilíbrio dinâmico dos ecossistemas ao longo do tempo, mantendo sua harmonia funcional e sua produtividade; a confiabilidade como a capacidade do sistema de manter os benefícios

penho econômico, social e ambiental, tendo como objetivo auxiliar na gestão de estabelecimentos rurais. O sistema é composto por um conjunto de 23 indicadores que abrangem os balanços econômico e social, o gerenciamento do estabelecimento, a qualidade do solo e da água, o manejo dos sistemas de produção, a diversificação da paisagem e o estado de conservação da vegetação nativa. Vale mencionar que o ISA já foi aplicado em aproximadamente 500 estabelecimentos rurais, em diferentes regiões do estado de Minas Gerais (FERREIRA *et al.*, 2012).

Além desses sistemas de indicadores, existem atualmente outros sistemas com o propósito de analisar a sustentabilidade das atividades agrícolas. Dentre eles, é possível destacar o MESMIS.

desejados e sua produtividade; a resiliência como a propriedade de um ecossistema retornar às condições de vida originais das populações e espécies depois da ocorrência de impactos graves; a adaptabilidade como a característica de um sistema encontrar o equilíbrio após mudanças ambientais de longo prazo, mantendo seu nível de produtividade; a equidade vista como a faculdade de um sistema distribuir, de forma justa aos beneficiários humanos, os custos e benefícios resultantes, de forma intra e intergerações; e autogestão como a competência do sistema de regular, manter e controlar suas relações com o ambiente externo (MASERA; ASTIER; LÓPEZ-RIDAURA, 1999). Além desses atributos, Olmos e Santos (2013) ressaltam que, em função da flexibilidade, o MESMIS tem como base outros parâmetros:

- a avaliação só é válida para um sistema de manejo em um determinado espaço geográfico, em uma escala espacial;
- requer processo participativo com equipe de participação interdisciplinar;
- não se mede a sustentabilidade por si só, mas por meio da comparação transversal ou longitudinal.

Assim sendo, é uma ferramenta que permite uma análise da sustentabilidade, a partir de atributos e critérios

de diagnósticos que orientam a avaliação, tomando como base os aspectos limitantes e potencialidades do agroecossistema para estabelecer as variáveis de avaliação da sustentabilidade, mediante a participação dos principais atores envolvidos no processo.

Para operacionalização e aplicação da metodologia, segue-se um conjunto de passos que permite efetivar todo o ciclo de avaliação:

- Fase 1: caracterização do sistema analisado;
- Fase 2: definição dos fatores favoráveis (fortes) e limitações (fracos) da sustentabilidade do sistema;
- Fase 3: seleção dos indicadores e critérios para avaliação;
- Fase 4: medição e monitoramento dos indicadores ao longo do tempo;
- Fase 5: integração e apresentação dos resultados; e

- Fase 6: conclusões e recomendações para melhoria da sustentabilidade do sistema.

Quando esse ciclo se fecha, abre-se nova avaliação (MA-SERA; ASTIER, M.; LÓPEZ-RIDAURA, 1999, VERONA, 2010).

Nesse sentido, pode-se destacar que essa metodologia permite uma avaliação contínua do sistema investigado, oferecendo subsídios para a incorporação das questões da sustentabilidade na atividade agrícola, de modo que a mesma contribua efetivamente para o desenvolvimento local sustentado. Dessa forma, considerando que o objeto de estudo é a cooperativa agrícola com atividades integradas (hidroponia, aquaponia, microalga e dessalinização) e orientada pela gestão cooperativa, em que as decisões são colegiadas, o método MESMIS, por apresentar uma metodologia flexível que permite a análise da sustentabilidade, a partir da leitura dos próprios agentes envolvidos no agroecossistema, é um método adequado para a avaliação da sustentabilidade na Cooperativa Hidroçu.

Proposta metodológica para aplicação do MESMIS na cooperativa agrícola Hidroçu

Para atender ao problema de pesquisa e objetivos propostos, foi realizada por meio de pesquisa bibliográfica uma revisão da literatura pertinente à temática: sustentabilidade e indicadores, método MESMIS, cooperativas, atividade agrícola e hidropônica.

Quanto aos objetivos da pesquisa, o estudo pode ser classificado como pesquisa descritiva devido à necessidade de descrição das atividades, processos produ-

tivos e formas de gestão adotadas pela cooperativa; bem como pesquisa exploratória, em virtude do caráter pouco explorado do tema em relação à análise da sustentabilidade em cooperativas com atividades agrícolas integradas por meio do método MESMIS, resultando na geração de novos conhecimentos no contexto das teorias referentes à sustentabilidade e indicadores voltados para sistemas hidropônicos.

Estrutura conceitual e operacional para a construção dos indicadores e análise da sustentabilidade

O método utilizado como marco ordenador para análise da sustentabilidade das atividades agrícolas da Cooperativa Hidroçu foi o MESMIS, a partir das seis fases ou ciclos de avaliação, a saber: caracterização do sistema analisado, definição dos fatores favoráveis e limitações da sustentabilidade do sistema, seleção dos indicadores estratégicos, medição e monitoramento dos indicadores, integração e apresentação dos resultados, seguidas das conclusões e recomendações para melhoria da sustentabilidade do sistema.

O primeiro passo corresponde à caracterização do sistema analisado. O modelo de produção adotado pela

Cooperativa Hidroçu é um sistema de produção integrado com as seguintes atividades: uma unidade de água potável (dessalinização), uma de hortaliças (hidroponia), uma de criação de tilápias (aquaponia) e outra de produção da microalga spirulina.

Na primeira fase, foi utilizada a pesquisa documental para levantar dados e informações disponíveis na cooperativa sobre o projeto implantado e seu funcionamento na comunidade Uruçu em São João do Cariri. Essas informações foram complementadas pela verificação *in loco*, mediante visitas para reconhecimento do ambiente de estudo e seus aspectos organizacionais e

funcionais, assim como a averiguação da Cooperativa em seu contexto sociocultural, econômico e ambiental para desenvolvimento local. Para isso, foi realizado um mapeamento das atividades e processos da cooperativa, permitindo uma melhor compreensão de funcionamento, perspectivas e limitações da atividade no contexto interno da cooperativa, como também no contexto externo, em termos de relacionamento com o mercado fornecedor e consumidor e com a comunidade local.

Considerando que o método MESMIS de avaliação de sustentabilidade tem como característica essencial ser um trabalho interdisciplinar, tendo a valorização da participação de todos os atores envolvidos (VERONA, 2010), esse mapeamento utilizou, além da pesquisa documental, entrevistas com cooperados, gestores e agentes envolvidos na implementação do projeto, tornando possível a coleta de informações sobre atividades desenvolvidas (produtos produzidos), processos produtivos (produção hidropônica e suas variações), formas de gestão praticadas pela cooperativa para a condução das atividades de produção, comercialização dos produtos hidropônicos e posicionamento estratégico para manter-se competitiva no mercado, além de aspectos que interferem na atuação da cooperativa. Além disso, buscou-se informações sobre a relação estabelecida pela cooperativa com seu entorno e a contribuição da mesma para o desenvolvimento local.

A utilização do MESMIS, conforme ressalta Verona (2010, p. 56), “é um processo que permite adaptações de acordo com as necessidades específicas dos agroecossistemas que estão sendo avaliados”. Dessa forma, o mapeamento realizado na Cooperativa foi fundamental para identificar os pontos fortes e os fracos e, conseqüentemente, listar um conjunto de indicadores que refletisse a realidade investigada, mediante adaptação do MESMIS para análise da sustentabilidade da atividade hidropônica da Cooperativa Hidroçu.

Assim, o segundo passo correspondeu à definição dos fatores favoráveis e limitações da sustentabilidade do sistema. A partir do mapeamento e da imersão dos pesquisadores junto à cooperativa, foi possível definir os pontos fortes ou fatores favoráveis e as limitações ou pontos fracos da Cooperativa em estudo orientado pelos atributos do método MESMIS (produtividade, resiliência, estabilidade, confiabilidade, adaptabilidade, equidade, autogestão) e seus respectivos critérios de

diagnóstico, que serviram de suporte para escolha dos indicadores estratégicos para análise da sustentabilidade da Cooperativa (terceiro passo), conforme Quadro 1.

O quarto passo consiste na medição e monitoramento dos indicadores. Nessa fase foi realizada uma pesquisa de campo. Atualmente, a cooperativa é composta de 22 cooperados que correspondem ao universo da pesquisa; assim foram entrevistados 16 cooperados, correspondendo uma amostra de 73% do total. A coleta de dados ocorreu mediante a realização de entrevistas com cooperados, orientadas por um formulário estruturado com afirmativas correspondentes aos atributos da sustentabilidade (produtividade, resiliência, estabilidade, confiabilidade, adaptabilidade, equidade, autogestão), permitindo aos próprios cooperados atribuir notas de desempenho com variação entre 0 e 10, assim como opinar sobre as questões abordadas ou justificar as notas atribuídas.

Logo, foi possível um maior aprofundamento quanto à sustentabilidade da Cooperativa e, por consequência, a seleção do conjunto de indicadores potenciais para análise da cooperativa em seus aspectos sociais, ambientais e econômicos (Quadro 2). Para melhor consolidação das informações levantadas, também foi realizada uma entrevista com a atual gestora, visando estabelecer as perspectivas atuais e futuras da Cooperativa.

O quinto passo do método corresponde à integração dos resultados. Uma característica do método MESMIS destacada por Verona (2010, p. 56) consiste na “exigência da abordagem das dimensões ambientais e socioeconômicas”. Assim, o primeiro esforço nesse sentido foi enquadrar os indicadores selecionados para análise da sustentabilidade da cooperativa nas dimensões ambiental, social e econômica, tomando como base a abordagem conceitual de cada dimensão da sustentabilidade e a realidade diagnosticada na Cooperativa. O Quadro 2 mostra as dimensões com seus respectivos indicadores e descrição em função da realidade do Agroecossistema em estudo.

O segundo esforço foi a integração dos dados para a formação do índice de sustentabilidade e apresentação dos resultados. Nesse sentido, as notas para cada indicador foram transformadas em índices com variação 0 – 1 que, agregados, geraram os índices das dimensões econômica, social e ambiental e o ín-

Quadro 1 – Forças, fraquezas, indicadores e atributos de sustentabilidade.

Gestão sustentável		
Forças	Fraquezas	Indicadores
Atributo e descrição: Produtividade – capacidade da cooperativa de gerar bens e serviços em relação aos seus insumos. Critério de diagnóstico: retorno e eficiência.		
- Produtos de qualidade - Hidroponia	- Baixa produtividade - Baixo retorno	Preço de venda; produção mensal; qualidade dos produtos; eficiência do sistema produtivo; retorno aos cooperados.
Atributo e descrição: Resiliência – capacidade de recuperar as condições de vida das populações e espécies depois de impactos ambientais. Critério de diagnóstico: conservação e diversidade.		
- Sistema integrado das atividades produtivas - Baixo impacto da atividade	–	Ausência de impactos ambientais; conservação dos recursos naturais; produção hidropônica; diversificação da produção.
Atributo e descrição: Estabilidade – equilíbrio dinâmico da cooperativa ao longo dos anos para funcionar e ter produtividade. Critério de diagnóstico: capacidade de funcionamento.		
- Cooperação - Sistema integrado das atividades produtivas - Produção contínua (sem sazonalidade)	- Mercado consumidor - Apoio das instituições - Redução dos cooperados - Distância dos fornecedores - Quantidade de água disponível	Venda dos produtos; participação das instituições; padronização dos processos; quantidade de cooperados; aquisição de insumos; disponibilidade de água para produção.
Atributo e descrição: Confiabilidade – capacidade de manter os benefícios desejados e sua produtividade. Critério de diagnóstico: capacidade para manter a produtividade.		
- Produtos de qualidade e sem agrotóxicos	- Instabilidade na produção - Canais de distribuição	Escoamento da produção no mercado; satisfação dos consumidores; ampliação da participação da cooperativa no mercado.
Atributo e descrição: Adaptabilidade – capacidade de a cooperativa encontrar o equilíbrio após mudanças ambientais de longo prazo. Critério de diagnóstico: capacidade de mudança e inovação.		
- Potencial para diversificar os produtos	- Apoio do governo e instituições - Baixa adaptabilidade da spirulina às condições locais	Investimentos; produção da spirulina; grau de adaptação do sistema produtivo às culturas locais; produção de novos produtos.
Atributo e descrição: Equidade – capacidade de distribuir, de forma justa, aos cooperados os custos e benefícios resultantes ao longo das gerações. Critério de diagnóstico: distribuição e participação.		
–	- Baixos rendimentos aos cooperados	Participação nas atividades; distribuição dos rendimentos.
Atributo e descrição: Autogestão – capacidade de gestão da cooperativa. Critério de diagnóstico: Autossuficiência organizacional.		
- Gestão cooperada	- Baixa participação das instituições e envolvimento da comunidade - Ausência de planejamento formal	Estruturação da cooperativa; planejamento das atividades; envolvimento da comunidade; eficiência na gestão; conhecimento do processo produtivo; capacitação dos funcionários.

Quadro 2 – Dimensões e indicadores da sustentabilidade da Cooperativa Hidroçu.

Dimensões	Indicadores	Descrição
Econômica	Qualidade dos produtos	Reconhecimento da qualidade dos produtos
	Preço de venda	Adequação do preço de venda dos produtos
	Quantidade mensal produzida	Adequação da quantidade produzida por mês para atender ao mercado
	Eficiência do sistema produtivo	Capacidade do sistema produtivo de produzir com qualidade e em quantidade suficiente para sustentar a cooperativa
	Venda dos produtos	Eficiência na venda e escoamento de toda a produção para o mercado
	Aquisição de insumos	Adequação das fontes de fornecimento de materiais para a produção
	Satisfação dos consumidores	Satisfação dos consumidores com os produtos da cooperativa
	Produção da spirulina	Reestabelecimento da produção da spirulina
	Retorno aos cooperados	Retorno financeiro aos cooperados
	Eficiência na gestão	Eficiência na gestão da cooperativa
Social	Quantidade de cooperados	Adequação da quantidade de cooperados para realizar os serviços da cooperativa
	Participação das instituições de apoio	Existência de instituições de apoio atuando junto à cooperativa
	Investimentos de instituições/governo	Existência de investimentos para ampliação e diversidade da produção
	Grau de adaptação do sistema produtivo às culturais locais	Possibilidade do sistema produtivo para reproduzir as culturais locais
	Participação nas atividades	Distribuição das atividades da cooperativa
	Distribuição dos rendimentos	Distribuição da remuneração dos cooperados
	Envolvimento da comunidade	Envolvimento da comunidade com as atividades da cooperativa
Ambiental	Disponibilidade de água para produção	Existência de água suficiente para manter a diversidade de produção
	Ausência de impactos ambientais da atividade	Ausência de impactos ambientais no entorno provocados pela atividade da cooperativa
	Conservação dos recursos naturais	Conservação dos recursos naturais (solo e água)
	Produção hidropônica	Grau de importância da produção hidropônica
	Diversificação da produção	Produção de variedades de produtos

dice de sustentabilidade da Cooperativa em estudo, a partir da Equação 1:

$$I = \frac{X - X_{\min}}{X_{\max} - X_{\min}} \quad (1)$$

Onde:

I = índice

X = média do indicador

X_{\min} = nota mínima atribuída

X_{\max} = nota máxima atribuída

Os critérios de valoração e análise dos índices seguiram os seguintes parâmetros: 0,00 – 0,29, baixa contribuição para a sustentabilidade; 0,30 – 0,69, média contribuição; 0,70 – 1,00, alta contribuição para sustentabilidade. Tomando como base o limiar estabelecido por Ferreira et al. (2012) para avaliar a sustentabilidade de agroecossistemas, em que se considera o índice 0,7 como o

Caracterização das atividades da Cooperativa

Em 2007, a cidade de São João do Cariri foi beneficiada com o projeto Água – Fonte de Alimento e Renda: uma alternativa sustentável para o Semiárido. O projeto, proposto e coordenado pela Fundação Centro de Referências em Tecnologias Inovadoras (CERTI), com sede em Florianópolis (SC), foi financiado pelo Programa Petrobras Ambiental, com a participação de diversos parceiros técnicos: a Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), por meio do Laboratório de Dessalinização (LABDES), realizando a perfuração dos poços e capacitação de pessoal para operacionalização do sistema; a Universidade Federal de Santa Catarina, com o LabHidro e o BioTec, laboratórios responsáveis por desenvolver as atividades pertinentes à hidroponia e pesquisas referentes ao cultivo da spirulina. Posteriormente, outras instituições passaram a fazer parte do projeto, a exemplo dos Governos Municipal, Estadual e Federal, Parque Tecnológico etc.

O projeto inicial tinha como principal objetivo implantar tecnologia social inovadora, que permitisse estimular o empreendedorismo para a geração de emprego e renda e a melhoria da qualidade de vida de comunidades desfavorecidas. De forma mais específica, objetivava a conservação dos recursos hídricos a partir do aproveitamento do rejeito de dessalinização pela prática de

limiar da sustentabilidade (ou seja, abaixo desse índice, a situação é considerada indesejável para a sustentabilidade), adota-se aqui que os índices acima de 0,70 representam a situação almejada ou ideal para a sustentabilidade do agroecossistema, denominado aqui marco para a sustentabilidade – limite aceitável. A representação dos índices foi possível por meio de biogramas ou gráficos de radar, como forma de facilitar o entendimento e a interpretação dos resultados.

Para análise dos resultados, utilizou-se o processo de triangulação dos dados primários e secundários, recorrendo-se ao embasamento conceitual que deu suporte ao estudo e às percepções dos pesquisadores.

O sexto passo do método corresponde às conclusões e recomendações para melhoria da sustentabilidade do sistema. Na sequência serão apresentados os resultados das análises, conclusões e recomendações para a sustentabilidade da Cooperativa Hidroçu, a partir do conjunto de indicadores selecionados.

ações sociais, ambientais e econômicas que proporcionassem o desenvolvimento de um modelo sustentável e replicável para outras regiões do Semiárido.

Assim, a proposta baseou-se no aproveitamento do “concentrado de sais” gerado no processo de dessalinização. Convencionalmente, a água salobra retirada de poços tubulares da região, após a dessalinização, gera água potável e um concentrado, que, se devolvido ao solo, causa grandes impactos ambientais. A solução inovadora foi implantar em Uruçu quatro unidades de produção que funcionassem de forma integrada, fazendo uso criativo desse concentrado: uma unidade de água potável; uma de hortaliças, por meio da hidroponia; uma de criação de tilápias (piscicultura); e outra de produção da microalga spirulina. Depois, foi ainda iniciado o cultivo de pimenta de variadas espécies, também no sistema hidropônico (FRANÇA, 2007). Esse sistema permite menor impacto ambiental mediante o aproveitamento de todos os rejeitos do processo de dessalinização. Esse projeto beneficiava os agricultores familiares da Comunidade de Uruçu, no município de São João do Cariri.

Com o término do financiamento, ao final de dois anos, surgiu a necessidade de formalização de um modelo ju-

rídico para comercialização desses produtos. O modelo mais adequado à realidade local e às características do negócio foi o Cooperativismo. Dessa forma, em 2009, foi criada a Cooperativa Agropecuária de Uruçu (Hidroçu), responsável por dar continuidade ao desenvolvimento sustentado das unidades construídas, em benefício de seus cooperados. Inicialmente, a Cooperativa atingiu o número de 45 cooperados, mas conta atualmente com 22. A sede da Hidroçu está localizada no Sítio Uruçu, em São João do Cariri, que fica a 216 km de distância da capital, João Pessoa.

Na integração das atividades, a primeira etapa é o processo de dessalinização da água que vem do poço tubular e que, posteriormente, é distribuída para as demais atividades. O processo de dessalinização utilizado na Cooperativa é por osmose inversa que, atualmente, é uma das técnicas mais utilizadas em processos de dessalinização, pois a água do poço não entra em contato com o meio exterior. A estrutura do poço deve ser mantida vedada, contra a entrada de répteis ou outros animais, suas peças deverão passar sempre por manutenção e a qualidade da água deverá ser analisada a cada seis meses (FRANÇA, 2007).

Esse processo de dessalinização resulta em dois tipos de água: permeada (água potável) e concentrada (água com maior concentração de sais). A água potável é distribuída à comunidade por meio de um chafariz localizado nas imediações da Cooperativa e o concentrado é distribuído para as unidades produtivas de acordo com a necessidade de cada uma. Essa integração nas atividades é uma forma de reduzir os custos dos produtos produzidos e amenizar o impacto ao meio ambiente caso essa água concentrada viesse a ter contato com o solo, além de gerar atividade, renda e melhoria na qualidade de vida para as famílias da comunidade de Uruçu.

Outra atividade integrada é a aquaponia que, de acordo com Reis (2007), é o cultivo de peixes integrado à produção de vegetais por hidroponia, principalmente verduras e legumes, cujo objetivo é dar um destino ecologicamente correto ao concentrado salino. Na cooperativa, o sistema é composto por quatro viveiros escavados com capacidade individual de armazenamento de 100 mil litros de água; um sistema de filtragem de água por meio de tanques para decantação, com capacidade para armazenar 7 mil litros cada um; quatro tanques para secagem, cujo objetivo consiste em receber o lodo advindo dos tanques de decantação; casa de bombas contendo dois filtros de piscina equipados

com moto bomba trifásica e cinco moto-bombas para oxigenação e movimentação de água entre os viveiros e filtros; sistema de filtros biológicos composto por seis caixas d'água com capacidade de armazenamento de 2,5 mil litros cada e duas caixas d'água com capacidade de armazenamento de 5 mil litros; calhetões para cultivo de pimenta hidropônica compostos por dez calhetões de fibrocimento e duas caixas d'água com capacidade de armazenamento de 3 mil litros cada, utilizadas para preparar a solução nutritiva das plantas e uma moto bomba para gerenciar o sistema.

Outra atividade integrada é a hidroponia, prática agrícola realizada sem a presença do solo. A hidroponia consiste no cultivo de plantas sem solo, em que as raízes recebem uma solução nutritiva balanceada que contém água e todos os nutrientes essenciais ao desenvolvimento da planta (LABHIDRO, 2013). Oliveira (2007) esclarece que a água do solo é substituída por uma solução líquida, contendo os nutrientes essenciais à planta, tendo como principal vantagem a economia da água e dos nutrientes, resultando em plantas saudáveis cultivadas em local limpo, sem contaminação e sem agrotóxicos.

Juntamente com a água, as raízes das plantas absorvem nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, ferro, manganês, zinco, cobre, molibdênio e boro. Esses nutrientes são responsáveis pela saúde e crescimento das plantas. Para cada cultura existe uma solução nutritiva diferente. A Cooperativa conta com três estufas para cultivo das hortaliças: uma para a fase inicial e intermediária e duas para as plantas que estão em sua fase final. As estufas têm capacidade produtiva de 16 mil pés de alface por mês, estando atualmente abaixo dessa capacidade, pois parte desta estrutura necessita de manutenção e reparos.

Para a produção da pimenta, a Cooperativa conta com duas formas de plantio: hidropônico e o sistema por gotejamento. Segundo informações do Laboratório de Hidroponia, LabHidro (2013), pelo sistema por gotejamento, as plantas são irrigadas gota a gota por canos chamados de gotejadores, que ficam acoplados junto ao pé da planta.

Pelo sistema de gotejamento, a planta precisa de substrato para que retenha o máximo possível de água e nutrientes, sendo utilizada na Cooperativa a fibra de coco. Mesmo assim, devido à exposição ao sol, a água evapora com maior facilidade, deixando a planta seca rapidamente. Além disso, apresenta a desvantagem de não permitir o reuso da água e da solução nutritiva

va no sistema produtivo, como acontece na produção da alface. Com o objetivo de agregação de valor dos produtos já existentes, o Ministério da Integração fez a doação para a construção de uma fábrica própria para o processamento da pimenta e de um caminhão para facilitar o transporte das mercadorias.

Para completar o processo integrado, tem-se também a produção da microalga denominada spirulina. Como é uma microalga oriunda de outras condições climáticas, seu cultivo constitui um dos maiores desafios para a Cooperativa, pois é uma atividade que ainda necessita de muitos estudos e experiências, afora presença de um técnico para dar suporte à produção. Isso fez com que a planta não se consolidasse mas, mesmo assim, a cooperativa mantém a estrutura física inicial destinada à spirulina.

Assim, a estrutura da Cooperativa foi organizada para funcionar de forma integrada utilizando uma pequena área física. No entanto, dispõe de uma área de 3 ha, o que favorece a possibilidade de ampliação e crescimento das atividades. Com esse processo, apresenta estrutura para produzir água potável, alface, rúcula, agrião, almeirão, pimenta e alguns derivados, tilápia e spirulina.

A água é o primeiro produto desenvolvido. É extraída de um poço e, após dessalinização, torna-se apropriada para o consumo. Desse procedimento, para cada 100 litros de água “bruta”, 40% torna-se apropriada para o consumo humano e 60% torna-se ainda mais salgada, sendo utilizada nas unidades de produção. A quantidade de água consumida mensalmente na produção é de, em média, 50 mil litros.

Atualmente, a alface é o principal produto da cooperativa, pois é responsável pelo retorno financeiro aos cooperados e paga os custos de manutenção da cooperativa. A produção mensal é um torno de 4.200 pés, cuja comercialização ocorre nas feiras das cidades circunvizinhas. Apesar de ser um produto de alta qualidade e com ausência de agrotóxicos, a comercialização em feiras livres e a concorrência direta com outros

produtos de baixa qualidade e preço inferior gera uma desvalorização do alimento no mercado.

A pimenta fabricada é comercializada *in natura*, tendo uma produção média de 200 kg por mês, também beneficiada na fábrica de processamento própria, gerando outras mercadorias, tais como molho de pimenta e pimenta em garrafa. Esses produtos têm mais valor agregado e melhores perspectivas de penetração no mercado.

A tilápia é obtida em dois ciclos anuais. Com essa descontinuidade, ou seja, periodicidade de apenas duas pescas anuais, o acesso ao mercado torna-se restrito pela impossibilidade de estabelecer e fidelizar compradores. Isso gera uma dependência da Cooperativa com algumas instituições, como é o caso da relação estabelecida com a CONAB (Companhia Nacional de Abastecimento), que atende ao Programa Fome Zero do Governo Federal, em que acaba comprando toda a produção não absorvida pelo mercado.

A microalga spirulina, com significativo valor no mercado, atualmente não é produzida pela Cooperativa em função do alto grau de complexidade para produzi-la, o que requer um acompanhamento técnico especializado do qual a cooperativa não dispõe no momento. Esse foi um grande entrave nos propósitos da Cooperativa, pois havia significativas possibilidades de retorno por ser um produto ainda pouco produzido no Brasil.

Mesmo assim, a Hidroçu continuou com suas atividades voltadas para a produção dos demais produtos, mantendo seu funcionamento e sempre buscando novas maneiras de se fortalecer por meio da colaboração das famílias agricultoras envolvidas nesse empreendimento. Atualmente, passa por algumas dificuldades que podem comprometer seu futuro. É nesse ponto que reside a significativa contribuição do presente estudo, em que a análise da sustentabilidade pode mostrar caminhos ou perspectivas para essa atividade, dada sua importância para a comunidade local.

RESULTADOS E DISCUSSÃO: ANÁLISE DA SUSTENTABILIDADE DO AGROECOSSISTEMA

A sustentabilidade da atividade da Cooperativa Hidroçu foi avaliada a partir das dimensões econômica, social e ambiental, tomando como base a percepção dos

cooperados e a análise dos pesquisadores mediante observação do fenômeno estudado (Hidroçu) à luz dos atributos do MESMIS.

A dimensão econômica foi avaliada a partir dos indicadores: preço de venda, quantidade mensal produzida, eficiência do sistema produtivo, venda dos produtos, aquisição de insumos, satisfação dos consumidores, produção da spirulina, retorno aos cooperados e eficiência na gestão, conforme Figura 1.

De acordo com os resultados, os indicadores melhores avaliados nessa dimensão e que evidenciaram alta contribuição para sustentabilidade, por estarem acima do marco ou limite aceitável para a sustentabilidade do agroecossistema, são: satisfação dos consumidores com os produtos da cooperativa (0,91), eficiência do sistema produtivo (0,88), eficiência na gestão (0,83), qualidade dos produtos (0,81) e aquisição de insumos (0,79). Esses resultados foram evidenciados tanto na pesquisa quantitativa, mediante percepção dos cooperados com a atribuição de notas de desempenho, quanto na percepção dos pesquisadores ao realizar o diagnóstico ou o mapeamento das atividades da cooperativa.

Tais resultados ficaram claros uma vez constatado que a estrutura física da cooperativa foi inicialmente organizada para funcionar de forma integrada, de modo que os resíduos do processo de dessalinização fossem utilizados na produção hidropônica e na aquaponia, com total aproveitamento da água e nutrientes utilizados no processo. Verifica-se que a estrutura do sistema produtivo se mantém integrada e realizando todos os seus processos com o mínimo de impacto da atividade em seu entorno.

As atividades realizadas no processo hidropônico seguem uma padronização que deve ser realizada por todos os cooperados, em que todos realizam as mesmas tarefas em um sistema de rodízio de atividades. Assim, todos conhecem o funcionamento da estrutura e o desenvolvimento das atividades produtivas, visando à eficiência do sistema como um todo. Vale ressaltar que os cooperados entendem a funcionalidade do sistema e sua importância para a qualidade dos produtos produzidos e baixo impacto negativo na comunidade e meio ambiente. Com isso, um ponto favorável da atividade é a produção de produtos de qualidade, ou seja, sem a utilização de agrotóxicos por meio do processo de hidroponia. Isso evidencia que os produtos da Cooperativa têm qualidade para competir no mercado e satisfazer seus consumidores, apresentando grande potencial para ampliação da participação da Cooperativa no mercado.

Em relação à eficiência na gestão, um ponto importante a ser destacado é a adequação da gestão cooperada para a atividade em questão. No entanto, é necessário ressaltar que a falta de qualificação dos cooperados na área de gestão de negócios, o que prejudica o gerenciamento da cooperativa para que ela possa atuar de forma mais competitiva no mercado, ainda é um fator que merece ser melhorado. Nesse sentido, verificou-se certa ineficiência na gestão em termos mercadológicos para projeção dos produtos da cooperativa no mercado, aproveitando suas vantagens competitivas, tan-

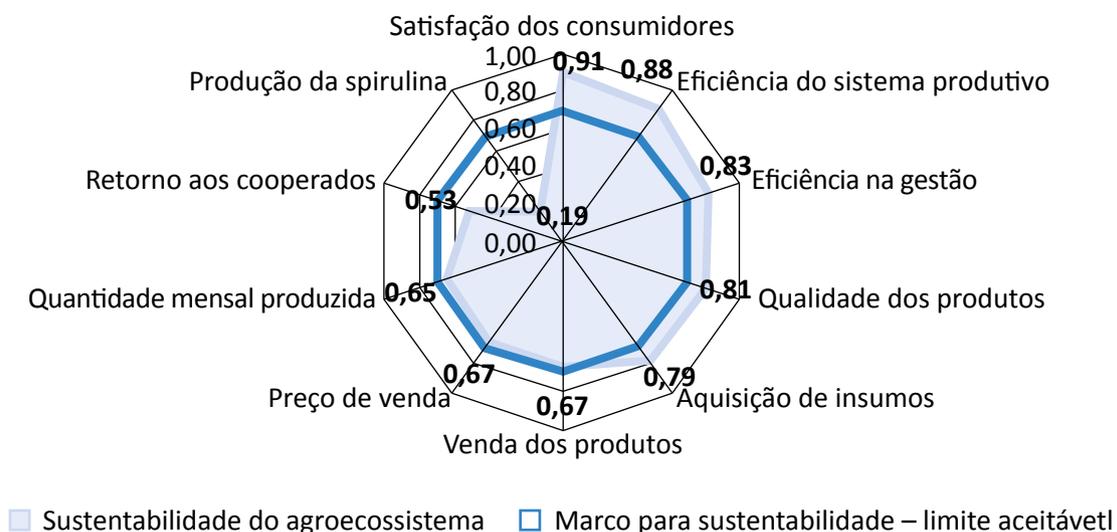


Figura 1 – Indicadores da dimensão econômica.

to no processo de venda das mercadorias, quanto na compra e aquisição dos insumos.

Quanto à aquisição de insumos, verifica-se que a atividade hidropônica requer materiais (semente, espuma fenólica e nutrientes – ferro, cálcio, potássio, magnésio) não comercializados localmente. Assim, devido à distância dos fornecedores (São Paulo), o preço de compra desses insumos são elevados, sendo repassados para os custos de produção. Mesmo assim, os cooperados ressaltam que a qualidade dos materiais comprados viabiliza a qualidade dos produtos da cooperativa; logo, independentemente da distância, são fundamentais para manter a eficiência do sistema e qualidade dos produtos. Portanto, as formas de aquisição dos insumos na percepção dos cooperados apresenta alta contribuição para a sustentabilidade.

Quanto às relações com o mercado consumidor, constatou-se que os produtos da cooperativa não são posicionados adequadamente no mercado, ou seja, deveriam ser destinados às classes A e B, devendo ser comercializados em pontos estratégicos, tais como supermercados ou pontos de comércio identificados com marca própria, ou que possuam selos que certifiquem a qualidade dos produtos. No entanto, são comercializados em feiras livres, nas quais os concorrentes são produtos com qualidade e preço inferiores. Além disso, na definição do preço de venda, não há um método adequado de precificação, sendo o valor determinado pelo comportamento e aceitação no mercado. Dessa forma, os índices de venda dos produtos (0,67), preço do produto (0,67) e quantidade mensal produzida (0,65) e retorno aos cooperados (0,53) apresentam média contribuição para a sustentabilidade.

A pesquisa mostrou que, devido a problemas na comercialização dos produtos da cooperativa, tem-se produzido em menor quantidade, o que gera baixo retorno financeiro aos cooperados – fato que tem provocado o desligamento das famílias junto à atividade. Os cooperados afirmam que a quantidade produzida atualmente está muito abaixo da capacidade produtiva da cooperativa, onde apenas é produzida uma quantidade mínima de produtos absorvida pelo mercado. Ou seja, a produção ocorre em função das demandas de mercado, especificamente ao comportamento das feiras livres onde os produtos são comercializados.

Quanto ao indicador produção da spirulina (0,19) apresentando baixa contribuição para a sustentabilidade da

cooperativa, constata-se que o produto não se adaptou às condições climáticas locais, necessitando de ajustes e melhoramentos no processo, que requer acompanhamento especializado de que a cooperativa não dispõe atualmente. Esse aspecto também tem provocado redução na produção e baixos rendimentos aos cooperados, dado que a spirulina tem significativo valor de mercado.

Diante do exposto, verifica-se que, mesmo com produtos de qualidade e que proporcionam a satisfação dos consumidores, as formas de comercialização têm provocado a desvalorização dos produtos da Cooperativa no mercado, o que, por sua vez, tem gerado uma instabilidade na produção, ocasionando problemas que interferem na sustentabilidade da cooperativa.

Uma forma de comercialização mais adequada para os produtos da Hidroçu era a venda nas feiras ecológicas. Outras experiências têm mostrado a importância dessas feiras para o fortalecimento das atividades agrícolas, conforme enfatizam Araújo e Maia (2012) em estudo realizado na cidade de Mossoró, cuja feira representou avanços significativos para os agricultores com o aumento da produção e para os consumidores, devido ao acesso a produtos de qualidade.

A dimensão social foi avaliada a partir dos indicadores: quantidade de cooperados, participação das instituições de apoio, investimentos de instituições ou governamentais, grau de adaptação do sistema produtivo às culturais locais, participação nas atividades, distribuição dos rendimentos e envolvimento da comunidade, conforme a Figura 2.

As análises referentes à dimensão social evidenciaram que os índices com alta contribuição para a sustentabilidade, portanto, os melhores avaliados e que estão acima do marco ou limite para a sustentabilidade nessa dimensão, foram: participação das instituições de apoio (0,79), grau de adaptação do sistema produtivo às culturais locais (0,78), distribuição dos rendimentos (0,76) e participação nas atividades (0,71).

Dada a importância da cooperativa para a comunidade Uruçu, afora a da atividade da cooperativa para o desenvolvimento da comunidade local, o apoio de instituições tem sido fundamental para manter o funcionamento da cooperativa desde sua concepção até o momento atual. Portanto, toda a estrutura física e organizacional da Hidroçu foi instalada median-

te a atuação de instituições, como: Fundação CERTI, UFCG, UFSC, Parque Tecnológico, Governo Municipal, Estadual e Municipal, entre outras. Nesses termos, a cooperativa existe em função das parcerias com essas instituições e da percepção dos cooperados no sentido de avaliar a participação das instituições com alta contribuição para a sustentabilidade, estando relacionada a contribuição histórica dada por essas instituições à cooperativa, e não a participação atual das mesmas. Isso porque, atualmente, a cooperativa conta apenas com o apoio da Prefeitura Municipal, mediante o pagamento da energia consumida, e o PEASA, com o fornecimento dos alevinos para a produção das tilápias.

Um dos aspectos favoráveis que permitem o funcionamento do agroecossistema é o grau de adaptação do sistema produtivo às culturas locais (0,78). Esse índice representa alta contribuição para a sustentabilidade da atividade, uma vez que o sistema produtivo foi estruturado para a produção de vários tipos de produtos, tais como: hortaliças (diversas), pimenta, tilápia, água potável e a microalga spirulina, ampliando a possibilidade de adequar as culturas locais à produção com base na técnica de hidroponia. Dessa forma, verifica-se que a estrutura do sistema produtivo integrado permite diversificar a produção com a utilização de uma pequena propriedade agrícola, oferecendo o mínimo de impacto ambiental da atividade em seu entorno.

Quanto à distribuição dos rendimentos aos cooperados (0,76), terceiro índice melhor avaliado com alta contribuição para a sustentabilidade, verificou-se que, apesar do baixo retorno financeiro, há uma distribuição equitativa dos rendimentos em função da disponibilidade e da contribuição de trabalho de cada membro da cooperativa. Por conseguinte, a cooperativa adota a remuneração por produção, o que, segundo os cooperados, é uma medida justa, pois quem trabalha mais deve ganhar mais, e quem trabalhar menos, conseqüentemente, deverá ganhar menos. Assim, há uma distribuição adequada das atividades por meio do planejamento semanal, havendo uma participação justa dos cooperados (0,71), em que todos são escalados e têm suas atividades definidas, sendo esse, portanto, um índice que representa alta contribuição para a sustentabilidade.

Vale ressaltar que, mesmo com a participação adequada dos cooperados nas atividades, houve, ao longo dos anos, a redução da quantidade de cooperados. Assim, a quantidade atual de cooperados representa uma ameaça para as atividades da cooperativa. Conseqüentemente, o índice referente à quantidade de cooperados (0,68) apresentou média contribuição para a sustentabilidade, já que a quantidade de colaboradores está diminuindo com o passar dos anos.

Os resultados mostram que, no início do projeto, houve adesão significativa da comunidade, em que foram

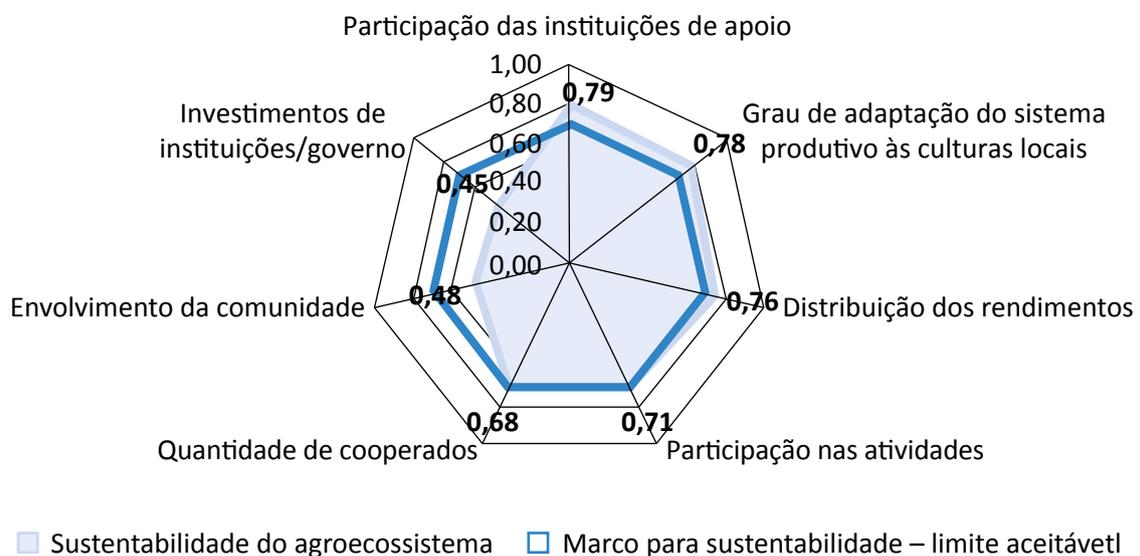


Figura 2 – Indicadores da dimensão social.

cadastradas 80 famílias. Porém, pouco mais da metade aderiu à proposta e participou, efetivamente, das atividades. Assim, a cooperativa foi formada inicialmente com 45 cooperados, tendo ao longo dos últimos anos reduzido esse número e contando atualmente com apenas 22 colaboradores. Portanto, parte da comunidade local passou a desacreditar do potencial da cooperativa de proporcionar melhoria de condição de vida e de desenvolvimento local, comprometendo o envolvimento de algumas famílias da comunidade nas atividades da cooperativa – aspecto que a gestão atual da Hidroçu busca resgatar. Mesmo assim, o índice referente ao envolvimento da comunidade foi avaliado com média contribuição para a sustentabilidade (0,48), estando abaixo do limite aceitável ou marco para a sustentabilidade do Agroecossistema, cujo resultado foi constatado pelas percepções dos pesquisadores junto à comunidade.

Considerando que a estrutura da Cooperativa necessita de manutenção, foi avaliado o indicador referente à existência de investimento para ampliação e diversidade da produção, sendo esse índice de investimentos de instituições ou governamentais (0,45) o pior avaliado na dimensão social. Esses investimentos, de acordo com os gestores da Cooperativa, dependem do lançamento de editais de órgãos de fomento, não havendo, no momento, nenhum que atenda os interesses da Hidroçu. Para complementar as análises da susten-

tabilidade, serão analisados os aspectos ambientais do agroecossistema.

A dimensão ambiental foi avaliada a partir dos indicadores: disponibilidade de água para produção, ausência de impactos ambientais da atividade, conservação dos recursos naturais, produção hidropônica e diversificação da produção, conforme Figura 3.

O índice ambiental melhor avaliado foi importância da produção hidropônica (0,93), seguido da ausência de impactos ambientais da atividade (0,89), conservação dos recursos naturais (solo e água – 0,88) e diversificação da produção (0,73), todos avaliados com alta contribuição, estando todos acima do marco ou limite aceitável para a sustentabilidade do agroecossistema. Verificou-se que os cooperados reconhecem a importância da atividade hidropônica, tendo a preocupação de manter o sistema produtivo e as formas de produzir conforme as exigências desse tipo de cultivo. Esse empenho dos cooperados é um ponto que se mostrou favorável para o funcionamento da atividade e, mesmo diante dos problemas enfrentados, os cooperados alimentam a perspectiva de crescimento e melhor participação da cooperativa no mercado.

Uma preocupação dos cooperados é a redução dos impactos ao meio ambiente, tendo o cuidado de evitar que o concentrado do processo de dessalinização atinja o solo e venha a causar danos. Assim, reconhecem

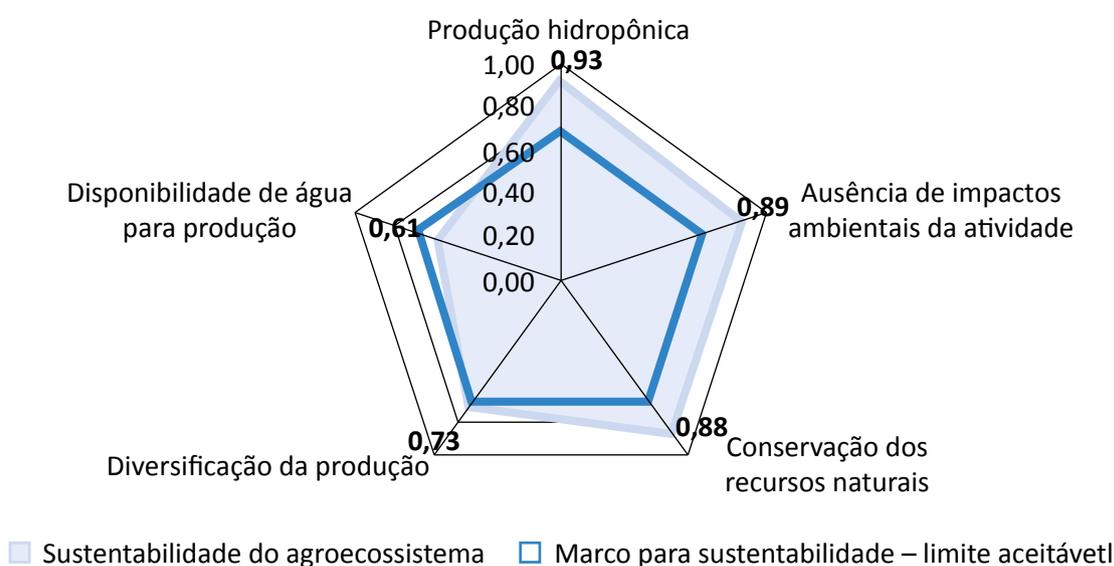


Figura 3 – Indicadores da dimensão ambiental.

que os recursos naturais – ou seja, a água e o solo – precisam ser preservados, e garantem que as atividades da Cooperativa não impactam negativamente esses recursos.

Quanto à diversificação dos produtos, constatou-se que o sistema foi projetado para a produção de diferentes mercadorias. No entanto, atualmente, mesmo reconhecendo essa possibilidade do sistema, o agroecossistema não tem diversificado sua produção em função da baixa vazão do poço ocasionada pelo período longo de estiagem. Considerando que essa é uma situação momentânea, o índice referente à diversificação de produtos foi avaliado com alta contribuição para a sustentabilidade, já que se espera o restabelecimento da produção em pouco tempo – com o aumento das chuvas na região.

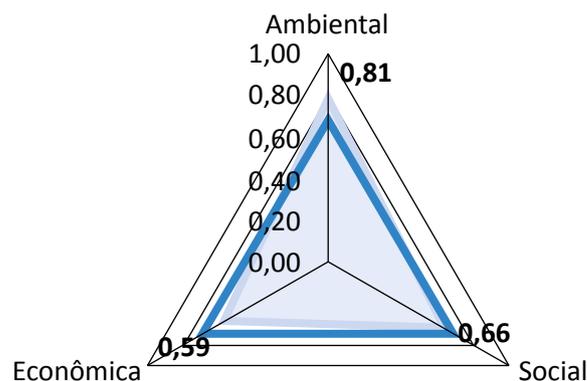
Nesse sentido, o índice que apresentou média contribuição para a sustentabilidade foi o de disponibilidade de água para a produção (0,61). Mesmo com um sistema projetado para utilização da água do poço artesiano, cuja produção não depende exclusivamente dos períodos chuvosos, atualmente, dado o longo período de estiagem na região, a atividade da cooperativa está ameaçada. Esse problema já reduziu o potencial de produção e a capacidade de diversificação do cultivo que, atualmente, em termos de hortaliças, só produz alface.

Ante ao exposto, pode-se afirmar que o sistema produtivo foi projetado com atividades de forma integrada para minimizar os impactos ambientais; e os índices ambientais corroboram para esses resultados, tendo

em vista que apenas o indicador que trata da disponibilidade de água apresenta média contribuição para sustentabilidade da atividade, tendo os demais apresentado alta contribuição para a sustentabilidade. Esses resultados reforçam os propósitos da atividade no sentido de promover o desenvolvimento local da região mediante a exploração de uma atividade econômica que representa baixo impacto negativo para a comunidade local e seu entorno, ao mesmo tempo em que gera renda por meio da valorização da atividade agrícola sustentável. Os resultados integrados das dimensões econômica, social e ambiental encontram-se expostos na Figura 4.

O melhor índice mensurado foi o ambiental, com 0,81, representando alta contribuição para a sustentabilidade, pois está acima do marco ou limite aceitável para a sustentabilidade do agroecossistema, seguido do índice social, de 0,66 e do econômico, de 0,59, ambos representando média contribuição para a sustentabilidade do agroecossistema, abaixo do limite de sustentabilidade aceitável. Os resultados integrados geraram um índice geral de sustentabilidade de 0,69, analisado como de média contribuição para sustentabilidade da Cooperativa Hidroçu; portanto, abaixo do marco da sustentabilidade do Agroecossistema.

Diante do exposto, verifica-se que a sustentabilidade da cooperativa tem contribuição mais expressiva dos aspectos ambientais que viabilizam um sistema menos vulnerável aos impactos negativos, cujos aspectos sociais permitem, por meio da participação das instituições



■ Sustentabilidade do agroecossistema □ Marco para sustentabilidade – limite aceitável

Figura 4 – Dimensões da sustentabilidade.

(CERTI, UFCG, Governos Municipal, Estadual e Federal, Fundação Parque Tecnológico da Paraíba, entre outras), fortalecer a atividade junto à comunidade, de modo que

a sustentabilidade econômica possa ser melhorada para permitir a ampliação da renda das famílias, por meio das atividades agrícolas realizadas na cooperativa.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A sustentabilidade das atividades econômicas e, especialmente das atividades agrícolas, é uma temática com ampla discussão em diversas áreas do conhecimento, esferas pública e privada, tanto em termos conceituais quanto em políticos e metodológicos, como forma de dotar as atividades agrícolas das condições adequadas para atingir níveis considerados sustentáveis. Nesse sentido, a atividade hidropônica constitui uma forma de atividade agrícola que tem como proposta a produção de alimentos sem a utilização do solo, buscando assim reduzir os impactos das atividades produtivas. Ao mesmo tempo, tem a proposta de produzir com um nível de qualidade que atenda as exigências nutricionais e de forma isenta de agrotóxicos.

A Cooperativa Hidroçu, em São João do Cariri (PB), foi projetada com um sistema produtivo para uma produção integrada (dessalinização, produção hidropônica, aquaponia e microalga spirulina) com o mínimo de impactos negativos em seu entorno, visando a ampliar a renda de famílias e fortalecer a agricultura familiar. O sistema integrado das atividades produtivas, mediante a utilização de água subterrânea extraída de poços artesianos, proporciona maior estabilidade às atividades agrícolas por meio da produção contínua, dados os períodos de estiagem na região do Cariri paraibano. Esses aspectos constituem os principais pontos de sustentação e estabilidade da atividade ao longo dos anos de funcionamento.

Dada à complexidade que envolve as questões da sustentabilidade, principalmente em cooperativas agrícolas, torna-se necessário encontrar formas de avaliação da sustentabilidade que permitam melhorar a gestão desses espaços cooperados, tornando-os mais competitivos e com maiores perspectivas de desenvolvimento ao longo dos anos, uma vez que envolvem atividades que geram renda e trabalho para pessoas que não dispõem de outras alternativas de sobrevivência. Dessa forma, o objetivo que orientou o presente estudo foi analisar a sustentabilidade de sistemas agrícolas com atividades integradas (hidroponia, dessalinização e aquaponia), tendo como objeto de estudo as atividades da Cooperativa Hidroçu em São João do Cariri (PB), a partir do método MESMIS. A partir dos

estudos realizados à luz dos atributos do MESMIS (produtividade, resiliência, estabilidade, adaptabilidade, confiabilidade, equidade e autogestão) que apontou os pontos fortes e fraquezas do agroecossistema, foi identificado um conjunto de indicadores estratégicos e potenciais para análise da sustentabilidade da Cooperativa, em seus aspectos econômico, social e ambiental, tendo a participação dos cooperados nesse processo de análise.

Os resultados mostraram que as atividades agrícolas desenvolvidas na Cooperativa Hidroçu apresentam contribuições à sustentabilidade, principalmente no que concerne à dimensão ambiental, cujos processos integrados permitem maior controle e padronização das atividades realizadas pelos cooperados, em que eles reconhecem a importância da atividade hidropônica para redução dos impactos da atividade agrícola no solo, valorizam a preservação dos recursos naturais, assim como apostam na Cooperativa como alternativa agrícola promissora em uma região pela qual, evidentemente, a maioria dos cooperados tem um sentimento de apego, especialmente no que se refere à cooperativa, que vai além de uma fonte de renda ou de trabalho, mas um ambiente de conquistas da própria comunidade.

Nesse sentido, foi possível constatar que a Cooperativa é um sistema social que requer a participação de instituições de apoio para dar suporte técnico, capacitação, orientação e direcionar investimentos para a manutenção de seu sistema e atividades produtivas. Uma vez que atua como um sistema cooperativo, requer também o envolvimento da comunidade para atingir seus objetivos enquanto entidade social e agente propulsor do desenvolvimento local. Nesses aspectos, a Cooperativa Hidroçu mostrou-se como um sistema importante para a comunidade. No entanto, em função dos rendimentos não representarem a principal renda das famílias, uma vez que apresentam baixo retorno aos cooperados, houve a redução da quantidade de membros ao longo dos anos. Diante dessa situação, verifica-se a necessidade de melhorar os mecanismos de venda e formas de precificação dos produtos, de modo que se permita um

posicionamento adequado dos produtos no mercado e vantagem competitiva para a Cooperativa.

Foi possível verificar que os cooperados e a gestão atual da Cooperativa têm mantido todos os esforços para o bom funcionamento da Hidroçu em busca do fortalecimento de suas atividades, na captura de novos investimentos e no envolvimento da comunidade, visando agregar mais famílias para aumentar a produção e, assim, ampliar a participação no mercado.

Em termos de aplicação da metodologia, mesmo com a adequação do Método MESMIS para análise do sistema produtivo estudado, vale ressaltar uma limitação em relação a não ponderação dos indicadores de sustentabilidade utilizados. Essa limitação foi minimizada mediante análise, utilizando a triangulação dos dados e a participação dos cooperados e gestores da cooperativa, o que permitiu gerar um conjunto de informações consistentes e que retratam a realidade da Cooperativa.

REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, J. P.; MAIA, Z. M. G. Agroecologia, soberania alimentar e comercialização solidária na Feira Agroecológica de Mossoró-RN: o enlace da sustentabilidade. *Raízes*, v. 32, n. 2, jul.-dez. 2012.
- BARBIERE, J. C. *Gestão ambiental empresarial: conceitos, modelos e instrumentos*. São Paulo: Saraiva, 2007.
- BOLÍVAR, H. Metodologías e indicadores de evaluación de sistemas agrícolas hacia el desarrollo sostenible. *Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe*, v. 8, n. 1, p. 1-18, 2011.
- BRIQUEL, V.; BOURDAIS, J.; GIRARDIN, P.; MOUCHET, C.; VIAUX, P. La méthode IDEA (indicateurs de durabilité des exploitations). *Ingénieries*, n. 25, p. 29-39, 2001.
- CAMINO, R.; MULLER, S. *Sostenibilidad de la agricultura y los recursos naturales: bases para establecer indicadores*. San José, C.R.: Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura/Proyecto IICA/GTZ, 1993. 134p. (Série Documentos de Programas/IICA, n. 38).
- CMMAD – COMISSÃO MUNDIAL SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO. *Nosso Futuro Comum*. 2. ed. Rio de Janeiro: Editora da Fundação Getulio Vargas, 1991.
- FERNANDES, L. A. O.; PASCUAL, U. Análise da eficiência da agricultura familiar agroecologista. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, v. 24, p. 221-233, 2015.
- FERREIRA, J. M. L.; VIANA, J. H. M.; COSTA, A. M.; SOUSA, D. V.; FONTES, A. A. Indicadores de Sustentabilidade em Agroecossistemas. *Informe Agropecuário*, Belo Horizonte, v. 33, n. 271, p. 12-25, nov./dez. 2012.
- FRANÇA, K. B. *Água: fonte de alimento e renda – uma alternativa sustentável para o semiárido*. Campina Grande: UFCG/LABDES, 2007.
- GALLOPIN, G. C. Environmental on sustainability indicators and the concept of situational indicators: a system approach. *Environmental Modeling and Assessment*, v. 1, p. 101-107, 1996.
- HEGE, U.; BRENNER, M. *Kriterien Umweltverträglicher Landbewirtschaftung (KUL)*. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) – Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz Vöttinger. Alemanha: Freising-Weißenstephan, 2004.
- IISD – INTERNATIONAL INSTITUTE FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT. *Food Security Indicator & Policy Analysis Tool (FITAP)* – Guidebook. Canadá: IISD, 2014.

LABHIDRO – LABORATÓRIO DE HIDROPONIA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA (UFSC). *Hidroponia no Brasil*. Disponível em: <<http://www.labhidro.cca.ufsc.br/hidroponia-no-brasil>>. Acesso em: dez. 2013.

MARQUES, F. C.; OLIVEIRA, D. Agricultura ecológica al sur de Brasil: de alternativa a contratendencia. *Íconos Revista de Ciencias Sociales*, Quito, n. 54, p. 87-106, jan. 2016.

MARTINS, M. F. *Gestão Sustentável em Atividade Hidropônica: um estudo na cooperativa Hidroçu – Cooperativa Agropecuária de Uruçu em São João do Cariri-PB*. Projeto individual de pesquisa. Unidade Acadêmica de Administração/Centro de Humanidades/UFSC, Campina Grande, 2013.

_____. *Modelo de monitoramento do nível de sustentabilidade urbana: uma proposta de operacionalização e validação dos seus constructos*. Tese (Doutorado)–Programa de Pós-Graduação de Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

MARTINS, S. R. Estratégia para a construção do ideário da sustentabilidade agrícola. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável*, v. 1, n. 2, abr./jun. 2000. Disponível em: <<http://www.emater.tche.br/docs/agroeco/revista/n2/13-artigo3.htm>>. Acesso em: abr. 2015.

MASERA, O.; ASTIER, M.; LÓPEZ-RIDAURA, S. *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: el marco de evaluación MESMIS*. México: Mundi-Prensa, 1999. 109p.

OLIVEIRA, J. L. B. de. *Água: fonte de alimento e renda – uma alternativa sustentável para o semiárido*. Florianópolis: UFSC/LABHIDRO, 2007.

OLMOS, M. A.; SANTOS, W. G. El valor de la sustentabilidad. *Ciencia y Agricultura*, v. 10, n. 1, p. 91-100, jan./jun. 2013.

REIS, T. D. S. dos. *Água: fonte de alimento e renda – uma alternativa sustentável para o semiárido*. Florianópolis: BIOTEC/LABHIDRO, 2007.

SALES, R. M. M.; CÂNDIDO, G. A. Sistema de indicadores para ser aplicado na agricultura familiar: uma análise a partir da organização, da viabilidade e do potencial emancipatório. In: CÂNDIDO, G. A.; LIRA, W. S.(Orgs.). *Indicadores de sustentabilidade em agroecossistema: aplicações em diversos tipos de cultivo e práticas agrícolas no Estado da Paraíba*. Campina Grande: EDUEPB, 2016.

SCHNEIDER, S. Situando o desenvolvimento rural no Brasil: o contexto e as questões em debate. *Revista de Economia Política*, v. 30, n. 3 (119), p. 511-531, jul./set. 2010.

SOUTO MAIOR, M. M.; CÂNDIDO, G. A.; NÓBREGA, M. M.; FIGUEIREDO, M. T. M. Estudo comparativo entre métodos de avaliação da sustentabilidade para unidades produtivas agroecológicas. In: ENCONTRO NACIONAL DA ANPPAS, 6., 2012. *Anais...* Belém-PA, 2012.

TAVARES, E. D. *Da agricultura moderna à agroecológica: análise da sustentabilidade de sistemas agrícolas familiares*. 230f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável)–Centro de Desenvolvimento Sustentável (CDS) da Universidade de Brasília, Brasília, 2004.

VERONA, L. A. F. A real sustentabilidade dos modelos de produção da agricultura: indicadores de sustentabilidade na agricultura. *Horticultura Brasileira*, v. 28, n. 2, jul. 2010.

EMPREGO DE FONTES DE CONTAMINAÇÃO DE DIFERENTES GEOMETRIAS NAS ESTIMATIVAS DO RISCO À SAÚDE HUMANA DEVIDO À INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA CONTAMINADA

APPLYING DIFFERENT CONTAMINATION SOURCE GEOMETRIES IN HEALTH RISK ASSESSMENT DUE TO INGESTION OF CONTAMINATED GROUNDWATER

Tirzah Moreira Siqueira

Professora auxiliar adjunto A do Centro de Engenharias da Universidade Federal de Pelotas (UFPel) – Pelotas (RS), Brasil. Doutora em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) – Porto Alegre (RS), Brasil.

Endereço para correspondência:

Tirzah Moreira Siqueira –
Universidade Federal de Pelotas –
96010-020 – Pelotas (RS), Brasil –
E-mail: tirzahmelo@hotmail.com

Recebido: 08/08/2013

Aceito: 30/01/2017

RESUMO

A metodologia de Avaliação de Risco à Saúde Humana é comumente desenvolvida empregando a solução de Domenico para transporte de contaminantes em água subterrânea por meio de um plano vertical normal ao fluxo subterrâneo. Essa solução não se aplica a situações em que a geometria da fonte de contaminação não é um plano vertical, tais como trincheiras, poços de injeção, entre outras. Dessa forma, um conjunto de soluções analíticas para diferentes geometrias de fonte foi apresentado. Para comparação, escolheram-se as geometrias de plano vertical e prisma para verificar as influências na evolução da pluma de contaminação e suas implicações na estimativa do valor do risco de efeitos carcinogênicos por ingestão de água subterrânea contaminada por benzeno. Os resultados demonstraram não haver diferenças significativas nas estimativas da concentração de equilíbrio ao se considerar os fluxos ao longo de um plano vertical normal e através de um prisma, o que não resultou em diferenças nos riscos à saúde humana calculados a partir dessas concentrações.

Palavras-chave: geometrias de fonte de contaminação; água subterrânea; avaliação de risco à saúde humana.

ABSTRACT

Health Risk Assessment is commonly developed employing the Domenico solution for groundwater contaminant transport passing through a vertical plane normal to the groundwater flow. This solution does not apply in situations for which the contamination source geometry is not a vertical plane, such as trenches, injection wells, etc. Hence, a set of analytical solutions for different source geometries were presented. For comparison, vertical plane and prism geometries were selected to verify their influences over the contaminant plume simulations and their implications over the estimation of the risk of carcinogenic adverse effects due to groundwater ingestion contaminated by benzene. The results demonstrated small differences over the equilibrium concentration simulations, not interfering significantly in the healthy risk estimation.

Keywords: source contamination geometries; groundwater; health risk assessment.

INTRODUÇÃO

A contaminação do solo e da água subterrânea tem recebido especial atenção nos últimos anos devido à grande quantidade de vazamentos e derrames de petróleo e seus derivados no meio ambiente. Esse tipo de contaminação representa a maior parte dos acidentes ambientais registrados no mundo (TAKEUCHI, 2008). Sobre esse fato, existe um consenso de que tais substâncias, quando presentes na água, no ar ou no solo, representam algum tipo de risco à saúde humana.

Existem muitas definições para o termo “risco”; para os fins deste estudo, cabe aqui apresentar a exposta por Kolluru (1996, p. 4.64): “a medida da probabilidade e magnitude de efeitos adversos, incluindo dano, doenças ou perdas econômicas (perigo e toxicidade não significam risco per se)”, podendo o risco ser medido, controlado e gerenciado.

Dentro desse contexto, vale lembrar que grandes esforços são empregados em onerosos planos de remediação, muitas vezes ainda insuficientes para que as concentrações limites dos contaminantes aceitáveis nos meios físicos sejam atingidas. Esse fato despertou na comunidade científica a necessidade de associar aos planos de remediação uma avaliação do risco ao qual os seres humanos estão expostos, e é por esse motivo que atualmente se discute muito a avaliação de risco à saúde humana inserida em um contexto de remediação de áreas contaminadas.

O grande problema está no fato de que os aplicativos que lidam com a avaliação de risco apresentam baixa capacidade de representar as mais diversas formas de liberação e transporte de contaminantes entre os meios físicos. Além disso, não se aplicam a todos os possíveis tipos de fontes de contaminação. Como resultado, as estimativas do risco não são confiáveis ou não podem ser determinadas.

Sob o enfoque da contaminação de água subterrânea, abordado neste estudo, por exemplo, o modelo de transporte de contaminantes mais comumente utilizado é o de Domenico (1987), o qual não pode representar mais do que uma pluma de contaminação passando por um plano normal ao fluxo subterrâneo. Assim, fontes de contaminação de geometrias lineares, como um poço, ou em planos, como uma trincheira, não podem ser avaliadas em termos do risco resultante a tais for-

mas de liberação de compostos, pois não existem modelos matemáticos disponíveis inseridos nesse âmbito.

Adicionalmente, Guyonnet e Neville (2004) apresentam comparações entre o modelo de Domenico (1987) e o de Sagar (1982), demonstrando que as discrepâncias entre eles são relativamente negligenciáveis ao longo do eixo central da pluma de contaminação (no sentido preferencial do fluxo), enquanto grandes para pontos que se afastam lateralmente dessa linha central, principalmente quando se considera o decaimento do contaminante. Isso sugere que os erros na solução de Domenico (1987) são significativamente influenciados pela distância lateral, possivelmente quando a dispersão e a difusão molecular influenciam o processo de transporte, e que, nesses casos, o modelo de Domenico (1987) deve ser preterido ao de Sagar (1982).

Tendo em vista a importância adquirida pela avaliação de risco à saúde humana no contexto ambiental, e as limitações que os aplicativos mais comumente utilizados para estimar o risco têm com relação aos modelos que utilizam para simular o transporte dos contaminantes em meio saturado, o presente artigo tem o objetivo de apresentar um conjunto de soluções que podem ser igualmente inseridas em avaliação de risco.

Essas soluções analíticas incorporam as mais diversas geometrias de fontes de contaminação, das quais duas foram aqui escolhidas para avaliar suas influências sobre a estimativa do risco à saúde humana, a saber: fonte com geometria de plano vertical normal ao fluxo subterrâneo e fonte prismática. As concentrações simuladas por ambas as geometrias de fonte mencionadas foram então utilizadas na predição do risco à saúde humana por meio da exposição via ingestão de água subterrânea contaminada por benzeno.

Dessa forma, com o intuito de contemplar o escopo metodológico deste artigo, inicialmente tem-se uma breve descrição referente à metodologia de avaliação de risco à saúde humana e à via de exposição que foi considerada, seguida pela apresentação do conjunto de soluções para transporte de contaminantes em meio saturado que foi empregado e um estudo de caso real aplicado a um sítio contaminado na área de uma refinaria da Região Sudeste do país.

AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA

A avaliação de risco, primeira etapa de um processo ainda maior denominado análise de risco, pode ser entendida como o processo de controle de situações em que um organismo, um sistema ou uma população podem estar expostos a algum perigo (WHO, 2004). Tal processo é constituído por mais dois outros além da avaliação do risco, a saber: gerenciamento e comunicação do risco.

A avaliação de risco, segundo o Conselho Nacional de Pesquisas dos Estados Unidos (NRC, 2007, p. 6), é definida como “a caracterização qualitativa ou quantitativa dos potenciais efeitos adversos à saúde humana de determinadas substâncias sobre indivíduos ou populações”.

Como apresentado por vários autores (ÖRBEG & BERGBÄCK, 2005; CARTER *et al.*, 2003; KOLLURU, 1996; SCHLECHTER, 1995; MCCALLUM & SANTOS, 1996), tal processo divide-se em:

- Identificação do perigo: determina-se a possibilidade de a exposição causar a incidência de efeitos adversos à saúde humana, tais como câncer. Para tanto, necessita-se da caracterização da área contaminada, dos tipos de receptores e de contaminantes, bem como das vias de exposição completas;
- Avaliação da dose-resposta: caracterização da relação entre a exposição ou a dose de um contaminante e a ocorrência de possíveis efeitos adversos à saúde, geralmente em termos de carcinogenicidade e toxicidade de um agente químico;
- Avaliação da exposição: avaliação quantitativa da intensidade, frequência e duração de um contato químico, da via de exposição (dermal, oral ou respiratória), das taxas (ingestão ou captação), da quantidade de contaminante que efetivamente atravessa

as limitações corpóreas, bem como da dose interna absorvida (RICE *et al.*, 2008);

- Caracterização do risco: etapa final que objetiva descrever a natureza e a magnitude do risco à saúde humana, por meio do cálculo do risco e das concentrações limites aceitáveis dos contaminantes para cada combinação de meio de contato, via de exposição e tipo de receptor (NCR, 1983).

O gerenciamento do risco é definido como o processo de valoração e, se necessário, controle das fontes de exposição e risco (KOLLURU, 1996). Isso implica na escolha de ações regulatórias que melhor se apliquem sobre o sítio contaminado, visando à redução ou à eliminação do risco. Tais ações estão diretamente baseadas nos resultados obtidos no processo de avaliação do risco.

E, por fim, o processo de comunicação do risco representa a troca de informações entre as partes interessadas (agências governamentais, corporações ou grupos industriais, sindicatos, meio científico, organizações profissionais, etc.) sobre a natureza, a magnitude, a significância ou o controle de um risco por meio de uma variedade de canais de comunicação (COVELLO, 1996).

Todas essas etapas estão inter-relacionadas e não podem ser vistas como processos independentes uns dos outros.

A metodologia mais utilizada para avaliação de risco à saúde humana foi desenvolvida pela *American Society of Testing and Materials* (ASTM), inicialmente elaborada para hidrocarbonetos e posteriormente estendida a outras substâncias. A metodologia, denominada *Risk Based Corrective Action* (RBCA), traduzida como Ação Corretiva Baseada no Risco, tem sido largamente aplicada e já é aceita em muitos países como instrumento de legislação ambiental.

VIA DE EXPOSIÇÃO AO RISCO

A aplicação da metodologia RBCA requer que sejam avaliadas as vias de exposição ao receptor que estejam completas. Isso equivale a dizer que devem ser avaliadas as vias de exposição para as quais tem-se uma fonte de contaminação, um meio e mecanismo de transporte dos contaminantes e um receptor. Para o desenvolvimento do estudo de caso apresentado no

presente artigo, considerou-se a via de exposição por ingestão de água subterrânea contaminada para contato do receptor com o contaminante.

Apenas o risco para efeitos carcinogênicos do benzeno foi avaliado, a título de ilustração do emprego das soluções analíticas adiante apresentadas.

A Equação 1 define o risco para essa via de exposição e é dada por (USEPA, 1989):

$$R = \frac{C_{POE} \times CR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times SF \quad (1)$$

Em que:

R é o risco de efeitos carcinogênicos (adimensional);
 C_{POE} é a concentração do contaminante no ponto de exposição (mg/L);
 CR é a taxa de ingestão de água subterrânea (L/dia);
 EF é a frequência de exposição (dias/ano);
 ED é a duração da exposição (anos);
 BW é a massa corpórea (kg);
 AT é o tempo de exposição média (dias); e
 SF é o fator de carcinogenicidade (kg.dia/mg).

Considerando a C_{POE} e que, em geral, as concentrações são amostradas apenas na fonte, a determinação da concentração no ponto de exposição é feita por meio da Equação 2, como segue:

$$C_{POE} = C \times DAF \quad (2)$$

SOLUÇÕES ANALÍTICAS PARA O TRANSPORTE EM ÁGUA SUBTERRÂNEA

Encontra-se na literatura uma série de trabalhos que apresentam soluções analíticas para o transporte de contaminantes em meio saturado partindo de diferentes geometrias de fonte. Sim e Chrysikopoulos (1999) apresentaram soluções analíticas para a incomum fonte de geometria elíptica localizada em um plano horizontal, considerando aquíferos de espessuras finita e infinita.

Levando em consideração as dispersões radial e axial (profundidade), Massabó, Cianci e Paladino (2006) determinaram soluções bidimensionais para uma fonte de geometria cilíndrica, cuja principal aplicação é a determinação dos coeficientes de dispersão longitudinal e transversal ao mesmo tempo, o que seria muito difícil de se obter em campo.

Merece destaque especial o trabalho de Leij, Priesack e Schaap (2000), em que são apresentadas mais de dez funções de Green para diferentes condições de contorno e problemas de valor inicial em meios porosos. Tais funções permitem que uma ampla gama de situações possa

Em que:

C é a concentração na fonte de contaminação (mg/L); e
 DAF é o fator de atenuação por dispersão lateral de um contaminante (-).

O termo DAF cobre todos os processos físicos, químicos e biológicos que contribuem para a redução da massa de contaminantes dissolvidos na pluma de contaminação, por meio de diversos processos, tais como advecção, dispersão, biodegradação, adsorção, volatilização, entre outros (BATLE-AGUILAR *et al.*, 2009). Para tanto, na determinação desse fator de atenuação se faz necessária a utilização de modelos de transporte de contaminantes que predigam qual será a concentração em um determinado ponto no aquífero, para um instante t também especificado.

A seguir é apresentado um conjunto de soluções analíticas para transporte de contaminantes em diferentes geometrias de fonte. A partir dessas soluções será possível determinar as concentrações de benzeno no ponto de exposição e, conseqüentemente, o risco que ele oferece ao contato com receptores potenciais, considerando as geometrias de plano vertical normal ao fluxo e prisma.

ser resolvida considerando, também, diferentes geometrias de fonte. Trabalho semelhante foi desenvolvido por Park e Zhan (2001) para soluções analíticas de transporte de contaminantes partindo de fontes de contaminação pontuais, linhas, planos e volumes. Esse trabalho serviu para comparação das soluções apresentadas a seguir.

As soluções analíticas aqui apresentadas estão divididas em dois grupos, associados ao tipo de liberação do contaminante na fonte: instantânea ou contínua, conforme apresentado em Melo (2010).

A Equação 3 é a equação diferencial parcial para transportes de contaminantes em meio saturado e fluxo uniforme, considerando sorção instantânea, linear e reversível, bem como decaimento de primeira ordem do contaminante, e dada sob a forma:

$$\frac{D_x}{R} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{D_y}{R} \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{D_z}{R} \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \frac{v}{R} \frac{\partial C}{\partial x} - \mu C = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3)$$

Em que:

C é a concentração do contaminante [ML^{-3}];

R é o fator de retardo do contaminante [-];

D_x é o coeficiente de dispersão longitudinal [L^2T^{-1}];

D_y e D_z são os coeficientes de dispersão transversal [L^2T^{-1}];

x , y e z são as coordenadas do ponto de exposição [L];

μ é a constante de decaimento de primeira ordem do contaminante [T^{-1}]; e

t é o tempo [T].

Para a condição de contorno, a fonte é caracterizada por uma determinada “massa” de entrada, o que pode ocorrer em um ponto, ao longo de uma linha, sobre um plano ou por meio de um volume. A Equação (3) foi dividida em três equações unidimensionais (4, 5 e 6), cujas soluções estão representadas pelas Equações 7, 8 e 9:

$$\frac{D_x}{R} \frac{\partial^2 f_1}{\partial x^2} - \frac{v}{R} \frac{\partial f_1}{\partial x} - \mu f_1 - \frac{\partial f_1}{\partial t} = 0 \quad (4)$$

$$\frac{D_y}{R} \frac{\partial^2 f_2}{\partial y^2} - \frac{\partial f_2}{\partial t} = 0 \quad (5)$$

Liberação instantânea de contaminante

Uma entrega instantânea de contaminante consiste na liberação de uma concentração (ou massa) fixa por um curto período de tempo. Partindo da

Pontual

$$C(x, y, z, t) = \frac{M_o}{\phi R} f_1(x-x', t) \cdot f_2(y-y', t) \cdot f_3(z-z', t) \quad (11)$$

Linhas

A liberação instantânea de massa em uma linha pode ser obtida pela aproximação de uma sequência de pontos muito próximos. Para esse caso, tem-se então uma quantidade de massa liberada por unidade de comprimento de linha da fonte (M_1) (Figura 1).

$$\frac{D_z}{R} \frac{\partial^2 f_3}{\partial z^2} - \frac{\partial f_3}{\partial t} = 0 \quad (6)$$

$$f_1(x, t) = \frac{1}{2(\pi D_x t / R)^{1/2}} \exp\{- (x - vt/R)^2 / (4D_x t / R)\} - \mu t \quad (7)$$

$$f_2(y, t) = \frac{1}{2(\pi D_y t / R)^{1/2}} \exp\{- y^2 / (4D_y t / R)\} \quad (8)$$

$$f_3(z, t) = \frac{1}{2(\pi D_z t / R)^{1/2}} \exp\{- z^2 / (4D_z t / R)\} \quad (9)$$

Assim, o produto $f_1 \cdot f_2 \cdot f_3$ satisfaz a Equação (3), o que pode ser facilmente verificado. O balanço de massa da Equação (3) por ser mantido por:

$$\phi R \int_{-\infty}^{\infty} f_1 dx \int_{-\infty}^{\infty} f_2 dy \int_{-\infty}^{\infty} f_3 dz = M_o \quad (10)$$

Em que:

ϕ é a porosidade do aquífero [-];

R é o fator de retardo [-]; e

M_o é a massa liberada no aquífero [M].

Equação (10), as soluções para as diversas geometrias de fonte podem ser dadas pelos casos subseqüentes.

Em que:

M_o é a massa liberada para o aquífero; e

(x', y', z') é o ponto de liberação de contaminante.

Um exemplo desse tipo de fonte é um poço de injeção cujo contato com o aquífero se estende por todo o filtro.

Aplicando-se a Equação (11), a soma das respostas individuais é a resposta da liberação de massa distribuída ao longo da linha. A Equação (10), para esse caso, torna-se:

$$C = \frac{M_1}{\varphi R} \int_{-\infty}^{\infty} f_1(x-x',t).f_2(y-y',t).f_3(z-z',t)dz' \quad (12)$$

Para o caso de uma linha finita, a Equação (12) passa a ser integrada sobre o intervalo finito:

$$\int_{-L_3}^{L_3} f_3(z-z',t)dz = F_3 = \frac{1}{2} \{ \text{erf} [(z+L_3)/(2(D_z t/R)^{1/2})] - \text{erf} [(z-L_3)/(2(D_z t/R)^{1/2})] \} \quad (13)$$

O resultado final para uma linha finita paralela a z e localizada em $x'=y'=0$ é:

$$C(x,y,z,t) = \frac{M_1}{\varphi R} f_1(x,t).f_2(y,t).F_3(z,t) \quad (14)$$

A solução para uma linha de comprimento finito, paralela a y, e localizada em $x'=z'=0$ é dada pela Equação

(15), em que F_2 é diferente de F_3 apenas pela substituição de L_3 por L_2 , e de z por y:

$$C(x,y,z,t) = \frac{M_1}{\varphi R} f_1(x,t).F_2(y,t).f_3(z,t) \quad (15)$$

Finalmente, para o caso de uma linha de comprimento finito, paralela ao eixo x e localizada em $y'=z'=0$:

$$C(x,y,z,t) = \frac{M_1}{\varphi R} F_1(x,t).f_2(y,t).f_3(z,t) \quad (16)$$

Em que:

$$F_1(x,t) = \frac{1}{2} \{ \text{erf} [(x+L_1-vt)/(2(D_x t/R)^{1/2})] - \text{erf} [(x-L_1-vt)/(2(D_x t/R)^{1/2})] \} \quad (17)$$

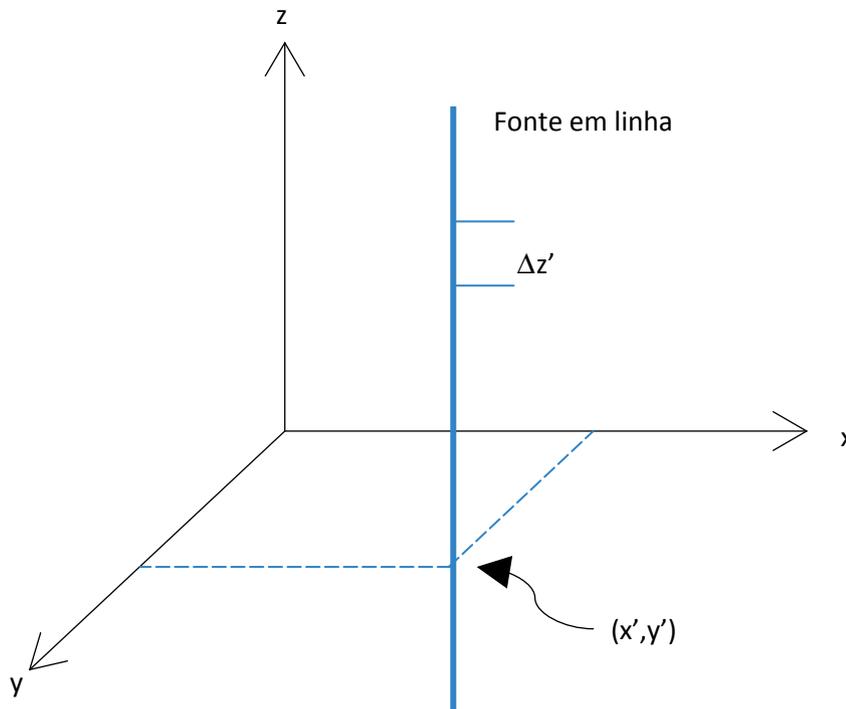


Figura 1 – Geometria de fonte em linha.

Planos

No caso anterior a solução foi obtida pela superposição de uma série de pontos ao longo de uma linha. No caso do plano, tem-se a distribuição de linhas sobre um plano finito de dimensões $2L_2 \times 2L_3$, no qual M_2 é a massa liberada por unidade de área do aquífero (Figura 2).

As soluções para planos paralelos aos eixos coordenados são:

Paralelo ao eixo yz:

$$C(x, y, z, t) = \frac{M_2}{\phi R} f_1(x, t) \cdot F_2(y, t) \cdot F_3(z, t) \quad (18)$$

Volume

Para esse caso, o termo M_3 é a massa liberada por unidade de volume de meio poroso dentro de um prisma com dimensões $2L_1 \times 2L_2 \times 2L_3$, tendo como centro das coordenadas o centro do prisma, e a distribuição de concentração do contaminante é dada por:

Paralelo ao eixo xz:

$$C(x, y, z, t) = \frac{M_2}{\phi R} F_1(x, t) \cdot f_2(y, t) \cdot F_3(z, t) \quad (19)$$

Paralelo ao eixo xy:

$$C(x, y, z, t) = \frac{M_2}{\phi R} F_1(x, t) \cdot F_2(y, t) \cdot f_3(z, t) \quad (20)$$

$$C(x, y, z, t) = \frac{M_3}{\phi R} F_1(x, t) \cdot F_2(y, t) \cdot F_3(z, t) \quad (21)$$

A Figura 3 traz a representação esquemática para o caso de uma fonte de volume definido, considerando que o prisma pode assumir qualquer posição dentro do aquífero.

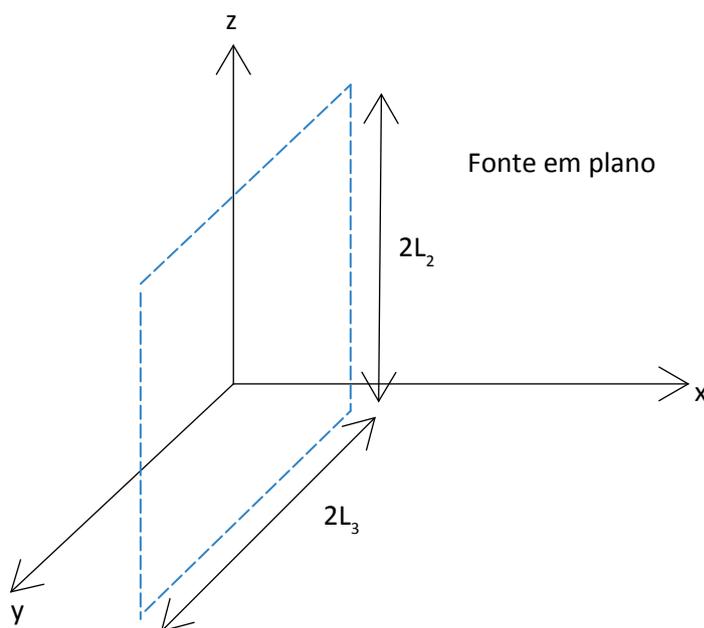


Figura 2 – Geometria de fonte em plano.

Liberação contínua de contaminante

No caso da liberação contínua de contaminantes, a entrega de massa pode não variar com o tempo; pelo contrário, pode se prolongar consideravelmente. Outras situações possíveis são: a concentração variar irregularmente com o tempo, ou a entrega de massa diminuir com o tempo. O entendimento desse tipo de fonte pode ser obtido partindo-se do caso de uma fonte pontual, e substituindo nela t por $(t-\tau)$, em que τ representa o tempo decorrido desde o momento da entrega de massa em qualquer ponto de interesse. A distribuição de concentrações resultante no tempo τ é:

$$C(x, y, z, t) = \frac{M_o}{\varphi R} f_1(x, t-\tau) \cdot f_2(y, t-\tau) \cdot f_3(z, t-\tau) \quad (22)$$

Devido à linearidade da equação, pode-se aproximar a resposta a uma liberação contínua, considerando a sobreposição de uma sequência de liberações instantâneas muito próximas. Supondo-se que tenha ocorrido uma liberação contínua durante um intervalo de tempo muito pequeno, $\Delta\tau$, centrado em τ , então a Equação (22) pode ser utilizada para a obtenção da resposta, admitindo-se:

$$M_o = \frac{\Delta M_o}{\Delta \tau} \Delta \tau \quad (23)$$

Devido a uma liberação contínua no tempo e que representa a adição de respostas de cada liberação instantânea, a resposta referente à Equação (22) aparecerá na forma discreta como:

$$C(x, y, z, t-\tau) = \frac{1}{\varphi R} \sum_{i=1}^n \frac{\Delta M_o}{\Delta \tau} | \tau_i \Delta \tau f_1(x, t-\tau) \cdot f_2(y, t-\tau) \cdot f_3(z, t-\tau) \quad (24)$$

Considerando-se $\Delta\tau \rightarrow 0$, obtém-se:

$$C(x, y, z, t-\tau) = \frac{1}{\varphi R} \int_0^t \frac{dM_o}{d\tau} f_1(x, t-\tau) \cdot f_2(y, t-\tau) \cdot f_3(z, t-\tau) d\tau \quad (25)$$

Essa equação foi obtida exclusivamente para o caso de uma fonte pontual. Além disso, se a taxa de liberação de massa for constante, o termo $dM_o/d\tau$ pode ser pos-

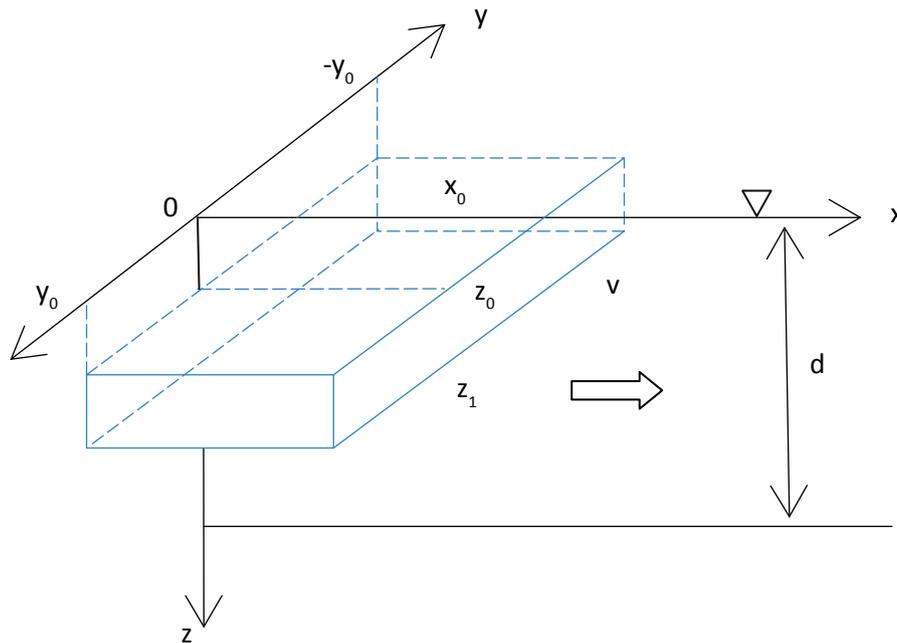


Figura 3 – Geometria de fonte com volume definido.

to fora da integral. De forma mais geral, permitindo a aplicação de qualquer geometria da fonte, tem-se:

$$C(x, y, z, t - \tau) = \int_0^t \frac{dM_n}{d\tau} K_n(x, y, z, t - \tau) d\tau \quad (26)$$

Pontual

$M_n = M_o$ = massa liberada;

Linhas

$M_n = M_1$ = massa liberada por unidade de comprimento;

$$K_1 = \frac{1}{\phi R} F_1 \cdot f_2 \cdot f_3, \text{ paralela ao eixo } x;$$

Planos

$M_n = M_2$ = massa liberada por unidade de área;

$$K_2 = \frac{1}{\phi R} F_1 \cdot F_2 \cdot f_3, \text{ plano horizontal paralelo ao eixo } xy;$$

Prisma

$M_n = M_3$ = massa liberada por unidade de volume;

O termo K_n representa a resposta do sistema a uma entrega instantânea unitária, isto é, é a resposta do sistema a “impulsos unitários” sobre fontes de diferentes geometrias. Abaixo estão listados os termos K_n e M_n para cada tipo de fonte.

$$K_o = \frac{1}{\phi R} f_1 \cdot f_2 \cdot f_3.$$

$$K_1 = \frac{1}{\phi R} f_1 \cdot F_2 \cdot f_3, \text{ paralela ao eixo } y;$$

$$K_1 = \frac{1}{\phi R} f_1 \cdot f_2 \cdot F_3, \text{ paralela ao eixo } z.$$

$$K_2 = \frac{1}{\phi R} f_1 \cdot F_2 \cdot F_3, \text{ plano horizontal paralelo ao eixo } yz;$$

$$K_2 = \frac{1}{\phi R} F_1 \cdot F_2 \cdot f_3, \text{ plano horizontal paralelo ao eixo } xz.$$

$$K_3 = \frac{1}{\phi R} F_1 \cdot F_2 \cdot F_3, \text{ prisma.}$$

ESTUDO DE CASO

Descrição da área contaminada

A área de interesse consiste em um antigo depósito de resíduos oleosos provenientes das atividades de uma refinaria localizada na Região Sudeste do país, cuja identificação não será divulgada por motivos contratuais. Há 22 anos a área não é mais utilizada para depositar esses resíduos. Porém, análises químicas indicaram a existência de contaminação por hidrocarbonetos de petróleo e metais.

Os solos da área natural da refinaria foram caracterizados como sendo de moderada a alta capacidade de infiltração, a qual varia de 40 a 80 mm/h, representando a capacidade de recarga do aquífero. No entanto, na área do depósito foi detectado

que a superfície é praticamente impermeável devido à formação de crostas endurecidas de resíduos oleosos.

A condutividade hidráulica é o parâmetro hidrogeológico mais importante dentro de um contexto de contaminação de água subterrânea, pois determina como o contaminante se desloca com a pluma de contaminação. Para a área fora do depósito, os valores medidos de 0,30 a 0,85 m/dia representam uma capacidade de movimentação lateral da água subterrânea de baixa a moderada.

Todas essas informações são importantes para analisar o comportamento do deslocamento da pluma de con-

taminação advinda do depósito de resíduos oleosos. Para tanto, devido ao seu alto potencial carcinogênico,

Simulação da concentração de benzeno

Para a realização da simulação do transporte de contaminantes em meio saturado segundo as equações descritas e determinação da concentração de benzeno no ponto de exposição, o programa Transporte de Contaminantes em Meio Saturado (TCMS) foi desenvolvido em linguagem do aplicativo MATLAB®.

Os resultados da modelagem computacional foram validados por comparação com os resultados das soluções analíticas propostas por Park e Zhan (2001) (Figura 4). As soluções foram obtidas para o ponto $(x,y,z)=(50\text{ m},0,0)$, $v=0,5\text{ m/dia}$; $D_x=0,25\text{ m}^2/\text{dia}$, $D_y=D_z=0,005\text{ m}^2/\text{dia}$; $q=3333,33\text{ (g/unidade de comprimento área ou volume)}$; $d=10\text{ m}$ (espessura do aquífero); $\mu=0$; $R=1$, $\phi=0,3$.

É possível observar a instabilidade numérica no modelo de Park e Zhan (2001), o qual oscila para altos valores da variável tempo, embora seja possível verificar qual é a concentração de equilíbrio. As comparações demonstram a semelhança entre os modelos e sua validade na simulação do transporte de contaminantes em meio saturado.

Para o estudo de caso real, as geometrias de fonte escolhidas foram o prisma e o plano vertical normal ao fluxo subterrâneo — mesmo caso em que se aplica a solução de Domenico (1987) —, a fim de que fosse possível comparar as implicações da escolha de uma ou outra.

Os dados utilizados na simulação do transporte de benzeno em meio saturado estão apresentados no Quadro 1. Para que fosse possível comparar as geometrias de fonte de plano vertical e prisma, a degradação do contaminante não foi considerada, uma vez que a equação que representa a geometria de prisma foi desenvolvida sem o termo correspondente ao decaimento de primeira ordem, provavelmente por motivos de simplificações no modelo (ver Equações 7 e 17 para os termos f_1 e F_1).

Na prática, uma suposição muito comum é considerar o contaminante se movimentando com a mesma velocidade da água subterrânea, isto é, $R=1$. De fato, dentro de um contexto de avaliação de risco à saúde humana,

o benzeno foi utilizado para a aplicação da metodologia apresentada até aqui.

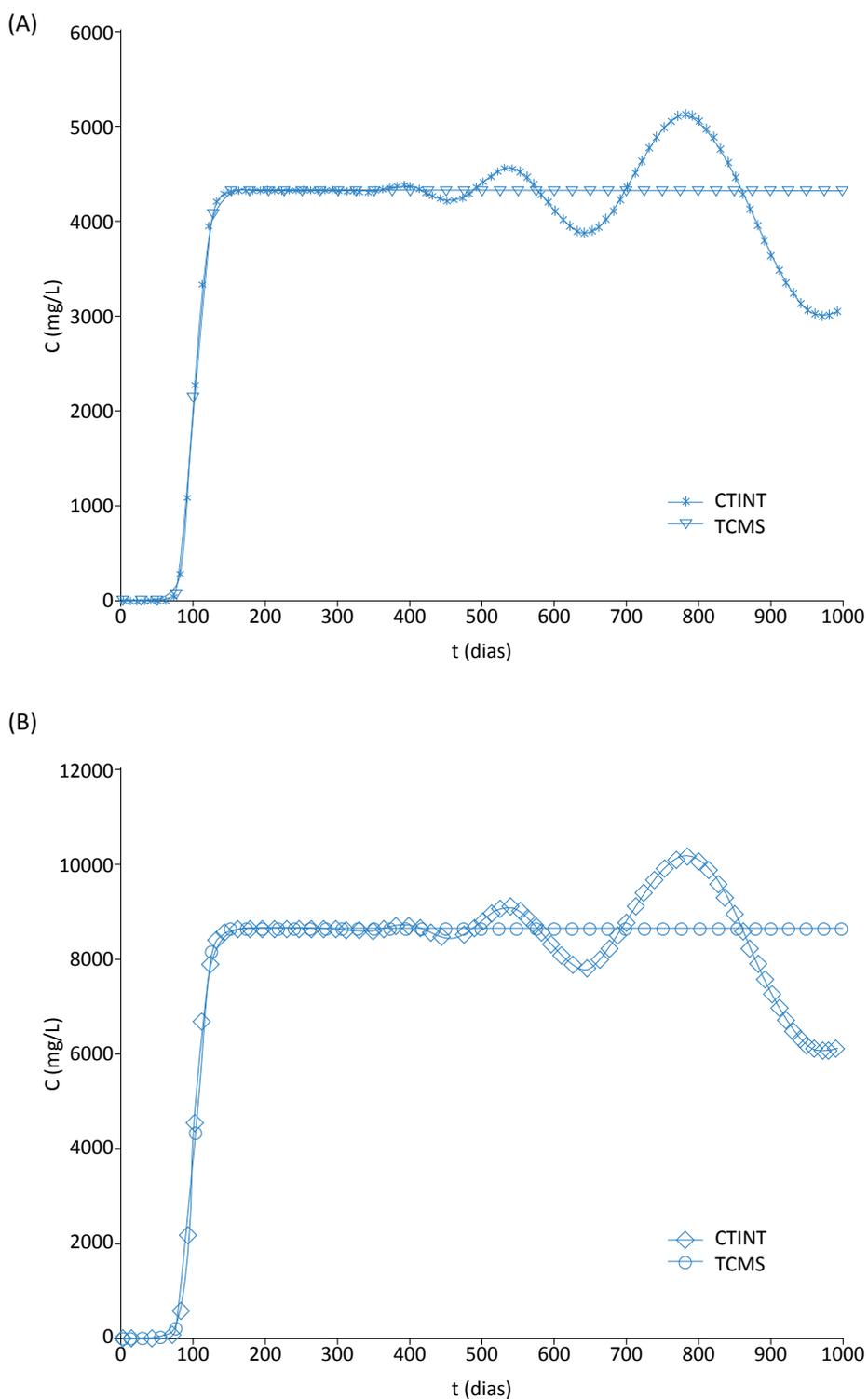
tal suposição pode ser aceitável, uma vez que contempla uma situação mais conservadora, implicando que se assume um nível de segurança maior na estimativa do risco. Dessa forma, se não houver risco segundo uma suposição de $R=1$, também não haverá risco para nenhum outro valor de retardo.

Adicionalmente, a concentração de benzeno foi tomada como a média dos valores obtidos em amostragens sobre toda a área horizontal da fonte e a diferentes profundidades. O objetivo dessas simulações é determinar as concentrações de equilíbrio do benzeno, considerando as geometrias de plano vertical e prisma, para que sejam quantificadas as estimativas do risco de câncer por ingestão de água subterrânea contaminada por essa substância, verificando as influências de se escolher uma fonte de geometria em plano vertical ou prisma sobre o valor do risco à saúde humana.

As simulações resultantes estão apresentadas na Figura 5.

As concentrações simuladas pelo prisma são maiores do que as geradas pelo plano, como era esperado; as do plano são maiores que para linhas; e estas, consequentemente, são maiores que em casos de fontes pontuais. Ambas as curvas apresentaram comportamento sem instabilidade aparente na solução. Foram necessários 400 anos de simulação devido, principalmente, à baixa velocidade de percolação e à condutividade hidráulica consideradas.

O fato de a pluma de contaminação levar tempo para chegar ao ponto de exposição exige ainda mais atenção por parte dos tomadores de decisões, pois não se pode prever o uso futuro da área, principalmente quando se tem conhecimento de que os contaminantes ainda retidos na matriz do solo podem atingir o ponto de interesse centenas de anos após o início da contaminação. Outro fator interessante é que, para os dois casos analisados, os tempos para atingir a situação de equilíbrio são muito semelhantes. Para o caso do plano, observa-se que a concentração de equilíbrio começa a ser atingida por volta de 200 anos, enquanto para o caso do prisma isso acontece após aproximadamente 250 anos.



C: concentração do contaminante no ponto de exposição; TCMS: Transporte de Contaminantes em Meio Saturado.

Figura 4 – Validação do modelo Transporte de Contaminantes em Meio Saturado em comparação com o modelo CTINT de Park e Zhan (2001) e de Domenico (1987) em (A) para a geometria de plano vertical e em (B) para o prisma.

Essa diferença pode ser atribuída à forma como os contaminantes começam a se dispersar na fonte de contaminação. Enquanto no prisma a dispersão se dá ao longo de todo o comprimento da fonte (dimensão X, que não há no caso do plano), no plano vertical isso não ocorre.

Determinação dos riscos de câncer via ingestão de água contaminada por benzeno

Para a determinação dos riscos de câncer por ingestão de água subterrânea contaminada, foram considerados receptores dos tipos “comerciais” e “trabalhadores eventuais”, os quais estão expostos por diferentes períodos de tempo ao benzeno. Os dados necessários para a aplicação das Equações (1) e (2) mencionadas anteriormente estão listados no Quadro 2.

Para o caso do plano vertical, o risco de efeitos carcinogênicos por ingestão de água subterrânea contaminada por benzeno foi de $4,30E-09$ e $1,24E-10$ para receptores dos tipos “comercial” e “trabalhadores eventuais”, respectivamente. Na situação em que foi considerada a geometria de prisma, os riscos foram $8,60E-09$ e $2,48E-10$, para receptores “comerciais” e

As concentrações de equilíbrio correspondentes para essas geometrias de fonte foram: $2,00E-05$ mg/L (prisma) e $1,00E-05$ mg/L (plano vertical). Utilizaram-se as concentrações de equilíbrio porque elas correspondem ao máximo risco possível de ocorrer.

“trabalhadores eventuais”, respectivamente. Como risco limite para todas as geometrias sugeriu-se $1,00E-06$ (1 caso adicional de câncer em 1.000.000 de pessoas expostas), indicando que não existe risco de câncer por exposição ao benzeno para esses tipos de receptores expostos nas frequências consideradas.

Adicionalmente, os riscos obtidos pelo prisma não são significativamente diferentes daqueles obtidos pela simulação do plano vertical, embora sejam maiores. Isso não implica, no entanto, que o prisma seja a escolha mais adequada, uma vez que apenas as considerações de não degradação e retardo nulo foram assumidas. Isso significa dizer que em casos menos conservadores, para os quais seja importante considerar, por exemplo,

Quadro 1 – Dados utilizados para a simulação da concentração do benzeno.

Parâmetro	Valor	Descrição
(x,y,z) (m)	(200,0,0)	Ponto de exposição do receptor.
t (dias)	400 anos	Tempo de simulação após o início da contaminação.
α_x (m)	40	Dispersividade longitudinal estimada pela equação.
α_y (m)	13	Dispersividade transversal estimada pela equação.
α_z (m)	2	Dispersividade transversal estimada pela equação.
D_x (m ² /dia)	0,26	Coefficiente de dispersão longitudinal estimado por $D_x = v \cdot \alpha_x$.
D_y (m ² /dia)	0,08	Coefficiente de dispersão transversal estimado por $D_y = v \cdot \alpha_y$.
D_z (m ² /dia)	0,01	Coefficiente de dispersão transversal estimado por $D_z = v \cdot \alpha_z$.
v (m/dia)	0,0064	Velocidade do fluxo subterrâneo estimado por $v = q/f$.
q (m/dia)	0,0012	Descarga específica do aquífero ou velocidade de Darcy.
f_{oc} (-)	0,01	Fração de carbono orgânico.
ϕ (-)	0,19	Porosidade efetiva medida no campo.
X (m)	15	Comprimento da fonte na direção x.
Y (m)	10	Largura da pluma na fonte medida do mapa.
Z (m)	3	Espessura da pluma na fonte.
R (-)	1	Retardo do contaminante.
μ (1/dia)	0	Sem decaimento de primeira ordem do benzeno.
C_o (mg/L)	0,0019	Concentração de benzeno em água subterrânea.

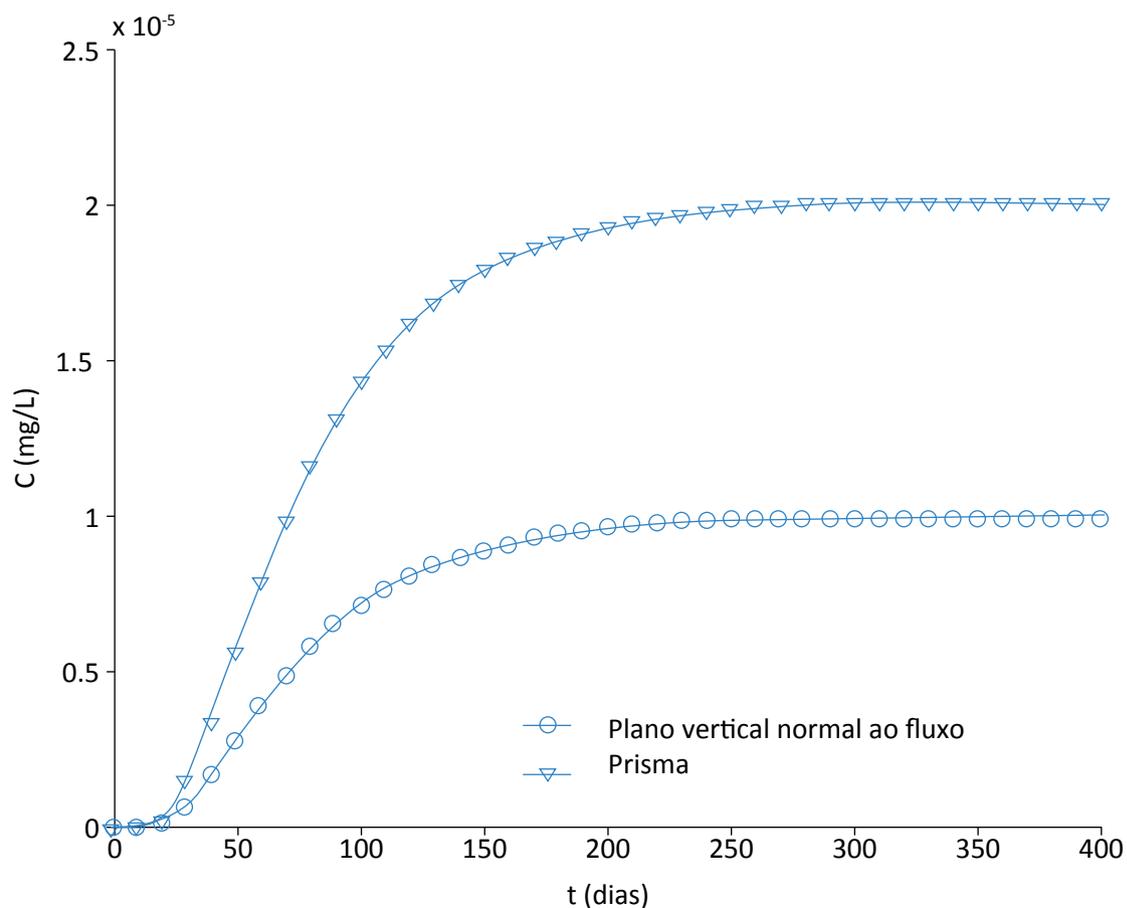


Figura 5 – Comparação entre as geometrias de fonte de plano vertical normal ao fluxo e prisma.

Quadro 2 – Dados do benzeno para cálculo do risco de câncer para via de exposição por ingestão de água subterrânea.

Parâmetro	Valor	
	Comerciais	Trabalhadores eventuais
AT (anos)	68	68
ED (anos)	25	1
EF (dias/ano)	250	180
BW (kg)	70	70
C _{POE} (mg/L) plano vertical	1,00E-05	1,00E-05
C _{POE} (mg/L) prisma	2,00E-05	2,00E-05
SF (kg.dia/mg)	0,0299	0,0299
CR (L/dia)	4	4

AT: tempo de exposição média (dias); ED: duração da exposição (anos); EF: frequência de exposição (dias/ano); BW: massa corpórea (kg); C_{POE}: concentração do contaminante no ponto de exposição (mg/L); SF: fator de carcinogenicidade (kg.dia/mg); CR: taxa de ingestão de água subterrânea (L/dia).

a forte tendência que um contaminante tem de se degradar, o prisma não pode ser aplicado, tendo em vista que as equações utilizadas não consideram essa característica no transporte do contaminante.

No entanto, dentro do contexto do conservadorismo adotado pela metodologia RBCA e visando a um nível de segurança maior na predição do risco, a geometria de prisma pode ser utilizada na estimativa de um risco cujo nível de segurança é ainda maior que no caso do plano vertical, uma vez que a concentração de equilíbrio é maior para aquele do que para este.

Outra consideração importante é que os riscos foram calculados empregando-se as concentrações de má-

xima exposição. Isso revela a importância de que a concentração de um contaminante seja simulada até seu estado de equilíbrio. Dessa forma, o risco correspondente será o máximo risco possível para aquele contaminante, mesmo que demore algum tempo para ser observado.

Em termos de avaliação de risco à saúde humana, essa informação é muito significativa, pois revela a intensidade da exposição e dos efeitos adversos até seu valor máximo, fornecendo mais segurança sobre as estimativas do risco. Adicionalmente, tais resultados demonstram as diferentes possibilidades a serem adotadas quando está sendo realizada uma avaliação de risco à saúde humana.

CONCLUSÃO

Este artigo teve o objetivo de verificar as implicações em utilizar as geometrias de plano vertical normal ao fluxo subterrâneo e do prisma nas estimativas do risco à saúde humana devido à ingestão de água subterrânea contaminada por benzeno. Algumas conclusões que podem ser destacadas são:

- a aplicação de diferentes geometrias de fonte não interfere consideravelmente nos resultados obtidos, sendo importante avaliar qual tipo se aplica melhor a cada caso;
- o fato de que a concentração de equilíbrio pode levar muito tempo para ser alcançada requer que sejam considerados os cenários de exposição presentes e futuros, bem como a futura utilização da área em análise;
- a diferença existente entre os tempos em que foram atingidas as concentrações de equilíbrio para ambos os casos pode estar relacionada à forma como os contaminantes se dispersam a partir da fonte de contaminação, considerando que no caso do prisma a dispersão acontece ao longo de todo o comprimento da fonte;

- os riscos carcinogênicos obtidos por uma e outra geometria não foram significativamente diferentes. Dessa forma, o prisma pode ser visto como uma forma de estimar o risco com um nível de segurança ainda maior. No entanto, isso não diminui a importância que se tem dado até hoje à geometria de plano vertical para a simulação do transporte de contaminantes na maioria dos casos.

Como sugestão para trabalhos futuros, indica-se uma análise mais profunda sobre como os contaminantes são liberados a partir da fonte de contaminação, com o intuito de verificar qual das duas geometrias representa melhor os aspectos físicos do transporte de contaminantes. Primeiro no que diz respeito aos termos advectivos nas equações, para os quais a velocidade e o retardo são os parâmetros mais importantes; e segundo no que se refere aos termos dispersivos, ou seja, aos coeficientes de difusão, uma vez que na equação do prisma aparece o termo $F1$, o qual incorpora, mais uma vez, os coeficientes de dispersão na quantificação da concentração.

REFERÊNCIAS

BATLE-AGUILAR, J.; BROUYÈRE, S.; DASSARGUES, A.; MORASCH, B.; HUNKELER, D.; HÖHENER, P.; DIELS, L.; VANBROEKHOVEN, K.; SEUNTJENS, P.; HALEN, H. Benzene dispersion and natural attenuation in a alluvial aquifer with strong interactions with surface water. *Journal of Hydrology*, v. 369, p. 305-317, 2009.

CARTER, D. A.; HIRST, I. L.; MADDISON, T. E.; PORTER, S. R. Appropriate risk assessment methods for major accident establishments. *Trans IChemE*, v. 81, part B, p. 12-18, 2003.

COVELLO, V. T. Communicating risk in crisis and noncrisis situations: tools and techniques for effective environmental communication. In: KOLLURU, R. V.; BARTELI, S.; PITBLADO, R.; STRICOTT, S. (Eds.). *Risk assessment and management handbook for environmental, health and safety professionals*. New York: McGraw-Hill, 1996. p. 15.3-15.44.

DOMENICO, P. A. An analytical model for multidimensional transport of a decaying contaminant species. *Journal of Hydrology*, v. 91, p. 49-58, 1987.

GUYONNET, D.; NEVILLE, C. Dimensionless analysis of two analytical solutions for 3-D solute transport in groundwater. *Journal of Contaminant Hydrology*, v. 75, p. 141-153, 2004.

KOLLURU, R. V. Health risk assessment: principles and practices. In: KOLLURU, R. V.; BARTELI, S.; PITBLADO, R.; STRICOTT, S. (Eds.). *Risk assessment and management handbook for environmental, health and safety professionals*. New York: McGraw-Hill, 1996. p. 4.3-4.68.

LEIJ, F. J.; PRIESACK, E.; SCHAAP, M. G. Solute transport modeled with Green's functions with application to persistent solute sources. *Journal of Contaminant Hydrology*, v. 41, p. 155-173, 2000.

MASSABÓ, M.; CIANCI, R.; PALADINO, O. Some analytical solutions for two-dimensional convection-dispersion equation in cylindrical geometry. *Environmental Modelling & Software*, v. 21, p. 681-688, 2006.

McCALLUM, D. B.; SANTOS, S. L. Participation and persuasion: a communication perspective on risk management. In: KOLLURU, R. V.; BARTELI, S.; PITBLADO, R.; STRICOTT, S. (Eds.). *Risk assessment and management handbook for environmental, health and safety professionals*. New York: McGraw-Hill, 1996. p. 6.1-16.32.

MELO, T. M. *Soluções analíticas para transporte de hidrocarbonetos do petróleo em água subterrânea: avaliação determinística e probabilística do risco à saúde humana*. 154 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL – NRC. Commission on Life Sciences. Board on Environmental Studies and Toxicology. Committee to Review the OMB Risk Assessment Bulletin. *Scientific Review of the Proposed Risk Assessment Bulletin from the Office of Management and Budget*. Washington: National Academy Press, 2007. 286 p.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL – NRC. Commission on Life Sciences. Committee on the Institutional Means for Assessment of Risks to Public Health. *Risk assessment in the Federal Government: managing the process*. Washington: National Academy Press, 1983. 191p.

ÖRBEG, T.; BERGBÄCK, B. A review of probabilistic risk assessment of contaminated land. *Journal of Soils & Sediments*, v. 5, n. 4, p. 213-224, 2005.

PARK, E.; ZHAN, H. Analytical solutions of contaminant transport from finite one-, two-, and three-dimensional sources in a finite-thickness aquifer. *Journal of Contaminant Hydrology*, v. 53, p. 41-61, 2001.

RICE, G.; McDONELL, M.; HERTZBERG, R. C.; TEUSCHLER, L.; PICEL, K.; BUTLER, J.; CHANG, Y.; HARTMANN, H. An approach for assessing human exposures to chemical mixtures in the environment. *Journal of Toxicology and Pharmacology*, v. 233, p. 126-136, 2008.

SAGAR, B. Dispersion in three dimensions: approximate analytical solutions. *Journal of Hydraulics Division*, v. 108, p. 47-62, 1982.

SCHLECHTER, W. Process risk assessment – using science to “do it right”. *International Journal of Pressure Vessels & Piping*, v. 61, p. 479-494, 1995.

SIM, Y.; CHRYSIKOPOULOS, C. V. Analytical solutions for solute transport in saturated porous media with semi-infinite or finite thickness. *Advances in Water Resources*, v. 22, n. 5, p. 507-519, 1999.

TAKEUCHI, E. *Aplicação da metodologia RBCA para o município de Porto Alegre: definição de níveis aceitáveis baseados no risco para hidrocarbonetos*. 157 f. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. *Risk Assessment Guidance for Superfund*. Human Health Evaluation Manual (Parte A). USEPA, 1989. v. 1.

WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO. *International Program on Chemical Safety (IPCS): IPCS risk assessment terminology*. Geneva: WHO, 2004.

USO DA TERRA NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL TIETÊ: PLANEJAMENTO AMBIENTAL E GESTÃO TERRITORIAL

LAND USE IN THE ENVIRONMENTAL PROTECTION AREA (APA TIETÊ):
ENVIRONMENTAL PLANNING AND LAND MANAGEMENT

Bruna Gabriela de Carvalho Pinto

Mestre em Sustentabilidade na Gestão Ambiental pelo Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental (PPG-SGA) da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) – *Campus* Sorocaba – Sorocaba (SP), Brasil.

Rogério Hartung Toppa

Biólogo pela Universidade Federal de São Carlos. Doutor em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Federal de São Carlos. Professor adjunto do Departamento de Ciências Ambientais e do PPG-SGA da UFSCar – *Campus* Sorocaba – Sorocaba (SP), Brasil.

Endereço para correspondência:

Rogério Hartung Toppa –
Universidade Federal de São Carlos –
Rodovia João Leme dos Santos, km
110 – 18052-780 – Sorocaba (SP),
Brasil – E-mail: toppa@ufscar.br

Recebido: 08/04/2016

Aceito: 21/02/2017

RESUMO

Este artigo teve como objetivo identificar os conflitos de uso da terra associados às Áreas de Preservação Permanente (APPs) (Lei Federal nº 12.651/2012), de modo a fornecer subsídios para o planejamento e a gestão territorial da Área de Proteção Ambiental (APA) Tietê, localizada na Região Metropolitana de Sorocaba. Mapeou-se o uso da terra por meio de classificação automática supervisionada de imagem do satélite RapidEye e determinou-se os conflitos com o auxílio de Sistemas de Informação Geográfica. Concluiu-se que a APA Tietê possui predominância de usos agropecuários da terra, correspondendo a 78,45% da área total da Unidade de Conservação. A área encontra-se em estado crítico para conservação da biodiversidade, uma vez que 74,40% das APPs são compostas por usos da terra conflituosos.

Palavras-chave: Unidades de Conservação de Uso Sustentável; legislação florestal; Áreas de Preservação Permanente.

ABSTRACT

This paper aimed to identify the land use in Environmental Protection Area (APA) Tietê, highlighting the conflict associated with Permanent Preservation Areas (APPs) (Federal law nº 12.651 de 2012), in order to provide subsidies to the planning and management of land of APA Tietê, located in Metropolitan Region of Sorocaba. The land use was mapped by means of supervised automatic classification of RapidEye satellite image, and the land use conflicts were determined with the aid of Geographical Information Systems. As a conclusion, APA Tietê has a predominance of agricultural land uses, corresponding to 78.45% of total protected area. This area is in critical condition for biodiversity conservation, since 74.40% of APPs consist of conflicting land uses.

Keywords: Protected Areas of Sustainable Use; forestry law; Permanent Preservation Areas.

INTRODUÇÃO

Desde 1930, o Brasil vem instituindo políticas de proteção à natureza, sendo algumas influenciadas pelas experiências dos parques norte-americanos, que foram criados baseando-se em uma perspectiva dicotômica entre meio ambiente e sociedade. Essa perspectiva se fundamentava na visão de que, para a preservação da natureza, as áreas protegidas deveriam ser isoladas do contato humano. Como consequência desse modelo, muitos conflitos socioambientais surgiram na implementação das áreas protegidas (DE SOUZA & MILANEZ, 2015).

Em 2000, instituiu-se o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), por meio da Lei nº 9.985. Essa lei previu, após intensos debates que se desenvolveram ao longo de seu processo de criação, duas categorias distintas de Unidades de Conservação (UCs): as de proteção integral e as de uso sustentável. A criação das UCs de uso sustentável objetivou superar a visão preservacionista (DE SOUZA & MILANEZ, 2015), apoiando os meios de subsistência para as populações humanas e protegendo seus ecossistemas naturais (CORTINA-VILLAR *et al.*, 2012), a partir da oferta de outros modelos de área protegida, como as categorias semelhantes às Áreas de Proteção Ambiental (APAs).

Dentre as UCs brasileiras, as APAs são maioria em número e em área. Elas têm como propósito disciplinar as atividades humanas de forma a proporcionar o uso sustentável dos recursos naturais e a qualidade ambiental para as comunidades locais. Assim, podem ser consideradas mais próximas de um mecanismo de ordenamento do uso da terra do que de uma verdadeira área protegida (RYLANDS & BRANDON, 2005). Considerando que menos de 10% das APAs brasileiras possuem Plano de Manejo (WWF, 2012) — principal instrumento utilizado para orientar o ordenamento territorial —, a avaliação do conflito no uso da terra em Áreas de Preservação Permanente (APPs) pode fornecer resultados importantes para a gestão, uma vez que essas áreas foram assim definidas por possuírem função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, bem como de proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas.

Para Gama *et al.* (2013), um mapa de áreas de APPs degradadas ou de uso conflituoso pode por si só ser usado como guia de ações de áreas que necessitam de restauração.

A análise do uso da terra é essencial ao planejamento ambiental, porque retrata as atividades humanas que podem impactar negativamente o ecossistema natural (SANTOS, 2004). Além disso, considerando que a maioria das decisões em planejamento baseia-se em dados econômicos (especialmente nas prioridades de destinação de recursos financeiros), quanto mais completo for o levantamento de informações sobre os bens e serviços ambientais, caracterizando a sua importância econômica no território, melhores serão os fundamentos para a elaboração de políticas públicas para alcançar um uso mais sustentável das paisagens (DE GROOT, 2006). Essa análise torna-se especialmente importante em áreas protegidas, pois elas fornecem inúmeros serviços ecossistêmicos, incluindo biodiversidade, proteção de recursos hídricos e estoque de carbono (DE-FRIES *et al.*, 2007).

A fim de auxiliar no planejamento e na gestão territorial, o entendimento dos componentes do ecossistema e das relações naturais é essencial. Para tanto, uma das abordagens holísticas mais importantes corresponde aos Sistemas de Informação Geográfica (SIG) (LANG & BLASCHKE, 2009). Esses sistemas vêm sendo incorporados na fase inicial da criação das UCs, auxiliando na escolha das áreas a serem conservadas e na resolução de problemas, assim como subsidiando os diagnósticos ambientais, a elaboração de zoneamentos e a previsão de cenários futuros (TOPPA *et al.*, 2013). As geotecnologias, que englobam desde equipamentos a métodos, contribuem para o planejamento e gestão de UCs, até antes mesmo de sua criação. Ferramentas analíticas, como análise espacial, são instrumentos importantes para apoiar tal abordagem de gestão participativa (DE GROOT, 2006).

Nesse sentido, esta pesquisa teve como objetivo identificar os conflitos dos usos da terra em áreas fundamentais para a conservação da biodiversidade, adotando-se como referência a legislação florestal brasileira, de modo a fornecer subsídios para o planejamento e a gestão territorial da APA Tietê.

MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização da área de estudo

A área de estudo está localizada entre as latitudes 22° 52' e 23°13' sul e longitudes 47° 50' e 47° 34' oeste (datum WGS84). A APA Tietê possui aproximadamente 46 mil hectares, 40 mil habitantes (IBGE, 2010) e foi criada pelo Decreto Estadual nº 20.959, de 8 de junho de 1983. Possui 88% da unidade territorial localizada no município de Tietê, e o restante localizado no município de Jumirim (Figura 1).

Mapeamento do uso da terra

O uso da terra foi determinado por meio da classificação automática supervisionada, com auxílio do *software* MultiSpec Versão 3.3 (2012 Purdue University Lafayette,

USA), adotando-se o procedimento *Echo Spectral-Spatial* e o algoritmo classificador *Maximum Likelihood* (BIEHL & LANDGREBE, 2002). A classificação foi gerada

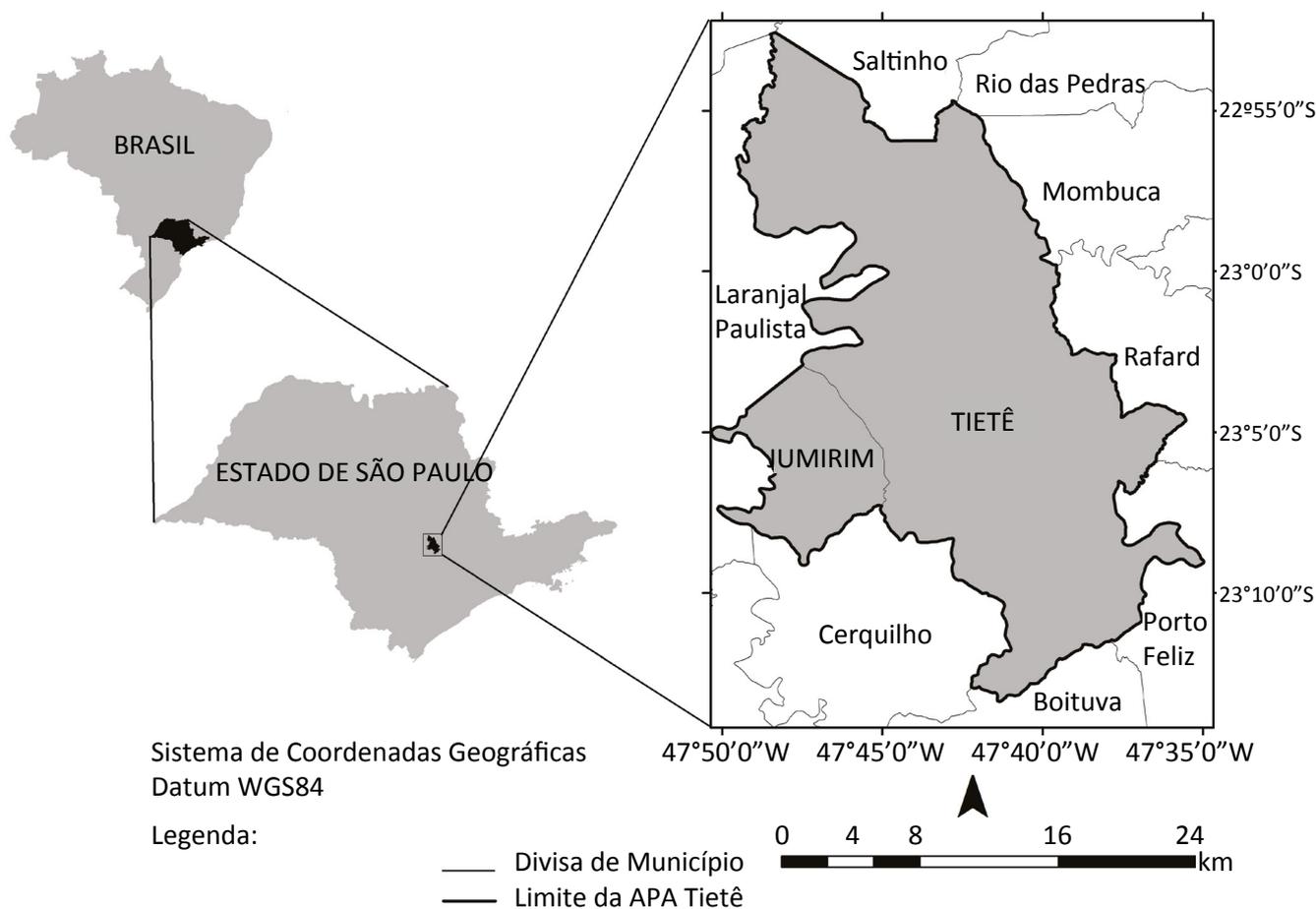


Figura 1 – Localização da Área de Proteção Ambiental Tietê.

com base em um mosaico de imagens do satélite RapidEye do ano de 2011, com as bandas espectrais R5G4B3, produzido com auxílio do *software* ARCGIS 10.2 (2013 ESRI), por equalização (*Histogram Match*).

Para obter a concordância entre a verdade terrestre e o mapa de uso da terra obtido, realizou-se o cálculo da matriz de erros e do coeficiente *kappa* — k (CONGALTON & GREEN, 1998), conforme a fórmula abaixo. Equação 1:

$$k = \frac{X \sum_{i=1}^r X_{ii} - \sum_{i=1}^r X_{i+} X_{+i}}{X^2 - \sum_{i=1}^r X_{i+} X_{+i}} \quad (1)$$

Em que:

X = número total de observações da matriz de erros;
 r = número de categorias presentes na matriz de erros;
 X_{ii} = elementos da diagonal principal;
 X_{i+} = total da linha para uma dada categoria;
 X_{+i} = total da coluna para uma dada categoria.

O índice *kappa* foi calculado com os dados obtidos em checagem em campo, com auxílio de um receptor GPS Mobile Mapper 6 da Ashtech (MELLO *et al.*, 2014;

Análise do conflito no uso da terra nas APPs

Para a verificação do conflito de uso da terra, limitamos a análise às Áreas de Preservação Permanente (APPs) definidas pela legislação ambiental brasileira, uma vez que são fundamentais para a conservação da biodiversidade por possuírem importantes funções ambientais.

A Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012, foi utilizada como referência para a delimitação de APPs definidas no artigo 4º da referida lei, e as amostradas neste trabalho para a APA Tietê foram:

I — as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de (Incluído pela Lei nº 12.727, de 2012):

- a) 30 (trinta) metros, para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura;
- b) 50 (cinquenta) metros, para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;
- c) 100 (cem) metros, para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;
- (...)

IV — as áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes, qualquer que seja sua situação topográfica, no raio mínimo de 50 (cinquenta) metros (BRASIL, 2012).

OLIVEIRA *et al.*, 2008; FUSHITA, 2006). A camada de malha viária utilizada nessa etapa foi extraída de cartas topográficas do Instituto de Geografia e Estatística (IBGE), na escala 1:50.000, folhas: Laras (SF-23-Y-A-IV-3), Capivari (SF-23-Y-A-IV-4), Laranjal Paulista (SF-23-Y-C-I-1) e Porto Feliz (SF-23-Y-C-I-2).

O mapeamento teve a sua acurácia verificada pela matriz de erros e pelo cálculo do índice de concordância *kappa*, obtidos por meio da amostragem de 146 pontos em campo. O índice *kappa* obtido para este trabalho foi de $K = 0,77$, indicando que o resultado pode ser considerado excelente, segundo a classificação de Rosner (2006).

Foram determinadas nove classes de uso da terra, sendo duas classes relacionadas a áreas antrópicas não agrícolas (áreas urbanizadas e áreas de mineração); quatro relacionadas a áreas antrópicas agrícolas (cultura temporária, cultura permanente, pastagem e silvicultura); uma relacionada a áreas de vegetação florestal nativa; uma classe relacionada a corpos d'águas continentais (IBGE, 2006) e uma relacionada a solo exposto. Além disso, foram organizados os dados de ocupação para cada classe disponível no censo agropecuário realizado pelo IBGE (2011).

Para a definição das APPs relacionadas aos cursos d'águas e nascentes, foi utilizada como referência a rede hidrográfica representada nas cartas topográficas do IBGE na escala 1:50.000. Devido às limitações de escala e georreferenciamento, para essa delimitação, foi realizado um ajuste geométrico com a imagem RapidEye, de modo que a hidrografia, e consequentemente as APPs, representassem a realidade espacial da imagem satélite.

Das nove classes de uso da terra estipuladas neste trabalho, sete foram consideradas conflituosas com os objetivos de conservação e preservação, sendo elas: áreas urbanizadas, áreas de mineração, cultura temporária, cultura permanente, pastagem, silvicultura e solo exposto. Somente a classe relativa a fragmentos florestais de Mata Atlântica foi considerada como de uso adequado da terra. A classe corpos d'água continental não se aplica a essa análise, pois representa um dos recursos que se quer preservar.

O mapa de conflito do uso da terra na APA Tietê foi produzido por meio da sobreposição e interseção entre os ma-

pas de uso da terra e o de APPs. Todas as análises espaciais foram realizadas com o auxílio do software ArcGIS 10.2.

RESULTADOS

Uso da terra da APA Tietê

De acordo com os dados censitários do IBGE (2011), para os municípios de Jumirim e Tietê, encontram-se como itens da classe cultura temporária as seguintes culturas: cana-de-açúcar (14.800 ha), milho (1.910 ha), feijão (40 ha) e tomate (10 ha). Já para a classe cultura permanente, encontram-se: laranja (93 ha), banana (30 ha), café (20 ha) e uva (10 ha). Quanto à classe pastagem, de acordo com o IBGE (2011), são criados na área: bovinos (33.478 cabeças), equinos (659 cabeças), búfalos (368 cabeças), caprinos (210 cabeças) e muares (48 cabeças).

Nas áreas de mineração da APA Tietê, de acordo com o levantamento realizado em 2001 pelo Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM), são extraídos: areia, calcário dolomítico e argila para cerâmica.

Em checagem realizada em campo, observou-se que a classe áreas urbanizadas é composta basicamente por rodovias, ferrovias, áreas residenciais, granjas de frango e fábricas, especialmente de ração animal. Para a classe silvicultura, foi possível encontrar plantações de *Pinus spp.* e *Eucalyptus spp.* Quanto à categoria solo exposto, amostrou-se: pistas de *kart* e *bicicross*,

pista de pouso de pequenos aviões agrícolas, novos loteamentos residenciais e reforma de talhões de cana-de-açúcar. Já a categoria destinada a áreas florestais nativas engloba, principalmente, vegetação florestal secundária de Mata Atlântica (Figura 2). De acordo com o Inventário Florestal do Estado de São Paulo, na APA Tietê é possível encontrar fragmentos de floresta ombrófila, floresta estacional semidecidual e regiões de contato com savana e floresta estacional (KRONKA *et al.*, 2005).

As classes cultura temporária e pastagem foram as de maior ocorrência, com 37,01% e 34,50%, respectivamente. A classe áreas de mineração apresentou a menor contribuição na composição da paisagem estudada, com 0,14%. As classes relacionadas às áreas antrópicas não agrícolas apresentaram 11,75%. Já as relacionadas a áreas antrópicas agrícolas representaram a maior porcentagem, com 78,45%. Quanto aos fragmentos florestais de Mata Atlântica, a porcentagem apresentada foi de 6,65%. As classes corpos d'água continentais e solo exposto corresponderam respectivamente a 1,19% e 1,95% (Tabela 1).

Conflito no uso da terra nas APPs

As APPs de curso d'água e nascentes abrangeram 4.039,79 ha (96,72% da área total de APPs) e 137,63 ha (3,28% da área total de APPs), respectivamente. Vale ressaltar que existem áreas onde ocorre sobreposição de diferentes categorias de APPs — por exemplo, à jusante de nascentes, é possível encontrar trechos que constituem APPs de curso d'água e APPs de nascente simultaneamente. Essas áreas de sobreposição correspondem a 74,38 ha. Para fins de análise, quando nós avaliamos as APPs como um todo, essas áreas foram contabilizadas somente uma vez, resultando em uma área total de APPs de 4.176,13 ha, representando 9,04% da APA Tietê.

Cultura temporária (1.355,37 ha; 32,46% do total de APP), pastagem (845,44 ha; 20,24%) e cultura permanente (727,31 ha; 17,42%) foram as classes de maior conflito, totalizando mais de 70% de uso conflituoso. Os fragmentos de mata ciliar correspondem a 996,08 ha (23,85%) de cobertura das APPs da APA Tietê (Figura 3). Considerando todas as classes analisadas, foi observado que aproximadamente 74% da área de APPs de curso d'água e 72% da área de proteção de nascentes apresentam conflito em relação aos objetivos previstos no Código Florestal. A APA Tietê possui 74% das suas APPs (corpos d'água e nascentes) com algum tipo de conflito em relação ao uso e cobertura da terra (Figura 4).

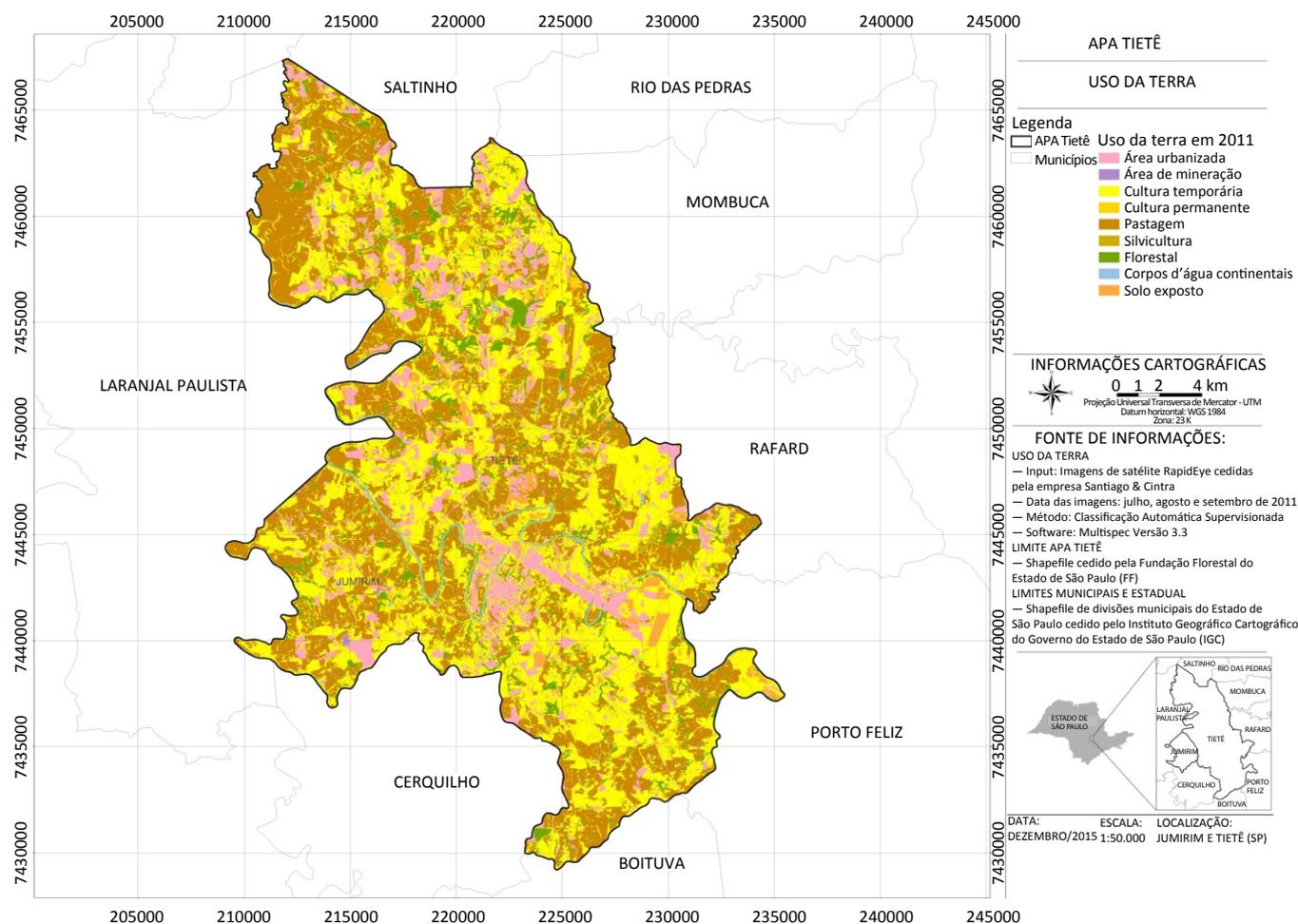


Figura 2 – Uso e cobertura da terra na Área de Proteção Ambiental Tietê.

Tabela 1 – Classes de uso da terra mapeadas na Área de Proteção Ambiental Tietê.

Nº	Classe de uso da terra	Área	
		(ha)	(%)
1	Área Urbanizada	5.367,34	11,62
2	Área de Mineração	63,73	0,14
3	Cultura Temporária	17.103,12	37,01
4	Cultura Permanente	3.046,07	6,59
5	Pastagem	15.940,41	34,50
6	Silvicultura	162,44	0,35
7	Florestal	3.075,02	6,65
8	Corpos d'Água Continentais	548,36	1,19
9	Solo Exposto	902,81	1,95
	Total	46.209,31	100

DISCUSSÃO

A expressiva participação de classes agropecuárias, totalizando 78,45% do uso da terra da APA Tietê, demonstra os intensos processos de antropização a que a área tem sido submetida (OLIVEIRA *et al.*, 2008). Além do impacto provocado pela extensão territorial que essas classes ocupam, há de se considerar os impactos decorrentes das práticas de manejo adotadas. Durante os últimos 40 anos, ocorreu um aumento de aproximadamente 700% do uso de fertilizantes e um aumento de 70% nas áreas de cultivo irrigadas (MATSON *et al.*, 1997). Essas práticas podem levar à degradação da qualidade de água, à salinização e à perda de fertilidade dessas áreas (FOLEY *et al.*, 2005).

Diante disso, além do diagnóstico fornecido neste estudo, relacionado à área ocupada pelos usos agro-

pecuários, é evidente a necessidade de se estudar e promover programas de conscientização voltados ao manejo e às práticas agrícolas adotadas. Segundo Bertolini e Lombardi Neto (1994), o desgaste e o empobrecimento do solo podem ser evitados com a utilização de práticas que aumentem a cobertura vegetal e a infiltração da água no perfil do solo, reduzindo o escoamento superficial.

Além disso, considerando que o total de vegetação nativa é fundamentalmente importante para os principais aspectos do manejo de paisagem (LINDENMAYER *et al.*, 2008), foi possível observar que apenas 6,65% da área total da APA Tietê é composta por remanescentes de Mata Atlântica. Esse valor corresponde a menos da metade da porcentagem encontrada

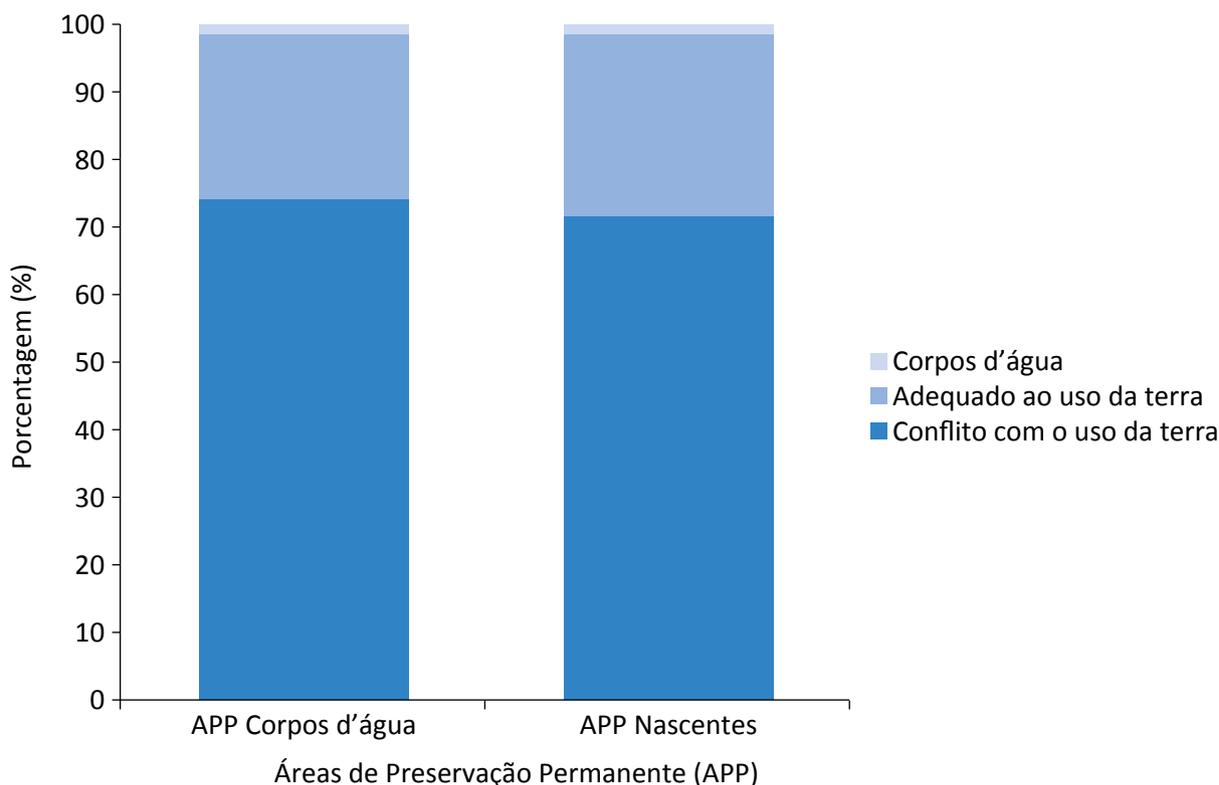


Figura 3 – Distribuição percentual de áreas em conflito e em situação adequada de cobertura e uso da terra nas Áreas de Preservação Permanente associadas aos corpos d'água e às nascentes na Área de Proteção Ambiental Tietê.

para o Estado de São Paulo, de 13,94% (ou 3.457.301 ha) (RODRIGUES & BONONI, 2008). Esse dado é bem inferior aos 11,73% remanescentes de vegetação original de Mata Atlântica em todo o território brasileiro (RIBEIRO *et al.*, 2009). Ademais, a porcentagem encontrada é inferior quando comparada com outras APAs no Estado de São Paulo: mais de 50% da APA do Capivari-Monos (JACINTHO, 2003), 24% da área total da APA Corumbataí (CORVALÁN & GARCIA, 2011) e 14,77% do território da APA Municipal de Campinas (FASINA-NETO & MATIAS, 2010) possuem cobertura florestal nativa.

Para Andrén (1994), existe um limiar correspondente a 30% de *habitat* de fragmentos florestais nativos em relação às demais classes de uso da terra. Caso certa paisagem possua resultado superior a esse limiar, a diversidade de espécies alfa é determinada predomi-

nantemente em função da perda de *habitat*, enquanto, se a proporção é inferior ao limiar, a diversidade alfa é afetada principalmente pela disposição espacial dos fragmentos. Portanto, pode-se inferir que no caso da APA Tietê a diversidade de espécies de aves e mamíferos no interior do fragmento é fundamentalmente afetada pela distribuição desses remanescentes na paisagem.

Outra dedução que pode ser obtida por meio da proporção de *habitat* florestal nativo está relacionada com as propriedades de percolação. Segundo a teoria da percolação (STAUFFER, 1985 *apud* METZGER, 1999), quando a proporção em área da paisagem ocupada pelo *habitat* é inferior a 0,598 (ou 59,8% de *habitat* nativo), a paisagem passa bruscamente de um estágio conectado (percola) a um estágio desconectado (não percola). Dessa forma, pode-se inferir que a possibilidade

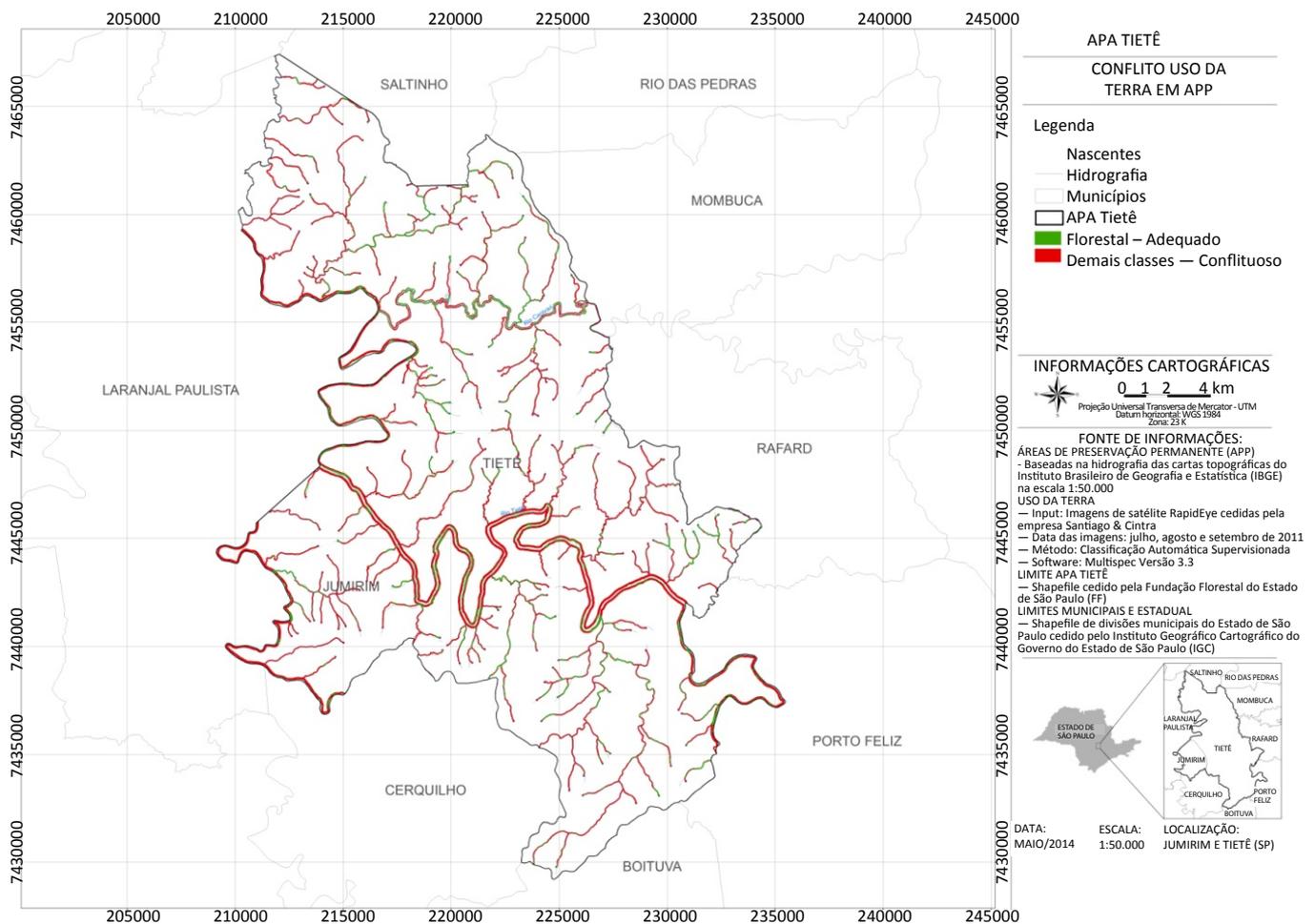


Figura 4 – Conflito do uso da terra nas Áreas de Preservação Permanente da Área de Proteção Ambiental Tietê.

de persistência de metapopulações em longo prazo no interior da APA Tietê é baixa, uma vez que a área total de fragmentos de floresta é pequena, e, portanto, o fluxo de dispersão dos indivíduos é diminuto e a probabilidade de extinção das subpopulações presentes nos fragmentos é elevada.

Diante disso, é possível destacar a importância de se investir em estudos, planos e programas que aumentem a área total composta por *habitats* nativos. Além de benefícios para a conservação da biodiversidade, tem aumentado o número de estudos mostrando que o valor total de usos multifuncionais de paisagens naturais e seminaturais é, na maioria dos casos, economicamente mais vantajoso que o valor de sistemas convertidos (ex., plantações em florestas tropicais, fazendas de camarões em mangues) (DE GROOT, 2006).

Outro aspecto importante a ser mencionado é que existem alguns usos da terra que não podem ser amostrados por dados de sensoriamento remoto, como em fotografias aéreas e imagens de satélite. Isso se deve ao fato de que o sensor remoto não registra a atividade diretamente, mas sim as características da superfície da terra que retratam o revestimento do solo. As atividades propriamente ditas precisam ser interpretadas e correlacionadas às coberturas a partir de modelos, tonalidades, texturas, formas, arranjos espaciais das atividades e localização no terreno (IBGE, 2006). Entretanto, nem todas as atividades antrópicas se encontram diretamente correlacionadas a alguma cobertura. O turismo, por exemplo, é uma atividade que pode ocorrer em diversas coberturas (áreas urbanizadas, florestais, corpos d'água continentais) e só pode ser definida a partir de dados complementares. Dessa forma, evidencia-se a necessidade de aprofundamento de estudos dos impactos e benefícios em usos da terra que não são possíveis de serem obtidos somente com técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento.

Apesar da situação crítica das APPs em relação a sua cobertura por vegetação ciliar, a APA Tietê possui 2.054 ha de fragmentos de Mata Atlântica fora de APP. Esse dado, aliado ao fato de não haver nenhuma outra categoria de UC em seu território (WWF, 2012), é um indicativo de que esses fragmentos de Mata Atlântica da APA Tietê ocorrem, preferencialmente, pela obrigatoriedade de constituição de Reserva Legal (RL). Entretanto neste trabalho não foi possível averi-

guar essa informação, uma vez que não há levantamentos oficiais de fácil acesso disponibilizados pelos órgãos ambientais.

Diante disso, destaca-se a importância da investigação de averbações de RL, por meio do levantamento de todas as matrículas de imóveis rurais das propriedades da APA Tietê, ou ainda, por meio dos dados fornecidos pelos proprietários rurais no Cadastro Ambiental Rural. Essa investigação torna-se essencial, pois caso não existam RL na área, isto poderia indicar que aproximadamente metade da atual área de fragmentos não está protegida, ou seja, pode ser suprimida sem prejuízo legal. Por outro lado, isso pode também indicar um aspecto cultural positivo voltado para a preservação ambiental na população residente da APA Tietê, visto que a preservação ocorreria sem a necessidade de uma imposição do Estado.

O conflito de uso da terra da APA Tietê encontra-se em um estado bastante acentuado, uma vez que 74,4% das APPs são afetadas por uso conflituoso. Em estudos com metodologias semelhantes, os resultados obtidos foram: 78,39% para município de Alegre em Espírito Santo (NASCIMENTO *et al.*, 2005); 73,75% para o entorno do Parque Nacional de Caparaó em Minas Gerais (OLIVEIRA *et al.*, 2008); 58,69% para o município de Itabira em Minas Gerais (SILVA *et al.*, 2010).

Um dos motivos que explica os elevados índices de conflito no uso da terra, é que esses usos geram benefícios econômicos para grupos de interesse privado ou corporativos, enquanto os custos, ou seja, as externalidades não comercializadas são divididas entre todos, sobretudo pagas pelas gerações futuras (DE GROOT, 2006). Em muitos casos, os benefícios econômicos obtidos por poucos provêm de incentivos fiscais e subsídios governamentais, e, embora em curto prazo, esses programas de incentivos e subsídios possam ser racionais e respeitar aos objetivos das políticas públicas, em longo prazo, são ineficientes tanto para a economia quanto para os serviços naturais (DE GROOT, 2006).

Considerando que a manutenção de uma mata ciliar bem preservada é fundamental para a efetividade dos serviços ecossistêmicos essenciais — como a regulação do ciclo hidrológico da água (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2010) — e que a APA Tietê

possui uma verdadeira “ilha de produtividade” de água potável subterrânea, — ou seja, um grande aquífero com produtividade suficiente para abastecer totalmente os municípios de Tietê e Jumirim (FERREIRA *et al.*, 2005) —, destaca-se a situação crítica atual que a UC se encontra pela deficiência da cobertura florestal associada aos corpos d’água. Já se pode inclusive constatar danos prejudiciais, como a queda dos níveis d’água ou rebaixamento do lençol freático afetando diretamente a produtividade de poços tubulares profundos, principal fonte de captação de água potável para a APA Tietê (FERREIRA *et al.*, 2005).

Além disso, deve-se considerar a existência de protocolos de intenções e termos de compromisso que visam investimentos em obras na hidrovia Tietê-Paraná. Essa hidrovia tem por objetivo realizar a interligação logística entre os estados de São Paulo, Paraná, Mato Grosso do Sul, Goiás e Minas Gerais pelos rios Tietê e Paraná. O atual projeto prevê ampliar a extensão navegável em mais de 200 quilômetros, in-

cluindo o trecho desde a represa de Barra Bonita até o município de Salto (BRASIL, 2013). Diante disso, é evidente que a APA Tietê sofrerá impactos positivos e negativos, principalmente decorrentes de barragens e eclusas necessárias para ampliar a navegabilidade nessa hidrovia.

Assim sendo, algumas alternativas de programas e subsídios podem ser exploradas, de forma a cessar a perda de floresta e o estímulo à restauração de áreas de maior interesse ambiental, dentre elas: esquemas de pagamento por serviços ambientais, propostas de alterações nos usos da terra para torná-los mais compatíveis com a floresta e com a manutenção das dinâmicas ecossistêmicas, além do engajamento das comunidades na conservação. Para Cortina-Villar *et al.* (2012), que estudaram as UCs com populações residentes no México, pagamento por serviços ambientais e acesso ao mercado de carbono foram as opções identificadas para garantir a permanência das florestas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A APA Tietê, apesar de apresentar uma heterogeneidade espacial complexa, possui predominância de usos agropecuários da terra, correspondendo a 78,45% de sua área total. Além disso, conclui-se que a APA Tietê se encontra em estado crítico para conservação da biodiversidade, uma vez que 74,4% das APPs hídricas são compostas por usos da terra conflituosos, o que poderá comprometer os objetivos conservacionistas da área protegida.

Este trabalho correspondeu ao primeiro passo de reconhecimento da APA Tietê para subsidiar a formulação de políticas públicas de sustentabilidade regional, que avaliem e alcancem a resiliência de diferentes práticas de uso da terra. Além disso, a análise proposta pode ser utilizada como um modelo de diagnóstico em APAs terrestres, visto que a espacialização da legislação e o cruzamento de dados do uso e cobertura da terra permitem avaliar o ordenamento territorial, subsidiando a gestão das áreas protegidas na elaboração de programas para a resolução de possíveis conflitos legais.

Os resultados observados nesta pesquisa mostraram a importância do uso de geotecnologias para a caracterização e análise espacial, e o seu papel fundamental no mapeamento de locais de maior relevância para a gestão da UC para o estabelecimento de prioridades para dirimir os conflitos entre o uso da terra e a conservação de APPs. Nesse contexto, o presente artigo apresentou subsídios significativos para auxiliar os tomadores de decisão no planejamento ambiental estratégico da APA Tietê, com a finalidade de integrar as dimensões socioeconômicas e ambientais para o uso mais sustentável da paisagem.

Assim, o trabalho destaca a necessidade de investir em políticas públicas, que, de modo geral, fomentem estratégias a fim de que os ganhos socioeconômicos ocorram em médio e curto prazo, porém, de forma a garantir a manutenção de ecossistemas em longo prazo e que sejam correspondentes com os propósitos da UC, respeitando os ordenamentos territoriais estabelecidos pela legislação ambiental.

AGRADECIMENTOS

À Santiago & Cintra Consultoria, pela cessão da imagem de satélite RapidEye. À Alezi Teodolini pelo empréstimo do GPS.

REFERÊNCIAS

- ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, v. 71, p. 355-366, 1994.
- BERTOLINI, D.; LOMBARDI NETO, F. Embasamento técnico do programa estadual de microbacias hidrográficas. In: LOMBARDI NETO, F.; DRUGOWICH, M. I. (Coords.). *Manual técnico de manejo e conservação de solo e água*. São Paulo: CATI, 1994. v. 1. 65p.
- BIEHL, L.; LANDGREBE, D. MultiSpec – a tool for multispectral – hyperspectral image data analysis. *Computers e Geosciences*, n. 28, p. 1153-1159, 2002.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 2 mar. 2017.
- BRASIL. Portal Brasil. Infraestrutura. *Obras na Hidrovia Tietê-Paraná recebem R\$ 134 milhões*. 2013. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/infraestrutura/2013/10/obras-na-hidrovia-tiete-parana-recebem-r-134-milhoes>>. Acesso em: 3 fev. 2014.
- CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS A AGRICULTURA (CEPAGRI). *Clima dos Municípios Paulistas: a classificação climática de Koeppen para o Estado de São Paulo*. 2013. Disponível em: <<http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>>. Acesso em: 20 dez. 2013.
- CONGALTON, R. G.; GREEN, K. *Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices*. New York: Lewis Publishers, 1998.
- CORTINA-VILLAR, S.; PLASCENCIA-VARGAS, H.; VACA, R.; SCHROTH, G.; ZEPEDA, Y.; SOTO-PINTO, L.; NAHED-TORAL, J. Resolving the conflict between ecosystem protection and land use in protected areas of the Sierra Madre de Chiapas, Mexico. *Environmental Management*, v. 49, p. 649-662, 2012.
- CORVALÁN, S. B.; GARCIA, G. J. Avaliação ambiental da APA Corumbataí segundo critérios de erodibilidade de solo e cobertura vegetal. *Geociências*, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 269-283, 2011.
- DE GROOT, R. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and Urban Planning*, v. 75, p. 175-186, 2006.
- DE SOUZA, L. R. C.; MILANEZ, B. Conflitos socioambientais e áreas protegidas no Brasil: algumas reflexões. *Revista de Geografia*, v. 5, n. 1, p. 43-47, 2015.
- DEFRIES, R.; HANSEN, A.; TURNER, B. L.; REID, R.; LIU, J. Land use change around protected areas: management to balance human needs and ecological function. *Ecological Applications*, v. 17, n. 4, p. 1031-1038, 2007.
- FASINA-NETO, J.; MATIAS, L. F. Mapas contínuos: uma aplicação ao estudo da cobertura vegetal natural na APA Municipal de Campinas (SP). *Revista Brasileira de Cartografia*, n. 62, v. 4, 2010.
- FERREIRA, L. M. R.; IRITANI, M. A.; HIDEO-ODA, G. Proteção de aquífero no município de Tietê, SP. Águas Subterrâneas. In: ENCONTRO NACIONAL DE PERFURADORES DE POÇOS, 14., Simpósio de Hidrogeologia do Sudeste, 2., 2005. *Anais...* 2005.
- FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. *Science*, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005.
- FUSHITA, A. T. *Análise da fragmentação de áreas de vegetação natural e seminatural do município de Santa Cruz da Conceição, São Paulo, Brasil*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2006.

GAMA, V. F.; MARTENSEN, A.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M.; RIBEIRO, M. C. Site selection for restoration planning: a protocol with landscape and legislation based alternatives. *Natureza & Conservação*, v. 11, n. 2, p. 158-169, 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Censo populacional*. IBGE, 2010. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 23 out. 2012.

_____. *Censo populacional*. IBGE, 2011. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 23 out. 2012.

_____. *Manual Técnico de Uso da Terra*. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2006.

JACINTHO, L. R. C. *Geoprocessamento e sensoriamento remoto como ferramentas na gestão ambiental de unidade de conservação: o caso da Área de Proteção Ambiental (APA) do Capivari-Monos, São Paulo-SP*. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

KRONKA, F. J. N. *et al. Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo*. São Paulo: Instituto Florestal, 2005. 199p.

LANG, S.; BLASCHKE, T. *Análise da paisagem com SIG*. Trad. Hermann Kux. São Paulo: Oficina dos Textos, 2009. 424p.

LINDENMAYER, D. et al. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology Letters*, v. 11, p. 78-91, 2008.

MATSON, P. A.; PARTON, W. J.; POWER, A. G.; SWIFT, M. J. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, v. 277, n. 5325, 1997.

MELLO, K.; PETRI, L.; LEITE, E. C.; TOPPA, R. H. Cenários ambientais para o ordenamento territorial de áreas de preservação permanente no município de Sorocaba, SP. *Revista Árvore*, v. 38, p. 309-317, 2014.

METZGER, J. P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. *Natureza & Conservação*, v. 4, n. 2, p. 11-23, 2006.

_____. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciência*, v. 71, n. 3-1, p. 445-463, 1999.

NASCIMENTO, M. C. N.; SOARES, V. P.; RIBEIRO, C. A. A. S.; SILVA, E. Uso do geoprocessamento na identificação de conflito de uso da terra em áreas de preservação permanente na bacia hidrográfica do rio Alegre. *Ciência Florestal*, v. 15, n. 2, 2005.

OLIVEIRA, F. S. de; SOARES, V. P.; PEZZOPANE, J. E. M.; GLERIANI, J. M.; LIMA, G. S.; SILVA, E.; RIBEIRO, C. A. A. S.; OLIVEIRA, A. M. S. Identificação de conflito de uso da terra em áreas de preservação permanente no entorno no Parque Nacional do Caparaó, Estado de Minas Gerais. *Revista Árvore*, v. 32, n. 5, p. 899-908, 2008.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGUES, R. R.; BONONI, V. L. R. (Orgs.). *Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo*. São Paulo: Instituto de Botânica, 2008. 248p.

ROSNER, B. *Fundamentals of Biostatistics*. Boston: Duxbury Press, 2006. 876p.

RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Unidades de conservação brasileiras. *Megadiversidade*, v. 1, n. 1, 2005.

SANTOS, R. F. dos. *Planejamento ambiental: teoria e prática*. São Paulo: Oficina de Textos, 2004. 184 p.

SILVA, S. H. L.; BRAGA, F. A.; FONSECA, A. R. Análise de conflito entre legislação e uso da terra no município de Itabira – MG. *Caminhos da Geografia*, v. 11, n. 34, p. 131-144, 2010.

TOPPA, R. H.; MELLO, K.; MORAES, M. C. P. Planejamento de Unidades de Conservação e Geotecnologias: aspectos históricos e aplicações técnicas. In: PIRARELLI, J. A.; FRANCISCO, M. R. (Orgs.). *Conservação da Biodiversidade: dos conceitos às ações*. Rio de Janeiro: Technical Books, 2013. v. 1. p. 195-215.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. *Biota Neotropica*, v. 10, n. 4, 2010.

WORLD WILDLIFE FUND (WWF). *Observatório de Unidades de Conservação (UCs)*. 2012. Disponível em: <<http://observatorio.wwf.org.br/relatorios/>>. Acesso em: 10 dez. 2015.

CENÁRIO FUTURO DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA NA BACIA DO ALTO TIETÊ

SCENARIO FUTURE OF WATER AVAILABILITY IN THE UPPER TIETÊ RIVER BASIN

Maíra Cristina de Oliveira Silva

Gestora Ambiental pela
Universidade de São Paulo (USP).
Mestre em Ciência e Tecnologia
Ambiental pela Universidade
Federal do ABC (UFABC) – Santo
André (SP), Brasil.

María Cleofé Valverde

Professora do Curso de Engenharia
Ambiental e Urbana no Centro de
Engenharia, Modelagem e Ciências
Sociais Aplicadas (CECS) da UFABC –
Santo André (SP), Brasil.

Endereço para correspondência:

Maíra Cristina de Oliveira Silva –
Universidade Federal do ABC – Rua
Santa Adélia, 166 – Bangu –
09210-170 – Santo André (SP), Brasil –
E-mail: maira.maidi@gmail.com

Recebido: 06/09/2016

Aceito: 03/02/2017

RESUMO

Este estudo objetivou analisar o comportamento futuro (*near-future*, de 2017 a 2039) da chuva e da vazão na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (BHAT). Para isso, empregou-se o modelo climático global *Meteorological Research Institute-Japanese Meteorological Agency* (MRI-JMA) para o cenário de emissões A2, pertencente ao Quarto Relatório do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC-AR4). Também foram utilizadas séries históricas com dados fluviométricos, pluviométricos e de temperatura do ar oriundos, principalmente, da Agência Nacional de Águas (ANA). A fim de estimar a vazão futura, foi estabelecida uma relação empírica baseada na equação hidrológica simplificada. Os resultados das projeções indicam que a BHAT poderá ter um acréscimo na precipitação (5,9 mm) e na temperatura (0,86°C) médias mensais em relação à climatologia. Para a vazão futura, projeta-se elevação durante a primavera (19,6%) e o verão (13,7%), e decréscimo no inverno (-9%) e no outono (-7%). Apesar das incertezas inerentes às projeções climáticas, é fundamental gerenciar os recursos hídricos da bacia visando a uma provável ampliação da variabilidade sazonal.

Palavras-chave: projeções climáticas; disponibilidade hídrica; gestão de recursos hídricos; Bacia Hidrográfica do Alto Tietê.

ABSTRACT

This study aims to analyze the future behavior (*near-future*, of 2017–2039) of rainfall and streamflow in the Upper Tietê River Basin (BHAT). For this, the global climate model *Meteorological Research Institute-Japanese Meteorological Agency* (MRI-JMA) was used, for the emissions scenario A2, belonging to the Fourth Assessment Report of the *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC-AR4). Also was used observed database of streamflow, rainfall and air temperature obtained from the National Water Agency. In order to estimate the future streamflow was established an empirical relation based on the simplified hydrological equation. Projections results indicate that BHAT may have an increase in precipitation (5.9 mm) and temperature (0.86°C) monthly average in relation to climatology. For future streamflow is projected a rise in the spring (19.6%) and summer (13.7%) and decrease in the winter (-9%) and fall (-7%). Despite the uncertainties of projections is essential to manage water resources of the basin targeting a probable broadening of seasonal variability.

Keywords: climate projections; water availability; water resources management; Upper Tietê River Basin.

INTRODUÇÃO

Considerando-se que a disponibilidade de água depende, em grande parte, do clima, é previsto que o Brasil sofra importantes alterações com as mudanças climáticas (MARENGO, 2008). Entende-se por mudanças climáticas as alterações estatisticamente significativas em um ou mais parâmetros climáticos (como temperatura, precipitação ou ventos) ou na variabilidade, durante um extenso período, em que esses fenômenos ocorrerem. Essas alterações são ocasionadas por processos naturais do próprio planeta ou por forçantes externas, incluindo variações na intensidade da radiação solar, ou, ainda, pela ação antrópica (IPCC, 2007).

Segundo Marengo (2007), um clima mais quente implicará mudanças importantes no regime de precipitação, interferindo no ciclo hidrológico e nos recursos aquíferos. Pequenas variações no regime de chuvas devido à variabilidade de fenômenos naturais ou às mudanças climáticas podem ocasionar significativas alterações nas vazões da bacia hidrográfica, produzindo transformações no ambiente da bacia, o que resulta em modificações no ciclo hidrológico e, conseqüentemente, na disponibilidade hídrica (TUCCI & MENDES, 2006). De acordo com o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas – IPCC (2013), as conseqüências das mudanças climáticas no ciclo hidrológico não serão uniformes, acentuando o contraste de precipitação entre as estações e as regiões secas e úmidas. As incertezas sobre o comportamento futuro do clima são expressivas no que se refere ao que ocorrerá com esse ciclo (MARENGO & ALVES, 2015).

Nessa perspectiva, o conhecimento, em diferentes escalas de tempo e espaço, sobre os padrões predominantes de precipitação e temperatura (incluindo suas modificações) é extremamente pertinente para o planejamento dos recursos hídricos e ambientais. Assim, tornou-se crescente o desenvolvimento de pesquisas que objetivam entender as mudanças climáticas, identificar e avaliar seus possíveis impactos ambientais, sociais e econômicos, assim como auxiliar na elaboração de medidas de mitigação e adaptação que minimizem as conseqüências adversas (MARENGO, 2008).

O Rio Tietê e seus afluentes, considerados recursos hídricos importantes do Estado de São Paulo, poderão ter seu regime influenciado pelas alterações climáticas. O Rio Tietê tem sua nascente na Bacia Hidrográ-

fica do Alto Tietê (BHAT), região mais povoada e com maior demanda de água do Estado. A BHAT localiza-se na região sudeste do Estado de São Paulo e engloba importantes cidades, abrigando uma população de aproximadamente 20 milhões de habitantes, uma das maiores densidades demográficas do Brasil. A demanda por recursos hídricos na bacia é de aproximadamente o dobro de sua disponibilidade, tornando-a a região mais crítica do Estado (FUSP, 2009).

Recentemente, a BHAT sofreu uma das maiores crises de abastecimento hídrico da história. As vazões médias observadas nos primeiros meses do primeiro semestre de 2014 foram inferiores às mínimas já registradas desde 1930 (ANA, 2014). O volume de água retido nos reservatórios do Sistema Cantareira, que abastece aproximadamente 10 milhões de habitantes da BHAT, chegaram a 12,8%, enquanto o volume de água retido em todos os reservatórios do Alto Tietê foi de 7,2%, com um volume de todo o sistema (morto e útil) de 28,19 hm³ (REIS, 2014). Em junho de 2015, o Sistema Cantareira teve uma vazão de 13,64 m³/s, o que representa apenas 44% da vazão média histórica e mais do que o dobro da média registrada em junho de 2014, de 6,62 m³/s (ANA, 2015).

De acordo com a ANA (ANA, 2014), entre os meses de outubro de 2013 e março de 2014, observaram-se vazões naturais afluentes excepcionalmente baixas para a época, o que colaborou para que os reservatórios não alcançassem o volume de água aguardado. Segundo Coelho, Cardoso e Firpo (2015), durante o verão de 2013/2014 o Estado de São Paulo recebeu somente 47,8% da chuva esperada pela climatologia, e em 2014 choveu apenas 25% da média acumulada anual da região, o que representa um déficit expressivo de precipitação. Outro fator que contribuiu para a estiagem na região foi o aumento de temperatura. De acordo com Marengo e Alves (2015), a região Sudeste registrou, em 2014, temperaturas 2,5°C acima da média histórica de 1961-1990, e 2015 foi o ano mais quente já registrado desde 1850.

Além da baixa precipitação registrada nesses últimos anos, a região metropolitana de São Paulo (RMSP) sofre constantemente com escassez hídrica. Isso ocorre porque o território está localizado em uma cabeceira e é o maior aglomerado urbano do País, o que torna a

procura por água muito superior à sua disponibilidade. Outro agravante é o aumento da demanda de água nas bacias hidrográficas vizinhas, reflexo do crescimento populacional e econômico do Estado de São Paulo (SORIANO *et al.*, 2016)

Estudos sobre prováveis cenários futuros de alterações nos padrões climáticos locais em bacias são fundamentais para verificar e compreender o comportamento desses sistemas com o passar do tempo, pois permitem estimar as demandas de água no futuro, melhorar as estratégias de adequação do uso múltiplo do recurso e definir políticas ambientais (MESCHIATTI *et al.*, 2012).

Pesquisas recentes desenvolvidas por Silveira *et al.* (2013a; 2013b) e Hamada *et al.* (2012) sobre o desempenho das simulações de diferentes modelos climáticos globais nas regiões sudeste, nordeste setentrional e da Bacia do Prata destacam o modelo climático global *Meteorological Research Institute-Japanese Meteorological Agency* (MRI-JMA) como um dos melhores instrumentos globais, pois suas saídas apresentam

elevada correlação com a precipitação observada nas regiões de estudo e são capazes de capturar os padrões de variação sazonal e interanual.

Assim, realizar um trabalho que utilize saídas do modelo climático MRI-JMA com projeções futuras, gerando cenários que proporcionem informações hidroclimatológicas da BHAT, é de suma importância, visto que contribuirá para estabelecer panoramas futuros de possíveis comportamentos da dinâmica da bacia e identificar os prováveis impactos negativos das mudanças climáticas nos reservatórios da BHAT e de bacias adjacentes. Além disso, poderá coadjuvar o planejamento ambiental na região, contribuindo para os usos múltiplos da água e integrando estratégias de mitigação e adaptação às mudanças climáticas. Desse modo, tendo como base as projeções do modelo climático MRI-JMA, o presente trabalho objetivou analisar o comportamento futuro da vazão e das chuvas na Bacia do Alto Tietê, fornecendo subsídio para a gestão dos recursos hídricos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A Bacia do Alto Tietê é formada por 34 municípios, possui uma área de drenagem de 5.868 km² e tem uma população de aproximadamente 20 milhões de habitantes, com densidade demográfica média de 10.232 hab/km². Fazem parte da BHAT as cidades de São Paulo, Guarulhos, Osasco, todas as municipalidades da Região do Grande ABC, Barueri, Carapicuíba, Cotia, Suzano, Poá, Santana de Parnaíba, Biritiba Mirim, Pirapora do Bom Jesus, Jandira, Itaquaquecetuba, Mogi das Cruzes, Salesópolis e Paraibuna (FUSP, 2009; HIRATA & FERREIRA, 2001).

Tratamento e análise dos dados observados

Para uma boa representação climatológica da bacia, foi obtido um conjunto de dados hidrometeorológicos mensais, abrangendo o período de 1979 a 2003, das estações fluviométricas e pluviométricas (Figura 1). O levantamento dos dados foi realizado por meio de inventários disponibilizados pela ANA, pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE), pelo Instituto Nacional Meteorológico (INMET), pelo Operador Nacional do Sistema Elétrico

A BHAT tem uma precipitação total média de 1.400 mm/ano. Sua nascente é no Rio Paraitinga, em Salesópolis, e seu talvegue se estende até a Barragem de Rasgão, no Reservatório de Pirapora. Os principais afluentes na margem direita são os Rios Baquirivuguaçu, Cabucu de Cima, Juqueri e Paraitinga, e na margem esquerda, os Rios Aricanduva, Biritiba-Mirim, Cotia, Pinheiros, São João do Barueri e Tamanduaté (FUSP, 2009).

(ONS) e pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP). Também foram utilizados dados de temperatura do ar mensal, para o mesmo período, oriundos do INMET, do Sistema de Monitoramento Agrometeorológico (AGRITEMPO), da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo (IAG-USP).

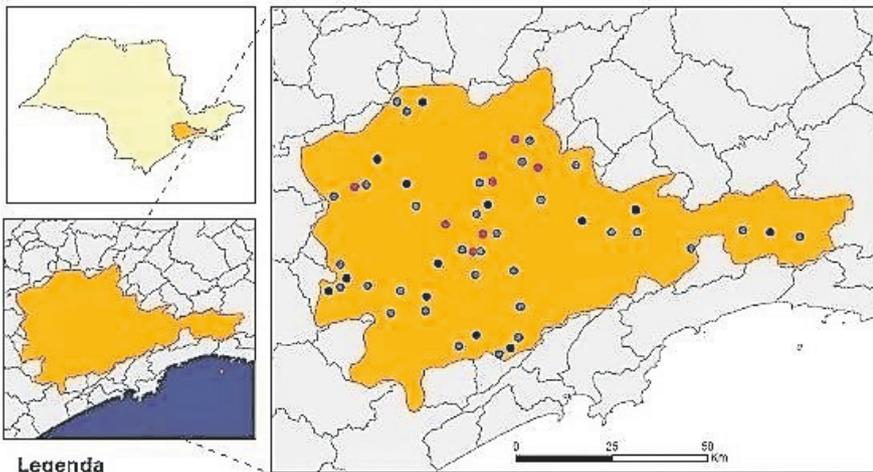
Esses dados foram padronizados e as informações faltantes das séries históricas de um mesmo município foram estimadas com a técnica de regressão linear múltipla, em que estações com falhas ficaram classificadas

como variável dependente, e estabeleceu-se uma relação com as variáveis independentes (séries completas) que possuíam coeficiente de correlação igual ou superior a 0,80 (OLIVEIRA *et al.*, 2010).

Modelo climático global Meteorological Research Institute-Japanese Meteorological Agency

O modelo MRI-JMA foi desenvolvido pelo Instituto Meteorológico do Japão para fazer parte do conjunto de modelos climáticos globais acoplados utilizados nos relatórios do IPCC para geração de projeções futuras

(IPCC, 2013). O modelo possui uma resolução espacial de grade de 20 km horizontal, com 959 ondas de truncamento triangular e 60 camadas verticais, com topo em 0.1 hPa. Atualmente, essa é a resolução mais alta de



Legenda

- Bacia Alto Tietê
- Postos Pluviométricos
- Postos Fluviométricos
- Temperatura

Sistemas de Coordenadas Geográficas
Datum> South America, 1964
Fonte: ANAMIBGE
Órgão: UFABC
Elaborado por: Maira Cristina Oliveira, 2016

Localização dos postos pluviométricos

Município	Fonte	Código	Lat	Lon
Biritiba Mirim	ANA	2346101	23°34'	46°02'
Cotia	DAEE	E3-034	23°39'	46°57'
	DAEE	E3-027	23°43'	46°58'
Franco da Rocha	DAEE	E3-047	23°20'	46°41'
	ANA	2346098	23°19'	46°43'
Guarulhos	INMET	83075	23°43'	46°46'
	DAEE	E3-002	23°25'	46°24'
Itapeçerica da Serra	DAEE	E3-068	23°46'	46°50'
	DAEE	E3-014	23°47'	46°55'
	DAEE	E3-016	23°43'	46°51'
Itapevi	DAEE	E3-263	23°32'	46°59'
Itaquaquecetuba	DAEE	E3-091	23°29'	46°22'
Mauá	DAEE	E3-237	23°42'	46°29'
	ANA	2346103	23°35'	46°15'
Mogi das Cruzes	DAEE	E3-097	23°31'	46°12'
	DAEE	E2-112	23°34'	45°58'
Salesópolis	DAEE	E2-131	23°34'	45°50'
	DAEE	E3-020	23°27'	46°55'
Santo André	DAEE	E3-159	23°38'	46°32'
	DAEE	E3-085	23°37'	46°33'
São Caetano do Sul	DAEE	E3-022	23°38'	46°35'
	DAEE	E3-142	23°45'	46°32'
São Bernardo do Campo	DAEE	E3-244	23°41'	46°35'
	DAEE	E3-150	23°40'	46°34'
	DAEE	E3-033	23°28'	46°43'
São Paulo	DAEE	E3-006	23°39'	46°42'
	DAEE	E3-090	23°35'	46°39'
	DAEE	E3-035	23°39'	46°38'
	DAEE	E3-052	23°38'	46°39'
	ANA	2346100	23°38'	46°28'
	DAEE	E3-243	23°50'	46°44'
	DAEE	E3-011	23°41'	46°40'
	DAEE	E3-012	23°41'	46°40'

Localização dos postos de temperatura do ar

Município	Fonte	Código	Lat	Lon
Barueri	INMET	86908	23°52'	46°87'
Guarulhos	AGRITEMPO	--	23°43'	46°47'
	INMET	83075	23°43'	46°46'
São Caetano do Sul	CETESB	86	23°37'	46°33'
São Paulo	AGRITEMPO	--	23°50'	46°62'
	IAG	E3-035	23°39'	46°38'
	INMET	83781	23°5'	46°61'
	AGRITEMPO	PARQUE ESTADUAL ALBERTO LOFRIGREN	23°45'	46°63'

Localização dos postos pluviométricos

Município	Fonte	Código
Cotia	SABESP	CACHOEIRA DA GRAÇA
	SABESP	PEDRO BEICHT
Franco da Rocha	CETESB	JQUU00900
Mogi Das Cruzes	DAEE	E3-16
	DAEE	E3-08
Salesópolis	ONS	160
Santana de Parnaíba	ONS	190
	ONS	161
	ONS	116
São Bernardo do Campo	ONS	118
	ONS	104
	ONS	109
São Paulo	ONS	117
	ONS	117

Figura 1 – Mapa e tabela com a localização dos postos pluviométricos, pluviométricos e postos de amostragens com séries históricas de temperatura média do ar.

um modelo climático global atmosférico de alta resolução (AGCM) usado em experimentos de aquecimento global (ALVES & PESQUERO, 2009; MIZUTA *et al.*, 2006).

Devido à alta resolução do MRI-JMA do Quarto Relatório de Avaliação (AR4) do IPCC, optou-se por não usar a sua versão mais recente, adotada pelo Quinto Relatório de Avaliação (AR5) do IPCC, visto que este último possui uma resolução de 1,8° x 2,8°, aproximadamente 198 km x 308 km (PINHEIRO *et al.*, 2014), o que para a escala espacial da BHAT não seria uma simulação adequada.

Neste trabalho foram utilizadas, para o cenário de emissões A2, as variáveis de precipitação e temperatura do ar, na escala mensal, para os períodos de 1979 a 2003 (presente) e de 2017 a 2039 (cenário futuro). Tal cenário é intermediário entre os painéis existentes, sendo o B1 o mais otimista e o A1F1 o mais pessimista. Esse cenário

projeta um mundo com fortalecimento de identidades culturais regionais e baixos níveis de desenvolvimento econômico, associados ao lento desenvolvimento tecnológico e ao elevado crescimento populacional, resultando em concentrações de CO₂ crescentes até 2050 (IPCC, 2000). A escolha deve-se ao fato de que a utilização de um cenário com maior anomalia climática contribuirá para subsidiar ações de adaptação e mitigação de caráter preventivo, além de ser a única rodada do modelo disponível em alta resolução.

A Figura 2 ilustra a resolução espacial do modelo na área da BHAT em imagem processada com o auxílio do *software Grid Analysis and Display System (GrADS)*. Cada ponto representa o centro da grade de resolução do modelo. Para determinar a precipitação e a temperatura do ar na BHAT, trabalhou-se com as médias mensais de todos os pontos de grade do modelo inseridos na bacia.

Avaliação e correção das saídas do modelo climático Meteorological Research Institute-Japanese Meteorological Agency

Examinar e avaliar o período presente das variáveis chuva e temperatura do modelo é de suma impor-

tância, pois ajuda a compreender a capacidade do modelo em reproduzir o comportamento hidroclima-

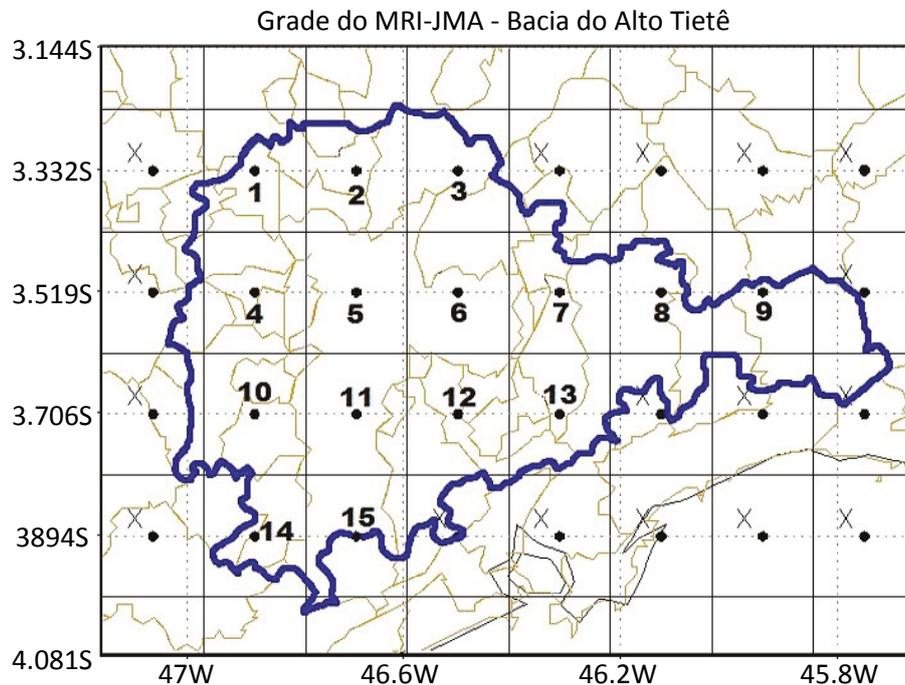


Figura 2 – Grade do modelo climático *Meteorological Research Institute-Japanese Meteorological Agency* na área da Bacia do Alto Tietê.

tológico da bacia estudada e determinar o seu grau de incerteza (OLIVEIRA; PEDROLLO; CASTRO, 2015). Essa validação foi realizada, no período presente (1979 a 2003), para as variáveis climáticas precipitação e temperatura, que foram comparadas com os dados observados, na escala de tempo mensal, por meio da métrica de erro médio (BIAS). O desempenho do modelo climático pode ser avaliado em relação às observações históricas, e para ter confiança nas projeções futuras de tal modelo, seu clima histórico deve ser bem simulado (FLATO *et al.*, 2013). Assim, as análises dos erros associados às saídas do modelo climático para o período presente indicaram a destreza do modelo climático MRI-JMA em representar o padrão climático sazonal da BHAT.

Para remover as diferenças entre os dados observados e as saídas do modelo, é fundamental testar alguns métodos de correção (OLIVEIRA; PEDROLLO; CASTRO, 2015). Neste trabalho foram testados três métodos de correção, e as técnicas consistiram em utilizar, no período presente, os dados observados e as saídas obtidas pelo modelo climático MRI-JMA para as variáveis climáticas precipitação e temperatura. Para isso, as séries históricas e os dados simulados pelo modelo MRI-JMA foram divididos em dois períodos: de controle (1979 a 1991) e de avaliação (1992 a 2003).

A primeira técnica empregada para a correção foi a remoção do erro médio mensal (Equação 1), em que a variável climática corrigida é representada pela diferença entre as condições climáticas previstas e as observadas no período de controle.

$$K^C_{(1992-2003)} = K^M_{(1992-2003)} - (K^N_{(1979-1991)} - K^J_{(1979-1991)}) \quad (1)$$

Em que:

K^C é a variável climática mensal do modelo corrigida para o período de avaliação;

K^M é a variável climática mensal do modelo MRI-JMA para o período de avaliação;

K^N corresponde à média mensal da variável climática do modelo no período de controle; e

K^J representa a média mensal observada da variável climática para o período de controle.

A segunda técnica testada para correção foi a aplicação direta (*Direct Approach*), utilizada por Lenderink, Buishand e Deursen (2007) e Oliveira, Pedrollo e Castro (2015). Nesse método (Equação 2), o comportamento pósterio da variável climática é obtido diretamente da simulação do modelo climático global MRI-JMA, promovendo variações na magnitude de acordo com as diferenças verificadas no passado entre a variável climática do modelo MRI-JMA e a observada na bacia.

O terceiro método testado foi o *Delta Change Approach* (Equação 3), adotado por Graham (2000), Lenderink, Buishand e Deursen (2007) e Oliveira, Pedrollo e Castro (2015). Nessa técnica, assume-se que o mesmo padrão das variáveis climáticas observado no passado estará presente no futuro. As alterações vindouras na magnitude das variáveis climáticas serão estabelecidas em função da razão entre as médias mensais simuladas pelo modelo MRI-JMA em dois períodos: de avaliação e de controle.

$$K^{FC}_{(1992-2003)} = K^F_{(1992-2003)} \times \left(\frac{K^O_{(1979-1991)}}{K^C_{(1979-1991)}} \right) \quad (2)$$

$$K^{FC}_{(1992-2003)} = K^O_{(1979-2003)} \times \left(\frac{K^F_{(1992-2003)}}{K^C_{(1979-1991)}} \right) \quad (3)$$

Em que:

K^{FC} é o valor corrigido da variável climática no período de avaliação para um determinado mês;

K^O é a variável climática média mensal observada para o período de controle;

K^F é o valor sem correção da variável climática no período de avaliação para um determinado mês; e

K^C é a variável climática média mensal do modelo no período de controle.

Posteriormente, os dados corrigidos simulados pelo modelo MRI-JMA para a Bacia do Alto Tietê, no período de avaliação (1992 a 2003), foram analisados com as métricas de erro. Desse modo, foram identificadas as séries corrigidas das variáveis climáticas precipitação e temperatura no período de avaliação que mais se assemelharam com as variáveis climáticas observadas, possibilitando reconhecer qual é o método de correção mais eficaz.

Na avaliação das projeções para o período futuro (2017 a 2039), a fim de identificar se a projeção futura indica aumento ou diminuição das variáveis climáticas em relação ao clima simulado pelo modelo no presente, utilizou-se a métrica de anomalia (Equação 4) para os dados mensais de precipitação e temperatura.

$$ANOMALIA = \frac{1}{M_{total}} \sum_{i=1}^{M_{total}} (K_F - K_{Mc}) \quad (4)$$

Em que:

K_F é o valor mensal simulado pelo modelo no período futuro;

K_{Mc} corresponde ao valor mensal estimado pelo modelo para o período presente (1979 a 2003); e

M_{total} representa o número de observações.

Em seguida, foi realizada a correção dos valores de precipitação e temperatura do ar para o período futuro

Determinação da vazão

Como o modelo climático MRI-JMA não simula a variável vazão, para determiná-la para o cenário futuro foi necessário construir um modelo empírico para sua estimativa com base nos dados observados de precipitação, vazão e temperatura. O modelo empírico foi construído com alicerce na equação do balanço hídrico global. Parte-se da hipótese de que a soma dos processos de entradas e saídas de água em uma bacia corresponde ao seu balanço hídrico, podendo ser expressa quantitativamente sob a forma de uma relação matemática, denominada “equação do balanço hídrico” ou “equação hidrológica” (CHOW; MAIDMENT; MAYS, 1988). Considerando todas as variáveis envolvidas no balanço hidrológico de uma bacia hidrográfica para um determinado período de tempo, a equação hidrológica global será:

$$P = ETP + Q + \Delta s \pm L + U \quad (5)$$

Em que:

P é a precipitação total;

ETP representa a evapotranspiração potencial;

Δs é variação do armazenamento da água do solo;

Q corresponde ao deflúvio;

(2017 a 2039). A técnica de correção adotada foi a mesma optada para o período presente, visto que tal método conseguiu apresentar o menor erro em relação à temperatura e à chuva observadas na região.

A correção das projeções futuras busca minimizar as incertezas dos erros sistemáticos encontrados no clima atual que também são projetados para o futuro, procurando eliminar o erro associado à modelagem climática. Entretanto, as correções nas variáveis climáticas implicam simplificações consideráveis, pois, ao considerar como dados as variações médias sazonais das séries observadas, assume-se que as mesmas anomalias registradas no passado serão observadas no futuro (Lenderink; BUIHAND; DEURSEN, 2007). Outro fator importante a ser considerado é que os erros sistemáticos não se relacionam com as incertezas derivadas da quantidade de concentrações de gases de efeito estufa que os cenários de emissões — neste caso, o cenário A2 — projetam para o futuro.

L representa o vazamento de água no freático; e

U é o vazamento de água que flui por fora do leito.

Em uma bacia hidrográfica ideal, na qual todos os fluxos positivos e negativos são iguais a zero, ou seja, a diferença entre as entradas e saídas na bacia é nula, não ocorrem perdas por percolação profunda ou vazamentos (CHOW; MAIDMENT; MAYS, 1988). Em estudos hidrológicos em longo prazo, o balanço hídrico considera os processos hidrológicos sob a forma de totais mensais; assim, processos que se desenvolvem em intervalos curtos não têm influência direta no balanço hídrico (LIMA, 1986). Desse modo, as variáveis hidrológicas de precipitação, evapotranspiração e escoamento superficial são processos dominantes para o balanço hídrico de uma bacia hidrográfica. Portanto, a equação de balanço hídrico global simplificado pode ser expressa por:

$$Q_{(m\acute{e}s)} = P_{(m\acute{e}s)} - ETP_{(m\acute{e}s)} \quad (6)$$

A aplicação da equação geral de balanço hídrico está condicionada à complexidade do estudo de uma bacia e alguns modelos matemáticos simples são im-

portantes ferramentas para os estudos hidrológicos, pois permitem estabelecer uma relação entre as variáveis evapotranspiração, precipitação e vazão. Entre eles estão os modelos empíricos de hidrologia, que se baseiam em equações matemáticas estabelecidas a partir da relação de parâmetros físicos de dados observados das variáveis hidroclimatológicas (VILLELA & MATTOS, 1975).

Tendo como base a Equação 6, procedeu-se à construção de um modelo empírico com base em coeficientes que relacionam as variáveis precipitação (P), evapotranspiração potencial e vazão. Para isso, fez-se uso dos dados da precipitação e da evapotranspiração potencial médias mensais da área da bacia e dos valores de vazão afluente do exutório. Assim, foram construídos coeficientes que relacionam as variáveis precipitação e evapotranspiração potencial (Equação 7) com as variáveis vazão e evapotranspiração potencial (Equação 8), em escala de tempo mensal dos dados observados, conforme explicado nas equações seguintes:

$$Coef_{1(MÉS)} = \frac{P_{(MÉS)}}{ETP_{(MÉS)}} \quad (7)$$

$$Coef_{2(MÉS)} = \frac{Q_{(MÉS)}}{ETP_{(MÉS)}} \quad (8)$$

Estabelecidos os coeficientes, procedeu-se à determinação da equação empírica para estimar a vazão. Para isso, foram construídos gráficos de dispersão entre os coeficientes que relacionam os termos do balanço hídrico, ou seja, entre os fenômenos hidrológicos explicativos (precipitação e evapotranspiração) com o fenômeno hidrológico que se deseja explicar (vazão). No eixo X do gráfico é plotado o coeficiente que representa a variável hidrológica independente (precipitação e evapotranspiração), e no eixo Y deve ser registrado o coeficiente que representa a variável dependente (vazão).

Com a construção dos gráficos de dispersão entre os coeficientes, foram estipuladas diferentes linhas e curvas de ajuste entre os coeficientes. O critério para selecionar a equação foi a apresentação do melhor

ajuste, ou seja, os maiores valores do coeficiente de determinação (r^2) e do coeficiente de correlação (r). O r^2 é uma medida de ajustamento de um modelo estatístico que demonstra a proporção da variação total dos dados em torno da média (NAGHETTINI & PINTO, 2007). Ele é explicado pela relação entre a soma dos quadrados devidos à regressão (variância explicada) e a soma total dos quadrados (variância total) (Equação 13):

$$r^2 = \frac{\text{Variância Explicada}}{\text{Variância Total}} = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{Y}_i - \bar{Y})^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{Y})^2} \quad (9)$$

Em que:

\hat{y}_i é o valor estimado da variável dependente;

y_i representa o valor observado da variável dependente; e

\bar{y} corresponde à média da variável dependente.

O r^2 varia entre 0 e 1, indicando como o modelo estatístico consegue explicar os valores observados, sendo que quanto mais próximo de 1, melhor é o ajuste. O r é igual à raiz quadrada do r^2 .

A fim de verificar a significância estatística das equações de ajuste, aplicou-se o teste F, medição utilizada para estabelecer se há uma relação funcional relevante entre a variável resposta e as variáveis independentes, ou seja, indicativo se a equação é significativa. A significância estatística deve ser estabelecida antes do uso da equação de ajuste para prever fenômenos futuros e seu valor pode ser definido matematicamente pela Equação 10 (NAGHETTINI & PINTO, 2007).

$$F = \frac{r^2/k - 1}{1 - r^2/n - k} \quad (10)$$

Em que:

r^2 representa o coeficiente de determinação;

n é tamanho amostral; e

k é o número de regressores.

Assim, após construída a relação empírica para o cálculo da vazão, tal técnica foi aplicada para a obtenção da vazão no período futuro (2017 a 2039), a partir dos dados de precipitação do modelo MRI-JMA corrigido

para a época futura (2017 a 2039); a evapotranspiração potencial futura foi estimada por meio dos dados de

Estimativa da evapotranspiração potencial

A evapotranspiração potencial, necessária para a construção dos coeficientes, corresponde à transformação da água de estado líquido para gasoso, obtido em condições padronizadas de cultivo, e foi calculada pelo método de Thornthwaite (1948). Esse método é o mais difundido mundialmente, pois se baseia apenas na variável dependente temperatura (TUCCI & MENDES, 2006), e é expresso pelas seguintes equações:

$$ETP = Fc \cdot 16 \cdot \left(\frac{10T}{I}\right)^A \quad (11)$$

$$\text{Em que: } I = \sum_{i=1}^{12} \left(\frac{T}{5}\right)^{1,514} \quad (12)$$

temperatura média do ar corrigidos oriundos do modelo MRI-JMA para a mesma época.

$$A = 6,75 \cdot 10^{-7} \cdot I^3 - 7,71 \cdot 10^{-5} \cdot I^2 + 1,7292 \cdot 10^{-2} + 0,49239 \quad (13)$$

Em que:

T representa a temperatura média mensal de um determinado mês;

I é o índice anual de calor;

A é o expoente de função do índice anual; e

Fc é o fator de correção em função da latitude e do mês, valor predefinido em função da área de estudo e que, no caso da BHAT, corresponde à latitude de 23°S (TUCCI & BELTRAME, 2001).

Com os valores mensais de temperatura observada e de temperatura do modelo climático para os períodos presente e futuro, foram estabelecidos os valores de evapotranspiração potencial da BHAT.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para encontrar a equação empírica para o cálculo da vazão, foram construídos gráficos de dispersão com base nos coeficientes da equação hidrológica. Com isso, foram testadas diferentes linhas de ajuste com as suas respectivas equações: lineares (equação linear) e não lineares (equação potencial, exponencial, logarítmica e polinomial de segunda, terceira e quarta ordem). Assim, por meio da análise das linhas de ajuste, que representam modelos de regressão, e em função dos valores de r^2 e de r , avaliou-se a qualidade do ajuste dos coeficientes do balanço hídrico para cada equação. A Figura 3A mostra as linhas de ajuste para a dispersão dos coeficientes da Bacia do Alto Tietê, nas quais a equação deve estimar a vazão do exutório.

Tem-se que a equação polinomial de quarta ordem apresentou o melhor ajuste entre os coeficientes do balanço hídrico, com r^2 de 0,735 e r de 0,86, ou seja, aproximadamente 74% das variações da vazão na BHAT podem ser explicadas por variações na precipitação e na evapotranspiração potencial, sendo que esses coeficientes estão 86% correlacionados entre si. Dessa forma, a equação empírica para o cálculo da vazão no

exutório da Bacia do Alto Tietê foi representada pela seguinte expressão (Equação 14):

$$y = 0,0103x^4 - 0,0859x^3 + 0,289x^2 - 0,1406x + 0,4994 \quad (14)$$

Substituindo os valores de Y e X , têm-se:

$$Q = \left(\frac{0,0103P^4}{ETP^4} - \frac{0,0859P^3}{ETP^3} + \frac{0,289P^2}{ETP^2} - \frac{0,1406P}{ETP} + 0,4994 \right) \times ETP \quad (15)$$

De acordo com o teste F , a equação de ajuste (Equação 15) foi estatisticamente significativa, por apresentar o valor de 1,10, considerando-se o valor de F crítico de 1,28.

A fim de verificar a capacidade da equação empírica de representar a vazão mensal do exutório da BHAT, as vazões médias mensais foram reconstruídas com a equação empírica e comparadas com os dados obser-

vados para o período de 1979 a 2003. Observa-se que a equação empírica conseguiu reconstruir os valores da vazão mensal (Figura 3B), apesar das dificuldades em representar alguns meses muito chuvosos, como feve-

reiro de 1995 e março de 1996. Isso reflete no padrão mensal, que captura a sazonalidade da vazão, embora superestime a vazão durante a primavera e o verão e a subestime no outono e no inverno (Figura 3C).

Simulação do clima presente e projeções futuras do modelo climático Meteorological Research Institute-Japanese Meteorological Agency

Os resultados das análises do modelo climático MRI-JMA para o período presente (1979 a 2003) mostraram que a simulação do modelo conseguiu capturar a sazo-

nalidade da vazão observada, mostrando ser capaz de representar os padrões de variação sazonal da BHAT, o que indica menores incertezas na simulação das proje-

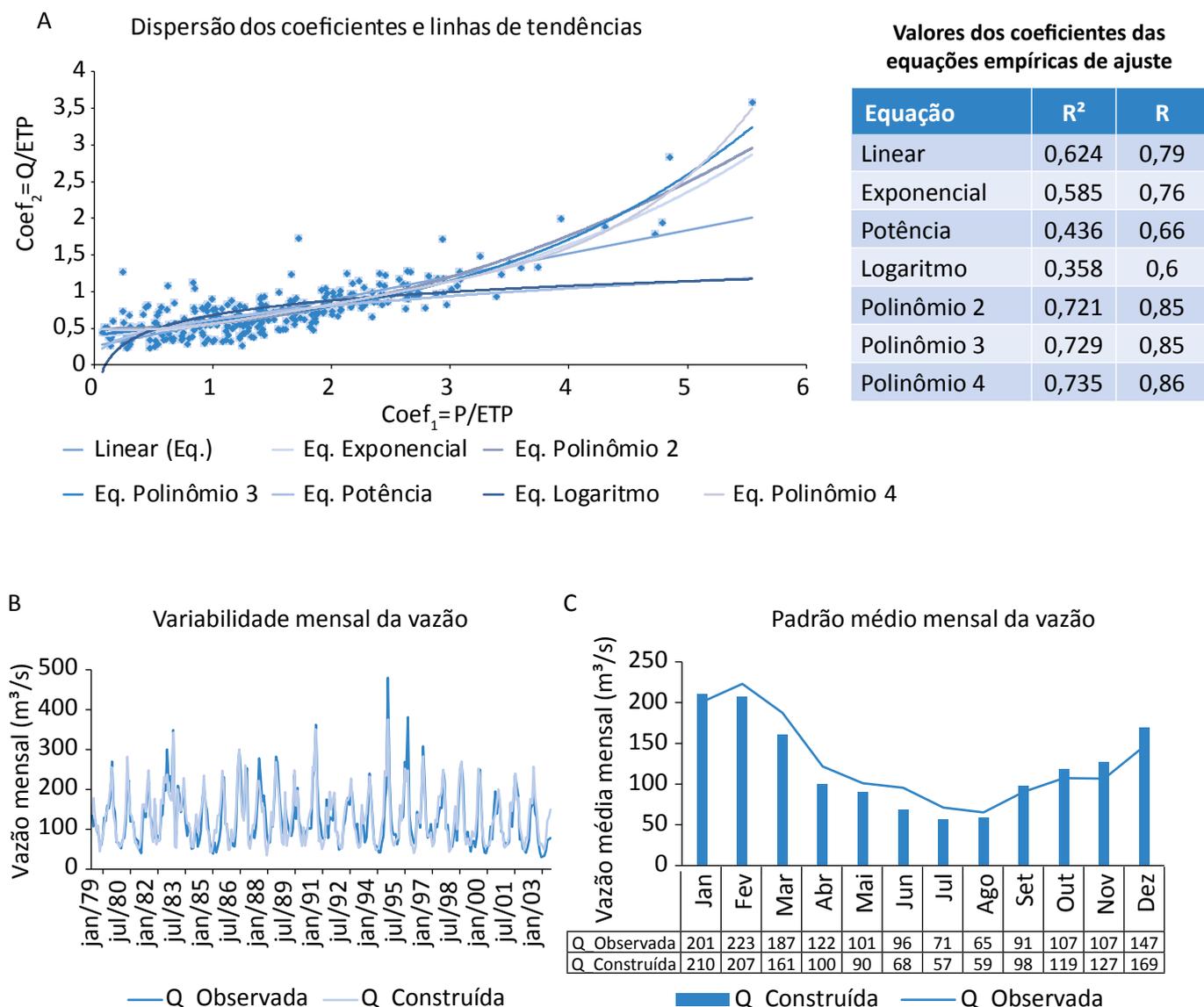


Figura 3 – Gráficos de dispersão dos coeficientes do balanço hidrológico e linhas de tendências (A), variabilidade mensal da vazão (B) e padrão médio mensal da vazão reconstruída com a equação empírica de ajuste para estimativa da vazão (C), na Bacia do Alto Tietê, para o período de 1979 a 2003. E tabela com os valores do coeficiente de determinação (r²) e de correlação (r) das equações empíricas de ajuste.

ções futuras. O modelo subestimou a precipitação na bacia durante o verão e o outono e a superestimou no inverno e na primavera (Figura 4A), sendo o maior erro médio mensal em novembro (43,96 mm) e o menor em dezembro (2,09 mm).

Para definir o método de correção mais eficaz para as séries de precipitação e temperatura da Bacia do Alto Tietê, foram testadas três técnicas de correção. Assim, após os testes de correção, optou-se pela técnica de

correção aplicação direta (Equação 2) para a variável precipitação, visto que ela mostrou a maior diminuição dos erros, ou seja, maior semelhança com a série de dados de chuva observada (Figura 4A). Com a correção das saídas do modelo MRI-JMA, houve maior aproximação em relação à precipitação observada, diminuindo os erros e confirmando que as correções dos dados de chuva possibilitam representar a precipitação da bacia com maior acurácia, sobretudo no segundo semes-

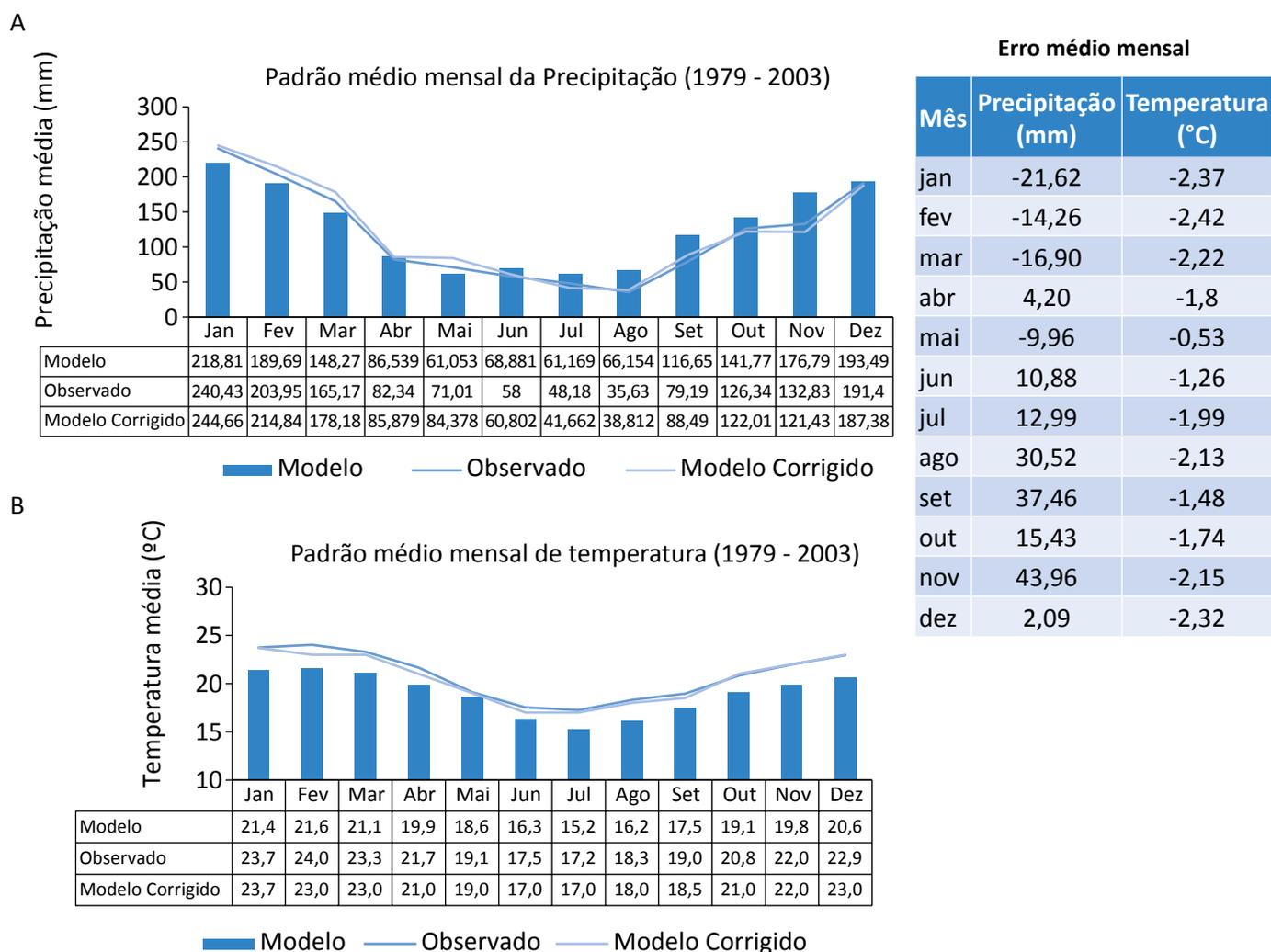


Figura 4 – Gráfico do padrão médio mensal da precipitação (A) e temperatura (B) na Bacia do Alto Tietê, para o período de 1979 a 2003, com os valores dos respectivos erros médios mensais.

tre, no qual é possível observar maior defasagem entre os valores observados e o modelo antes da correção.

No que se refere às temperaturas (Figura 4B), o modelo climático também conseguiu representar o padrão sazonal médio de temperatura na bacia para o período de 1979 a 2003, embora subestime a temperatura média mensal durante todos os meses do ano. As saídas do modelo apresentaram menor erro durante o segundo trimestre do ano, sendo o menor (-0,53°C) em maio e o maior (-2,42°C) em fevereiro. Para a correção dos dados de temperatura do ar, o método adotado foi o de remoção do erro médio mensal (Equação 1). Depois da correção é possível observar um significativo decréscimo do erro em relação à temperatura observada (Figura 4B).

De acordo com as saídas de precipitação e temperatura do modelo climático MRI-JMA para o cenário de emissões A2 do AR4/IPCC, para o período futuro de 2017 a 2039 (Figura 5), tem-se um possível aumento da precipitação em relação à climatologia observada, sendo que o mês de janeiro continuará exibindo a maior precipitação (257,3 mm), enquanto o mês de julho mostra os menores índices pluviométricos, em torno de 41,3 mm. No que se refere às anomalias de precipitação na bacia, em relação ao clima simulado pelo modelo, a menor anomalia positiva (0,34 mm) foi detectada em junho, e a maior (24,4 mm), em agosto. Por outro lado, a maior anomalia negativa (-16,1 mm) deverá ocorrer em abril. Observa-se que o cenário futuro na BHAT projeta, para o período de 2017 a 2039,

verão, outono e inverno mais chuvosos, devido às anomalias positivas, enquanto a primavera deverá ser menos chuvosa, como mostram as anomalias negativas (Figura 5A).

De acordo com o cenário futuro de temperatura do modelo MRI-JMA, a BHAT poderá apresentar, em média, uma anomalia positiva mensal de aproximadamente 0,87°C. De acordo com a projeção futura de temperatura do modelo, o mês de fevereiro continuará sendo o mais quente, passando a ter uma média mensal de 24,74°C. Entretanto, o mês de julho deixará de ser o mais frio, dando lugar a junho, que terá uma temperatura média mensal de aproximadamente 18,3°C. Todos os meses possuem anomalias positivas de temperatura, sendo que a menor (0,51°C) ocorrerá em maio, e a maior (1,47°C), em julho (Figura 5B).

O cenário futuro da vazão (estimada por meio da equação empírica), que utilizou as saídas das variáveis climáticas de precipitação e temperatura do modelo MRI-JMA corrigidas para o período futuro (2017 a 2039), indica para o período de 2017 a 2039 uma provável diminuição da vazão média mensal entre os meses de fevereiro e julho na BHAT, sobretudo em junho, que terá um decréscimo em torno de 28,1 m³/s. Já no segundo semestre do ano ocorrerá um aumento da vazão em relação ao que foi observado, principalmente nos meses de dezembro, novembro e janeiro, que terão um acréscimo aproximado da vazão média de 44,89; 37,79 e 24,28 m³/s, respectivamente.

Medidas de gestão dos recursos hídricos diante dos impactos das mudanças climáticas na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê

O gerenciamento de recursos hídricos visa a harmonizar e solucionar conflitos resultantes do uso intensivo da água em bacias hidrográficas. Esse gerenciamento é um compromisso entre os usos múltiplos da água e a conservação de suas funções ecológicas. O principal instrumento de gestão empregado é a outorga do uso da água, que depende da disponibilidade hídrica da bacia. A outorga é uma autorização mediante a qual o poder público faculta ao outorgado o direito de uso da água, por prazo determinado, nas condições e nos termos expressos no respectivo ato. A função da outorga é ratear a água disponível entre as demandas existentes ou potenciais, trazendo contribuições ao

crescimento econômico, à equidade social e à sustentabilidade ambiental, mantendo uma vazão ecológica (RIBEIRO, 2011).

Segundo o Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (CBHAT, 2014), na Bacia do Alto Tietê existem 1.754 outorgas, o que totaliza uma vazão de 89,36 m³/s para captação, sendo que 64,5% das outorgas de direito de uso da água são destinadas ao abastecimento público e lançamento de efluentes domésticos, 32,8%, ao uso industrial, e 2,7%, à irrigação. Tendo em vista a forte sazonalidade da demanda de água na RMSP, a segurança hídrica de mais de 20 milhões de habitantes depende de os sistemas de abastecimento serem operados de

forma flexível, respeitados os limites superiores das vazões médias anuais dos sistemas produtores. A BHAT conta com oito sistemas produtores principais, totalizando uma disponibilidade hídrica de aproximadamente 68 m³/s (CBHAT, 2015).

Com base no cenário futuro estabelecido na Bacia do Alto Tietê, poderá ocorrer um aumento médio da vazão durante a primavera (19,6%) e os dois primeiros meses do verão, dezembro e janeiro, de aproximadamente 21,4%. Por outro lado, possivelmente haverá

um decréscimo na vazão no inverno (-9%) e no outono (-7%). Como a BHAT possui grande extensão, os impactos das mudanças climáticas nas sub-bacias que a compõem terão diferentes intensidades e consequências. Assim, apesar das incertezas inerentes às projeções dos modelos climáticos, sua utilização pode contribuir para mitigar os efeitos provocados pelas mudanças climáticas e pactuar ações coordenadas entre os gestores da BHAT e as bacias adjacentes, possibilitando a adoção de vazões de referência que levem em conta os prováveis impactos das mudanças climáticas na re-

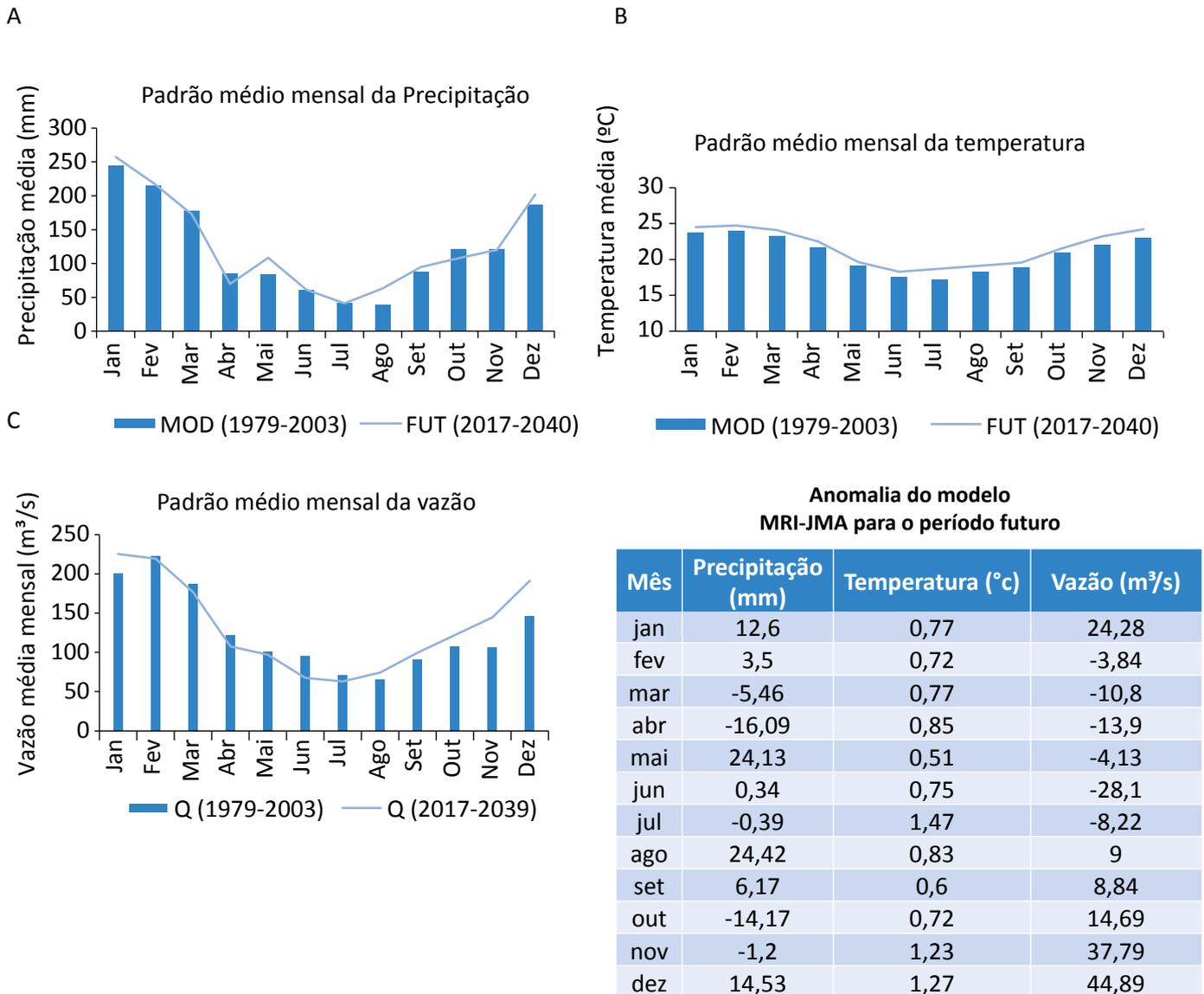


Figura 5 – Gráfico do padrão médio mensal futuro da precipitação (A), temperatura (B) e vazão (C) na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê e tabela com os valores das anomalias.

gião. Para que tais impactos sejam precavidos, ou que ocorram em menor intensidade, é essencial a adoção de medidas de gestão preventivas.

O escopo da gestão preventiva engloba diretrizes de ação que objetivam prevenir, mitigar, preparar, alertar e responder os impactos da variabilidade hidroclimatológica na BHAT. As principais medidas que os órgãos gestores da bacia podem adotar visando ao cenário de estiagem na região, projetado pelo modelo climático MRI-JMA durante o outono e o inverno, são:

- elaboração e intensificação dos programas e projetos de incentivo à redução de consumo, por meio de multas, programas de bonificação e promoção da educação ambiental;
- otimização dos processos e programas de combate às perdas do sistema de abastecimento;
- estímulos econômicos e fiscais ao consumo de água de reúso para indústrias;
- maior rigor e controle ao estabelecer novas outorgas; e
- reflorestamento das áreas de mananciais.

Já as medidas relacionadas com o cenário de aumento da vazão na bacia durante a primavera e o verão deverão estar ligadas a desastres naturais, como casos de deslizamento, enchentes e inundações. As principais normas que os órgãos gestores da bacia, em conjunto com as prefeituras e a Defesa Civil, devem adotar são voltadas à gestão de risco de desastres, como construções de piscinões e barragens; melhoria dos sistemas de alerta de desastres; limpezas periódicas dos córregos; desocupação de moradias irregulares; promoção do saneamento ambiental, entre outras.

Entende-se que as medidas preventivas desenvolvidas com a finalidade de promover a prevenção e a adaptação trazem contribuições significativas para o planejamento voltado à redução dos impactos das mudanças climáticas, sobretudo no que tange aos problemas crônicos já existentes na BHAT, como inundações e dificuldades em suprir a demanda de água, que somente seriam agravados diante da confirmação do cenário de aumento da vazão durante a primavera e o verão e redução ao longo do outono e do inverno. Assim, é visível a necessidade de os órgãos gestores adotarem essas medidas com o objetivo de aumentarem sua capacidade de resposta aos impactos das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos na região.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As mudanças climáticas ocasionarão alterações nas variáveis atmosféricas precipitação e temperatura, afetando, assim, a disponibilidade hídrica em muitas regiões do mundo. Considerando a relevância desse tema, este trabalho objetivou analisar o comportamento futuro da chuva e da vazão na Bacia do Alto Tietê, com base nas projeções do modelo climático MRI-JMA para o cenário de emissões A2.

Apesar de subestimar a precipitação na bacia durante o verão e o outono e a superestimar no inverno e na primavera, o modelo climático MRI-JMA capturou a sazonalidade da chuva em relação à climatologia observada no período de 1979 a 2003, mostrando que é capaz de representar o padrão sazonal climatológico da bacia. Isso indica que o modelo pode simular, apesar das incertezas, uma precipitação futura mais provável. A fim de reduzir os erros sistemáticos do modelo climático, as saídas de precipitação e temperatura do modelo, para os períodos presente e futuro, foram corrigidas.

De acordo com as saídas de precipitação do modelo climático MRI-JMA para o cenário de emissões A2, no período de 2017 a 2039, a Bacia do Alto Tietê poderá ter um aumento médio mensal da precipitação em torno de 5,9 mm. No mês de agosto deve ocorrer o maior aumento, com uma maior anomalia média positiva (24,42 mm), e abril terá a maior anomalia negativa (-16,1 mm). Já as saídas de temperatura do modelo indicam que a BHAT terá um aumento de temperatura média mensal de aproximadamente 0,86°C. Em julho ocorrerá a maior elevação de temperatura na bacia (1,47°C), e em maio, a menor (0,51°C). Em relação à vazão futura, possivelmente ocorrerá um acréscimo da vazão média durante a primavera (19,6%) e o verão (13,75%), enquanto no inverno e no outono o modelo projeta um decréscimo da vazão, de 9 e 7%, respectivamente. A Bacia do Alto Tietê possuirá a maior anomalia positiva em dezembro (44,9 m³/s) e a maior anomalia negativa em junho (-28,1 m³/s).

De modo geral, a alteração dos valores da precipitação e a elevação da temperatura na bacia implicarão o aumento da variabilidade sazonal da vazão, um forte indicativo de que a Bacia do Alto Tietê, de acordo com o cenário de emissões A2 do modelo estudado, estará mais suscetível a casos de enchentes e inundações no verão e mais propensa a eventos de escassez hídrica no outono e no inverno, o que pode resultar em graves problemas para o fornecimento de água na RMSPP, como ocorreu entre 2013 e 2015.

Embora existam incertezas associadas ao modelo climático, as projeções climáticas são importantes ferramentas de planejamento ambiental e é fundamental que as instituições realizem uma gestão integrada dos recursos hídricos empregando ações com enfoque preventivo, a fim de que a região tenha maior segurança

hídrica e aumente sua capacidade de resposta aos impactos das mudanças climáticas.

As projeções de mudança nos regimes e na distribuição de chuva derivadas dos modelos climáticos globais não são conclusivas e ainda há muita incerteza quanto ao uso dessas ferramentas, pois dependem da área de estudo e dos modelos climáticos avaliados. Assim, sugere-se, para trabalhos futuros, o estudo de outros modelos climáticos globais de alta resolução para a região da bacia, bem como a utilização de modelos climáticos regionais que apresentam uma resolução espacial mais alta do que a fornecida por um modelo global. Outra proposta que também permitiria melhorar a caracterização hidroclimatológica futura da bacia é o aperfeiçoamento do modelo hidrológico empírico empregado. Além disso, é importante investigar o desempenho de outros tipos de modelos hidrológicos.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Fundação Universidade Federal do ABC (UFABC), pela concessão de bolsa de mestrado ao primeiro autor.

REFERÊNCIAS

- ALVES, L.; PESQUERO, J. Previsões de mudanças climáticas para América do Sul: resultados da aplicação do “earth simulator”. *Boletim do Grupo de Pesquisa em Mudanças Climáticas – GPMC*, n. 7, p. 2-4, 2009.
- ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. *Boletim de Monitoramento dos Reservatórios do Sistema Cantareira*, Brasília, n. 4, p. 1-14, nov. 2015.
- _____. *Boletim de Monitoramento dos Reservatórios do Sistema Cantareira*, Brasília, v. 9, n. 11, p. 1-11, nov. 2014.
- CBHAT – COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ. *Conheça a Bacia do Alto Tietê – Outorgas de usos da água*. São Paulo, 2014.
- _____. *Relatório de Situação dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê – UGRHI 6: ano-base 2014*. São Paulo: FBHAT, 2015.
- CHOW, V. T.; MAIDMENT, D. R.; MAYS, L. W. *Applied hydrology*. New York: McGraw-Hill, 1988. 571p.
- COELHO, C. A. S.; CARDOSO, D. H. F.; FIRPO, M. A. F. Precipitation diagnostics of an exceptionally dry event in São Paulo, Brazil. *Theoretical and Applied Climatology*, v. 9, jul. 2015.
- FLATO, G. J.; MAROTZKE, B.; ABIODUN, P.; BRACONNOT, S. C.; CHOU, W.; COLLINS, P.; COX, F.; DRIOUECH, S.; EMORI, V.; EYRING, C.; FOREST, P.; GLECKLER, E.; GUILYARDI, C.; JAKOB, V.; KATSOV, C.; REASON; RUMMUKAINEN, M. Evaluation of climate models. In: STOCKER, T. F.; QIN, D.; PLATTNER, G.-K.; TIGNOR, M.; ALLEN, S. K.; BOSCHUNG, J.; NAUELS, A.; XIA, Y.; BEX, V.; MIDGLEY, P. M. (Eds.). *Climate Change 2013: the Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge/New York: Cambridge University Press, 2013.

- FUSP – FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. *Plano da Bacia do Alto Tietê: Relatório Final CBHAT*. São Paulo, 2009.
- GRAHAM, L. P. *Large-scale hydrological modeling in the Baltic basin*. Tese (Doutorado) – Division of Hydraulic Engineering, Department of Civil and Environmental Engineering, Royal Institute of Technology, Report TRITA-AMI PHD 1033, Estocolmo, 2000.
- HAMADA, E.; MAIA, A. H. N.; GHINI, R.; THOMAZ, M. C.; GONÇALVES, R. R. V.; LANA, J. T. O. Precipitações projetadas pelos modelos climáticos globais do Quarto Relatório do IPCC para o Sudeste do Brasil. In: WORKSHOP SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS E PROBLEMAS FITOSSANITÁRIOS, Embrapa Meio Ambiente, São Paulo, 2012. *Anais...* 2012.
- HIRATA, R.; FERREIRA, L. Os aquíferos da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê: disponibilidade hídrica e vulnerabilidade à poluição. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 31, p. 43-50, 2001.
- IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. *Cambio Climático 2013: bases físicas*. Contribución del Grupo de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación Del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. 2013.
- _____. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.
- _____. *IPCC Special Report: emission scenarios*. New York: Cambridge University Press, 2000.
- LENDERINK, G.; BUISSAND, A.; DEURSEN, W. Estimates of future discharges of the river Rhine using two scenario methodologies: direct versus delta approach. *Hydrology and Earth System Science*, v. 11, n. 3, p. 1145-1159, 2007.
- LIMA, W. P. *Princípios de hidrologia florestal para o manejo de bacias hidrográficas*. Piracicaba: ESALQ/USP, 1986. 241p.
- MARENGO, J. Água e mudanças climáticas. *Estudos Avançados*, v. 22, n. 63, p. 83-96, 2008.
- _____. *Caracterização do clima no século XX e cenários climáticos no Brasil e na América do Sul para o século XXI derivados dos modelos globais do clima do IPCC*. CPETEC/INPE, 2007.
- MARENGO, J.; ALVES, L. M. Crise hídrica em São Paulo em 2014: seca e desmatamento. *Geosp – Espaço e Tempo*, v. 19, n. 3, p. 485-494, 2015.
- MESCHIATTI, M.; FONTOLAN, M.; PENNEREIRO, J.; FERREIRA, D. Caracterização estatística de tendências em séries anuais de dados hidro-climáticos no estado de São Paulo. *Geografia Acadêmica*, v. 6, n. 1 (XIII), p. 52-64, 2012.
- MIZUTA, R.; OOUCHI, K.; YOSHIMURA, H.; NODA, A.; KATAYAMA, K.; YUKIMOTO, S.; HOSAKA, M.; KUSUNOKI, S.; KAWAI, H.; NAKAGAWA, M. 20-km-mesh global climate simulation using JMA-GSM model mean climate states. *Journal of the Meteorological Society of Japan*, v. 84, n. 1, p. 165-185, 2006.
- NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. A. *Hidrologia estatística*. Belo Horizonte: CPRM, 2007. 552p.
- OLIVEIRA, G. G.; PEDROLLO, O. C.; CASTRO, N. M. R. As incertezas associadas às condições climáticas obtidas pelo modelo ETA CPTEC/HADCM3: avaliação comparativa entre os dados simulados e observados de precipitação, evapotranspiração e vazão na bacia hidrográfica do Rio Ijuí, Brasil. *Revista Brasileira de Meteorologia*, São Paulo, v. 30, n. 1, p. 101-121, mar. 2015.
- OLIVEIRA, L. F. C.; FIOREZE, A. P.; MEDEIROS, A. M. M.; SILVA, A. S. Comparação de metodologias de preenchimento de falhas de séries históricas de precipitação pluvial anual. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental*, v. 14, n. 11, p. 1186-1192, 2010.

PINHEIRO, J. U.; NEVES, J. A.; CHAVES, R. C.; MENDES, M.; BARRETO, N. J. C. Avaliação de modelos do CMIP5 que melhor expressam a atuação dos vórtices ciclônicos em altos níveis (VACNS) no Nordeste Brasileiro (NEB). *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 7, n. 5, p. 891-904, 2014.

REIS, S. Acabou a cota do volume morto do Alto Tietê. *GGN*, São Paulo, p. 14, 20 nov. 2014.

RIBEIRO, W. C. Oferta e estresse hídrico na Região Metropolitana de São Paulo. *Estudos Avançados*, São Paulo, v. 25, n. 71, 2011.

SILVEIRA, C. S.; SOUZA FILHO, F. A.; CABRAL, S. M.; LEMOS, W. E. D.; PORTO, V. C. Avaliação de desempenho dos modelos do CMIP5 quanto à representação dos padrões de variação da precipitação no século XX sobre a região Nordeste do Brasil, Amazônia e Bacia do Prata e análise das projeções para o cenário RCP8.5. *Revista Brasileira de Meteorologia*, São Paulo, v. 28, n. 3, set. 2013a.

SILVEIRA, C. S.; SOUZA FILHO, F. A.; LÁZARO, Y. M. C. Avaliação de desempenho dos modelos de mudança climática do IPCC-AR4 quanto a sazonalidade e os padrões de variabilidade interanual da precipitação sobre o nordeste do Brasil, Bacia do Prata e Amazônia. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 18, n. 1, p. 177-194, jan.-mar. 2013b.

SORIANO, E.; LONDE, R. L.; GREGORIO, L. T.; COUTINHO, M. P.; SANTOS, L. B. L. Crise hídrica em São Paulo sob o ponto de vista dos desastres. *Ambiente & Sociedade*, São Paulo, v. 19, n. 1, p. 21-42, mar. 2016.

THORNTHWAITE, C. W. An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, Nova York, v. 38, n. 1, p. 55-94, 1948.

TUCCI, C. E. M.; BELTRAME, F. S. Evaporação e evapotranspiração. In: _____ (Org.). *Hidrologia: ciência e aplicação*. 2. ed. Porto Alegre: UFRGS, ABRH, 2001. p. 253-287.

TUCCI, C. E. M.; MENDES, C. *Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica*. Brasília: MMA, 2006.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. *Hidrologia aplicada*. São Paulo: McGraw-Hill, 1975. 245p.

INFILTRATION STUDIES ON SOAKAWAYS RECEIVING EFFLUENTS FROM SINGLE HOUSEHOLD UASB AND SEPTIC TANK REACTORS

ESTUDOS DE INFILTRAÇÃO EM SUMIDOUROS RECEBENDO EFLUENTE DOMÉSTICO DE REATORES UASB E TANQUE SÉPTICO

José Lima de Oliveira Júnior

Industrial engineering. Master in Civil and Environmental Engineering at Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). Doctoring in Natural Resources at UFCG – Campina Grande (PB), Brazil.

José Tavares de Sousa

Chemical engineering. Doctor in Hydraulic and Sanitation at Universidade de São Paulo (USP). Professor of the Department of Sanitary Engineering of Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) – Campina Grande (PB), Brazil.

Andressa Muniz Santos

Sanitary engineer. Master in Environmental Science and Technology at UEPB – Campina Grande (PB), Brazil.

Saionara Alexandre da Silva

Civil Production technician. Mastering in Natural Resources at UFCG – Campina Grande (PB), Brazil.

Corresponding address:

José Lima de Oliveira Júnior – Rua Plácido Aderaldo Castelo, 1.646 – Planalto – 63040-540 – Juazeiro do Norte (CE), Brazil – E-mail: junior@ifce.edu.br

Received: 04/02/2013

Accepted: 01/27/2017

ABSTRACT

Clogging tendency has been analyzed in sandy soil soakaways at pilot scale receiving either septic tank effluent (SUM1) or UASB effluent (SUM2) and also at laboratory scale (SUMB1 and SUMB2), in relation to Chemical Oxygen Demand (COD) and accumulated Suspended Solids (SS) concentrations. Clogging was also estimated, by modeling the predicted time for infiltration hydraulic failure. The laboratory results obtained with SUMB1 and SUMB2 confirmed the results obtained for SUM1 and SUM2, showing that soakaways built in sandy soils which receive effluent from septic tanks treating predominantly domestic wastewater tended to clog 58% faster than those receiving UASB effluent. The good correlation observed between the decrease in average infiltration rate and the time of operation suggests that the UASB reactor is a promising technological alternative to septic tanks as a pre-treatment prior to effluent soil disposal for on-site decentralized wastewater treatment systems.

Keywords: decentralized treatment; UASB; septic tank; infiltration; sandy soil.

RESUMO

O trabalho objetivou comparar o tempo para ocorrer a colmatação de sumidouros (SUM1 e SUM2) contendo areia média, alimentados respectivamente por efluentes de tanque séptico e de um reator UASB, em escala piloto e com replicação confirmativa em escala de bancada (SUMB1 e SUMB2), quanto ao impacto da concentração acumulada de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e dos Sólidos Suspensos Totais (SST) na colmatação do meio, em função do tempo. Estimou-se ainda, por meio de um modelo, a predição do tempo para a falha hidráulica. A colmatação do SUMB1 à frente do SUMB2 confirmou os resultados de campo obtidos para os SUM1 e SUM2, demonstrando que sumidouros construídos e operados recebendo esgoto doméstico tratado em tanque séptico em solos arenosos tenderão a colmatar 58% mais rápido do que aqueles com tratamento prévio em reatores UASB. A boa correlação entre o decréscimo da taxa média de infiltração nos sumidouros em função de período de operação sugere o reator UASB como promissora alternativa aos tanques sépticos para disposição de efluentes no solo em sistemas descentralizados unifamiliares de tratamento de esgotos.

Palavras-chave: tratamento descentralizado; reator UASB; Tanque Séptico; infiltração; solo arenoso.

INTRODUCTION

Wastewater soil disposal is an ancient and well-established worldwide practice (LOFRANO & BROWN, 2010). However, this practice, if not suitably managed, can degrade natural resources by contaminating the soil matrix or even inducing its collapse (RODRIGUES; MOLINA JÚNIOR; LOLLO, 2010).

Anaerobic treatment technologies of domestic wastewater prior to soil disposal are widely employed, with simple septic tanks being the most common solution (CRITES & TCHOBANOGLIOUS, 1998; PARTEN, 2010). However, the UASB reactor and its variants have been suggested as a feasible alternative (AL-SHAYAH & MAHMOUD, 2008; SABRY, 2010; MOUSSAVI; KAZZEMBEIGI; FARZADKIA, 2010).

Most household on-site wastewater treatment systems depend upon effluent soil infiltration for final disposal (PARTEN, 2010). However, the design parameters for this process are still not clearly defined and this complex subject still attracts considerable discussion and demands more studies under different operational conditions (SIEGRIST; MCCRAY; LOWE, 2004; BUMGARNER & MCCRAY, 2007; PEDESCOLL *et al.*, 2011). Wastewater percolation, through unsaturated zone, has been reported as being controlled by a low conductivity layer in the upper layers of the soil (RICE, 1974) and is also influenced by infiltration flow speed and substrate concentration

(RICE, 1974; OKUBO & MATSUMOTO, 1983; SIEGRIST; MCCRAY; LOWE, 2004).

Recent studies have confirmed the influence of the growth of the soil biomat on soil infiltration capacity when receiving effluents with accumulated total and volatile suspended solids (TSS and VSS). This developing biomat has been considered as one of the main causes of head losses, which influence significantly the hydraulic regime under unsaturated conditions (OKUBO & MATSUMOTO, 1983; VIVIANI & LOVINO, 2004; BEAL *et al.*, 2006; THULLNER, 2010; KIM; CHOI; PACHEPSKY, 2010).

Mathematical modeling has been employed to estimate clogging in soils inundated with anaerobic reactor effluents. Predictive models have taken into consideration intervenient physical, chemical and biological parameters (BEAL *et al.*, 2006; LEVERENZ; TCHOBANOGLIOUS; DARBY, 2009; THULLNER, 2010).

This paper evaluates the infiltration of domestic wastewater effluents previously treated in a septic tank (ST) and a UASB reactor in relation to the impact of total suspended solids (TSS) and biochemical oxygen demand (BOD) on soil clogging using experimental soakaways packed with sand, both at laboratory and pilot scale. Predictive modeling for infiltration failure was compared to the experimental data using the predictive model presented by Leverenz, Tchobanoglous and Darby (2009).

MATERIAL AND METHODS

Phase I studies

During the first phase of the study, laboratory replication scale soakaways (LREs) were fed daily for 15 days, three times a day, with a volume of 9.5 L of domestic wastewater.

The LRE, as shown in Figure 1, was composed of two header tanks of 20 L for gravity feeding; two plastic cy-

lindrical soakaways (PVC) with diameter of Φ 250 mm and useful volume of 9.5 L packed with 0.034 m³ of medium sand with effective diameter of $D_{10}=0.3$ mm, uniformity index of $C_u=3.33$, porosity of $\eta\%=43\%$, maximum diameter of $D_{max}=4.8$ mm, bulk density of $\gamma=2.602$ g.cm⁻³ and saturated hydraulic conductivity of $K_{sat}=0.1925$ cm.s⁻¹.

Application of Predictive Modeling

Leverenz, Tchobanoglous and Darby's (2009) predictive model, presented in Equation 1, was applied to

the prediction of failure time for sandy soil infiltration systems:

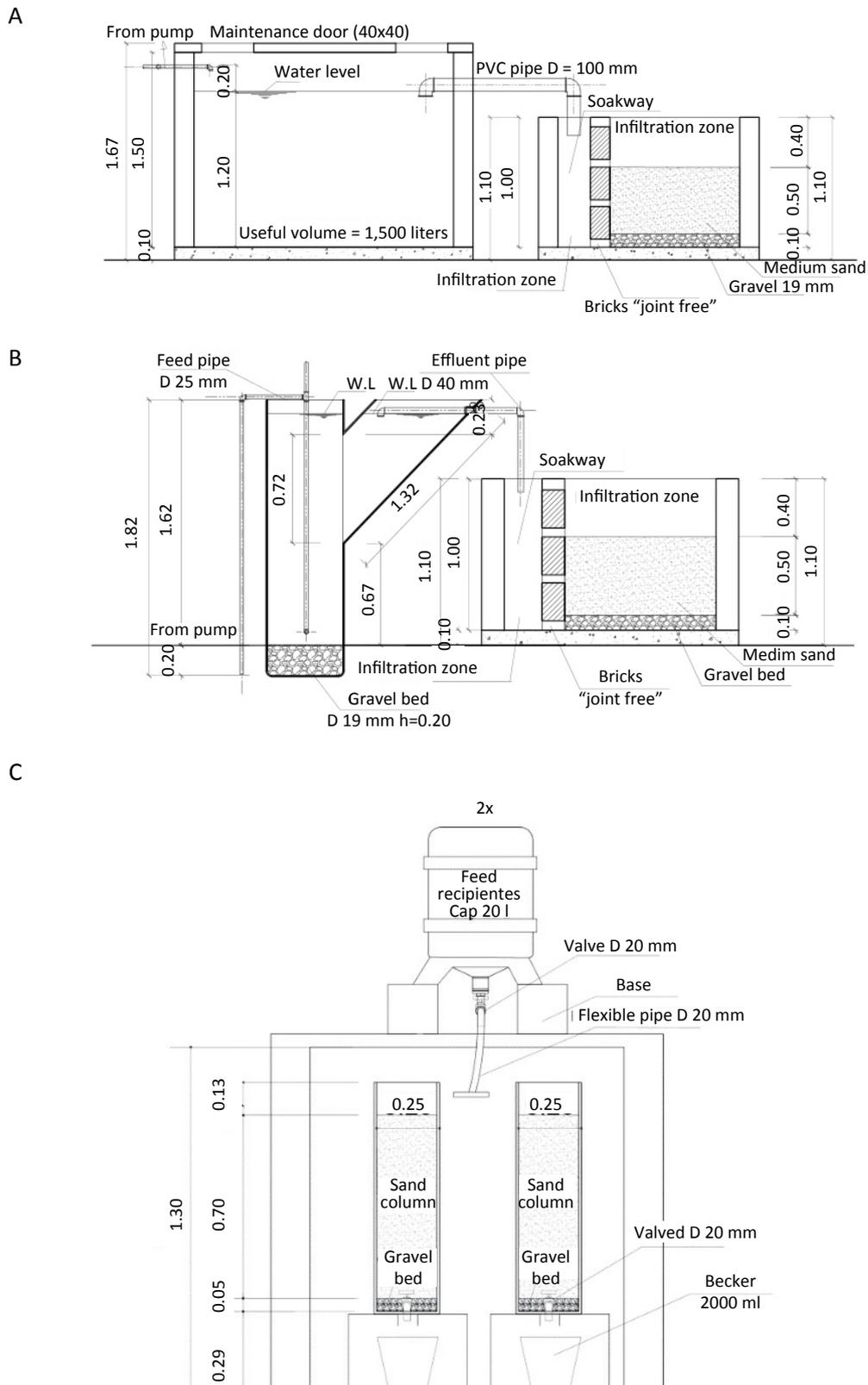


Figure 1 – Construction features of: A) ST+SUM1; B) UASB+SUM2; C) the laboratory scale system.

$$T_f = \left[\frac{[19.6 - 13.9 \log(TSSLR)]}{[5.257 \times 10^{-6} \times COD_i^{1.318} \times Dd^{1.120} \times HLR^{0.343}]} \right]^{1.053} \quad (1)$$

Where:

T_f : Period of operation until failure (days);

TSSLR: Total suspended solids loading rate ($\text{g TSS} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$);

COD_i : Influent Chemical Oxygen Demand (COD) concentration ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$);

Dd : Dosing frequency ($\text{doses} \cdot \text{day}^{-1}$);

HLR: Hydraulic loading rate ($\text{m} \cdot \text{day}^{-1}$)

Infiltration tests on the SUMB1 and SUMB2 soakaways

The infiltration tests performed at laboratory scale under controlled conditions (SUMB1 and SUMB2) aimed to confirm the results obtained from the pilot scale soakaways operating with the Septic Tank (ST) and UASB reactor effluents to determine the variation in infiltration flow ($\text{L} \cdot \text{min}^{-1}$) during the test periods of 60 minutes.

Phase II studies

In the second phase, raw sewage was pumped via a wet well from the eastern wastewater interceptor of the city using a submersible pump (1/4 hp) to an equalization reservoir with a capacity of 1,000 L and finally pumped intermittently (using a timer control), to the pilot-scale domestic wastewater treatment systems (DWTS), to simulate a household

The physicochemical and infiltration tests results were statistically treated by determining the dispersion and central tendency. The results were also submitted to:

- descriptive statistics;
- analysis of variance (ANOVA), single factor at the significance level of 5% (SOKAL & ROHLF, 1981).

flow patterns with an average total flow of $270 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$. The DWTS was composed of two types of units. The first was a brick built septic tank (ST) with a working volume of 1,500 L and the second, a UASB reactor made of fiberglass with an operational volume of 355 L. Both systems were followed by brick soakaways (Figures 1A and 1B).

Infiltration tests with pilot scale soakaways SUM1 and SUM2

The pilot scale experimental soakaways (SUM1 and SUM2) were respectively fed with treated effluent from the ST and UASB reactors with an average flow of $270 \text{ L} \cdot \text{day}^{-1}$. The infiltration tests were performed in two stages. During the first stage, 90 L of effluent were applied to the soakaways daily during a 60 minutes period for 10 days. In the second phase, infiltration tests were performed weekly between December 2011 and March 2012. The soakaway feed zone (SFZ) had a built length of 25 cm, a width of 100 cm and a 100 cm depth, with useful volume of 250 L. The Soil Infiltration Zone (SIZ) had a built length of 70 cm, a width of 100 cm, and a depth of 100 cm. It was packed with a basal layer

of gravel/aggregate (No. 19) and an upper infiltration layer of sand 50 cm deep.

During the infiltration tests, variations of recovered infiltrated volume and the infiltration rates ahead of the soakaways, through a pipeline set, were monitored.

The actual infiltration tests involved applying the effluents (90 L), to each of the soakaways, and measuring the time for filling and discharging the accumulated infiltrated volume (liter by liter), over the 60 minutes test period. Figure 1 presents the construction features of both DWST [TS+SUM1 (a) and UASB+SUM2 (b)] and of the laboratory bench scale confirmatory experiments (c).

Physicochemical analyses

Analyses of solids and their fractions were made weekly during the 15 days of laboratory scale experiments and during a period of nine months (July 2011 to April

2012) for COD and solids and their fractions for the pilot scale systems experiments using the methodology according to APHA, AWWA and WPCF (1995).

RESULTS AND DISCUSSION

Infiltration rates

Using the results obtained at pilot scale, it was possible to create a profile of filling and discharging effluents in the SFZ, as well as the infiltration volume profile for the SIZ during the 60 minutes period. The effective volume (V_{ei}) of infiltrated effluent through SUM1 and SUM2 was given by Equation 2:

$$V_{ei} = [(L_i - L_f) \cdot 0.25 \times 0.96] \times 1000 \quad (2)$$

Where:

V_{ei} : Volume effectively infiltrated and discharged through the soakaways (liters);
 L_f : Final wastewater level in the SFZ piezometer (meters);
 L_i : Initial wastewater level in the SFZ piezometer (meters).

The infiltration flow rate of the soakaways was calculated through Equation 2, while the infiltration rate in the SFZ's was given by Equation 3:

$$Q_i = (\Delta_i - \Delta_f) / (\Delta t_i - \Delta t_f) \quad (3)$$

Where:

Q_i : Infiltration effluent flow rate in the experimental soakaways ($L \cdot \text{min}^{-1}$);

Δ_i : Initial recovered volume (Liters);
 Δ_f : Final recovered volume (Liters);
 Δ_t : Accumulated time for initial volume recovery (minutes);
 Δ_{t_f} : Accumulated time for final volume recovery (minutes).

$$T_i = (L_i - L_f) / (\Delta t_i - \Delta_{t_f}) \quad (4)$$

Where

T_i : Infiltration rate in the experimental soakaways ($\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$);
 L_f : Final wastewater level in the SFZ piezometer (meters);
 L_i : Initial wastewater level in the SFZ piezometer (meters);
 Δ_{t_i} : Accumulated time for initial volume recovery (minutes);
 Δ_{t_f} : Accumulated time for final volume recovery (minutes).

Figure 2 shows the correlation between VSS accumulation and the infiltration rate in both soakaways SUM1 and SUM2, as well as between the infiltrated volumes and VSS accumulation in both soakaways SUMB1 and SUMB2. The infiltration rate variations, as well as the infiltration profile of the effluent's edge inside SFZ of SUM1 and SUM2, are presented in Figure 3, while Figure 4 shows failure predictive modeling for SUM1, SUM2, SUMB1 and SUMB2 soakaways.

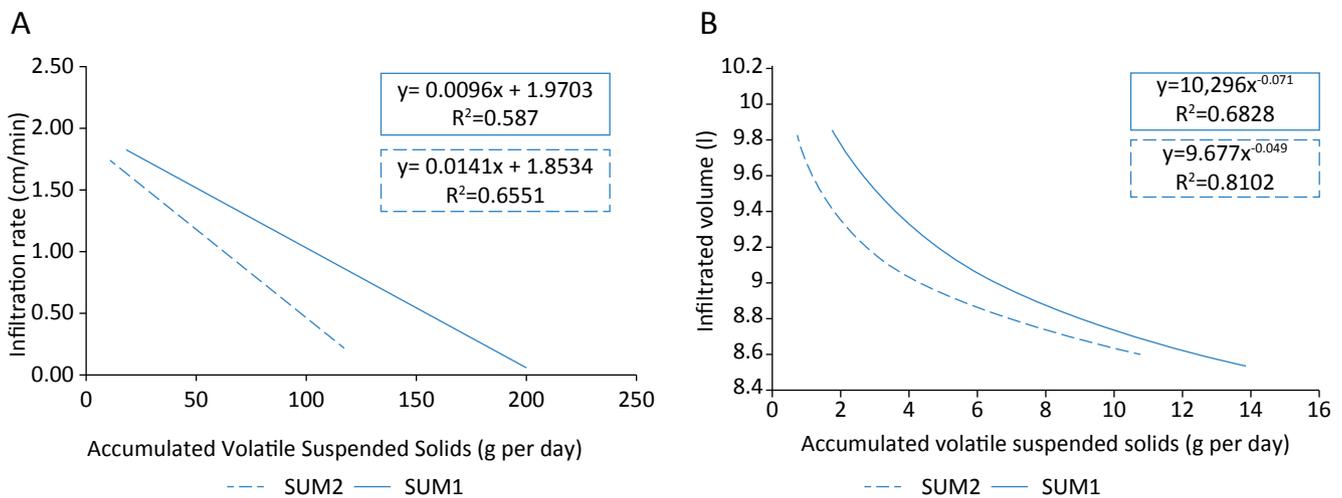


Figure 2 – Infiltration rate against accumulation of VSS in SUM1 and SUM2 soakaways (A) and infiltration volume against VSS accumulation in SUMB1 and SUMB2 laboratory scale soakaways (B).

Variations in COD and solids in the DWTS effluents

The concentration of COD, TSS and VSS of the pre-treated effluents prior to soil infiltration plays an important role in the magnitude of soil infiltration failure (LEVERENZ; TCHOBANOGLOUS; DARBY, 2009; PAVELICK *et al.*, 2011).

The ST and UASB reactors produced effluents with average COD concentrations of 183 mg.L⁻¹ and 171 mg.L⁻¹, respectively, which were not significantly different ($p=0.333$).

The DWTS were fed with raw sewage (RS) with a concentration of total suspended solids (TSS) varying between 62 and 216±45 mg.L⁻¹. The average concentrations of TSS in the TS and UASB effluents were 32±11 mg.L⁻¹ and 20±7 mg.L⁻¹ respectively. Analysis of variance showed no significant difference between concentrations of TSS in RS and ST effluent ($p=0.07258$). In contrast, the reduced TSS concentration in the UASB effluent was significantly different ($p=0.0463$). In terms

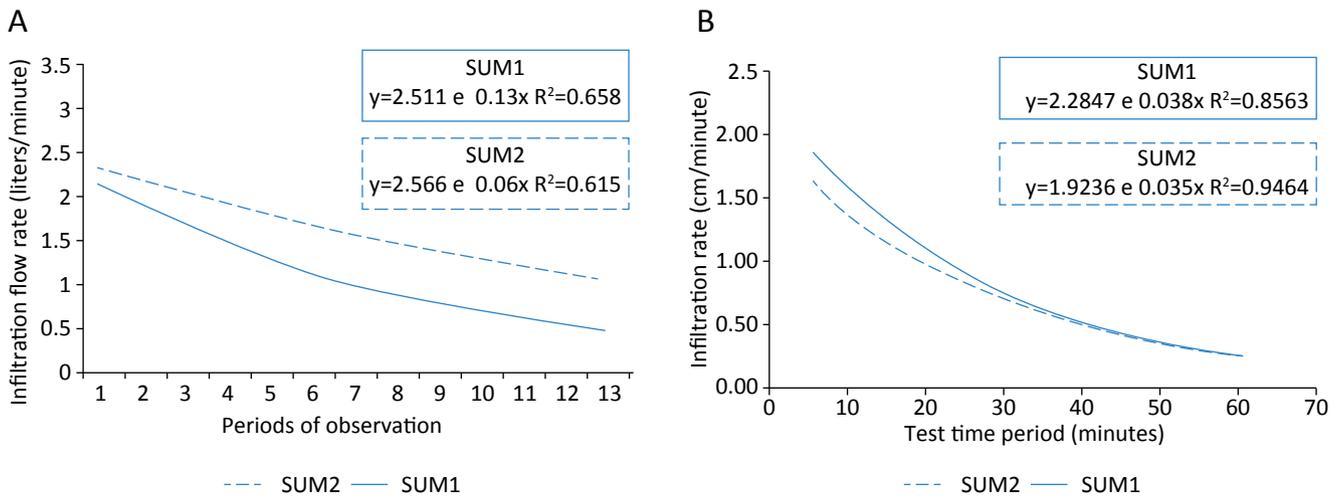


Figure 3 – Infiltration flow rate plotted against period of operation (A) and the infiltration rate profile during the 60 minute test period (B) of the experimental soakaways SUM1 and SUM2.

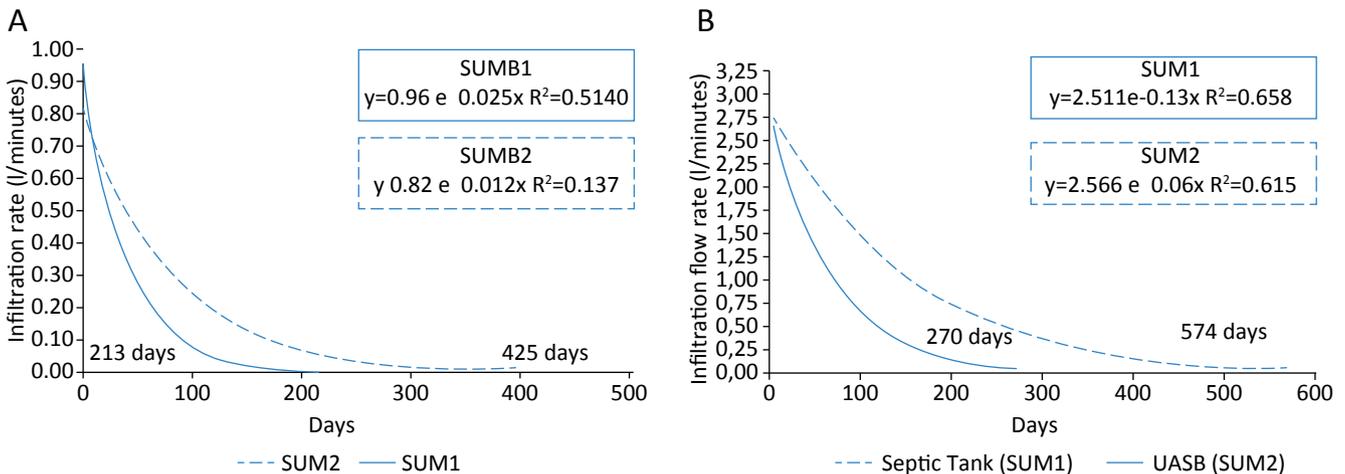


Figure 4 –Failure modeling of experimental soakaways SUM1, SUM2 (A) and SUMB1 and SUMB2 (B).

of VSS concentrations, the final effluents of the two DWTS, were significantly different ($p=0.000118$) with average concentrations for SUM1 of $29\pm 9 \text{ mg.L}^{-1}$ and $19\pm 6 \text{ mg.L}^{-1}$ for SUM2.

Pedescoll *et al.* (2011) demonstrated a significant correlation between hydraulic conductivity reduction and the accumulated suspended solids loading rate. The correlation between the infiltration rate and the volatile

suspended solids accumulation in the soakaways SUM1, SUM2 (Figure 2A) confirmed the influence of volatile suspended solids accumulation in hydraulic conductivity reduction. (OKUBO & MATSUMOTO, 1983; VIVIANI & LOVINO, 2004; BEAL *et al.*, 2006; PEDESCOLL *et al.*, 2011). The good correlation between the decrease of infiltrated volume in time and the volatile suspended solids accumulation in the soakaways SUMB1 and SUMB2 also confirmed the same influence (Figure 2B).

Performance of experimental soakaways (SUM1 and SUM2)

During test's carrying out, the infiltration rate and the recovered volume had been monitored and presented a tendency

to decrease as long as liquid percolation capacity reduced as a result of the continual decrease of hydraulic conductivity.

Variations in infiltration volumes and rates

The difference between the averages recovered infiltration volumes of 39.62 and 62.87 L, respectively ($p=3.10^{-5}$), for SUM1 and SUM2 was significant. This suggests a greater clogging tendency for SUM1. Okubo and Matsumoto (1983) evaluated the influence of suspended solids (SS) concentration due to synthetic effluent infiltration in sand columns, showing that the increase of SS concentration reduced significantly the accumulated volume over successive days of infiltration.

The infiltration flow rate measured in terms of percolated volume variation over time in SUM1 and SUM2 soakaways (Figure 3A) showed significant difference with average values, respectively, of 1.26 and 1.97 L.min^{-1} ($p=0.016$). Taking into account the average loaded quantity of VSS in SUM1 and SUM2 soakaways, respectively of 19.15 and 12.38 g.day^{-1} with significant difference ($p\text{-value}=0.019$), it can be suggested that clogging tendency observed in TS soakaway may be related to the most substantial amount of VSS in SUM1 when compared to SUM2 accumulated VSS which has been fed with UASB effluent. The infiltration rate calculated observed in SIZ piezometer, varied between 0.22 cm.min^{-1} (13.45 cm.h^{-1}) and 2.23 cm.min^{-1} (127.74 cm.h^{-1}) in SUM1 and from 0.20 cm.min^{-1} (11.80 cm.h^{-1}) to 1.73 cm.min^{-1} (103.78 cm.h^{-1}) in SUM2.

Figure 3A shows the correlation between the infiltration flow rate and the operation period, with each observation carried out for nine days in SUM1 and SUM2, along with the infiltration SIZ profile in SUM1 and SUM2 soakaways (Figure 3B).

Performance of SUMB1 and SUMB2 soakaways

The infiltration flow rate observed in SUMB1 and SUMB2 had maximum and minimum values respectively of $0.85\text{--}0.62 \text{ L.min}^{-1}$ and $1.01\text{--}0.59 \text{ L.min}^{-1}$, with average values of

0.717 and 0.755 L.min^{-1} . The infiltration failure modeling of SUMB1 and SUMB2 ($R^2=0.613$ and 0.514 respectively), confirmed the tendency of SUMB1 to clog before SUMB2.

Hydraulic failure modeling

Estimates of infiltration failure were modeled for the pilot scale soakaways and confirmed by the LRE's tests using empirically adjusted models. Equations 5 and 6 were used to model clogging for SUM1 and SUM2, while Equations 7 and 8 were used for SUMB1 and SUMB2 respectively.

$$T_i = 2.511 \cdot e^{-0.13t} \quad (5)$$

$$T_i = 2.566 \cdot e^{-0.06t} \quad (6)$$

$$T_i = 0.8200 \cdot e^{-0.0128t} \quad (7)$$

$$T_i = 0.965 \cdot e^{-0.0248t} \quad (8)$$

Where:

T_i : Infiltration rate (L.min^{-1});

t : Time of operation (days);

e = invariable number of the exponential function, equal to 2,71828182845904.

Based on Equations 5 and 6, infiltration failure prediction for SUM1 and SUM2 shown in Figure 4A was, respectively, of 270 and 574 days, with significant difference between these soakaways ($p=0.016$). However, the application of Equations 7 and 8 showed a prediction a little lower than that presented formerly in Equations 5 and 6. The prediction of failure for SUMB1 and SUMB2 was, respectively of 213 and 425 days (Figure 4B). Results suggest confirmation of gradual soil matrix obstruction in SUM1, probably due to significant effluent amount of TSS and VSS, considering that effluent organic load is reported as responsible for a superficial bio zone formation which may reduce hydraulic conductivity by 1-3 orders of magnitude (BUMGARNER & MCCRAY, 2007).

Results obtained by applying experimental data to the Leverenz, Tchobanoglous and Darby (2009) predictive model (Equation 4) confirmed the data of both bench and pilot scale soakaway studies. The absolute differ-

ence between all the tested experimental soakaways was around 3% and 0.91% when applying the results to the Leverenz, Tchobanoglous and Darby (2009) model.

The experimental data that suggested failure due to relative clogging gave the relative difference between SUM1 and SUM2 of 53%. Whilst using the Leverenz, Tchobanoglous and Darby (2009) model, the relative difference was 58%. Likewise, at laboratory scale, the experimental results for SUMB1 and SUMB2 gave relative differences of around 50% against 57% when applying the Leverenz model to the soakaway data.

The greater observed values for predictive hydraulic failure of the pilot scale soakaways can be explained by the greater capacity of hydraulic conductivity recovery and its corresponding infiltration rate, due to non-controlled experimental conditions, e.g., direct solar radiation, temperature variation and wind convective effects at the experimental site (PAVELICK *et al.*, 2011).

CONCLUSIONS

The effluents produced from a household sized UASB reactor and a single household septic tank achieved similar COD_{total} removals ($p=0.1533$) which may not have played an important role regarding the differences between soakaway clogging processes.

The low concentration of VSS, at a significance level of 5% ($p=0.000118$), in the UASB effluent compared to that of ST effluent, with respective averages of 29 ± 9 mg.L⁻¹ and 19 ± 6 mg.L⁻¹ could account for the lower clogging tendency of the UASB soakaway during the infiltration tests.

Infiltration flow rates in the pilot scale soakaways SUM1 and SUM2 showed significant differences with respective mean values of 1.26 and 1.97 L.min⁻¹ ($p=0.016$).

Infiltration rates of the laboratory scale soakaways SUMB1 and SUMB2, operated under controlled conditions, has predicted the hydraulic infiltration failure of SUMB1 before SUMB2.

The increased clogging tendency of SUMB1 over SUMB2 confirmed the pilot scale studies with SUM1 and SUM2, suggesting that soakaways constructed to treat the effluent from household ST's at real scale in sandy soils will tend to clog 50 to 58% faster than those treating household UASB effluents.

Prediction modeling of the clogging of soakaways in sandy soil, taking into account the influence of organic load in terms of COD, SS and also hydraulic loading rate, and daily dosing regimens (LEVERENZ; TCHOBANOGLIOUS; DARBY, 2009) confirmed the clogging rates based on experimental data.

The good correlation found between the average infiltration rate, the number of days of operation, and the increased clogging rate (58%) obtained for the pilot scale soakaway treating ST effluent predictions, suggests that the household UASB reactor is a promising alternative to septic tanks for treatment prior to effluent soil disposal in household decentralized wastewater treatment systems.

ACKNOWLEDGEMENT

The authors thank CAPES and CNPq for research funding and productivity grants.

REFERENCES

- AL-SHAYAH, M.; MAHMOUD, N. Start-up of an UASB-septic tank for community on-site treatment of strong domestic sewage. *Bioresource Technology*, v. 99, p. 7758-7766, 2008.
- APHA; AWWA; WPCF. *Standard Methods for the Examination of Water and wastewater*. 15. ed. Washington, D.C.: American Public Health Association/American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1995.
- BEAL, C. D.; GARDNER, E. A.; KIRCHHOF, G.; MENZIES, N. W. Long-term flow rates and bio mat zone hydrology in soil columns receiving septic tank effluent. *Water Research Journal*, v. 40, p. 2327-2338, 2006.
- BUMGARNER, J. R.; MCCRAY, J. E. Estimating biozone hydraulic conductivity in wastewater soil-infiltration systems using inverse numerical modeling. *Water Research*, v. 41, p. 2349-2360, 2007.
- CRITES R., TCHOBANOGLOUS G. *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. Boston: McGraw-Hill, 1998.
- KIM, J.-W.; CHOI, H.; PACHEPSKY, Y. A. Biofilm morphology as related to the porous media clogging. *Water Research*, v. 44, p. 1193-1201, 2010.
- LEVERENZ, H. L.; TCHOBANOGLOUS, G.; DARBY, J. L. Clogging in intermittently dosed sand filters used for wastewater treatment. *Water Research*, v. 43, p. 695-705, 2009.
- LOFRANO, G.; BROWN, J. Wastewater management through the ages: a history of mankind. *Science of the Total Environment*, v. 408, p. 5254-5264, 2010.
- MOUSSAVI, G.; KAZEMBEIGI, F.; FARZADKIA, M. Performance of a pilot scale up-flow septic tank for on-site decentralized treatment of residential wastewater. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 88, p. 47-52, 2010.
- OKUBO, T.; MATSUMOTO, J. Biological clogging of sand and changes of organic constituents during artificial recharge. *Water Research*, v. 17, n. 7, p. 813-821, 1983.
- PARTEN, M. *Planning and installing sustainable onsite wastewater systems*. New York: McGraw-Hill, 2010.
- PAVELICK, P.; DILLON, P. J.; MUCHA, M.; NAKAI, T.; BARRY, K. E.; BESTLAND, E. Laboratory assessment of factors affecting soil clogging of soil aquifer treatment systems. *Water Research*, v. 45, p. 3153-3163, 2011.
- PEDESCOLL, A.; CORZO, A.; ÁLVAREZ, E.; GARCÍA, J.; PUIGAGUT, J. The effect of primary treatment and flow regime on clogging development in horizontal subsurface flow constructed wetlands: an experimental evaluation. *Water Research*, v. 45, p. 3579-3589, 2011.
- RICE, R. C. Soil clogging during infiltration of secondary effluent. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 46, n. 4, p. 708-716, 1974.
- RODRIGUES, R. A.; MOLINA JÚNIOR, V. E.; LOLLO, J. A. Influência dos constituintes do esgoto no colapso de um solo arenoso. (Wastewater constituents influence over Sandy soil collapse). *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, n. 1, p. 29-36, 2010.
- SABRY, T. Evaluation of decentralized treatment of sewage employing Up flow Septic Tank / Blaffled Reactor (USBR) in developing countries. *Journal of Hazardous Materials*, v. 174, p. 501-505, 2010.
- SIEGRIST, R. L.; MCCRAY, J. E.; LOWE, K. S. Wastewater infiltration into soil and the effects of infiltrative surface architecture. *Small Flow Quarterly*, v. 5, n. 1, p. 29-39, 2004.
- SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. *Biometry: the principles and practice of statistic in biological research*. 2. ed. San Francisco: W. H. Freeman and Company, 1981.
- THULLNER, M. Comparison of bio clogging effects in saturated porous media within one- and two-dimensional flow systems. *Ecological Engineering*, v. 36, p. 176-196, 2010.
- VIVIANI, G.; LOVINO, M. Wastewater reuse effect on soil hydraulic conductivity. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, v. 130, p. 476, 2004.

ÁREAS VERDES PÚBLICAS URBANAS E SUA RELAÇÃO COM A MELHORIA DA QUALIDADE DE VIDA: UM ESTUDO DE CASO EM UM PARQUE ECOLÓGICO URBANO NA CIDADE DE FORTALEZA (CEARÁ, BRASIL)

URBAN PUBLIC GREEN AREAS AND ITS RELATION TO IMPROVEMENT OF QUALITY OF LIFE:
A CASE STUDY IN A URBAN ECOLOGICAL PARK IN THE CITY OF FORTALEZA (CEARÁ STATE, BRAZIL)

Sabrina Moraes de Lima

Graduada em Ciências Ambientais pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Estudante de Especialização em Planejamento e Gestão Ambiental pela Universidade Estadual do Ceará (UECE).

Danielle Sequeira Garcez

Bióloga pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Mestre em Biologia de Água Doce e Pesca Interior pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). Doutora em Geografia pela UFRJ. Professora adjunta do Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), da UFC.

Endereço para correspondência:

Danielle Sequeira Garcez – Avenida da Abolição, 3.207 – Meireles – 60165-081 – Fortaleza (CE) – Brasil – E-mail: daniellegarcez@ufc.br

Recebido: 22/12/2015

Aceito: 17/03/2017

RESUMO

O presente estudo buscou identificar as funções desempenhadas pelo Parque Ecológico do Rio Cocó como área verde pública urbana de Fortaleza, Ceará, e analisou de que forma essas funções contribuem para a melhoria da qualidade de vida daqueles que utilizam o espaço. Entrevistas realizadas por aplicação de formulários, com 64 usuários do parque, confirmaram a importância dada pelas pessoas às áreas verdes em razão de seu papel para uma boa qualidade de vida. A esta foram associados: “práticas esportivas e atividades físicas”; “segurança pública”; “presença de parques, praças e áreas verdes”; “contato com a natureza”; “educação de qualidade”; “acesso à água potável”; “sucesso nas relações interpessoais”; “bom convívio familiar”; “realização profissional”; e “moradia adequada”. Este estudo também revelou a insatisfação dos entrevistados quanto ao número de áreas verdes em Fortaleza, mas o Parque Ecológico do Cocó destacou-se, entre as demais áreas disponíveis, como um espaço almejado dentro da estrutura urbana da cidade.

Palavras-chave: parques urbanos; qualidade ambiental; bem-estar social.

ABSTRACT

This study aimed at identify the functions of Coco River Ecological Park as urban green area of Fortaleza, Ceará, Brazil, and examined how these functions contribute to increase the quality of life of park users. This research interviewed 64 people about the importance of the Coco River Ecological Park. According to the answers provided, it was confirmed the significance of urban green areas for a good quality of life. The most important items were: “sports and physical activities”; “public security”; “parks, squares and green areas”; “contact with nature”; “quality of education”; “access to potable water”; “success in interpersonal relationships”; “good family relationship”; “professional achievement”; and “adequate dwelling house”. This study also revealed the disappointment of the interviewees with the number of green areas in Fortaleza, but the Coco River Ecological Park was highlighted among the other green areas available as a desired space inside the city.

Keywords: urban parks; environmental quality; social welfare.

INTRODUÇÃO

A abordagem relacionada às áreas verdes urbanas é bastante complexa em razão das similaridades e da falta de consenso nas diferenciações entre os termos, como “áreas verdes”, “áreas livres”, “espaços abertos”, “sistemas de espaços livres”, “arborização urbana” e tantos outros, permitindo várias interpretações e perspectivas de análise. De modo geral, as áreas verdes são definidas como “locais de domínio público com atributos ambientais, fauna e flora, e que são encontradas no meio urbano, como em parques e praças, sendo capazes de propiciar atividades de lazer ao ar livre” (GUZZO, 1999). De acordo com o art. 8, § 1º, da Resolução CONAMA nº 369/2006, considera-se área verde de domínio público “o espaço de domínio público que desempenhe função ecológica, paisagística e recreativa, propiciando a melhoria da qualidade estética, funcional e ambiental da cidade, sendo dotado de vegetação e espaços livres de impermeabilização” (BRASIL, 2006). Essas áreas verdes estão presentes em várias situações: em áreas de preservação permanente (APP); nos canteiros centrais; nas praças, parques, florestas e unidades de conservação (UC) urbanas; nos jardins institucionais; e nos terrenos públicos não edificadas (Ministério do Meio Ambiente). A Lei nº 9.985, de 8 julho de 2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), apresenta a definição de “parque”— área verde urbana considerada neste estudo — como categoria de unidade de conservação que compreende o grupo de Unidades de Proteção Integral e tem como objetivo “a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, possibilitando a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação em contato com a natureza e de turismo ecológico” (BRASIL, 2000).

Com o atual crescimento acelerado das cidades, paralelo ao inadequado planejamento urbanístico, as áreas verdes naturais estão sendo progressivamente reduzidas na paisagem urbana. As cidades brasileiras, em sua maioria, passam por um período de acentuada urbanização, fator que reflete negativamente na qualidade de vida da população (LOBODA & DE ANGELIS, 2005).

Nos últimos anos, os estudos sobre áreas verdes vêm sendo associados à questão ambiental urbana. Os tra-

balhos de Lima (2007) e Bargas (2010), por exemplo, ambos no estado de São Paulo, abordam a importância das áreas verdes para a qualidade ambiental. Tal foco sobre os problemas ambientais, sobretudo nas últimas décadas, vem sendo uma constante obrigatória no cotidiano das cidades (LOBODA & DE ANGELIS, 2005).

Entre as funções das áreas verdes urbanas, Guzzo e Cavalheiro (2000) consideram três principais: ecológica, estética e social. A função ecológica está associada às contribuições da vegetação na composição atmosférica urbana, no equilíbrio solo-clima e na atenuação de níveis de ruído; também se relaciona à composição urbana de fauna e flora e aos serviços ecossistêmicos prestados. A função estética, por sua vez, está ligada ao embelezamento da região em que a área verde está inserida, a partir da diversificação da paisagem. Já a função social está intimamente relacionada com as inúmeras possibilidades de lazer, práticas esportivas, culturais e de sociabilidade que essas áreas oferecem à população.

Além dessas, Andrade (2010) considera que as áreas verdes desempenham funções educativa e psicológica. A função educativa está relacionada com a potencialidade em oferecer o desenvolvimento de atividades extraclasse, por exemplo, programas de educação ambiental. A função psicológica ocorre quando os usuários, em contato direto com os elementos naturais dessas áreas, relaxam, tendo um aumento na sensação de bem-estar.

Nos ecossistemas urbanos, onde as condições naturais se encontram parcial ou completamente alteradas, as áreas verdes desempenham papel fundamental na amenização de problemas ambientais, representando um recurso bastante valioso para a melhoria da qualidade de vida, que está atrelada, ainda, a fatores reunidos na infraestrutura e no desenvolvimento econômico-social (LOBODA & DE ANGELIS, 2005).

O termo “qualidade de vida” foi rapidamente agregado ao vocabulário popular com várias formas de definição. O senso comum apropriou-se desse termo para resumi-lo em um padrão satisfatório de bem-estar na vida. Entretanto, levando-se em conta as inúmeras dimensões que o seu conceito pode incorporar, a área de

conhecimento em qualidade de vida ainda se encontra inserida em um contexto de construção de identidade (ALMEIDA *et al.*, 2012). Herculano *et al.* (2000), na busca de elaborar indicadores para avaliação de qualidade de vida, definem o termo como um conceito interdisciplinar, que agrega condições econômicas, ambientais, científico-culturais e políticas, as quais são construídas de forma coletiva, para que os indivíduos possam externar suas potencialidades.

Contudo, a área de conhecimento em qualidade de vida ainda se encontra em fase de construção. No sentido de valorizar parâmetros mais amplos que a diminuição da mortalidade ou o aumento da expectativa de vida, a compreensão sobre qualidade de vida, atualmente, abrange campos do conhecimento humano, social, biológico, econômico, político, da saúde, entre outros, de forma inter-relacionada. Para Almeida *et al.* (2012), inúmeros esforços podem ser percebidos na tentativa de definir esse campo de conhecimento, como compreender qualidade de vida a partir de esferas objetivas e subjetivas.

Sob o ponto de vista da esfera objetiva, Almeida *et al.* (2012) referem-se à busca de uma análise da realidade baseada em elementos quantificáveis e concretos, que podem ser transformados pela ação humana. Sob o ponto de vista da esfera subjetiva, os autores também levam em conta questões de ordem concreta, porém consideram variáveis históricas, culturais e de interpretação individual sobre as condições de bens materiais, relacionando-as a fatores emocionais, a expectativas e à percepção que os indivíduos têm de suas próprias vidas. Nesse caso, são consideradas questões não mensuráveis, como prazer, felicidade e tristeza.

A divisão de esferas de percepção em qualidade de vida busca simplificar a problemática da multidisciplinaridade presente em estudos acerca do tema. Diante de tal perspectiva, foram surgindo novas propostas nos estudos relacionados à qualidade de vida, sendo particularmente relevantes aqueles relativos à vida urbana, a qual está intimamente ligada à qualidade ambiental das cidades. As áreas verdes (como as dos parques urbanos) representam nesses casos, importantes mitigadores dos impactos decorrentes da crescente urbanização no que concerne ao seu papel socioambiental. Além de serem espaços abertos ao público para lazer e socialização, atividades físicas

e demais funções recreativas, desempenham funções ecológicas importantes na qualidade ambiental da cidade. De modo geral, o homem age constantemente sobre o meio em que vive a fim de sanar suas necessidades, e, muitas vezes, essas ações afetam direta ou indiretamente — de forma benéfica ou não — a sua própria qualidade de vida. Cada indivíduo percebe e reage de modo particular diante das ações sobre o meio, e, dessa maneira, as respostas ou manifestações a isso são resultado das percepções e formas de respostas às expectativas individuais. Assim, considerar a percepção ambiental a partir das respostas populares configura-se como um importante aliado para o poder público quanto à leitura da realidade social, sendo fundamental para que se possa compreender melhor a inter-relação entre a sociedade e o meio, bem como as expectativas, insatisfações e condutas coletivas (RODRIGUES *et al.*, 2012).

Na década de 1970, Jigme Singye Wangchuck, rei do Butão, elaborou a ideia de economia da felicidade (*Happiness Economics*) e definiu o conceito conhecido no Brasil como Felicidade Nacional Bruta (FNB). O rei pregava, com base na filosofia budista, que crescimento econômico isolado não deveria ser o objetivo principal da sociedade, mas a integração do desenvolvimento material com o psicológico, o cultural e o espiritual. Além do Butão, outros países já contam com indicadores de bem-estar, como Inglaterra, Canadá e Tailândia. Com base nisso, professores da Fundação Getúlio Vargas de São Paulo (FGV-SP), em parceria com o Movimento Mais Feliz e com a rede social *MyFunCity*, desenvolveram estudos, desde 2012, para criar um índice de Felicidade Interna Bruta (FIB) para o Brasil. A metodologia foi lançada, oficialmente, em março de 2013, e visou a mensurar as atuais necessidades e anseios dos brasileiros de cada região do país para conseguir definir o que é preciso para aumentar o bem-estar da população. O resultado foi o *Well Being Brazil* (WBB), o Índice de Bem-Estar Brasil. Segundo dados apresentados pela Associação Brasileira de Qualidade de Vida (ABQV), os primeiros resultados do WBB mostraram que a riqueza econômica não é o principal fator de felicidade da população. No mesmo ano, a Organização das Nações Unidas (ONU) realizou o estudo *World Happiness Report*, incluindo a “felicidade” e levantamentos de “bem-estar subjetivo” ao lado de dados sobre condições econômicas e de saúde, a fim de classificar os países mais

felizes do mundo; atualmente, o estudo se encontra em sua quinta edição.

Diante do contexto da oferta de áreas verdes públicas urbanas e seus reflexos no bem-estar da população,

este estudo teve por objetivo identificar funções ambientais e sociais desempenhadas pelo Parque Ecológico do Rio Cocó, em Fortaleza, Ceará, e a sua relação com a melhoria da qualidade de vida, a partir da percepção ambiental daqueles que o utilizam.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo: Parque Ecológico do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará

A cidade de Fortaleza, localizada no estado do Ceará, passa por uma constante expansão populacional, sofre com rápidas e constantes transformações em relação à verticalização (ALVES, 2013), e é hoje a quinta cidade mais populosa do Brasil, segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). De acordo com o censo demográfico, em 2010, Fortaleza tinha população de 2.452.185 habitantes (IBGE, 2010); dados mais atuais revelam uma população composta por 2.571.896 habitantes (IBGE, 2014). Paralelo ao crescimento populacional da cidade, Fortaleza vem sofrendo com a redução de sua cobertura vegetal. Nos anos de 1968 e 2003, o percentual de cobertura vegetal nativa e original era de 65,79 e 7,06%, respectivamente, conforme dados apontados pelo Inventário Ambiental de Fortaleza (PREFEITURA DE FORTALEZA, 2003).

Como área verde pública de expressividade na cidade de Fortaleza temos o Parque Ecológico do Rio Cocó (Figura 1), mais conhecido como Parque Ecológico do Cocó (ou somente Parque do Cocó). Sob administração estadual, é um dos mais importantes ambientes naturais do estado, tendo ampliado a área já existente do Parque Adahil Barreto; além disso, é considerado pela Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE) um dos maiores parques urbanos do Brasil com ecossistemas naturais.

Coleta e análise de dados

Foram levantadas informações sobre as áreas verdes públicas urbanas de Fortaleza e sua relação com a melhoria da qualidade de vida. Entre julho e setembro de 2014, foram feitas visitas ao Parque e aplicados 64 formulários a frequentadores, selecionados de forma aleatória, por meio de uma abordagem direta ao longo da trilha ecológica no turno da manhã.

O formulário era composto de 21 questões objetivas contendo: identificação do usuário, suas formas de

O parque foi criado em outubro de 1989, pelo Decreto estadual nº 20.253, compreendendo uma área de 1.046 ha (CEARÁ, 1989). Em 8 de julho de 1993, o Decreto nº 22.587 declarou de interesse social, para fins de desapropriação, as áreas destinadas à ampliação do parque, perfazendo um total de 1.155,2 ha (CEARÁ, 1993). Porém, até hoje, as propriedades privadas existentes dentro da poligonal proposta à época não foram desapropriadas, impedindo que a questão jurídica de delimitação do parque fosse resolvida. Entretanto, o atual governador do estado do Ceará, Camilo Santana, afirmou que a regulamentação do Parque do Cocó será uma das prioridades do seu mandato. O governador pretende ampliar a área, incorporando a ela trechos que estão sendo urbanizados nas margens do Rio Cocó. Essa área corresponde a cerca de 200 ha, a qual, somada aos 1.312,30 ha da delimitação proposta em estudo de 2008, elevaria o tamanho do parque para 1.512,30 ha.

Podem ser identificadas no parque várias unidades geoambientais, como: planície litorânea, planície flúvio-marinha e superfície de tabuleiros litorâneos (CEARÁ, 2010), englobando diversas espécies de vida animal e vegetal. O Parque do Cocó apresenta áreas disponíveis para atividades de lazer, esporte e cultura, contando com anfiteatro, quadras esportivas, pistas para caminhadas e corridas, campos de futebol, entre outros equipamentos.

uso do parque, percepção ambiental e de qualidade de vida, e aspectos socioeconômicos. Cada item foi avaliado em uma escala gradativa de notas de 1 a 5, sendo “1” muito ruim e “5” muito bom.

Em um estudo com o objetivo de analisar o conceito de qualidade de vida a partir da percepção dos moradores da cidade de Porto, em Portugal, Santos *et al.* (2002) definiram três perspectivas de análise para qualidade de vida. A primeira tem a ver com a distinção entre os as-

pectos materiais e imateriais da qualidade de vida, a segunda faz a distinção entre os aspectos individuais e os coletivos, e a terceira faz a distinção entre aspectos objetivos e subjetivos da qualidade de vida. Considerando tais perspectivas em análise de qualidade de vida, o formulário aplicado em campo continha, ainda, um quadro com 35 indicadores, dentre os quais cada entrevistado destacou dez que considerasse os mais importantes para sua boa qualidade de vida. Os indicadores compreendiam campos sociais, políticos, ambientais, pessoais e de serviços básicos. Buscou-se englobar indicadores que integrem os recursos indispensáveis para saúde e qualidade de vida definidos pela Carta de Ottawa; aqueles previstos nos domínios para aferir qualidade de vida avaliados pelo questionário *World Health Organization Quality of Life (WHOQOL)*, da Organização Mundial da Saúde (OMS); e indicadores propostos por Herculano (2000). Alguns indicadores novos, ainda não considerados anteriormente, como “turismo nacional e internacional”, “aceitação em redes sociais” e “consu-

mo de itens orgânicos”, foram incluídos por este estudo a fim de aferir se haveria aderência a eles. Assim, o quadro de indicadores para uma boa qualidade de vida entregue aos usuários do Parque Ecológico do Cocó durante as entrevistas realizadas por este estudo englobou, de forma aleatória, indicadores representativos dessas três perspectivas aplicadas no Porto. Foi possível aferir sobre as abordagens subjetivas da qualidade de vida, via análise individual, valorizando a percepção baseada na experiência pessoal e introspectiva dos usuários do parque.

Com o intuito de evitar certo padrão tendencioso nas respostas obtidas, foram feitas cinco versões do quadro de indicadores, alternando-se, aleatoriamente, a distribuição apresentada. O tempo de aplicação de cada questionário foi em média de 10 a 15 minutos. As respostas sobre percepções acerca da qualidade de vida e indicadores foram trabalhadas em função da frequência de respostas.

Localização do Parque do Cocó em Fortaleza, Ceará

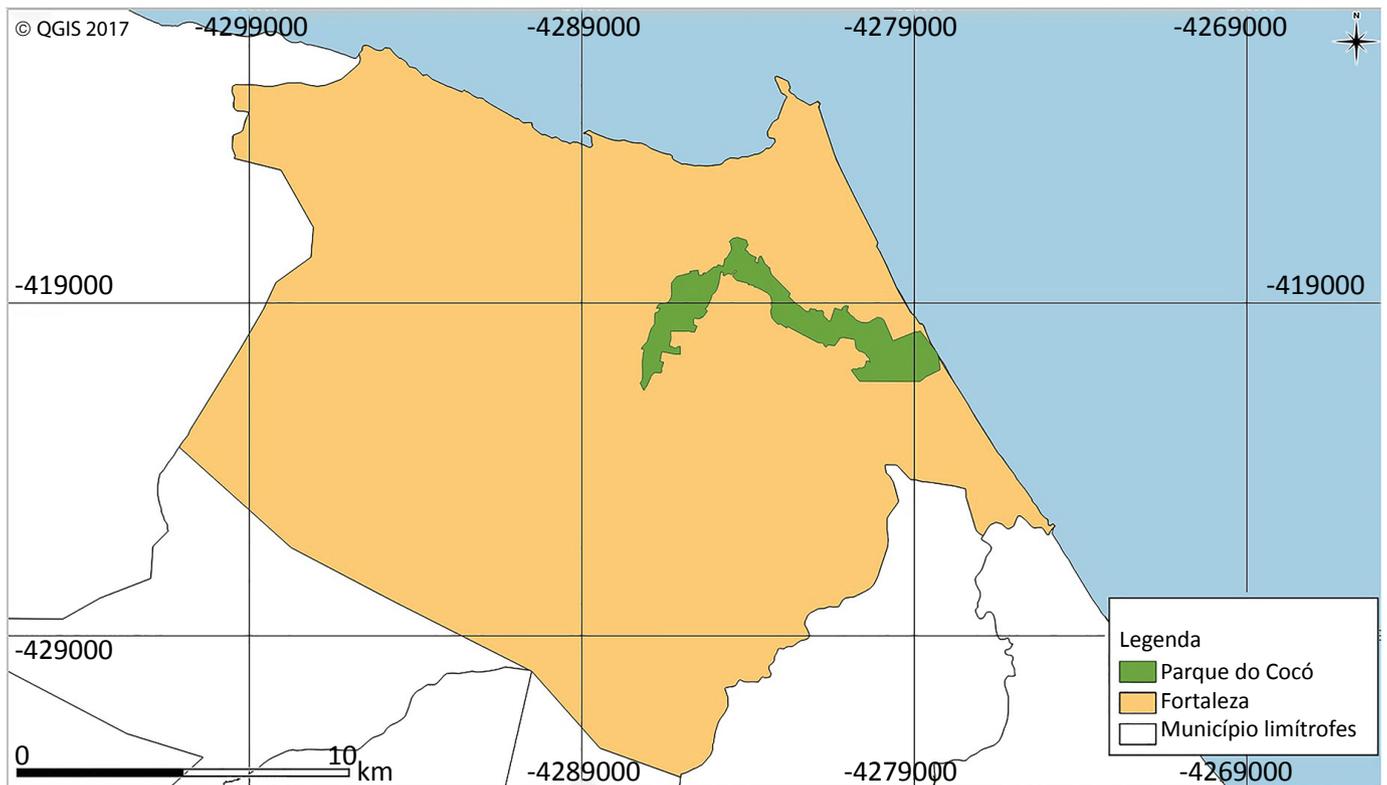


Figura 1 – Área do Parque Ecológico do Rio Cocó.

RESULTADOS

Os dez indicadores mais frequentemente citados para descrever uma boa qualidade de vida entre os usuários incluíram necessidades como: “práticas esportivas e atividades físicas”; “segurança pública”; “disponibilidade de parques, praças e áreas verdes”; “contato com a natureza”; “educação de qualidade”; “acesso à água potável”; “sucesso nas relações interpessoais”; “bom

convívio familiar”; “realização profissional”; e “moradia adequada” (Figura 2). Dentre os dez indicadores mais citados entre os usuários, dois estão relacionados ao meio ambiente: disponibilidade de parques, praças e áreas verdes, e contato com a natureza. Estes, juntos, representam cerca de 22,0% das respostas, e ocupam a terceira e a quarta posição entre os mais citados.

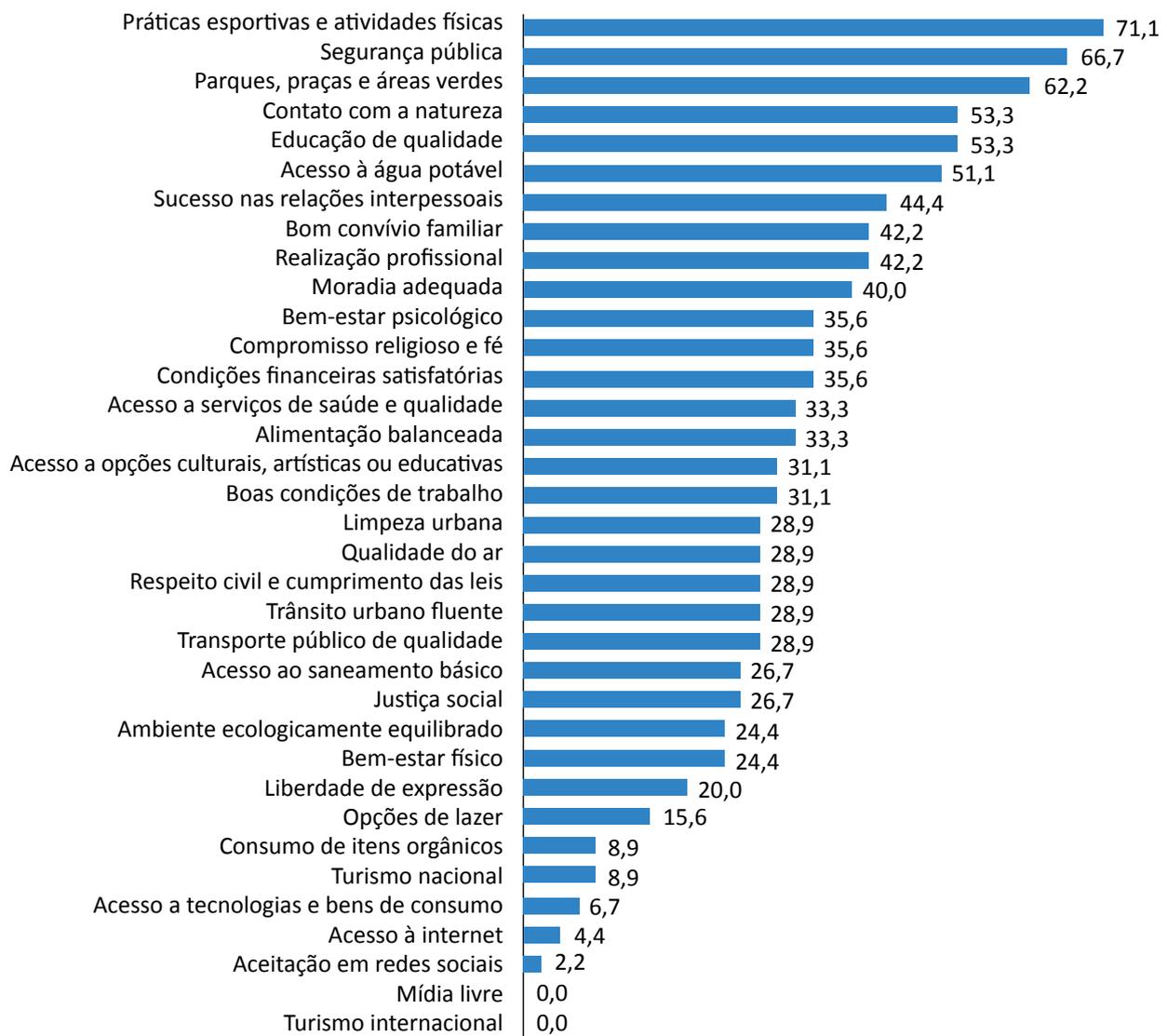


Figura 2 – Frequência relativa dos indicadores selecionados como os mais importantes para uma boa qualidade de vida pelos usuários entrevistados neste estudo.

Os itens “mídia livre” e “turismo internacional” não foram escolhidos durante as entrevistas.

Entre os 64 formulários aplicados no Parque do Cocó, foram identificados frequentadores provenientes de 26 bairros de Fortaleza (Aldeota, Barra do Ceará, Castelão, Cidade 2000, Cidade dos Funcionários, Cocó, Conjunto Palmeiras, Dunas, Edson Queiroz, Guarapés, Itaperi, Jardim das Oliveiras, Jardim Iracema, Joaquim Távora, Jôquei Club, José Bonifácio, Luciano Cavalcante, Meireles, Monte Castelo, Papicu, Parque Dois Irmãos, Parque-lândia, Passaré, Sapiranga, Padre Andrade e Serrinha) e de uma Região Metropolitana (Eusébio), e usuários de três cidades de outros estados brasileiros (Brasília, Porto Alegre e Minas Gerais). Os usuários — 27 homens e 37 mulheres — tinham entre 16 e 67 anos de idade. O Parque Ecológico do Cocó é utilizado por esse público principalmente para a realização de atividades físicas (64,0%), seguida por atividades de lazer (20,0%). Outras atividades citadas foram “contemplação da natureza” (12,0%), “realização de piquenique” (3,0%), “local para ponto de encontro” (1,0%). Dos usuários, 58,0% permanecem, em média, 1 hora no parque, 40% entre 1 e 2 horas, e apenas 2%, menos de 30 minutos.

Metade dos entrevistados utilizam o parque todos os dias ou semanalmente, e 46,4% apontaram a falta de tempo como o motivo de não o frequentarem mais, tendo sido afirmado por 95% das pessoas que, se pudessem, iriam ao local com maior frequência. A maioria dos entrevistados (88,6%) frequenta o parque acompanhado por familiares, amigos ou animais de estimação, e apenas 11,4% deles costumam frequentá-lo sozinhos.

Do total de entrevistados, sete estavam no parque pela primeira vez, mas afirmaram pretender voltar. Todos destacaram que o fato de o Parque do Cocó ser uma área verde em zona urbana foi fator determinante para a escolha como local para realização de suas atividades, por contribuir para a melhoria da qualidade de vida. Mais da metade dos entrevistados (53,1%) afirmaram não frequentar outras áreas verdes na cidade, e 84,1% classificaram o número de áreas verdes em Fortaleza como ruim ou precário; apenas 15,9% dos entrevistados o classificaram como bom, e nenhum o considerou muito bom.

Em relação aos benefícios que costumam sentir e/ou perceber durante o tempo que passam no parque, os usuários destacaram em ordem decrescente de citação: contato com a natureza (100,0%); sensação de bem-estar (98,4%); conforto térmico (90,6%); ar mais puro (89,1%); som dos pássaros (85,9%); conforto sonoro (85,9%) e atenuação de ruídos (60,9%). Mais da metade dos entrevistados (57,8%) já frequentaram uma ou mais vezes algum evento realizado no Parque do Cocó; 21,7% disseram nunca ter ido, mas afirmaram ter interesse em participar de algum; os outros 19,6% nunca foram e afirmaram não ter interesse em participar.

De forma geral, aspectos como limpeza, infraestrutura, segurança manutenção e arborização do parque foram classificados pelos usuários entre regular e ótimo, e as notas 3, 4 e 5 foram as mais frequentes. O aspecto “importância”, que se refere ao quão importante o usuário considera o Parque do Cocó para a cidade de Fortaleza, teve por unanimidade a nota máxima (Tabela 1).

Tabela 1 – Frequência de notas para diferentes aspectos do Parque do Cocó dadas pelos usuários entrevistados neste estudo.

Aspecto	Nota 1 (fi)	fri	Nota 2 (fi)	fri	Nota 3 (fi)	fri	Nota 4 (fi)	fri	Nota 5 (fi)	fri
Limpeza	1	1,6%	7	10,9%	16	25%	21	32,8%	19	29,7%
Infraestrutura	2	3,1%	5	7,8%	24	37,5%	16	25%	17	26,6%
Segurança	4	6,3%	11	17,2%	16	25%	15	23,4%	18	28,1%
Manutenção	3	4,7%	10	15,6%	24	37,5%	18	28,1%	9	14,1%
Arborização	0	0,0%	1	1,6%	6	9,4%	8	12,5%	49	76,6%
Importância	0	0,0%	0	0,0%	0	0,0%	0	0,0%	64	100%

fi: frequência absoluta; fri: frequência relativa; nota “x”: nota atribuída ao aspecto indagado.

DISCUSSÃO

As funções desempenhadas pelas áreas verdes, definidas por Guzzo e Cavalheiro (2000) e Andrade (2010), realizam papel fundamental na amenização de problemas socioambientais decorrentes da degradação dos sistemas naturais. Tais funções estão sendo desempenhadas pelo Parque Ecológico do Rio Cocó, observadas a partir dos resultados obtidos por este estudo. Além disso, podemos considerar o Parque do Cocó a herança cultural e ecológica mais importante da cidade de Fortaleza.

A literatura científica aborda inúmeras contribuições dos benefícios proporcionados pela arborização no meio urbano atribuídas à composição de sua fauna e flora, ao solo não impermeabilizado, e às funções e serviços ecossistêmicos prestados, como: redução da poluição do ar por meio de processos de oxigenação e ação purificadora por fixação de poeiras e materiais residuais; conservação da umidade dos solos, filtração da radiação solar, suavizando as temperaturas extremas; e amortecimento dos ruídos de fundo sonoro contínuo e descontínuo de caráter estridente. Não foi objetivo deste estudo identificar cada uma das funções ecológicas desempenhadas pelo Parque do Cocó; buscou-se, porém, a percepção dos usuários sobre os benefícios destacados, que pôde ser avaliada por meio das entrevistas. Entre os benefícios sentidos e/ou percebidos durante o tempo de permanência no parque, “conforto térmico”, “ar mais puro” e “conforto sonoro” apresentaram três das seis maiores frequências de citação. Tais benefícios são oriundos da função ecológica desempenhada pelo Parque do Cocó, mas também acabam contribuindo no desempenho da função psicológica, visto que, durante o tempo que permanecem no parque, os usuários estão sob condições térmicas e sonoras menos estressantes. Embora não tenha sido avaliada durante as entrevistas, não podemos deixar de ressaltar a importância do ecossistema manguezal que compõe boa parte da área do Parque do Cocó. Os manguezais são ecossistemas dinâmicos e frágeis, que estão entre os maiores produtores de matéria orgânica e desempenham diversas funções e serviços ambientais, como: proteção contra enchentes; proteção e controle contra erosão; proteção e controle contra salinização de lençóis freáticos; habitat e suporte a atividades de subsistência de comunidades tradicionais; produção de oxigênio; influência nos climas lo-

cais e no clima global, entre outros, o que aumenta a relevância da sua preservação.

A importância associada aos benefícios de regulação de temperatura torna-se mais significativa quando tratamos de uma cidade de clima tropical e em constante expansão populacional como Fortaleza. Um estudo realizado por Branco *et al.* (2012), com o objetivo de analisar o clima em áreas verdes de Fortaleza, apontou que o Parque do Cocó, em comparação com outras áreas verdes da cidade — como a do Campus do Pici, Passeio Público e Parque Pajeú —, foi a área que apresentou as menores temperaturas, 25,6 a 26,6°C (período chuvoso) e 24,9 a 26,9°C (período seco), em suas áreas internas e externas, respectivamente. Rocha (2014) avaliou indicadores ambientais físicos, químicos e biológicos para a qualidade ambiental de locais utilizados pela população fortalezense para a prática de atividades físicas e lazer. O estudo revelou ser fundamental a implantação de áreas verdes urbanas para a mitigação de problemas relacionados a desconforto térmico, ruídos e, também, material particulado em suspensão.

Já a função social está agregada às diversas possibilidades de lazer, opções culturais e artísticas, práticas esportivas, ou qualquer outra atividade que promova a socialização, ofertadas à população. De fato, como resultado das entrevistas, o Parque do Cocó é utilizado pela maioria das pessoas para práticas de atividades físicas, mas mais da metade já participou de algum evento de caráter cultural, artístico ou comemorativo realizado no espaço. Porém, o número de eventos promovidos pela prefeitura de Fortaleza no local vem diminuindo notoriamente, o que causa impacto direto nas opções de lazer da população. Outras opções de lazer observadas atualmente no parque estão relacionadas, em sua maioria, aos equipamentos dos parques infantis, à realização de piquenique, à trilha ecológica e aos campeonatos ou jogos amistosos promovidos nos campos de futebol e quadras, organizados pelos próprios moradores da região.

A função estética do Parque do Cocó está relacionada ao embelezamento da paisagem urbana, incorporando novas cores e contrastes à cidade de Fortaleza. A função estética é tão significativa que acaba valorizando a área ao seu redor. Atualmente, o metro

quadrado no bairro Cocó, por exemplo, é um dos mais caros da cidade de Fortaleza (em setembro de 2016, custava cerca de R\$ 6.622,00 /m²). No entanto, podemos observar certa contradição envolvendo a valorização estética das áreas verdes, visto que a especulação imobiliária é um dos grandes vilões da degradação desses sistemas. Existe uma relação decrescente quanto à oferta de área verde disponível e a demanda de construções ao redor do parque. Desde a sua criação, em 1989, o Parque do Cocó vem perdendo área tanto para o capital imobiliário, quanto para a construção de avenidas e, mais recentemente, viadutos. Em 2013, ambientalistas, militantes e pessoas da sociedade civil ocuparam o Parque do Cocó em protesto contra o desmatamento de uma área para a construção de viadutos. A ocupação durou 80 dias e foi bastante noticiada pelos veículos de comunicação. Porém, terminou de forma violenta: os ocupantes foram tirados à força pelo batalhão de choque da Polícia Militar do Ceará (PMCE) com balas de borracha e gases de efeito moral. Hoje em dia, as obras dos viadutos foram concluídas e estes se encontram em funcionamento, mas a ocupação de 2013 representou um marco histórico nos movimentos em defesa do Parque Ecológico do Cocó.

A função psicológica é percebida pelos usuários do parque por meio da interação com os elementos naturais das áreas verdes; pessoas em contato com o ambiente natural se sentem relaxadas. A sensação de bem-estar mental e contato com a natureza foram os benefícios mais citados. Podemos considerar que a busca da função psicológica figura entre os principais motivos que levam os usuários a frequentar o Parque do Cocó. Na percepção dos usuários, talvez, outros lugares disponíveis para a realização das mesmas atividades não propiciem a mesma sensação de bem-estar que pode ser sentida no Parque do Cocó, já que mais da metade dos entrevistados não frequentam outras áreas verdes da cidade. Também é importante salientar que a função psicológica obtida pelo acesso aos parques urbanos traz benefícios à saúde pública, pois atua como um antiestressante para a população.

Por fim, a função educativa do Parque do Cocó é desempenhada por escolas que usam a área para a realização de aulas de campo ao longo da trilha ecológica, e pelos serviços de guia oferecidos. Os resultados mostraram que existe uma consciência ambiental por parte

dos usuários entrevistados quanto à concordância da contribuição das áreas verdes para a melhoria da qualidade de vida. Assim, é importante implementar e difundir programas de educação ambiental que venham somar a essa consciência como instrumento essencial à preservação do parque e de demais áreas verdes, de forma geral.

É válido ressaltar que a magnitude das funções desempenhadas pelas áreas verdes nas cidades está intrinsecamente ligada à quantidade, à qualidade e à distribuição delas nos centros urbanos. Os usuários entrevistados representam uma parcela da população e de visitantes de Fortaleza e, em sua maioria, classificaram o número de áreas verdes na cidade como “ruim” ou “precário” — um resultado preocupante que nos leva a questionar a forma de distribuição da cobertura vegetal na cidade. Os estudos dos sistemas de áreas verdes, nos últimos anos, vêm sendo conduzidos no âmbito da questão ambiental urbana, de modo que contribuem para a melhoria da qualidade ambiental das cidades e, conseqüentemente, para a melhoria da qualidade de vida da sua população. A importância das áreas verdes para a qualidade ambiental foi trabalhada por Lima (2007) na cidade de Osvaldo Cruz, São Paulo, revelando o não cumprimento de sua finalidade em razão da inadequação à lei de parcelamento do solo e até mesmo à ausência de vegetação. Mais recentemente, no Nordeste, Andrade (2010) analisou sistemas de áreas verdes e a relação com a qualidade de vida, na cidade de Sousa, na Paraíba. O estudo de Andrade (2010), quanto à concordância das definições de qualidade de vida, verificou que elementos como “bons relacionamentos sociais”, “bons serviços e infraestrutura urbana”, “ambiente saudável e agradável”, dentre outros, apresentaram-se da mesma forma para a sociedade.

Assim como nos estudos mencionados, no quadro de indicadores, aplicado com os formulários de pesquisa aos usuários do Parque do Cocó, observamos que, atrelados a fatores econômicos, aspectos relacionados ao meio ambiente e sua qualidade estão se destacando e ganhando espaços cada vez maiores, principalmente quando a meta envolve a melhoria da qualidade de vida.

Os resultados do estudo desenvolvido por Santos *et al.* (2002) também mostraram que a maioria dos entrevistados (cerca de 80,0%) invocaram aspectos relacio-

nados ao meio ambiente, como disponibilidade de espaços verdes, limpeza urbana e ausência de poluição, como os mais relevantes para que uma cidade tenha boa qualidade de vida. Isso mostra uma considerável associação do conceito de qualidade de vida com a natureza que, nas cidades, pode ser representada pelos sistemas de áreas verdes urbanas.

“Práticas esportivas e atividades físicas” foi o indicador mais citado e também o tipo de atividade mais realizada no parque. Esse indicador está diretamente ligado a questões de saúde e bem-estar físico, colocando aspectos individuais da esfera subjetiva no topo das prioridades para que se tenha uma boa qualidade de vida. Logo, podemos observar que o Parque Ecológico do Cocó representa para os entrevistados o objeto mediador capaz de proporcionar a satisfação de três das dez principais necessidades para uma boa qualidade de vida. Os demais indicadores (“sucesso nas relações interpessoais”, “bom convívio familiar” e “realização profissional”) também representam concepções de subjetividade do indivíduo; “segurança pública”, “educação de qualidade”, “acesso à água potável” e “moradia adequada” representam parâmetros objetivos. Assim, o resultado dos dez indicadores mais citados revela o peso que a esfera subjetiva tem para as pessoas de Fortaleza na definição de qualidade de vida.

Conforme divulgado pelos resultados da aplicação do WBB na cidade de São Paulo, entre os 10 indicadores estudados e suas 68 variáveis, o indicador “meio ambiente” apresentou-se em sétimo lugar entre os indicadores avaliados em relação aos níveis de satisfação mais próximos dos níveis de relevância para a vida do entrevistado (DA SILVA *et al.*, 2013). Isso nos mostra que o conceito de qualidade de vida para a população e para pesquisadores está cada vez mais buscando pontos comuns. Vale destacar que este estudo incluiu indicadores ainda não citados em outros estudos, como “consumo de itens orgânicos”, “aceitação em redes sociais”, “turismo nacional” e “turismo internacional”. Entre estes, apenas “turismo internacional” e “mídia livre” não foram citados entre as respostas obtidas dos usuários do Parque do Cocó.

A discussão dessas questões é importante para a qualidade de vida urbana e pode ser um elemento adicional no apoio às tomadas de decisão quanto a estratégias e prioridades de ações do poder público. Vale ressaltar que a cidade de Fortaleza é composta de uma população que anseia usufruir de espaços verdes para a prática esportiva e de lazer. Enquanto os governantes não enxergarem a importância das áreas verdes públicas como elementos estruturadores do espaço urbano, a sociedade continuará demandando locais que preencham as lacunas ambientais e sociais.

CONCLUSÃO

A demanda por áreas verdes é imensa em Fortaleza, pois a cidade apresenta um índice de arborização estimado, atualmente, em 8 m² de área verde por habitante, um dos menores entre as capitais brasileiras. O número evidencia a precariedade de massa verde na cidade, estando bem abaixo do índice considerado o ideal pela Sociedade Brasileira de Arborização Urbana (SBAU), de 15 m² de área verde por habitante.

As entrevistas realizadas com os usuários do Parque Ecológico do Rio Cocó confirmaram, por meio da percepção ambiental, a importância dada por habitantes de centros urbanos para o papel das áreas verdes na atribuição de uma boa qualidade de vida. Evidenciando que os espaços verdes são indispensáveis à construção da estrutura da cidade e à integração de espaços de convivência, de práticas de atividades físicas e de lazer, o Parque Ecológico do Cocó desta-

cou-se, entre as demais áreas verdes, como a mais almejada dentro da estrutura urbana de Fortaleza. Fica evidente que oferecer espaços ambientalmente saudáveis para a população significa investimento em qualidade de vida. As praças e os parques públicos não devem ser vistos somente como elementos decorativos, mas como um componente físico da paisagem urbana; quando bem projetados e mantidos, são espaços que humanizam o bairro e melhoram a qualidade de vida dos moradores locais.

No contexto de gestão ambiental compartilhada entre governo e sociedade, considerar a percepção da população sobre os problemas e ações governamentais nos processos de tomada de decisões aproxima os gestores das realidades sociais locais. A percepção popular aponta, ainda, deficiências existentes no modelo de gestão ambiental, como a insatisfação dos

entrevistados quanto ao número de áreas verdes na cidade de Fortaleza revelada por este estudo. A má distribuição (ou mesmo inexistência) de áreas verdes urbanas compromete diretamente a magnitude das funções ecológicas, sociais, estéticas, psicológicas e

educativas que podem ser desempenhadas e ofertadas à população. Consequentemente, afeta a qualidade de vida percebida e vivenciada pelas pessoas em grandes centros urbanos, como é o caso na cidade de Fortaleza.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, M. A. B.; GUTIERREZ, G.L.; MARQUES, R. *Qualidade De vida: definição, conceitos e interfaces com outras áreas de pesquisa*. São Paulo:EACH/USP,2012.142 p.

ALVES, T. C. V. A. *Parques Urbanos de Fortaleza – CE: espaço vivido e qualidade de vida*.199 p. Tese (Doutorado em Geografia) –Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2013.

ANDRADE, D. P. X. de. *Sistemas de áreas verdes e percepção de qualidade de vida na cidade de Sousa – PB*. 173 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2010.

BARGOS, D. C. *Mapeamento e análise das áreas verdes urbanas como indicador da qualidade ambiental urbana: estudo de caso de Paulínia-SP*. 147 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) –Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Paulínia, 2010.

BRANCO, K. G. C.; ZANELLA, M. E.; SALES, M. C. L. O clima em áreas verdes intra-urbanas de Fortaleza. *Revista Geonorte*, ed. especial 2, v.2, n. 5, p.443-454, 2012.

_____. *Resolução Conama n.º 369, de 28 de março de 2006*. Dispõe sobre os casos excepcionais, de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental, que possibilitam a intervenção ou supressão de vegetação em Área de Preservação Permanente APP. 2006. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=489>>. Acesso em: 6 mar. 2014.

CEARÁ. Decreto n.º 20.253, de 5 de setembro de 1989. Declara de interesse social para fins de desapropriação as áreas de terra que indica e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado*, 1989. Disponível em: <http://antigo.semace.ce.gov.br/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=161>. Acesso em: nov. 2014.

_____. Decreto n.º 22.587, de 8 de junho de 1993. Declara de interesse social, para fins de desapropriação as áreas que indica e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado*, 1993. Disponível em: <http://antigo.semace.ce.gov.br/integracao/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=162>. Acesso em: nov. 2014.

_____. Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE). *Parque Ecológico do Rio Cocó*. 2010. Disponível em: <<http://www.semace.ce.gov.br/2010/12/paque-ecologico-do-rio-coco/>>. Acesso em: 7 mar. 2014.

DA SILVA, W. M.; GARCIA, F. G.; MOTORYN, M. Survey Well Being Brasil -Cidade de São Paulo. Fundação Getúlio Vargas. São Paulo, 30 de novembro de 2013. Disponível em: <http://ag.taxi.br/projetos/myfuncity/WBB_RELATORIO_SP.pdf>. Acesso em: 27 de março de 2017.

GUZZO, P. *Estudo dos espaços livres de uso público da cidade de Ribeirão Preto/SP, com detalhamento da cobertura vegetal e áreas verdes públicas de dois setores urbanos*. 125 p. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1999.

GUZZO, P.; CAVALHEIRO, F. *Disponibilidade de espaços livres de uso público em Ribeirão Preto, SP*. In: FÓRUM DE DEBATES ECOLOGIA DA PAISAGEM E PLANEJAMENTO AMBIENTAL, 1., 2000, Rio Claro. *Anais...* 2000.

- HERCULANO, S. C. A qualidade de vida e seus indicadores. In: HERCULANO, S. C.; PORTO, M. F. S.; FREITAS, C. M. (Orgs.). *Qualidade de vida e riscos ambientais*. Niterói: EDUFF, 2000. p. 219-246.
- HERCULANO, S. C.; PORTO, M. F. S.; FREITAS, C. M. (Orgs.). *Qualidade de vida e riscos ambientais*. Niterói: EDUFF, 2000. 334 p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *IBGE divulga as estimativas populacionais dos municípios em 2014*. 2010. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=230440>>. Acesso em: nov. 2014.
- _____. *IBGE divulga as estimativas populacionais dos municípios em 2014*. 2014. Disponível em: <<http://saladeimprensa.ibge.gov.br/noticias?view=noticia&id=1&busca=1&idnoticia=2704>>. Acesso em: nov. 2014.
- LIMA, V. *Análise da qualidade ambiental na cidade de Osvaldo Cruz/SP*. 146 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Presidente Prudente, 2007.
- LOBODA, C. R.; DE ANGELIS, B. L. D. Áreas verdes públicas urbanas: conceitos, usos e funções. *Ambiência*, v.1, n.1, p. 125-139, jan./jun. 2005.
- PREFEITURA DE FORTALEZA. Secretaria Municipal de Urbanismo e Meio Ambiente (SEUMA). Coordenadoria de Políticas Ambientais (CPA). *Política ambiental de Fortaleza*. Fortaleza, 2013. 64 p. Disponível em: <http://www.fortaleza.ce.gov.br/sites/default/files/politica_ambiental_de_fortaleza.pdf>. Acesso em: jun. 2014.
- ROCHA, C. A. *Pressão sonora, sensação térmica, poluição do ar e seus riscos associados como indicadores da qualidade ambiental em áreas usadas para esporte e lazer – Fortaleza, CE*. 79f. Monografia (Graduação em Ciências Ambientais) – Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.
- RODRIGUES, M. L.; MALHEIROS, T. F.; FERNANDES, V.; DAGOSTIN DAROS, T. A percepção ambiental como instrumento de apoio na gestão e na formulação de políticas públicas ambientais. *Saúde e Sociedade*, São Paulo, v. 21, p. 96-110, jun. 2012.
- SANTOS, L. D.; MARTINS, I.; BRITO, P. - O conceito de qualidade de vida urbana na perspectiva dos residentes na cidade do Porto. *Revista Portuguesa de Estudos Regionais*. n. 9, 2005.

