



ABES RBCiamb

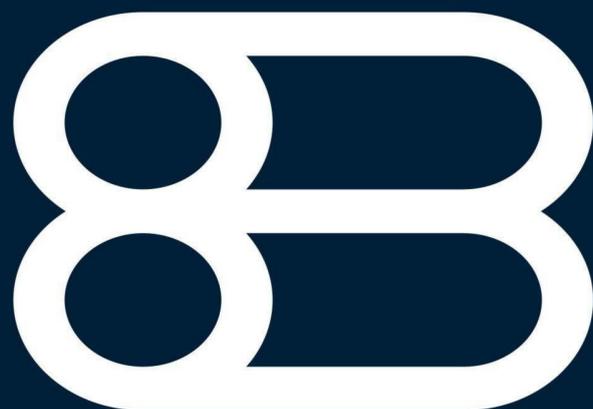
EDIÇÃO 25

Setembro/12

Revista Brasileira de Ciências Ambientais

ISSN Impresso 1808-4524

ISSN Eletrônico 2176-9478



ABES

Revista Brasileira Ciências Ambientais



www.ictr.org.br

www.cepema.usp.br

www.fsp.usp.br/siades

ISSN Impresso 1808-4524 / ISSN Eletrônico: 2176-9478

Setembro de 2012 Nº 25

Expediente

Editores

- *Jorge Alberto Soares Tenório (USP)*
jtenorio@usp.br
- *Denise Crocce Romano Espinosa (USP)*
espinosa@usp.br
- *Valdir Fernandes (UP)*
vfernandes@up.edu.br

Secretaria Editorial

- *Soraia Fernandes*

Comissão Editorial

- *Andrea Moura Bernardes (UFRGS)*
- *Andrea Vidal Ferreira (CDTN)*
- *Arlindo Philippi Jr. (USP)*
- *Carlos Alberto Cioce Sampaio (UFPR)*
- *Celina Lopes Duarte (IPEN)*
- *Cláudio Augusto Oller do Nascimento (USP)*
- *José Roberto de Oliveira (IFES)*
- *Maria do Carmo Sobral (UFPE)*
- *Sérgio Martins (UFSC)*
- *Tadeu Fabrício Malheiros (USP)*

Submissão de artigos, dúvidas e sugestões:

rbciamb@gmail.com

Instruções para autores

<http://www.rbciamb.com.br/instrucoes.asp>

Revista Brasileira Ciências Ambientais



www.ictr.org.br

www.cepema.usp.br

www.fsp.usp.br/siades

ISSN Impresso 1808-4524 / ISSN Eletrônico 2176-9478

Setembro de 2012 Nº 25

Índice

01

Aplicação do Indicador de Salubridade Ambiental (ISA) para áreas urbanas

Morgana Levati Valvassori
Nadja Zim Alexandre

20

Mensuração da Disposição a Pagar para Recuperar o Córrego dos Índios: uma aplicação do Método de Valoração Contingente

Darlen Rodrigues dos Santos
Vasconcelos Reis Wakim
Elizete Aparecida de Magalhães
Simão Pereira da Silva
Sorele Carpaneze Veiga

37

Análise temporal da cobertura do solo na zona de amortecimento de reserva biológica

Felipe Hashimoto Fengler
Alexandre Marcos Silva
Afonso Peche Filho
Moisés Storino
Admilson Irio Ribeiro
Gerson Araujo de Medeiros

48

Adsorção de íons Cu (II), Mn (II), Zn (II) e Fe (III), utilizando rejeito de mineração de carvão como adsorvente

Reginaldo Geremias
Rogério Laus
Valfredo Tadeu de Fávère
Rozangela Curi Pedrosa

60

Estudo da composição de um lote de sucata de pilhas e baterias e da composição química de pilhas falsas

Rodrigo de Souza Dalti Pereira
Denise Crocce Romano Espinosa

69

Uso do sensoriamento remoto na estimativa dos efeitos de ilhas de calor

Rafael Coll Delgado
Rafael de Ávila Rodrigues
André Luiz Lopes de Faria
Clênia de Souza Pessôa
Mayara Daher

81

Proposta de ferramenta de diagnóstico socioambiental empresarial

André Almeida Gonçalves
Maurício Dziedzic

Aplicação do Indicador de Salubridade Ambiental (ISA) para áreas urbanas

Application of environmental health indicator (ISA) for urban areas

RESUMO

Saneamento Ambiental é o conjunto de ações que objetivam a melhoria da salubridade ambiental que abrange os serviços de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgotos sanitários, coleta e tratamento de resíduos sólidos urbanos, controle de vetores transmissores de doenças e drenagem urbana. O saneamento é um grande problema para as cidades brasileiras, que historicamente cresceram sem planejamento e infraestrutura adequados. O objetivo principal deste trabalho é analisar o estado de salubridade ambiental das áreas urbanas do município de Criciúma, SC, através do ISA – Indicador de Salubridade Ambiental, que é composto por um sistema de indicadores que avaliam a qualidade dos serviços públicos na área do saneamento. Para tanto, a área de estudo foi dividida em cinco microbacias que compreendem 167 setores censitários. Foram utilizados dados primários e secundários. Os resultados apontaram deficiências em relação à drenagem urbana, com áreas de alagamento e inundação em todas as microbacias, baixo índice de coleta e tratamento de esgotos sanitários e ocorrência de dengue e leptospirose. O ISA busca representar através de números uma realidade complexa dos bairros do município estudado, servindo como instrumento para diagnóstico de problemas referentes ao saneamento ambiental e para planejamento de futuros investimentos.

PALAVRAS-CHAVE: Saneamento. Salubridade. Indicadores.

Morgana Levati Valvassori

Engenheira Ambiental, Mestranda em Ciências Ambientais (UNESC) Pesquisadora do Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas da Universidade do Extremo Sul Catarinense - IPAT/UNESC, Criciúma, SC, Brasil
morganalevati@unesc.net.

Nadja Zim Alexandre

Química, Mestre em Geografia (UFSC), Professora dos cursos de Eng^a Ambiental, Eng^a de Materiais, Ciências Biológicas da Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC e Pesquisadora do IPAT/UNESC, Criciúma, SC, Brasil
nza@unesc.net

ABSTRACT

Sanitation is the set of actions that aim to improve the environmental health services covering water supply, collection and treatment of sewage collection and treatment of municipal solid waste, control of disease-transmitting vectors and urban drainage. Sanitation is a big problem for the Brazilian cities, which historically have grown up without proper planning and infrastructure. The main objective of this study is to analyze the state of environmental health in urban areas of the county Criciúma, SC, through ISA - Indicator of Environmental Health, which consists of a system of indicators that assess the quality of public services in the area of sanitation. Therefore, the study area was divided into five watersheds comprising 167 census tracts. Primary and secondary data were used. The results showed deficiencies in relation to urban drainage, with areas of flooding and inundation in all watersheds, low rate of collection and treatment of sewage and occurrence of dengue and leptospirosis. The ISA seeks to represent numbers through a complex reality of city districts studied, serving as a tool for diagnosing problems related to environmental sanitation and planning for future investments.

KEYWORDS: Sanitation. Salubrity. Indicators.

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas o Brasil apresentou um crescimento significativo da população urbana. Este processo de urbanização acelerado tornou inadequada a infraestrutura das cidades, sendo os efeitos sentidos no abastecimento de água, transporte e tratamento de esgoto doméstico, drenagem urbana e controle de cheias (TUCCI, 1999).

Em 2000, 81% dos brasileiros viviam em áreas urbanas. Em 2010 este índice aumentou para 84%. Diante desta realidade, é certo que se faz presente uma complexa transformação de ordem social e ambiental (SOSTIZZO, 2000; IBGE, 2010;).

A evolução das cidades ocorre através das modificações qualitativas e quantitativas nas atividades urbanas, transformando a infraestrutura dos espaços necessários a estas atividades (ZMITROWICZ, 1997). Dentre os serviços urbanos, de acordo com Garcias (1992) o saneamento se destaca por estar presente desde o início da humanidade, em todas as relações do homem com o ambiente, se desenvolvendo de acordo com a evolução das civilizações.

O saneamento está presente em todas as relações do homem com o ambiente, desenvolvendo-se em consonância com a evolução tecnológica e cultural da sociedade. Moraes et al. (2001) entendem o saneamento ambiental como o conjunto de ações que objetivem a melhoria da salubridade ambiental abrangendo os serviços de abastecimento de água com qualidade e quantidade; a coleta, tratamento e disposição final de resíduos; a drenagem das águas pluviais; a promoção da disciplina sanitária do uso e ocupação do solo e o controle de vetores transmissores de doenças, a fim de promover a saúde, o bem estar e a cidadania da população.

A salubridade ambiental pode ser entendida como a

qualidade ambiental capaz de prevenir doenças que são veiculadas pelo meio ambiente e de aperfeiçoar as condições favoráveis à saúde da população urbana e rural (SÃO PAULO, 1999).

O ISA – Indicador de Salubridade Ambiental foi desenvolvido pela Câmara Técnica de Planejamento do Conselho Estadual de Saneamento do Estado de São Paulo – CONESAN, com o objetivo principal de avaliar a situação de salubridade ambiental das regiões do Estado, mensurando as condições de saneamento e também levantando as suas causas. É composto por indicadores e subindicadores obtidos a partir de dados e informações já disponíveis. Seu cálculo permite aferir quanto uma área oferece boas condições de vida, no âmbito do saneamento ambiental (SÃO PAULO, 1999; ALMEIDA, ABIKO, 2000; SILVA, 2006).

Aroeira (2009) relata que a formulação do ISA foi escolhida para compor o Plano de Saneamento de Belo Horizonte, o qual foi construído a partir do somatório ponderado de índices setoriais do saneamento ambiental – abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana, drenagem urbana e controle de vetores. Outros autores adaptaram a metodologia, conforme área de interesse específica, como exemplo: ISA/OE (aplicado em áreas de ocupação espontânea em Salvador/BA), ISA/JP (para bairros costeiros de João Pessoa/PB), ISA/F (aplicado a favelas em áreas de proteção ambiental) e ISA/PAR (aplicado para análises de empreendimentos do PAR em Aracaju/SE (DIAS et al., 2004; BATISTA, SILVA, 2006; SILVA, 2006; ALMEIDA, ABIKO, 2000; BUCKLEY, FILHO, 2012).

IPAT/UNESC (2011; 2012) adaptaram o mesmo indicador para áreas urbanas e rurais dos municípios de Forquilha, Siderópolis, Morro da Fumaça e Lauro Müller, em Santa Catarina.

A Lei Federal Nº 11.445 que estabelece a Política Pública de Saneamento Básico atribui aos municípios a elaboração dos Planos de Saneamento Básico. Cumprindo as determinações da Lei Federal, o município de Criciúma instituiu a Lei Complementar Nº 052/2007 que dispõe sobre a Política Municipal de Saneamento Básico. No capítulo IV do Artigo 20 desta Lei consta que o Plano Municipal de Saneamento deve ter por escopo diagnósticos com indicadores, apontando as causas das deficiências detectadas.

Dentre os objetivos de um Plano de Saneamento consta a necessidade de estabelecer instrumentos de avaliação e monitoramento das ações em saneamento (IPAT/UNESC, 2012). Desta forma, a aplicação do Indicador de Salubridade Ambiental (ISA) para as áreas urbanas do município de Criciúma, objeto deste trabalho, foi realizada buscando estabelecer indicadores da qualidade dos serviços prestados nos setores de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgotos domésticos, manejo de resíduos sólidos urbanos e limpeza urbana, controle de vetores, manejo de águas pluviais e drenagem urbana a partir de dados primários e secundários servindo como ferramenta de planejamento dos investimentos nos setores de saneamento.

De acordo com Batista, Silva (2006) a construção atual de sistemas de indicadores relativos à salubridade ambiental têm permitido novos conhecimentos com o intuito de prover informações objetivando melhorar a qualidade de vida urbana.

Os resultados de salubridade ambiental são apresentados por setores censitários que compreendem os bairros da área urbana do município, agrupados por microbacias.

METODOLOGIA

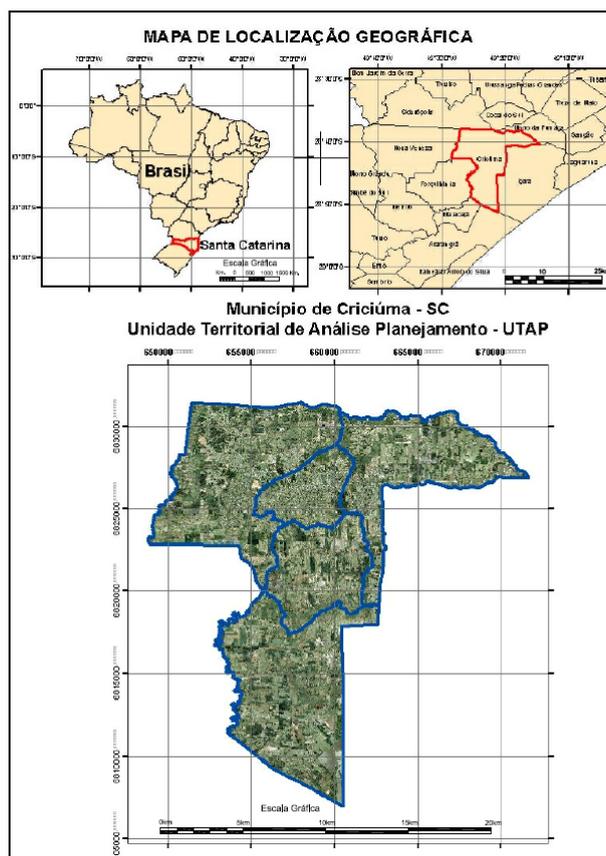


Figura 1 – Localização do município de Criciúma e delimitação das microbacias para o estudo

O município de Criciúma está localizado no sul de Santa Catarina. Possui 236 km² de área e uma população de 191.473 habitantes. Existem cerca de 90 bairros e localidades no município, porém apenas 57 destes foram criados oficialmente pelo poder público municipal.

Para análise dos resultados o município foi dividido em cinco microbacias: 1) rio Criciúma; 2) rio Linha Anta (agrupando também rio Ronco d'Água); 3) rio Sangão (agrupando também rio Maina e Medeiros); 4) rio Cedro; 5) baixo rio Sangão e Quarta Linha (agrupando também rio Eldorado), nas quais os 167 setores censitários estabelecidos conforme dados do IBGE de 2000 foram alocados de acordo com a localização determinada em mapa através de técnicas de geoprocessamento. A divisão das bacias bem como os seus limites foram definidos por IPAT/UNESC (2010) considerando a compatibilização dos limites das

bacias hidrográficas dos rios Araranguá e Urussanga com os limites políticos do município, agrupando algumas microbacias de acordo com características ambientais e socioeconômicas.

Os resultados de salubridade ambiental são apresentados por setores censitários que compreendem os bairros da área urbana do município, agrupados por microbacias. Os dados sobre os setores censitários foram obtidos no IBGE e referem-se ao Censo de 2000, abrangendo apenas as áreas consideradas urbanas do município. Este fato não prejudica o estudo considerando que o ISA é recomendado para aplicação em áreas urbanas.

Esta pesquisa foi realizada no período de janeiro a julho de 2009, adotando a metodologia proposta pelo ISA/CONESAN e ISA/JP (SILVA, 2006) sugerindo algumas adaptações para o município de estudo. A partir desta metodologia proposta foi criado o

ISA/CR, o índice adaptado para o município de Criciúma, que é obtido através da seguinte fórmula:

$$\text{ISA/CR} = 0,25 \text{ lab} + 0,25 \text{ les} + 0,20 \text{ lrs} + 0,20 \text{ ldu} + 0,1 \text{ lcv}$$

(Equação 1)

Onde:

lab – Indicador de Abastecimento de Água, les – Indicador de Esgotamento Sanitário, lrs – Indicador de Resíduos Sólidos, ldu – Indicador de Drenagem Urbana, lcv – Indicador de Controle de Vetores.

Seguindo as metodologias consultadas e em função das discussões técnicas acerca da importância de cada indicador, foram atribuídos pesos de 25% para o indicador de abastecimento de água, 25% para o indicador de esgotos sanitários (considerados mais importantes), 20% para o indicador de resíduos sólidos, 20% para o indicador de drenagem e 10%

Tabela 1A - Indicadores de 2ª e 3ª ordem, formulação e objetivos que compõem o lab e o les.

	Indicador de 3ª ordem e Fórmula	Composição da Fórmula	Pontuação	Objetivos/Finalidade
Iab – Indicador de Abastecimento de Água Fórmula: Iab= (Ica+Iqa+Isa)/3	Ica – Indicador de cobertura de abastecimento $Ica = (Dua/Dut) \times 100$	Dua= domicílios atendidos Dut= domicílios urbanos totais	Pontuação obtida diretamente pela fórmula (%)	Visa quantificar os domicílios atendidos por sistemas de abastecimento de água com controle sanitário
	Iqa – Indicador de Qualidade da água distribuída $Iqa = k \times (NAA/NAR) \times 100$	K= nº amostras realizadas/nº mínimo de amostras exigidas pela Portaria nº518/04 GM – MS. NAA= quant. de amostras consideradas como sendo de água potável relativa a colimetria, cloro e turbidez (mensais) NAR= quant. de amostras realizadas (mensais)	Iqa= 100% Pont. 100 95 < Iqa < 99% Pont. 80 85 < Iqa < 94% Pont. 60 70 < Iqa < 84% Pont. 40 50 < Iqa < 69% Pont. 20 Iqa < 49% Pont. 0	Visa monitorar a qualidade da água fornecida
	Isa – Indicador de Saturação do Sistema Produtor $Isa - n = \frac{\log \{CP/[VP.(K2/K1)]\}}{\log (1 + t)}$	n= nº de anos para saturação sistema VP= volume de produção para atender 100% da pop. (L.s ⁻¹); CP= capacidade de produção(L.s ⁻¹); t= taxa anual média de crescimento (próximos 5 anos); k1/k2= coeficientes de perdas (%)	Sistema Integrado n >= 5 anos Pont. 100 0 < n < 5 Pont. Interpolar n <= 0 Pont. 0	Compara a oferta e a demanda para programar novos sistemas ou ações que minimizem as perdas
Ies – Indicador de Esgoto Sanitário Fórmula: Ies= (Ice+Ite)/2	Ice – Indicador de Cobertura em coleta em esgoto $Ice = (Due/Dut) \times 100$	Due= domicílios urbanos atendidos por coleta; Dut= domicílios urbanos totais	Ice > 90% Pont. 100 75 < Ice < 89% Interpolar Ice < 75% Pont. 0	Visa quantificar os domicílios atendidos por redes de esgotos.
	Ite – Indicador de Esgotos Tratados $Ite = ice \times (VT/VC) \times 100$	Ice= índice de esgotos coletados (%); VC= volume coletado (nº domicílios atendidos *4hab/dom.*vazão diária 160 L/hab); VT= volume tratado de esgoto (=VC)	Ite > 81% Pont. 100 45 = <Ite= <80% Interpolar Ite < 45% Pont. 0	Quantificar e qualificar os domicílios atendidos por redes de esgotos.

Tabela 1B - Indicadores de 2ª e 3ª ordem, formulação e objetivos que compõem o Irs, Icv e Idu.

Irs – Indicador de Resíduos Sólidos Fórmula: Irs= (Icr+Isr)/2	Icr – Indicador de Coleta de Resíduos $Icr = \frac{Duc}{Dut} \times 100$	Duc= domicílios com coleta de resíduos; Dut= domicílios totais urbanos	Icr >= 99% Pont. 100 95 < Icr < 99% Interpolar Icr < 95% Pont. 0	Quantificar os domicílios atendidos por coleta de resíduos
	Isr – Indicador de Saturação do tratamento e disposição final dos resíduos sólidos $Isr n = \frac{\log\left[\frac{CA}{t/VL} + 1\right]}{\log(1+t)}$	CA= capacidade restante do aterro (toneladas); VL= Volume coletado de resíduos (média anual tonelada); t= taxa de crescimento médio anual (%)	n >= 5 Pont. 100 5 > n > 0 Interpolar n < 0	
Icv – Indicador de Controle de Vetores Fórmula: Icv= [(Ivd+Ive)/2] + Ivl/2	Ivd – Indicador de dengue Identificado pelo nº de casos	Sector sem infestação nos últimos anos; Sector com casos de dengue nos últimos 5 anos	Pont. 100 Pont. 0	Identificar a necessidade de programas preventivos
	Ive – Indicador de Esquistossomose Identificado pelo nº de casos	Sector s/ caso nos últimos 5 anos; Sector com incidência anual <1; Sector com incidência 5 > inc >=1; Sector com incidência >=5	Pont. 100 Pont. 50 Pont. 25 Pont. 0	Identificar a necessidade de programas preventivos de redução e eliminação de vetores transmissores e/ou hospedeiros da doença
	Ivl – Indicador de Leptospirose Identificado pelo nº de casos	Sector sem enchentes e sem casos nos últimos 5 anos; Sector com enchentes e sem casos nos últimos 5 anos; Sector sem enchentes e com casos nos últimos 5 anos; Sector com enchentes e com casos nos últimos 5 anos	Pont. 100 Pont. 50 Pont. 25 Pont. 0	Identificar a necessidade de programas preventivos de redução e eliminação de resíduos e ratos
Idu – Indicador de Drenagem Urbana Fórmula: Idu= p1*Iai + p2*Irp+ p3*Iav	Iai= Indicador de alagamento ou inundação $Iai = p1 * \text{critério}$	P1 = 0,60 Critério: Com alagamento/inundação=0 Sem alagamento/inundação=1	Iai= 0,00 Iai= 0,60	Identificar as vias com ou sem ocorrência de inundação ou alagamento.
	Irp= Indicador de rua pavimentada $Irp = p2 * \text{critério}$	P2 = 0,20 Critério: Com pavimentação=1 Parcialmente pavimentado=0,5 Sem pavimentação=0	Irp= 0,00 Irp= 0,10 Irp= 0,20	Indicar vias com, parcialmente ou sem pavimentação.
	Iav= Indicador de área verde $Iav = p3 * \text{critério}$	P3 = 0,20 Critério: Com área verde= 1 Sem área verde= 0	Iav= 0,00 Iav= 0,20	Indicar os locais com ou sem área verde.

Tabela 2 - Situação da salubridade por faixa de situação (%)

Condição de Salubridade	Pontuação do ISA
Insalubre	0 – 0,255
Baixa Salubridade	0,2551 – 0,505
Média Salubridade	0,5051 – 0,755
Salubre	0,7551 – 1

Fonte: Adaptado de Batista (2005 apud Silva 2006).

para o indicador de controle de vetores.

Para cada setor censitário foi determinado o ISA. Ao final, obteve-se um único valor para cada microbacia, através de média aritmética. O ISA é um indicador de 1ª ordem composto por indicadores de 2ª e 3ª ordem que possuem formulações e objetivos específicos, conforme apresentam as Tabelas 1ª e 1B. Salienta-se que estes indicadores assumem uma variação teórica de zero a cem, com exceção do indicador de drenagem urbana, sendo que os resultados finais são apresentados, para cálculo do ISA, com pontuação de 0 a 1. Quanto mais próximo de 1 melhor é a realidade de determinado serviço.

A interpretação dos resultados é realizada conforme apresenta a Tabela 2.

As informações para elaboração dos indicadores foram obtidas do Censo (2000) e de dados apresentados por IPAT/UNESC na elaboração dos Diagnósticos Setoriais, estudos integrantes do Plano de Saneamento Integrado de Criciúma (IPAT/UNESC, 2010).

Baseando-se na metodologia apresentada por Batista (2005 apud Silva, 2006) foram propostas adaptações, como a inserção no indicador de rua pavimentada da classificação parcialmente pavimentado, sendo atribuída pontuação 0,5 e o acréscimo do lav – indicador de área verde; alterações nos pesos dos indicadores adotados para o ISA/CR devido à não utilização do indicador socioeconômico, em virtude da

dificuldade na obtenção dos dados e aplicação da metodologia; não utilização de determinados indicadores de 2ª ordem devido à inexistência de dados disponíveis.

Indicador de Abastecimento de Água – lab

Para avaliar a qualidade do serviço de abastecimento de água utilizou-se o lab - Indicador de Abastecimento, que é obtido através da média aritmética dos indicadores de 3ª ordem: Ica – Indicador de cobertura de abastecimento, Iqa – Indicador de qualidade da água distribuída e Isa – Indicador de saturação do sistema produtor. As informações para cálculo destes dois últimos indicadores foram obtidos no Diagnóstico do Sistema de Abastecimento de Água de Criciúma (IPAT/UNESC, 2010).

O indicador Ica visa quantificar os domicílios atendidos pelo sistema de abastecimento e é obtido através da divisão dos domicílios atendidos pelos domicílios totais. As informações utilizadas referem-se ao Censo de 2000 do IBGE. O indicador Iqa objetiva monitorar a qualidade da água distribuída. Para alcançar os resultados foram utilizados os seguintes dados:

k = nº de amostras realizadas na Estação de Tratamento mensalmente dividido pelo nº mínimo de amostras exigidas pelo Ministério da Saúde, através da Portaria 518/2004; - NAA = quantidade de amostras consideradas como sendo de água

potável relativa à colimetria, cloro e turbidez. Como cada parâmetro possui valor específico e de acordo com os dados obtidos para os três o valor do k é 1, representando o atendimento à legislação, para efeito de cálculo utilizou-se apenas o valor de turbidez, que é de 35 amostras mensais; - NAR = quantidade de amostras realizadas, que foi 35 amostras mensais para turbidez.

Para cálculo do Isa – indicador de saturação do sistema produtor foram considerados dados referentes à Estação de Tratamento de Água (ETA), pois entende-se que a disponibilidade de água potável à população depende diretamente da capacidade de tratamento da ETA, e não apenas do volume disponível na Barragem do rio São Bento, fornecedora de água bruta. Os dados utilizados são: - n = nº de anos para saturação sistema; - VP = volume de produção para atender 100% da população = 621,36 L.s⁻¹; - CP = capacidade de produção = 751,28 L.s⁻¹; - t = taxa anual média de crescimento (próximos 5 anos) = 0,01; - k1/k2 = coeficientes de perdas = 40%.

Indicador de Esgoto Sanitário - Ies

O Ice é obtido através da divisão do número de domicílios atendidos por tratamento, conforme dados da Concessionária de água e esgoto de 2008 (IPAT/UNESC, 2010) pelo número de domicílios urbanos por setor censitário, de acordo com o Censo de 2000 do IBGE.

O lte foi obtido multiplicando o lce pelo produto da divisão do volume de esgoto tratado e o volume de esgoto coletado. O resultado desta operação é multiplicado por cem, transformando em porcentagem. Para cálculo do volume tratado foi considerada a média de 4 habitantes por domicílio e o volume de 160 L/habitante de geração de efluentes, conforme Norma da ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas NBR 7229/2003 - Padrão alto. Salienta-se que para cálculo do volume de esgoto coletado e tratado considera-se em operação todas as Estações de Tratamento de Esgoto Comunitárias do município.

Indicador de Resíduos Sólidos – Irs

O lcr é o resultado da divisão do número de domicílios com coleta de resíduos pelo número total de domicílios. Os dados sobre a cobertura de atendimento foram obtidos no Mapa de Roteiros e Frequência de Coleta de Resíduos Sólidos Urbanos, elaborado no Diagnóstico do Sistema de Limpeza Urbana e Manejo de Resíduos Sólidos realizado por IPAT/UNESC (2010). Para calcular o lsr foi considerada a capacidade em toneladas do aterro sanitário contratado pelo município, bem como a média anual do volume coletado de resíduos sólidos urbanos e a taxa de crescimento anual para o município, apontadas por IPAT/UNESC (2010). Os dados referentes a este indicador se aplicam a todo o município.

Cabe salientar que a metodologia do lrs não considera demais fatores como frequência de coleta nos bairros e coleta seletiva, e que além dos resíduos sólidos urbanos também são gerados resíduos de construção civil e demolição, de varrição e limpeza pública, comerciais, industriais e resíduos dos serviços de saúde.

Indicador de Controle de Vetores – lcv

Para obtenção do lvd pontua-se 100 quando o setor censitário não apresentou infestação nos últimos anos e 0 se houveram casos nos últimos 5 anos. O lve possui 4 classes de pontuação, variando de 0 a 100, conforme metodologia apresentada na Tabela 1. Da mesma forma, o lvi apresenta 4 classes de pontuação, variando conforme informações sobre o número de casos e ausência ou presença de histórico de inundações.

Considerando que a unidade de estudo é o setor censitário e o número de casos foram apresentados por bairro e existem, em alguns casos, mais de um setor por bairro, foi escolhido, para inserção do dado de leptospirose, o setor que apresentou inundação conforme planilha do indicador de drenagem. Já a escolha do setor para inserção do dado referente à dengue quando existiam um bairro com mais de um setor censitário foi aleatória, porém representativa.

Os dados utilizados foram disponibilizados pela Vigilância Epidemiológica – Secretaria Municipal de Saúde e referem-se aos casos confirmados nos bairros do município no período de 2004 a 2008 para leptospirose e de 2004 a fevereiro de 2009 para dengue.

Indicador de Drenagem Urbana – ldu

O ldr – Indicador de Drenagem de 2ª ordem é obtido através da soma dos produtos dos indicadores de 3ª ordem: lai - indicador de alagamento ou inundação; lrp – indicador de rua pavimentada e lus – indicador de uso do solo.

Os valores dos indicadores foram obtidos pelo IPAT/UNESC através de técnicas de geoprocessamento, ou seja, pela sobreposição e análises sistemáticas de cada setor censitário com os seguintes mapas temáticos: Mapa dos Setores Censitários (IBGE, 2004)

x Mapa de Áreas Inundáveis x Mapa de Microdrenagem Implantada x Mapa de Uso do Solo, elaborados por (IPAT/UNESC, 2010). Através dos cruzamentos destes dados espaciais e com informações obtidas do Diagnóstico do Sistema de Manejo das Águas Pluviais e Drenagem Urbana pode-se verificar a situação de cada setor censitário referente ao indicador de drenagem urbana.

O lai compõe 60% do ldr. Se o setor censitário apresenta alagamento ou inundação recebe pontuação 0. Caso contrário recebe pontuação 1. Os resultados indicam a necessidade de intervenções, baseadas nos dados apresentados no Diagnóstico do Sistema de Manejo de Águas Pluviais e Drenagem Urbana.

O lrp representa 20% da composição do ldr. Para pontuação é verificada a existência de pavimentação em todas as vias do setor censitário (1 ponto), parte das vias pavimentada e outra parte não pavimentada (0,5 pontos) e vias sem pavimentação (0 pontos). Salienta-se que pavimentação é um termo aplicado neste estudo apenas para o uso de asfalto ou lajota. De acordo com o indicador, a existência de pavimentação indica a ocorrência de sistema de drenagem, mesmo que na prática, em alguns casos, isto não ocorra.

O peso de 20% também é atribuído ao lav. Para determinação deste indicador foi estabelecida uma pontuação de acordo com a existência ou inexistência de áreas verdes (vegetação arbustivo-arbórea) no setor censitário (1 e 0 ponto, respectivamente).

A presença de vegetação é importante, pois esta intercepta parte da precipitação acima da superfície do solo. O volume retido é perdido por evaporação, retornando à atmosfera. Este processo interfere no balanço hídrico da bacia hidrográfica, funcionando como um reservatório, retardando e reduzindo o pico das cheias. A quantificação do impacto da modificação da cobertura vegetal

Tabela 3 - Classificação de desempenho para o Indicador de Drenagem Urbana

Intervalo de Valores	Classificação
$Idu \geq 0,98$	Excelente
$0,98 > Idu \geq 0,85$	Muito Boa
$0,85 > Idu \geq 0,60$	Boa
$0,60 > Idu \geq 0,40$	Regular
$0,40 > Idu \geq 0,0$	Ruim/Muito Ruim

Fonte: Batista (2005 apud Silva, 2006).

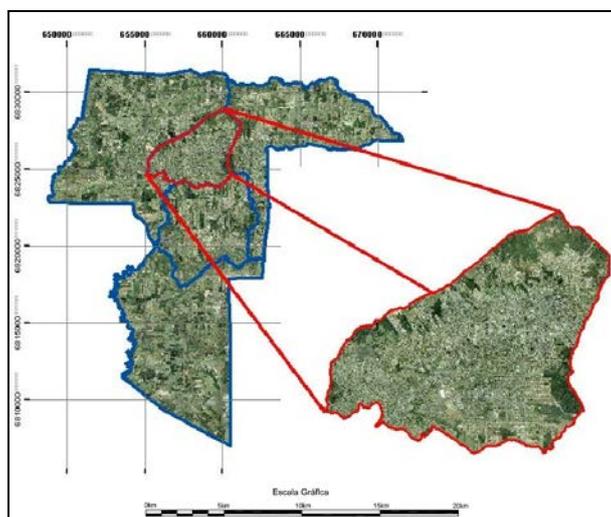


Figura 2 – Detalhe da localização da microbacia do rio Criciúma.

sobre o escoamento é considerada uma questão importante para regiões em desenvolvimento com ocupação do espaço rural e urbano (TUCCI, 1997).

A determinação foi baseada na visualização de ortofotos e com auxílio do aplicativo Google Earth e serve apenas como indicativo, sem confirmação científica acerca dos fenômenos de interceptação e infiltração do solo.

A interpretação dos resultados do indicador de drenagem urbana segue a metodologia apresentada por Silva (2006), conforme mostra a Tabela 3.

APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Para cada um dos 167 setores censitários foram obtidas pontuações dos indicadores setoriais que compõem o ISA. Desta forma, apresenta-se a média de pontuação e a classificação do nível de salubridade em cada microbacia.

Microbacia rio Criciúma

A microbacia rio Criciúma situa-se na bacia hidrográfica do rio Araranguá e possui uma área de contribuição de aproximadamente 18,45 Km² (Figura 2). O principal curso d'água é o rio Criciúma com 6.937,36 metros de comprimento e 117 afluentes (IPAT/UNESC, 2010). Apresenta 18,45 km², 22 bairros e 67 setores censitários. Caracteriza-se por ser a mais densamente povoada e conseqüentemente a mais problemática principalmente em

relação à drenagem, decorrente da impermeabilização do solo, que por sua vez acentua o escoamento superficial. O rio Criciúma atravessa a porção central da cidade com longos trechos em que se encontra canalizado ou desviado de seu leito original e contaminado por esgotos domésticos e efluentes industriais.

a) lab – a média do indicador foi 0,99 representando a condição satisfatória da cobertura de abastecimento (98,2%) e qualidade da água distribuída, atendendo à Portaria MS 518/2004, em vigência na época do estudo.

b) les – na microbacia não havia, na época de elaboração do estudo, coleta e tratamento público do esgoto sanitário, por isso o indicador recebeu pontuação zero, baixando a média do ISA;

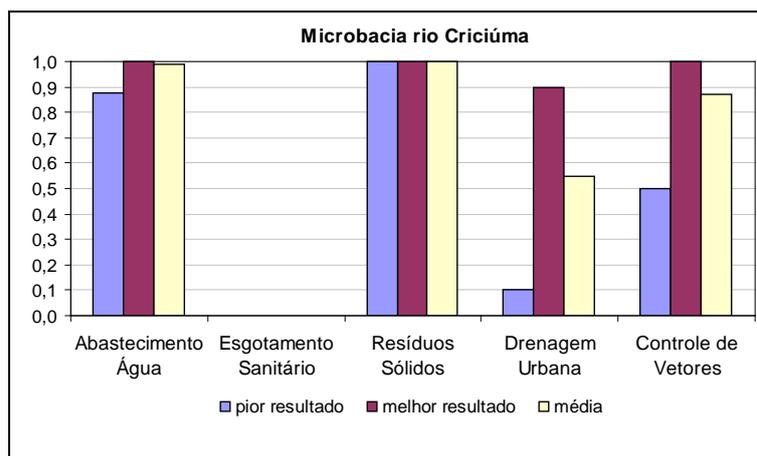


Figura 3 - Resultados dos indicadores de 2ª ordem para a microbacia rio Criciúma.

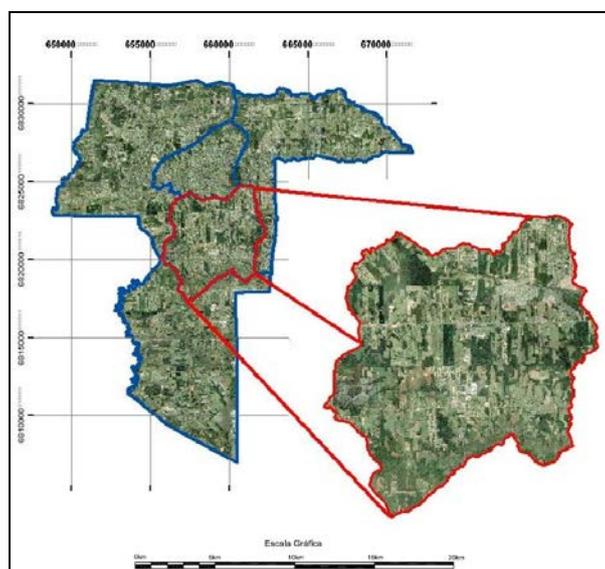


Figura 4 – Detalhe da localização da microbacia do rio Cedro.

c) Irs – a pontuação foi 1 indicando que a coleta é abrangente e o aterro sanitário atende à demanda dos próximos 20 anos.

d) Icv – a média de pontuação foi 0,87. Foram registrados 2 casos de dengue no período de 2005 a 2009 e 4 casos de leptospirose de 2005 a 2009.

e) Idu - a média final foi 0,55 representando que a drenagem é regular. Este valor é o maior em comparação com as demais microbacias, mesmo com setores críticos com alagamentos. Nesta microbacia se concentram os maiores problemas em relação à drenagem, devido à alta densidade populacional, falta de planejamento e obras de micro e macrodrenagem subdimensionadas.

A Figura 3 apresenta o pior, melhor e a média dos resultados dos indicadores setoriais. A média dos resultados do ISA foi 0,645 representando média salubridade.

Microbacia rio Cedro

Apresenta 31,51 km², 9 bairros e 9 setores censitários. O principal curso d'água é o rio Cedro, com 9.066,389 metros de comprimento, no qual são identificados 235 afluentes (Figura 4).

a) Iab – a média do indicador foi 0,98 representando a condição satisfatória da cobertura de abastecimento (96,8%) e qualidade da água distribuída.

b) Ies – a média foi 0,14, existindo na microbacia uma Estação de tratamento comunitária que operava de forma precária e com baixa abrangência.

c) Irs – a pontuação foi 1 indicando que a coleta é abrangente e o aterro sanitário atende a demanda dos próximos 20 anos.

d) Icv – Foi registrado 1 caso de dengue em 2006, nenhum caso de esquistossomose e leptospirose. A média de pontuação foi 0,72. Mesmo sem casos de duas doenças a pontuação foi baixa, pois há riscos de contaminação em áreas que sofrem alagamentos.

e) Idu - a média final foi 0,22, menor

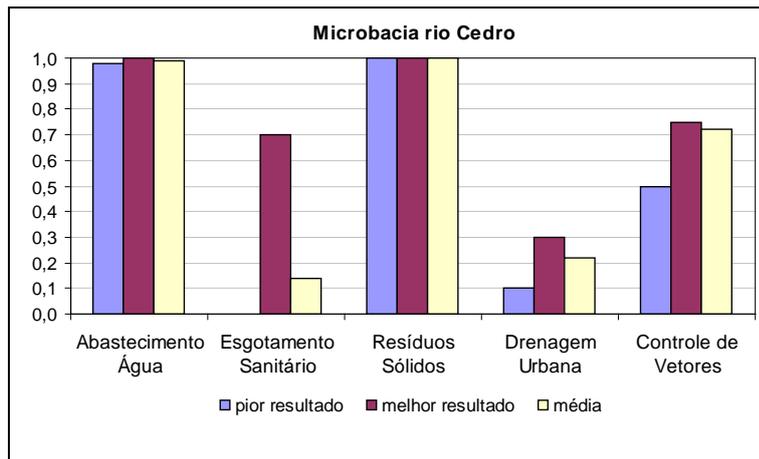


Figura 5 - Resultados dos indicadores de 2ª ordem para a microbacia rio Cedro.

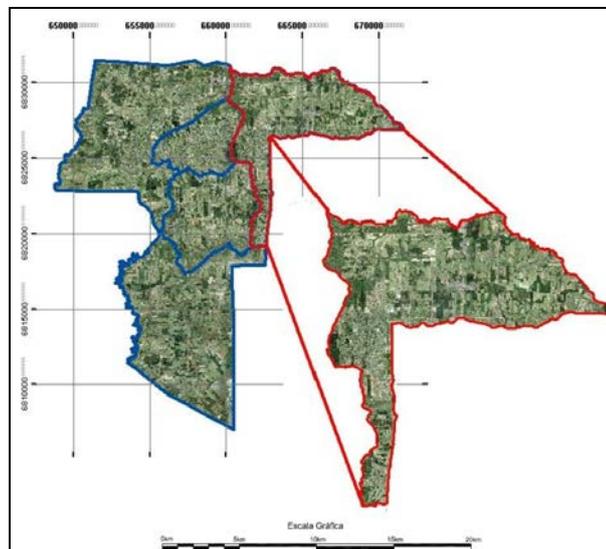


Figura 6 – Detalhe da localização da microbacia do rio Linha Anta.

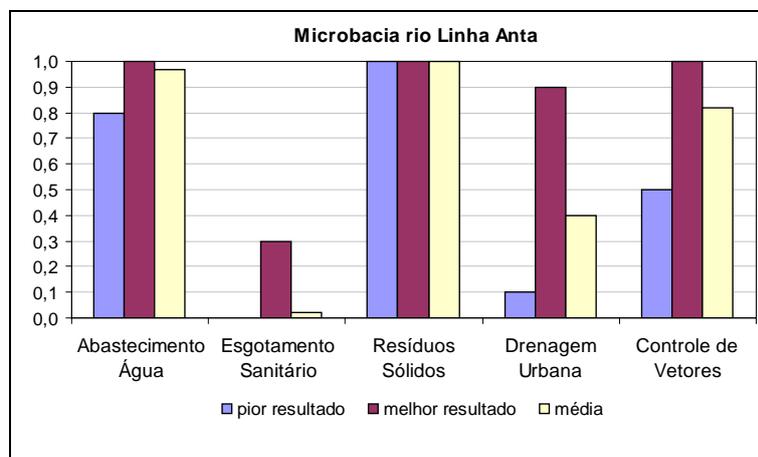


Figura 7 - Resultados dos indicadores de 2ª ordem para a microbacia rio Linha Anta.

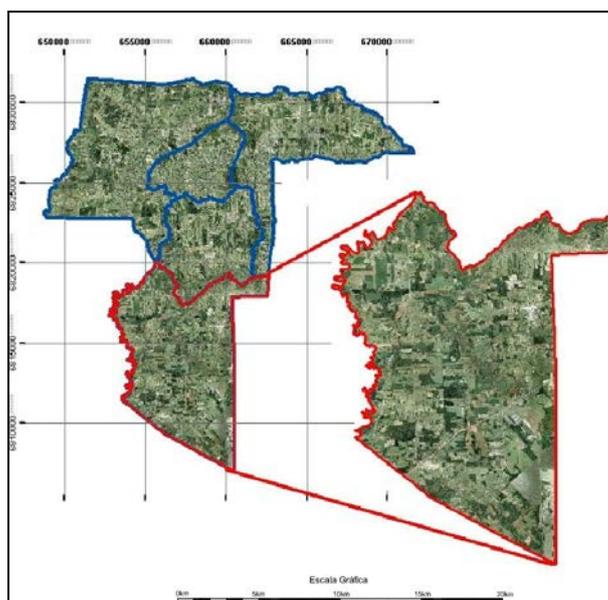


Figura 8 – Detalhe da localização da microbacia do baixo rio Sangão e Quarta Linha.

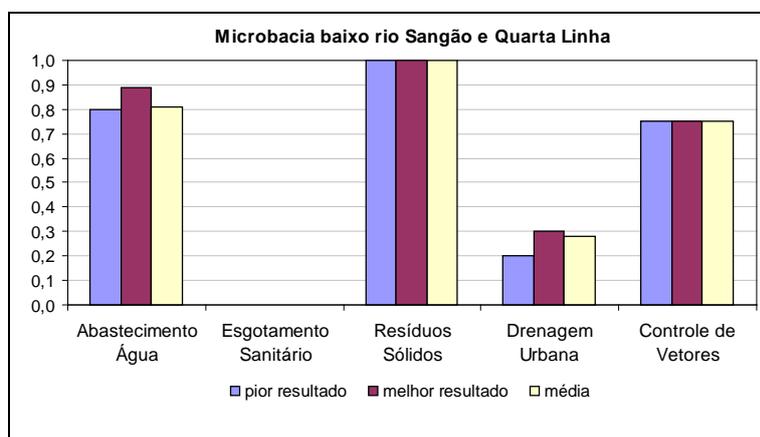


Figura 9 - Resultados dos indicadores de 2ª ordem para a microbacia baixo rio Sangão e Quarta Linha.

valor comparado às demais microbacias, representando que a drenagem é Ruim/Muito Ruim. Este resultado se deve à incidência de inundações em todos os setores da microbacia e ausência de drenagem adequada. A Figura 5 apresenta o pior, melhor e a média dos resultados dos indicadores setoriais. A média dos resultados do ISA foi 0,614 representando média salubridade.

Microbacia rio Linha Anta

A microbacia rio Linha Anta apresenta 48,08 km², 11 bairros e 24 setores censitários, localiza-se na zona leste do município e pertence à

Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga (Figura 6).

- a) lab – a média do indicador foi 0,97 representando a condição satisfatória da qualidade da água distribuída. O índice de cobertura de abastecimento foi de 90,6%, indicando necessidade de ampliação de oferta da rede de água tratada.
- b) les – a média foi 0,02, existindo na microbacia duas Estações de tratamento comunitárias que operavam de forma precária e com baixa abrangência.
- c) lrs – a pontuação foi 1 indicando que a coleta é abrangente e o aterro sanitário atende a demanda dos próximos 20 anos.

d) lcv – Foi registrado 1 caso de leptospirose em 2007, nenhum caso de esquistossomose e dengue. A média de pontuação foi 0,82.

e) ldu - a média final foi 0,40 representando que a drenagem é Ruim/Muito Ruim. Alguns setores possuem alto índice de impermeabilização, apresentando pontos críticos, regiões com drenagem subdimensionada, locais onde ocorrem alagamentos e pontos de lançamento de esgoto.

A Figura 7 apresenta o pior, melhor e a média dos resultados dos indicadores setoriais. A média dos resultados do ISA foi 0,609 representando média salubridade.

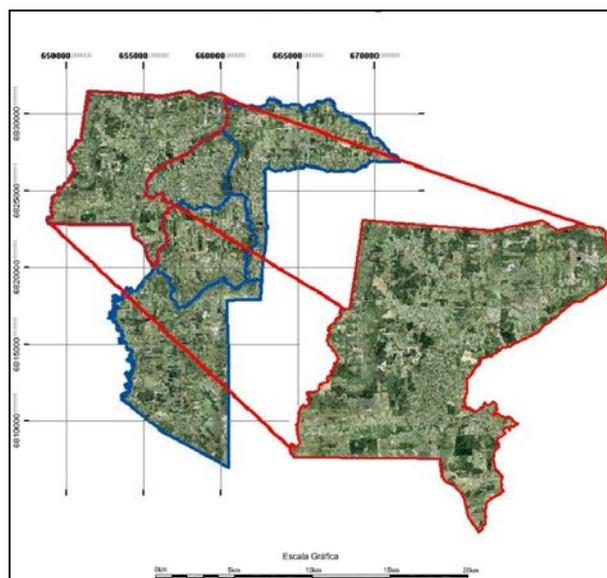


Figura 10 - Detalhe da localização da microbacia do rio Sangão.

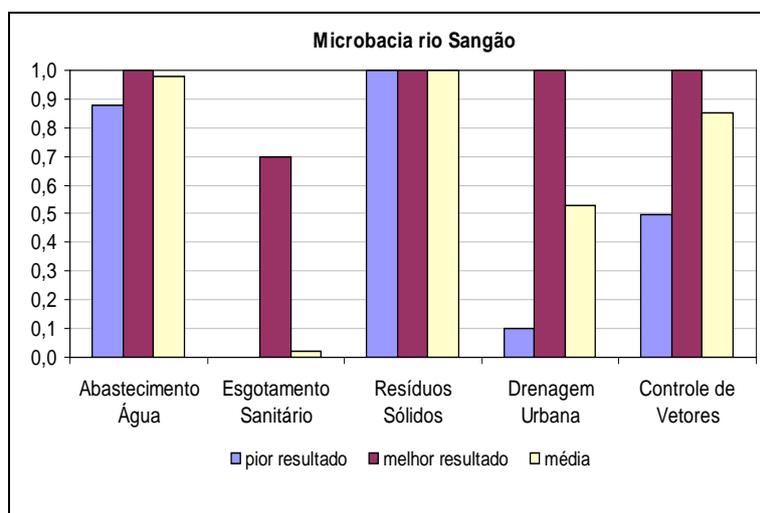


Figura 11 - Resultados dos indicadores de 2ª ordem para a microbacia rio Sangão.

Microbacia baixo rio Sangão e 4ª Linha

A microbacia baixo rio Sangão e Quarta Linha possui uma área aproximada de 37,44 Km², abrangendo 4 bairros e 5 setores censitários (Figura 8). Grande parte desta microbacia é considerada área rural, com baixa densidade populacional. Apresenta-se como potencial região para expansão urbana e industrial, fazendo ligação com a BR-101. Recomenda-se o planejamento adequado para esta ocupação, uma vez que apresenta

extensões de áreas de preservação permanente.

a) lab – a média do indicador foi 0,81, mais baixa em relação às demais microbacias. Apenas 44,3% dos domicílios apresentavam rede de abastecimento, indicando a baixa cobertura principalmente pela característica rural dos bairros, onde muitas famílias utilizam água de poços e nascentes. Entre as microbacias, esta é a que mais necessita de investimentos para distribuição de água tratada, visando à universalização do serviço.

b) les – apesar de haver uma estação de tratamento comunitária, a pontuação do indicador foi 0, pois a cobertura em coleta era pequena e a ETE não operava de forma ideal.

c) lrs – a pontuação foi 1 indicando que a coleta é abrangente e o aterro sanitário atende a demanda dos próximos 20 anos.

d) lcv – não foram registrados casos das doenças pesquisadas, porém a média de pontuação foi 0,75, pois havendo riscos de inundação nos setores considera-se que há riscos de transmissão principalmente de leptospirose, indicando a

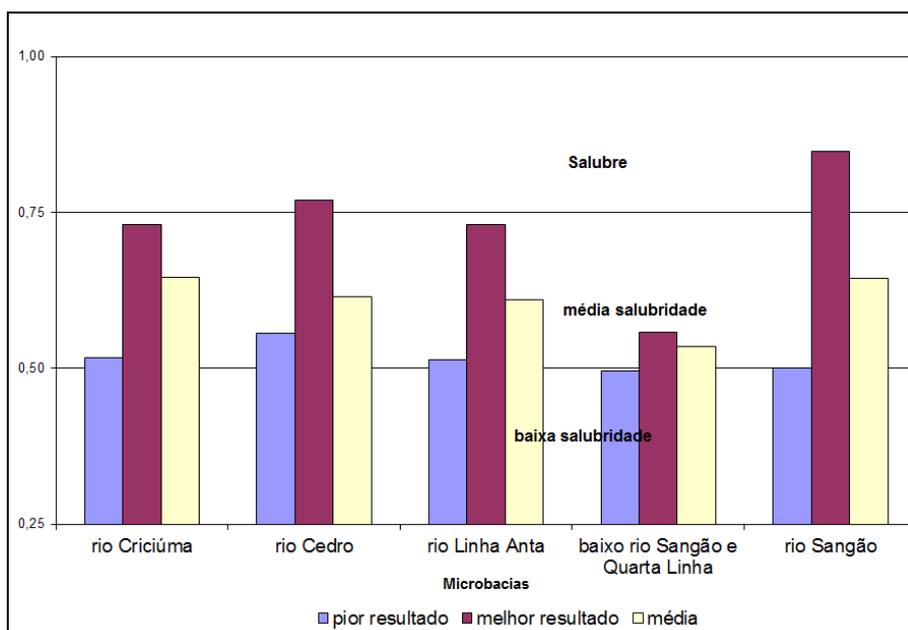


Figura 12 – Pior, melhor e média dos resultados do ISA – Indicador de Salubridade Ambiental para as microbacias de Criciúma.

necessidade de programas de educação sanitária para prevenir estas e demais doenças relacionadas ao saneamento inadequado – DRSAI. e) Idu – a média do indicador foi 0,28 indicando que a drenagem é ruim/muito ruim. Este resultado é o segundo menor, indicando a suscetibilidade à inundação e alagamento. O baixo valor decorre principalmente da característica predominantemente rural da região, uma vez que de acordo com a metodologia, a falta de pavimentação indica ausência de drenagem.

A Figura 9 apresenta o pior, melhor e a média dos resultados dos indicadores setoriais. A média dos resultados do ISA foi 0,569 representando o valor mínimo para classificação como média salubridade. Os resultados do ISA são os menores em relação às demais microbacias.

Microbacia rio Sangão

Apresenta 66,82 km², 33 bairros/localidades e 62 setores censitários. A microbacia rio Sangão possui área aproximada de 66,82 Km², abrangendo as microbacias dos

rios Medeiros, Maina e Sangão (Figura 10).

a) lab – a média do indicador foi 0,98 representando a condição satisfatória da qualidade da água distribuída. O índice de cobertura de abastecimento foi de 95,4%.

b) les – mesmo com a presença de quatro estações de tratamento de esgoto, o valor médio encontrado para o les foi 0,02 indicando a baixa cobertura da prestação dos serviços.

c) lrs – a pontuação foi 1 indicando que a coleta é abrangente e o aterro sanitário atende a demanda dos próximos 20 anos.

d) lcv – foram registrados 3 casos de dengue entre 2005 e 2009 e 4 casos de leptospirose entre 2004 e 2008, sendo a média de pontuação 0,85.

e) Idu – a média do indicador foi 0,53 representando que a drenagem é regular. Esta microbacia também é considerada crítica por apresentar área urbanizada nas margens de córregos e do rio Sangão. Há ocorrência de enchentes com grandes prejuízos à população.

A média do ISA foi 0,679 representando média salubridade. Salienta-se que um setor foi classificado como salubre e um com baixa salubridade. Os principais

resultados dos indicadores setoriais estão apresentados na Figura 11.

Análise Integrada dos Resultados

Analisando os maiores, menores e as médias de resultados obtidos nas cinco microbacias, conforme mostra a Figura 12, constata-se que os piores resultados foram encontrados na microbacia baixo rio Sangão e Quarta Linha, devido principalmente a menor cobertura de abastecimento de água, ocorrência de alagamentos e baixa cobertura em coleta e tratamento de esgotos.

Os maiores valores foram encontrados nos bairros São José/Estaçãozinha (0,85 – microbacia rio Sangão) e São João (0,77 – microbacia rio Cedro), classificando-os como salubre e os menores valores encontrados nos bairros Verdinho (0,49 – microbacia baixo rio Sangão e 4ª Linha) e Imperatriz (0,50 – microbacia rio Sangão) classificando-os com baixa salubridade.

O lab alcançou pontuação entre 0,8 e 1 indicando a boa cobertura e qualidade da água distribuída, porém para

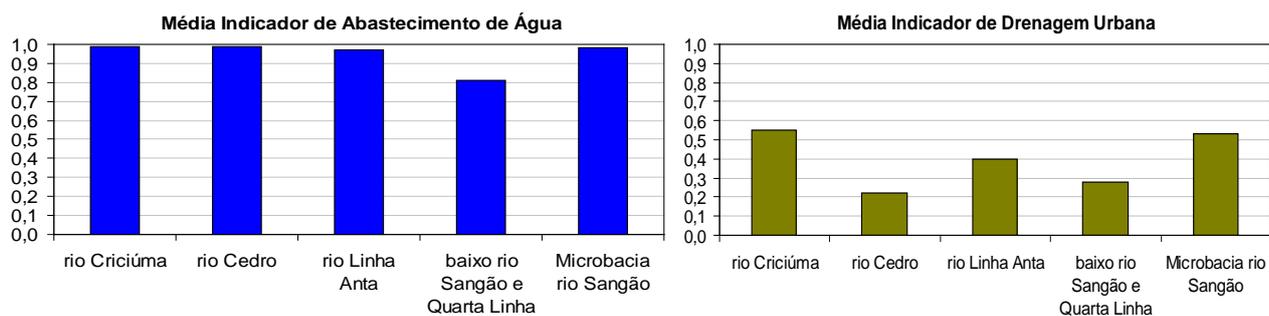


Figura 13 – Média dos resultados dos indicadores de abastecimento de água e drenagem urbana para as microbacias do município de Criciúma.

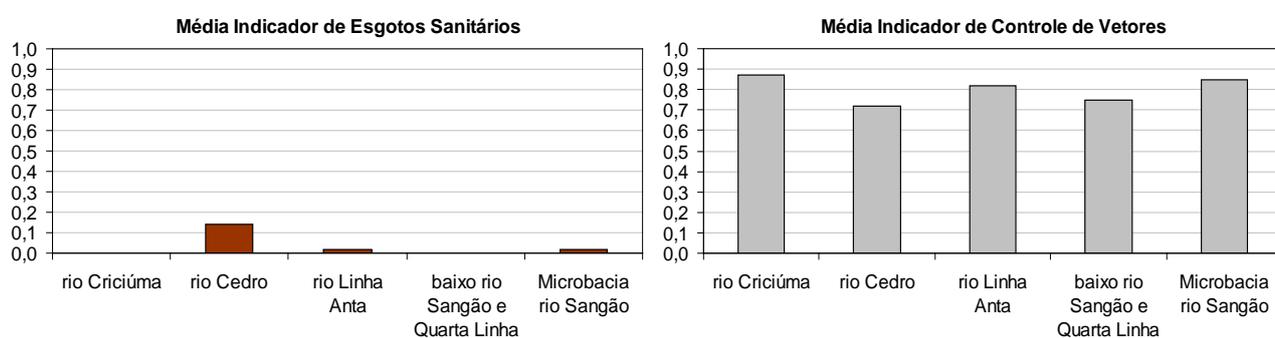


Figura 14 – Média dos resultados dos indicadores de esgoto sanitário e controle de vetores para as microbacias do município de Criciúma

universalização do serviço, conforme preconizado em lei, é necessário planejamento e investimentos em rede de distribuição e capacidade de tratamento. A microbacia rio Criciúma também recebeu a maior pontuação (0,99), apresentando a maior cobertura em abastecimento, que foi de 98,2%. A microbacia rio Cedro também apresentou valor 0,99, porém cobertura de abastecimento um pouco menor, de 96,8%. A terceira melhor pontuação para o lab foi obtida na microbacia rio Sangão (0,98) seguida da microbacia Linha Anta (0,97). A microbacia baixo rio Sangão e Quarta Linha apresentou o menor resultado (0,81), com a menor cobertura de abastecimento, que representa 44,3% da população. Salienta-se que os dados referem-se ao Censo do IBGE de 2000 e podem não representar a realidade atual. De acordo com as informações obtidas para este estudo, não

ocorrem problemas quanto à qualidade da água distribuída no município. Todas as microbacias apresentaram problemas com drenagem urbana. A média final dos resultados para o Idu para a microbacia rio Criciúma é a maior em comparação com as demais microbacias (0,55). Este resultado deve-se principalmente ao maior índice de pavimentação, sendo que a metodologia considera que quando existe pavimentação existe também sistema de drenagem, não considerando fatores como o subdimensionamento da macro e microdrenagem. Mesmo com o melhor índice, esta microbacia apresenta os maiores problemas com alagamentos, pois estes ocorrem principalmente no bairro Centro, que é o mais densamente povoado, atingindo também grande parte do comércio do município.

O segundo maior resultado do Idu foi obtido na microbacia rio Sangão (0,53), seguido das microbacias rio Linha Anta (0,40), baixo rio Sangão e Quarta Linha (0,28) e rio Cedro (0,22). Em todas estas microbacias existem problemas de alagamentos ou inundações, ausência de áreas verdes em vários bairros e vias sem pavimentação em estado ruim de conservação.

Com o crescimento da urbanização, a drenagem natural vem sendo substituída por estruturas artificiais, e com o aumento da extensão das áreas impermeabilizadas, principalmente por asfalto, há uma alteração nos volumes de águas que escoam superficialmente, gerando pontos de alagamentos e transbordamento do sistema natural e/ou construído, principalmente nas macrodrenagens. Outro problema no município é a ocupação desordenada de áreas naturais de

inundação e de preservação dos cursos d'água com a retirada da mata ciliar. As médias dos resultados dos indicadores setoriais das microbacias podem ser visualizadas na Figura 13.

Os resultados do les apontaram problemas em todo o município, com índices baixos de coleta e tratamento pelas Estações de Tratamento de Esgoto Comunitárias. Sendo assim, as microbacias que possuem ETE's apresentaram resultados maiores para o les, sendo 0,14 para o rio Cedro; 0,02 para o rio Sangão e rio Linha Anta. Já as microbacias rio Criciúma e baixo rio Sangão e Quarta Linha obtiveram pontuação zero, apontando a inexistência do tratamento dos esgotos sanitários. Em 2010 entrou em operação a ETE que atende grande parte da microbacia do rio Criciúma.

Foi registrada a ocorrência de dengue e leptospirose nos últimos cinco anos no município. Dentre as cinco microbacias as únicas que não apresentaram casos de dengue nos últimos cinco anos foram a do rio Linha Anta e do baixo rio Sangão e Quarta Linha. Na sequência está a microbacia rio Criciúma, com pontuação 0,97, rio Sangão com 0,95 e rio Cedro com 0,88, todas com casos confirmados. Em nenhuma das microbacias foi registrada a ocorrência de esquistossomose nos últimos cinco anos. Já o risco de leptospirose devido à incidência de alagamentos ou inundações em grande parte do município é preocupante. A maior pontuação para o indicador desta doença é apresentada na microbacia rio Criciúma (0,75) mesmo com casos confirmados nos últimos cinco anos. Em seguida está a microbacia rio Sangão (0,72) e microbacia rio Linha Anta (0,64). As microbacias rio Cedro e baixo rio Sangão e Quarta Linha receberam pontuação 50 mesmo sem registro da doença, mas por apresentarem todos os setores com histórico de enchentes e/ou inundação. As médias dos resultados dos indicadores setoriais das

microbacias podem ser visualizadas na Figura 14.

O Irs recebeu pontuação 1 em todas as microbacias, sendo que a coleta pública abrange todo o município e a disposição ocorre em aterro sanitário. De acordo com a metodologia proposta, a cobertura em coleta e a forma de disposição final dos resíduos sólidos urbanos estão adequadas. O gerenciamento dos demais tipos de resíduos sólidos gerados no município não foi contemplado neste estudo.

CONSIDERAÇÕES

Os indicadores propostos neste trabalho buscaram representar em forma numérica uma realidade complexa dos bairros do município de Criciúma, servindo como instrumento para diagnóstico de problemas e planejamento para futuros investimentos.

Os resultados obtidos para os indicadores de resíduos sólidos, controle de vetores e drenagem urbana refletem, de acordo com a metodologia e dados obtidos, a condição do município na época da pesquisa. Já os resultados sobre os indicadores de abastecimento de água e esgotamento sanitário foram obtidos utilizando-se dados da população apresentada no Censo do IBGE de 2000. Desta forma, os índices que utilizam estes dados não refletem a condição atual da cobertura de abastecimento de água potável.

Os resultados da microbacia rio Criciúma indicaram a inexistência de coleta e tratamento de esgotos sanitários, problemas de drenagem urbana como alagamentos e inundações, reduzidos espaços de áreas verdes e riscos de transmissão por vetores de doenças como a dengue e a leptospirose. A microbacia recebeu classificação de média salubridade.

Porém, com o início da operação da ETE para a microbacia rio Criciúma em 2011, esta passaria

a ser classificada como salubre em todos os bairros. Com investimentos apenas neste setor os valores variariam entre 0,76 a 0,98. Estes resultados podem chegar ao valor ideal, que é um, ocorrendo investimentos em drenagem urbana para esta microbacia, como é o caso da construção de um Canal auxiliar ao rio Criciúma em 2012 e da elaboração do Plano de Manejo das Águas Pluviais da bacia do rio Criciúma. Este último plano é o primeiro a ser desenvolvido na região, transformando a realidade das obras públicas em drenagem, que ocorriam sem planejamento e estudos adequados. Isto se reflete hoje nos subdimensionamentos que provocam inúmeros transtornos à população principalmente das áreas urbanizadas. Sugere-se que seja realizado este tipo de estudo para todas as microbacias. Em 2012 foi ampliada de forma significativa a coleta seletiva nesta microbacia, melhorando a gestão dos resíduos sólidos urbanos.

A microbacia rio Cedro não apresenta problemas com abastecimento de água, sendo o valor do indicador 0,99, muito próximo ao ideal. A média do indicador de esgotos sanitários é muito baixa, mesmo com a existência de uma Estação de Tratamento de Esgotos no bairro Renascer, pois esta trata os efluentes de uma pequena porcentagem da população desta microbacia. Em todos os setores censitários ocorrem alagamentos ou inundações. As vias parcialmente pavimentadas, gerando problemas de drenagem urbana. O baixo valor do Idu confirma esta problemática. Fato positivo é que dentre os nove setores censitários oito ainda apresentam áreas verdes. Nesta microbacia há riscos de transmissão por vetores de doenças como a dengue e a leptospirose. Com investimentos em rede coletora e tratamento de esgotos os valores do ISA para esta microbacia ficariam entre 0,79 e 0,83, classificando todos os bairros como salubre.

Problemas como baixa cobertura em coleta e tratamento de esgotos sanitários e de drenagem urbana podem ser constatados na microbacia rio Linha Anta, mesmo havendo duas ETE's, uma no bairro Cristo Redentor e outra no Loteamento Moradas do Sol. A cobertura em abastecimento de água é a segunda mais baixa (90,6%).

Considerando investimentos em coleta e tratamento de esgotos o ISA passaria para uma faixa de 0,76 a 0,98, classificando toda a microbacia como salubre. Com investimentos em pavimentação e drenagem urbana estes valores ficariam mais próximos de um.

A microbacia do baixo rio Sangão e Quarta Linha é a que possui menor densidade demográfica em relação ao restante do município, apresentando a menor média de pontuação do ISA. Os dados do Censo do IBGE de 2000 apontam a menor cobertura em abastecimento público de água (44,3%) devido principalmente à característica rural dos bairros.

Nesta microbacia existe uma ETE no Loteamento Bolan, mesmo assim o indicador de esgotos sanitários é zero, devido à baixa cobertura em coleta e tratamento. Todos os bairros apresentam risco de alagamento e inundação. Porém, em todos os bairros existem áreas verdes. Investimentos em esgoto e infraestrutura com pavimentação e sistema de drenagem adequados elevariam os resultados do ISA para a faixa de 0,90 a 0,94, classificando toda a microbacia como salubre.

Problemas nas áreas de drenagem urbana como inundações e alagamentos e baixa cobertura em coleta e tratamento de esgoto também estão presentes na microbacia do rio Sangão. Com investimentos apenas em esgotamento sanitário a média de resultados do ISA para toda a microbacia passaria do atual 0,67 para 0,87, representando um bom nível de salubridade.

A metodologia proposta permite a realização de revisões periódicas, podendo-se avaliar a evolução das condições de salubridade de acordo com as obras realizadas. As atualizações do ISA podem ocorrer concomitante às revisões do Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico, que devem ocorrer num prazo máximo de quatro anos, conforme prevê a Lei Federal Nº 11.445/07, podendo-se atualizar o banco de dados tendo em vista os resultados do último Censo do IBGE de 2010, melhorias na gestão de resíduos sólidos urbanos, como a implantação de coleta seletiva e investimentos em grande obras de drenagem urbana.

Os resultados do ISA para cada microbacia podem ser visualizados através da Figura 15. Observa-se que os resultados do indicador de salubridade são muito próximos nas cinco microbacias (média salubridade), apresentando condição melhor de salubridade em apenas dois setores censitários, em um universo de 167.

Ressalta-se a necessidade da busca permanente pela eficiência e eficácia na gestão pública, investimentos na capacitação dos funcionários das administrações municipais, investimentos em tecnologias e a garantia de processos de planejamento democráticos, garantindo a participação de toda a sociedade. Conforme visão do Ministério das Cidades, as políticas públicas para o saneamento básico devem integrar a Política e o Sistema Nacional de Desenvolvimento Urbano, conforme diretrizes definidas na 3ª Conferência das Cidades. A garantia do direito a cidades sustentáveis, entendido como direito à moradia, saneamento, dentre outros, deve também estar expressa nos Planos Diretores municipais, conforme ordenamento previsto no Estatuto da Cidade (BRASIL, 2008).

O saneamento adequado contribui diretamente para a melhoria da saúde da população,

servindo também como indicador de inclusão social. A salubridade ambiental é fundamental, sendo entendida "como um direito de todos, é condição indispensável à segurança sanitária e à melhoria da qualidade de vida" (BRASIL, 2008, p. 12).

Para Ely et al (2010) o que nos leva a considerar o impacto da qualidade dos serviços ofertados para a qualidade de vida da população são o monitoramento e as ações em políticas públicas, respeitando os princípios da sustentabilidade urbana e equidade social. Em Criciúma, conforme as autoras faz-se necessário maior atenção dos gestores municipais para as políticas de infraestrutura e prestação de serviços, respeitando o princípio da equidade, considerando que 10% da população mais rica se apropria de cerca de 50% da renda total do município, caracterizando uma situação de desigualdade social e pobreza econômica da maior parte da população.

A partir do entendimento dos resultados do ISA torna-se mais fácil compreender a realidade de um município em relação ao saneamento e definir metas de salubridade através dos Planos de Saneamento, visando à promoção da melhoria da qualidade de vida, garantindo a universalização, regularidade e equidade na prestação dos serviços dos sistemas de abastecimento de água, esgotamento sanitário, gestão de resíduos sólidos urbanos e rurais e o manejo adequado dos sistemas de águas pluviais.

Entende-se que o aperfeiçoamento dos indicadores apresentados neste trabalho, inserindo indicadores que complementem os aqui apresentados além de elaborar novos indicadores como socioeconômicos e de qualidade dos recursos hídricos, resultará em um banco de informações viável e útil para diagnóstico dos problemas socioambientais do município e para

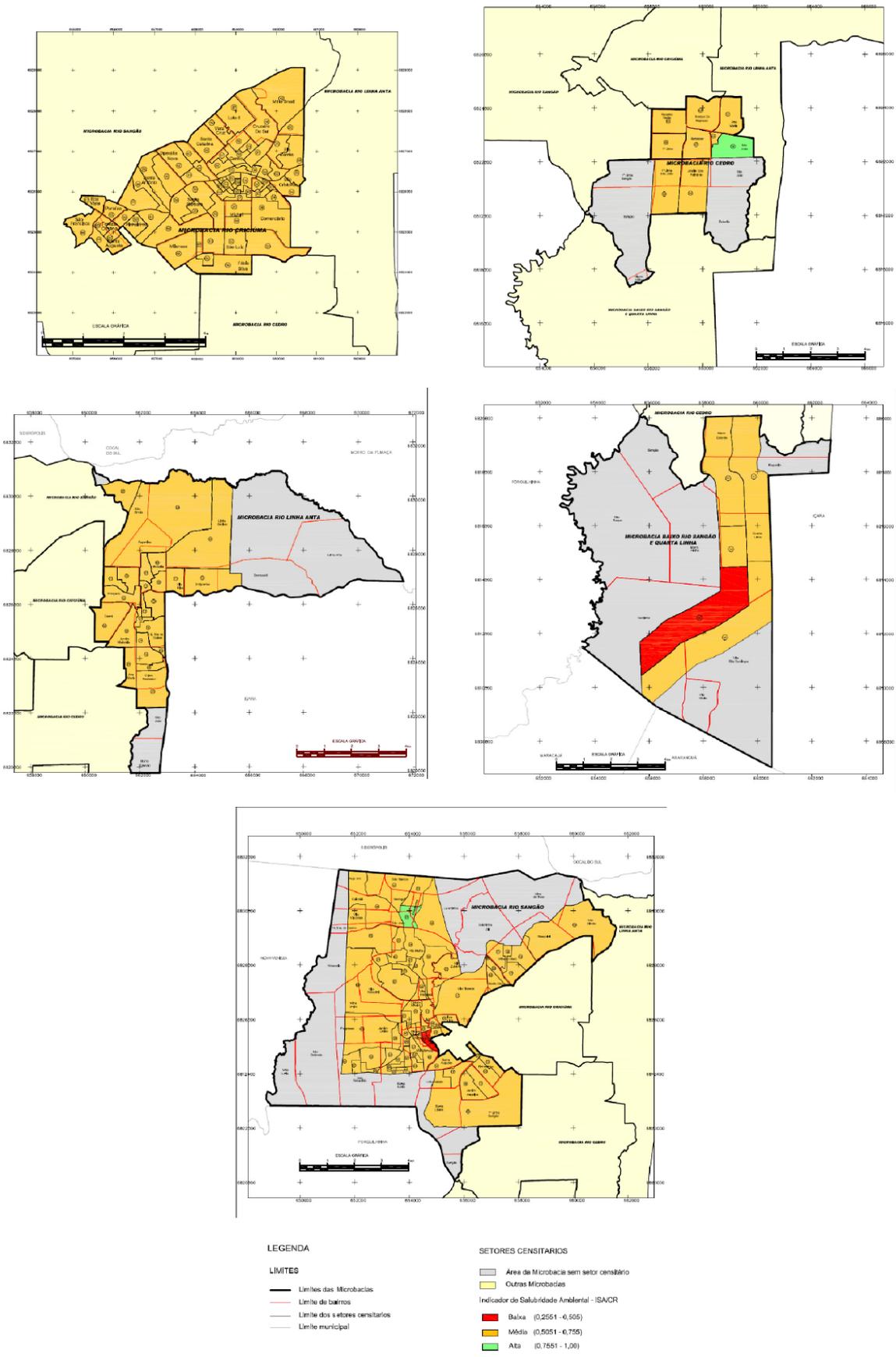


Figura 15 - Resultados do ISA para as microbacias: A) rio Criciúma; B) rio Cedro; C) rio Linha Anta; D) baixo rio Sangão e Quarta Linha; E) rio Sangão.

planejamento dos investimentos principalmente por parte do poder público, visando alcançar níveis de salubridade ambiental que reflitam na melhoria da qualidade de vida de toda a população.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, Marco Antonio P. de; ABIKO, Alex Kenya. **Indicadores de Salubridade Ambiental em favelas localizadas em áreas de proteção aos mananciais: O caso da favela Jardim Floresta**. Boletim Técnico da Escola Politécnica da USP. São Paulo: Departamento de Engenharia de Construção Civil, 2000. 28 p. Disponível em: <<http://publicacoes.pcc.usp.br/PDF/BT264.pdf>>. Acesso em: 4 mar. 2009.
- AROEIRA, Ricardo de Miranda. Plano Municipal de Saneamento Básico: a experiência de Belo Horizonte. In: BRASIL, Ministério das Cidades. **Lei Nacional de Saneamento Básico: Instrumentos das políticas e da gestão dos serviços públicos de saneamento básico**. Brasília: Editora, 2009. p. 54-85.
- BATISTA, Marie Eugénie Malzac; SILVA, Tarciso Cabral da. O modelo ISA/JP – Indicador de Performance para diagnóstico do saneamento ambiental urbano. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro: ABES, v. 11, n. 1, p. 55-64, jan./mar. 2006.
- BRASIL. **Lei n. 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Brasília: DOU, 5 jan 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-
- 2010/2007/lei/l11445.htm> Acesso em: 03 mar. 2009.
- BRASIL. Ministério das Cidades. **PLANSAB – Pacto pelo saneamento básico**. Brasília: MCidades, 2008. 31 p.
- BUCKLEY, Cristina F. de O.; FILHO, José D. Adaptação do Indicador de Salubridade Ambiental – ISA para análise de empreendimentos do Programa de Arrendamento Residencial – PAR em Aracaju/SE. **Revista DAE**, Sabesp, n. 189, maio-ago, 2012. p. 16-25.
- CRICIÚMA. **Lei Complementar n. 052, de 02 de Maio de 2007**. Dispõe sobre a Política Municipal de Saneamento Básico, cria o Fundo Municipal de Saneamento Básico – FUNSAB e o Conselho Municipal de Saneamento Básico – CONSAB no Município de Criciúma e dá outras providências. Criciúma: Câmara Municipal, 02 mai 2007. Disponível em: <http://camara.virtualiza.net/conteudo_detalle.php?tipo=c&id=8364> Acesso em: 20 jan 2009.
- DIAS, Marion Cunha; BORJA, Patricia Campos; MORAES, Luiz R. Santos. Índice de Salubridade Ambiental em áreas de ocupação espontâneas: Um estudo em Salvador – Bahia. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 1, p. 82-92, jan./mar. 2004.
- ELY, Amanda; RIBEIRO, Rosane K.; GONÇALVES, Teresinha M. Equidade Social e Sustentabilidade Urbana. In: GONÇALVES, T. M.; SANTOS, R. dos. (Org.). **Cidade e Meio Ambiente: Estudos Interdisciplinares**. Criciúma: UNESC, 2010. p. 33-55.
- IPAT/UNESC. Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas / Universidade do Extremo Sul Catarinense. **Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico de Criciúma, SC**. Criciúma: IPAT/UNESC, 2010. 246 p.
- IPAT/UNESC. Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas / Universidade do Extremo Sul
- Catarinense. **Plano Municipal de Saneamento Básico de Forquilha, SC**. Criciúma: IPAT/UNESC, 2011. 228 p.
- IPAT/UNESC. Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas / Universidade do Extremo Sul Catarinense. **Plano Municipal de Saneamento Básico de Siderópolis, SC. Versão preliminar**. Criciúma: IPAT/UNESC, 2012. 278 p.
- IPAT/UNESC. Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas / Universidade do Extremo Sul Catarinense. **Plano Municipal de Saneamento Básico de Morro da Fumaça, SC. Versão preliminar**. Criciúma: IPAT/UNESC, 2012. 207 p.
- IPAT/UNESC. Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas / Universidade do Extremo Sul Catarinense. **Plano Municipal de Saneamento Básico de Lauro Müller, SC. Versão preliminar**. Criciúma: IPAT/UNESC, 2012. 220 p.
- MORAES, Roberto Santos et al. **Plano Municipal de Saneamento Ambiental de Alagoinhas: Metodologia e Elaboração**. Santo André, SP: SEMASA Saneamento Ambiental, 2001. Disponível em: <http://www.semasa.sp.gov.br/Documentos/Publicar_Internet/trabalhos/trabalho_72.pdf> Acesso em: 27 jan 2009.
- SÃO PAULO. Secretaria de Recursos Hídricos, Saneamento e Obras. **ISA – Indicador de Salubridade Ambiental. Manual Básico**. São Paulo, Brasil, 1999. 37 p.
- SANTA CATARINA. **Lei nº 13.517, de 04 de outubro de 2005**. Dispõe sobre a Política Estadual de Saneamento e estabelece outras providências. Florianópolis: ALESC/Div. Documentação, 2005.
- SILVA, Nayra Vicente Souza da. **As condições de Salubridade Ambiental das Comunidades Periurbanas da Bacia do Baixo Gramame: Diagnóstico e Proposição de Benefícios**. 2006. 122 f. Dissertação (Mestrado em

Engenharia Urbana) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Urbana, Universidade Federal da Paraíba, Paraíba, 2006. Disponível: <http://www.hidro.ufcg.edu.br/twiki/pub/Rehisa/DocPublicacoes/Disser tao_Nayra_Setembro2006l.pdf> Acesso em: 16 jan. 2009.

SOSTIZZO, Ivo. Planejamento Urbano e Geografia. **Revista Tecnologia e Ambiente**. Criciúma: UFSC, v. 6, n. 2, p. 75-90, jul./dez. 2000.

TUCCI, Carlos E. M. Controle de Enchentes. In: TUCCI, Carlos E. M. (Org.). **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. 2 ed. Porto Alegre: ABRH, 1997. p. 621-658.

ZMITROWICZ, Witold. **Infra-estrutura urbana**. São Paulo: EPUSP, 1997. 35 p.

Recebido em: jun/2011
Aprovado em: ago/2012

Mensuração da Disposição a Pagar para Recuperar o Córrego dos Índios: uma aplicação do Método de Valoração Contingente

Measurement of the Willingness to Pay to recover the Índios Stream: a Contingent Valuation Method application

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi estimar a Disposição a Pagar da população de Malacacheta, Minas Gerais, para recuperar o Córrego dos Índios, riacho que corta toda a cidade. O Método de Valoração Contingente foi escolhido por ser capaz de mensurar o interesse de determinada população em recuperar uma área. Para tanto, foram aplicados 280 questionários, aleatoriamente, a fim de identificar as preferências populacionais a partir de um cenário hipotético. O estudo demonstrou que 15% dos entrevistados estão dispostos a pagar, em média, R\$ 43,07 para a recuperação do Córrego dos Índios, o que geraria uma receita de R\$ 117.458,35 por mês, correspondendo a uma receita total anual de R\$ 1.409.500,20. Do total de entrevistados, 85% manifestaram que não pagariam valor algum pela recuperação do curso d' água. Constatou-se que os entrevistados entendem que é de responsabilidade do poder público recuperar o Córrego, uma vez que os cidadãos já pagam uma elevada carga de tributos.

PALAVRAS-CHAVE: Valoração Econômica Ambiental, Método de Valoração Contingente, Disposição a Pagar.

ABSTRACT

The purpose of this work was estimating the Willingness to Pay of the population of Malacacheta city, Minas Gerais, to recover the Índios Stream, which runs through the entire city. The Contingent Valuation Method has been chosen for it helps to measure the interest of certain population in recovering an area. To that end, it has been applied 280 questionnaires randomly to identify the populational preferences from a hypothetical scenario. The survey has demonstrated that 15% of the people are disposed to pay approximately R\$43,07 for Índios Stream recovering, what would sum up an income of R\$117.458,35 a month and R\$ 1.409.500,20 a year. Out of all people surveyed, 85% have said that would not pay anything for the stream recovering. It has been verified that the people interviewed think that it is a government responsibility to recover the stream, since the citizens already pay a high tax burden.

KEYWORDS: Environmental Economic Valuation, Contingent Valuation Method, Willingness to

Darlen Rodrigues dos Santos
Bacharel em Ciências Contábeis pela Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM), Diamantina, MG, Brasil
darlenhits@hotmail.com.

Vasconcelos Reis Wakim

Mestre em Desenvolvimento Regional e Agronegócio. Professor Assistente II, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM), Diamantina, MG, Brasil
vasconcelos.wakim@ufvjm.edu.br

Elizete Aparecida de Magalhães

Mestre em Administração. Professora Assistente, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM), Diamantina, MG, Brasil
elizete.am@ufvjm.edu.br

Simão Pereira da Silva

Mestre em Administração. Professor Assistente, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM), Diamantina, MG, Brasil
professorsimao@ufvjm.edu.br

Sorele Carpaneze Veiga

Mestre em Administração. Professor Assistente, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM), Diamantina, MG, Brasil
sorele.veiga@ufvjm.edu.br.

INTRODUÇÃO

Com a crescente utilização dos recursos naturais, renováveis e não renováveis, de forma desordenada, sem a preocupação com as gerações futuras, a sociedade encontra-se diante de um desafio: o desenvolvimento econômico associado à preservação ambiental. Devido à exigência de matéria-prima para o processo de produção nas empresas, a relação do homem com o meio ambiente intensificou-se à medida que o crescimento populacional exigia mais produção para atender à demanda cada vez mais crescente.

Atualmente, percebe-se que a má utilização dos recursos naturais pode trazer sérias consequências para a humanidade, ocasionando prejuízo destes recursos para as gerações futuras e, dessa forma, causando sérios impactos ao desenvolvimento econômico dos países.

A preocupação com os recursos naturais reside no fato de que todos os problemas ambientais que cercam a sociedade acabam por formar um círculo vicioso, gerando outros problemas e, conseqüentemente, agravando a situação do meio ambiente. Os impactos ambientais que o homem causa na busca do aceleramento do processo produtivo, o qual destina-se a suprir as demandas da sociedade, podem ser entendidos como um desequilíbrio entre homem e o meio ambiente, uma vez que o homem extrai toda matéria-prima utilizada na produção, sem um planejamento que concilie as necessidades do meio ambiente e da sociedade. O meio ambiente enquanto fonte produtora de recursos tem um fim natural. É fundamental que existam políticas públicas capazes de responder tanto à demanda de produção quanto à de preservação.

Entre tantos outros impactos ambientais, a poluição das águas também é um problema que gera riscos à saúde humana e

compromete a produtividade, uma vez que a água é um bem que garante o funcionamento do processo industrial e produtivo.

Segundo CETESB (2009), a superfície do planeta Terra é composta por $\frac{3}{4}$ de água. Deste total, 97% são de água salgada e 3% de água doce. Porém, do percentual de água doce, a maior parte está na forma de gelo, sendo que apenas 0,01% é próprio para o consumo humano e encontra-se na forma de lagos e rios.

Diante deste contexto, surge a necessidade de inovação dos instrumentos e práticas utilizadas na extração e aproveitamento dos recursos naturais, visando a atender às necessidades de preservação do meio ambiente, fundamentadas no desenvolvimento sustentável, mecanismos estes que orientam a utilização dos recursos naturais.

O Córrego dos Índios, objeto de estudo, corta a cidade de Malacacheta, Minas Gerais, tendo sua nascente na Grotta do Bugre. Atualmente, recebe quase todo o esgoto da cidade e o lixo gerado pela população que reside às suas margens. Assim é notória a importância de projetos que visem à melhoria da qualidade do rio, com a finalidade de almejar o bem-estar populacional.

Nesse sentido, este estudo teve como objetivo identificar junto à população de Malacacheta, MG, a disposição a pagar para a recuperação do Córrego dos Índios.

REFERENCIAL TEÓRICO

Meio Ambiente

O homem sempre dependeu da utilização dos recursos naturais existentes no meio ambiente, mas frequentemente vem se deparando com o uso desordenado dos recursos. No passado, a sociedade preocupava-se apenas em acelerar o crescimento econômico em busca de melhoria do bem-estar social.

Pode-se observar, atualmente, que existe uma preocupação com a preservação dos recursos não renováveis, uma vez que estes têm um fim natural. De fato, a escassez ou a extinção de recursos naturais abalaria o crescimento econômico, causando uma desestruturação na economia mundial, que se consolidou nos princípios do capitalismo. Por isso, economistas e ambientalistas buscam soluções para interpretar e harmonizar a relação existente entre o homem e o meio ambiente.

Segundo Ferreira (2007), o meio ambiente é uma área de conhecimento que abrange várias outras ciências, afins entre si, que se associam para melhor explicá-lo. Ele pode ser dividido em seis aspectos: ar, água, solo, subsolo, fauna, flora e paisagem.

De acordo com a Lei nº 6.938/1991, em seu art. 3º, inciso I, meio ambiente “é o conjunto de condições, leis, influências e interações de ordem física, química e biológica que permite, abriga e rege a vida em todas as suas formas”.

Para Tinoco e Kraemer (2008), a proteção do meio ambiente vem se tornando preocupação de muitas empresas e da população em várias partes do mundo. Tal fato dá-se em decorrência do elevado nível de degradação do patrimônio ambiental da humanidade, o que leva as organizações e a população a buscarem uma convivência equilibrada entre o homem e o meio ambiente.

De acordo com Paiva (2009), devido ao crescimento populacional e, conseqüentemente, às exigências de consumo, as indústrias expandiram-se em número, áreas de atuação e variedade de produtos. No entanto, a preocupação com o meio ambiente não se fez presente durante anos, ocasionando como resultados problemas ambientais de grandes proporções.

Para Ribeiro (2006), a poluição, que cada dia cresce mais, tornou-se nos últimos tempos tema para várias discussões acerca dos mais variados aspectos, tendo em vista a crescente abrangência dos seus efeitos.

Conforme Ribeiro (2006, p. 110):

O cerne deste tema passa a ser a consecução da convivência pacífica entre a boa qualidade do meio ambiente e o desenvolvimento econômico, visto que se trata de variáveis dependentes entre si. Afinal, o aniquilamento do meio ambiente pode eliminar o elemento humano.

Segundo Ferreira (2007), para melhor entender os significados do meio ambiente, é imprescindível ir além dos aspectos ecológicos e econômicos. O autor afirma que devem ser observados também os aspectos sociais, culturais, educacionais, os quais se relacionam a essa questão polêmica. Nesse sentido, é notório que a realidade que cerca o meio ambiente não é muito promissora e, por isso, deve-se ter cuidado na elaboração de práticas capazes de satisfazer a necessidade da humanidade sem comprometer a principal fonte de recurso do processo produtivo.

Desenvolvimento Sustentável

O desenvolvimento sustentável requer a utilização de forma racional dos recursos da natureza, de maneira que as gerações futuras também possam usufruir dos bens naturais. Faucheux e Noel (1997) comentam que o Desenvolvimento Sustentável (DS) consiste no desafio de conciliar as questões econômicas com a preservação ambiental. Neste sentido, os Estados buscaram constituir uma parceria global que teria como objetivo alcançar uma

economia mais eficiente e igualitária. Dessa forma, o DS passou a ser um objetivo prioritário das nações.

De acordo com o Relatório de *Brundtland* “a humanidade é capaz de tomar o desenvolvimento sustentável - de garantir que ele atenda às necessidades do presente sem comprometer a capacidade de as gerações futuras atenderem às suas” (NOSSO FUTURO COMUM, 1991, p.9).

Thomas e Callan (2010) relatam que desenvolver com sustentabilidade abrange o gerenciamento dos recursos da natureza de modo que a qualidade e sua quantidade para o longo prazo sejam asseguradas às próximas gerações.

Solow (1991, tradução nossa) apresenta uma definição da UNESCO para o Desenvolvimento Sustentável, segundo a qual cada geração deve deixar os recursos (água, ar e solo) puros e sem poluição. No entanto, ele comenta que essa é uma maneira errada de pensar sobre o assunto. O autor acredita que o conceito sobre sustentabilidade ali descrito é vago e que seria errado assumi-lo como preciso e abrangente. Solow (1991) menciona também que este conceito não é um guia exato para a formulação de políticas públicas, no entanto, não é de todo inútil.

Ainda na visão de Solow (1991, tradução nossa), a sustentabilidade é uma obrigação, bem como um compromisso moral da atual geração com o futuro. Por isso, deixar o mundo conforme nós o encontramos é inviável.

Pode-se perceber que o desenvolvimento sustentável é um grande desafio para a sociedade, pois deve encontrar um ponto de equilíbrio entre a preservação ambiental e o desenvolvimento econômico. Esse equilíbrio é denominado pela literatura econômica como “Ótimo de Pareto”. Segundo Stiglitz e Walsh (2003, p. 171), a eficiência no sentido de Pareto relaciona-se ao momento

“quando ninguém pode melhorar sua situação sem piorar a de outrem.” No que tange ao desenvolvimento econômico, Bresser-Pereira (1992, p. 7) o conceitua como o “aumento da produção *per capita* através da reorganização dos fatores de produção.”

Thomas e Callan (2010, p. 488) comentam que o desenvolvimento sustentável “pretende ser um objetivo global, cujos benefícios devem contemplar todos os segmentos da sociedade e todos os países.” De acordo com Nunes (2008), o desenvolvimento sustentável designa uma forma capaz de responder às exigências do presente, sem prejuízo das gerações vindouras. Neste sentido, o DS tem como objetivo a melhoria das condições de vida dos indivíduos, mas preservando, simultaneamente, o meio envolvido a curto, médio e, sobretudo, longo prazo. A preservação pode ser conseguida por meio de um tipo de desenvolvimento economicamente eficaz, socialmente equitativo e ecologicamente sustentável.

Conforme Ribeiro (2006, p. 6), “em síntese, desenvolvimento sustentável corresponde à satisfação das necessidades sociais, sem prejuízo das futuras.” Segundo Tagore (2009), o desenvolvimento sustentável consiste no crescimento social, científico e cultural das sociedades, sem exaurir os recursos naturais do planeta e, para isso, toda forma de relação do homem com a natureza deve ocorrer com um menor dano possível ao ambiente. Os sistemas de produção e o consumo têm de existir preservando a biodiversidade.

Paiva (2009) afirma que o desenvolvimento sustentável tem ocupado as principais pautas de discussões sobre os rumos do planeta e, da mesma forma, o crescimento econômico, como fonte principal de subsistência do homem na terra, também é preocupante em face da degradação que causa ao meio ambiente. Ribeiro (2006)

menciona que, após conhecer os limites do sistema ecológico, a sociedade, os governos e as organizações começaram a se preocupar com a capacidade do meio ambiente em reagir com aos altos níveis de impureza que lhe são acrescidos diariamente.

Quando se fala em desenvolvimento sustentável, remete-se essa atribuição apenas às autoridades governamentais ou às organizações. Pouco se fala na responsabilidade dos cidadãos, uma vez que o desenvolvimento sustentável depende do trabalho em equipe, pois busca soluções pacíficas para integrar o crescimento econômico ao meio ambiente, a fim de satisfazer esta e as próximas gerações.

Ainda sobre o Relatório de *Brundtland*, o documento preconiza que a implementação do desenvolvimento sustentável não é um processo fácil e sem obstáculos, sendo que as decisões difíceis deverão ser tomadas em diversas esferas, no entanto, tudo dependerá de empenho político (NOSSO FUTURO COMUM, 1991).

Bens Públicos

Para Pindyck e Rubinfeld (2006), os bens públicos não são disputáveis e o custo marginal de provê-los para um consumidor adicional é zero e as pessoas não podem ser excluídas de seu consumo. Varian (2006, p. 720) explica que o bem público “tem que ser fornecido na mesma quantidade para todos os consumidores envolvidos.” Ainda o mesmo autor menciona que o bem público é um tipo de externalidade de consumo, ou seja, todos são obrigados a consumir a mesma quantidade do bem.

Stiglitz e Walsh (2003, p. 195-196) afirmam que o bem público puro “é aquele em que o custo marginal de oferecê-lo a uma pessoa adicional é rigorosamente zero e é impossível excluir quem quer que seja de receber o bem.” Os

mesmos autores mencionam que o Estado tem o poder de coerção e de obrigar os cidadãos a pagar pelo uso dos bens públicos.

Thomas e Callan (2010, p. 66, grifo dos autores) explicam que o bem público puro “é aquele que possui as seguintes características: é **não-rival** no consumo e seus benefícios são **não-excludentes (ou não exclusivos).**” Ainda explicam que a não-rivalidade está associada aos benefícios do consumo que não podem ser divisíveis, isto é, nenhuma pessoa pode ser impedida de usufruir de determinado bem ao mesmo tempo. A não-exclusividade é explicada pelos mesmos autores como a não possibilidade de exclusão das pessoas dos benefícios gerados pelo bem público.

Conforme Nunes (2008), os bens públicos são um tipo específico de bem que independentemente da vontade de um indivíduo em particular querer ou não usá-los, o benefício por eles proporcionados é usufruído por toda a população e de uma forma indivisível.

Desse ponto de vista, pode-se perceber que as águas são bens públicos, conforme preveem a Constituição Federal em seus artigos 20 e 26 e a Lei nº 9.433/1997, que dispõe, em seu art. 1º, inciso I, que “a água é bem de domínio público.” Portanto, o recurso natural apresenta características de uso coletivo, não podendo haver a exclusão de nenhum indivíduo, mesmo que este não faça uso de forma racional do bem público em questão.

Um bem público pode ser usado por várias pessoas ao mesmo tempo, sem exclusão, como, por exemplo, a água pode ser usada racionalmente por alguns indivíduos, enquanto há outros que não se preocupam tanto com a forma de utilização deste bem. Assim, pode-se perceber uma diferença entre bem público e bem privado, em que neste último pode haver a exclusão de qualquer indivíduo.

Externalidades

As externalidades aparecem quando acontece um ganho sem que este seja precedido pelo devido pagamento ou quando ocorre uma perda sem a devida compensação.

Para Motta (1997), as externalidades podem ser entendidas a partir do momento em que terceiros ganham sem pagar por benefícios, ou perdem sem ser compensados por suportarem os malefícios. Varian (2006, p. 671) menciona que a principal característica da externalidade é “que há bens com os quais as pessoas se importam e que não são vendidos nos mercados.”

Para Thomas e Callan (2010) o preço é o melhor mecanismo para sinalizar a situação do mercado. No entanto, o preço pode, em algumas situações, deixar de captar os custos e os benefícios de determinada transação. Estas falhas de mercado surgem porque uma pessoa é afetada pela produção ou consumo de um bem. Tal influência é denominada externalidade e caracteriza-se como positiva quando gera benefícios para terceiros e, como negativa, no caso de proporcionar-lhe custos.

De acordo com Nunes (2008), as externalidades são atividades que englobam a imposição dos custos ou de benefícios, os quais podem causar efeitos negativos ou positivos, sem que as pessoas tenham a oportunidade de impedir, pagar ou ter o direito de ser recompensado.

Stiglitz e Walsh (2003, p. 351) explicam que as “externalidades podem ser positivas ou negativas, dependendo de os indivíduos aproveitarem benefícios adicionais pelos quais não pagaram ou terem custos extras em que eles próprios não incorreram.”

Segundo Motta (1997, p. 222), há dois tipos de externalidades, as positivas e as negativas:

Externalidades	positivas,
benefícios	externos,

deveriam ter preços positivos por representarem benefícios não propriamente pagos. Por exemplo, uma empresa desenvolve um método de produção ou administrativo de baixo custo que é absorvido gratuitamente por outra empresa. Ou quando um fazendeiro preserva uma área florestal que favorece gratuitamente a proteção do solo de outros fazendeiros. Externalidades negativas, custos externos, deveriam ter preços negativos por significarem perda de utilidades. Um exemplo seria a degradação ou exaustão de recursos ambientais decorrentes das atividades de produção de outros bens que também destroem a fauna e a flora.

Faucheux e Noel (1997, p. 216) afirmam que os efeitos das externalidades são “positivos ou negativos, ou seja, perfeitamente simétricos: falar-se-á a partir daí de economia externa, se o efeito for positivo e de deseconomia externa se o efeito for negativo”.

Desta forma, percebe-se que as externalidades existem quando as atividades de consumo são afetadas, não somente por seu próprio consumo, mas também pelo consumo de outros indivíduos que utilizam determinados bens públicos sem o devido pagamento. Desse modo, as atividades de consumo sofrem uma perda sem uma devida restituição.

Thomas e Callan (2010, p. 76) explicam que:

As externalidades ambientais são aquelas que afetam o ar, a água, ou a terra, todos os quais possuem características de bens públicos. O que isso implica é que, embora os bens públicos e as externalidades não constituam o mesmo

conceito, estão intimamente relacionados.

Para internalizar uma externalidade, segundo Faucheux e Noel (1997), é importante preencher as lacunas existentes entre o custo social e o custo privado, ou seja, obrigar o poluidor a pagar uma taxa pela quantidade de poluição causada.

A internalização das externalidades, conforme Coase (1960, *apud* FAUCHEUX; NOEL, 1997, p. 221):

Não pode vir senão de uma negociação bilateral entre emissor e vítima, ou seja, de uma discussão de preço entre os agentes econômicos em causa, desde que, esclarece o custo da organização dessa negociação não seja proibitivo e nunca ultrapasse o ganho social que dele pode-se esperar.

Faucheux e Noel (1997) comentam que a preocupação de Coase é com o caráter unilateral da solução fiscal proposta por Pigou, pois esta não resolveria o problema, ou seja, punir um elemento (A) por causar danos a outra pessoa (B) também causaria prejuízos a (B), e que o ponto central reside, na verdade, no questionamento sobre se deveria ser viável permitir que (A) prejudicasse (B) e/ou vice-versa.

Kuhn (1992, tradução nossa) afirma que algumas das conclusões alcançadas pela maioria dos economistas no que tange às externalidades, com base na análise de Pigou, foram resumidas por Coase, isto é, o produtor da poluição (fumaça, barulho, etc.) deve: (1) pagar uma indenização aos afetados; (2) ser taxado em sua produção pelo governo ou; (3) ter sua fábrica excluída dos bairros residenciais.

Valoração Econômica Ambiental

A valoração econômica ambiental fundamenta-se na

utilização de métodos e técnicas que buscam estimar valores monetários para os ativos ambientais, refletindo os fluxos de bens e serviços oferecidos pela natureza.

Ao tratar-se dos fatos que têm relação direta ou indireta com meio ambiente, é difícil estimar valores monetários para o uso dos ativos ambientais. A valoração ambiental surge como fator propulsor para a busca do valor dos bens naturais, pela efetiva utilização desses bens. Neste sentido, Barbisan et al (2009, p. 3) explicam que:

Existem, entretanto, algumas dificuldades para se obter a adequada valoração ambiental, uma vez que em se tratando de recursos naturais ou ambientais em geral, os valores não são capazes de atingir a eficiência de mercado. Os preços praticados são na grande maioria sub-avaliados, não incorporando os custos de extração destes recursos renováveis, ou seja, eles não racionam os recursos entre os consumidores e não fornecem informações corretas sobre a escassez relativa dos mesmos [...].

Para Motta (2006), o valor econômico dos recursos ambientais, geralmente, não é notado no mercado por meio do sistema de preços. Destaca-se ainda que, assim como os outros bens e serviços existentes no mercado, seu valor origina-se de seus atributos, podendo ou não estar relacionado a um uso.

A valoração econômica de recursos ambientais, na visão de Alves (2010, p. 35):

Pode ser entendida como um conjunto de técnicas que sirvam ao propósito de ordenar opções excludentes e que implica, basicamente, em determinar o valor econômico de um recurso ambiental, o que significa estimar o valor monetário

do recurso ambiental em relação aos outros bens e serviços disponíveis na economia.

Motta (2006) faz a decomposição do valor econômico dos recursos ambientais em valor de uso e valor de não-uso, conforme pode ser visualizado na fórmula seguinte:

$$VERA = (VUD + VUI + VO) + VE$$

em que

VERA = valor econômico dos recursos ambientais;

VUD = valor de uso direto;

VUI = valor de uso indireto;

VO = valor de opção; e

VE = valor de existência.

Conforme o referido autor, o valor de uso direto é aquele atribuído a um bem ou serviço ambiental em função da sua utilização. O valor de uso indireto é aquele em que o bem, dentro de suas funções naturais, pode contribuir para que desastres ecológicos não ocorram. O valor de opção é o valor atribuído pelas pessoas em preservar recursos que podem estar ameaçados. E por fim o valor de existência é aquele atribuído, independentemente de seu uso.

De acordo com Finco (2002, *apud* BRAGA; ABADALLAH; OLIVEIRA, 2005, p. 8):

A valoração econômica do meio ambiente surge quando da crescente preocupação mundial com a preservação/conservação dos recursos naturais. Essa preocupação deriva sobretudo, do aumento da demanda pela qualidade dos bens e serviços gerados por esses recursos, ao mesmo tempo em que há uma enorme perda de bem-estar com a variação na quantidade e na qualidade desses serviços, por parte da geração presente e pela

presente preocupação com a geração futura.

As atividades econômicas desenvolvidas pelo homem, quando não realizadas de forma sustentável, podem gerar inúmeros problemas para o meio ambiente, além de causarem possíveis impactos na produção e na produtividade das diversas regiões do país. Como forma de medir esses impactos ocasionados, diversas metodologias de valoração ambiental podem ser empregadas. Essas metodologias têm como intuito associar valores financeiros aos recursos naturais danificados. Nesse sentido, Füzyová, Lániková e Novorolský (2009, tradução nossa) argumentam que existem, atualmente, inúmeras abordagens de avaliação econômica, utilizadas para determinar e avaliar os ativos e os passivos ambientais. Uma dessas abordagens é o Método de Valoração Contingente que será descrito a seguir.

Método de Valoração Contingente

O Método de Valoração Contingente (MVC) é um dos métodos adotados para estimar as questões sobre as preferências das pessoas. Ele presta-se a apropriar um valor monetário aos ativos ambientais em virtude do aumento da qualidade ou da quantidade que o bem ou o serviço pode oferecer para aumentar o bem-estar social a partir de um cenário hipotético criado pelo pesquisador.

Segundo Wakim (2010), o MVC implica o levantamento das preferências dos indivíduos, que serve de base para fundamentação no processo de valoração para estimar o valor da disposição a pagar dos indivíduos, a partir de um cenário hipotético.

Para Ferreira (2007), o MVC é utilizado quando o preço de mercado não pode ser expresso. Dessa forma, faz-se uso de pesquisa para determinar quanto um bem ambiental pode valer, em face das várias hipóteses levantadas na pesquisa.

Silva e Lima (2003) afirmam que o MVC é utilizado para estimar valores monetários extraídos de questionários, os quais tendem a refletir a preferência dos entrevistados em virtude de um acréscimo ou decréscimo na qualidade dos ativos ambientais.

De acordo com Motta (1997, p. 32), o Método de Valoração Contingente está alicerçado na teoria do bem-estar e no princípio de que o indivíduo é racional no processo de escolha, maximizando sua satisfação, dado o preço do recurso natural e sua restrição orçamentária. O objetivo do pesquisador com a aplicação do método é obter dos indivíduos o excedente do consumidor.

Faucheux e Noel (1997) ressaltam que, para um ganho em bem-estar, a medida compensatória do indivíduo indica quanto ele está disposto a pagar para assegurar que determinada mudança intervenha na melhoria do bem-estar, uma vez que pense ser um valor compensatório que viabilize todas as melhorias desejáveis.

Motta (1997) comenta que o Método de Valoração Contingente busca simular cenários, com características bem próximas às reais, de forma que os entrevistados possam responder o quanto estariam dispostos a pagar se, de fato, existisse determinado bem para ser recuperado, a fim de garantir melhorias do bem-estar populacional.

O referido autor explica que o MVC pretende, de alguma forma, quantificar a mudança do ambiente em que os indivíduos estão inseridos, visando à sua melhor qualidade, resultante de uma alteração no suprimento de determinado bem ou serviço ambiental, ou seja, aplica-se uma pesquisa de opinião a determinado número de pessoas em relação a um cenário hipotético. Com base na Disposição a Pagar (DAP) das pessoas, é possível estimar em valores monetários um atributo ambiental.

43): Na visão de Motta (1997, p.

Dado que no MVC utilizam-se funções com variáveis socioeconômicas, então é possível captar as particularidades regionais ao introduzirem-se estas variáveis relativas a outra região. Com isso, estima-se a DAP média da região com base na função transferida.

Para Faucheux e Noel (1997), o princípio fundamental da análise do MVC é que as preferências dos entrevistados devem servir de base de valoração dos benefícios e que o problema reside em ressaltar as preferências dos indivíduos.

De acordo com Motta (1997), “a grande vantagem do MVC, em relação a qualquer outro método de valoração, é que ele pode ser aplicado em um espectro de bens ambientais mais amplo”.

Para Mac-Knight (2008) o MVC é o único método que abrange um conjunto mais amplo de bens ambientais, pois estima diretamente a DAP, por meio das preferências do consumidor, além de ser o único que capta o valor de existência do recurso ambiental.

Faucheux e Noel (1997) comentam que:

A aplicação do método de avaliação contingente consiste em perguntar às pessoas o que é que elas consentem pagar para receber um benefício e ou/ aquilo que consentem pagar á laia de compensação por suportar um custo. Esta interrogação faz-se por inquérito, com a ajuda de questionário ou então por interrogação experimental em laboratório.

Faucheux e Noel (1997) ainda ressaltam que o entrevistado, ao tentar responder às perguntas, fará uma avaliação do que seria o aumento ou diminuição do preço de

um bem se existisse um mercado para sua transação.

O Método de Valoração Contingente é aplicado para extrair uma medida monetária, evidenciada por meio de questionários, que tende a refletir as preferências expostas por consumidores, relativas ao acréscimo da melhoria do bem-estar social, da qualidade de vida, trabalhada em um cenário hipotético que pretende supor que o ativo ambiental em melhores condições pode alterar as características de existência de certo bem ambiental.

Para calcular da DAP média individual, são utilizados os dados coletados por meio de questionários, estimando a média dos valores citados. Para o cálculo da Disposição a Pagar Total da População (DAPT), utiliza-se a DAP média individual multiplicada pela estimativa da população do universo da amostra. Para tanto, faz-se uso da seguinte fórmula.

$$DAPT = \sum_{i=1}^n DAPM_i \left[\frac{n_i}{N} \right] \times \text{população do país}$$

em que:

DAPM = disposição a pagar média;

n_i = número de entrevistados dispostos a pagar;

N = número total de pessoas entrevistadas;

i = um dos intervalos separados; e

n = número de intervalos separados.

O Método de Valoração Contingente requer um esforço amplo, no que diz respeito ao tratamento dos dados coletados por meio de questionário. É essencial definir com precisão o bem natural que irá fazer parte do cenário hipotético e analisar qual é a sua importância para a sociedade quanto aos aspectos econômicos e aos de melhoria no bem-estar populacional.

Arrow et al (1993) e Motta (2006) identificaram importantes tipos de vieses que podem afetar a

confiabilidade da pesquisa e que, portanto, devem ser minimizados com o aperfeiçoamento do formulário. Pode-se citar como exemplo: racionalidade dos indivíduos; improbidade das respostas; dificuldade de entendimento dos entrevistados sobre o que lhes está sendo questionado para valorar, má elaboração do instrumento de coleta de dados, etc.

Além disso, os mesmos autores apresentam algumas diretrizes que podem minimizar os vieses da entrevista, como, por exemplo: aplicar procedimentos estatísticos para calcular a amostra a ser pesquisada; efetuar coleta de dados, utilizando entrevista por telefone, correspondência ou pessoalmente; qualificar os entrevistadores de forma a não interferir no livre-arbítrio dos entrevistados; empregar a forma de pagamento e não de compensação; descrever detalhadamente o bem valorado; realizar pré-testes, etc.

METODOLOGIA

Este trabalho caracterizou-se por três tipos de pesquisa: bibliográfica, descritiva e de campo. A pesquisa bibliográfica foi o primeiro passo para iniciar o estudo. Este tipo de pesquisa consiste em selecionar estudos relacionados ao tema em questão, informações existentes em livros e revistas.

A pesquisa descritiva foi utilizada para identificar as principais características da região de Malacacheta e de sua população, como escolaridade, renda mensal, idade, etc. Para Gil (1991), a pesquisa descritiva visa a descrever as características de determinada população ou fenômeno ou estabelecer relação entre variáveis.

Por fim, a pesquisa de campo norteou o trabalho no que

Tabela 1- Sexo versus idade dos entrevistados

Idade	Sexo		Total
	Masculino	Feminino	
20 a 25 anos	37	67	104
26 a 35 anos	29	30	59
36 a 45 anos	23	34	57
46 a 55 anos	18	24	42
56 a 65 anos	3	6	9
Mais de 65 anos	4	5	9
Total	114 (40,7%)	166 (59,3%)	280

diz respeito aos objetivos, pois, a partir dela, foram coletados os dados que serviram de base para alcançar os objetivos inicialmente propostos.

Segundo Marconi e Lakatos (1996), a pesquisa de campo é realizada após o estudo bibliográfico, a fim de que o pesquisador tenha um bom conhecimento acerca do assunto, visto que é nesta etapa que se definem os objetivos da pesquisa, as hipóteses, o meio mais adequado para a coleta de dados, o tamanho da amostra e como os dados serão tabulados e analisados.

A pesquisa foi realizada em Malacacheta, Minas Gerais, localizada no Vale do Mucuri. Segundo dados do IBGE (2009), o município possui uma população estimada de 18.181 habitantes e uma área de 730,90 km². Seu relevo predominante é o montanhoso. Embora seja bastante acidentada, a cidade não possui elevações muito consideráveis. O córrego tem nascente na Grotta do Bugre, atravessa a cidade e recebe quase todo o esgoto urbano, juntamente com o lixo que muitos moradores ali depositam.

Para definir a amostra da pesquisa, foi utilizada a fórmula para população finita, uma vez que o número de habitantes do município de Malacacheta não excede o limite de 100.000 habitantes. Assim, a fórmula adotada foi:

$$n = \frac{\sigma^2 \times p \times q \times N}{e^2 \times (N-1) + \sigma^2 \times p \times q}$$

em que:

n = tamanho da amostra;

σ^2 = nível de confiança escolhido expresso em número de desvio padrão;

p = percentagem de sucesso o qual o fenômeno se verifica;

q = percentagem complementar ou de fracasso (100-p);

N = tamanho da população; e

e^2 = erro máximo permitido.

O erro estimado para a amostra foi de 6%, com dois desvios padrões, configurando um intervalo de confiança de 95%, com probabilidade de ocorrência (p) de 0,5. Logo, (q) também é 0,5, totalizando 280 questionários.

Os dados foram coletados por meio de questionários elaborados de forma que pudessem captar informações socioeconômicas dos entrevistados, bem como a DAP individual referente ao Córrego dos Índios. Os questionários foram aplicados a 280 pessoas, de forma aleatória, no período de 01 a 18 de novembro de 2010.

Para identificar a DAP da população, associada às variáveis que melhor pudessem explicá-la, foi utilizada a seguinte função:

$$DAP_D = a_0 + a_1 I_i + a_2 R_i + e_i$$

em que:

DAP_D = disposição a pagar pela recuperação do Córrego dos Índios (variável *dummy*);

I_i = idade dos indivíduos;

R_i = nível de renda dos indivíduos; e
e_i = erro aleatório ou perturbação estocástica.

Os dados coletados foram analisados com um nível de confiança de 95%, o que implica um desvio padrão com uma margem de erro de 6%. Os dados foram tabulados utilizando o programa SPSS 15.0 for Windows.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Estadística Descritiva

Para melhor compreensão dos resultados obtidos, tratar-se-á, a seguir, dos principais pontos da pesquisa em questão, na qual se buscou estimar a DAP individual e populacional, por meio de questionários aplicados na cidade de Malacacheta, MG, a fim de estimar o valor de uso do Córrego dos Índios.

Conforme a Tabela 1, a maioria dos entrevistados são do sexo feminino, um percentual de 59,3%, enquanto o sexo masculino tem um percentual de 40,7% do total de respondentes. Cerca de 40,36% das mulheres, assim como a maioria dos entrevistados (37,14%), estão na faixa etária de 20 a 25 anos.

Tabela 2 - Escolaridade dos entrevistados

<i>Escolaridade</i>	<i>Frequência</i>	<i>Percentual</i>	<i>Percentual Acumulado</i>
Analfabeto	12	4,3	4,3
1º grau completo	15	5,4	9,6
1º grau incompleto	40	14,3	23,9
2º grau completo	101	36,1	60,0
2º grau incompleto	32	11,4	71,4
Superior completo	36	12,9	84,3
Superior incompleto	35	12,5	96,8
Especialização	9	3,2	100,0
Total	280	100,0	

Tabela 3 - Profissão dos entrevistados

<i>Profissão</i>	<i>Frequência</i>	<i>Percentual</i>	<i>Percentual Acumulado</i>
Profissional liberal	44	15,7	15,7
Empresário	11	3,9	19,6
Comerciário	16	5,7	25,4
Estudante	30	10,7	36,1
Dona de casa	14	5,0	41,1
Funcionário(a) público(a)	60	21,4	62,5
Doméstico	16	5,7	68,2
Pensionista	7	2,5	70,7
Militar	15	5,4	76,1
Desemprego	4	1,4	77,5
Outras	63	22,5	100,0
Total	280	100,0	

Tabela 4 - Renda pessoal dos entrevistados

<i>Renda Pessoal</i>	<i>Frequência</i>	<i>Percentual</i>	<i>Percentual Acumulado</i>
Até R\$ 560,00	158	56,4	56,4
R\$ 561,00 a R\$ 1.000,00	55	19,6	76,1
R\$ 1.001,00 a R\$ 2.000,00	37	13,2	89,3
R\$ 2.001,00 a R\$ 3.000,00	19	6,8	96,1
Acima de R\$ 3.000,00	11	3,9	100,00
Total	280	100,0	

No ambiente da pesquisa, conforme a Tabela 2, pode-se perceber que, dos entrevistados, 36,1% possuem o 2º grau completo, 12,9% curso superior completo e 12,5% ainda estão realizando o curso superior. Conclui-se, portanto,

que a maioria dos entrevistados (71,4%) completou o 2º grau e não deu continuidade aos estudos, porém há um agravante: 14,3%, não concluíram o 1º grau. Um possível motivo para isto seria a necessidade de iniciar o trabalho muito cedo em

busca de aumentar a renda familiar, impossibilitando a continuidade dos estudos.

Segundo os dados da Tabela 3, 22,5% dos entrevistados enquadram-se em outras profissões, onde estão contabilizados os

Tabela 5 - Renda familiar dos entrevistados

<i>Renda Familiar</i>	<i>Frequência</i>	<i>Percentual</i>	<i>Percentual Acumulado</i>
Até R\$ 560,00	24	8,6	8,6
De R\$ 561,00 a R\$ 1.000,00	93	33,2	41,8
De R\$ 1.001,00 a R\$ 2.000,00	94	33,6	75,4
De R\$ 2.001,00 a R\$ 3.000,00	39	13,9	89,3
Acima de R\$ 3.000,00	30	10,7	100,0
Total	284	100,0	

Tabela 6 - Renda familiar versus número de pessoas na família dos entrevistados

<i>Nº de pessoas na família</i>	<i>Renda Familiar</i>					<i>Total</i>
	<i>Até R\$ 560,00</i>	<i>R\$561,00 a R\$ 1.000,00</i>	<i>R\$ 1.001,00 a R\$ 2.000,00</i>	<i>R\$ 2.001,00 a R\$ 3.000,00</i>	<i>Acima de R\$ 3.000,00</i>	
2 a 4 pessoas	20	59	48	26	22	175
5 a 7 pessoas	4	33	40	12	8	97
8 a 10 pessoas	0	1	6	1	0	8
Total	24	93	94	39	30	280

Tabela 7 - Gastos mensais dos entrevistados

<i>Gastos Mensais</i>	<i>Gasto Médio Mensal</i>	<i>Percentual</i>
Alimentação	R\$ 331,95	41,00
Moradia	R\$ 42,43	5,24
Lazer	R\$ 57,05	7,05
Transporte	R\$ 67,39	8,32
Educação	R\$ 82,60	10,20
Água	R\$ 43,54	5,38
Luz	R\$ 67,27	8,32
Telefone	R\$ 37,23	4,60
Saúde	R\$ 80,09	9,89
Total	R\$ 809,55	100

aposentados e demais trabalhadores do comércio. Em seguida, nota-se que 21,4% dos entrevistados são servidores públicos. Tais informações retratam bem o cenário do ambiente da pesquisa, onde a circulação do capital ocorre, principalmente, por meio dos servidores públicos e aposentados, os quais geralmente recebem por mês um salário mínimo. Entre os entrevistados, percebe-se também

que o nível de desempregados foi baixo, representando apenas 1,4%.

Dos entrevistados, 56,4% apresentaram uma renda pessoal de até R\$ 560,00, fato este que pode ser comprovado também pela Tabela 3, que expõe a situação profissional da população. A Tabela 3 mostra que a maioria dos entrevistados são servidores públicos ou enquadram-se em outras profissões, que são em sua maioria aposentado ou funcionário

do comércio, recebendo em média um salário mínimo, o que possivelmente explica os resultados obtidos na Tabela 4.

A renda familiar dos entrevistados, de acordo com a Tabela 5, está entre R\$ 1.001,00 e R\$ 2.000,00, com um percentual de 33,6%. Logo em seguida está a renda entre R\$ 561,00 e R\$ 1.000,00, correspondendo a 33,2%, sendo que 75,4% da população de Malacacheta

Figura 1 - Conhecimento da existência da rede de tratamento de esgoto

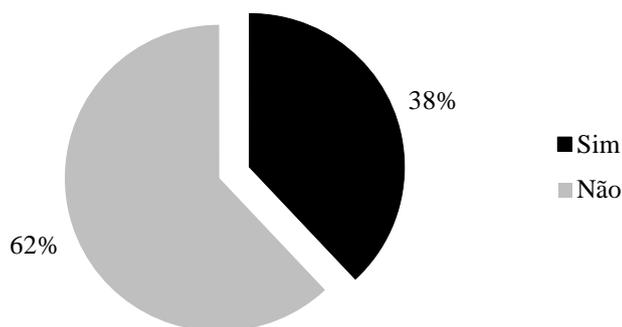
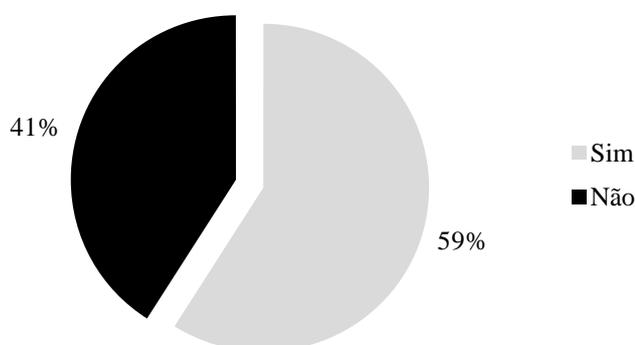


Figura 2 - Esgoto da residência despejado no córrego



possuem renda familiar de R\$ 560,00 a R\$ 2.000,00.

De acordo com a Tabela 6, ao comparar-se a renda familiar com a quantidade de indivíduos que residem com cada um dos entrevistados, pode-se concluir que a maioria deles convivem com pelo menos 2 pessoas em sua residência, sendo que a maior concentração de renda dessas famílias está entre R\$ 561,00 e R\$ 1.000,00, o que representa 63,44% do total de entrevistados.

Conforme a Tabela 7, os dispêndios com alimentação ocupam o maior espaço no orçamento mensal dos entrevistados, que gastam, em média, R\$ 331,95, ou seja, 41% da despesa total que correspondem a R\$ 809,55. Em contrapartida, os gastos com moradia sinalizam uma parcela pequena do total, com um percentual de 5,24%, indicando que a maioria dos entrevistados possui casa própria. Os gastos com água,

luz e telefone, se somados, representam 18,30% do total dos gastos. Já os gastos com saúde, representam praticamente 10% da despesa mensal, em média, cerca de R\$ 80,09.

Contudo, neste aspecto, acredita-se que, se existisse uma política pública ou um projeto de revitalização do rio, seria possível à população reduzir os gastos com saúde, uma vez que o rio poluído traz uma série de doenças para a sociedade.

Ao ser questionada sobre os riscos que a poluição do Córrego dos Índios pode proporcionar à sociedade, a maioria dos entrevistados os reconhece, isto é, 98% dos respondentes. Assim, verifica-se que eles conhecem o risco e têm consciência de que é preciso preservar, mas argumentam que faltam políticas públicas e projetos capazes de iniciar soluções sustentáveis, que favoreçam a

população, trazendo melhoria no bem-estar social.

Foi possível identificar que 97% dos entrevistados concordam que a existência de um projeto de recuperação do Córrego dos Índios possibilitaria uma melhoria no bem-estar da população. Por outro lado, apenas 3% disseram não concordar que um projeto de revitalização do córrego possa provocar melhora no bem-estar da populacional.

Com relação ao ambiente da pesquisa, pode-se notar, conforme Figura 1, que há uma dúvida, por parte dos moradores, quanto à existência de uma estação de tratamento de esgoto em Malacacheta. De fato, o município conta com a estação, porém ela não funciona efetivamente. Possivelmente esta informação explique melhor o resultado obtido. Assim, apesar da existência da estação, 38% dos entrevistados responderam que desconhecem o

Tabela 8 – Cruzamento de dados entre risco da poluição e destino do esgoto da residência dos entrevistados

<i>Risco da Poluição do Córrego</i>	<i>Esgoto da Residência</i>		<i>Total</i>
	Sim	Não	
Sim	163	111	274
Não	3	3	6
Total	166	114	280

Figura 3 – Percentual da população de Malacacheta com e sem DAP

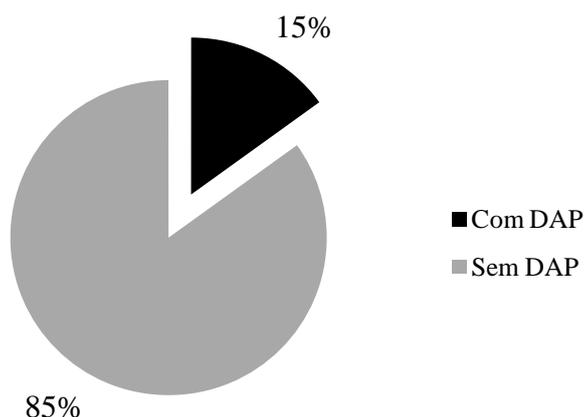


Tabela 9 - Cruzamento de dados entre a DAP e o sexo dos entrevistados

<i>DAP (R\$)</i>	<i>Sexo</i>		<i>Total</i>
	<i>Masculino</i>	<i>Feminino</i>	
0,00	95	143	238
1,00	1	0	1
1,99	1	0	1
2,00	1	1	2
5,00	2	4	6
10,00	2	3	5
15,00	1	0	1
20,00	2	4	6
25,00	1	2	3
30,00	2	4	6
36,00	0	1	1
50,00	3	4	7
100,00	2	0	2
1000,00	1	0	1
Total	114	166	280

fato. Por outro lado, 62% afirmaram que têm conhecimento do serviço.

Com base na Figura 2, pode-se perceber que a maioria dos entrevistados, 59%, têm sua rede de

esgoto despejada no Córrego dos Índios e o restante tem seu esgoto despejado em fossas.

A maioria dos entrevistados, 98%, conhece o risco

de poluição que o esgoto representa para o Córrego dos Índios, no entanto, 59,49% dos que responderam “sim” para o risco da poluição têm sua rede de esgoto

Tabela 10 - Cruzamento de dados entre a DAP e a renda pessoal dos entrevistados

DAP(R\$)	Renda Pessoal					Total
	Até R\$ 560,00	De R\$ 561,00 a R\$ 1.000,00	De R\$ 1.001,00 a R\$ 2.000,00	De R\$ 2.001,00 a R\$ 3.000,00	Acima de R\$ 3.000,00	
0,00	140	43	34	13	8	238
1,00	0	0	0	1	0	1
1,99	0	0	0	1	0	1
2,00	0	0	1	1	0	2
5,00	3	2	1	0	0	6
10,00	1	3	0	1	0	5
15,00	0	1	0	0	0	1
20,00	3	0	1	0	2	6
25,00	2	0	0	1	0	3
30,00	3	2	0	0	1	6
36,00	1	0	0	0	0	1
50,00	4	3	0	0	0	7
100,00	1	0	0	1	0	2
1000,00	0	1	0	0	0	1
Total	158	55	37	19	11	280

Tabela 11 - Motivos da indisposição a pagar dos entrevistados

	Motivos					Total
	Obrigação da prefeitura	Não tem condições financeiras	Não tem interesse pela preservação	Não responderam	Outras	
	168	39	1	42	30	280
Percentual	60	13,9	0,4	15	10,7	100

despejada no Córrego, conforme Tabela 8.

Pode-se perceber pela Figura 3 que 85% da população de Malacacheta não possuem nenhuma disposição a pagar para a recuperação do Córrego dos Índios e apenas 15% possui alguma DAP, que variou de R\$ 1,00 a R\$ 1.000,00.

Conforme a Tabela 9, fazendo uma análise da DAP *versus* a variável sexo, do total que não se dispõe a pagar nenhum valor (85%), a maioria é do sexo feminino, correspondendo a 60,08%.

Pela Tabela 10, o maior percentual daqueles que não possuem disposição a pagar concentra-se nos entrevistados que apresentaram a renda pessoal mais

baixa, ou seja, em que a renda é de até R\$ 560,00 (88,61%). Já dos entrevistados que possuem renda acima de R\$ 3.000,00 e que teriam condições financeiras de colaborar com algum valor para a recuperação do Córrego dos Índios, apenas 1,1% contribuiria com alguma quantia, a qual varia de R\$ 20,00 a R\$ 30,00 e 2,9% (08) destes entrevistados com condições financeiras para contribuir optaram por não fazer nenhum pagamento. Isto pode ser explicado pela falta de uma educação ambiental no que se refere à preservação e à recuperação dos recursos naturais.

A Tabela 11 demonstra que a maioria dos entrevistados na pesquisa consideram que a

responsabilidade pela recuperação e manutenção do Córrego dos Índios é exclusiva da prefeitura; 13,9% afirmaram que não possuem condições financeiras para tal contribuição; 0,4% não se preocupa em recuperar e preservar os recursos naturais; 15% não responderam qual foi o motivo da falta de disposição a pagar; e 10,7% apresentaram outros motivos não listados na pesquisa.

Ao analisar-se a relação entre renda pessoal e o motivo para não pagar nenhum valor (Tabela 12), pode-se perceber que 36,8% dos que responderam que não pagariam nenhum valor possuem renda de até R\$ 560,00. Porém, o motivo de não querer pagar está atrelado à

Tabela 12 - Renda pessoal versus motivos da DAP dos entrevistados

<i>Renda Pessoal</i>	<i>Motivos</i>					<i>Total</i>
	<i>Obrigação da prefeitura</i>	<i>Não tem condições financeiras</i>	<i>Não tem interesse pela preservação</i>	<i>Não respondeu</i>	<i>Outras</i>	
Até R\$560,00	103	30	1	18	6	
De R\$561,00 a R\$ 1.000,00	32	6	0	11	6	
De R\$ 1.001,00 a R\$ 2.000,00	25	2	0	3	7	
De R\$ 2.001,00 a R\$ 3.000,00	5	1	0	6	7	
Acima de R\$ 3.000,00	5	0	0	2	4	
Total	170	39	1	40	30	280

Tabela 13 - Motivos da disposição a pagar dos entrevistados

<i>Motivos</i>	<i>Frequência</i>	<i>Percentual</i>	<i>Percentual Acumulado</i>
Não tem disposição e motivo a pagar	240	85,7	85,7
Melhoria do bem-estar	15	5,4	91,1
Melhoria da saúde da população	7	2,5	93,6
Preservação do córrego dos Índios	7	2,5	96,1
Preservação do meio ambiente	8	2,9	98,9
Evitar dengue e pernilongo	1	0,4	99,3
Bem estar das gerações futuras	2	0,7	100,0
Total	280	100,0	

Tabela 14 - Resultado do modelo de regressão linear

<i>Variáveis</i>	<i>Beta Padronizado</i>	<i>T</i>	<i>P-valor</i>
Constante (DAP)	0,192	3,781	0,000
Idade	-0,195	-3,293	0,001
Renda mensal pessoal	0,136	2,303	0,022
<i>N</i> = 280	$R^2_{ajustado} = 0,042$	$\alpha = 5\%$	P-valor = 0,001

percepção de que esta é uma obrigação da prefeitura. Partindo dessa análise, tem-se que, apesar de não terem condições para crescer um valor mensal ao seu orçamento, mesmo que seja um valor irrisório, 60,7% dizem que a preservação do meio ambiente é responsabilidade exclusiva do poder público.

Conforme a Tabela 13, do total de entrevistados, apenas 40 pessoas (14,3%) tiveram alguma disposição a pagar, sendo que deste total 5,4% justificaram que pagariam algum valor em virtude da melhoria

do bem-estar populacional. A melhoria da saúde e a preservação do córrego tiveram o mesmo percentual (2,5%). O bem-estar das gerações futuras foi apenas 0,7%. Percebe-se, desse modo, que os entrevistados ainda não conhecem o conceito de desenvolvimento sustentável.

Análise de Regressão Linear para a Disposição a Pagar

O método de Mínimos Quadrados Ordinários (MQO) foi

utilizado para estimar o modelo de disposição a pagar. Inicialmente, é importante destacar que foi aplicado sobre o modelo o teste de *variance inflation factor* (VIF) com o propósito de confirmar a existência ou não de multicolinearidade, ou seja, se havia valores superiores a 10 (GUJARATI, 2006). Dentre os modelos testados, o linear foi o que apresentou melhor ajuste e as variáveis que possuíam algum grau de correlação elevada foram excluídas.

Assim, com o intuito de identificar as variáveis que melhor explicam as oscilações na DAP, gerou-se um modelo de regressão linear, que apresentou um R^2 ajustado de 0,042, ou seja, aproximadamente 4,2% da variação na DAP estão sendo explicados conjuntamente pelas variáveis incluídas no modelo (idade e renda mensal pessoal). Os resultados obtidos podem ser visualizados na Tabela 14.

Pode-se perceber que, a um nível de significância de 5%, a variável que mais explica a disposição a pagar da população de Malacacheta para a recuperação do Córrego dos Índios foi a idade dos entrevistados. O sinal negativo apresentado por esta variável demonstra que o aumento na idade do indivíduo reduz a sua probabilidade de pagamento. Assim, o resultado indica que os indivíduos mais jovens apresentam maior possibilidade de pagar pela recuperação do Córrego estudado. O motivo disso pode estar associado ao fato de os jovens serem mais conscientes em relação às questões ambientais.

A variável renda pessoal, incluída no modelo, apresentou sinal de acordo com o esperado, sendo diretamente proporcional à disposição a pagar dos entrevistados pela recuperação do córrego em questão. Diante disso, um aumento em uma unidade da renda individual elevará a disposição a pagar em R\$ 0,136.

Com base nos resultados, o modelo de disposição a pagar pela recuperação do Córrego dos Índios de Malacacheta pode ser expresso pela equação seguinte:

$$DAP_0 = a_0 + a_1 I_i + a_2 R_i + e_i$$

$$DAP = 0,192 - (0,195 \times 3,76) + (0,136 \times 320,64)$$

Com base na equação anterior, estimou-se uma DAP média individual de R\$ 43,07. Após ser calculada a DAP média pela função, foi possível calcular a DAP média

populacional, que apresentou um valor de R\$ 117.458,35 mensal. Ao estimar-se o valor anual, obtêm-se um montante de R\$ 1.409.500,20. Caso a população realmente contribuísse, este valor representaria uma receita que poderia ser utilizada pelo poder público na recuperação do Córrego dos Índios.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O objetivo deste estudo foi identificar junto à população de Malacacheta, MG, a disposição a pagar para a recuperação do Córrego dos Índios. Com base no objetivo proposto e nos resultados alcançados, pode-se perceber a existência de uma externalidade negativa, quando o esgoto da maioria da população é despejado no córrego, portanto, isso gera prejuízo para a sociedade, sem compensação.

O valor da DAP individual média identificada foi de R\$ 43,07. Apesar de os entrevistados possuírem uma renda pessoal mensal de até R\$ 560,00, o principal motivo alegado por aqueles que não se dispuseram a pagar nenhum valor foi o de que esse tipo de projeto de recuperação do córrego é de obrigação do poder público. Mesmo aqueles que tinham renda superior a R\$ 560,00 responderam que aquela era uma obrigação do poder público e até especificaram que já pagavam impostos altos e taxas exageradas, como a taxa de tratamento de esgoto que é cobrada na cidade.

Apesar de existir uma estação, que possivelmente trataria o esgoto da população, ela não funciona efetivamente na prática. Além disso, pode-se observar que grande parte dos entrevistados apresentou certa indignação, pois, os resultados obtidos mostram que os moradores conhecem os riscos que a poluição traz e concordam que a existência de um projeto poderia melhorar o bem-estar

social. Esse fato identifica que a população tem consciência das urgências da preservação do meio ambiente, embora não se comprometa com elas.

Com base na DAP individual média, foi possível identificar uma DAP populacional de R\$ 1.409.500,20 por ano. Esse valor representa a receita total que o poder público teria para recuperar o Córrego, caso os entrevistados contribuíssem efetivamente para o projeto no período de um ano.

Percebe-se a importância da criação de políticas públicas que sejam capazes de levar à população mais conhecimento sobre a importância da recuperação e da preservação dos recursos naturais.

REFERÊNCIAS

ALVES, Guilherme de Lima. **Efeitos das queimadas sobre o bem-estar das Famílias no Tocantins: uma aplicação do método de avaliação contingente**. 2010. 89 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Agronegócio) - Universidade Federal do Tocantins, Tocantins, 2010. Disponível em: <<http://www.uft.edu.br/pgdra/documentos/dissertacoes/Dissertacao%20Final%20-%20Guilherme%20Alves.pdf>>. Acesso em: 15 nov. 2010.

ARROW, Kenneth et al. **Report of the NOAA panel on contingent valuation**. 1993. Disponível em: <<http://www.cbe.csueastbay.edu/~lima/courses/4306/articles/NOAA%20on%20contingent%20valuation%201993.pdf>>. Acesso em: 29 jun. 2012.

BARBISAN, Ailson Oldair et al. **Aplicação do método da avaliação contingente através da técnica de disposição a pagar em área ocupada irregularmente no município de Passo Fundo, RS. Teoria e Prática na**

Engenharia Civil, n.13, p.27-36, maio 2009.

BRAGA, Paola Liziane Silva;
ABADALLAH, Patrícia Raggi;
OLIVEIRA, Cassius Rocha de.
Valoração econômica do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS. In: Congresso da Sociedade Brasileira de Economia e Sociologia Rural, 43., Ribeirão Preto, 2005. **Anais eletrônicos...** Ribeirão Preto: FEA/USP, 2005. Disponível em: <http://ich.ufpel.edu.br/economia/professores/xavier/PNLP_DAP_SOBER_2005.pdf>. Acesso em: 20 out. 2010.

BRASIL. **Lei da Política Nacional do Meio Ambiente nº 6.938 de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismo de formulação e aplicação, e da outras providências. Disponível em: <<http://www.ufvjm.edu.br>>. Acesso em: 28 out. 2010.

_____. **Lei Federal nº 9.433 de 08 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei 8.001 de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br>>. Acesso em: 26 out. 2010.

BRESSER-PEREIRA, Luiz Carlos. Desenvolvimento econômico e o empresário. **Revista de Administração de Empresas**, São Paulo, v. 32, n. 3, jul./ago. 1992. Disponível em: <http://rae.fgv.br/sites/rae.fgv.br/files/artigos/10.1590_S0034-75901992000300002.pdf>. Acesso em: 27 jun. 2012.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). Disponível em: <<http://www.cstesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 29 out. 2010.

NOSSO FUTURO COMUM. Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento. Rio de Janeiro: FGV, 1991. Disponível em: <<http://pt.scribd.com/doc/12906958/Relatorio-Brundtland-Nosso-Futuro-Comum-Em-Portugues>>. Acesso em: 25 jun. 2012.

FÜZYOVÁ, L.; LÁNIKOVÁ, D.; NOVOROLSKÝ, M. Economic Valuation of Tatras National Park and regional environmental policy. **Polish J. of Environ. Stud.**, v. 18, n. 5, p. 811-818, 2009. Disponível em: <<http://www.pjoes.com/pdf/18.5/811-818.pdf>>. Acesso em: 20 jun. 2012.

FAUCHEUX, Sylvie; NOEL, Jean-François. **Economia dos Recursos Naturais e Meio Ambiente**. 1. ed. Portugal: Instituto Piaget, 1997.
FERREIRA, Araceli Cristina de Souza. **Contabilidade Ambiental**. 2. ed. São Paulo: Atlas, 2007.

GIL, Antonio Carlos. **Como Elaborar um Projeto de Pesquisa**. 1. ed. São Paulo: Atlas, 1991.

GUJARATI, Damodar. **Econometria Básica**. 4. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Cidades@**. Disponível em: <<http://ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em: 10 jun. 2012.

KUHN, Thomas. The persistent problem of value. In: NORTH, Gary. **The Coase Theorem: a study in economic epistemology**. 1992. Disponível em: <http://www.garynorth.com/freebooks/docs/pdf/the_coase_theorem.pdf>. Acesso em: 29 jun. 2012.

MAC-KNIGHT, Vivian. **Aplicação do Método de Valoração Contingente para estimar o Altruísmo Partenalístico na Valoração de Morbidade em Crianças Devido a Poluição do Ar em São Paulo**. 2008.

114 f. Dissertação (Mestre em Ciências em Planejamento Energético) - Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008. Disponível em: <<http://www.ppe.ufrj.br/ppe/production/tesis/vivianm.pdf>>. Acesso em: 18 nov. 2010.

MARCONI, Mariana de Andrade; LAKATOS, Eva Maria. **Técnicas de Pesquisa: planejamento e execução de pesquisa, elaboração, análise e interpretação de dados**. 3. ed. São Paulo: Atlas, 1996.

MOTTA, Ronaldo Seroa da. **Economia Ambiental**. Rio de Janeiro: FGV Editora, 2006.

_____. **Manual para Valoração Econômica de recursos Ambientais**. Rio de Janeiro, 1997.

NUNES, Paulo, **Conceito de Desenvolvimento Sustentável**. 2008. Disponível em: <www.knoow.net.com.br>. Acesso em: 12 maio 2010.

PAIVA, Paulo Roberto de. **Contabilidade Ambiental: evidencição de gastos ambientais com transparência e focada na preservação**. 1. ed. São Paulo: Atlas, 2009.

PINDYCK, Robert S.; RUBINFELD, Daniel L. **Microeconomia**. 6. ed. Tradução: Eluterio Prado, Thelma Guimarães. São Paulo: Pearson Petric Hall, 2006.

RIBEIRO, Maisa de Souza. **Contabilidade Ambiental**. 1. ed. São Paulo: Saraiva, 2006.

SILVA, Rubicleis Gomes; LIMA, João Estácio. **Valoração do Parque Ambiental "Chico Mendes", Rio Branco-AC: uma aprovação probabilística do método de *refrendum* com *bidding games***. Viçosa: UFV, 2003. 125 f. Dissertação

(Mestrado em Economia Aplicada) -
Universidade Federal de Viçosa,
2003.

STIGLITZ, Joseph E.; WALSH, Carl E.
Introdução à microeconomia. Rio de
Janeiro: Elsevier, 2003.

SOLOW, Robert M. **Sustainability:**
An Economist's Perspective. 1991.
Disponível em:
<http://www.isites.harvard.edu/fs/docs/icb.topic203569.files/Solow.Sustainability_An_Economists_Perspective_1993.pdf>. Acesso em: 26 jun. 2012.

TAGORE, Vitor. **O que é
Desenvolvimento Sustentável.**
2009. Disponível em:
<www.revistameioambiente.com.br
>. Acesso em: 28 jun. 2010

THOMAS, Janet M.; CALLAN, Scott J.
Economia Ambiental: aplicações,
políticas e teoria. São Paulo:
Cengage Learning, 2010.

TINOCO, João Eduardo Prudêncio;
KRAEMER, Maria Elisabeth Pereira.
Contabilidade e Gestão Ambiental.
2. ed. São Paulo: Atlas, 2008.

VARIAN, Hal R. **Microeconomia:**
princípios básicos uma abordagem
moderna. 7. ed. Rio de Janeiro:
Elsevier, 2006.

WAKIM, Vasconcelos Reis.
Valoração Ambiental: o uso do
Método de Dose Resposta na
mensuração do impacto na
lucratividade da produção de arroz
irrigado na microrregião de Formoso
da Araguaia - TO. 88f. Dissertação
(Mestre em Desenvolvimento
Regional e Agropecuário) - Fundação
Universidade Federal do Tocantins,
Tocantins, 2010.

Recebido em: set/2011
Aprovado em: ago/2012

Análise temporal da cobertura do solo na zona de amortecimento de reserva biológica

Temporal analysis of soil cover in the buffer zone of biological reserve

RESUMO

A Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi abriga um importante remanescente florestal da Mata Atlântica, no interior do estado de São Paulo. Pela sua importância ecológica, foram criados instrumentos para a gestão ambiental e territorial da Unidade de Conservação, com a regulamentação do uso e ocupação do solo na sua Zona de Amortecimento (ZA), em 2004. O objetivo do presente trabalho foi analisar a evolução da cobertura das terras na região da ZA da Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi, em Jundiá-SP, entre 1989 e 2010. Empregou-se nesse estudo a análise de imagens do satélite LANDSAT-TM5, com o auxílio dos softwares IDRISI e ILWIS. Os resultados mostraram que a ocupação urbana aumentou 37,47% e as áreas agropastoris e de reflorestamento diminuíram 36,62% e 72,22% respectivamente; enquanto as áreas de mata aumentaram 49,57%. Todavia, a importância relativa da área de mata na ZA variou de 46,60%, em 1989, a 69,71%, em 2010, levando-se a conclusão de que essa região foi favorecida pelas mudanças na cobertura do solo, no período avaliado, apesar da forte pressão pela expansão urbana no seu entorno.

PALAVRAS-CHAVE: Sensoriamento remoto; gestão ambiental; unidade de conservação.

ABSTRACT

The Municipal Biological Reserve of Serra do Japi shelters an important forest remnant of Atlantic Rainforest in the state of São Paulo. For its ecological importance, were created instruments for environmental and territorial management of the Conservation Unit, with the regulation of the use and occupation of the land in its Buffer Zone (BZ) in 2004. The objective of this study was to analyze the evolution of the land cover in the BZ region of the Municipal Biological Reserve of Serra do Japi in Jundiá-SP, between 1989 and 2010. It was used in this study the image analysis of the satellite LANDSAT-TM5, with the help of software ILWIS and IDRISI. The results showed that urban occupation has increased 37.47% and the agro pastoral and reforestation areas have decreased 36.62% and 72.22% respectively, while forest areas have increased 49.57%. However, the relative importance of the forest area in BZ ranged from 46.60% in 1989 to 69.71% in 2010, leading to the conclusion that this region was favored by changes in land cover in the period evaluated, despite strong pressure for urban expansion in its surroundings.

KEYWORDS: Remote sensing; environmental management; conservation unit.

Felipe Hashimoto Fengler

Engenheiro Ambiental, Mestrando do Programa de Pós Graduação em Agricultura Tropical e Subtropical – Instituto Agrônomo de Campinas – IAC, Campinas, SP, Brasil
felipe_fengler@hotmail.com

Alexandre Marcos Silva

Ecólogo, Professor da Universidade Estadual Paulista – UNESP, Campus de Sorocaba, Sorocaba, SP, Brasil
amsilva@sorocaba.unesp.br

Afonso Peche Filho

Engenheiro Agrônomo, Pesquisador Científico do Centro de Engenharia e Automação - IAC, Jundiá, SP, Brasil
peche@iac.sp.gov.br

Moisés Storino

Engenheiro Agrônomo, Pesquisador Científico do Centro de Engenharia e Automação - IAC, Jundiá, SP, Brasil
storino@iac.sp.gov.br

Admilson Irio Ribeiro

Engenheiro Agrícola, Professor da Universidade Estadual Paulista – UNESP, Campus de Sorocaba, Sorocaba, SP, Brasil
admilson@sorocaba.unesp.br

Gerson Araujo de Medeiros

Engenheiro Agrícola, Professor da Universidade Estadual Paulista – UNESP, Campus de Sorocaba, Sorocaba, SP, Brasil
gerson@sorocaba.unesp.br

INTRODUÇÃO

A Serra do Japi é um remanescente florestal da Mata Atlântica no interior do Estado de São Paulo. A riqueza de sua biodiversidade está relacionada à sua localização em uma região ecotonal, ou seja, local de encontro de dois tipos de florestas da Mata Atlântica sendo uma característica da Serra do Mar e a outra referente à Mata Atlântica do interior paulista.

Devido à heterogeneidade da vegetação, à presença de um grande número de riachos e à topografia da região, tem-se como consequência uma grande quantidade de ecossistemas provenientes dos microclimas. A diversidade de microclimas e da vegetação abriga e alimenta a fauna, criando um equilíbrio delicado entre as várias formas de vida ali existentes (MORELLATO, 1992).

Sua importância na conservação da fauna silvestre estadual não se reduz apenas à preservação de populações locais das espécies presentes na área. Como um dos únicos remanescentes de floresta Atlântica do planalto paulista, ela é fundamental para o estabelecimento de corredores de fauna entre os blocos de mata preservados das serranias do litoral e do complexo Cantareira/Mantiqueira, e também na ligação com remanescentes menores e mais isolados do interior, como a Floresta Nacional do Ipanema (AMBIENTAL CONSULTING, 2008).

Considerando a crescente demanda de recursos hídricos do estado de São Paulo, a Serra do Japi se destaca como uma importante produtora de água pela presença de um grande número de nascentes em seu território.

Em consonância com a paisagem, a referida Serra se apresenta de grande importância para a região. Sua feição geomorfológica, a oeste do Planalto Atlântico, constitui um relevo montanhoso que se destaca na face

sudoeste do município propiciando uma cênica de rara beleza à população.

Sua localização entre áreas urbanas densamente povoadas, atividades ligadas à exploração de madeira e de minérios, e a ocupação por loteamentos obrigaram a administração pública a criar instrumentos para a preservação da Serra do Japi.

A partir da década de 60 se iniciaram as políticas públicas voltadas para a proteção do território. Na década de 70 a Administração Pública de Jundiá solicitou ao Conselho de Defesa do Patrimônio Histórico, Arqueológico, Artístico e Turístico (CONDEPHAAT) o desenvolvimento de estudos visando o tombamento do território, que ocorreu em 8 de março de 1983. Em 1984 parte das áreas urbana e rural dos municípios de Jundiá e Cabreúva foi decretada Área de Proteção Ambiental.

Em 1991 foi criada a Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi, pela Lei Municipal 3.672 de 10/01/1991, a qual foi regulamentada em 1992, por meio da Lei Municipal 13.196 de 30/12/1992. Em 2004 foi criado o Sistema de Proteção das Áreas da Serra do Japi, pela Lei Municipal 417 de 29/12/2004, que definiu o seu território de gestão, além de regulamentar o uso e ocupação da Zona de Amortecimento da Reserva Biológica.

Apesar da existência dos mecanismos de proteção, previstos na legislação, Mattos (2006) destaca que as pressões caracterizadas pela demanda de cunho urbano, pela administração pública e pela iniciativa privada avolumam fatores indesejáveis para as áreas ambientalmente protegidas. A supressão da fauna silvestre, a ocupação por loteamentos irregulares e clandestinos, a alteração da quantidade e qualidade dos corpos d'água, a insuficiência do gerenciamento dos resíduos sólidos e a fragmentação das áreas ambientalmente protegidas podem

afetar de forma significativa a Serra do Japi.

Neste contexto, é crucial o estudo da dinâmica espacial e temporal para a avaliação das mudanças no uso e ocupação do território de áreas protegidas pela legislação ambiental, além do entendimento da forma como os fatores históricos, jurídicos, políticos, administrativos e sociais influenciam tais mudanças.

A tecnologia de informação conhecida como Sistema de Informação Geográfica (SIG) possibilita o aprofundamento nas mais diversas áreas do conhecimento, permitindo a visualização e modelagem espacial e temporal de diversas variáveis, sejam ambientais, econômicas ou sociais. Atualmente essa tecnologia é disponibilizada a um baixo custo e com interfaces amigáveis, tornando-a acessível à grande parte da população (CÂMARA e FELGUEIRAS, 2002).

Partindo da premissa básica de que é possível utilizar o SIG no entendimento da evolução espaço-temporal do uso e ocupação do solo na Serra do Japi, o presente trabalho apresenta como objetivo analisar as alterações da cobertura do solo na região da Zona de Amortecimento da Reserva Biológica da Serra do Japi no município de Jundiá - SP utilizando Sistemas de Informação Geográfica, no período de 1989 a 2010.

MATERIAIS E MÉTODOS

Caracterização da área de estudo

A área de estudo constitui a Zona de Amortecimento da Reserva Biológica da Serra do Japi (ZA), situada no município de Jundiá, estado de São Paulo, entre as coordenadas 23°00' e 23°38'S, 46°75' e 47°00'O (Figura 1).

A região é delimitada pela Rodovia dos Bandeirantes, Rodovia Dom Gabriel Paulino Bueno Couto e pela Avenida Antônio Piccinato, sendo subdividida em Zona de



Figura 1. Localização de área de estudo dentro do limite municipal, estadual e nacional. Fonte: (IBGE, 2003 apud MATTOS, 2006).

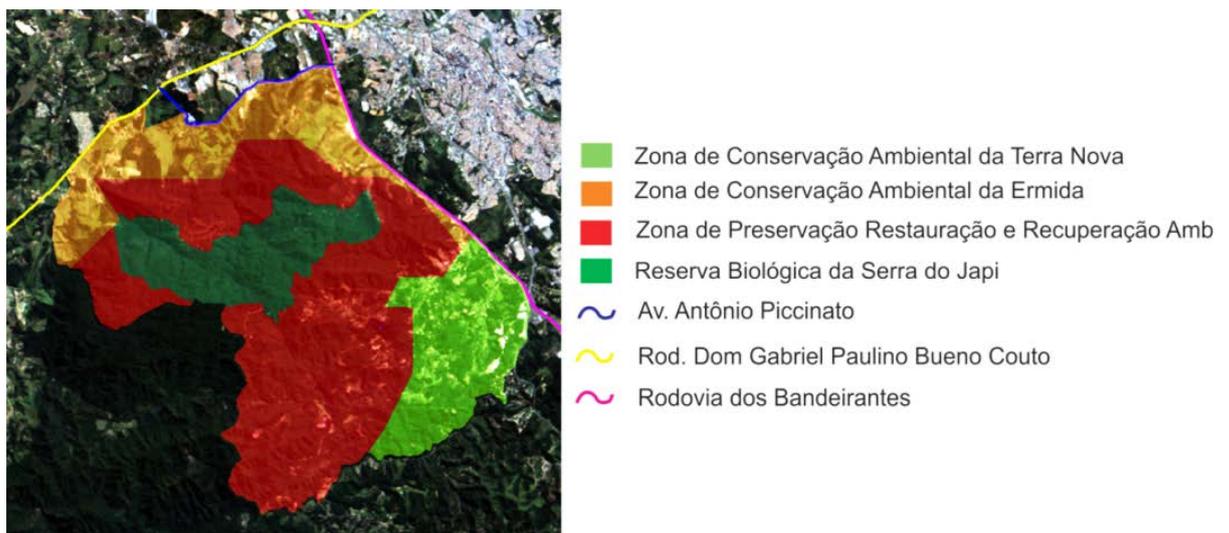


Figura 2. Divisão da Zona de Amortecimento da Reserva Biológica da Serra do Japi em 2010.

Conservação Ambiental da Terra Nova, Zona de Conservação Ambiental da Ermida e Zona de Preservação, Restauração e Recuperação Ambiental (Figura 2).

Sua hidrografia é constituída pelos Rios Tietê, Jundiuvira, Guapeva e Jundiá fazendo parte da zona hidrográfica do Médio Tietê Superior.

A área possui altitude média de 762 m, máxima de 1.290,6

m e mínima de 673,6 m apresentando clima fortemente estacional, com uma estação quente e chuvosa e outra seca e fria.

O clima das partes baixas da Serra do Japi, pela classificação de Koppen, corresponde ao mesotérmico úmido sem estiagem (Cfa), com temperatura média do mês mais quente superior a 22 °C. Nas partes altas da serra o clima corresponde ao Cfb, com

temperatura média do mês mais quente inferior a 22 °C (RODRIGUES, 1986).

Levantamentos de informações e análises

Foram utilizados dados digitais do satélite LANDSAT-5, sensor TM, obtidos junto ao sítio do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2011), sendo

adquiridas duas cenas, correspondentes às datas 14/08/1989 e 24/08/2010, na órbita 219, ponto 76.

Para mapear o território da Zona de Amortecimento foram utilizadas informações contidas no documento “Plano de Manejo da Reserva Biológica da Serra do Japi”, referente à Zona de Amortecimento e Corredores Ecológicos (AMBIENTAL CONSULTING, 2008).

Realizou-se o georreferenciamento dos dados no programa IDRISI[®] pelo processo de reamostragem, empregando-se como referência espacial o software GOOGLE EARTH[®].

As áreas de interesse, correspondentes aos polígonos da Zona de Amortecimento, Zonas de Conservação Ambiental da Ermida e Terra Nova, Zona de Preservação, Restauração e Recuperação Ambiental e Reserva Biológica, foram mapeadas e ajustadas por meio do programa ILWIS[®], versão 3.3.

Reduziu-se a dimensão das cenas através do comando “OVERLAY” do software IDRISI[®], delimitando a região compreendida ao norte pela Rod. Dom Gabriel Paulino Bueno Couto, a leste a Rod. dos Bandeirantes e a oeste e sul pelo limite da zona de amortecimento. Realizou-se o processo de realce, em todas as bandas, nas duas datas, por meio do aumento linear de contraste, denominado “STRETCH”.

Analisou-se a ocupação do solo com o auxílio do programa GOOGLE EARTH[®], para a definição das classes de cobertura. Na definição das classes e das legendas utilizaram-se as diretrizes propostas no “Manual Técnico de Uso da Terra” (IBGE, 2006).

Foram definidas sete classes para as cenas de 1989 e 2010: classe “Áreas urbanas”, correspondendo às áreas ocupadas por construções e residências; classe “Áreas agropastoris”, correspondendo às áreas ocupadas por pastagens e culturas agrícolas;

classe “Reflorestamento”, correspondendo às áreas ocupadas por plantio ou formação de maciços com espécies florestais exóticas, como pinus e eucalipto; classe “Mata”, correspondendo a áreas ocupadas por vegetação natural em estágio médio e maduro de desenvolvimento; classe “Corpos d’água”, correspondendo aos córregos e lagos; classe “Solos expostos”, correspondendo às áreas de mineração e áreas degradadas; classe “Sombra”, correspondendo às áreas sombreadas em função do relevo e da posição do Sol no momento de captura da imagem.

Para a definição das bandas da composição colorida utilizou-se como referência Moreira (2007). Nesse aspecto, foram escolhidas as bandas 3 (vermelho), 4 (infravermelho-próximo) e 5 (infravermelho-médio) por apresentarem as informações espectrais necessárias para a realização do estudo.

Para a obtenção da composição colorida optou-se pela utilização da banda 3 na saída do azul, da banda 5 na saída do verde e da banda 4 na saída do vermelho, gerando um melhor contraste.

Utilizando o programa IDRISI[®] realizou-se o cálculo do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada “NDVI” para minimizar as diferenças nas condições de iluminação da cena e ressaltar a assinatura espectral dos alvos, facilitando a separação do padrão espectral das classes de cobertura do solo. O índice é calculado através da razão espectral das bandas do vermelho e do infravermelho próximo, da seguinte forma:

$$NDVI = \frac{Banda\ 4 - Banda\ 3}{Banda\ 4 + Banda\ 3} \quad (1)$$

Onde:

Banda 3 – Resposta espectral da banda do vermelho (μm);

Banda 4 – Resposta espectral da banda do infravermelho próximo (μm).

Aplicou-se a análise de componentes principais para as bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7 utilizando o programa IDRISI[®], com o objetivo de realçar as feições comuns às bandas.

Segundo Eastman (1998) a análise de componentes principais (PCA) consiste na transformação de um conjunto de bandas de imagem em um novo conjunto de imagens, conhecidas como componentes, que estão descorrelacionadas umas com as outras e que são ordenadas em termos da variância do conjunto de bandas original.

As primeiras duas ou três componentes explicam virtualmente toda a variabilidade original nos valores de refletância e as últimas componentes tendem a ser dominadas por efeitos de ruído.

Foi realizada a normalização dos dados de NDVI e Principais Componentes entre 0 e 255 por meio do aumento linear de contraste, denominado “STRETCH”.

Na escolha do classificador utilizou-se como referência Iwai (2003), com a adoção da abordagem supervisionada pelo método da máxima verossimilhança (MAXVER), baseada na teoria de probabilidade Bayesiana.

Através da interpretação visual da composição colorida foram selecionadas amostras referentes a cada classe de cobertura do solo. Realizou-se a comparação da assinatura espectral de cada classe de cobertura nas bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7, no NDVI e nos principais componentes 1 e 2 para a seleção das bandas utilizadas no processo de classificação das cenas. Foram empregadas as bandas 4, 5 e 7, o segundo componente principal e o NDVI.

A inclusão do conhecimento prévio no procedimento de classificação foi realizada conforme Eastman (1998). Determinou-se a frequência relativa com a qual cada classe de cobertura do solo mudou com relação a cada uma das outras classes, entre 1989 e 2010.

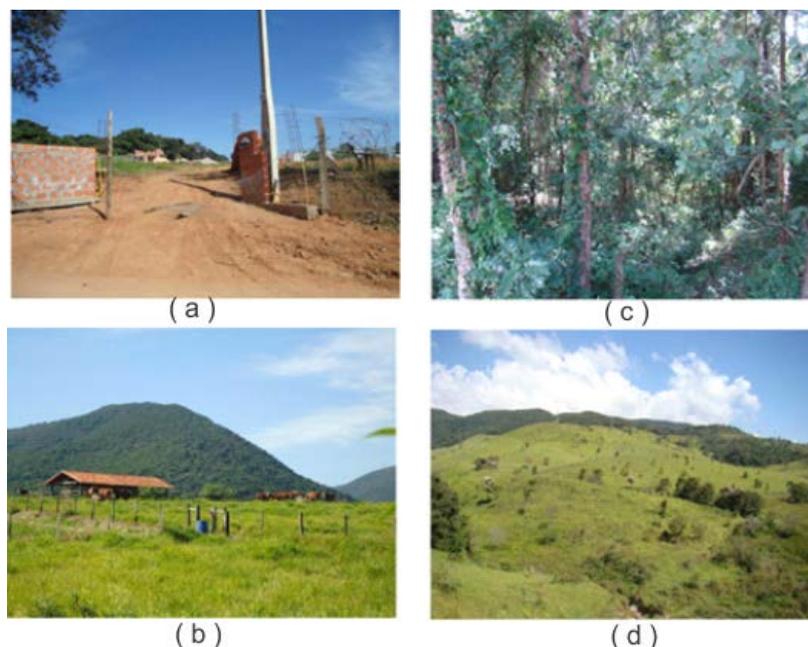


Figura 3. Imagens de uso e ocupação. (a) ponto n° 10, ocupação urbana; (b) ponto n° 6, pastagem; (c) ponto n° 17, vegetação natural; (d) ponto n° 18, pastagem.

Tabela 1. Classes de qualidade do índice Kappa (LANDIS; KOCH, 1977)

Faixa de valores de Kappa	Qualidade
< 0,0	Péssima
0,0 - 0,2	Ruim
0,2 - 0,4	Razoável
0,4 - 0,6	Boa
0,6 - 0,8	Muito Boa
0,8 - 1,0	Excelente

Utilizou-se como referência o trabalho de Bueno (2008) para a determinação das probabilidades futuras, através da cadeia de Markov. O classificador foi alimentado com os resultados obtidos, gerando os mapas de cobertura do solo de 1989 e 2010.

A avaliação da precisão dos mapas obtidos no processo de classificação supervisionada foi realizada com o auxílio do programa GOOGLE EARTH® e visitas ao campo. A concordância entre a realidade local e a carta temática foi avaliada pelo índice “Kappa” (MOREIRA, 2007).

Foram coletados 42 pontos aleatórios para a determinação das coordenadas geográficas utilizando um GPS da marca *Eagle*, modelo

Explorer, sendo alguns apresentados na Figura 3.

O valor obtido através do índice “Kappa” foi comparado e interpretado com a classificação proposta por Landis e Koch (1977) (Tabela 1), permitindo confirmar a interpretação das diferentes formas de cobertura do solo na região estudada.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante a etapa de georreferenciamento obteve-se um erro médio quadrático de 11,7m para a cena de 2010, e de 13,1m para a cena de 1989. Estes valores são considerados aceitáveis para imagens obtidas através do

LANDSAT-5, sensor TM (EASTMAN, 2003).

Nas Figuras 4 e 5 são apresentados os gráficos das assinaturas espectrais das amostras selecionadas para as classes de cobertura. As classes de cobertura “Reflorestamento” e “Mata” foram subdivididas nas subclasses: “Reflorestamento 1” e “Reflorestamento 2”; “Mata 1” e “Mata2”; em função dos diferentes padrões espectrais observados na interpretação da composição colorida.

Nota-se na Figura 4, na região do visível (b1, b2 e b3), a existência de quatro padrões espectrais distintos, não sendo possível diferenciar “Corpos d’água” das “Áreas agropastoris” e as classes

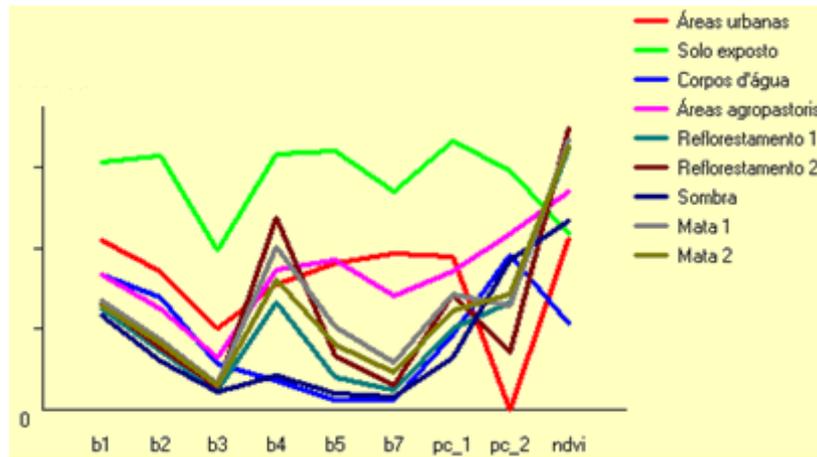


Figura 4. Assinatura espectral das amostras selecionadas para a imagem de 1989, sendo que b1, b2, b3, b4, b5 e b7 correspondem as bandas 1; 2, 3, 4, 5 e 7 respectivamente; pc_1 corresponde ao principal componente 1; e pc_2 corresponde ao principal componente 2.

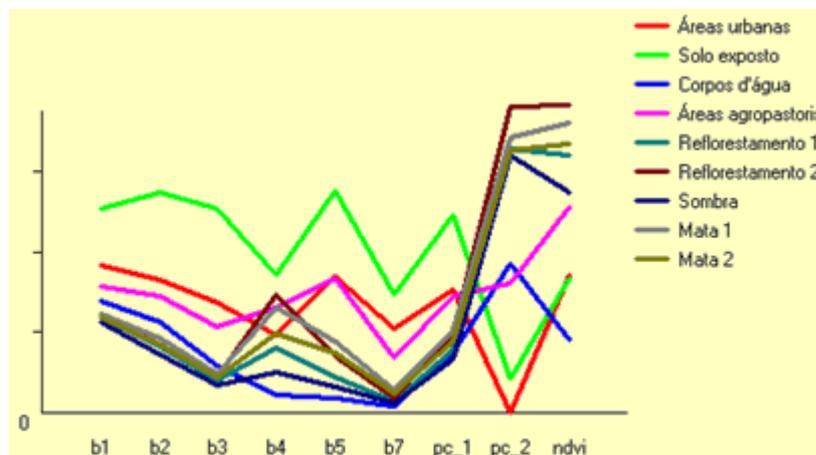


Figura 5. Assinatura espectral das amostras selecionadas para a imagem de 2010, sendo que b1, b2, b3, b4, b5 e b7 correspondem as bandas 1; 2, 3, 4, 5 e 7 respectivamente; pc_1 corresponde ao principal componente 1; e pc_2 corresponde ao principal componente 2.

correspondentes a “Mata”, “Reflorestamento” e “Sombra”. A diferenciação entre as classes de “Mata” e “Reflorestamento” ocorre nas bandas 4, 5 e 7. Na banda 4 o padrão espectral das “Áreas agropastoris” e da “Mata” são similares, porém se diferenciam nas bandas 5 e 7. O NDVI mostra diferenças na assinatura espectral dos “Corpos d’água” e “Sombra”.

As amostras referentes às “Áreas urbanas”, “Áreas agropastoris” e “Solos expostos” apresentam assinaturas espectrais distintas no Principal Componente 2. Todavia, a resolução espacial das cenas e a presença de áreas urbanas

pouco consolidadas, como chácaras, pesqueiros e loteamentos; impossibilitou a seleção de amostras referentes às “Áreas urbanas” na região da Zona de Amortecimento. Nesse caso, foram selecionadas amostras de áreas consolidadas localizadas na região de entorno da Zona de Amortecimento.

No processo de classificação essas áreas foram erroneamente classificadas como “Áreas agropastoris” sendo necessária a delimitação manual das “Áreas urbanas” através da interpretação da imagem e edição vetorial no programa ILWIS®.

Na Figura 5 observam-se cinco padrões espectrais distintos na região do visível, não sendo possível diferenciar “Mata” de “Reflorestamento”. As bandas 4, 5 e 7 apresentaram comportamento similar ao da Figura 4. Já o NDVI mostra diferenças na assinatura espectral da maioria das classes, não diferenciando as “Áreas urbanas” e “Solo exposto”.

No principal componente 2 observam-se diferenças na assinatura espectral das “Áreas urbanas”, “Áreas agropastoris” e “Solos expostos”, porém no processo de classificação as “Áreas urbanas” foram erroneamente

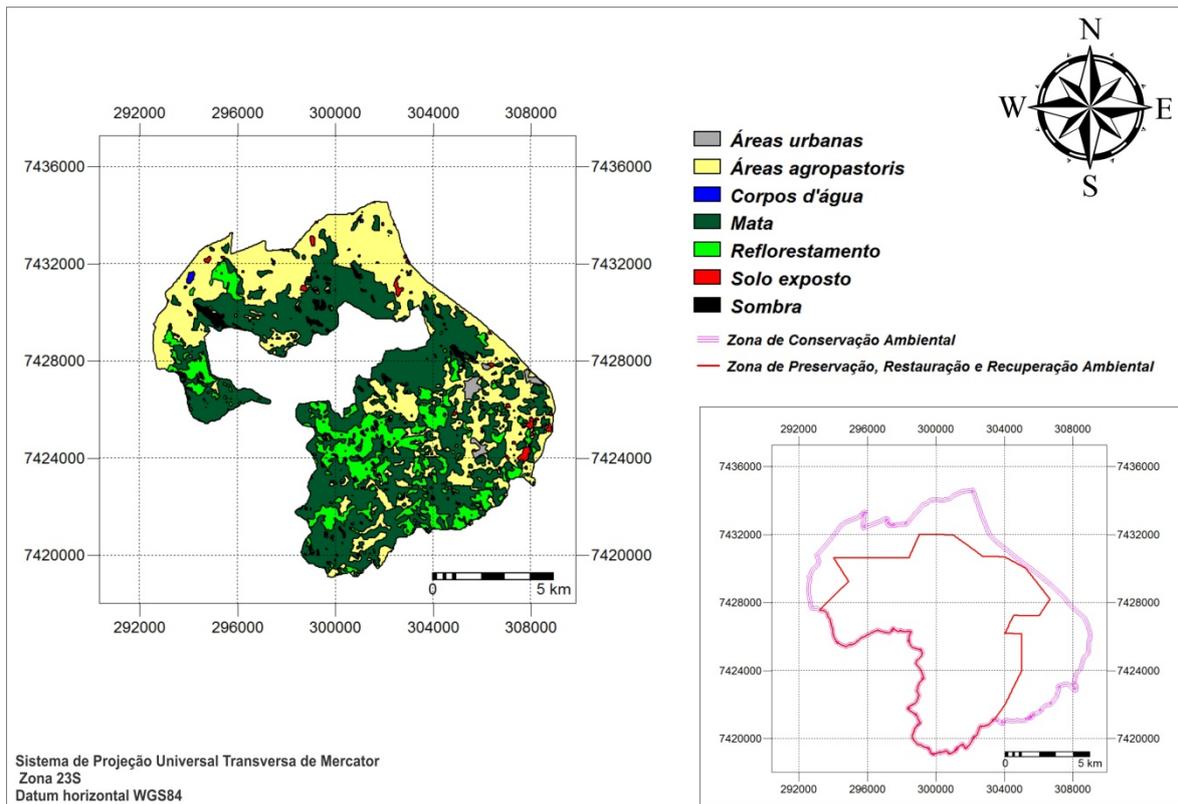


Figura 6. Cobertura do solo da Zona de Amortecimento da Reserva Biológica da Serra do Japi em 1989.

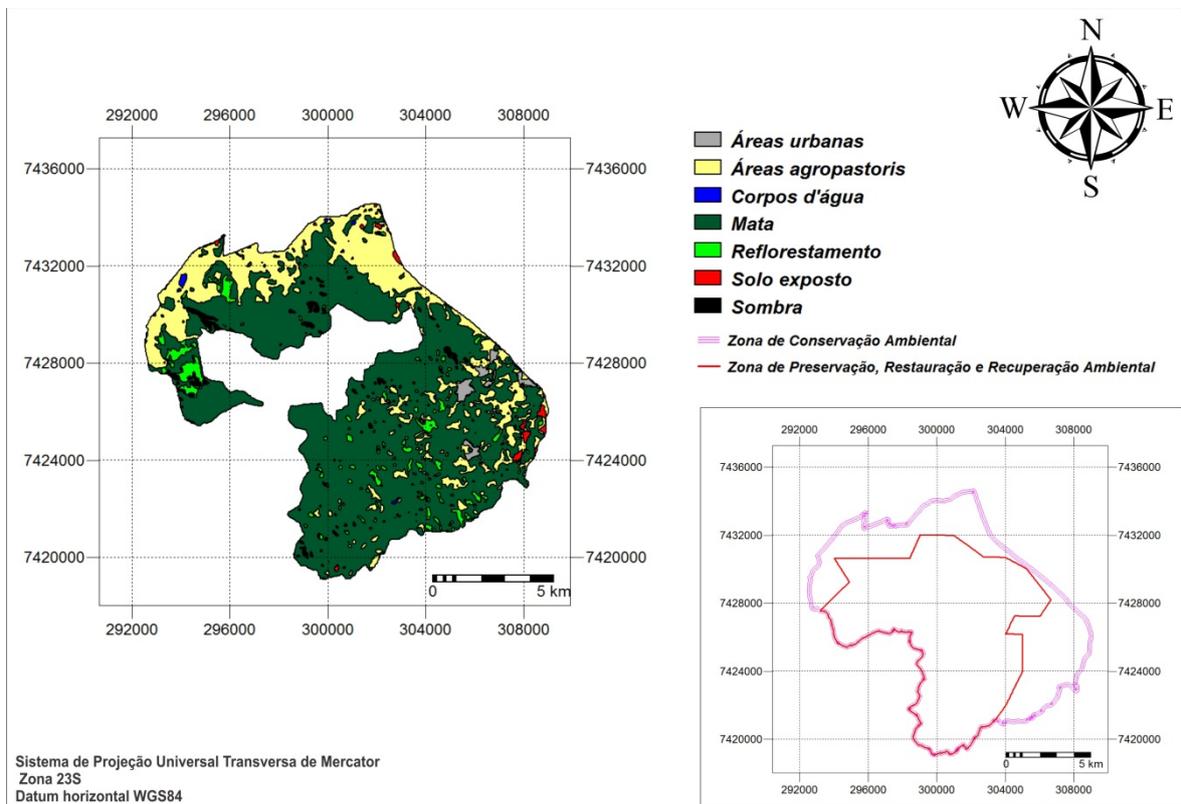


Figura 7. Cobertura do solo da Zona de Amortecimento da Reserva Biológica da Serra do Japi em 2010.

Tabela 2. Distribuição da cobertura do solo e percentual de ocorrência (%) nos anos de 1989 e 2010 na Zona de Amortecimento da Reserva Biológica da Serra do Japi.

Classe de Cobertura do solo	Área (ha)		%	
	1989	2010	1989	2010
<i>Áreas agropastoris</i>	4240,34	2687,32	35,50	22,50
<i>Áreas urbanas</i>	97,19	133,61	0,81	1,12
<i>Corpos d'água</i>	17,44	25,89	0,15	0,22
<i>Mata</i>	5567,41	8327,38	46,60	69,71
<i>Reflorestamento</i>	1688,69	469,06	14,14	3,93
<i>Solo exposto</i>	99,62	105,91	0,83	0,89
<i>Sombra</i>	235,56	197,08	1,97	1,65
<i>Total</i>	11946,25	11946,25	100,00	100,00

classificadas, sendo necessária sua delimitação manual.

Para a validação do modelo de cobertura do solo obteve-se o valor do índice Kappa de 0,77, o qual representa uma qualidade “muito boa” segundo Landis e Koch (1997).

As Figuras 6 e 7 apresentam o modelo da cobertura do solo na região da Zona de Amortecimento, nos anos de 1989 e 2010 respectivamente. A área das classes de cobertura e a porcentagem da Zona de Amortecimento ocupada por cada classe são apresentadas na Tabela 2. Observa-se a predominância da classe “Mata” nos anos estudados. Em 1989 as áreas de “Mata” ocupavam 46,60% da área total, já em 2010 passaram a ocupar 69,71% da ZA. A classe com a segunda maior ocupação corresponde às “Áreas agropastoris”, ocupando 35,50% da Zona de Amortecimento em 1989 e 22,50% em 2010.

A Tabela 2 mostra a diminuição da importância relativa do “Reflorestamento” na ZA, de 14,14% em 1989 para 3,93% em 2010. As pequenas variações nas

classes “Sombra” e “Corpos d’água” sugerem que a classificação foi adequada.

Os solos expostos apresentaram um aumento de 6,31% no período avaliado, porém esse valor é de pouca expressão em relação ao território total da ZA, correspondendo a 0,06%. Já as áreas urbanas apresentaram um aumento de 37,47%, entre 1989 e 2010, todavia essa ocupação representa uma pequena importância relativa na área da ZA, correspondendo a 0,81% em 1989 e 1,12% em 2010.

Os dados apresentados sugerem uma tendência de regeneração da vegetação natural, entre 1989 e 2010, com a substituição das “Áreas agropastoris” e do “Reflorestamento” pela vegetação natural. Nesse período, a área referente ao reflorestamento somada às atividades agropastoris foi reduzida de 5929,03 ha para 3156,38 ha, correspondendo a uma diminuição de 46,76%. Essa área foi parcialmente substituída pela “Mata”, a qual variou de 5567,41 ha a 8327,38 ha, no período de 1989 e

2010, correspondendo a um aumento de 49,57%.

A Figura 8 mostra a evolução da área de mata entre 1989 e 2010. Nessa Figura a classe “Mata Remanescente” representa as regiões onde a floresta natural se manteve entre 1989 e 2010; a classe “Mata Regenerante” representa as regiões onde ocorreu o restabelecimento da vegetação natural e a classe “Áreas desmatadas” representa as regiões onde a vegetação natural foi substituída por outras classes de uso e ocupação do solo.

Nota-se que as áreas de restabelecimento da vegetação natural e as áreas desmatadas se concentram na porção sudeste da Zona de Amortecimento. As áreas de mata remanescente se concentram próximas à região norte e leste da Reserva Biológica e na região sul da Zona de Amortecimento.

Cerca de 277,19 ha da área ocupada pela mata, em 1989, foi retirada. Contudo, a regeneração da área de mata alcançou 3037,16 ha, no período de 1989 a 2010.

Apesar dessa regeneração da vegetação natural, o processo não ocorreu com a mesma intensidade em todas as regiões da Zona de Amortecimento. Na região norte a pressão urbana dos bairros adjacentes, Jardim do Aeroporto e Eloy Chaves, aliada a presença de atividades agropastoris consolidadas podem explicar a menor incidência de áreas regeneradas.

A região de divisa entre a Rod. dos Bandeirantes e a Zona de Amortecimento também apresenta um processo de regeneração de menor intensidade. Os impactos da operação da Rodovia tais como incêndios, concentração de enxurrada e poluição, podem explicar a maior dificuldade no

no processo de regeneração, principalmente na região próxima a Reserva Biológica da Serra do Japi. A diminuição das atividades de silvicultura e agropecuária pode ter favorecido o restabelecimento da mata natural.

As alterações na Zona de Amortecimento podem ser atribuídas à intervenção política da prefeitura do município, por meio da Lei complementar municipal n.º 417. As exigências legais podem ter contribuído para a diminuição da atividade antrópica na região e conseqüentemente para o restabelecimento da floresta natural.

Existem diferentes restrições entre as áreas que

A Tabela 3 mostra a área das classes de cobertura na ZPRRA e a importância relativa de cada classe. Essa região constitui a parte mais preservada da Zona de Amortecimento, com a predominância da classe "Matas" no período analisado, atingindo 4444,79 ha (63,44% da ZPRRA) em 1989, e 6161,35 ha (87,94% da ZPRRA) em 2010. As áreas agropastoris e de reflorestamentos constituem as outras classes mais representativas, observando-se um padrão de decréscimo semelhante entre as duas classes, nos anos de 1989 a 2010.

As alterações entre 1989 e 2010 na Zona Proteção Restauração e Recuperação Ambiental são

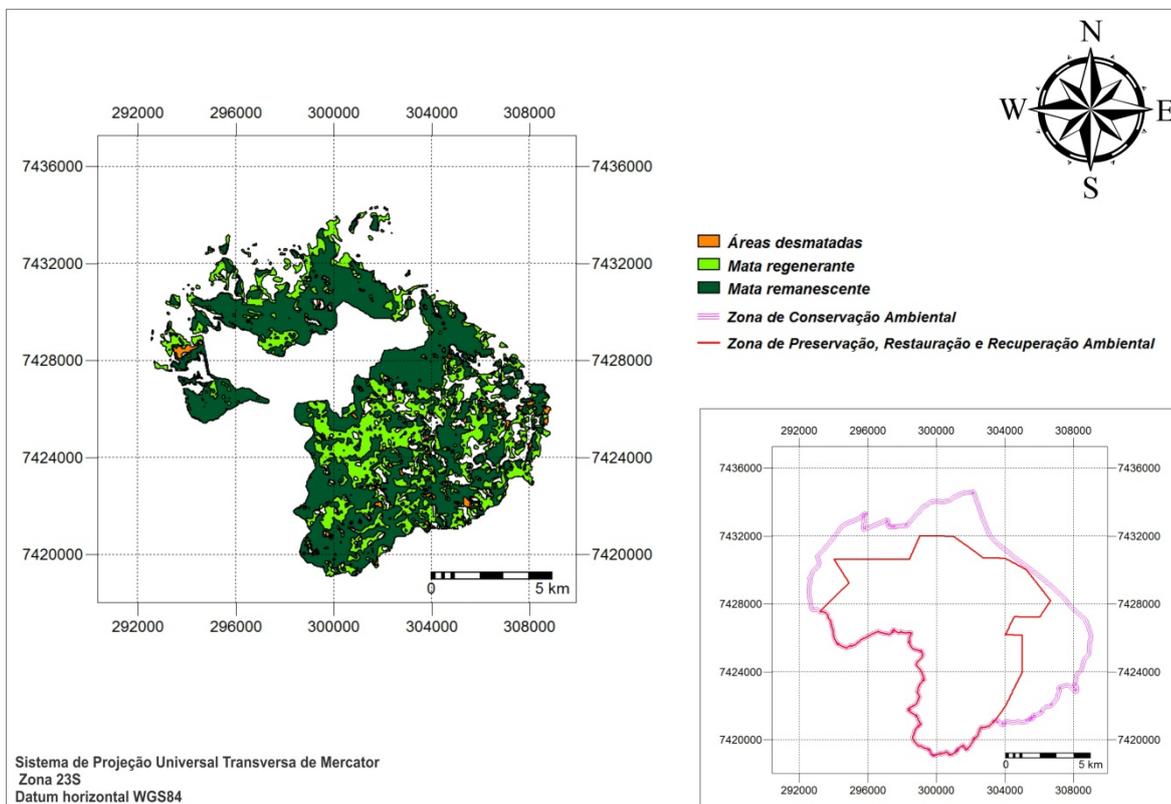


Figura 8. Evolução das áreas de mata entre 1989 e 2010 na Zona de Amortecimento da Reserva Biológica da Serra do Japi.

restabelecimento da vegetação natural.

Mesmo com uma maior concentração de "Áreas urbanas" e "Áreas desmatadas" na porção sudeste da Zona de Amortecimento, observa-se uma maior intensidade

constituem a Zona de Amortecimento. Na Zona de Preservação, Restauração e Recuperação Ambiental (ZPRRA) o processo de ocupação e uso do solo é mais restrito, o que pode explicar a maior regeneração observada.

positivas para a Unidade de Conservação (UC). O restabelecimento da vegetação natural e a diminuição das ocupações antrópicas, contribuíram para a formação de uma zona tampão ao redor da UC, prevenindo-

Tabela 3. Distribuição da cobertura do solo e percentual de ocorrência (%) em relação a área total da Zona de Preservação, Restauração e Recuperação Ambiental (ZPPRA) da Serra do Japi nos anos de 1989 e 2010.

Classe de Cobertura do solo	Áreas (ha)		%	
	1989	2010	1989	2010
<i>Áreas agropastoris</i>	1075,42	344,62	15,35	4,92
<i>Áreas urbanas</i>	10,16	11,33	0,15	0,16
<i>Corpos d'água</i>	1,89	3,14	0,03	0,04
<i>Mata</i>	4444,79	6161,37	63,44	87,94
<i>Reflorestamento</i>	1236,80	286,90	17,65	4,09
<i>Solo exposto</i>	12,86	10,43	0,18	0,15
<i>Sombra</i>	224,77	188,90	3,21	2,70
<i>Total</i>	7006,69	7006,69	100,00	100,00

Tabela 4. Distribuição da cobertura do solo e percentual de ocorrência (%) em relação a área total das Zonas de Conservação Ambiental (ZCAs) da Reserva Biológica da Serra do Japi nos anos de 1989 e 2010.

Classe de Cobertura do solo	Áreas (ha)		%	
	1989	2010	1989	2010
<i>Áreas agropastoris</i>	3164,92	2342,70	64,07	47,43
<i>Áreas urbanas</i>	87,03	122,28	1,76	2,48
<i>Corpos d'água</i>	15,55	22,75	0,31	0,46
<i>Mata</i>	1122,62	2166,01	22,73	43,85
<i>Reflorestamento</i>	451,89	182,16	9,15	3,69
<i>Solo exposto</i>	86,76	95,48	1,76	1,93
<i>Sombra</i>	10,79	8,18	0,22	0,17
<i>Total</i>	4939,56	4939,56	100,00	100,00

a dos impactos causados pela ocupação humana.

A Tabela 4 mostra a área das classes de cobertura nas Zonas de Conservação Ambiental (ZCA) e a sua porcentagem de ocupação para

cada classe. Observa-se a predominância das atividades agropastoris, as quais atingiram uma área de 3164,92 ha em 1989 e 2342,70 ha em 2010. A segunda classe com maior percentual de

ocupação é a "Mata", que variou de 1122,62 ha, em 1989, para 2166,01 ha, em 2010, o que representa uma elevação de 92,94%.

A substituição das áreas "Agropastoris" e de

“Reflorestamento” pelas áreas de “Mata” ocorreu com maior intensidade na região sul e de forma menos acentuada nas regiões norte e nordeste. A ocupação urbana é bem superior em relação aquela observada na Zona de Preservação, Restauração e Recuperação Ambiental. Os dados revelam que as áreas urbanas expandiram de 87,03 ha em 1989 para 122,28 ha em 2010, o que equivale a uma variação de 40,50%.

Apesar do restabelecimento da vegetação natural nas Zonas de Conservação Ambiental, o processo é menos intenso do que o observado na ZPPRA, pois as exigências legais menos restritas promovem uma maior pressão na região, pela expectativa de ocupação urbana e manutenção das atividades agropastoris.

A região norte da ZCA, denominada Zona de Conservação Ambiental da Ermida, apresenta as áreas agropastoris que fazem divisa com a Reserva Biológica, nas regiões nordeste e noroeste, locais em que a Unidade de Conservação fica susceptível aos impactos negativos oriundos das atividades humanas.

CONCLUSÕES

Os métodos aplicados e os resultados obtidos possibilitaram o estudo da cobertura do solo, por meio da análise comparativa das imagens de satélite de 1989 e 2010.

A classificação mostrou-se adequada para as finalidades deste trabalho, o que permitiu a determinação da variação da cobertura do solo.

Os resultados mostram diferenças evolutivas após duas décadas de ocupação, concluindo-se que a Unidade de Conservação foi favorecida pelo aumento das áreas de mata, na ordem de 50%.

Demonstra-se a importância da implementação de políticas públicas na gestão ambiental municipal.

Apesar dos aspectos positivos observados, as áreas

noroeste e nordeste da Reserva Biológica se apresentam ameaçadas pelas atividades antrópicas relacionadas com a produção agropecuária.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Centro de Engenharia e Automação do Instituto Agrônomo – IAC pela concessão de bolsa de estágio ao primeiro autor, o que possibilitou a realização desse trabalho.

REFERÊNCIAS

AMBIENTAL CONSULTING. **Plano de Manejo:** Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi. Prefeitura de Jundiáí. 2008.

Disponível em:

<[http://www.jundiai.sp.gov.br/pmjsite/biblio.nsf/V03.01/smpm_serra/\\$file/ManejoRebio.pdf](http://www.jundiai.sp.gov.br/pmjsite/biblio.nsf/V03.01/smpm_serra/$file/ManejoRebio.pdf)>. Acesso em: 02 de Junho de 2011.

BUENO, F. **Cadeias de Markov:** Práticas e Aplicações. Aranguá, Santa Catarina. 2008. Disponível em:

<<http://www.inf.unioeste.br/~rogerio/Cadeias-Markov2.pdf>>. Acesso em 30 de Setembro de 2010.

CÂMARA, G. FELGUEIRAS, C. A.

Análise Espacial e

Geoprocessamento: análise espacial de dados geográficos. São José dos campos: INPE, 2002. Disponível em:

<<http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/analise/cap1-intro.pdf>>. Acesso em: 02 de Junho de 2011.

EASTMAN, J. R. Idrisi Kilimanjaro – User’s manual. Clark University – USA, 2003.

IBGE. **Manual Técnico de Uso da Terra.** 2ª edição, Rio de Janeiro. 2006. Disponível em

<<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/monografias/GEBIS%20-%20RJ/ManuaisdeGeociencias/Man>

[ual%20Tecnico%20de%20Uso%20da%20Terra.pdf](#)>. Acesso em: 02 de Junho de 2011.

INPE. **Catálogo de Imagens.** Brasil. 2011. Disponível em:<

<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>>.

Acesso em: 21 de setembro de 2011.

LANDIS, J.R. KOCH, G.G. **The measurement of observer agreement for categorical data.**

Biometrics, v.33, p.159-174, 1977.

MATTOS, E. C. A. **Dinâmica espaço-tempo do uso e ocupação das terras na região de entorno à área urbana de Jundiáí/SP:** implicações futuras

na reserva biológica da serra do japi. 2006. 176 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de

Geociências, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2006.

IWAI, O. K. **Mapeamento do solo urbano do município de São Bernardo do Campo. Através de imagens de satélites.** 2003. 116 f. Dissertação (Mestrado em

Engenharia e Transportes) – Departamento de Engenharia de transportes. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

MORELLATO, L.P.C. Introdução. In: Morellato, L.P.C. (org) **História natural da Serra do Japi:** ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil. Editora da Unicamp, Campinas. 1992.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação.** 3ª edição - Viçosa: UFV, 307 p., 2007.

RODRIGUES, R.R. **Levantamento florístico e fitossociológico das matas da Serra do Japi, Jundiáí, SP.** Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 1986.

Recebido em: out/2011

Aprovado em: nov/2012

Adsorção de íons Cu (II), Mn (II), Zn (II) e Fe (III), utilizando rejeito de mineração de carvão como adsorvente

Adsorption of Cu(II), Mn(II), Zn(II) And Fe(III) Ions Using Coal Mining Waste As An Adsorbent

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo realizar estudos de adsorção de íons Cu (II), Mn (II), Zn (II) e Fe (III), utilizando rejeito de mineração de carvão como adsorvente. Rejeitos de mineração de carvão foram coletados em minas da região carbonífera do sul de Santa Catarina e caracterizados através da análise elementar (CHNS) e análise termogravimétrica (TGA). O rejeito foi submetido à calcinação (800°C, por 1 hora) para obtenção dos óxidos, cujos resultados indicaram a presença majoritária de SiO₂, Al₂O₃ e Fe₂O₃. O rejeito calcinado foi utilizado em estudos de adsorção de íons Cu (II), Mn (II), Zn (II) e Fe (III) em solução aquosa. Os resultados permitiram indicar que a adsorção dos íons de metais foi dependente do pH da solução. O modelo de pseudo segunda-ordem foi o que melhor correlacionou os dados cinéticos experimentais para todos os íons de metais estudados. A isoterma de Langmuir forneceu o melhor ajuste para os dados de adsorção experimental dos íons, revelando a capacidade máxima de adsorção de 1,963 mg g⁻¹ para Mn (II), 0,907 mg g⁻¹ para Zn (II), 0,434 mg g⁻¹ para Fe (III) e 0,240 mg g⁻¹ para Cu (II). A partir dos dados de adsorção, obteve-se a eficiência de remoção de 64% a 89% para Mn (II), 42 % a 78% para Zn (II), 12% a 33% para Fe (III) e 16% a 30% para Cu (II). A partir dos resultados obtidos, concluiu-se que o rejeito de mineração de carvão poderia ser utilizado como um possível adsorvente para remoção de metais em ambientes aquáticos contaminados.

PALAVRAS-CHAVE: rejeito de mineração de carvão; adsorção, íons de metais.

ABSTRACT

This study aimed to investigate the adsorption of Cu(II), Mn(II), Zn(II) and Fe(III) ions using coal mining waste as an adsorbent. Samples of coal mining waste were collected from mines in the carboniferous region of the south of Santa Catarina, Brazil and characterized through the elementary analysis (CHNS) and thermogravimetric analysis (TGA). The waste was calcinated (800°C, during 1 hour) to obtain the metal oxides. The results showed that the presence of majority oxides as SiO₂, Al₂O₃ and Fe₂O₃. The calcinated waste was used in studies on the adsorption of Cu (II), Mn (II), Zn (II) and Fe (III) ions in aqueous solutions. The results showed that the adsorption of metal ions is dependent on the solution pH. The pseudo second-order model gave the best fit for the kinetic data for all metal ions studied. The Langmuir isotherm model provided the best fit for the experimental adsorption data for these ions, revealing maximum adsorption capacities of 1.963 mg g⁻¹ for Mn (II), 0.907 mg g⁻¹ for Zn (II), 0.434 mg g⁻¹ for Fe (III) and 0.240 mg g⁻¹ for Cu (II). The removal efficiency was 64% to 89% for Mn (II), 42% to 78% for Zn (II), 12% to 33% to Fe (III) and 16 to 30% % for Cu (II). In conclusion, the results indicate that this coal mining waste is a potential adsorbent for the removal of metals in aquatic environments contaminated.

KEYWORDS: coal mining waste; adsorption; metal ions.

Reginaldo Geremias

Professor do Curso de Ciências Rurais na Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Curitibanos, SC, Brasil
reginaldogeremias@gmail.com

Rogério Laus

Doutor em Química na Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brasil
rogeriolaus@hotmail.com

Valfredo Tadeu de Fávère

Professor do Departamento de Química na Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brasil
vtfavere@gmail.com

Rozangela Curi Pedrosa

Professora do Departamento de Bioquímica na Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brasil
rozangelapedrosa@gmail.com

INTRODUÇÃO

A atividade antrópica tem promovido impactos sobre ecossistemas, principalmente em decorrência da geração de resíduos potencialmente tóxicos, os quais são capazes de atingir diferentes matrizes ambientais, comprometendo a sua qualidade. Dentre os contaminantes, encontram-se os metais, os quais têm recebido atenção especial, em virtude da sua elevada toxicidade para uma ampla variedade de organismos, mesmo em concentrações extremamente baixas (ENGIN et al., 2010; SHAKER, HUSSEIN, 2005). As fontes de emissão de efluentes contendo metais são diversas, podendo-se destacar as atividades de mineração de carvão, termoelétricas, galvanoplastia, fabricação de bateria, curtume entre outras (AMARAL, BERNARDES, 2011; BABEL, KURNIAWAN, 2004; DAKIKY et al., 2002).

O tratamento clássico de efluentes industriais contendo íons metálicos envolve processos químicos e físicos de precipitação, troca iônica, filtração por membranas, extração de solventes, osmose reversa, eletrodeposição entre outros. Entretanto, a maioria destes métodos demanda elevados recursos financeiros e se mostra ineficaz na remoção de metais potencialmente tóxicos, principalmente em concentrações traços. Desta forma, métodos alternativos estão sendo investigados, tais como eletrodialise, ultracentrifugação e adsorção (JIANG et al., 2010; POPURI et al., 2009; JIMENEZ, BOSCO, CARVALHO, 2004; GOMEZ-SALAZAR et al., 2003; PRASAD, SAXENA, AMRITPHALE, 2002; SPINELLI, LARANJEIRA, FÁVERE, 2004).

Atualmente, a adsorção é uma das opções mais eficazes e econômicas, sendo amplamente utilizada para remoção de cor, odor, poluentes orgânicos e, em particular, íons metálicos tóxicos em

sistema de tratamento de efluentes industriais e na purificação de águas (OLUYEMI, OYEKUNLE, OLASOJI, 2009; NGAH, ENDUD, MAYANAR, 2002; SCHMUHL, KRIEG, KEIZER, 2001). O emprego de processo de adsorção é decorrente, principalmente, da facilidade de operação, baixa geração de resíduos e reutilização do adsorvente (BENASSI et al., 2006; GURNANI, SING, VENKATARAMANI, 2003; PESAVENTO, BALDINI, 1999).

O uso de rejeito de mineração de carvão submetido à calcinação tem sido descrito como material alternativo para a adsorção de íons metálicos como Cu (II), Mn (II), Zn (II) e Fe (III) presentes em efluentes gerados na mineração do carvão, tendo-se obtido sucesso nos resultados. Sugere-se que os óxidos de metais presentes no rejeito calcinado (ex: SiO₂, Al₂O₃ e Fe₂O₃) seriam capazes de atuar como adsorventes por atração eletrostática e forças dipolo-dipolo, em decorrência da presença de cargas superficiais (GEREMIAS et al., 2008). O emprego destes rejeitos como adsorvente é de suma importância sob o ponto de vista econômico e ambiental, uma vez que não são valorizados e constituem em uma das principais fontes de contaminação oriundos da atividade carbonífera.

Entretanto, são necessários maiores estudos dos fatores que podem influenciar na capacidade de adsorção do rejeito. Para tanto, pode-se empregar modelos cinéticos e de isotermas que permitem avaliar fatores como o efeito da temperatura, tempo de contato de alcance do equilíbrio, concentração dos íons, quantidade de adsorvente, quantidade adsorvida em função da concentração, entre outros (FUNGARO, IZIDORO, 2008; LAUS, FÁVERE, 2011).

Partindo destes pressupostos é que presente trabalho propôs realizar estudos de adsorção de íons Cu (II), Mn (II), Zn (II) e Fe (III), através de modelos cinéticos e de isotermas, tendo

rejeito de mineração de carvão calcinado como material adsorvente.

MATERIAIS E MÉTODOS

Soluções de íons metálicos

As soluções padrões de trabalho dos íons Cu (II), Mn (II), Zn (II) e Fe (III) foram preparadas a partir de soluções estoques de 1000 mg L⁻¹ (Titrisol Merck), utilizando água bidestilada. Todos os reagentes utilizados foram de grau analítico.

Preparação do adsorvente

Amostras de rejeitos de mineração de carvão (1kg) foram coletados em empresa mineradora situada na região carbonífera do sul de Santa Catarina, Brasil. Os rejeitos foram peneirados, usando peneiras de 40 mesh, de forma a se obter granulometria mais homogênea. As amostras de rejeito foram submetidas à análise elementar de Carbono, Hidrogênio, Nitrogênio e Enxofre (CHNS), utilizando-se analisador elementar CE Instruments- modelo CHNS EA 1100. Foi também efetuada a análise termogravimétrica (TGA) do rejeito, utilizando-se um analisador termogravimétrico SHIMADZU – modelo TGA-50, sendo determinada a perda de massa e a temperatura a ser empregada na sua calcinação para a obtenção dos óxidos de metais. Posteriormente, fez-se a calcinação do rejeito por 1 h a 800°C em forno Mufla Jung modelo Digimec BTC 9090 para a eliminação da matéria orgânica e de sulfetos e obtenção de óxidos de metais. A caracterização dos óxidos de metais obtidos foi realizada, utilizando-se difratômetro Philips modelo X' Pert, com radiação CuK α ($\lambda=1,54056$ Å) e gerador de raio-X operado em 40 kV e 30 mA.

Estudos de adsorção

Os ensaios de adsorção dos íons Cu (II), Mn (II), Zn (II) e Fe (III) utilizando rejeito calcinado como adsorvente foram realizados em batelada, usando banho termostático a 25°C, com agitação de 250 rpm em incubadora mini shaker Marconi modelo MA 832. A concentração dos íons nos estudos de adsorção foi determinada por Espectrometria de Absorção Atômica em Chama (FAAS), utilizando-se espectrômetro HITACHI – modelo Z8230 equipado com corretor de fundo por efeito Zeeman, atomizador ar-acetileno e lâmpada de cátodo oco dos metais.

A quantidade de íons adsorvida foi determinada, empregando-se a Equação 1, onde q é quantidade de íons adsorvido no equilíbrio (mg g^{-1}), C_1 é a concentração inicial de íons em solução (mg L^{-1}), C_e é a concentração de íons em solução no equilíbrio (mg L^{-1}), V é o volume da solução (L) e m é a massa do adsorvente (g) (JUSTI, 2006).

$$q = \frac{(C_0 - C_e) V}{m} \quad (1)$$

Efeito do pH na adsorção

O estudo para avaliar a dependência do pH na adsorção dos íons de metais foi conduzido com tampões KCl/HCl (pH = 3), ácido acético/acetato de sódio (pH= 4, 5 e 6) e tris/hidroximetil/aminometano (pH = 8), os quais são comumente empregados para manter constante o pH da solução e evitar a precipitação dos metais. Alíquotas de 25 mL de solução 10 mg L^{-1} de Mn (II), Cu(II) e Zn (II) foram tamponadas nos diferentes valores de pH e colocadas em contato com 200 mg do adsorvente por um período de 24 horas. Ressalta-se que não foi realizado o efeito do pH na adsorção do Fe (III) em função de ser um cátion ácido e sofrer hidrólise

com formação da espécie $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (sólido) em pH acima de 2,5.

Cinética de adsorção

A cinética de adsorção dos íons de metais foram realizadas em erlenmeyer fechado contendo 100 mL de soluções de metais na concentração fixa de 10 mg L^{-1} , tamponadas em pH ótimo (Cu (II) = 5,0 ; Mn (II) = 8,0; Zn (II) = 7,0; Fe (III) = 1,4), os quais foram obtidos a partir do efeito do pH, e colocadas em contato com 4,0g do adsorvente. Alíquotas de 100 μL do sobrenadante das amostras foram retiradas em diferentes intervalos de tempo, diluídas em balão volumétrico e as concentrações dos íons foram determinadas por FAAS. O mecanismo cinético que controla o processo de adsorção foi avaliado, empregando-se os modelos de pseudo primeira-ordem (Equação 2) e pseudo segunda-ordem (Equação 3), onde k_1 e k_2 são as constantes de velocidade da adsorção de pseudo primeira-ordem e pseudo segunda-ordem, respectivamente, q_t é a quantidade adsorvida no tempo t e q_e é a quantidade adsorvida no equilíbrio. A velocidade inicial de adsorção (h_0) foi determinada através dos valores de q_e e k_2 , empregando a Equação 4. A validade desses modelos foi interpretada pela linearidade dos gráficos $\log(q_e - q_t)$ vs. t e (t/q_t) vs. t , respectivamente (WU, LIN, CHEN, 2004).

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1}{2.303} t \quad (2)$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (3)$$

$$h_0 = k_2 q_e^2 \quad (4)$$

Isotermas de adsorção

Nos ensaios de equilíbrio de adsorção dos íons de metais foram utilizados erlenmeyers fechados contendo 50 mL de soluções de metais em concentrações variadas, tamponadas em pH ótimo e colocadas em contato com 2g do adsorvente até atingir o equilíbrio de adsorção. Após atingir o equilíbrio, alíquotas de 100 μL da solução foram retiradas do sobrenadante e diluídas em balões volumétricos, sendo as concentrações dos metais determinadas por FAAS.

Os modelos de isoterma de Langmuir (Equação 5) e de Freundlich (Equação 6) foram testados para a interpretação dos dados de adsorção, onde q_m é a quantidade máxima de íons adsorvidos, C_e é a concentração de íons em solução no equilíbrio, K_{ads} (L mg^{-1}) é a constante de equilíbrio de adsorção, K_F [$(\text{mg g}^{-1}) (\text{L mg}^{-1})^{1/n}$] é a constante de Freundlich e b_F (adimensional) é o fator que indica a heterogeneidade da superfície do adsorvente (JUSTI, 2006).

$$q_e = \frac{q_m K_{\text{ads}} C_e}{1 + K_{\text{ads}} C_e} \quad (5)$$

$$q_e = K_F C_e^{b_F} \quad (6)$$

RESULTADO E DISCUSSÃO

Caracterização do rejeito

Os resultados obtidos na análise elementar (CHNS) do rejeito de mineração não calcinado indicaram uma percentagem média de C = 29,42 \pm 0,08 %, H= 2,67 \pm 0,16 %, N = 0,73 \pm 0,03 % e S= 1,96 \pm 0,59 %. Na análise termogravimétrica (TGA,) constatou-se que o termograma apresentou três picos principais de perda de massa: o primeiro em 479,09°C e o segundo em 573,14°C, somando uma perda de 29,70%, e o terceiro em 867,96°C com uma perda de 2,29%, perfazendo um total de 32,60% de

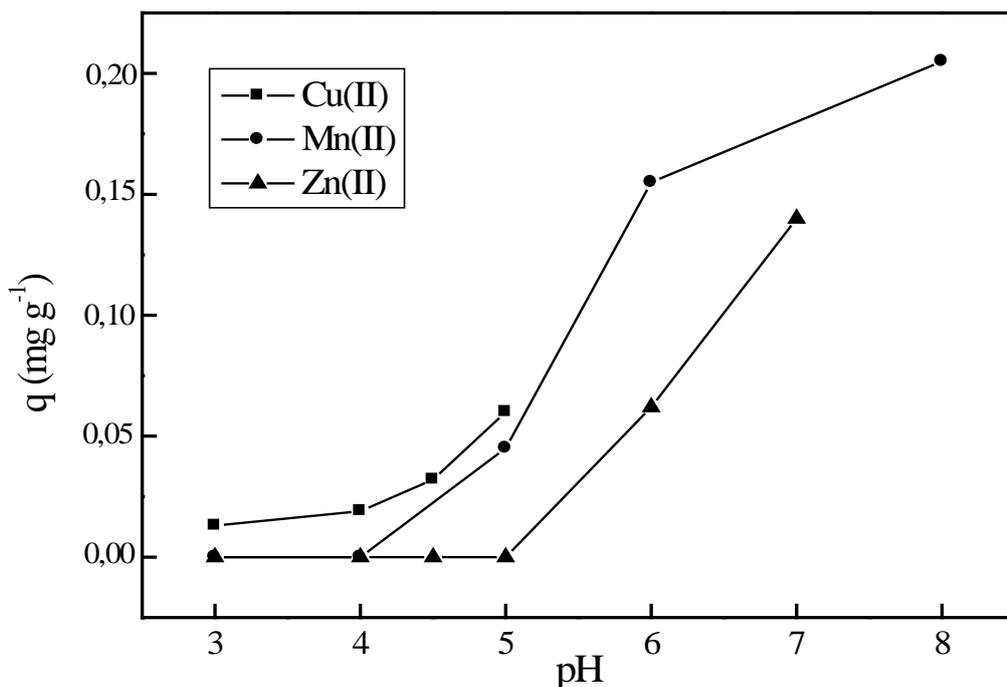


Figura 1. Efeito do pH na adsorção de íons de metais. $[Cu^{2+}] = [Mn^{2+}] = [Zn^{2+}] = 10 \text{ mgL}^{-1}$; temperatura = 25°C; tempo de contato = 24 horas; velocidade de agitação = 250 rpm; massa de adsorvente = 200 mg.

perda de massa. O termograma indicou que a temperatura de 800°C seria suficiente para a eliminação de matéria orgânica e sulfetos observados na análise elementar, com consequente obtenção dos óxidos majoritários. Os resultados obtidos da caracterização do rejeito, após a sua calcinação, permitiram indicar a presença majoritária dos óxidos SiO_2 , Al_2O_3 e Fe_2O_3 .

Estudos de adsorção

Os mecanismos de adsorção de íons metálicos (adsorvatos) em uma superfície sólida (adsorvente) podem ser de ordem física ou química. Na adsorção física, a interação entre adsorvato e adsorvente ocorre através de forças de *van der Waals* ou interações dipolo-dipolo, com valores de entalpia de adsorção (ΔH) inferiores a 20 kJ mol^{-1} . Na adsorção química ou quimissorção, o adsorvato interage ao adsorvente através de ligações químicas covalentes e se acomodam em sítios com o maior número de

coordenação, sendo o ΔH muito maior do que na adsorção física, assumindo valores superiores 20 kJ mol^{-1} . De um modo geral, a adsorção química é um processo exotérmico e espontâneo (à temperatura constante), onde a energia livre (ΔG) do sistema é negativa (MCKAY, 1996).

O mecanismo de adsorção pode ser descrito, basicamente, por três etapas consecutivas: na primeira etapa ocorre a transferência de massa externa de moléculas do soluto em solução para a superfície do adsorvente; na segunda etapa há a difusão do soluto para o interior do adsorvente junto aos seus sítios de adsorção; na terceira etapa ocorre a adsorção propriamente dita. As etapas de transferência de massa e de difusão do soluto são as determinantes na velocidade de adsorção, enquanto que a última etapa não oferece nenhuma resistência ao processo. Enquanto a transferência de massa ocorre em alguns minutos, a difusão do soluto pode levar algumas horas, constituindo a principal etapa do

processo de adsorção, devida à estrutura interna altamente desenvolvida do adsorvente, com um complexo de poros e canais recobrando inteiramente a partícula (MCKAY, 1996).

Os parâmetros preliminares que devem ser verificados para a avaliação de um adsorvente são a capacidade e a afinidade do adsorvente pelo adsorvato e o tempo para o sistema alcançar o equilíbrio, os quais podem ser avaliados através de estudo de equilíbrio de adsorção e estudos cinéticos.

O processo de adsorção dos íons de metais em solução depende de vários fatores, incluindo-se a concentração do adsorvato, quantidade de adsorvente, pH, tamanho de partícula, porosidade, área superficial, tempo de contato e temperatura. Em nossos experimentos, foi utilizado rejeito de mineração de carvão calcinado como adsorvente, sendo avaliada a influência de alguns destes fatores sobre o processo de adsorção, cujos

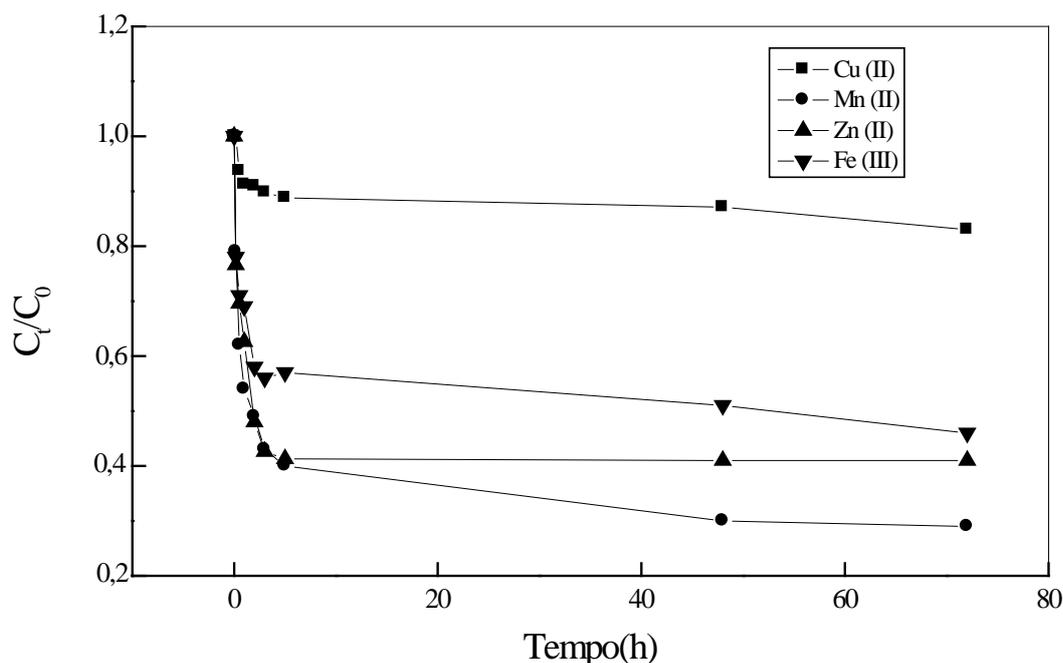


Figura 2. Cinética de adsorção dos íons de metais. $[Cu^{2+}] = [Mn^{2+}] = [Zn^{2+}] = [Fe^{3+}] = 10 \text{ mg L}^{-1}$; Cu (II) pH= 5,0; 72 h; Mn (II) pH = 8,0; 72 h; Zn (II) pH = 7,0; 24 h; Fe (III) pH= 1,4; 72 h. temperatura = 25°C; velocidade de agitação = 250 rpm; massa de adsorvente = 4,0 g.

resultados e discussão estão descritos a seguir.

Efeito do pH

O efeito do pH na adsorção dos íons de metais pelo adsorvente está ilustrado na Figura 1. Pode-se observar que a adsorção dos íons aumentou com o pH da solução, vindo a atingir o máximo de adsorção em pH = 5,6 para Cu (II), pH = 7,8 para Zn (II) e pH = 8,3 para Mn (II). Ressalta-se que para o ensaio com Cu (II) foram utilizados valores de $\text{pH} < 6,0$, uma vez que em valores superiores observou-se a sua precipitação, possivelmente na forma de óxidos e/ou hidróxidos insolúveis. A dependência do pH no processo de adsorção de metais também tem sido descrito na literatura, podendo-se citar o realizado por Laus e Fávere (2011), que constataram um máximo de adsorção de Cu (II) em pH próximo a 6,0 e o efetuado por Vitali e

colaboradores (2008), que observaram máximo de adsorção de Zn (II) em pH próximo a 8,0.

Cinética de adsorção de íons de metais

Diversos modelos cinéticos são usados para testar os dados experimentais com o objetivo de avaliar o mecanismo que controla o processo de adsorção, assim como a transferência de massa e as reações químicas. Muitos modelos cinéticos rígidos, tais como, de difusão em superfície homogêneas, de difusão em poros e de difusão heterogênea foram aplicados para descrever o transporte de moléculas para o interior das partículas do adsorvente, entretanto, a complexidade matemática destes modelos limita a sua utilização prática (WU, TSENG, JUANG, 2001). Alternativamente, é possível analisar a cinética de adsorção com modelos mais simples, como os das equações

de pseudo primeira-ordem e pseudo segunda-ordem.

A Figura 2 apresenta a cinética de adsorção de íons de metais pelo adsorvente. A curva cinética permite demonstrar que a adsorção foi rápida nas primeiras 3 horas de contato para os diferentes íons. Observa-se que equilíbrio foi atingido mais rapidamente (10 horas) para os íons Zn (II), permanecendo constante até 24 horas. Entretanto, para os íons Cu (II), Mn (II) e Fe (III), o perfil cinético foi mais lento, sendo o equilíbrio atingido somente em 48 horas e permanecendo constante até o final do ensaio (72 horas).

A Figura 3 ilustra as linearizações da adsorção dos íons Cu (II), Mn (II), Zn (II) e Fe (III) pelo adsorvente, obtidas através do melhor modelo cinético e na Tabela 1 são apresentados os parâmetros determinados pelos dois modelos cinéticos testados. Tomando-se como base os coeficientes de correlação obtidos nos modelos

Tabela 1. Parâmetros cinéticos de adsorção de íons de metais

Metal	Pseudo primeira-ordem			Pseudo segunda-ordem			
	q _e exp. (mg g ⁻¹)	q _e calc. (mg g ⁻¹)	k ₁ (min ⁻¹)	q _e exp. (mg g ⁻¹)	q _e calc. (mg g ⁻¹)	k ₂ (g mg ⁻¹ min ⁻¹)	h ₀ (mg g ⁻¹ min ⁻¹)
Mn(II)	0,177	0,083	0,068	0,177	0,178	4,255	0,13
Cu(II)	0,038	0,056	0,040	0,057	0,056	4,133	0,01
Fe(III)	0,135	0,045	0,026	0,135	0,134	4,572	0,08
Zn(II)	0,147	0,074	0,489	0,147	0,150	17,968	0,40

Tabela 2. Equações lineares e respectivos coeficientes de correlação (R) de adsorção de íons de metais

Metal	Pseudo primeira-ordem		Pseudo segunda-ordem	
	Equação (R)	R	Equação	R
Cu(II)	Y = 1,412 + 0,017 X	0,972	Y = 74,381 + 17,534 X	0,994
Mn(II)	Y = 1,079 + 0,029 X	0,962	Y = 7,404 + 5,605 X	0,998
Zn(II)	Y = 1,129 + 0,212 X	0,981	Y = 2,466 + 6,655 X	0,999
Fe(III)	Y = 1,339 + 0,011 X	0,755	Y = 12,090 + 7,432 X	0,994

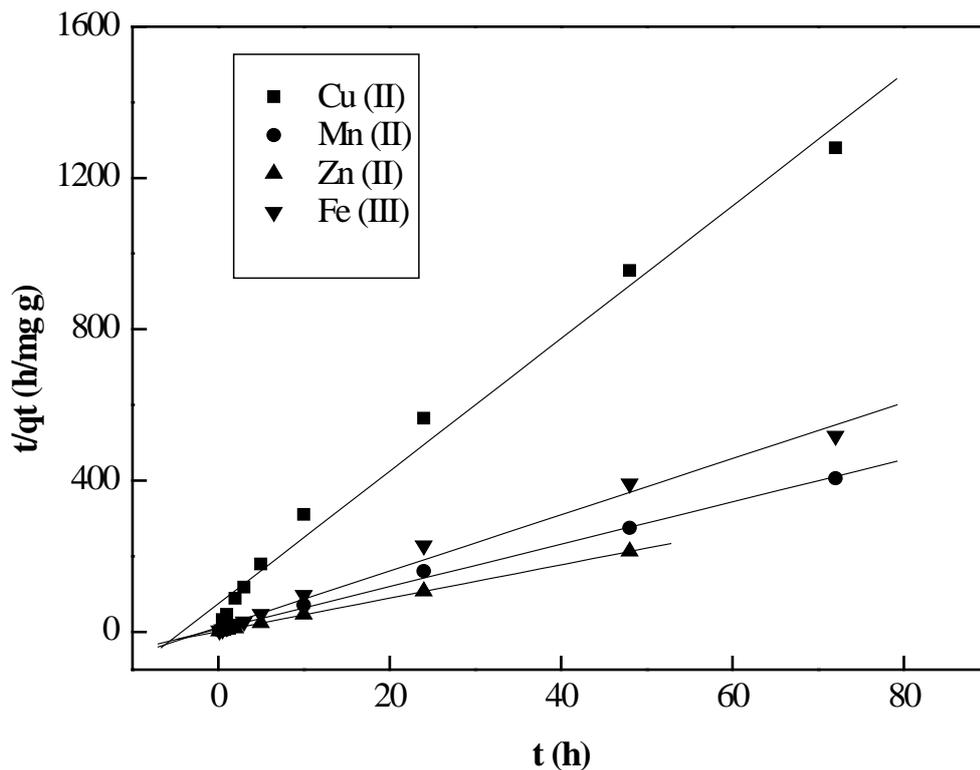


Figura 3. Linearização da cinética de pseudo segunda-ordem para a adsorção de Cu (II), Mn (II), Zn (II) e Fe (III).

cinéticos avaliados (Tabela 2), constata-se que a equação de pseudo segunda-ordem forneceu o melhor ajuste dos dados experimentais para os ensaios de adsorção dos diferentes íons de metais pelo adsorvente. Este perfil evidencia que a quimissorção seria a etapa determinante do mecanismo de adsorção, conforme também apresentado na literatura (VITALI et al., 2008). Constata-se que os valores de q_e calculados pelo modelo da equação de pseudo segunda-ordem estão em concordância com os valores de q_e experimentais para os diferentes íons de metais. Para o modelo de pseudo primeira-ordem, entretanto, observa-se uma expressiva discrepância entre os seus valores obtendo-se um erro relativo de 53% para Mn (II), 93% para Cu (II) e 66% para Fe (III) e 49% para Zn (II). Pode-se observar que a constante de velocidade (k_2) e a velocidade de adsorção inicial (h_0) para Zn (II) foi

maior do que os valores encontrados para Mn (II), Cu (II) e Fe (III).

Laus e colaboradores (2010) também evidenciaram um melhor ajuste dos dados experimentais no modelo cinético de pseudo segunda-ordem em estudos de adsorção de Cu (II), Cd (II) e Pb (II).

Isoterma de adsorção de íons de metais

A adsorção é freqüentemente descrita em termos de isoterma, na qual mostra a relação entre a concentração do adsorvato na fase aquosa e a quantidade adsorvida numa temperatura constante. A isoterma, então, reflete um equilíbrio. Normalmente, no processo de adsorção, os modelos de isoterma mais empregados para interpretar os dados experimentais são os de Langmuir e de Freundlich, devido à facilidade de transformar estas

equações para a forma linear e assim estimar graficamente os parâmetros de adsorção. A isoterma de Langmuir assume que a superfície do adsorvente é uniforme com sítios de adsorção energeticamente idênticos. A isoterma de Freundlich descreve o equilíbrio em superfícies heterogêneas e, por esta razão, não assume uma capacidade de adsorção em monocamada. Ela sugere que a concentração do adsorvato na superfície do adsorvente aumenta na medida em que também aumenta a concentração do adsorvato na solução (MCKAY, 1996).

A Figura 4 apresenta as isotermas de equilíbrio de adsorção obtidas para Cu (II), Mn (II), Zn (II) e Fe (III) pelo adsorvente. Observa-se a correlação entre a quantidade de íon adsorvida na superfície do adsorvente e a remanescente na fase aquosa em equilíbrio. Esta relação mostra que a quantidade

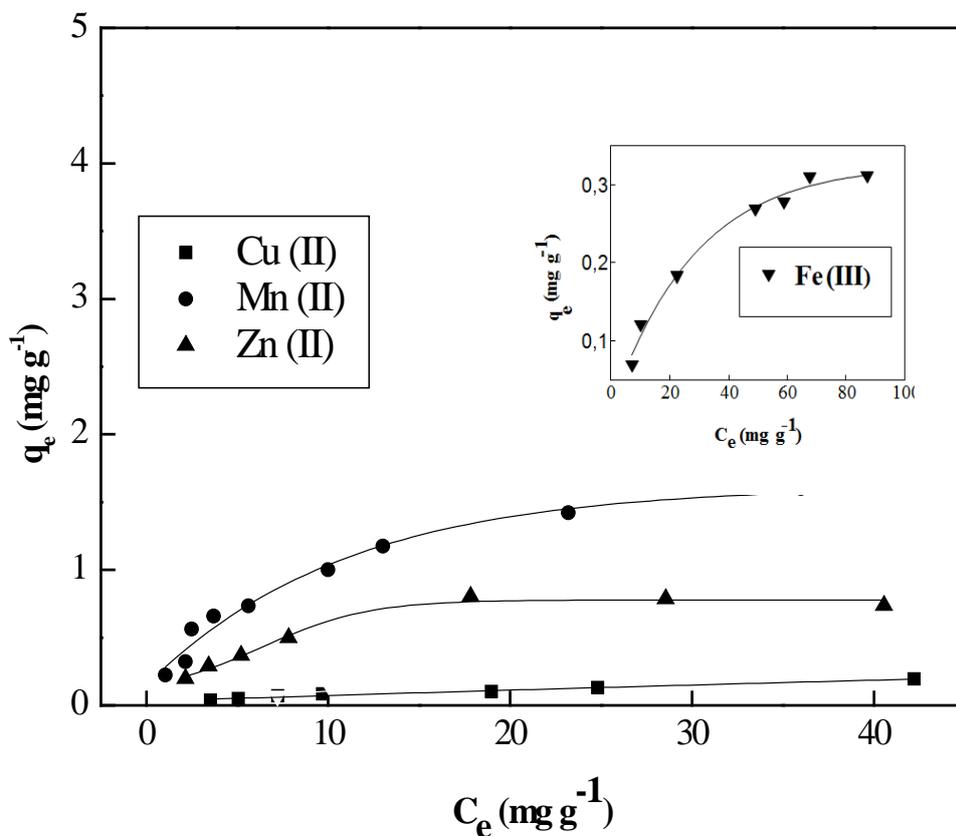


Figura 4. Isotermas de equilíbrio de adsorção dos íons Cu (II), Mn (II), Zn (II) e Fe (III). Cu (II): pH = 5,0; Mn (II): pH = 8,0; Zn (II): pH = 7,0; Fe (III): pH = 1,4; tempo de contato = 72h; temperatura = 25°C; velocidade de agitação = 250 rpm; massa de adsorvente = 2g.

adsorvida aumentou com a concentração de equilíbrio dos diferentes íons de metais na solução, tendendo a uma saturação da superfície do adsorvente, com exceção do cobre que teve um comportamento linear.

Para a interpretação dos dados de adsorção foram testados os modelos de isotermas de Langmuir e Freundlich. Na Figura 5 estão ilustradas as linearizações da isoterma de adsorção de Mn (II), Zn (II) e Fe (III) pelo adsorvente, obtidas através do melhor modelo. Na Tabela 3 são apresentados os parâmetros determinados pelos dois modelos de isoterma. Ressalta-se que a isoterma de adsorção de Cu (II) apresentou um perfil isotérmico

linear, demonstrando que a quantidade de metal adsorvida na fase sólida aumentou com a concentração deste na fase aquosa.

Os resultados permitem sugerir que o modelo de isoterma de Langmuir apresentou melhor ajuste dos dados experimentais de equilíbrio de adsorção dos íons metálicos pelo adsorvente, o que pode ser observado a partir dos valores dos coeficientes de correlação, evidenciando, portanto, uma adsorção homogênea, ou seja, em monocamada (COELHO et al, 2007). Em estudo realizado por Nascimento e colaboradores (2009) também foi observado que o modelo de isoterma de Langmuir apresentou melhor ajuste dos dados

experimentais de adsorção de Zn, Cu, Mn e Pb, utilizando zeólitas sintéticas como material adsorvente.

Em nossos estudos se pode observar que a capacidade máxima de adsorção (q_m) obtida para Mn (II) foi superior aos valores encontrados para Zn (II) e Fe (III), indicando uma ordem de capacidade: Mn (II) > Zn (II) > Fe (III) > Cu (II). A partir dos dados de adsorção, obteve-se eficiência de remoção de 64% a 89% para Mn (II), 42% a 78% para Zn (II), 12% a 33% para Fe (III) e 16% a 30% para Cu (II). Em trabalho descrito na literatura foi utilizado rejeito de mineração submetido à calcinação para a remoção de íons metálicos Al (III), Fe (III) e Mn (II) presentes em drenagem ácida de mina, sendo

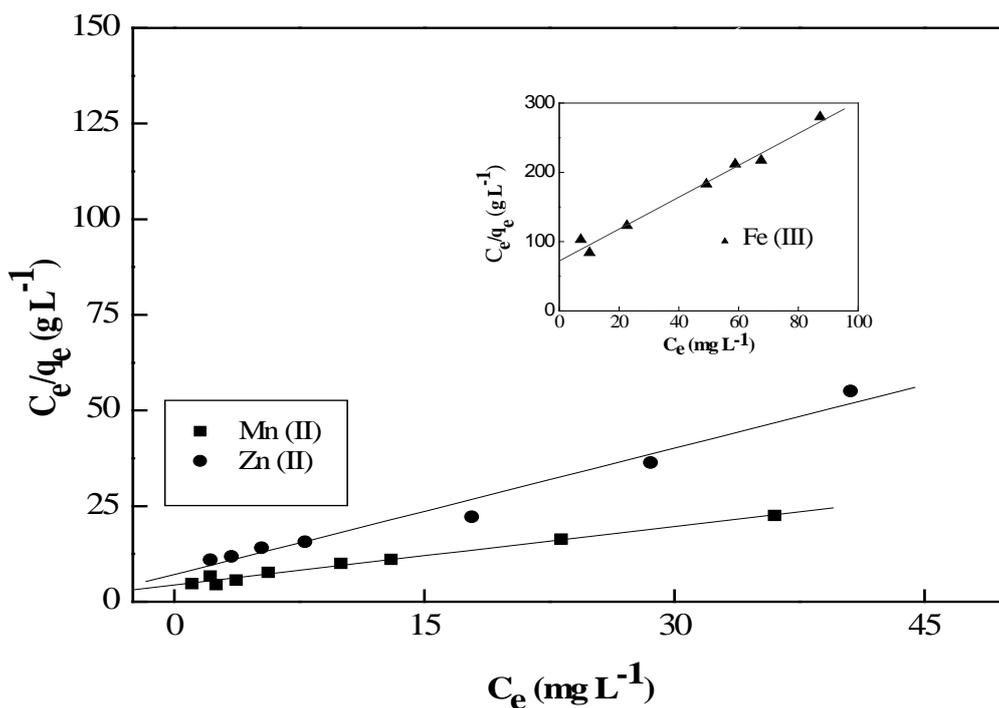


Figura 5. Linearização da isoterma de adsorção de Mn (II), Zn (II) e Fe (III) segundo o modelo de Langmuir

Tabela 3. Parâmetros de adsorção de Mn (II), Zn (II), Fe (III) e Cu (II), segundo os modelos de isoterma de Langmuir e Freundlich.

Metal	Langmuir			Freundlich		
	K_{ads} (L mg ⁻¹)	q_m (mg g ⁻¹)	R	K_F (mg g ⁻¹)	b_F	R
Mn (II)	0,116	1,963	0,993	0,266	0,547	0,966
Zn (II)	0,154	0,907	0,986	0,162	0,472	0,952
Fe (III)	0,031	0,434	0,991	0,028	0,566	0,975
Cu (II)	0,037	0,240	0,938	0,018	0,627	0,988

observada uma capacidade de remoção de 100% de Al (III), 100% de Fe (III) e de 89% de Mn (II) (GEREMIAS et al., 2008). Outros estudos utilizando biopolímeros naturais para adsorção de metais têm sido relatados na literatura, sendo observada expressiva

remoção (>99%) de íons Fe (III), Zn (II) e Cu (II) (GEREMIAS et al., 2003; FÁVERE et al., 2004; KARAPINAR, DONAT, 2009; VASCONCELO et al., 2010).

A grande maioria dos processos que ocorre em superfícies sólidas formadas por óxidos de

minerais deve-se ao fato de que as mesmas adquirem uma carga elétrica superficial quando postas em contato com o meio aquoso. A carga pode ser originada por reações químicas de superfície, uma vez que muitas superfícies sólidas contêm grupos funcionais ionizáveis (ex: OH,

COOH, $-PO_3H_2$). A carga das partículas depende do grau de ionização e, conseqüentemente, do pH do meio. A carga superficial também pode ser decorrente das imperfeições latentes na superfície de sólidos e por “reposição amorfa” dentro das imperfeições. Estas cargas também podem ser estabelecidas por adsorção iônica, sendo possível atrair seletivamente cátions ou ânions, dependendo do pH e do ponto zero de carga (pzc) do sólido em questão (FRITZEN, 2002).

Em nossos estudos, pode-se constatar que o rejeito de mineração de carvão calcinado foi capaz de adsorver íons de metais em solução. Esta capacidade poderia estar associada à presença de óxidos de metais SiO_2 , Fe_2O_3 e Al_2O_3 observados na caracterização do rejeito calcinado e que atuariam como adsorvente de íons por mecanismos de adsorção química e física através de interação por complexação, formação de par iônico, troca iônica, interação eletrostática, forças de *van der Waals* entre outras, conforme proposto por Geremias e colaboradores (2008).

Estes resultados permitem indicar uma possível aplicação do rejeito como adsorvente alternativo para remoção destes contaminantes que estão comumente presentes em resíduos oriundos de atividades antrópicas e que são potencialmente tóxicos para os sistemas biológicos. Os resultados obtidos são relevantes, uma vez que os rejeitos de mineração de carvão utilizados em nossos estudos não são aproveitados economicamente e são potenciais contaminantes ambientais. Desta forma, o seu emprego como possível material adsorvente alternativo confere uma utilização econômica ao mesmo, minimizando os seus impactos sobre o meio ambiente.

Entretanto, ensaios complementares e modificações no material adsorvente poderiam ser sugeridos, com vistas a aumentar a capacidade de adsorção de íons de

metais que não foram satisfatoriamente adsorvidos, tais como o Fe (III) e o Cu (II), conforme observados em nossos estudos.

CONCLUSÃO

Os resultados do presente estudo permitiram demonstrar que o processo de adsorção dos íons de metais pelo rejeito calcinado é dependente do pH da solução e que o mecanismo cinético pode ser descrito pelo modelo de pseudo segunda-ordem. Nos estudos de equilíbrio de adsorção, constatou-se que a isoterma que melhor se ajustou aos dados experimentais foi o modelo de Langmuir. A isoterma de adsorção do Cu (II) mostrou uma relação linear, onde a quantidade de metal adsorvido pela fase sólida aumentou com a concentração na fase aquosa. A partir destes resultados, pode-se sugerir o uso do rejeito como um possível material adsorvente alternativo para remoção de metais em solução. O emprego do rejeito como adsorvente constituiu-se em uma forma de sua valorização e prevenção dos seus impactos ambientais.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Santa Catarina, aos laboratórios QUITTECH e LABIOEX e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro (Projeto: 140204/2005-9).

REFERÊNCIAS

AMARAL, F.A.D.; BERNARDES, A. M. Uso do processo de sulfatação para recuperação de metais em lodos provenientes da indústria galvânica. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**. v. 20, p. 12-21, 2011.

BABEL, S.; KURNIAWAN, T.A. Cr(VI) removal from synthetic wastewater using coconut shell charcoal and commercial activated carbon modified with oxidizing agents and/or chitosan. **Chemosphere**. v. 54, p. 951-967, 2004.

BENASSI, J.C.; LAUS, R.; GEREMIAS, R.; LIMA, P.L.; MENEZES, C.T.B.; LARANJEIRA, M.C.M.; WILHELM-FILHO, D.; FÁVERE, V.T.; PEDROSA, R.C. Evaluation of remediation of coal mining wastewater by chitosan microspheres using biomarkers. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**. v. 51, p. 633-640, 2006.

COELHO, T. C.; LAUS, R.; MANGRICH, A. S.; FÁVERE, V. T.; LARANJEIRA, M.C.M. Effect of heparin coating on epichlorohydrin cross-linked chitosan microspheres on the adsorption of copper (II) ions. **Reactive & Functional Polymers**. v. 67, p. 468-475, 2007.

DAKIKY, M.; KHAMIS, M.; MANASSRA, A.; MER'EB, M. Selective adsorption of chromium(VI) in industrial wastewater using low-cost abundantly available adsorbents. **Advances in Environmental Research**. v. 6, p. 533-540, 2002.

ENGIN, M.S.; UYANIK, A.; CAY, S.; ICBUDAK, H. Effect of the adsorptive character of filter papers on the concentrations determined in studies involving heavy metal ions. **Adsorption Science & Technology**. v. 28, p. 837-846, 2010.

FÁVERE, V.T.; LAUS, R.; LARANJEIRA, M.C.M.; MARTINS, A.O.; PEDROSA, R.C. Use of chitosan microspheres as remedial material for acidity and iron (III) contents of coal mining wastewaters. **Environmental Technology**. v. 25, p. 861-66, 2004.

FRITZEN, M.B. **Adsorção de Cr (VI) na interface água-minerais sedimentários. Efeito das condições de reação e modelo de adsorção.**

Dissertação de Mestrado em Química da Universidade Federal de Santa Catarina, 2002.

FUNGARO, D.A.; IZIDORO, J. C. Modelagem cinética da remoção de Cd^{2+} por zeólitas de cinzas de carvão. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**. v. 16, p. 9-13, 2008.

GEREMIAS, R.; LAUS, R.; MACAN, J.M.; PEDROSA, R.C.; LARANJEIRA, M.C.M.; SILVANO, J.; FÁVERE, V.T. Use of coal mining waste for the removal of acidity and metal ions Al(III), Fe(III) and Mn(II) in acid mine drainage. **Environmental Technology**. v 29, p. 863-869, 2008.

GEREMIAS, R.; PEDROSA, R.C.; BENASSI, J.C.; FÁVERE, V.T.; STOLBERG, J.; MENEZES, C.T.B.; LARANJEIRA, M.C. Remediation of coal mining wastewaters using chitosan microspheres. **Environmental Technology**. v. 24, p. 1509-15, 2003.

GOMEZ-SALAZAR, S.; LEE, J.S.; HEYDWEILLER, J.C.; TAVLARIDES, L.L. Analysis of cadmium adsorption on novel organo-ceramic adsorbents with a thiol functionality. **Industrial and Engineering Chemistry Research**. v. 42, p. 3403-3412, 2003.

GURNANI, V.; SINGH, A.K.; VENKATARAMANI, B. Cellulose functionalized with 8-hydroxyquinoline: new method of synthesis and applications as a solid phase extractant in the determination of metal ions by flame atomic absorption spectrometry. **Analytica Chimica Acta**. v. 485, p. 221-232, 2003.

JIANG, M.Q.; JIN, X.Y.; LU, X.Q.; CHEN, Z.L. Adsorption of Pb(II), Cd(II), Ni(II) and Cu(II) onto natural kaolinite clay. **Desalination**. v. 252, p. 33-39, 2010.

JIMENEZ, R.S.; BOSCO, S.M.D.; CARVALHO, W.A. Heavy metals removal from wastewater by the natural zeolite scolecite - temperature and pH influence in

single-metal solutions. **Química Nova**. v. 27, p. 734-738, 2004.

JUSTI, K. C. **Imobilização de agentes complexantes no biopolímero quitosana: equilíbrio de adsorção de íons metálicos em solução aquosa**. Tese (Doutorado em Química) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Físicas e Matemáticas, 2006, 151 p.

KARAPINAR, N.; DONAT, R. Adsorption behaviour of Cu^{2+} and Cd^{2+} onto natural bentonite. **Desalination**. v. 249, p. 123-129, 2009.

LAUS, R.; COSTA, T.G.; SZPOGANICZ, B.; FAVERE, V. T. Adsorption and desorption of Cu(II), Cd(II) and Pb(II) ions using chitosan crosslinked with epichlorohydrin-triphosphate as the adsorbent. **Journal of Hazardous Materials**. v. 183, p. 233-241, 2010.

LAUS, R.; FÁVERE, V.T. Competitive adsorption of Cu(II) and Cd(II) ions by chitosan crosslinked with epichlorohydrin triphosphate. **Bioresource Technology**. v. 102, p. 8769-8776, 2011.

MCKAY, G. **Use of Adsorbents for the removal of pollutants from wastewaters**. CRC Press, Florida, USA, 1996.

NASCIMENTO, M.; SOARES, P. S.M.; SOUZA, V. P. Adsorption of heavy metal cations using coal fly ash modified by hydrothermal method. **Fuel**. v. 88, p. 1714-1719, 2009.

NGAH, W.S.W.; ENDUD, C.S.; MAYANAR, R. Removal of copper(II) ions from aqueous solution onto chitosan and cross-linked chitosan beads. **Reactive & Functional Polymers**. v. 50, p. 181-190, 2002.

OLUYEMI, E.A.; OYEKUNLE, J.A.O.; OLASOJI, S.O. A comparative study of the removal of heavy metal ions from synthetic wastewaters using different adsorbents. **Adsorption Science & Technology**. v. 27, p. 493-502, 2009.

PESAVENTO, M.; BALDINI, E. Study of sorption of copper(II) on complexing resin columns by solid phase extraction. **Analytica Chimica Acta**. v. 389, p. 59-68, 1999.

POPURI, S.R.; VIJAYA, Y.; BODDU, V.M.; ABBURI, K. Adsorptive removal of copper and nickel ions from water using chitosan coated PVC beads. **Bioresource Technology**. v. 100, p. 194-199, 2009.

PRASAD, M.; SAXENA, S.; AMRITPHALE, S.S. Adsorption models for sorption of lead and zinc on francolite mineral. **Industrial and Engineering Chemistry Research**. v. 41, p. 105-111, 2002.

SCHMUHL, R.; KRIEG, H.M.; KEIZER, K. Adsorption of Cu(II) and Cr(VI) ions by chitosan: kinetics and equilibrium studies. **Water SA**. v. 27, p. 1-7, 2001.

SHAKER, M.A.; HUSSEIN, H.M. Heavy-metal adsorption by non-living biomass. **Chemistry and Ecology**. v. 21, p. 303-311, 2005.

SPINELLI, V.A.; LARANJEIRA, M.C.M.; FÁVERE, V.T. Preparation and characterization of quaternary chitosan salt: adsorption equilibrium of chromium(VI) ion. **React. Funct. Polym**. v. 61, p. 347-352, 2004.

VASCONCELOS, H.L.; CAMARGO, T.P.; GONÇALVES, N.S.; NEVES, A.; LARANJEIRA, M.C.M.; FÁVERE, V.T. Chitosan crosslinked with a metal complexing agent: Synthesis, characterization and copper(II) ions adsorption. **Reactive & Functional Polymers**. v. 68, p. 572-579, 2008.

VITALI, L.; LARANJEIRA, M.C.M.; FÁVERE, V.T.; GONÇALVES, N. S. Microencapsulação do agente quelante sulfoxina em microesferas de quitosana preparadas por spray drying como novo adsorvente para íons metálicos. **Química Nova**. v. 31, p. 1400-1404, 2008.

VITALI, L.; LARANJEIRA, M.C.M.;
GONÇALVES, N. S.; FÁVERE, V.T.
Spray-dried chitosan microspheres
containing 8-hydroxyquinoline -5
sulphonic acid as a new adsorbent
for Cd(II) and Zn(II) ions.
**International Journal of Biological
Macromolecules.** v. 42, p. 152–157,
2008.

WU, C.H.; LIN, C.F.; CHEN, W.R.
Regeneration and reuse of water
treatment plant sludge: adsorbent
for cations. **J. Environ. Sci. Health,
Part A: Toxic/Hazard. Subst.
Environ. Eng.** v. 39, p. 717-728,
2004.

WU, F.C.; TSENG, R.L.; JUANG, R.S.
Kinetic modeling of liquid-phase
adsorption of reactive dyes and
metal ions on chitosan. **Water
Research.** v. 35, p. 613-618, 2001.

Recebido em: set/2011
Aprovado em: ago/2012

Caracterização de pilhas e baterias de um coletor para reciclagem

Characterization of spent batteries collected in a recycle bin

RESUMO

O crescimento do uso de equipamentos eletrônicos portáteis, bem como sua rápida obsolescência causou um aumento na disposição de baterias. A reciclagem permite além da redução da quantidade destes materiais enviados a aterros, mas também a recuperação destes materiais. As baterias usadas neste estudo foram procedentes de um sistema de coleta da USP no segundo semestre de 2010 da Universidade de São Paulo. O resíduo foi separado em baterias originais. As baterias foram moídas e analisadas quimicamente após lixiviação com água régia. Observou-se que as baterias falsas continham 10 vezes mais chumbo do que as normais, além de uma concentração de ferro 3 vezes inferior. Analogamente o cádmio também foi superior nas baterias falsas do que as originais.

PALAVRAS-CHAVE: Reciclagem, pilhas, baterias, caracterização

Rodrigo de Souza Dalti Pereira

Graduando do curso de Engenharia Metalúrgica da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo São Paulo, SP, Brasil

Denise Crocce Romano Espinosa

Professora Associada.
Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo
São Paulo, SP, Brasil
espinosa@usp.br

ABSTRACT

The growing amount of portable electronic equipments produced nowadays, as well as their quick obsolescence, increases the volume of disposed batteries. The recycling allows not only the reduction of the amount of waste sent to landfills, but also the recovery of batteries compounds. The source materials for this work (depleted batteries) were collected in the second semester of 2010 in the domains of University of São Paulo. The analyzed waste was split into original and fake batteries. The batteries were grinded and their chemical composition was determined through leaching with aqua regia. It was concluded that the fake batteries showed a lead content ten times superior and an iron content three times lower than the contents found in the original ones. The cadmium concentration of fake batteries were superior than the concentration found in the original batteries that did not belong to the NiCd type.

KEYWORDS: *Recycling, batteries, characterization*

INTRODUÇÃO

Com o desenvolvimento da tecnologia, produz-se um número cada vez maior de equipamentos eletrônicos portáteis, como telefones celulares, telefones sem fio, notebooks, relógios, lanternas, ferramentas elétricas, câmeras fotográficas, filmadoras, equipamentos médicos e brinquedos. Em 2010, no Brasil, a produção de celulares foi de 61 milhões de unidades e a de notebooks foi de 7,15 milhões de unidades, segundo a Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica - ABINEE (2011). Os dispositivos eletrônicos portáteis requerem pilhas e baterias, as quais fornecem a energia necessária para que possam executar suas funções. Consequentemente, há um aumento da quantidade de pilhas e baterias usadas que são descartadas quando alcançam o final de sua vida útil.

Além da crescente produção de dispositivos eletro-eletrônicos, a obsolescência dos dispositivos aumenta o volume de pilhas e baterias descartadas. Os produtos considerados “antigos” são descartados, juntamente com as pilhas e baterias contidas em seu interior.

As pilhas e baterias contêm metais e substâncias nocivas ao meio ambiente e ao ser humano, como chumbo, cádmio, mercúrio, hidróxido de potássio e cloreto de amônio. Entretanto, as pilhas e baterias são descartadas normalmente de maneira indevida junto com o lixo doméstico comum (plásticos, papéis e matéria orgânica) e é destinada, desse modo, a aterros sanitários e vazadouros a céu aberto, podendo contaminar o solo, lençóis freáticos e cursos de água próximos, ou a incineradores, por meio dos quais metais são eliminados na atmosfera e cinzas com metais podem ser lixiviadas (BERNARDES et al, 2004).

Além do descarte incorreto, a contaminação do ambiente também pode ser agravada pela

existência de pilhas e baterias falsas, as quais contêm rótulos semelhantes aos das pilhas originais, com a finalidade de passarem despercebidas pelo consumidor e, desse modo, conseguirem ser vendidas.

Por meio da reciclagem, não só reduz-se a quantidade dessa sucata enviada a aterros e lixões, diminuindo a possibilidade de contaminação, como também diminuem-se a utilização de recursos naturais, o desperdício de matéria-prima na produção de novos materiais e o consumo de energia, já que além da reciclagem promover a recuperação de metais e compostos presentes nas pilhas e baterias, a produção secundária de materiais utiliza menos energia que a produção primária.

Legislação

Diretiva Europeia 2006/66

A Diretiva Europeia EC 2006/66 é a atual legislação europeia sobre pilhas e baterias. Ela engloba todos os tipos de pilhas e baterias considerando seus diversos tamanhos, massas, composições e usos (DIRETIVA EUROPEIA, 2006).

A diretiva proíbe que sejam colocadas no mercado pilhas e baterias contendo teores acima de 0,0005% de mercúrio, de 0,002% de cádmio e de 0,004% de chumbo, e determina as seguintes metas de coleta aos Estados-Membros: 25% até setembro de 2012 e 45% até setembro de 2016 (DIRETIVA EUROPEIA, 2006).

Há a obrigação de haver pontos de coleta onde os consumidores podem descartar as pilhas e baterias usadas sem que haja obrigação de pagar taxa ou comprar uma nova bateria. Os fabricantes desses produtos não podem se recusar a aceitar a devolução das pilhas e baterias usadas, e os aparelhos que utilizem esses dispositivos devem conter instruções que mostrem de que modos as pilhas e baterias podem

ser removidas de forma segura (DIRETIVA EUROPEIA, 2006).

Os processos de reciclagem nos Estados-Membros devem alcançar os seguintes objetivos (DIRETIVA EUROPEIA, 2006):

- Reciclagem de 65% do conteúdo das baterias de chumbo ácido, visando a maior recuperação possível de chumbo;
- Reciclagem de 75% do conteúdo das baterias de níquel-cádmio, visando a maior recuperação possível de cádmio;
- Reciclagem de 50% do conteúdo das outras pilhas e baterias descartadas.

Resolução CONAMA nº 401 de 2008

A resolução CONAMA nº 401 de 2008 estabelece os teores máximos de chumbo, cádmio e mercúrio permitidos para pilhas e baterias comercializadas no Brasil e os critérios e padrões para o seu gerenciamento ambientalmente adequado (CONAMA, 2008). Assim, como a Diretiva Europeia 2006/66/EC, a resolução tem como objetivo minimizar os impactos causados pela disposição incorreta desses produtos.

A resolução institui aos fabricantes nacionais e importadores de pilhas e baterias o dever de apresentarem ao órgão ambiental competente um plano de gerenciamento que envolva a destinação correta desses produtos. Os fabricantes e os estabelecimentos que comercializam tais produtos devem receber dos consumidores as pilhas e baterias coletadas por meio da instalação de pontos de recolhimento. A resolução proíbe não só a disposição das pilhas e baterias em aterros não licenciados e em corpos d'água, como também a queima a céu aberto ou

Tabela 1 – Composição da sucata coletada (em porcentagem em massa)

	Porcentagem
Pilhas Alcalinas	51,7
Pilhas Secas	22,0
Baterias de NiCd	1,8
Baterias de NiMH	4,9
Baterias de íons de lítio	1,8
Pilhas botão	0,3
Baterias de Pb-ácido	12,8
Pilhas Falsas	2,1
Não identificadas	1,5
Pilhas Oxialcalinas	< 0,1
Carcaças de celular	0,9
Circuitos de celular	0,1
TOTAL	100,0

incineração em instalações não licenciadas (CONAMA, 2008).

Além disso, teores máximos dos metais perigosos são estabelecidos para as pilhas e baterias secas e alcalinas comercializadas, fabricadas no Brasil ou importadas (CONAMA, 2008). Esses teores são:

- 0,0005% em massa de mercúrio;
 - 0,002% em massa de cádmio;
 - 0,1% em massa de chumbo.
- Pode-se observar que os teores máximos de mercúrio e cádmio são os mesmos estabelecidos na Diretiva Europeia.

Instrução Normativa N°8, de 3 de setembro de 2012

A Instrução Normativa nº 8, de 3 de setembro de 2012, do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, impõe que fabricantes nacionais e importadores de pilhas e baterias devam emitir um laudo físico-químico contendo a

composição química das mesmas, quando os sistemas eletroquímicos forem de zinco-manganês, alcalino-manganês e chumbo-ácido. Além disso, sempre que o produto apresentar alteração técnica, um novo laudo deve ser gerado. O laudo deve apresentar os teores de metais perigosos contidos nas pilhas e baterias: devem ser fornecidos os teores de mercúrio, cádmio e chumbo quando os sistemas eletroquímicos forem de zinco-manganês e alcalino manganês; e os teores de mercúrio e cádmio, quando forem de chumbo-ácido (DIÁRIO OFICIAL DA UNIÃO, 2012).

A Instrução Normativa estabelece também que os importadores têm a obrigação legal de afixar nas pilhas e baterias, antes de sua comercialização, informações como riscos à saúde humana e ao ambiente e necessidade de devolvê-las ao revendedor ou à rede de assistência técnica autorizada (DIÁRIO OFICIAL DA UNIÃO, 2012).

MATERIAIS E MÉTODOS

O lote de pilhas e baterias descartadas após o uso, objeto do estudo, foi fornecido pelo programa Poli USP Recicla, coordenado pela COCESP e pela Escola Politécnica da USP (2010), e se trata do material coletado no segundo semestre de 2010 na Escola Politécnica da USP.

Os diferentes tipos de pilhas e baterias foram separados manualmente e classificados. Os tipos encontrados foram: pilhas e baterias alcalinas, secas, de NiCd, NiMH, de íons de lítio, Li-polímero, pilhas botão, oxi-alcalinas e baterias seladas de chumbo ácido.

Na análise da sucata encontraram-se também pilhas falsas, placas de circuito impresso de celular, carcaças de celular, lixo comum (como papéis e copos plásticos) e pilhas e baterias cujos invólucros não continham informação alguma sobre a composição e que foram classificadas, portanto, como não identificadas. As pilhas falsas possuem rótulos muito semelhantes aos das pilhas usuais a fim de passarem despercebidas pelo consumidor e são de marcas

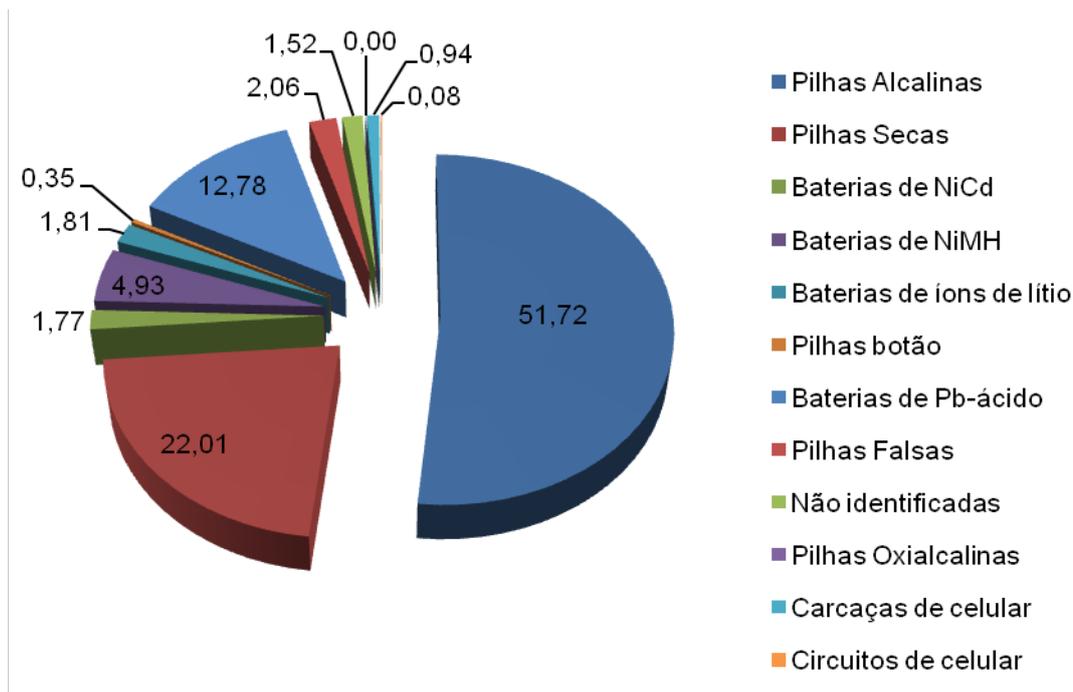


Figura 1 – Composição do lote de sucata (em porcentagem em massa)

desconhecidas; além disso, as pilhas falsas eram, majoritariamente, do tipo alcalina e seca.

Os diferentes tipos de baterias foram pesados para determinação da composição do lote coletado pela Poli USP Recicla. A partir deste lote foi preparada uma amostra representativa dessa composição de aproximadamente 10 kg.

Para cominuir as pilhas e baterias, foi feita a moagem das pilhas originais e das pilhas falsas em um moinho de facas com grelha de 3 mm. O montante moído foi homogeneizado e quarteado.

Caracterização

Para a caracterização das amostras, uma alíquota de 10 g das pilhas originais e das pilhas falsas foi submetida à lixiviação com água régia durante 24 horas, à temperatura ambiente, sob agitação e adotando-se relação sólido-líquido igual a 1 : 15. Em seguida, foi feita a diluição dos licores da lixiviação para que eles fossem enviados para análise química, realizada por

espectrofotômetro de emissão óptica por indução de plasma (ICP – OES).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Composição do lote de pilhas e baterias

A composição do lote de pilhas e baterias coletado na Escola Politécnica referente ao segundo semestre de 2010 é mostrada na Tabela 1 e ilustrada na Figura 1. A massa total pesada foi de aproximadamente 275 kg.

As pilhas e baterias alcalinas correspondem a 52% e as pilhas e baterias secas a 22% do lote estudado. Esses dois tipos de pilhas são os mais comuns e respondem juntos a quase três quartos (74%) da sucata analisada. Já as pilhas falsas representam apenas 2% do material total coletado.

Embora as baterias de chumbo-ácido representem 13% em massa do lote estudado, a quantidade encontrada delas foi inferior à de outras pilhas e baterias. Essa porcentagem é explicada pelo

fato de uma bateria selada de chumbo ser muito mais pesada (sua massa varia entre 1,5 kg e 2 kg) que uma bateria, por exemplo, alcalina, cuja massa é de aproximadamente 25 g.

Espinosa (2008) determinou a composição de um lote de pilhas e baterias exauridas fornecidas pela Organização Não-Governamental (ONG) Antena-Verde, sediada na cidade de São Paulo. Esse lote corresponde às pilhas e baterias coletadas no período de um mês em um ponto de coleta localizado na Zona Oeste da cidade de São Paulo.

A fim de se realizar a comparação com o lote de Espinosa (2008), serão desconsideradas as baterias de chumbo-ácido presentes na sucata coletada na Escola Politécnica, já que na amostra analisada por Espinosa (2008) não havia esse tipo de bateria. A Tabela 2 exhibe, em sua primeira coluna de valores, denominada “POLI-USP”, a composição da sucata coletada na Escola Politécnica da USP (Tabela 1), e na segunda coluna de valores, denominada “Espinosa”, a

Tabela 2 – Composição da sucata coletada na Escola Politécnica e do lote estudado por Espinosa

	Porcentagem	
	POLI-USP	Espinosa ^[7]
Pilhas Alcalinas	59,3	60,0
Pilhas Secas	25,2	34,8
Baterias de NiCd	2	1,8
Baterias de NiMH	5,6	1,4
Baterias de íons de lítio	2,1	0,7
Pilhas botão	0,4	-
Pilhas Falsas	2,1	-
Não identificadas	1,5	0,5
Pilhas Oxialcalinas	0,04	0,1
Carcasas de celular	0,9	-
Circuitos de celular	0,1	-

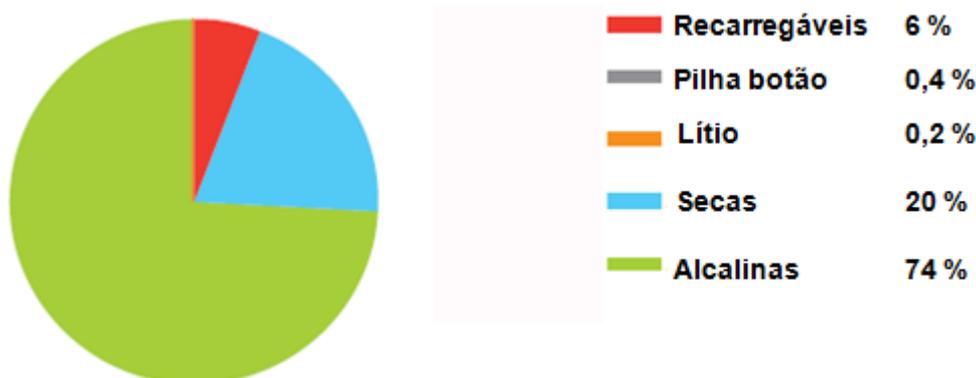


Figura 2 – Composição do montante de pilhas e baterias vendidas no mercado europeu em 2009 (em porcentagem em massa) (EPBA, 2010)

composição do lote estudado por Espinosa (2008).

É possível observar que as porcentagens correspondentes às pilhas alcalinas, às baterias de NiCd e às pilhas oxi-alcalinas, em ambos os estudos, são semelhantes. A sucata coletada na Escola Politécnica da USP, em comparação com o lote analisado por Espinosa (2008), apresentou quantidades superiores de baterias de NiMH e baterias de íons de lítio e quantidades inferiores de pilhas secas.

A Figura 2 mostra a composição em massa das pilhas vendidas no mercado europeu. Pode-se observar que a quantidade de pilhas e baterias alcalinas vendidas corresponde a 74% do total e a quantidade correspondente de pilhas secas (de Zn-C), corresponde a 20% (EPBA, 2010).

Considerando que a maior parte dessas pilhas e baterias virará sucata em poucos meses, será feita a comparação da composição da sucata coletada no presente estudo

com a composição das pilhas e baterias vendidas na Europa. Como a composição do lote europeu não apresenta baterias de chumbo-ácido, que são mais pesadas, como explicado anteriormente, a comparação será feita com os dados da Tabela 2. As porcentagens correspondentes às pilhas secas relativas ao total delas vendido na Europa e o total encontrado na sucata coletada nos domínios da Escola Politécnica se mostraram próximas, sendo, respectivamente,

Tabela 3 – Composição da amostra montada

	Massa (g)	Porcentagem
Pilhas Alcalinas	5.095	49,6
Pilhas Secas	2.209	21,5
Baterias de NiCd	179	1,7
Baterias de NiMH	495	4,8
Baterias de íons de lítio	194	1,9
Pilhas botão	35	0,3
Baterias de Pb-ácido	1.562	15,2
Pilhas Falsas	208	2,0
Não identificadas	152	1,5
Pilhas Oxialcalinas	0	0
Carcaças de celular	118	1,1
Circuitos de celular	19	0,2
TOTAL	10.266	100

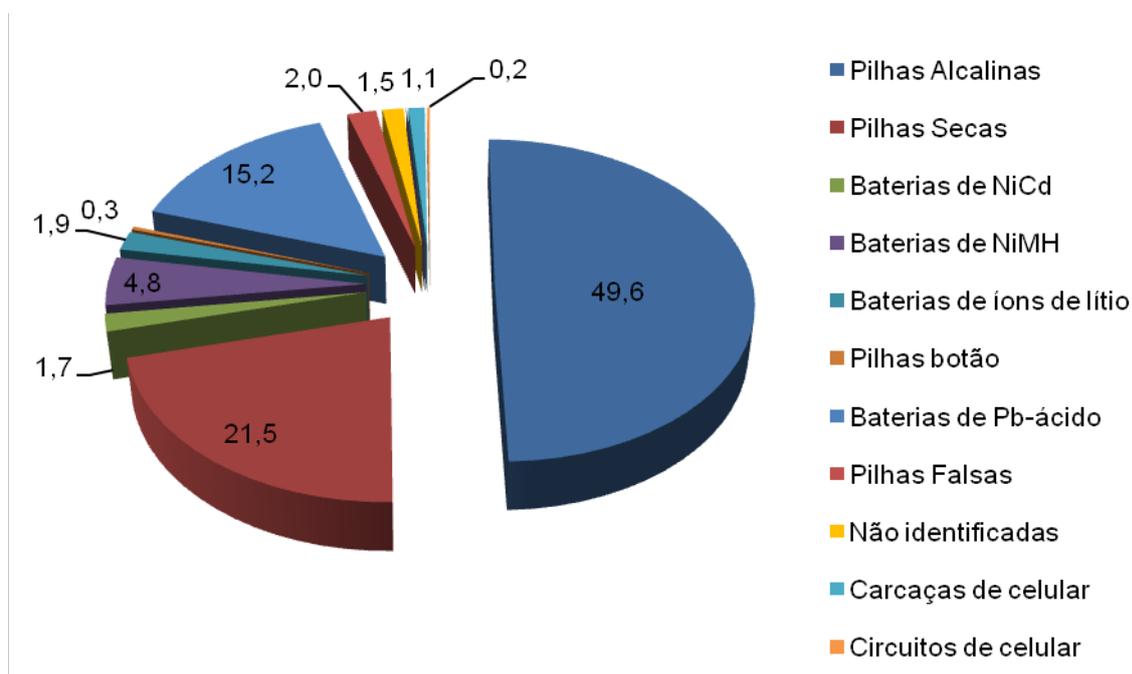


Figura 3 – Composição da amostra representativa do lote de sucata (porcentagem em massa)

20% e 22%. Enquanto no mercado europeu a porcentagem vendida de pilhas alcalinas responde por aproximadamente três quartos do total vendido (EPBA, 2010), a quantidade encontrada dessas pilhas representa 60 % de toda a

sucata recolhida na Escola Politécnica e de todo o lote estudado por Espinosa (2008).

Uma amostra representativa (de cerca de 10 kg) da população de pilhas e baterias foi montada e sua composição é

mostrada na Tabela 3 e ilustrada na Figura 3. Procurou-se manter as composições da amostra representativa e do lote estudado semelhantes, fato que pode ser verificado pela comparação entre a Figura 1 e a Figura 3.

Tabela 6 – Balanço de massa da moagem das pilhas originais em grelha de 3 mm

Antes (g)	Depois (g)			Perda (g)	
	Moído	Grelha	Soma	%	
6.893	6.429	125	6.554	339	4,9

Tabela 5 – Balanço de massa da moagem das pilhas falsas em grelha de 3 mm

Antes (g)	Depois (g)			Perda (g)	
	Moído	Grelha	Soma	%	
207,3	122,8	43,5	166,3	41,0	19,8

Tabela 4 – Composição das pilhas originais e das pilhas falsas determinada por análise química por ICP-OES (dados em porcentagem em massa)

	Originais	Falsas
Fe	19,47	5,80
Mn	26,00	27,37
Zn	21,35	41,54
Ni	2,74	0,84
Cu	1,90	0,29
K	2,64	0,75
Al	0,49	0,85
Co	0,58	0,19
Cd	0,35	0,10
Pb	0,02	0,23
Insolúveis	8,07	27,12

Por representarem uma porcentagem desprezível no lote (0,04%, Tabela 2), as pilhas oxialcalinas não foram contabilizadas na montagem da amostra.

Moagem

Na etapa de moagem, foram utilizados um moinho de facas

e uma grelha cujas aberturas circulares contêm 3 mm de diâmetro. A Tabela 2 e a Tabela 3 mostram o balanço de massa da operação unitária de moagem, respectivamente, para as pilhas originais e para as pilhas falsas. A coluna denominada “grelha” corresponde à quantidade de material que sobrou na grelha ao fim da operação.

A perda correspondente à moagem das pilhas falsas (19,8%) é cerca de quatro vezes maior que a perda na moagem das pilhas e baterias originais (4,9%). Isso pode ser explicado pelo fato de que como a massa de pilhas falsas (207 g) é bastante inferior à das pilhas originais (quase 7 kg), uma perda de 41 g no processo corresponde a uma maior porcentagem de perda.

Ocorre perda no processo devido ao fato de o exaustor sugar partículas leves e finas e de partículas caírem fora do recipiente que recebe o material moído.

Comparação da composição

A Tabela 6 fornece a composição química das pilhas denominadas originais e das pilhas falsas.

É importante destacar que a concentração de chumbo, que é um metal tóxico, é dez vezes maior nas pilhas falsas (0,23 %) do que nas pilhas e baterias originais (0,02 %). Esse resultado ajuda a confirmar que as pilhas falsas são feitas sob menor ou nenhuma preocupação com o teor de metais perigosos utilizados.

As concentrações de chumbo das pilhas originais e das pilhas falsas encontram-se acima da concentração permitida pela Diretiva Europeia 2006/66 (0,004%). Entretanto, o teor máximo de chumbo permitido pela Resolução CONAMA nº 401 de 2008 (0,1%) é obedecido pelo teor das pilhas originais (0,02%), embora o mesmo não aconteça para as pilhas falsas (0,23%).

A caracterização química quanto ao teor de mercúrio não foi realizada, pois não havia solução padrão disponível para o espectrofotômetro de emissão óptica por indução de plasma (ICP – OES) fazer a leitura deste elemento.

A amostra moída apresenta 1,7 % de baterias de NiCd (Tabela 3). As baterias de NiCd, segundo Huang *et al* (2010), apresenta 17,6 % de cádmio, 20,4 % de níquel, 31,6 % de ferro e 2,6 % de outros metais (porcentagens mássicas); por balanço de massa para o elemento cádmio, espera-se então que, no lote analisado, a concentração de cádmio oriunda somente de baterias de NiCd seja de 0,30 %. A diferença de 0,05 % observada entre o valor de 0,30 % e o encontrado na Tabela 6 (0,35 %), deve-se a concentrações residuais de cádmio encontradas em pilhas de tipos diferentes que as de

NiCd. É possível afirmar, portanto, que as pilhas falsas, as quais não englobam baterias de NiCd e as quais são compostas principalmente por pilhas alcalinas e secas, apresentam teor de cádmio (0,10%, Tabela 6) superior ao teor (0,05 %) encontrado nas pilhas e baterias originais que não as de NiCd.

As concentrações de níquel, cobre e cobalto foram menores nas pilhas falsas do que nas originais pelo fato de que a quantidade de pilhas e baterias falsas coletadas era composta predominantemente por pilhas alcalinas e secas, cujos constituintes principais não são o níquel, o cobre e o cobalto.

A concentração de ferro nas pilhas falsas (5,8 %) é três vezes menor que nas pilhas originais (19,5 %). A diferença de concentrações pode ser explicada por uma possível substituição da carcaça de aço, componente de pilhas e baterias originais, por carcaças de plástico, frequentemente encontradas nas pilhas falsas. Isso é corroborado pelo fato de que a porcentagem de insolúveis, compostos por plástico, papel e grafite, é maior para as pilhas falsas (27 %) do que para as pilhas originais (8 %).

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos permitem concluir que:

1. Pela composição da sucata de pilhas e baterias analisada, observa-se que a coleta foi desrespeitada pelos consumidores: foram encontrados copos plásticos e papéis, que deveriam ser destinados ao lixo doméstico comum.
2. No lote de sucata foram encontradas pilhas falsas, cujos rótulos procuram imitar as marcas mais conhecidas, de modo a passarem

despercebidas pelo consumidor.

3. As pilhas e baterias alcalinas e secas corresponderam a aproximadamente 74 % da sucata coletada.
4. A concentração de chumbo é dez vezes maior nas pilhas falsas do que nas pilhas originais.
5. As pilhas falsas apresentam teor de cádmio superior ao das pilhas originais de tipos diferentes da de NiCd.
6. A concentração de ferro nas pilhas falsas é três vezes menor que nas pilhas originais, devido à substituição da carcaça de aço, componente das pilhas e baterias originais, por carcaças de plástico, frequentemente encontradas nas pilhas falsas.
7. O teor máximo de chumbo permitido pela Resolução CONAMA nº 401 de 2008 é obedecido pelo montante de pilhas originais analisadas, embora seja desrespeitado pelas pilhas falsas. As concentrações de chumbo, tanto para as pilhas originais, quanto para as pilhas falsas, não atendem à concentração máxima permitida pela Diretiva Europeia 2006/66.

REFERÊNCIAS

ABINEE - Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica. <<http://www.abinee.org.br>>. Acesso em: 8 Julho 2011.

BERNARDES, A. M.; ESPINOSA, D. C. R.; TENÓRIO, J. A. S. **Recycling of batteries: a review of current processes and technologies**. *Journal of Power Sources*, v. 130, p. 291-298, 2004.

Diretiva Europeia 2006/66/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 6 de Setembro de 2006. Jornal Oficial da União Europeia. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:266:0001:0014:en:PDF>>. Acesso em: 15 Julho 2011.

Recebido em: jan/2012
Aprovado em: dez/2012

DIÁRIO OFICIAL DA UNIÃO – Seção 1. **Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – Instrução Normativa Nº 8, de 3 de setembro de 2012.** nº 172, p. 153. Disponível em <<http://www.in.gov.br/autenticidade.html>>. Código requerido: 00012012090400153>. Acesso em: 01 out 2012.

ESPINOSA, D.C.R. **Reciclagem de pilhas e baterias.** 2008. 144 p. Dissertação (Livre-Docência) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008. p. 53, 54, 72, 73 e 75

EPBA (European Portable Battery Association) - EPBA 2010 Sustainability Report. Disponível em: <<http://www.epbaeurope.net>>. Acesso em: 11 Julho 2011.

HUANG, K.; LI, J.; XU, Z. **Characterization and recycling of cadmium from waste nickel-cadmium batteries.** Waste Management, v. 30, p. 2292-2298, 2010.

POLI USP Recicla. Disponível em: <<http://www.poli.usp.br/recicla>>. Acesso em: 10 Dezembro 2010.

Resolução CONAMA nº 401 de 2008. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=589>>. Acesso em: 10 Janeiro 2011.

Uso do sensoriamento remoto na estimativa dos efeitos de ilhas de calor

Use of Remote Sensing in Estimation of Urban Heat Island Effects

RESUMO

Os objetivos principais do presente trabalho foram: 1) estimar a temperatura da superfície continental, 2) os índices de vegetação e albedo da superfície e posteriormente 3) comparar a evolução espaço-temporal destas imagens com a climatologia local do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) em Rio Branco, AC. As técnicas de sensoriamento remoto (SR), permitiram uma análise temporal de uso e ocupação do solo, especialmente com vistas a identificar e monitorar as alterações na paisagem. Com base no cálculo do viés médio (VM), o presente estudo mostrou que, em áreas densamente verdes, onde a falta de estações meteorológicas ocorrem, o algoritmo que estimou a temperatura da superfície, pode ser utilizado para o preenchimento de falhas, já que os valores foram ligeiramente subestimados, com valor deste indicador de -0,32°C para o ano de 1994. Foi verificado também uma superestimativa dos resultados, com valor de viés médio de 0,31°C para o ano de 1996. Os resultados mostraram um acréscimo de temperatura de faixa média de 1,12°C de 1990 a 2010. O albedo da superfície aumentou significativamente em Rio Branco, principalmente onde ocorreram as maiores porcentagens da classe "área urbana". Verificou-se que os valores médios do NDVI, SAVI e IAF apresentaram maiores oscilações, principalmente nos anos de maiores aumento das áreas antropizadas (2005, 2009 e 2010). Os resultados obtidos, ainda que em caráter preliminar, indicam a eficiência do SR por meio da análise da banda termal do satélite Landsat-5 como ferramenta de análise na identificação de ilhas de calor urbanas, mostrando-se eficaz quanto à espacialização dessas anomalias espacial e temporalmente.

PALAVRAS-CHAVE: sensoriamento remoto, ilhas de calor, Rio Branco

ABSTRACT

The main goals of this work were: estimating the continental surface temperature, vegetation index and later compare the spatio-temporal evolution of these images with local climatology of the National Institute of Meteorology (INMET) in Rio Branco, AC. The techniques of remote sensing (RS), integrated into a geographic information system (GIS), allows a temporal analysis of land use and occupation, especially in order to identify and monitor the changing landscape. Based on the calculation of average bias (VM), this study showed that, in densely green, where the lack of weather stations occur, the algorithm that estimated the surface temperature can be used to fill the gaps, since values were slightly underestimated, with a value of -3.50 for this indicator for the year 2008. It was also verified an overestimation of results, with the average bias value of 7.01 for the year 1996. The results showed an increase in temperature of 6.6 °C from 1990 to 2010. The surface albedo increased significantly in Rio Branco, especially where there were higher percentages of Class "urban area". There was sharp decline in all indices of vegetation due to increased urban sprawl in Rio Branco. The results, though preliminary in nature, indicate the efficiency of the SR by the analysis of the thermal band of Landsat-5 as an analysis tool in the identification of urban heat islands, proving to be effective as the spatialization of these anomalies in space and time.

KEYWORDS: *Recycling, batteries, characterization*

Rafael Coll Delgado

Professor da Universidade Federal do Acre

Rio Branco, AC, Brasil

rafaelcolldelgado32@gmail.com

Rafael de Ávila Rodrigues

Doutor em Meteorologia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa

Viçosa, MG, Brasil

rafaelvo@hotmail.com

André Luiz Lopes de Faria

Professor da Universidade Federal de Viçosa

Viçosa, MG, Brasil

andre@ufv.br

Clênia de Souza Pessoa

Mestranda em Botânica pela Universidade Federal de Viçosa, UFV

Viçosa, MG, Brasil

acanthpessoa@gmail.com

Mayara Daher

Graduanda em Geografia pela Universidade Federal de Viçosa

Viçosa, MG, Brasil

mayara_daher@hotmail.com

INTRODUÇÃO

O município de Rio Branco, capital do Acre, possui cerca 335.796 mil habitantes, o equivalente à 45,82% da população total do Estado (IBGE, 2011). Historicamente a existência da cidade está relacionada com a formação dos primeiros seringais do Alto Acre, o Volta da Empresa e o Seringal Empresa, ambos situados as margens do Rio Acre, e pertencentes à Neutel Maia que chegou ao local em 1882. A economia de Rio Branco passou a estar associada não apenas com a extração do látex das seringueiras, mas também do comércio que centralizou-se na região (Bezerra, 2006).

No início, seu desenvolvimento econômico teve como base a atividade extrativista e comercial impulsionando o processo de uso e ocupação do solo urbano. Atualmente as atividades comerciais e extrativistas, estimuladas por políticas públicas, levaram a um forte processo de urbanização de Rio Branco.

A implantação de áreas residenciais e comerciais, dentre outras atividades, podem proporcionar alterações no clima urbano. Conhecer estes processos e seus impactos para a população e atividades produtivas são importantes, pois, permitem nortear os processos de planejamento e gestão. Para seu estudo a ciência ocidental dispõe de uma considerável quantidade de referências, das quais podem ser destacadas as contribuições de Oke (1978), Henderson-Sellers & Robinson (1989), Escourrou (1991), Monteiro & Mendonça (2003), dentre outras.

Segundo Amorim (2000), o processo intenso de urbanização altera o balanço de radiação e o hídrico da superfície devido à substituição dos materiais naturais pelos materiais urbanos e cria condições climáticas diferenciadas da encontrada ao seu redor, caracterizando o clima urbano.

No processo de urbanização, a remoção da cobertura verde e sua substituição por áreas construídas elevam o índice de albedo e, conseqüentemente, a superfície do solo passa a reter menos quantidade de energia, aumentando a refletância. Sabe-se que, quanto mais elevado é o volume de energia armazenado, maior é o equilíbrio térmico. Nas cidades, verifica-se, portanto, uma desorganização do mecanismo climático (Conti, 2003).

Monteiro (1976) notou que embora tenha ocorrido uma grande evolução nos métodos de análise e na epistemologia da ciência, até meados do século XX, os estudos sobre clima urbano apenas investigavam sob aspectos meteorológicos dando pouco destaque a degradação ambiental proveniente de atividade antrópica. Nesse sentido, o uso de imagens de satélite no estudo do clima urbano é, entretanto, um recurso ainda muito pouco utilizado quando se observam os estudos de climatologia brasileiros (Monteiro & Mendonça, 2003). Os trabalhos de Lombardo (1985), Mendonça (1995), Mendonça & Dubreuil (2005), Colhishon (1998) e Ortiz et al. (2011) são alguns exemplos brasileiros que empregaram imagens de satélite na análise do campo térmico das cidades.

Delgado *et al.* (2012) ao estudarem a influência da mudança da paisagem, a partir de dados TM em Cruzeiro do Sul, AC, constataram o crescimento das áreas antropizadas entre os anos de 2005 a 2010. Outro resultado importante encontrado por estes pesquisadores foi o aumento da temperatura da superfície em áreas antropizadas com valores superiores a 40°C.

Nesse sentido, a utilização de novas tecnologias como por exemplo, imagens de satélite, podem subsidiar pesquisas que permitem não somente um conhecimento do evento, mas também possibilitar a geração de dados e informações dinâmicos do

clima urbano, destacando que as alterações do ambiente são decorrentes das atividades humanas, sendo o resultado da correlação entre a sociedade e a natureza na cidade.

Estudos acerca do fenômeno ilha de calor, utilizando estimativas de temperatura da superfície continental, com base em dados de satélites, foram conduzidos originalmente empregando-se dados do sensor AVHRR a bordo dos satélites polares da série NOAA (Gallo *et al.*, 1993; Roth *et al.*, 1989; Streutker, 2002). A resolução espacial de 1,1 km destes dados é adequada somente para o mapeamento da temperatura urbana em escala regional (Chen *et al.*, 2002). Recentemente, foram utilizados dados térmicos dos satélites da série LANDSAT, tendo-se destacado por muitos anos o LANDSAT-5, com resolução espacial de 120 m, para estudos de ilha de calor de escala local (Weng, 2003). Como a temperatura da superfície continental é mais facilmente relacionada com as condições da própria superfície, uma das principais aplicações do sensoriamento remoto térmico no estudo de climas urbanos consiste em examinar relações entre a estrutura espacial dos padrões térmicos urbanos e as características da superfície urbana, o que pode ajudar posteriormente no planejamento do uso da terra (Chen *et al.*, 2006).

Dados pontuais possuem a vantagem de alta resolução temporal, mas por outro lado têm pobre resolução espacial. Nas últimas décadas, o sensoriamento remoto aplicado em estudos de clima urbano vem destacando-se, pois além de possuir alta resolução espacial e oferecer visões de diferentes escalas, permite a utilização de dados espectrais localizados na região do infravermelho termal dentro da janela atmosférica. Isto faz como que os sensores que operem nesta região possam ter seus dados

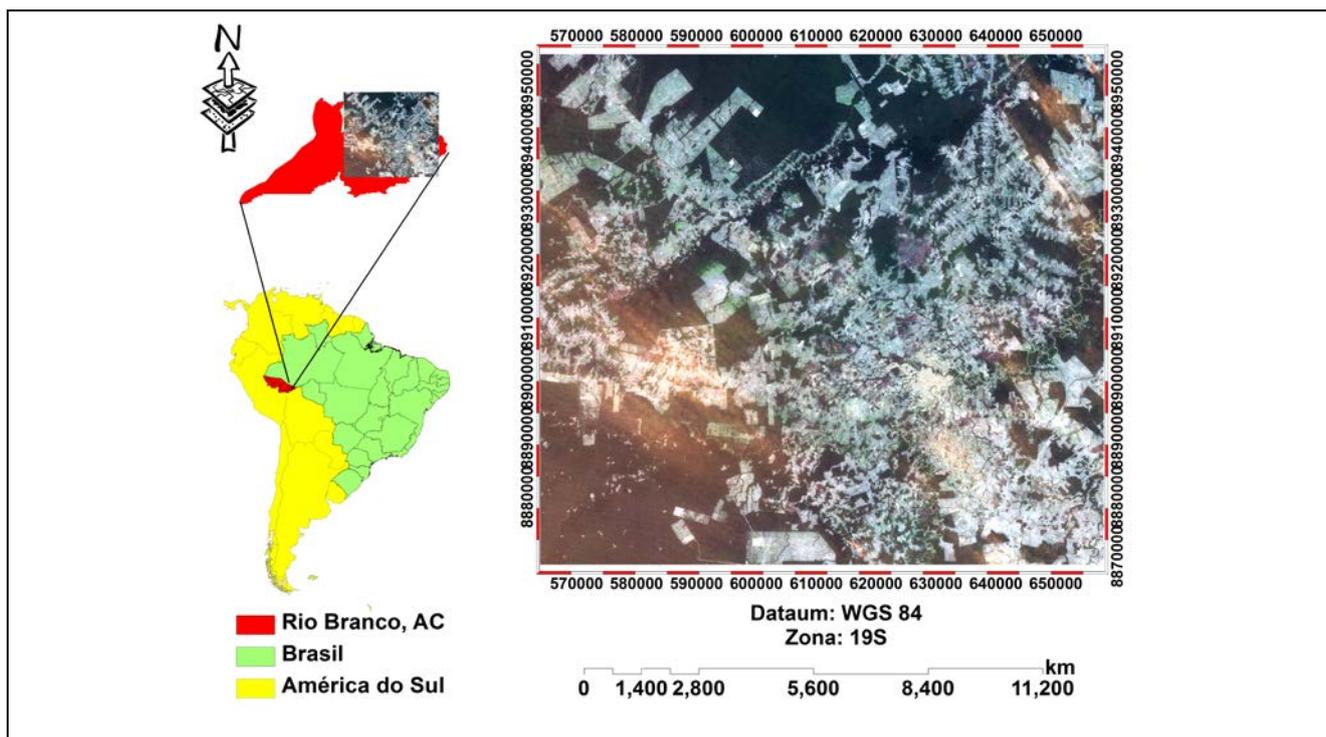


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo e recorte do município Rio Branco, AC com a composição RGB (4, 3 e 2).

Tabela 1. Dia da passagem do satélite Landsat-5 para o município de Rio Branco, AC

Órbita/Ponto	Dia/Mês/Ano
2/67	01/08/1990
2/67	11/07/1994
2/67	12/06/1995
2/67	14/06/1996
2/67	19/07/1997
2/67	06/07/1998
2/67	10/08/1999
2/67	25/06/2000
2/67	30/07/2001
2/67	04/07/2003
2/67	04/06/2004
2/67	10/08/2005
2/67	26/06/2006
2/67	29/06/2007
2/67	01/07/2008
2/67	06/09/2009
2/67	24/08/2010

convertidos, após sofrerem correção dos efeitos atmosféricos e da superfície (emissividade), em temperatura da superfície continental (Dash *et al.*, 2002; Weng & Yang, 2004), a qual é um parâmetro de importância

fundamental para o estudo da climatologia urbana (Voogt & Oke, 2003).

Desse modo o trabalho teve como objetivos principais: estimar a temperatura da superfície continental, índices de vegetação e

albedo da superfície e posteriormente comparar a evolução espaço-temporal destas imagens com a climatologia local a partir dos dados gerados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) em Rio Branco, AC.

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo selecionada para este trabalho corresponde ao município de Rio Branco, AC (Figura 1). O município de Rio Branco sofreu um grande processo de crescimento populacional a partir da década de 70, com crescente concentração de população urbana. Para analisar a evolução das temperaturas da Estação Meteorológica do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) com sede em Rio Branco, AC, utilizou-se uma série histórica diária da temperatura média do ar, no período que compreendeu 20 anos (1990-2010) e, imagens do sensor TM, a bordo do satélite Landsat-5, órbita 2, ponto 67, (Tabela 1).

Para o processamento dos dados, foram utilizados os softwares ERDAS IMAGINE 10 e ArcGIS 9.3. O software ArcGIS versão 9.3 foi utilizado para o trabalho de dados vetoriais, banco de dados e mapas, o software ERDAS IMAGINE 10 foi utilizado para o processamento de imagem como: cálculo da calibração radiométrica, refletância das bandas, albedo no topo da atmosfera, albedo da superfície, índices de vegetação, emissividade de cada pixel no domínio espectral da banda termal, emissividade da banda larga, temperatura da superfície e classificação não supervisionada.

As imagens TM são compostas de sete bandas espectrais, sendo que seis bandas são refletivas e uma termal (banda 6). A radiância espectral dos alvos observados pelo sensor TM são armazenadas em níveis de cinza, ou número digital, os quais variam de 0 a 255 (resolução radiométrica de 8 bits) e tendo resolução espacial de 30 m nas bandas refletivas e 120 m na banda do termal.

De acordo com o algoritmo SEBAL (*Surface Energy Balance Algorithm*) proposto por Bastiaanssen *et al.* (1998) uma série de sequências foi efetuada. Por meio da equação 1, foi calculado a

radiância espectral de cada banda (L_{λ_i}), dada por:

$$L_{\lambda_i} = L_{\min} + \frac{L_{\max} - L_{\min}}{255} \times 255 \quad (1)$$

em que, ND é o número digital de cada pixel. Já, os coeficientes L_{\max} e L_{\min} são as radiâncias espectrais máximas e mínimas ($Wm^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1}$). Tratando-se de dados TM, as imagens, cujas datas de aquisição estão compreendidas de 1 de março de 1984 a 4 de maio de 2003, foram utilizados os valores de L_{\min} e L_{\max} propostos por Chander & Markhan (2003).

Posteriormente, calculou-se a refletância de cada banda (ρ_{λ_i}), com a equação 2:

$$\rho_{\lambda_i} = \frac{\pi L_{\lambda_i}}{E_{\lambda_i} \cos \theta_z d_r} \quad (2)$$

em que, L_{λ_i} é a radiância espectral de cada banda, E_{λ_i} é a radiância solar espectral de cada banda no topo da atmosfera ($W m^{-2} \mu m^{-1}$), θ_z é o ângulo zenital solar retirado da informação do cabeçalho das imagens do sensor TM e d_r é a distância relativa terra-sol (em unidade astronômica - UA) (equação 3).

A distância relativa terra-sol foi calculada por meio da equação sugerida por Allen *et al.* (2007):

$$d_r = 1 + 0,033 \cos \left(DJ \times \frac{2\pi}{365} \right) \quad (3)$$

em que, DJ representa o dia do ano.

Com a refletância de cada banda foi possível obter o albedo no topo da atmosfera (α_{toa}) e, por sua vez, o albedo considerando os efeitos atmosféricos ou albedo da superfície (α):

$$\alpha_{toa} = 0,293\rho_1 + 0,274\rho_2 + 0,233\rho_3 + 0,154\rho_4 + 0,033\rho_5 + 0,011\rho_6 \quad (4)$$

$$\alpha = \frac{\alpha_{toa} - \alpha_p}{\tau_{sw}} \quad (5)$$

em que, α_p é o albedo da radiação solar refletida pela atmosfera, que varia entre 0,025 e 0,04, foi utilizado o valor de 0,03; τ_{sw} é a transmissividade atmosférica que para condições de céu claro, pode ser obtida por:

$$\tau_{sw} = 0,75 + 2.10^{-5} Z_a \quad (6)$$

em que, Z_a é a altitude.

O Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index* - NDVI) foi obtido por meio da razão entre a diferença das refletividades do infravermelho próximo (ρ_{IV}) e do vermelho (ρ_V) e a soma das mesmas (equação 7):

$$NDVI = \frac{\rho_{IV} - \rho_V}{\rho_{IV} + \rho_V} \quad (7)$$

Para o cálculo do Índice de Vegetação Ajustado para os Efeitos do Solo (*Soil Adjusted Vegetation Index* - SAVI), empregou-se a expressão proposta por Huete (1988).

$$SAVI = \frac{(1 + \ell)(\rho_2 - \rho_1)}{(\ell + \rho_2 + \rho_1)} \quad (8)$$

O SAVI é um índice que busca diminuir a influência da resposta espectral do solo, mediante a inclusão de um fator de ajuste (ℓ) que é variável com o grau de

fechamento do dossel, permitindo melhoria na interpretação das variáveis da vegetação. Neste estudo foi utilizado o valor de ℓ igual a 0,1, em virtude de se verificar que esse valor proporciona um Índice de Área Foliar (IAF) mais compatível com valores em superfície.

Na estimativa do IAF, definido pela razão da área foliar de toda a vegetação por unidade de área utilizada por essa vegetação, adotou-se a equação empírica sugerida por Allen *et al.* (2002).

$$IAF = - \frac{\ln\left(\frac{0,69 - SAVI}{0,59}\right)}{0,91} \quad (9)$$

Para obtenção da temperatura da superfície (T_s , em kelvin), foi utilizada a equação de Plank invertida, válida para um corpo negro:

$$T_s = \frac{K_2}{\ln\left(\frac{\epsilon_{NB} K_1}{L_{\lambda,6}} + 1\right)} \quad (10)$$

em que, K_1 ($607,76 \text{ W m}^{-2} \text{ sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$) e K_2 ($1260,56 \text{ W m}^{-2} \text{ sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$) são constantes de calibração da banda termal do sensor TM e $L_{\lambda,6}$ é a radiância espectral da banda termal. Como cada superfície não emite radiação eletromagnética como se fosse um corpo negro, há a necessidade de introduzir a emissividade de cada pixel no domínio espectral da banda termal (ϵ_{NB}). Assim, quando for calculada a radiação de onda longa emitida da superfície, deverá ser considerada a emissividade da banda larga (ϵ_0) (6 – 14 μm). Segundo Allen *et al.* (2002), as emissividades ϵ_{NB} e ϵ_0 podem ser obtidas, para NDVI > 0 e IAF < 3, pelas expressões:

$$\epsilon_{NB} = 0,97 + 0,00331 \text{ IAF} \quad (11)$$

$$\epsilon_0 = 0,95 + 0,01 \text{ IAF} \quad (12)$$

Sendo adotado o valor de $\epsilon_{NB} = \epsilon_0 = 0,98$, para pixels com IAF ≥ 3 . E, conforme Allen *et al.* (2002) utilizou-se para corpos d' água (NDVI < 0 e $\alpha < 0,47$) os valores de $\epsilon_{NB} = 0,99$ e $\epsilon_0 = 0,985$.

Objetivando avaliar o desempenho estatístico do método para determinar a temperatura da superfície, foram realizadas análises comparativas entre as metodologias propostas com base nos valores efetivamente medidos (observados) na estação meteorológica em Rio Branco, AC. Para o teste dos modelos, foi adotado o coeficiente de determinação e correlação (r^2 e r). Adicionalmente, foi estimado o seguinte erro estatístico: viés médio (VM) proposto por Willmott & Matsuura (2005). As expressões utilizadas para estimativa do índice de determinação e erro foram:

$$r^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (P_i - \bar{O})^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (13)$$

$$VM = \frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)}{N} \quad (14)$$

em que, P_i é o $i^{\text{ésimo}}$ valor estimado de temperatura da superfície ($^{\circ}\text{C}$), O_i é o $i^{\text{ésimo}}$ valor observado de temperatura da superfície ($^{\circ}\text{C}$), \bar{O} é o valor médio observado de temperatura da superfície ($^{\circ}\text{C}$), N é o número de dados analisados.

Para este estudo utilizou-se a classificação não supervisionada proposta por Freitas *et al.* (2012), visando mapear a área urbana de Rio Branco-AC, utilizou-se o classificador "ISODATA" do programa ERDAS IMAGINE 2010. Este procedimento distribui classes espectrais de maneira uniforme no espaço para, em seguida, aglomerar classe por classe, em um processo iterativo (repetitivo). Para este trabalho foram definidas o número de uma classe e vinte e cinco interações. Procedeu-se a uma aferição visual entre as classes espectrais geradas e, no programa ArcGIS 9.3 foram gerados os mapas da mancha urbana.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A mudança da paisagem e o aumento da mancha urbana em Rio Branco, AC substituindo as áreas verdes, resultou no aumento da temperatura do ar, causadas pela modificação no balanço de radiação e, conseqüentemente as ilhas de calor, as temperaturas médias do ar tiveram um ligeiro aumento. Fato que pode ser comprovado pela Figura 2. A temperatura média anual obteve aumentos significativos, que podem ser constatados na inclinação da reta de tendência, que demonstra que a maioria dos anos apresentaram uma elevação térmica.

Em estudo recente em Rio Branco (Acre) de tendência climática no aumento da temperatura mínima do ar através do teste estatístico de Mann-Kendall e regressão linear simples, os pesquisadores constataram uma forte tendência de elevação na temperatura mínima do ar de 44% para Rio Branco no período de 1970 a 2010 (Delgado *et al.* 2012).

Na Figura 3a-q são apresentadas as relações temporais e espaciais estimadas pelo classificador ISODATA a partir do sensor TM do Landsat 5. Foi constatado que as áreas

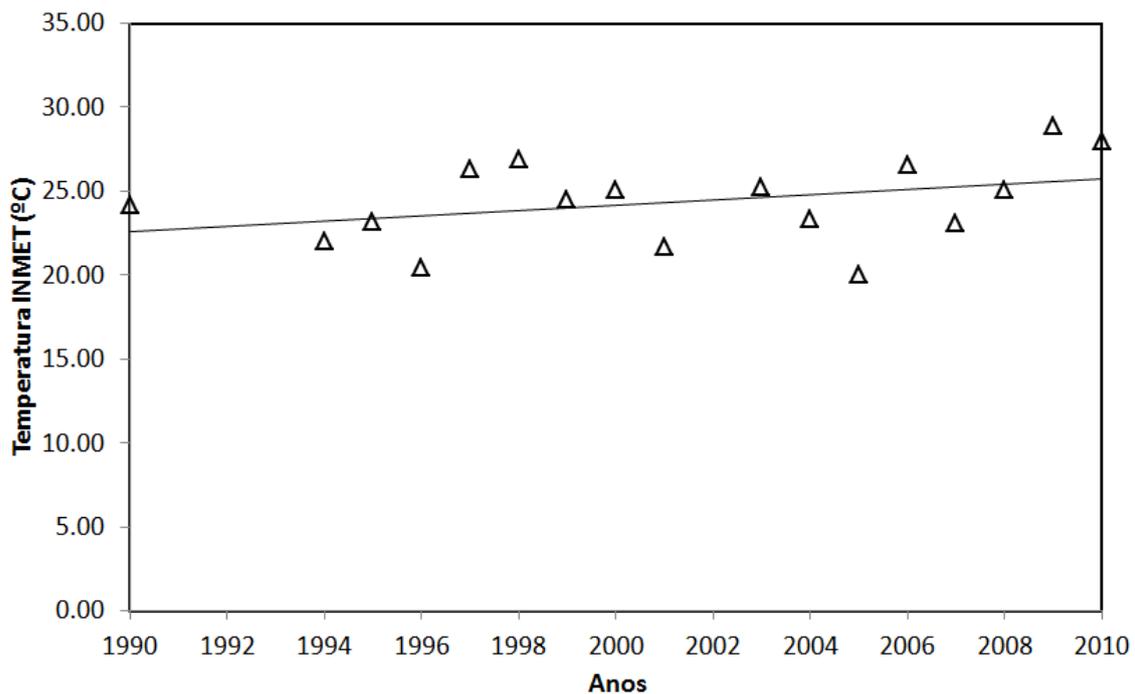


Figura 2. Temperatura média diária dos anos de 1990 a 2010 para o município de Rio Branco, AC.

antropizadas dentro da área de estudo apresentam elevação significativa para os anos de 2005, 2009 e 2010 mais de 130 mil hectares foram destinados a áreas antropizadas (Figura 4).

Ao estudar a influência da mudança da paisagem em Cruzeiro do Sul, AC, Delgado *et al.* (2012) constataram o crescimento médio de mais de 54 mil hectares das áreas antropizadas entre os anos de 2005 a 2010. Outro resultado importante encontrado por estes pesquisadores foi o aumento da temperatura da superfície em áreas antropizadas com valores máximos de 42°C.

As áreas urbanas e com pouca vegetação (solo exposto), se destacaram com as maiores temperaturas. Isso em virtude do concreto e areia possuir propriedades de absorção térmica, que faz com que o calor que é irradiado fique concentrado, resultando em áreas de pico térmico. O resultado da substituição de superfícies naturais, como vegetação e solo nu, por materiais, como asfalto e concreto, reduzem a cobertura vegetal e alteram radicalmente as propriedades de impermeabilidade, radiativas,

térmicas e aerodinâmicas da área urbana.

De acordo com Costa *et al.* (2010) as propriedades radiativas e térmicas dos materiais urbanos, em particular, albedo, emissividade e capacidade, e condutividade térmica, também apresentam forte influência no desenvolvimento do fenômeno ilha de calor, visto que elas determinam como a radiação de ondas curta e longa é refletida, absorvida, emitida e armazenada.

Analisando o albedo da superfície (Figura 5) da área de estudo é perceptível constatar um maior número de valores de albedo médio para os anos de 2005, 2009 e 2010 superiores a 0,14 em áreas antropizadas.

A tendência geral é de áreas com vegetação mais densa apresentar os menores valores de albedo enquanto áreas com algum tipo de atividade antrópica, tal como agricultura e influência urbana, apresentar os maiores valores de albedo.

Na Figura 6 verifica-se que os valores médios do NDVI, SAVI e IAF apresentaram maiores oscilações, principalmente nos anos

de maiores aumento das áreas antropizadas (2005, 2009 e 2010).

O NDVI identifica melhor uma vegetação mais densa, o que explica o aumento das áreas de mata (1994 a 1998). O ano de 2010 foi caracterizado com o menor índice NDVI de 0,45 (Figura 6).

O ano de 2004 foi caracterizado com o maior IAF 0,79, conforme Figura 6. Esse resultado indicou aumento na biomassa do município, resultando em diminuição das áreas classificadas como antropizadas (Figura 4).

O índice SAVI oscilou entre 0,26 em 2010 à 0,40 para o ano de 2004 (Figura 6). O SAVI é um índice mais aconselhável para caracterizar vegetação não densa pelo fato de ter ajuste na refletividade do solo e, portanto, um índice confiável para o município de Seropédica pela quantidade de pastagens existentes na região.

Na Figura 7a, verifica-se que a aplicação do algoritmo para determinar a temperatura da superfície através de imagens TM do satélite Landsat 5, apresentou coeficiente de correlação (r) de 0,70 quando comparado com os dados da estação de Rio Branco-AC (Figura

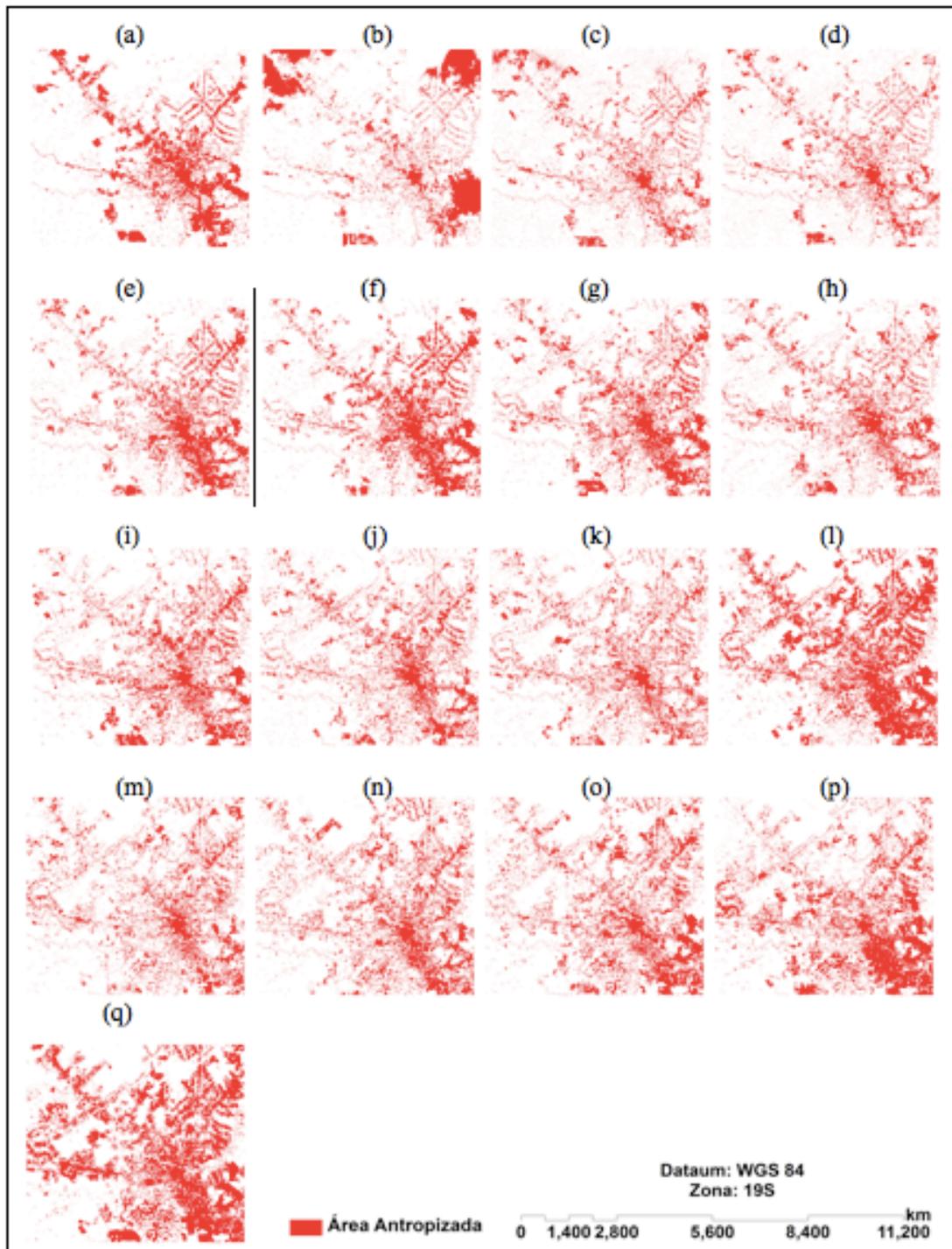
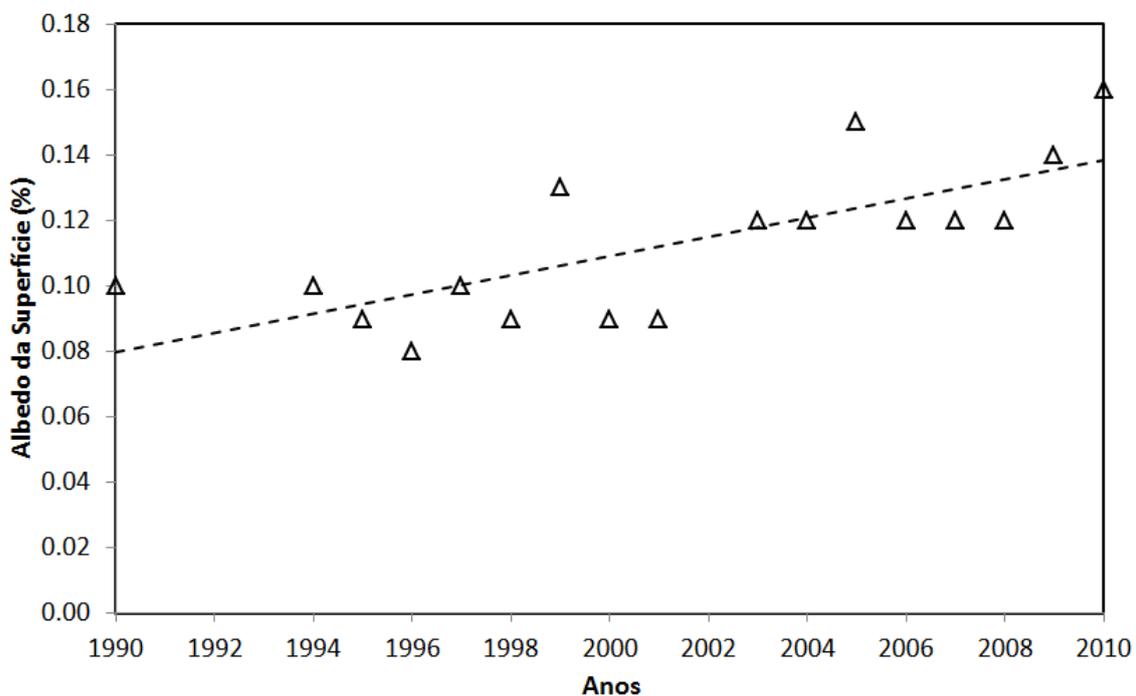
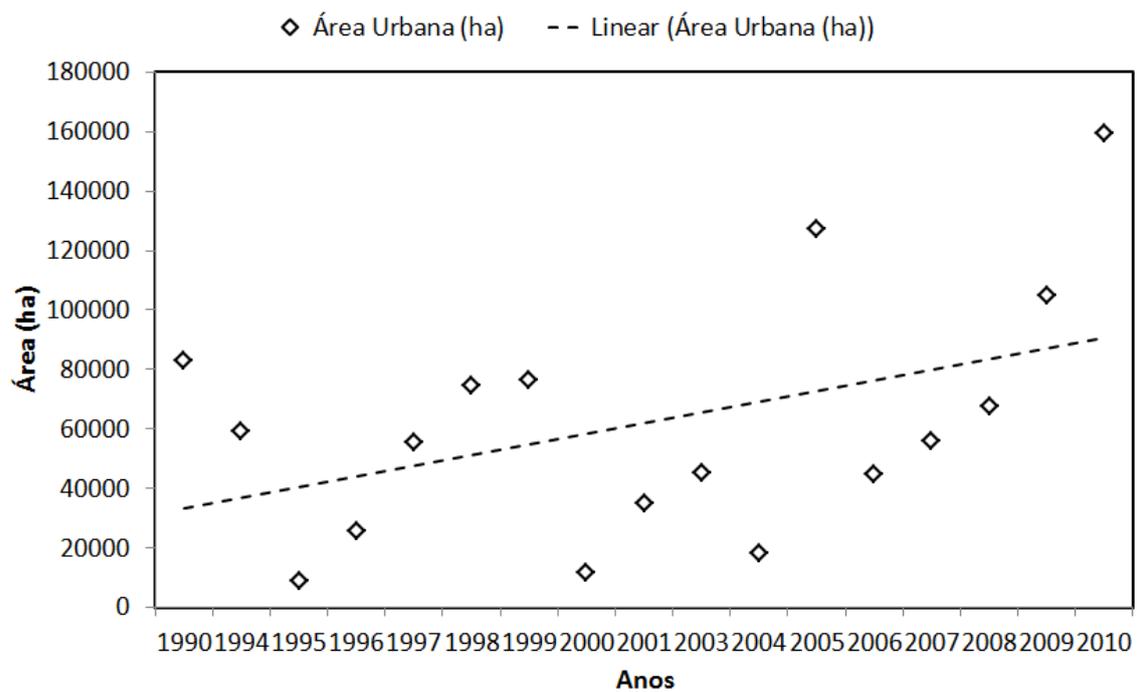


Figura 3a-q. Classificação não supervisionada pelo método ISODATA para o município de Rio Branco, AC.



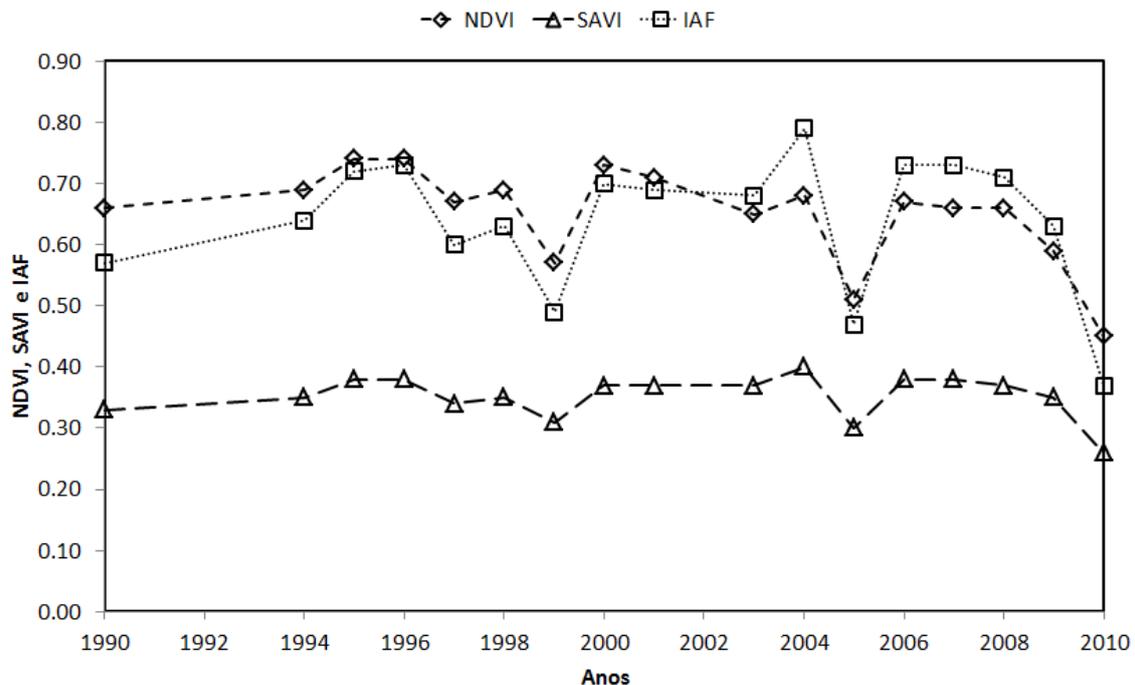


Figura 6. Valores médios dos índices de vegetação (NDVI, SAVI e IAF) para Rio Branco-AC.

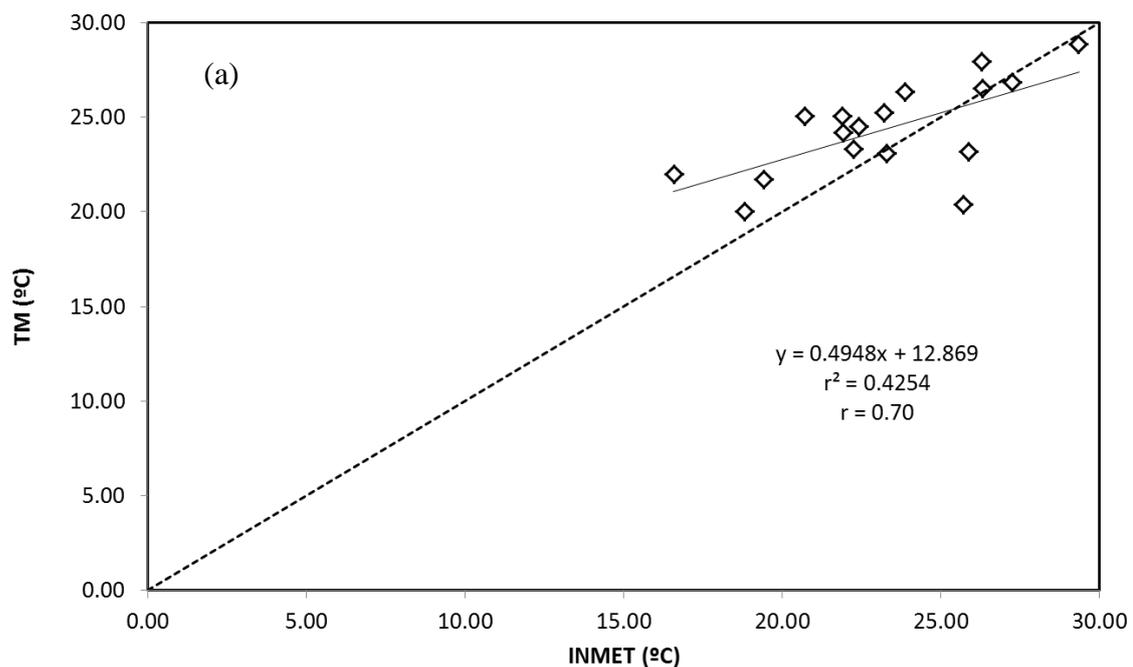


Figura 7a. Análise de regressão para relação entre temperatura INMET versus SEBAL.

7a). Os valores do viés médio variaram de um mínimo de $-0,32^{\circ}\text{C}$ a um máximo de $0,31^{\circ}\text{C}$ respectivamente para as cenas estudadas (Figura 7b).

Os valores estimados em relação aos medidos do INMET

diferenciaram ao longo de 17 anos de estudo na faixa média de $1,12^{\circ}\text{C}$ mostrando que a metodologia do SEBAL para estimar a T_s é viável para áreas onde não se possui estações meteorológicas.

A partir das análises realizadas nas figuras anteriores, observa-se segundo Leitão *et al.* (2002), que as alterações no uso e cobertura do solo podem influenciar significativamente nas variações climáticas em escala regional e

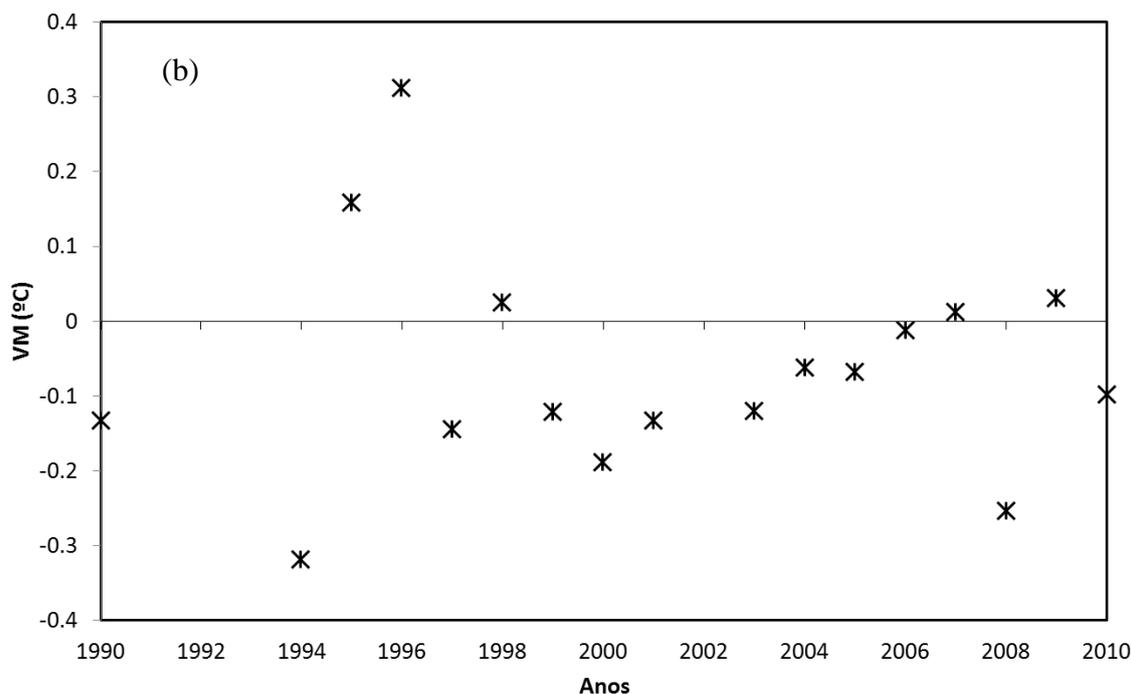


Figura 7b - Viés médio (b) para relação entre temperatura INMET versus SEBAL.

global. O aumento do albedo causado pelas mudanças quanto ao uso e cobertura do solo tem contribuído para as mudanças ambientais globais. O albedo de uma superfície coberta por vegetação varia com o ângulo de inclinação do Sol, tipo de vegetação, condições de umidade do ar e da superfície, umidade e tipo de solo, além da quantidade e tipo de nuvens.

As áreas densamente urbanizadas em Rio Branco-AC, combinadas com a falta de vegetação, podem resultar em baixos valores de calor latente, umidade específica e evapotranspiração, mas, por outro lado, aumenta significativamente os fluxos de calor sensível que modificam a camada limite urbana.

CONCLUSÕES

A evolução histórica das temperaturas de Rio Branco, AC foi analisada a partir das imagens do sensor TM, a bordo do satélite Landsat-5, nas quais observaram-se que o aquecimento concentrou a

cada ano que passa sobre no perímetro urbano, visto que, as transformações na paisagem natural têm ocorrido de maneira muito mais devastadora, onde não há preocupação com os agravantes ambientais.

Os resultados obtidos neste estudo, ainda que em caráter preliminar, indicam relevante alteração da paisagem ao longo dos 17 anos analisados. Os valores demonstram avanço das áreas antropizadas (8.899,11 ha em 1995 para 159.424,74 ha em 2010).

A temperatura da superfície estimada pelo algoritmo SEBAL para os anos de 1990 a 2010, apresentaram valores máximos de 29,37°C e valores mínimos de 16,57°C. O presente estudo mostrou que os dados estimados da temperatura da superfície apresentaram boa correlação de 0,70 com os dados do INMET, já que as temperaturas foram subestimadas e superestimadas com valores mínimos e máximos de -0,32°C e 0,31°C em 1994 e 1996.

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq pelo auxílio financeiro processo 477207/2011-1, ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) pelas imagens do Landsat 5 e a Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro pela disponibilidade do uso do laboratório de Meteorologia.

REFERÊNCIAS

- ALLEN, R.; TASUMI, M.; TREZZA, R. Satellite-based energy balance for mapping evapotranspiration with internalized calibration (METRIC) – Model. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 133: 380-394. 2007.
- ALLEN, R. G., TASUMI, M.; TREZZA, R. *SEBAL* (Surface Energy Balance Algorithms for Land). Advance Training and Users Manual – Idaho Implementation, version 1.0. 2002.
- AMORIM, M. C. de C. T.. *O Clima urbano de Presidente Prudente/SP*. Tese (doutorado) FFLCH-USP, 2000.

- BASTIAANSEN, W. G. M.; MENENTI, M.; FEDDES, R. A. A. M. A remote sensing surface energy balance algorithm for land (SEBAL) 1. Formulation. **Journal of Hydrology**, v. 212-213, p. 198-212, 1998.
- BEZERRA, M. J. **Invenções do Acre: de território a Estado - um olhar social**. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo/São Paulo, São Paulo. 383 pp. 2006.
- CHANDER, G.; MARKHAM, B. Revised Landsat 5/TM radiometric calibration procedures and post calibration dynamic ranges. IEEE. **Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, 41: 2.764-2.677. 2003.
- CHEN, X.L.; ZHAO, H.M.; LI, P.X.; YIN, Z.Y. Remote sensing image-based analysis of the relationship between urban heat island and land use/cover changes. **Remote Sensing of Environment**, 104: 133-146. 2006.
- CHEN, Y.; WANG, J.; LI, X. A study on urban thermal field in summer based on satellite remote sensing. **Remote Sensing for Land and Resources**, 4: 55-59. 2002.
- CONTI, José B. **Clima e Meio Ambiente**. São Paulo: Editora Abril, 2003.
- COSTA, D.F.; SILVA, H.R. & PERES, L.F. Identificação de ilhas de calor na área urbana de Ilha Solteira - SP através da utilização de geotecnologias. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, p.974-985. 2010.
- DASH, P.; GOTTSCHKE, F.S.; OLESEM, F.S.H.; FISCHER, H. Land surface temperature and emissivity estimation from passive sensor data: theory and practice-current trends. **International Journal of Remote Sensing**, 23: 2.563-2.594. 2002.
- COLLISHON, E. **O campo térmico da Região Metropolitana de Porto Alegre: análise a partir da interação entre as variáveis ambientais na definição do clima urbano**. Florianópolis, 1998. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina.
- DELGADO, R.C.; SOUZA, L.P.; SILVA, I.W.R.; PESSÔA, C.S.; GOMES, F.A. Influência da mudança da paisagem amazônica no aumento da precipitação em Cruzeiro do Sul, AC. **Enciclopédia Biosfera**, v.8, n.14; p. 665-674, 2012.
- DELGADO, R.C.; SOUZA, L.P.; RODRIGUES, R.A.; OLIVEIRA, E.C.; SANTOS, R.S.S. Tendência climática de aumento da temperatura mínima e da pressão de saturação do vapor d' água na amazônia ocidental. **Enciclopédia Biosfera**, v.8, n.15; p. 2584-2598, 2012.
- ESCOURROU, G. **Le climat et la ville**. Paris: Nathan, 1991.
- FREITAS, D.M.; DELGADO, R.C.; RODRIGUES, R.A.; SOUZA, L.P. Variabilidade espaço-temporal na mudança da paisagem no município de Acrelândia, AC. **Enciclopédia Biosfera**, v.8, n.14; p. 935-946, 2012.
- GALLO, K.P.; MCNAB, A.L.; KARL, T.R.; BROWN, J.F.; HOOD, J.J.; TARPLEY, J.D. The use of NOAA AVHRR data for assessment of the urban heat island effect. **Journal of Applied Meteorology**, 32: 899-908. 1993.
- HENDERSON-SELLERS, A.; ROBINSON, P.J. **Contemporary climatology**. New York: John Wiley & Sons, 1989.
- HUETE, A. R. A soil adjusted vegetation index (SAVI). **Remote Sensing of Environment**, 25: 295-309. 1988.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2011. (<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/tpwindow.htm?1>) acessado em 10/04/2011.
- LEITÃO M. de M. V. B. R.; SANTOS, J. M. dos & OLIVEIRA, G. M. de. Estimativas do albedo em três ecossistemas da floresta amazônica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.6, n.2, p.256-261, 2002.
- LOMBARDO, M. A. **A ilha de calor nas metrópoles: o caso de São Paulo**. São Paulo: Hucitec, 1985.
- MENDONÇA, F. **Clima e planejamento urbano: proposição metodológica e sua aplicação à cidade de Londrina/PR**. São Paulo, 1995. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo.
- MENDONÇA, F.; DUBREUIL, V. Termografia de Superfície e Temperatura do ar na RMC (Região Metropolitana de Curitiba/PR). **RA E GA**, Curitiba, n. 9, p. 25-35, 2005. Editora UFPR.
- MONTEIRO, C. A. F. **O clima e a organização do espaço no estado de São Paulo**. Série Teses e Monografias, n. 28, São Paulo: USP/Igeog, 1976. 54p.
- MONTEIRO, C. A. F.; MENDONÇA, F. **Clima urbano**. São Paulo: Contexto, 2003.
- OKE, T. **Boundary layer climate**. London: Methuen, 1978.
- ORTIZ, G. F.; AMORIM, M. C. C. T. **Temperatura da superfície da cidade de Cândido Mota/SP a partir da imagem de satélite Landsat7**. *Revista Geográfica de América Central*, v. 2, p. 1-16, 2011.
- ROTH, M.; OKE, T.R.; EMERY, W.J. Satellite-derived urban heat islands from three coastal cities and the utilization of such data in urban climatology. **International Journal of Remote Sensing**, 10: 1.699-1.720. 1989.
- STREUTKER, D. R. A remote sensing study of the urban heat island of

Houston, Texas. **International Journal of Remote Sensing**. 23: 2.595-2.608. 2002.

VOOGT, J.A.; OKE, T.R. Thermal remote sensing of urban climates. **Remote Sensing of Environment**, 86: 370-384. 2003.

WENG, Q.; YANG, S. Managing the adverse thermal effects of urban development in a densely populated Chinese city. **Journal of Environmental Management**, Oxford, 70: 145-156. 2004.

WENG, Q. Fractal analysis of satellite-detected urban heat island effect. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, Bethesda, 69: 555-566. 2003.

WILLMOTT, C. J.; MATSUURA, K. Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. **Climate Research**, v. 30, n.1, p. 79-82, 2005.

Recebido em: Jun/2011

Aprovado em: set/2012

Proposta de ferramenta de diagnóstico socioambiental empresarial

Proposal of a tool for socio-environmental diagnostic of a company

RESUMO

O presente artigo apresenta os principais resultados de pesquisa que teve como objetivo desenvolver uma Ferramenta de Diagnóstico Socioambiental Empresarial (FDSE). A FDSE visa a auxiliar empresas na tomada de decisões por meio da promoção de uma visão estratégica da gestão socioambiental. Para tanto, foi construído um roteiro extensivo de verificação envolvendo os aspectos econômico, ambiental e social, com base em indicadores socioambientais, de sustentabilidade e de desempenho ambiental. A ferramenta foi aplicada em quatro empresas de ramos diversos do Município de Guarapuava, PR, com o objetivo de avaliar sua utilidade, refiná-la e validá-la. O diagnóstico final, elaborado com base nos resultados da aplicação da FDSE, inclui uma análise do desempenho socioambiental da empresa avaliada e a determinação de índices de desempenho e de sustentabilidade, além de assinalar seus pontos fortes e fracos.

PALAVRAS-CHAVE: sustentabilidade, gestão empresarial, diagnóstico socioambiental.

André Almeida Gonçalves
Mestrado em Gestão Ambiental
pela Universidade Positivo
Curitiba, PR, Brasil

Maurício Dziedzic
Professor Titular Pós-Graduação em
Gestão Ambiental Universidade
Positivo
Curitiba, PR, Brasil
dziedzic@up.edu.br

ABSTRACT

The present work reports the main results of a project which aimed to develop a socio-environmental business diagnostic tool (FDSE, portuguese acronym for “Ferramenta de Diagnóstico Socioambiental Empresarial”). The FDSE’s purpose is to assist companies on their decision making process through the promotion of a socio-environmental strategic management. Thus, an extensive verification list was compiled, including social, environmental and economic aspects based on indicators of socio-environmental, sustainability and environmental performance. The tool was applied at four companies from different segments, in the city of Guarapuava, Paraná, in order to assess its effectiveness, refine and validate it. The final diagnostic, based on the FDSE application results, includes a socio-environmental performance analysis of the company evaluated and the determination of sustainability and performance indices, while also identifying its weaknesses and strengths.

KEYWORDS: sustainability, business managerial strategies, socio-environmental diagnostic.

INTRODUÇÃO

As empresas têm passado por fortes pressões legais e mercadológicas nos últimos anos para se adaptarem a um modo de produção sustentável que privilegie a responsabilidade socioambiental sem deixar de gerar lucro. O primeiro passo para se atingir essa gestão socioambiental estratégica é aceitar que a lucratividade e a questão ambiental podem conviver em certa harmonia (TACHIZAWA, 2006). Justificam esta aceitação duas situações apresentadas por Tachizawa (2006). A primeira é uma pesquisa, realizada pela Confederação Nacional das Indústrias (CNI) em parceria com o Ibope, revelando que 68% dos consumidores brasileiros estariam dispostos a pagar mais por um produto que não agredisse o meio ambiente. A segunda situação é o exemplo da empresa 3M que deixou de despejar 270 mil toneladas de poluentes na atmosfera e 30 mil toneladas de efluentes nos rios desde 1975, e com isso está conseguindo economizar mais de US\$ 810 milhões em remediação e combate à poluição nos 60 países em que atua.

Vislumbram-se, além do mote econômico e da preservação do meio ambiente, outros motivos para a empresa encampar uma gestão socioambiental estratégica tais como: a melhoria no atendimento à legislação, a prevenção de riscos, a melhoria da imagem da empresa, a abertura de novos mercados e a diminuição de custos operacionais (MOURA, 2004; VALLE, 2004;). No campo administrativo, Henri e Journeault (2007) destacam também a importância das práticas de gestão ambiental no auxílio à tomada de decisões e na melhoria do desempenho organizacional.

As empresas chegaram ao século XXI com um leque grande de motivos para adotarem práticas socioambientais. Todavia, defrontam-se também com um

intrincado universo de modelos e instrumentos de gestão socioambiental, como, por exemplo, as normas da família ISO 14.000 referentes a Sistemas de Gestão Ambiental (SGA), Auditoria Ambiental, Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), Avaliação de Desempenho, Rótulos Ambientais; as normas e a legislação sobre Avaliação de Impactos Ambientais (AIA) e Licenciamento Ambiental; os sistemas de Responsabilidade Social Corporativa, como a norma AccountAbility AA1000 (ACCOUNTABILITY, 2003), o SA 8000 do Social Accountability International (SAI) (SAI, 2008), o OSHAS 18000, NBR 16001; os modelos de gestão como, por exemplo, a Atuação Responsável, a Administração da Qualidade Ambiental Total, Produção mais Limpa (P+L), Ecoeficiência, ciclo PDCA (planejar, executar, *verificar* e agir); os Índices de Sustentabilidade Empresarial (ISE) dos mercados financeiros; os indicadores da *Global Reporting Initiative* (GRI), da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD), do Instituto Ethos de Responsabilidade Social Empresarial; dentre muitos outros. Ao se deparar com esse confuso universo de opções, a empresa encontra dificuldades de ordem técnica e financeira para adotar a melhor solução em gestão socioambiental que atenda os seus anseios. Nesse sentido, Moura (2004) deixa clara a importância de um diagnóstico, ou seja, a verificação do real desempenho da empresa antes de se iniciar a implantação de um sistema de gestão.

Neste contexto, o artigo retrata o desenvolvimento de uma ferramenta de diagnóstico socioambiental apta a coletar dados relevantes, apontar pontos fortes e fracos de uma empresa e definir cenários de ameaças e oportunidades ao desenvolvimento da organização, auxiliando os gestores empresariais na tomada de decisões. Para tanto, são descritos a

seguir a estrutura e o método para utilização da Ferramenta de Diagnóstico Socioambiental Empresarial (FDSE) desenvolvida, assim como os resultados obtidos com as aplicações da ferramenta nas empresas estudadas: uma Marmoraria (onde ocorreram duas aplicações da ferramenta com um intervalo de seis meses); uma Fábrica de Móveis; um Escritório de Advocacia; e uma Indústria de Compensados.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Gestão Ambiental

A Gestão Ambiental, quanto a sua evolução histórica, se divide em três fases: as décadas anteriores ao ano de 1970, como a fase da alienação ambiental (predomínio da industrialização acelerada); os anos entre 1970 e 1980, como a fase da Gestão Ambiental passiva (ações de remediação); e os anos seguintes à década de 1990, como a fase da Gestão Ambiental proativa (ações preventivas) (MOREIRA, 2001).

Quanto à sua classificação a Gestão Ambiental pode ser dividida da seguinte forma: Global, Nacional ou Pública, e Empresarial (BARBIERI, 2007). A Gestão Ambiental Global, segundo o autor, é uma resposta a problemas ambientais globais como, por exemplo, o Aquecimento Global e a Proteção da Biodiversidade. Essa gestão se manifesta por meio de tratados e convenções estabelecidos por órgãos internacionais, tais como a ONU. Já a Gestão Ambiental Nacional ou Pública é caracterizada pela ação do Poder Público, orientada por uma Política Pública Ambiental entendida como o conjunto de objetivos, diretrizes e instrumentos de ação voltados à proteção do meio ambiente de um determinado país. Por fim, Rovere *et. al.* (2001) conceituam Gestão Ambiental Empresarial como sendo

aquela parte da função de gerência global que trata, determina e implementa a política ambiental constituída para a própria empresa, enquanto para Valle (2004) Gestão Ambiental Empresarial consiste em um conjunto de medidas e procedimentos definidos de forma adequada e que, se bem aplicados, permitem reduzir e controlar os impactos ambientais produzidos por uma empresa.

Diagnóstico

Segundo o Dicionário Aurélio, Diagnóstico significa tanto o conhecimento como a determinação de uma doença (ou situação) por meio de seus sintomas, sinais e/ou exames diversos (FERREIRA; 2004).

Na área de gestão, diagnóstico, segundo Nogueira (1987), é uma atividade característica de observação e análise, que tem como objetivo detectar situações-problema que possam estar prejudicando o desempenho da empresa e impedindo que ela atinja os resultados esperados.

Já na ecologia, o diagnóstico ambiental aparece como uma das fases obrigatórias do Estudo de Impactos Ambientais (EIA) com relação aos critérios para a implantação da Avaliação de Impactos Ambientais (AIA), estabelecidos no artigo 6º, inciso I da Resolução 1/86, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 1986). Esse diagnóstico, segundo essa Resolução, trata-se de uma completa descrição e análise dos recursos ambientais e suas interações dentro da área de influência do projeto, com relação ao meio físico, biológico e socioeconômico, de modo a caracterizar a situação ambiental da área em estudo (CONAMA, 1986).

O mesmo acontece com o Sistema de Gestão Ambiental baseado na ISO 14.000, no qual se observa a aplicação do diagnóstico ambiental como uma ferramenta da fase do planejamento do Sistema de

Gestão Ambiental (SGA), que trata da identificação dos aspectos e impactos ambientais (BARBIERI, 2007; MOURA, 2004; VALLE, 2004). Segundo Backer (1995), os planos de ação da gestão ambiental devem ter origem em um diagnóstico ambiental da empresa, pois isso possibilitará quantificar o esforço necessário para a gestão ser desenvolvida, permitindo também identificar as prioridades de programas para a empresa.

Indicadores Ambientais

A palavra “indicador” deriva da palavra latina “*indicare*”, cujo significado é: descobrir, anunciar, estimar (MÉRICO, 1997). McQueen e Noak (1988) conceituam indicador como a medida que resume informações importantes de um determinado fenômeno. Bellen (2005) complementa esse conceito afirmando que os indicadores podem ser tanto quantitativos, como qualitativos. Quanto ao conceito de indicador ambiental, a OECD (1993) diz se tratar de um parâmetro, ou um valor derivado de parâmetros, que aponta, fornece informação e descreve o estado de um fenômeno, área ou ambiente. Quanto à sua importância, a *United Nations Economic Commission for Europe* (UNECE, 2006), aponta que os indicadores ambientais são considerados fundamentais para a avaliação de impactos ambientais e a elaboração de relatórios empresariais.

Indicadores de Desempenho Ambiental

Indicadores de desempenho têm por objetivo expressar quantitativamente o estado de um ambiente interno e/ou externo à organização responsável pelo empreendimento, ou então revelar seu funcionamento (ANDRADE et. al, 2002).

Segundo Gasparini (2003), Indicadores de Desempenho Ambiental se referem ao uso de

recursos naturais expressos em valores monetários e em valores absolutos de quantidade ou consumo, nos quais são consideradas também as iniciativas de gerenciamento ambiental, os impactos significativos relacionados ao setor da atividade e as respectivas ações de minimização (GASPARINI, 2003 *apud* CAMPOS et al., 2007a).

Henri e Journeault (2007) apontam quatro razões que justificam a importância dos Indicadores de Desempenho Ambiental: primeiro, em decorrência do aumento das responsabilizações por ações ambientais, fruto da cada vez mais rígida legislação ambiental, os Indicadores de Desempenho Ambiental auxiliam na avaliação, controle e divulgação dos resultados ambientais; segundo, fornecem informações para a tomada de decisões, assegurando, simultaneamente, o alcance dos objetivos ambientais; terceiro, fornecem informações relativas ao custo de redução de riscos e sobre a medição dessa redução, evitando desperdícios; quarto, são um instrumento eficaz para melhorar as práticas empresariais e o desempenho organizacional.

Por fim, os Indicadores de Desempenho Ambiental ajudam a resumir a diversidade de dados ambientais relativos às operações de uma empresa, limitando o número de indicadores existentes (RAO et al. 2005). Esse mesmos autores indicam que essas informações não só ajudam na efetiva participação pública, mas também ajudam na boa governança empresarial.

Indicadores de Sustentabilidade

Indicadores de Sustentabilidade permitem avaliar o progresso da gestão ambiental rumo ao desenvolvimento sustentável.

Segundo Bellen (2005) a complexidade dos problemas do desenvolvimento sustentável requer a agregação de diferentes indicadores formando, assim, um

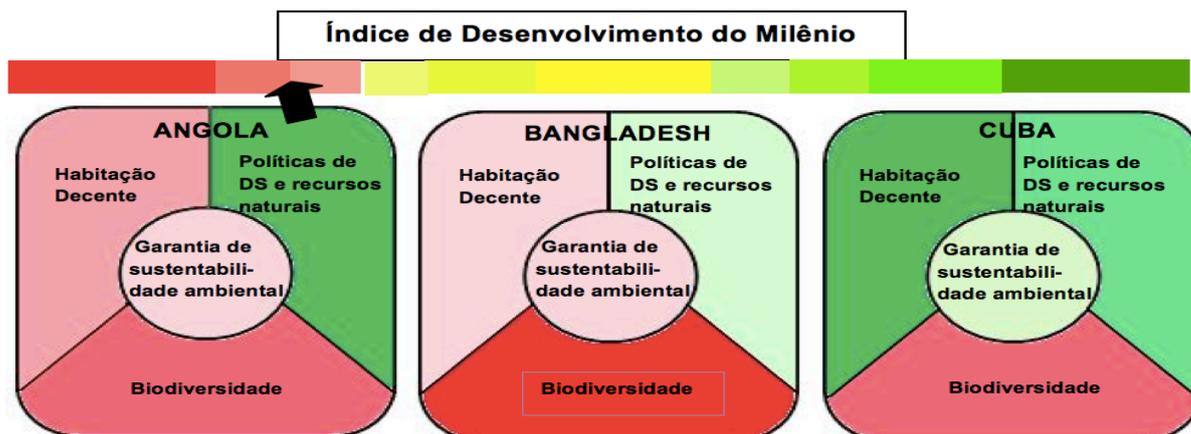


Figura 1. Exemplo de painel da Sustentabilidade, aplicado ao Índice de Desenvolvimento do Milênio (adaptado de MDG DASHBOARD, 2008).

sistema. Nesse sentido, Quiroga (2005) aponta que os indicadores ambientais, os sociais e os econômicos podem ser confrontados em uma base comum de informações.

Existem no mercado inúmeros modelos, sistemas e ferramentas que se propõem a avaliar a sustentabilidade em nível global, continental, nacional, regional, local ou organizacional. Dentre todo este universo, destacam-se quatro métodos: *Ecological footprint method* – EFM – (Método da Pegada Ecológica); *Dashboard of Sustainability* – DS – (Painel da Sustentabilidade); *Barometer of Sustainability* – BS – (Barômetro da Sustentabilidade) apontados por Ballen (2005) como os de maior utilização; e *Pressure, State, Response* – PSR – (Pressão, Estado, Resposta) desenvolvido pela OECD em 1993.

a) Método da Pegada Ecológica (MPE):

O Método da Pegada Ecológica foi desenvolvido por Wackernagel e Rees (1996). Esta ferramenta se fundamenta no conceito de capacidade de carga, transformando o consumo de matéria-prima e a assimilação de dejetos de um sistema econômico ou população humana em área correspondente de terra produtiva

ou água. Bellen (2005) define o Método da Pegada Ecológica como uma ferramenta destinada a mensurar o desenvolvimento sustentável por meio da transformação do consumo de matérias-primas e assimilação de dejetos de uma população ou sistema econômico, em uma determinada área correspondente de terra ou água produtiva.

b) Painel da Sustentabilidade (PS):

Esta ferramenta foi desenvolvida em 1999 pelo *Consultive Group on Sustainability Development Indicators* (CGSDI) (CAMPOS *et al.*, 2007b). O Painel da Sustentabilidade é uma ferramenta de previsão quantitativa e qualitativa, que dá ênfase à análise quantitativa para convalidação dos dados que foram colhidos para então definir os indicadores de desempenho (BELLEN, 2005). Trata-se de uma ferramenta que reúne indicadores que medem os estados do ambiente, da economia, do bem estar humano e institucional de uma nação (PARENTE, 2007; e CAMPOS *et al.*, 2007b). Cada indicador é composto por três subindicadores com: a) uma agulha que indica o valor atual de desempenho do sistema; b) um gráfico que aponta as mudanças ocorridas com o passar do tempo; e c) uma demonstração de

medida das ações críticas ocorridas (PARENTE, 2007). Estes três indicadores são dispostos em um painel de controle com cores que variam do vermelho-escuro (crítico), amarelo (médio), até o verde-escuro (positivo) (CAMPOS *et al.*, 2007b; e BALLEEN, 2005). A Figura 1 apresenta o formato do Painel da Sustentabilidade.

c) Barômetro da Sustentabilidade (BS):

Criado em conjunto pela *World Conservation Union* (IUCN) e pelo *International Development Research Centre* (IDRC), o Barômetro da Sustentabilidade tem como objetivo medir e comunicar o bem estar assim como o progresso de uma sociedade para a sustentabilidade (PRESCOTT-ALLEN, 2001). Para tanto, esta ferramenta utiliza indicadores biofísicos, de ecossistema e de bem estar social. É possível extrair conclusões sobre as condições das localidades e os efeitos de interações pessoa-ecossistema a partir da utilização do BS (CAMPOS *et al.*, 2007b). Sua estrutura é de fácil compreensão, funcionando como uma balança em que interagem um sistema de hipóteses com referência ao bem estar do ecossistema e ao bem estar humano (PARENTE, 2007). É realizada uma média aritmética dos indicadores e esta média é avaliada

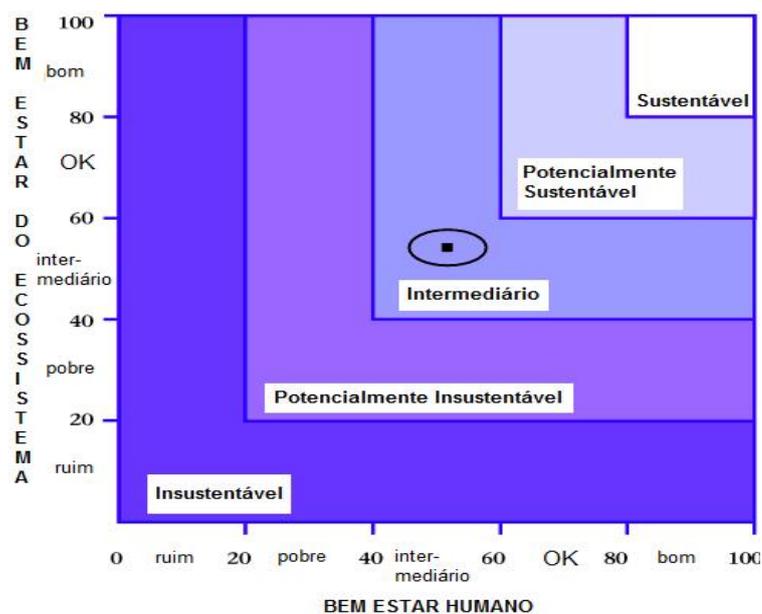


Figura 2. Representação gráfica do Barômetro da Sustentabilidade (CAMPOS *et al.*, 2007b).

Tabela 1: Conceito e Abrangência dos Indicadores Pressão, Estado, Resposta (adaptado de OECD, 1993).

INDICADOR	CONCEITO E ABRANGÊNCIA
PRESSÃO	Descreve os agentes que interferem no meio ambiente e as causas de suas ações. As pressões podem ocorrer por conta de atividades antrópicas (atividades econômicas e inovações tecnológicas) e por causa de atividades de funcionamento dos ciclos naturais, entre outras.
ESTADO	Reflete as condições do meio ambiente, ou seja, descreve a qualidade e quantidade dos recursos naturais.
RESPOSTA	Representa as medidas adotadas pela sociedade que são traduzidas em política ambiental, regulamentação, taxaço, pagamento e reparo de danos ambientais.

em uma balança de desempenho com representação bidimensional (conforme Figura 2).

A balança do Barômetro da Sustentabilidade é dividida em 5 partes de 20 pontos cada e com base que varia de zero a 100 (PRESCOTT-ALLEN, 2001). Cada setor corresponde a uma cor, que, como ilustra a Figura 2, varia do violeta ao branco.

d) Pressão, Estado, Resposta (PER):

Finalmente, o pioneiro dos modelos de Índice de Sustentabilidade, o Pressão, Estado, Resposta foi desenvolvido pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD,1993), sendo um modelo que

se destaca, em termos de aceitação e utilização (CAMPOS *et al.*, 2007b) em razão da sua simplicidade, facilidade na utilização e por sua aplicabilidade nos diferentes níveis, escalas e atividades humanas. É possível distinguir três tipos de indicadores que formam o modelo: Indicadores de Pressão, Indicadores de Estado e Indicadores de Resposta (OECD, 1993). A Tabela 1 mostra os três tipos de indicadores e sua abrangência conforme especifica a OECD (1993).

Segundo Manteiga (2000 *apud* RUFINO, 2002), o modelo Pressão, Estado, Resposta está fundamentado em uma rede de causalidades na qual se acredita que as ações humanas geram pressões

no meio ambiente, alterando a qualidade e a quantidade de recursos naturais disponíveis e provocando uma resposta que busca reduzir ou extinguir a citada pressão.

Índices de Sustentabilidade Empresarial

Índices são números que agregam e representam um determinado conjunto de indicadores. Sua variação mede, portanto, a variação média dos indicadores do conjunto (MIRANDA, 2007). A construção de índices auxilia as empresas nas análises comparativas, tanto da própria empresa ao longo de um período, como entre empresas de um mesmo

setor (NASCIMENTO *et al.*, 2008). Os principais índices de sustentabilidade são:

a) Global Reporting Initiative (GRI):

Trata-se de uma iniciativa global induzida pela Coalition of Environmentally Responsible Economies (CERES) e pela *United Nations Environment Programme (UNEP)* a fim de indicar um guia para a elaboração de relatórios que envolvem os aspectos ambientais, sociais e econômicos (MIRANDA, 2007). O objetivo, ou missão, da GRI é promover a transparência entre a empresa e as partes interessadas, com base em uma estrutura confiável para elaboração de relatórios de sustentabilidade com capacidade de abranger qualquer tipo de empresa, independentemente do tamanho, setor ou localidade (GRI, 2007). Ao contrário das ferramentas de SGA, a GRI não apresenta metodologia de gestão, mas sim uma sistematização do conceito de sustentabilidade, facilitando assim o diálogo com as partes interessadas (NASCIMENTO *et al.*, 2008). Segundo esses autores, o relatório proposto pela GRI leva em consideração 11 princípios: transparência, inclusão, auditabilidade, comparabilidade, relevância, contexto de sustentabilidade, exatidão, neutralidade, comparabilidade, clareza e periodicidade. Ou seja, um relatório de sustentabilidade para ter credibilidade deve respeitar os citados princípios. Os indicadores GRI integram aspectos econômicos, ambientais e sociais. Esses macro indicadores se subdividem em categorias, que por sua vez se subdividem em aspectos.

b) Indicadores Ethos de Responsabilidade Social Empresarial:

O modelo de Indicadores Ethos foi concebido pelo Instituto Ethos de Responsabilidade Social Empresarial em 2000. Trata-se de um guia para elaboração do balanço social, que utiliza o modelo IBASE para agregação dos seus indicadores

(NASCIMENTO *et al.*, 2008). O objetivo dos Indicadores Ethos é oferecer às empresas uma ferramenta que as auxilie no processo de aprofundamento de seu comprometimento com o desenvolvimento sustentável e com a responsabilidade social (ETHOS, 2008). A proposta dos Indicadores Ethos é que o seu relatório contenha informações sobre o perfil da empresa, o seu histórico, seus princípios e valores, governança corporativa, diálogo com as partes interessadas e indicadores de desempenho econômico, social e ambiental – o chamado “Tripé da Sustentabilidade” (NASCIMENTO *et al.*, 2008).

c) Índices de Sustentabilidade Empresarial (ISE) da Bolsa de Valores de São Paulo (BOVESPA):

Acompanhando a evolução dos mercados de capitais estrangeiros, a Bolsa de Valores de São Paulo (BOVESPA) uniu esforços com a Fundação Getúlio Vargas e criou o ISE (BARBIERI, 2007). O objetivo principal desse índice é instituir um ambiente de investimento que comungue com as demandas do desenvolvimento sustentável (BOVESPA, 2005). Quanto às suas dimensões, o índice da BOVESPA adota o conceito-base do “Tripé da Sustentabilidade” avaliando elementos econômicos, sociais e ambientais, com a introdução de critérios e indicadores de governança corporativa (BOVESPA, 2005).

METODOLOGIA

A **FDSE** foi elaborada com base em pesquisa bibliográfica, seguida de aplicações de teste e refinamento.

Construção da ferramenta

Inicialmente foi realizada extensa pesquisa bibliográfica baseada principalmente nas seguintes fontes: normas da série NBR ISO 14.000; Resoluções

CONAMA 01/86, 306/02 e 381/06; Indicadores Ethos 2008 (ETHOS, 2008); Indicadores GRI 2006 (GRI, 2007); Norma AA1000; Norma SA 8000; Norma NBR 16.001; Indicadores de Sustentabilidade IBGE; Índice de Sustentabilidade Empresarial BOVESPA (BOVESPA, 2005) e *Dow Jones*; Agenda 21; Declaração do Rio de Janeiro Sobre meio ambiente e desenvolvimento; Princípios do Pacto Global, Indicadores OECD (OECD, 1993); indicadores UNECE 2006 (UNECE, 2006), modelos de indicadores de sustentabilidade (Barômetro da Sustentabilidade, Painel da Sustentabilidade, Método da Pegada Ecológica e modelo Pressão, Estado, Resposta da OCDE), Análise de Risco à Segurança Industrial e da Análise de Risco Ecológico proposta pela *Environmental Protection Agency (EPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos)*.

Em seguida, passou-se à criação das perguntas que formam os indicadores da ferramenta. O roteiro de verificação foi dividido em quatro Aspectos (Geral, Econômico, Ambiental e Social), cada um deles formado por diversos Critérios que, por sua vez, são formados por Indicadores. Esses últimos são compreendidos por três tipos de perguntas: pergunta fechada (positiva e negativa), pergunta de múltipla escolha (positiva e negativa) e pergunta somatória (positiva e negativa). Além das perguntas, o roteiro de verificação também é formado por um campo de análise quantitativa que realiza o cálculo da pontuação atingida pela empresa diagnosticada. O item Ferramenta de Diagnóstico Socioambiental Empresarial, a seguir, descreve a ferramenta desenvolvida e seu processo de construção.

Aplicação da ferramenta

A coleta de dados foi realizada com o auxílio de três procedimentos metodológicos de

Tabela 2: Classificação de empresas segundo o porte.

TIPO	LGMPE	BNDES
Microempresa	Receita bruta anual até R\$ 240.000,00	-----
Média empresa	Receita bruta anual superior a R\$ 240.000,00 e inferior a R\$ 2,4 milhões	-----
Média empresa	-----	Receita operacional bruta anual ou anualizada superior a R\$ 2,4 milhões (adaptado) e inferior a R\$ 60 milhões
Grande empresa	-----	Receita operacional bruta anual ou anualizada superior a R\$ 60 milhões

pesquisa: Entrevista, Análise de documentos e Visita *in loco*. Os dados coletados foram analisados, gerando quatro tipos de diagnósticos: Diagnóstico Individual, Diagnóstico Pontual, Diagnóstico Parcial e Diagnóstico Completo. Os resultados desses diagnósticos, por sua vez, foram consolidados em três métodos de análise: Análise do desempenho, Análise do risco empresarial e Índice de sustentabilidade. Os resultados dessas análises foram utilizados como base para elaboração do Relatório final de cada empresa diagnosticada.

Métodos de utilização da FDSE: coleta dos dados

Para a coleta de dados a FDSE classifica as empresas conforme dois critérios: porte e setor de atuação.

a) Porte das Empresas: (a) Microempresa; (b) Empresa de Pequeno Porte; (c) Média Empresa; e (d) Grande Empresa. A Tabela 2 apresenta a classificação das empresas quanto ao seu porte levando em consideração, para as Micro e Pequenas empresas a Lei Complementar 123/2006 intitulada Lei Geral de Micro e Pequena Empresa (LGMPE) (BRASIL, 2006). Já para a classificação como Média e

Grande Empresa foi considerado o critério adotado pelo Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES) por intermédio da Carta Circular n.º 64/2002 (BNDES, 2002).

b) Classificação das Empresas segundo o setor de atuação: foi adotada a classificação proposta por Tachizawa (2006): (a) Indústria Altamente Concentrada; (b) Empresas da Indústria Semiconcentrada; (c) Empresas de Bens de Consumo Não Duráveis; (d) Empresas de Bens de Consumo Duráveis; (e) Setor de Empresas Comerciais; (f) Empresas de Serviços Financeiros; (g) Empresas de Serviços Especializados; (h) Instituições do Setor Educacional; (i) Setor de Serviços Públicos; e (j) Organizações de Outros Ramos de Negócios.

A coleta de dados foi realizada por intermédio de um roteiro de verificação que foi preenchido com o auxílio de três procedimentos: Entrevista, Análise de Documentos e Visita *in loco*. Duas questões importantes foram levadas em consideração nas entrevistas: a validade e a confiabilidade das respostas. Quanto à confiabilidade, a mesma está

ligada à consistência da medida utilizada para obtenção dos resultados (BÉRNI, 2002), por isso, criou-se um sistema quantitativo de análise desenvolvido em planilha eletrônica.

Já quanto à validade, como nem sempre é possível ter certeza de que a informação fornecida pelos entrevistados corresponde à realidade (RICHARDSON, 1999), para que o resultado da entrevista se aproximasse ao máximo da realidade, foi esclarecido aos entrevistados que se tratava de uma pesquisa acadêmica e que os resultados não seriam utilizados com caráter de punição (pelos órgãos públicos) ou retaliação (pelas organizações do terceiro setor ou a própria comunidade em geral), pelo contrário, quanto mais precisas fossem as respostas, melhor seria para a empresa, pois a mesma poderia utilizar em seu proveito o resultado da pesquisa para melhorar sua competitividade. Outro sistema utilizado para validar as respostas foi o complemento da entrevista com a análise de documentos e a visita *in loco*.

A Tabela 3 mostra a porcentagem de utilização de cada procedimento de coleta de dados. Estes números foram obtidos através de um controle da fonte de informação em cada um das cinco aplicações nas empresas diagnosticadas:

Tabela 3: Porcentagem de utilização dos procedimentos.

PROCEDIMENTO	PORCENTAGEM UTILIZAÇÃO
Entrevista	74,60%
Análise de documentos	14,40%
Visita <i>in loco</i>	11,00%



Figura 3: Estrutura do roteiro de verificação da FDSE.

Cabe destacar que a coleta de dados para a aplicação da ferramenta se desenvolveu em duas frentes: (i) análise e refinamento do roteiro de verificação e, conseqüentemente, da ferramenta e; (ii) levantamento de dados para elaboração dos relatórios finais sobre os diagnósticos das empresas analisadas, apresentando o diagnóstico socioambiental, apontando os pontos fortes e fracos, a análise de risco da empresa, o índice de sustentabilidade e os planos de ação recomendados.

A FERRAMENTO DE DIAGNÓSTICO SOCIOAMBIENTAL EMPRESARIAL

Estrutura da FDSE

A FDSE foi estruturada na forma de um roteiro de verificação o qual é dividido em quatro Aspectos: Geral, Econômico, Ambiental e Social. Com exceção do Aspecto Geral, que engloba as informações

cadastrais da empresa, todos os demais aspectos são compostos por indicadores organizados conforme a estrutura apresentada na Figura 3.

As Perguntas são os menores núcleos do roteiro de verificação e podem ser:

- Perguntas fechadas dicotômicas: são perguntas que apresentam como possibilidade de resposta duas alternativas: Sim ou Não. Esta categoria de pergunta possui pontuação zero ou 100 pontos da seguinte maneira: (a) resposta positiva recebe valor 100 e (b) resposta negativa recebe valor zero. Estas perguntas podem ser positivas, quando o “sim” vale 100 pontos e o “não” vale zero ponto, ou negativas, quando o “não” vale 100 pontos e o “sim” vale zero ponto, respectivamente.
- Pergunta de Múltipla Escolha: as perguntas de múltipla escolha se caracterizam por possuírem três ou mais alternativas de resposta, e somente uma

delas pode ser escolhida. A pontuação desta categoria de pergunta varia de zero a 100 pontos. Assim, por exemplo, se a pergunta possuir três respostas possíveis, a primeira opção valerá zero, a segunda 50 e a terceira 100 pontos. Caso a Pergunta apresente quatro opções de resposta elas valerão zero, 25, 50 e 100. Assim respectivamente. Elas podem ser perguntas positivas ou negativas.

c) Pergunta Somatória: são perguntas sobre práticas positivas ou negativas. Geralmente elas complementam as perguntas fechadas. As perguntas somatórias apresentam sempre mais de duas alternativas de respostas, podendo-se selecionar uma ou mais alternativas. Quanto mais opções forem marcadas, maior será a pontuação da pergunta, positiva ou negativamente.

Tabela 4: Número de perguntas existentes na ferramenta

ASPECTO ECONÔMICO		
CRITÉRIO	INDICADORES GERAIS/ESPECÍFICOS	NÚMERO PERGUNTAS
Áreas/Propriedades da Empresa	Zoneamento Urbano e Municipal	7
	Tributação da Área	6
Atividade da Empresa	Licença Ambiental	2
	Tributação da Atividade	4
	Gestão de Risco à Saúde e/ou à Segurança Humana e do Ambiente	8
	Desempenho da Atividade	6
Produtos	Questões Administrativas e Legais	5
	Gestão de Risco à Saúde e/ou à Segurança Humana e do Ambiente	4
	Processo Administrativo e/ou Judicial	2
	Desempenho dos Produtos	3
Parceiros	Contratação de fornecedores	5
	Manutenção do Contrato com o Fornecedor	3
	Comunicação	1
Gestão	Auditorias Ambientais	1
	Educação Ambiental	1
	Documentação	1
	Comunicação	2
Gestão Econômica	Gestão Estratégica	15
	Gestão de Riscos e Oportunidades Econômicas	10
	Gestão de Crises e Contingências Econômicas	12
	Gestão do Desempenho Econômico	22
Governança Corporativa e Transparência		26
Compromissos da Empresa	Compromissos Éticos	9
	Compromissos Fundamentais	13
	Compromissos Voluntários	4
ASPECTO AMBIENTAL		
Política Ambiental		15
Gestão Ambiental	Sistema de Gestão Ambiental	17
	Planos e Programas Ambientais	14
	Planos de Objetivos e Metas	10
	Monitoramento e Medição	18
Materiais de Entrada – Recursos Naturais	Água	25
	Energia	24
	Recursos Florestais	25
	Combustíveis Fósseis	24
	Materiais/Insumos/Produtos	37
Materiais de Saída	Efluentes Líquidos	49
	Emissões Atmosféricas	44
	Resíduos Sólidos	67
	Ruídos	16
Conformidade Legal		23
ASPECTO SOCIAL		
Ambiente Interno	Condições de Trabalho	40
	Condições Sociais	8
	Condições Legais	38
	Condições de Transparência e Governança	13
Microambiente	Comunidade da Área de Influência	14
	Fornecedores	11
	Clientes	16
	Terceiro Setor	11
	Concorrência	9
	Marketing	17
Macroambiente	Variável Sociocultural	18
	Variável Político-legal	13

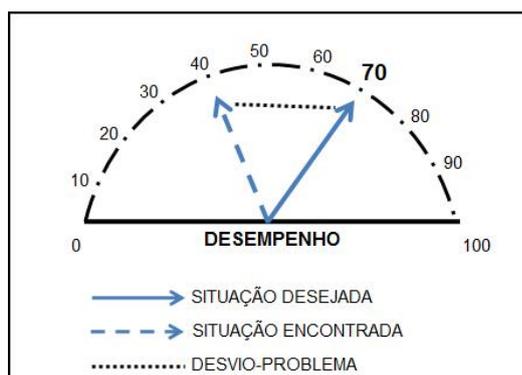


Figura 4 - representação gráfica do Desvio-problema

Tabela 5: Classificação do Desempenho (adaptado de LERIPIO, 2001)

DESVIO-PROBLEMA	DESEMPENHO
Superior a 40%	CRÍTICO
Entre 30 e 40%	PÉSSIMO
Entre 20 e 30%	RUIM
Entre 10 e 20%	RAZOÁVEL
Inferior a 10%	BOM
Igual ou melhor	EXCELENTE

Dentro da estrutura dos Aspectos Econômico, Ambiental e Social a FDSE permite que sejam realizados quatro tipos de Diagnóstico: Individual, Pontual, Parcial e Completo.

O Diagnóstico Individual permite verificar o desempenho em um ou mais de um indicador. O Diagnóstico Pontual possibilita determinar o desempenho em um ou mais de um Critério contido na ferramenta. Já o Diagnóstico Parcial admite que seja determinado o desempenho em um ou dois Aspectos. Finalmente, a FDSE possibilita que seja realizado um Diagnóstico Completo para determinar o desempenho em todos os três Aspectos.

A Tabela 4 apresenta a divisão dos aspectos em indicadores e o número de perguntas associadas a cada um dos indicadores.

O número total de perguntas da FDSE é de 884, divididas entre os Aspectos Econômico, Ambiental e Social.

Análise dos Dados

A FDSE possibilita três tipos de análises dos resultados obtidos por meio dos quatro diagnósticos citados anteriormente: Análise do Desempenho, Análise de Risco Empresarial e Índice de Sustentabilidade.

A Análise do Desempenho pode ser aplicada em qualquer um dos quatro diagnósticos (Individual, Pontual, Parcial ou Completo). É baseada na proposta de diagnóstico empresarial sugerida por Nogueira (1987), a qual emprega a Teoria do Desvio-Problema (TDP). Segundo o autor, a TDP é aquela “que define um problema como sendo o desvio detectado entre uma situação considerada ideal ou desejada e a situação efetivamente encontrada”.

Assim, parte-se da premissa que uma empresa não apresenta o desempenho desejado quando não alcança os objetivos e/ou resultados esperados ou, quando, nas palavras de Nogueira (1987), há o “afastamento de rota”.

A FDSE utiliza como Situação Desejada (SD) o valor de 70%, estabelecido por meio de uma

média dos resultados obtidos pelas empresas do Grupo de Referência e das Empresas participantes do relatório da aplicação dos Indicadores Ethos de 2006. A Situação Encontrada (SE) é comparada aos 70% para determinar o Desvio-problema, como ilustra a Figura 4.

A Tabela 5 apresenta a classificação do desempenho da empresa em determinado Aspecto, Critério ou Indicador Geral, de acordo com o resultado do Desvio-problema encontrado.

Essa forma de classificação tem como base teórica o método GAIA – Gerenciamento de Aspectos e Impactos Ambientais – proposto por Leripio (2001). Conforme a Tabela 5 o desempenho varia do “crítico” até o “excelente”, indicando aqui por uma escala de cinza mais escuro para cinza mais claro, respectivamente. Optou-se por esse método porque ele utiliza uma classificação simples, autoexplicativa e impactante.

A Análise de Risco Empresarial é a segunda opção de análise que a FDSE permite. É

baseada nas metodologias de Análise de Risco apresentadas por Miller (2007), Assumpção (2004), Valle (2004) e Kolluru (1996), que visam diagnosticar, identificar e mitigar ou extinguir os riscos potenciais das atividades humanas, em especial das empresariais. A análise de risco da FDSE também utiliza conceitos da Análise de Risco à Segurança Industrial e da Análise de Risco Ecológico propostas pela *Environmental Protection Agency* (EPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos) (USEPA. U.S., 1998). Os valores expressos na Análise de Risco Empresarial são obtidos através dos resultados do Diagnóstico Parcial da FDSE, que consistem no somatório dos resultados das perguntas que compõem os Aspectos Econômico, Ambiental e Social, respectivamente, multiplicados por variáveis de peso, alfa, beta e gama: alfa se aplica aos aspectos (econômico, ambiental e social); beta se aplica ao critério de enquadramento da pergunta (legal, gestão e desempenho); e gama corresponde à aplicabilidade da pergunta, definida pelo avaliador. O aplicador da ferramenta pode atribuir pesos diversos às variáveis “ α ” e “ β ” o que possibilita detectar as sensibilidades da empresa e apontar a pior e a melhor situação socioambiental da empresa em função das prioridades de análise do avaliador, tendo sempre como base o resultado do diagnóstico com variáveis “ α ” e “ β ” com pesos iguais a um. A equação 1 é utilizada para

efetuar a Análise Completa, da qual se originam as demais equações para efetuar as Análises Parcial, Pontual e Individual. Onde,

$\alpha_E, \alpha_A, \alpha_S$ = pesos dos aspectos Econômico, Ambiental e Social, respectivamente;

$\beta_L, \beta_G, \beta_D$ = pesos dos critérios Legal, de Gestão e de Desempenho, respectivamente;

$\gamma_{(E,A,S)(L,G,D)}$ = variável de aplicabilidade – determina se a Pergunta é aplicável ou não ao caso concreto. Seu valor pode ser zero ou 1, caso a Pergunta não se aplique ao caso concreto terá valor zero, caso se aplique terá valor 1;

E, A, S = Aspecto Econômico, Ambiental e Social, respectivamente;

L, G, D = Aspecto Legal, de Gestão e de Desempenho, respectivamente;

$n_{E,L}$ = número de critérios Legais no aspecto Econômico, por exemplo.

A Análise de Risco Empresarial auxilia na determinação de planos de ação para a empresa, na identificação de aspectos e impactos significativos que precisam melhorar para que o negócio desenvolvido pela organização não

venha a ruir e na identificação dos riscos e oportunidades.

A última análise feita com os resultados da FDSE é a medida de sustentabilidade da empresa. Essa medida concentra todos os indicadores (informações) do roteiro de verificação e os transforma em um índice de sustentabilidade.

Este método de análise possui apoio teórico nos Índices de Sustentabilidade da BOVESPA (BOVESPA, 2005) e da bolsa de valores *Dow Jones*, e se baseia no modelo Barômetro da Sustentabilidade.

A metodologia para determinar o Índice de Sustentabilidade (IS) consiste em dois passos:

- i. Realizar o Diagnóstico Completo, o qual é composto pelos Aspectos Econômico, Ambiental e Social.
- ii. Inserir o resultado em um gráfico baseado no modelo Barômetro da Sustentabilidade e abstrair deste procedimento o grau de sustentabilidade da empresa.

A Figura 5 apresenta o gráfico de sustentabilidade usado para obter o IS.

Esse gráfico representa o resultado do diagnóstico dos três Aspectos da FDSE abstraídos do Diagnóstico Completo (Aspectos Econômicos, Ambiental e Social). A tonalidade do triângulo formado no gráfico representa o valor desse resultado que expressa o Índice de Sustentabilidade da empresa (média entre os três aspectos). Assim, nesse exemplo a empresa estaria

$$\begin{aligned}
 D_C = & \alpha_E \left(\beta_L \sum_{i=1}^{n_{E,L}} (\gamma_{E,Li} E_{Li}) + \beta_G \sum_{i=1}^{n_{E,G}} (\gamma_{E,Gi} E_{Gi}) + \beta_D \sum_{i=1}^{n_{E,D}} (\gamma_{E,Di} E_{Di}) \right) + \\
 & \alpha_A \left(\beta_L \sum_{i=1}^{n_{A,L}} (\gamma_{A,Li} A_{Li}) + \beta_G \sum_{i=1}^{n_{A,G}} (\gamma_{A,Gi} A_{Gi}) + \beta_D \sum_{i=1}^{n_{A,D}} (\gamma_{A,Di} A_{Di}) \right) + \\
 & \alpha_S \left(\beta_L \sum_{i=1}^{n_{S,L}} (\gamma_{S,Li} S_{Li}) + \beta_G \sum_{i=1}^{n_{S,G}} (\gamma_{S,Gi} S_{Gi}) + \beta_D \sum_{i=1}^{n_{S,D}} (\gamma_{S,Di} S_{Di}) \right)
 \end{aligned} \tag{1}$$

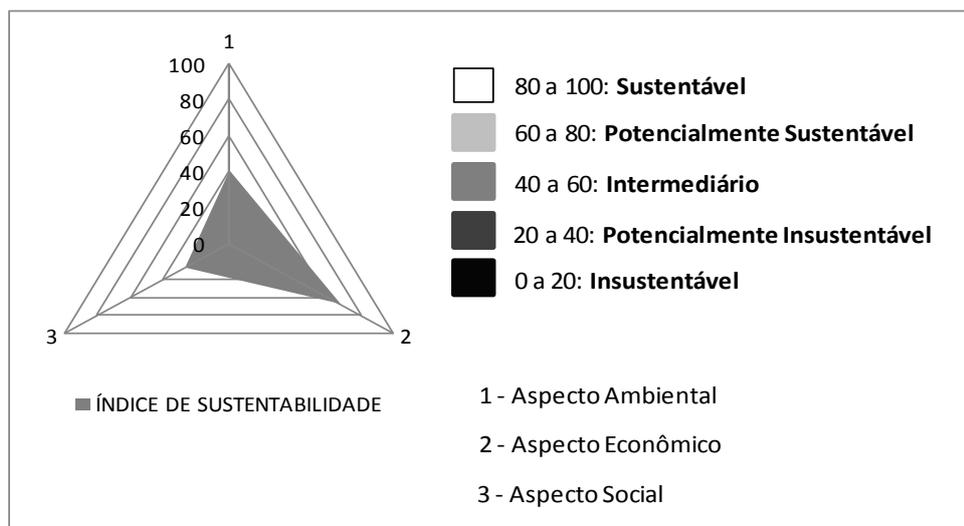


Figura 5: Gráfico do Índice de Sustentabilidade. No exemplo da figura, o aspecto ambiental obteve pontuação 40, o aspecto econômico pontuação 70 e o aspecto social pontuação 12.

Tabela 6: Diagnóstico Parcial da Aplicação da Ferramenta na Marmoraria – Aspectos.

DIAGNÓSTICO PARCIAL (Dp) - ASPECTOS		
ASPECTO	RESULTADO	CLASSIFICAÇÃO
Aspecto Econômico	40,49%	RUIM
Aspecto Ambiental	37,29%	PÉSSIMO

classificada com Índice de Sustentabilidade “Intermediário (intervalo entre 40 e 60)”.

APLICAÇÕES DA FDSE

Foram realizadas cinco aplicações da FDSE em quatro empresas de diferentes setores: uma Marmoraria, uma Fábrica de Móveis, um Escritório de Advocacia e uma Indústria de Compensados, sendo que na Marmoraria a ferramenta foi aplicada duas vezes em um intervalo de seis meses.

Marmoraria – primeira aplicação

Trata-se de uma Pequena Empresa, localizada em uma área urbana comercial no interior do Paraná, com imóvel próprio, contando com aproximadamente 2500 m² de área total, e 900 m² de área construída, com 20

empregados e dois sócios. Possui como objeto social a industrialização e comercialização de mármore, granitos e pedras decorativas em geral e atividade principal o beneficiamento de mármore e granito, e sua posterior comercialização. É classificada com Empresa de Bens de Consumo Duráveis – Setor misto, conforme Tachizawa (2006).

A primeira aplicação ocorreu em julho de 2008 (momento no qual o roteiro de verificação encontrava-se incompleto, faltando o Aspecto Social) e levou cinco dias para ser concluída.

A Tabela 6 apresenta o resultado da Análise do Desempenho da empresa.

As deficiências mais patentes na empresa Marmoraria dentro do Aspecto Econômico foram diagnosticadas nos seguintes Indicadores Gerais: Parceiros,

Gestão da Atividade, Gestão Estratégica, Compromissos Éticos, Compromissos Fundamentais e Compromissos Voluntários. No que diz respeito ao Aspecto Ambiental, as deficiências de desempenho foram encontradas em diversos Indicadores Gerais, sendo eles: Sistema de Gestão Ambiental, Planos e Programas Ambientais, Planos de Objetivos e Metas, Efluentes Líquidos, Emissões Atmosféricas e Resíduos Sólidos.

A Figura 6 apresenta o resultado da Análise do Risco Empresarial da Marmoraria na primeira aplicação da ferramenta.

A Marmoraria apresentou uma situação de risco considerada crítica segundo a metodologia proposta pela FDSE, o que indicava fragilidade e grande susceptibilidade até a pequenas crises.

Finalizando a análise da empresa, com base no resultado do Diagnóstico Completo (Dc), foi

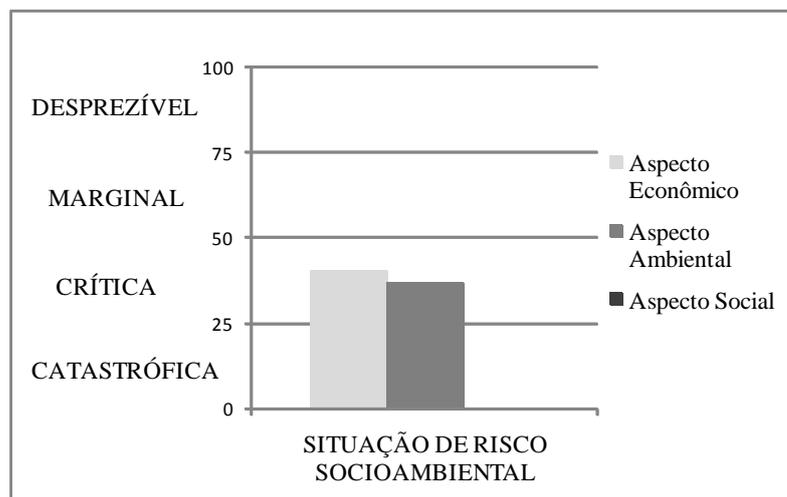


Figura 6 - Análise de Risco Empresarial – Marmoraria (1ª. aplicação).

Tabela 7: Diagnóstico Parcial da Aplicação da FDSE na Fábrica de Móveis.

DIAGNÓSTICO PARCIAL (Dp) - ASPECTOS		
ASPECTO	RESULTADO	CLASSIFICAÇÃO
Aspecto Econômico	40,92%	RUIM
Aspecto Ambiental	36,92%	PÉSSIMO
Aspecto Social	45,58%	RUIM

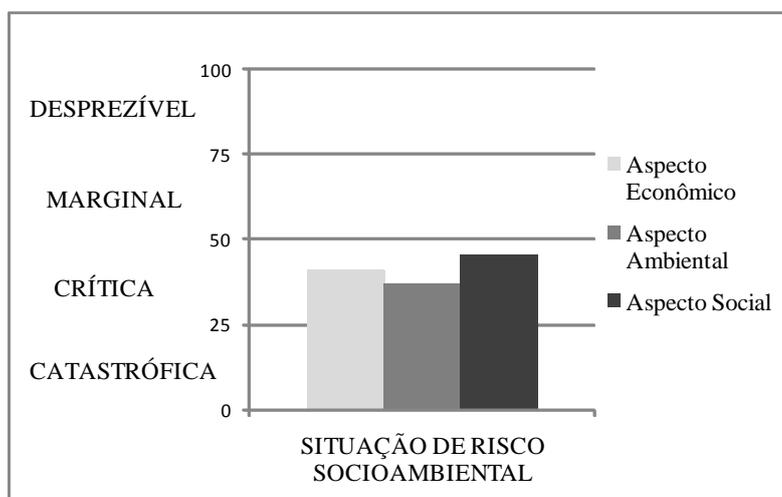


Figura 7 - Análise de Risco Empresarial – Fábrica de Móveis.

encontrado um Índice de Sustentabilidade considerado “Potencialmente Insustentável” (entre 20 e 40 pontos) com 39,78 pontos.

Fábrica de Móveis

Classificada como Microempresa, localizada em uma

área urbana comercial no interior do Paraná, com imóvel próprio, contando com aproximadamente 1500 m² de área total, e 700 m² de área construída, com sete empregados na linha de produção e dois sócios administradores. Possui como objeto social a industrialização e comercialização de móveis planejados em geral e principal

atividade o beneficiamento de madeira, compensado e MDF (**Medium-Density Fiberboard**) e sua posterior comercialização. Classifica-se como Empresa de Bens de Consumo Duráveis – Setor misto, conforme Tachizawa (2006).

Essa aplicação da FDSE ocorreu em dezembro de 2008 em uma única etapa, pois a ferramenta

Tabela 8: Diagnóstico Parcial da Aplicação da Ferramenta no Escritório de Advocacia – Aspectos.

DIAGNÓSTICO PARCIAL (Dp) - ASPECTOS		
ASPECTO	RESULTADO	CLASSIFICAÇÃO
Aspecto Econômico	71,61%	EXCELENTE
Aspecto Ambiental	50,20%	RAZOÁVEL
Aspecto Social	57,83%	RAZOÁVEL

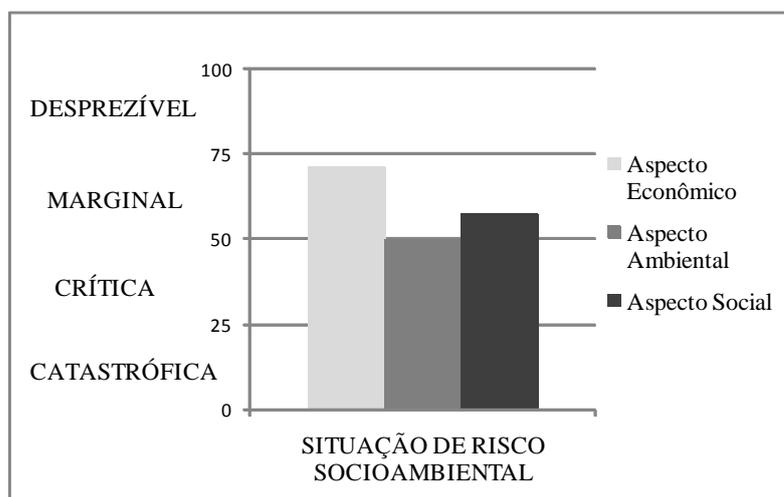


Figura 8 - Gráfico da Análise de Risco Empresarial – Escritório de Advocacia.

já se encontrava completa (Aspecto Econômico, Ambiental e Social). A aplicação levou dois dias e seus resultados são mostrados na Tabela 7.

As deficiências mais patentes na Fábrica de Móveis dentro do Aspecto Econômico foram diagnosticadas nos seguintes Indicadores Gerais: Parceiros, Gestão Estratégica, Governança Corporativa e Transparência, Compromissos Éticos e Compromissos Fundamentais. No que diz respeito ao Aspecto Ambiental, as deficiências de desempenho foram encontradas em diversos Indicadores Gerais, sendo eles: Política Ambiental, Planos de Objetivos e Metas, Monitoramento e Medição da Gestão Ambiental, Efluentes Líquidos, Resíduos Sólidos e Ruídos. Por fim, quanto ao Aspecto Social, as deficiências de desempenho foram encontradas nos seguintes Indicadores Gerais: Condições Sociais, Condições de Transparência e Governança, Comunidade da Área de Influência,

Fornecedores, Terceiro Setor e Variável Sociocultural.

A Figura 7 apresenta o resultado da Análise do Risco Empresarial da Fábrica de Móveis.

A Fábrica de Móveis apresentou uma situação de risco igual à da Marmoraria (inclusive com pontuação nos Aspectos muito parecida), ou seja, considerada crítica segundo a metodologia proposta pela FDSE, o que indicou fragilidade e grande susceptibilidade até a pequenas crises.

Concluindo, a empresa apresentou, com base no resultado do Diagnóstico Completo (Dc), um Índice de Sustentabilidade (IS) considerado “Intermediário” (entre 40 e 60 pontos) com 41,40 pontos, muito mais próximo de um índice “Potencialmente Insustentável”, do que de um índice “Potencialmente Sustentável”.

Escritório de Advocacia

Trata-se de uma empresa de Pequeno Porte, localizada em

cidade do interior do Paraná, em uma área urbana comercial, com imóvel alugado, contando com aproximadamente 600 m² de área total construída e uma força de trabalho composta por 18 empregados, 15 advogados, um contador, um estagiário e quatro sócios. O objeto social dessa empresa é a prestação de serviço jurídico contencioso e consultoria, sendo classificada como Empresa de Serviço Especializado, conforme Tachizawa (2006).

Essa aplicação da FDSE também ocorreu em dezembro de 2008 em uma única etapa, tendo durado três dias. A Tabela 8 mostra os resultados.

As deficiências mais patentes no Escritório de Advocacia, dentro do Aspecto Econômico, foram diagnosticadas no Indicador Geral “Parceiros”. No que diz respeito ao Aspecto Ambiental, as deficiências de desempenho foram encontradas nos Critérios: Política Ambiental, Planos de Objetivos e Metas, Energia e Resíduos Sólidos.

Tabela 9 - Diagnóstico Parcial da Segunda Aplicação da Ferramenta na Marmoraria – Aspectos.

DIAGNÓSTICO PARCIAL (Dp) - ASPECTOS		
ASPECTO	RESULTADO	CLASSIFICAÇÃO
Aspecto Econômico	60,88%	BOM
Aspecto Ambiental	51,61%	RAZOÁVEL
Aspecto Social	44,37%	RUIM

Tabela 10: Resultados dos Diagnósticos 01 e 02 - Marmoraria.

DIAGNÓSTICO PARCIAL (Dp) - ASPECTOS		
ASPECTO	RESULTADO APLICAÇÃO 01	RESULTADO APLICAÇÃO 02
Aspecto Econômico	40,49%	60,88%
Aspecto Ambiental	37,29%	51,61%
Aspecto Social	-	44,37%

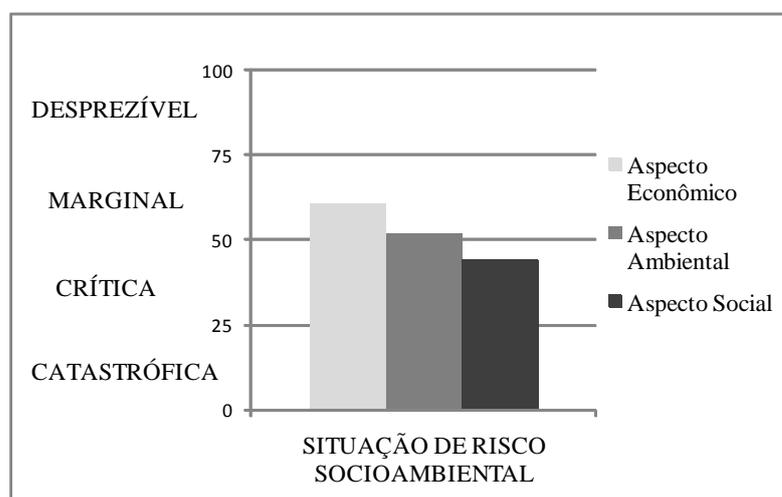


Figura 9: Análise de Risco Empresarial – Marmoraria (2ª. aplicação).

No Aspecto Social as deficiências de desempenho foram encontradas nos Critérios: Comunidade da Área de Influência, Fornecedores e Terceiro Setor. A Figura 8 apresenta o resultado da Análise do Risco Empresarial do Escritório de Advocacia.

O Escritório de advocacia apresentou uma situação de risco marginal, não apresentando grande vulnerabilidade a pequenas crises internas ou externas.

Finalizando a análise da empresa, com base no resultado do diagnóstico completo, foi encontrado um Índice de Sustentabilidade considerado “Intermediário” (entre 40 e 60 pontos) com 57,14%.

Marmoraria segunda aplicação

Trata-se da mesma empresa descrita anteriormente, todavia, essa aplicação da FDSE ocorreu seis meses depois da primeira aplicação, ou seja, em janeiro de 2009 e levou os mesmos cinco dias para ser concluída. A Tabela 9 apresenta o resultado da Análise do Desempenho da empresa, e a Tabela 10 apresenta uma comparação entre as duas aplicações da FDSE.

No Aspecto Econômico a melhora foi de mais de vinte pontos percentuais, cerca de 50% de evolução em relação à situação inicial, enquanto que no Aspecto Ambiental a melhora foi de quatorze

pontos percentuais, cerca de 40% de evolução em relação à situação original, ou seja, um avanço significativo com a adoção de ações simples pela empresa, com base no relatório emitido após a primeira aplicação da FDSE. A Figura 9 apresenta o resultado da Análise do Risco Empresarial da Marmoraria na segunda aplicação da ferramenta.

Apesar da melhora da empresa, a situação de risco ainda se mostrou problemática. É preciso dedicar atenção especial aos Aspectos Ambiental e Social, pois qualquer crise interna ou externa pode agravar os riscos (risco à segurança, à saúde humana e ao meio ambiente, risco econômico de inadimplência e falta de recursos

Tabela 11: Diagnóstico Parcial da Aplicação da Ferramenta na Indústria de Compensados – Aspectos.

DIAGNÓSTICO PARCIAL (Dp) - ASPECTOS		
ASPECTO	RESULTADO	CLASSIFICAÇÃO
Aspecto Econômico	81,01%	EXCELENTE
Aspecto Ambiental	68,23%	BOM
Aspecto Social	67,04%	BOM

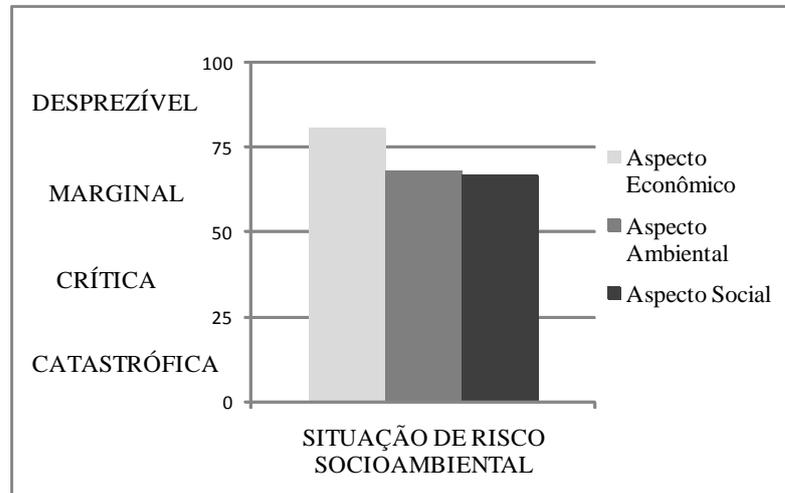


Figura 10: Análise de Risco Empresarial – Indústria de Compensado.

financeiros, riscos sociais do ambiente interno e do microambiente, entre outros).

Finalizando a análise da empresa, com base no resultado do Diagnóstico Completo (Dc), foi encontrado um Índice de Sustentabilidade “Intermediário” (entre 40 e 60 pontos) com 51,16 pontos. Nítido foi o auxílio que a FDSE prestou para a gestão socioambiental da organização estudada, pois orientou a evolução da empresa de um cenário de Potencial Insustentabilidade para um nível Intermediário de Sustentabilidade.

Indústria de Compensados

Trata-se de uma empresa de Médio Porte com receita bruta anual superior a R\$ 10,5 milhões (dez milhões e quinhentos mil reais) e inferior ou igual a R\$ 60 milhões (sessenta milhões de reais), localizada em cidade do interior do Paraná, em uma área urbana industrial, com imóvel alugado, operando em uma área de aproximadamente 50.000 m² e

contando com uma força de trabalho de mais de 600 empregos diretos. O objeto social dessa empresa é a industrialização, comercialização, exportação e importação de madeiras brutas, beneficiadas e compensadas e sua principal atividade é exportação de compensados para a Europa, Estados Unidos e Caribe. É classificada como empresa da Indústria semiconcentrada, Empresa produtora de bens de consumo não duráveis, conforme Tachizawa (2006).

Essa aplicação da FDSE ocorreu em fevereiro de 2009 e levou sete dias para ser concluída. A Tabela 11 apresenta o resultado da Análise do Desempenho da empresa.

Essa última empresa estudada apresentou uma situação de risco média classificada como Marginal, segundo a metodologia proposta pela FDSE, o que indica solidez, mas não deve induzir relaxamento na gestão socioambiental, até porque, entre outros argumentos, ela está sujeita

às variações do mercado internacional.

Finalizando a análise da empresa, com base no resultado do Diagnóstico Completo (Dc), foi encontrado um Índice de Sustentabilidade “Potencialmente Sustentável” (entre 60 e 80 pontos) com 69,31 pontos.

CONCLUSÃO

Os propósitos da FDSE foram atingidos com a metodologia proposta. A ferramenta se mostrou útil para identificar as possíveis causas que prejudicam o desempenho das empresas ajudando, assim, os gestores na tomada de decisões.

A aplicação do roteiro de verificação transcorreu de forma rápida, apesar da extensão e da profundidade de investigação da ferramenta, tendo durado no máximo sete dias, o que evitou a mudança de rotina da empresa por muitos dias. O que colaborou para isso foi o fato de as perguntas terem sido respondidas, em sua grande

maioria (74,60%), por meio de entrevista direta.

Essas aplicações colaboraram para refinar a FDSE, pois a maioria das perguntas foi refinada durante as aplicações, tendo-se concluído o processo com uma ferramenta mais robusta e mais clara que a inicialmente concebida.

A FDSE se apresentou, durante as aplicações nas empresas: (i) de fácil utilização; (ii) abrangente o suficiente para abordar os aspectos ambiental, social e econômico; (iii) universal, na medida em que não se restringe a um determinado setor ou ramo de atividade empresarial; (iv) clara ao demonstrar seus resultados numéricos em gráficos de fácil visualização; (v) socioambientalmente responsável, pois incentiva o desenvolvimento sustentável e a adoção, pela empresa, de ações socioambientais responsáveis; (vi) autoavaliativa, possibilitando a comparação entre diagnósticos realizados com periodicidade.

O potencial de contribuição da FDSE para o planejamento estratégico e desenvolvimento de uma empresa foi demonstrado pela evolução no desempenho da Marmoraria entre as duas aplicações realizadas.

REFERÊNCIAS

ACCOUNTABILITY. **Assurance Standard**, 2003. Disponível em: <<http://www.accountability21.net/uploaded/Files/publications/Assurance%20Standard%20-%20Full%20Report.pdf>>. Acessado em: 19 jun. 2008.

ANDRADE, R. O. B.; TACHIZAWA, T.; CARVALHO, A. B. **Gestão Ambiental: enfoque estratégico aplicado ao Desenvolvimento Sustentável**. 2.ed. São Paulo: Pearson Education do Brasil, 2002.

ASSUMPTÃO, L. F. J. **Sistema de Gestão Ambiental: manual prático para implementação de SGA e certificação ISO 14.001**. Curitiba: Juruá, 2004.

BACKER, P. **Gestão Ambiental: a administração verde**. Rio de Janeiro: Qualitymark, 1995.

BARBIERI, J. C. **Gestão ambiental empresarial: conceitos, modelos e instrumentos**. 2. ed. São Paulo: Saraiva, 2007.

BELLEN, H. M. van. **Indicadores de Sustentabilidade: uma análise comparativa**. Rio de Janeiro: Editora FGV, 2005.

BÊRNI, D. de A. (org.). **Técnicas de pesquisa em economia: transformando curiosidade em conhecimento**. São Paulo: Saraiva, 2002.

[BNDES] BANCO NACIONAL DO DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL. **Carta Circular nº. 64 de 14 de outubro de 2002**. Disponível em: <<http://www.bndes.gov.br/produtos/download/02cc64.pdf>>. Acesso em: 10 jul. 2008.

[BOVESPA] BOLSA DE VALORES DE SÃO PAULO. **Índice de sustentabilidade empresarial 2005**. Disponível em: <www.bovespa.com.br>. Acesso em: 22 out. 2007.

BRASIL. Lei Federal Complementar nº. 123 de 14 de dezembro de 2006. Institui o Estatuto Nacional da Microempresa e da Empresa de Pequeno Porte e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 2006.

CAMPOS, L. M. de S.; MELO, D. A. de; MEURER, S. A. **A Importância dos indicadores de desempenho ambiental nos Sistemas de Gestão Ambiental (SGA)**. In: IX Encontro Nacional de Gestão Empresarial e Meio Ambiente – ENGEMA. Curitiba, 2007a.

CAMPOS, E. de M.; SILVA, L. C. dos A.; GÓMEZ, C. R. P. **Influência da Sustentabilidade na Competitividade Empresarial: um modelo da relação através da utilização de indicadores**. In: IX Encontro Nacional de Gestão Empresarial e Meio Ambiente – ENGEMA. Curitiba, 2007b.

[CONAMA] CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE **Resolução nº 1 de 23 de janeiro 1986**. Dispõe sobre procedimentos relativos a Estudo de Impacto Ambiental. Brasília, 1986.

[ETHOS] INSTITUTO ETHOS DE RESPONSABILIDADE SOCIAL EMPRESARIAL): **Indicadores Ethos de Responsabilidade Social e Empresarial 2008**. Disponível em: <<http://www.ethos.org.br>> Acesso em: 13 abr. 2008.

FERREIRA, A. B. de H.; FERREIRA, M. B (Coord. e Edi.); ANJOS, M. dos esforços deve convergir. (Coor. e Edi.). **Novo dicionário Aurélio da língua portuguesa**. 3. ed. Revisada e atualizada. Curitiba: Positivo, 2004.

GASPARINI, L. V. L. Análise das inter-relações de indicadores econômicos, ambientais e sociais para o desenvolvimento sustentável. 2003. 221 f. Dissertação – Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

[GRI] GLOBAL REPORTING INITIATIVE. **Sustainability Reporting Guidelines (G3)**. Disponível em: <<http://www.globalreporting.org/ReportingFramework/G3Guidelines/>>. Acessado em: 4 de junho de 2008.

HENRI, J.-F.; JOURNEALT, M. **Environmental performance indicators: An empirical study of Canadian manufacturing firms**. Journal of Environmental Management, doi: 10.1016/j.jenvman.2007.01.09, 2007.

KOLLURU, R. V. **Health risk assessment: principles and**

practices. In: KOLLURU, R. V. *et al*, eds. **Ecological environmental risk assessment: principles and practices.** Ney York: Mc-Graw Hill, 1996.

LERIPIO, A.A. **GAIA – Um método de gerenciamento de aspectos e impactos ambientais.** Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis : UFSC, 2001, 157p.

MANTEIGA, L. Los indicadores ambientales como instrumento para el desarrollo de la política ambiental y su integración en otras políticas. In.: **Estadísticas y medio ambiente.** Instituto de Estadísticas de Andalucía. Junta de Andalucía, p. 71-87, Sevilla, 2000.

MCQUEEN, D., NOAK, H.. **Health promotion indicators: current status, issues and problems.** Health Promotion, n.3, p.117-125, 1988.

MERICO, L. F. K. Proposta metodológica de avaliação do desenvolvimento econômico na região do Vale do Itajaí (SC) através de indicadores ambientais. In.: Revista Dynamis, vol. 5, n. 19, Blumenau, 1997.

MIRANDA, E. E. de, OLIVEIRA, A. F., FURTADO, A. L. S., CARVALHO, G. R., NOGUEIRA, P. e ROQUE, G.. **Índice de Sustentabilidade para Produtos Agropecuários em Base Territorial.** Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2007. Disponível em:<<http://www.machadinho.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 20 jun. 2008.

MOREIRA, M. S. **Estratégia e implementação de sistema de gestão ambiental modelo ISO 14.000.** Belo Horizonte: Editora de Desenvolvimento Gerencial, 2001.

MOURA, L. A. A. **Qualidade e gestão ambiental.** São Paulo: Juarez de Oliveira, 2004.

NASCIMENTO, L. F.; LEMOS, A. D. C.; MELLO, M. C. A. **Gestão socioambiental estratégica.** Porto Alegre: Bookman, 2008.

NOGUEIRA, J. L. S. M. **Manual de Diagnóstico Empresarial.** Rio de Janeiro: CNI/DAMPI, 1987.

[OECD] ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT. **Publicações, Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômicos.** Paris, 1993.

PARENTE, A. **Indicadores de Sustentabilidade Ambiental: Um estudo do Ecological FootPrint Method** do Município de Joinville – SC. (Mestrado em Administração) Mestrado Acadêmico em Administração da Universidade Vale do Itajaí, UNIVALE, Biguaçu, 2007. 197 p.

PRESCOTT-ALLEN, R. **The Wellbeing of Nations: a country-by-country index of quality of life and the environment.** Washington: Island Press, 2001.

QUIROGA M., R. **Estatísticas del medio ambiente em América Latina y el Caribe: avances y perspectivas.** CEPAL – SERIES *Manuales*, Chile, 2005.

RAO, P.; O’CASTILLO, O. Ia.; JUNIOR, P. S. I.; SAJID, A. **Environmental indicators for small and medium enterprises in the Philippines: An empirical research.** Journal of Cleaner Production, doi: 14 (2006) 505e515/j.jclepro, 2005.

RICHARDSON, R. J.. **Pesquisa social: métodos e técnicas.** 3ª. ed. São Paulo: Atlas, 1999.

RUFINO, R. C. **Avaliação da qualidade ambiental do Município de Tubarão (SC) através do uso de**

indicadores ambientais. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002. 123 p.

[SAI] SOCIAL ACCOUNTABILITY INTERNATIONAL. **SA 8000**, 2008. Disponível em: <<http://www.sa-intl.org>>. Acesso em: 25 jun. 2008.

TACHIZAWA, T. **Gestão ambiental e responsabilidade social corporativa: estratégias de negócios focadas na realidade brasileira.** 4. ed. Revista e ampliada, São Paulo: Atlas, 2006.

[UNECE] UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE. **Environmental monitoring and assessment for the Belgrade Conference.** 2006. Disponível em: <<http://www.unece.org/env/documents/2006/ece/cep/ac.10/ece.cep.ac.10.2006.15.e.pdf>>. Acesso em : 05 nov. 2007.

USEPA. U. S. Environmental Protection Agency. **Guidelines for ecological risk assessment.** Washington: U.S. Environmental Protection Agency, 1998.

VALLE, C.E. **Qualidade ambiental: ISO 14.000.** 5. ed. São Paulo: Ed. SENAC São Paulo, 2004.

WACKERNAGEL, M. e REES, W. **Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth.** New Society Publishers, 1996. Disponível em: <http://home.ca.inter.net/~greenweb/Ecological_Footprint.html>. Acesso em: 19 abr 2008.

Recebido em: abr/2012
Aprovado em: set/2012



ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental

Av. Beira-Mar, 216, 13º andar
Castelo | Rio de Janeiro | RJ | Brasil | CEP 20021-060
Tel: (21) 2277-3900 Fax: (21) 2262-6838

www.abes-dn.org.br