



**ABES** ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE  
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

# RBCIAMB

Revista Brasileira de Ciências Ambientais

Dezembro de 2014 Nº 34

## *Expediente*

---

### ***Editora Geral***

Maria do Carmo Martins Sobral

### ***Editor Executivo***

Valdir Fernandes

### ***Editores Internacionais***

Günter Gunkel - Alemanha

Manuela Morais - Portugal

Oscar Parra - Chile

Jose Alfaro Joins - EUA

### ***Editores Nacionais***

Armando Borges de Castilhos Jr

Francisco Suetônio Bastos Mota

Mário Augusto Gonçalves Jardim

Tadeu Fabrício Malheiros

Maurício Dziedzic

Márcia Maria Rios Ribeiro

### ***Conselho Editorial***

Arlindo Philippi Jr, Adriana Rosseto, Asher Kiperstock, Carlos Alberto Cioce Sampaio, Cleverson Vitorio Andreolli, Eliza Maria Xavier Freire, Fabiano Toni, Jorge Tenório, Leandro Gonçalves Oliveira, Marco Antonio Almeida de Souza, Marco Aurélio da Silva Carvalho Filho, Maria de Lourdes Florencio, Miguel Mansur Aisse, Luiz Carlos Beduschi Filho, Wanderley da Silva Paganini

### ***Coordenação***

Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES

### ***Presidente Nacional da ABES***

Dante Ragazzi Pauli

### ***Responsável***

Allan Rodrigues



***Submissão de artigos***, dúvidas e sugestões: [rbciamb@abes-dn.org.br](mailto:rbciamb@abes-dn.org.br)

***Instruções para autores*** [clique aqui](#)

Esta é uma publicação em parceria com o Instituto de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável - ICTR [www.ictr.org.br](http://www.ictr.org.br)

## Editorial

A Associação Brasileira de Engenharia Ambiental (ABES) vem ampliando nos últimos anos suas atividades apresentando um perfil amplo e multidisciplinar incorporando não apenas a visão da Engenharia Sanitária, mas expandindo a área de conhecimento, passando a abranger a Engenharia Ambiental. Essa nova inserção se reflete no aumento de artigos relacionados à temática ambiental que vem sendo submetidos e publicados nos Congressos nacionais e regionais, bem como na Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental (ESA).

No cenário atual, de grandes pressões antrópicas sobre os ecossistemas brasileiros, é importante conduzir estudos que incentivem e trabalhem com a ideia de uso sustentável dos recursos naturais, bem como pesquisas que abrangem diferentes áreas do conhecimento voltadas a um mesmo objetivo de desenvolvimento sustentável do país.

Os avanços tecnológicos e sociais vivenciados no Brasil e no exterior dos últimos anos tem refletido em mudanças de paradigmas e direcionamentos da ciência voltados para incorporação de novos temas relevantes e atuais como a gestão de recursos naturais, mudanças climáticas, governança ambiental, prestação de serviços ecossistêmicos, gestão de conflitos, entre outros.

Diante desta demanda significativa de artigos na área de meio ambiente pela comunidade científica acadêmica, bem como pelos atores governamentais e empresariais, a ABES decidiu contribuir para a produção e divulgação do conhecimento científico relacionado às ciências ambientais, com a preocupação crescente, advindas da utilização racional dos recursos naturais e suas relações com o desenvolvimento tecnológico de forma sustentável.

Neste contexto, a ABES passa a partir desta edição a incorporar a Revista Brasileira de Ciências Ambientais - RBCiamb, editada em parceria com o Instituto de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável - ITCR, que vinha assumindo essa revista desde sua criação em 2005.

Durante esses dez anos de existência, a RBCiamb recebeu cerca de 800 artigos submetidos, dos quais 218 foram publicados em 32 edições. Além disso, o grande volume de submissões, de mais de 2090 (dois mil e noventa) artigos submetidos à revista Engenharia Sanitária e Ambiental, sendo mais de 300 na área de meio ambiente, desde que a Revista ESA foi incorporada ao Sistema de submissão online do Scielo, estimularam também esta iniciativa de incorporação desta nova revista com visão interdisciplinar da temática ambiental, que contou com a discussão e adesão de todo Conselho Editorial e Diretoria.

A revista RBCiamb seguirá com grandes temas voltados à Área Ambiental: Políticas e Gestão Ambiental; Recursos Naturais e Ambientais; Controle da Poluição; Gestão de Recursos Hídricos; Tecnologias Ambientais; Mudanças Climáticas e Poluição do Ar; Gestão de Resíduos Sólidos e Governança; Percepção e Educação Ambiental. A revista ESA seguirá com temas mais focados na Engenharia Sanitária, como: Água, Sistema de Abastecimento e Tratamento, Águas Residuárias, Coleta e Transporte, Tratamento de Esgoto Sanitário, Tratamento de Efluentes Industriais, Reúso de Águas, Lodo de Estação de Tratamento, Resíduos Sólidos Urbanos e Industriais.

Esta nova Revista da ABES é direcionada para profissionais de diversas áreas de conhecimento com atuação interdisciplinar e visões distintas que convergem para a temática ambiental. Esta medida se enquadra na estratégia de atendimento às demandas do público alvo da ABES que vem se expandindo da academia e profissionais relacionados à engenharia sanitária e ambiental, para incluir também os envolvidos nos programas de Pós-Graduação de Ciências Ambientais, além de profissionais dos Órgãos Públicos, Consultorias e Organizações não governamentais que atuam na temática ambiental.

Acreditamos que esta nova iniciativa propiciará a ampliação dos espaços de atuação e divulgação da ABES, contribuindo para o desenvolvimento sustentável do país, Contamos com a participação ativa de todos os senhores que fazem da ABES uma das maiores e mais consolidadas associações profissionais brasileiras.

*Dante Ragazzi Pauli*  
Presidente Nacional da ABES

*Maria do Carmo Martins Sobral*  
Editora Geral da Revista RBCiAmb

## ÍNDICE

### 01- AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE EVAPORADORES PARA USINAS DE AÇÚCAR

Environmental assessment of evaporators for sugar mills  
Lino José Cardoso Santos – Jorge Alberto Soares Tenório

### 09- CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS DE SERVIÇO DE SAÚDE TRATADOS EM UMA PLANTA DE AUTOCLAVAGEM COM BASE NA PRESENÇA DE SUBSTÂNCIAS NÃO-VOLÁTEIS NO LIXIVIADO

Classification of clinical waste treated in an autoclaving plant based on the presence of non-volatile substances in leachate  
Renata Nautran Dalles – Rodrigo Latanze – Cristina Filomena Pereira Rosa Paschoalato – Reinaldo Pisani Júnior

### 22- APROVEITAMENTO DE RESÍDUOS VEGETAIS PARA A PRODUÇÃO DE BRIQUETES

Utilization of crop residues for the production of briquettes  
Gabriela Tami Nakashima – Mariana Provedel Martins Diego Aleixo da Silva – Walbert Chrisostomo – Fábio Minoru Yamaji

### 30- AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE SEQUESTRO FLORESTAL DE CARBONO DE MATAS RIPÁRIAS EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE COM O USO DE SISTEMA DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS (SIG)

Assessing the potential of forest carbon sequestration in riparian forests in permanent preservation areas using geographic information system (GIS)  
Roseli Mendonça Dias – Nemésio Neves Batista Salvador Magno Botelho Castelo Branco – Renato Miazaki de Toledo

### 46- BIOENGENHARIA DE SOLOS: APLICABILIDADE NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS MINERADAS E NA OFERTA DE SERVIÇOS AMBIENTAIS

Soil bioengineering: its applicability in mining areas recovery and in the provision of environmental services  
Maria Lucia Solera – Amarilis Lucia C. F. Gallardo Caroline Almeida Souza – Mariana H. Carneseca Longo Tania de Oliveira Braga

### 60- RESÍDUOS PÓS-CONSUMO DE MEDICAMENTOS: ARCABOUÇOS INSTITUCIONAIS E SISTEMAS DE GESTÃO EM EXPERIÊNCIAS INTERNACIONAIS SELECIONADAS

Post-consumer waste medicines: institutional frameworks and management systems in selected international experiences  
Rosana Icassatti Corazza – Eliane Navarro Rosandiski Célio Hiratuka – Paulo Sérgio Fracalanza

### 79- ÁREAS DE RISCO MAIS VULNERÁVEIS AOS DESASTRES DECORRENTES DAS CHUVAS EM RECIFE-PE

Areas of vulnerable to disaster risk arising out of the rain in Recife-PE  
Werônica Meira de Souza – Pedro Vieira de Azevedo Maria do Carmo Sobral

### 95- CONSUMO EFICIENTE, CONSERVAÇÃO E CARACTERÍSTICAS SOCIODEMOGRÁFICAS QUE INFLUENCIAM NO CONSUMO DE ÁGUA

Efficient consumption, conservation and socio-demographic characteristics that influence on water consumption  
Alexandre André Feil – Carlos Tucci

### 112- AVES MARINHAS COMO INDICADOR AUXILIAR DE IMPACTO NA CONSTRUÇÃO E USO DA ESTAÇÃO CIENTÍFICA DA ILHA DA TRINDADE

Marine birds as an auxiliary impact indicator on construction and use of the scientific station of Trindade island  
Dagoberto Port – Fabiane Fisch – André Luiz F. Donadello –Cristina Engel de Alvarez – Joaquim Olinto Branco

### 124- RED EUGLENOID BLOOMS: A BIOMARKER OF ENVIRONMENTAL IMPACT IN FLOODED RICE FIELDS

Noeli J.S. de Vasconcellos – Nilceu J. Forgiarini Alexandre Swarowsky – João Kaminski – Maria Angélica Oliveira Manoeli Lupatini – Rodrigo F. da Silva

## AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE EVAPORADORES PARA USINAS DE AÇÚCAR

### ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF EVAPORATORS FOR SUGAR MILLS

#### *Lino José Cardoso Santos*

Engenheiro Químico, Doutor em Engenharia Metalúrgica e de Materiais, Consultor. São Paulo – SP, Brasil.

linojose@uol.com.br

#### *Jorge Alberto Soares Tenório*

Engenheiro Metalurgista, Doutor em Engenharia Metalúrgica e de Materiais – Professor Titular do Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

### RESUMO

As usinas de açúcar no Brasil utilizam intensamente tubos para evaporadores construídos em aço carbono, um material de baixo custo, mas com pequena resistência a corrosão, o que acarreta a sua substituição em poucos anos. O material mais adequado para a substituição do aço carbono é o aço inoxidável, de excelentes características mecânicas e inércia química, sendo, entretanto, considerado um material caro. Este trabalho avaliou o desempenho ambiental de tubos para evaporadores de usinas de açúcar construídos em aço carbono e, comparativamente, com os aços inoxidáveis AISI 304, 444 e 439. Para este estudo foi utilizada a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) até a etapa de avaliação de impacto ambiental. O período de avaliação destes sistemas foi de trinta anos. Os resultados deste estudo mostraram que os tubos fabricados em aço carbono apresentaram maior impacto ambiental que os tubos em aços inoxidáveis

**Palavras chave:** Avaliação do ciclo de vida, evaporadores usinas açúcar, aços inoxidáveis, aço carbono, sustentabilidade.

### ABSTRACT

The sugar plants in Brazil have been used intensely evaporators pipes constructed with carbon steel, a material of low price but with small corrosion resistance, what it causes its substitution in few years. The material more indicated for the substitution of carbon steel is the stainless steel, because it has an excellent mechanical and chemical characteristics, however, it is considered an expensive material. This work evaluates the environmental performance of evaporators pipes constructed with carbon steel and with AISI 304, 444 and 439 stainless steels. The evaluation time was thirty years. From the LCA results, there were concluded that the steel carbon pipes presented more environmental impact performance than 304, 444, and 439 stainless steel.

**Keywords:** Life cycle assessment, sugar mills evaporators, stainless steels, carbon steel, sustainability.

## INTRODUÇÃO

O setor de açúcar e álcool etílico no Brasil tem experimentado grande crescimento. Contribui para isto, tanto o álcool etílico, um biocombustível cada vez mais consumido em todo o mundo, quanto o açúcar, com exportações também crescentes, principalmente após a redução dos subsídios agrícolas ao açúcar de beterraba na União Europeia (RORIZ, 2006).

A área industrial produtora de açúcar, um alimento, ainda convive com uma prática industrial ultrapassada que vem a ser o uso maciço de aço carbono, um material de baixo custo, mas com pequena resistência a corrosão. O material mais adequado para a substituição do aço carbono é o aço inoxidável, com excelentes características mecânicas e inércia química (CARBÓ, 2001). Os aços inoxidáveis são, entretanto, materiais de custo mais elevado.

Em uma usina de açúcar, o sistema de evaporação ou evaporadores é um dos equipamentos de maior importância para o seu adequado desempenho energético e de produtividade. Nos evaporadores, cabe salientar a importância dos tubos de troca térmica, onde o caldo de cana a ser concentrado é aquecido por vapor. Esses tubos, quando em aço carbono, começam a ser trocados a partir da segunda safra. Enquanto isso, os tubos construídos em aço inoxidável podem durar décadas.

O presente trabalho avaliou o desempenho ambiental de tubos para evaporadores de usinas de açúcar fabricados em aço carbono e, comparativamente, com os aços inoxidáveis AISI 304, 444 e 439 (a designação AISI não mais será repetida neste texto). Para esta comparação foi utilizada a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) até a avaliação de impacto ambiental (SANTOS, 2007).

## AVALIAÇÃO AMBIENTAL

Na elaboração deste estudo foram utilizados procedimentos estabelecidos pelas normas ABNT NBR ISO 14040, ABNT NBR ISO 14041, ABNT NBR ISO 14042 e ABNT NBR ISO 14043 (ABNT 2004, 2005), a seguir detalhados.

### *Definição de objetivo e escopo*

O objetivo deste trabalho foi a avaliação ambiental de um evaporador para usinas de açúcar com cinco efeitos, cujos tubos foram fabricados em aço carbono com 2,65 mm de espessura e, comparativamente, com os aços inoxidáveis 304, 444 e 439. Para os aços 304 e 444 foram usados tubos com 1,20 e 1,50 mm de espessura, respectivamente. Para o aço 439, foram usados tubos com 1,50 mm de espessura. Estes tubos possuíam diâmetro externo igual a 38,10 mm. Como os evaporadores são equipamentos de grande durabilidade, foi adotado um período de avaliação de trinta anos.

Justificaram a realização deste estudo a pequena durabilidade dos tubos em aço carbono, a inexistência de estudos comparativos de avaliação ambiental de equipamentos para usinas de açúcar construídos com diferentes tipos de aços, e o fato de a avaliação ambiental ainda não fazer parte do processo de decisão dos empresários do setor de açúcar quanto a investimentos ou reformas.

O público alvo deste trabalho são os empresários, profissionais, pesquisadores e acadêmicos do setor açucareiro e do setor de inox.

A função do sistema de produto desta ACV é evaporar parte da água presente no caldo de cana clarificado. A massa de água a ser evaporada pelo evaporador em estudo, igual a  $20 \cdot 10^6$  t (ou 20 Mt), foi escolhida como unidade funcional.

Para o cálculo da superfície de troca térmica de um evaporador capaz de atender à unidade funcional estabelecida, foram adotadas as seguintes considerações:

Taxa de evaporação de um evaporador com cinco efeitos igual a  $30 \text{ kg/h/m}^2$  (DUNOD, 1977);

Período anual efetivo da safra de açúcar igual a 210 dias;

Período de tempo do estudo igual a trinta anos.

Com estes dados foi calculada a superfície de troca térmica:

$$\text{SUPERFÍCIE TROCA TÉRMICA (m}^2\text{)} = 20 \cdot 10^6 \text{ t} / 210(\text{dias/ano}) \times 24 \text{ (h/dia)} \times 30 \text{ (anos)} \times 0,03 \text{ (t/h/m}^2\text{)} = 4.400 \text{ m}^2$$

Como superfície de troca térmica entende-se a superfície interna dos tubos (DUNOD, 1977). Com este valor de superfície de troca térmica foi adotado um evaporador com cinco efeitos, sendo o primeiro ou pré-evaporador com  $2.000 \text{ m}^2$  e os demais quatro efeitos com  $600 \text{ m}^2$  de superfície de troca térmica.

Para o cálculo das quantidades de tubos deste evaporador, no primeiro efeito foram usados tubos com 4.000 mm de comprimento total e nos demais efeitos, tubos com 3.000 mm. Foram considerados espelhos com 31,75 mm de espessura e altura de mandrilamento igual a 10 mm. Desta forma, o comprimento útil para troca térmica dos tubos passou a ser 3.916,5 e 2.916,5 mm, respectivamente.

Como vida útil “média” para os tubos fabricados em aço carbono e nos aços inoxidáveis foram adotados os períodos de seis e trinta anos, respectivamente. Estes valores foram obtidos após inúmeras visitas a usinas de açúcar no período de 2004 a 2006, bem como contatos com professores e pesquisadores do setor de açúcar. Para os tubos em aço inoxidáveis, predominou a experiência da Usina Pumaty S.A., em Pernambuco, que utiliza tubos em aço 304 com 1,60 mm de espessura, desde a safra de açúcar de 1974, sem evidência significativa de desgaste.

Para os aços inoxidáveis foram consideradas trocas de 1% dos tubos a cada seis anos devido, exclusivamente, às falhas na fixação dos tubos aos espelhos (falhas no mandrilamento).

A Tabela 1 apresenta os dados relativos aos diferentes tipos de tubos em análise, bem como os fluxos de referência dos sistemas de produto, calculados a partir dos dados e considerações citadas anteriormente (SANTOS, 2007).

Tabela 1 – Parâmetros básicos relacionados aos sistemas de produto

PARÂMETROS		SISTEMAS DE PRODUTO					
		Aço-C	304		444		439
Espessura da Parede (mm)		2,65	1,20	1,50	1,20	1,50	1,50
Superfície Interna para Troca Térmica (m <sup>2</sup> /m)		0,1030	0,1122	0,1103	0,1122	0,1103	0,1103
Massa por Metro Linear (kg/m)		2,32	1,11	1,37	1,09	1,35	1,32
Densidade (g/cm <sup>3</sup> )		7,8	8,1		7,8		7,7
1º Efeito	Nº Tubos	4.958	4.551	4.630	4.551	4.630	4.630
	Massa do Efeito (t)	46,0	20,2	25,4	19,8	24,8	24,5
2º - 5º Efeitos	Nº Tubos	7.989	7.334	7.461	7.334	7.461	7.461
	Massa dos 4 Efeitos (t)	55,6	24,4	30,7	24,0	30,2	29,6
Número total de Tubos		12.947	11.885	12.091	11.885	12.091	12.091
Massa Total do Sistema (t)		101,6	44,6	56,1	43,8	55,0	54,1
Fluxo de Referência (t)		508,0	46,8	58,9	46,0	57,8	56,8

FONTE: SANTOS (2007)

### Sistemas de Produtos dos Tubos em Aço Carbono e Aços Inoxidáveis

Este estudo de avaliação ambiental considerou seis sistemas de produtos, tendo em vista os tipos de aços em análise e as espessuras dos tubos mais frequentemente utilizadas no setor açucareiro. A Figura 1 apresenta um fluxograma representativo para estes sistemas de produtos (SANTOS, 2007).

Os subsistemas informados em caixas assinaladas por linhas cheias referem-se ao fluxo principal do sistema de produto, enquanto que os assinalados em linhas tracejadas representam os subsistemas auxiliares.

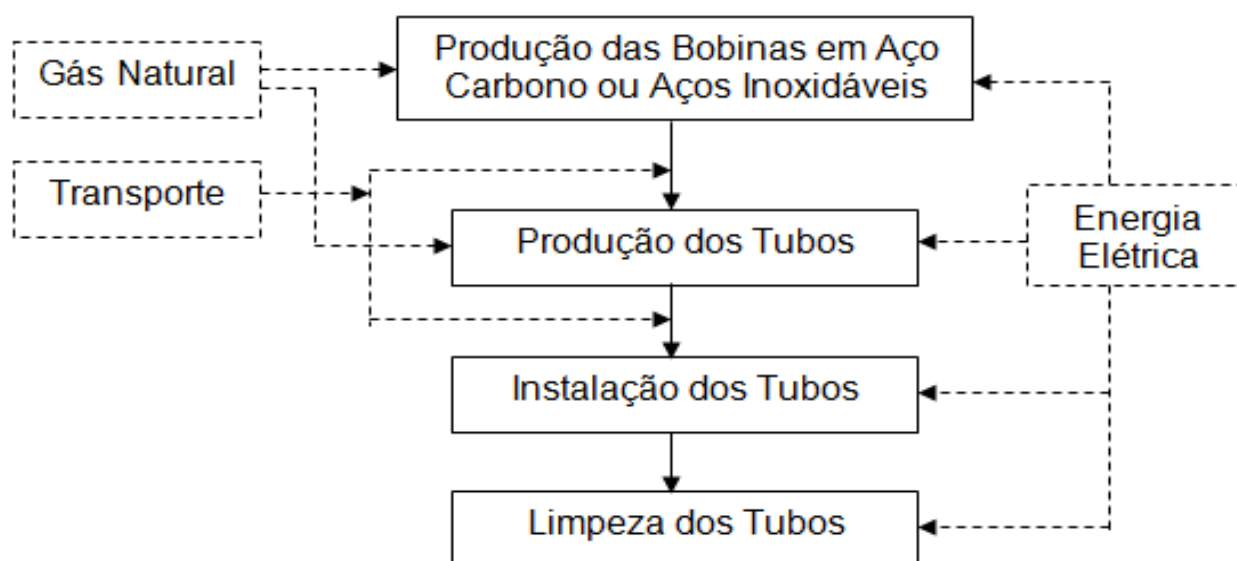


Figura 1 – Fluxograma do sistema de produto dos tubos em aço carbono ou dos tubos em aço inoxidável

FONTE: SANTOS (2007)



### *Fronteiras dos Sistemas de Produtos*

Os seis sistemas de produtos em avaliação apresentaram estruturas semelhantes, o que justificou uma abordagem em conjunto com relação às fronteiras adotadas. As fronteiras adotadas foram (SANTOS, 2007):

Nos subsistemas relativos à produção das bobinas de aços foram considerados os subsistemas relacionados à obtenção das matérias-primas e energia, produção de ferro gusa e demais etapas de processo que antecedem à produção das bobinas. As bobinas foram produzidas em uma usina siderúrgica integrada, localizada a 250 km da grande São Paulo;

No subsistema produção dos tubos foi excluído o subsistema laminação, já que as lâminas para a produção destes tubos foram recebidas nas suas espessuras definitivas e laminadas (para os aços inoxidáveis);

No subsistema energia elétrica foram consideradas apenas as quantidades consumidas. A construção de usinas, operação, transporte e a cogeração de energia elétrica não foram considerados;

No subsistema transporte foram excluídos os subsistemas relacionados à produção dos veículos e à construção das estradas de rodagem utilizadas. Os tubos foram transportados via estrada de rodagem até uma usina de açúcar distante 430 km de São Paulo.

Como fronteira temporal foi considerado o período 2004 a 2006, no qual os dados foram coletados.

### *Procedimentos de Alocação*

Nos subsistemas produção das bobinas de aço carbono e dos aços inoxidáveis, as fronteiras dos mesmos foram ampliadas de forma a incluir as funções adicionais aos coprodutos. Para os demais subsistemas foi considerado que eles não geraram coprodutos ou cargas ambientais a serem alocadas.

### *Inventário do ciclo de vida (ICV)*

O ICV tem como objetivo quantificar as entradas e saídas de um sistema de produto, considerando os diferentes aspectos ambientais representativos e quantificáveis, as categorias de impacto e as fronteiras, relacionando-os à unidade funcional (SANTOS, 2007).

### *Coleta dos Dados*

Como os sistemas de produto apresentavam uma estrutura semelhante, a coleta dos dados foi feita por subsistemas.

#### *Subsistema produção das bobinas de aço carbono*

Para este subsistema foi utilizado o ICV para lâminas de aço carbono fabricadas via rota de alto forno, por 1000 kg de produto (IISI, 2002).

#### *Subsistemas produção das bobinas dos aços inoxidáveis*

Para o aço 304 foi utilizado o ICV por 1000 kg de produto (ISSF, 2005).

Os dados de ICV das bobinas dos aços 444 e 439 foram calculados a partir dos valores apresentados para o aço 430 2B por 1000 kg de produto (ISSF, 2005), com os acertos de composição necessários e ajustes das entradas e saídas para alguns aspectos ambientais, tomando como base informações disponíveis na literatura especializada (KIRK-OTHMER, 1991).

#### *Subsistema produção dos tubos*

Na fabricação desses tubos foram usados dados representativos de uma indústria localizada na grande São Paulo (Informações coletadas em visita à firma PERSICO PIZZAMIGLIO S. A., em 2006).

Estes dados foram:

- Perda na produção de tubos em aço carbono: 18%;
- Perda na produção de tubos em aço inoxidável: 6%;
- Consumo energia elétrica: 329,0 MJ / 1000 tubos e,
- Consumo gás natural: 24,0 kg / 1000 tubos.

#### *Subsistema instalação dos tubos*

A fixação dos tubos nos espelhos superior e inferior da calandra foi realizada com o auxílio de um mandril movido a energia elétrica. O consumo energético foi (Dados obtidos na Usina de Açúcar Vale do Rosário, em 2005):

- Para 1000 tubos em aço carbono: 7.950 MJ; e,
- Para 1000 tubos em aço inoxidável: 6.912 MJ.

Esta diferença deveu-se à maior resistência mecânica dos tubos em aço carbono à deformação.

### *Subsistema limpeza dos tubos*

Foi usado como referência para a limpeza mecânica de um evaporador com cinco efeitos, os dados relativos a um evaporador com 18.480 tubos, onde são necessários, por limpeza:

- 120.000 L de água tratada;
- 558 MJ de energia elétrica.

Para os tubos em aço carbono e nos aços inoxidáveis foi admitida uma frequência de limpeza de dez e quinze dias, respectivamente. Esta diferença deveu-se ao maior polimento interno dos tubos em aço inoxidável, o que contribui para a menor retenção de incrustações (ROSÁRIO, 2005).

### *Subsistema gás natural*

O gás natural entra como fonte de energia e agente redutor. Na sua combustão completa são emitidos CH<sub>4</sub>, SO<sub>2</sub> e NO<sub>2</sub>. Neste trabalho foi considerado um gás natural com 2% V/V de N<sub>2</sub>, 70 mg/m<sup>3</sup> de S e um poder calorífico igual a 57,6 MJ/kg (WHITE MARTINS, 2007).

### *Subsistema transporte*

Neste subsistema foi considerada a transferência das bobinas de aço das usinas até a fábrica de tubos localizada na grande São Paulo e o transporte dos tubos até uma usina de açúcar distante 430 km dessa cidade, via transporte rodoviário. As bobinas de aço carbono foram fabricadas a 250 km de São Paulo, enquanto que as de aços inoxidáveis a 770 km. Para o transporte das bobinas foram usadas carretas para 24 t, que percorrem 2 km/L de óleo diesel. Os tubos foram transportados em caminhão tipo “truck”, que carregam 12 t e percorrem 3,2 km/L de óleo diesel.

A composição química típica do óleo diesel utilizado é:

C: 87% H: 12,6% O: 0,04% N: 0,006% e S: 0,22%

O poder calorífico inferior para a combustão completa desse óleo diesel é igual a 12.882 kcal/L (BRASIL, 2002).

### *Avaliação de impacto ambiental*

Concluída a fase de ICV, todos os dados referentes aos subsistemas foram agrupados por sistema de produto. Os resultados relativos a cada sistema de produto foram consolidados em uma nova planilha, onde foi possível comparar o desempenho ambiental de cada sistema de produto (SANTOS, 2007).

Nos estudos desenvolvidos pelo Internacional Iron and Steel Institute (IISI, 2002) relativos aos ICVs das lâminas de aço carbono foram computados quarenta e dois aspectos ambientais que atenderam às demandas de matéria-prima, emissões sólidas, líquidas e gasosas e os diferentes tipos de energia utilizados. Independentemente deste levantamento tão completo, na avaliação ambiental foram considerados apenas sete aspectos ambientais, justamente os mais representativos ambientalmente para o setor siderúrgico. Os aspectos ambientais selecionados foram:

- Dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>);
- Óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>);
- Materiais particulados;
- Óxidos de enxofre (SO<sub>x</sub>);
- Materiais suspensos;
- Resíduos totais; e,
- Energia total.

Como os subsistemas relativos à produção das bobinas de aços contribuem quali/quantitativamente com 90 %, aproximadamente, dos aspectos ambientais avaliados neste estudo, eles foram mantidos nesta avaliação (IISI, 2002 e ISSF, 2005). Os autores deste estudo acrescentaram mais dois, a saber:

- Somatório dos recursos naturais não renováveis consumidos (carvão metalúrgico, lignita, óleo, gás natural, calcita, dolomita e minérios de ferro, cromo, manganês e molibdênio);
- Água utilizada.

A Tabela 2 apresenta os aspectos ambientais consolidados para todos os sistemas de produtos estudados. Esta Tabela permite formular uma avaliação ambiental objetiva e de fácil compreensão. Os dados desta tabela mostram que o sistema de produto tubos em aço carbono, quando comparado com os valores “médios” relativos aos sistemas de produto tubos em aços inoxidáveis, emitiu mais que:

- 4,2 vezes a quantidade de CO<sub>2</sub>;
- 2,8 vezes a quantidade de NO<sub>x</sub>;
- 3,1 vezes a quantidade de materiais particulados;
- 13 vezes a quantidade de materiais suspensos;
- 4,5 vezes a quantidade de resíduos totais.

De forma semelhante, o sistema de produto tubos em aço carbono consome mais que:

- 11,4 vezes a quantidade de recursos naturais não renováveis;
- 1,7 vezes a quantidade total de água utilizada; e,
- 5,3 vezes a quantidade total de energia.

O sistema de produto tubos em aço carbono revelou-se menos impactante ao meio ambiente quando comparado com os sistemas de produto tubos em aço inoxidável 304, ao emitir a metade das quantidades de óxidos de enxofre, aproximadamente (foi cortada uma frase deste parágrafo que estava duplicada).

Os sistemas de produtos tubos em aço carbono e em aços inoxidáveis 444 e 349 emitiram quantidades semelhantes de óxidos de enxofre.

É importante ressaltar que as emissões de óxidos de enxofre dos tubos fabricados com aços inoxidáveis informadas neste estudo estão superestimadas com relação à realidade brasileira, já que a matriz energética dos países em que estes dados foram coletados, a saber: Estados Unidos, Canadá, Europa e Ásia (ISSF, 2005), tiveram uma predominância da termoeletricidade, gerada a partir de carvão mineral com alto teor de enxofre.

## CONCLUSÕES

O presente trabalho apresentou a comparação de desempenho ambiental dos tubos para evaporadores construídos em aço carbono e em aços inoxidáveis, por meio da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida.

Os resultados desta avaliação ambiental mostraram que o sistema de produto dos tubos em aço carbono ocasiona impactos ambientais maiores que os sistemas de produtos dos tubos em aços inoxidáveis AISI 304, 444 e 439, já que:

1) Emitiu mais que:

- 4,2 vezes a quantidade de dióxido de carbono;
- 2,8 vezes a quantidade de óxidos de nitrogênio;
- 3,1 vezes a quantidade de materiais particulados;
- 13 vezes a quantidade de materiais suspensos; e,
- 4,5 vezes a quantidade de resíduos totais.

2) Consumiu mais que:

- 11 vezes o total de recursos naturais não renováveis;
- 1,8 vezes a quantidade de água utilizada; e,
- 5 vezes a quantidade de energia primária total.

3) Os sistemas de produtos tubos em aço carbono e aços inoxidáveis AISI 444 e 439 emitiram quantidades semelhantes de óxidos de enxofre

4) O sistema de produto tubos em aço carbono é menos impactante ao meio ambiente apenas quando comparado com o sistema de produto tubos em aço inoxidável AISI 304 quanto à emissão de óxidos de enxofre, já que emitiu menos que a metade deste poluente. É importante salientar que as emissões de óxidos de enxofre dos tubos em aços inoxidáveis informadas neste estudo estão superestimadas, já que a matriz energética dos países em que os dados foram coletados tem uma predominância da termoeletricidade, gerada a partir de carvão mineral que contém enxofre (ISSF, 2005).

Os resultados deste estudo mostraram que a avaliação ambiental deve ser usada na seleção de materiais que contribuem para a sustentabilidade ambiental de projetos do setor industrial açucareiro.

## AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi realizado com a colaboração do Núcleo de Desenvolvimento Técnico do Aço Inoxidável – NÚCLEO INOX, atual Associação Brasileira do Aço Inoxidável – ABINOX.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040**: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida - princípios e estrutura. Rio de Janeiro, ABNT, 2001.
- \_\_\_\_\_. NBR ISO 14041: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: definição de objetivo e escopo e análise de inventário. Rio de Janeiro, ABNT, 2004.
- \_\_\_\_\_. NBR ISO 14042: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: avaliação do impacto do ciclo de vida. Rio de Janeiro, ABNT, 2004.
- \_\_\_\_\_. NBR ISO 14043: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: interpretação do ciclo de vida. Rio de Janeiro, ABNT, 2005.
- BRASIL. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. Condições padrões de medição –20°C, 101,325 kPa. Portaria ANP Nº 104, de 08.07.2002. **Diário Oficial da União - República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 09 jul. 2002.
- CARBÓ, H. M. In: **Aço inoxidável: aplicações e especificações**. São Paulo: Núcleo Inox, 2001. Disponível em: [http://www.nucleoinox.com.br/new/downloads/Acesita\\_Aplica\\_Especificica.pdf](http://www.nucleoinox.com.br/new/downloads/Acesita_Aplica_Especificica.pdf) Acesso em: 04 de fevereiro de 2007.
- DUNOD, E. **Manual da engenharia açucareira**. São Paulo: Mestre Jou, 1977.
- INTERNATIONAL IRON AND STEEL INSTITUTE - IISI. **World Steel Life Cycle Inventory – Worldwide LCI Database for Steel Industry Products, Report 1999-2000**. Brussels: IISI. 2002.
- INTERNATIONAL STAINLESS STEEL FORUM. – ISSF. **LCI and LCA data to stainless steel production**. Brussels: ISSF 2005. Disponível em: [www.extranet.worldstainless.org/worldstainless/portal/categories/lci\\_lca/](http://www.extranet.worldstainless.org/worldstainless/portal/categories/lci_lca/). Acesso em: 11 de julho de 2006.
- KIRK-OTHMER ENCYCLOPEDIA OF CHEMICAL TECHNOLOGY. New York: Wiley Interscience, 1991.
- RORIZ, J. As novas fronteiras da cana. **Revista Dinheiro Rural**, São Paulo, v. 3, n. 17, p 24-26, mar. 2006.
- SANTOS, L. J. C. **Avaliação do ciclo de vida e custeio do ciclo de vida de evaporadores para usinas de açúcar**. 2007. Tese (Doutorado em Engenharia). EP, USP, São Paulo: setembro, 2007. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3133/tde-08012008-151424/>
- WHITE MARTINS. Rio de Janeiro. **Gás natural**. Disponível em: <http://www.whitemartins.com.br/sites/produtosservicos/industriaiswn035725.jsp>. Acesso em: 17 de fevereiro de 2007.

## CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS DE SERVIÇO DE SAÚDE TRATADOS EM UMA PLANTA DE AUTOCLAVAGEM COM BASE NA PRESENÇA DE SUBSTÂNCIAS NÃO-VOLÁTEIS NO LIXIVIADO

CLASSIFICATION OF CLINICAL WASTE TREATED IN AN AUTOCLAVING PLANT BASED ON THE PRESENCE OF NON-VOLATILE SUBSTANCES IN LEACHATE

**Renata Nautran Dalles**

Bióloga pelo Centro Universitário da Fundação Educacional de Guaxupé e Mestre em Tecnologia Ambiental pela Universidade de Ribeirão Preto – UNAERP, Ribeirão Preto – SP – Brasil

**Rodrigo Latanze**

Engenheiro Químico e Mestre em Tecnologia Ambiental pela Universidade de Ribeirão Preto, e docente da Universidade de Ribeirão Preto – UNAERP, Ribeirão Preto – SP – Brasil - rlatanze@unaerp.br

**Cristina Filomena Pereira**

**Rosa Paschoalato**

Engenheira Química pela Universidade Mogi das Cruzes, Mestre e Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, e docente do Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade de Ribeirão Preto – UNAERP, Ribeirão Preto – SP – Brasil - cpaschoa@unaerp.br

**Reinaldo Pisani Júnior**

Engenheiro Químico, Mestre e Doutor em Engenharia Química pela Universidade Federal de São Carlos, e docente do Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade de Ribeirão Preto – UNAERP, Ribeirão Preto – SP – Brasil - pisanijr@terra.com.br ou rpjunior@unaerp.br

### RESUMO

Resíduos de Serviços de Saúde (RSS) tratados em uma planta de desinfecção por autoclavagem em escala real foram classificados como resíduos perigosos (Classe I) ou não-perigosos (Classe II), com base nas normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) NBR 10.004/2004, NBR 10.005/2004 e NBR 10.007/2004. Estabelecido o intervalo de confiança de 98%, estimou-se que 20 amostras seriam suficientes para representar os RSS processados na unidade. As concentrações de 11 substâncias não voláteis foram comparadas com os limites do anexo F da NBR 10.004/2004. As principais concentrações encontradas nos lixiviados dos RSS foram: cádmio (entre 0,01-0,19 mg.L-1), fluoreto (0,19-1,22 mg.L-1) e mercúrio (0,05-0,16 mg.L-1). Uma vez que a concentração de mercúrio excedeu o limite de 0,10 mg.L-1 em 5 amostras, os RSS tratados na unidade foram classificados como perigosos. Sendo assim, sua disposição final deveria ser efetuada em aterro licenciado para resíduos perigosos e não em aterro sanitário, como tem sido atualmente praticada.

Palavras-chave: Autoclavagem; Classificação de resíduos; Extrato lixiviado; Resíduos de serviços de saúde.

### ABSTRACT

Clinical wastes treated in a real scale autoclave disinfection plant were classified into hazardous (Class I) or non-hazardous (Class II), according to the regulations of Brazilian National Technical Association (ABNT) NBR 10.004/2004, NBR 10.005/2004 and NBR 10.007/2004. Once the confidence interval of 98% was established, it was estimated that 20 samplings would be enough to represent the clinical wastes processed in the unit taken as basis for the study. The concentration values of 11 non-volatile substances were compared to the limits established in Annex F of code NBR 10.004/2004. The main values found in the lixiviated of treated clinical wastes were: cadmium (between 0.01-0.19 mg.L-1), fluoride (0.19-1.22 mg.L-1), and mercury (0.05-0.16 mg.L-1). Since mercury concentrations exceeded the limit of 0.10 mg.L-1 in five samples, the treated clinical wastes in the unit were classified as hazardous. Therefore, their final discharge should be done in licensed landfill for hazardous wastes rather than in sanitary landfill, as it has been currently practiced.

Keywords: Autoclave; Healthcare wastes; Leachate; Waste classification.

## RESUMEN

Resíduos de Servicios de Salud tratados en una planta de desinfección por autoclavado en escala real fueron clasificados como residuos peligrosos (Clase I) o no-peligrosos (Clase II), con base en las normas de la Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) NBR 10.004/2004, NBR 10.005/2004 e NBR 10.007/2004. Establecido el intervalo de confianza de 98%, se estimo que 20 muestras seriam suficientes para representar los RSS procesados en la unidad. Las concentraciones de 11 sustancias no volátiles fueron comparadas a los límites del anexo F de la NBR 10.004/2004. Las principales concentraciones encontradas en los lixiviados de los RSS fueron: cadmio (entre 0,01-0,19 mg.L-1), fluoruro (0,19-1,22 mg.L-1) y mercurio (0,05-0,16 mg.L-1). Como la concentración de mercurio excedió el límite de 0,10 mg.L-1 en 5 muestras, los RSS tratados em la unidad fueron clasificados como peligrosos. Siendo así, su disposición final debería ser efectuada en vertedero licenciado para residuos peligrosos y no em relleno sanitario, como ha sido actualmente practicada.

Palabras-Clave: Autoclavado; Clasificación de residuos; Extracto; lixiviado; Residuos de servicios de salud.

## INTRODUÇÃO

Os Resíduos de Serviços de Saúde (RSS) são classificados em cinco grupos diferenciados pela periculosidade oferecida e na exigência de formas específicas de gerenciamento: Grupo A, formado por resíduos com possível presença de agentes biológicos e com risco de infecção; Grupo B, composto por resíduos químicos com características de corrosividade, reatividade, inflamabilidade, toxicidade, citogenicidade e explosividade; Grupo C, compreendido por rejeitos radioativos ou contaminados com radionuclídeos; Grupo D, constituído por resíduos comuns com características similares aos resíduos sólidos domiciliares; e Grupo E, que são os materiais perfurocortantes ou escarificantes (Resolução ANVISA RDC 306/2004 e Resolução CONAMA 358/2005).

O gerenciamento dos RSS é constituído por um conjunto de ações focadas nos aspectos intra e extra estabelecimento, desde a geração até a disposição final, o que inclui as etapas de segregação, acondicionamento, identificação, armazenamento, coleta, transporte, tratamento e disposição final. A segregação consiste na separação dos resíduos no momento e local de sua geração, de acordo com as características físicas, químicas, biológicas, estado físico e riscos envolvidos. Esta é a etapa fundamental de manejo, pois interfere no desempenho dos sistemas de tratamento e na escolha pela forma de disposição final, ambientalmente adequada.

A Resolução ANVISA 306/2004 estipula formas específicas de tratamento em função dos grupos e subgrupos dos resíduos. Por exemplo, os resíduos dos grupos A1 (genericamente, materiais com risco de contaminação com microrganismos e de manipulação genética), A2 (carcaças, partes corpóreas de animais e materiais suspeitos de contaminação com microrganismos de relevância epidemiológica) e E (matérias perfurocortantes ou escarificantes com risco de patogenicidade) devem ser tratados por técnicas que resultem no Nível III de inativação microbiana, que corresponde à inativação de bactérias vegetativas, fungos, vírus lipofílicos e hidrofílicos e parasitas com redução igual ou maior que  $6\text{Log}_{10}$  (99,9999%), e inativação de esporos do *Bacillus stearothermophilus* ou de esporos do *Bacillus subtilis* com redução igual ou maior que  $4\text{Log}_{10}$  (99,99%). Os resíduos dos grupos A3 (peças anatômicas e produto de fecundação sem sinais vitais, com massa inferior a 500 g, estatura menor que 25 cm, ou idade gestacional inferior a 20 semanas) devem ser destinados à incineração, cremação ou sepultamento. Os resíduos A4 (materiais diversos com risco baixo de contaminação por agentes biológicos) podem ser dispostos em aterro licenciado sem tratamento prévio. Os resíduos A5 (materiais com suspeita ou certeza de contaminação com príons) têm de ser incinerados.

Enquanto que os resíduos do grupo B, resíduos químicos que apresentem risco à saúde ou ao meio ambiente, se não forem submetidos a processo de reutilização, recuperação ou reciclagem, devem ser submetidos a tratamento ou disposição final específicos. Os resíduos químicos perigosos no estado sólido, se não tratados, devem ser dispostos em aterro de resíduos perigosos (Classe I). Já os resíduos químicos perigosos no estado líquido devem ser submetidos a tratamento específico, sendo vedada a disposição final em aterros.

No ano base de 2012, dentre os 5.565 municípios brasileiros, 4.282 (76,9%) atestaram possuir coleta regular total ou parcial dos RSS que necessitam de tratamento previamente a disposição final dos rejeitos. Do ponto de vista da população coberta por coleta desses resíduos, do total de 193.946.886 de brasileiros em 2012, 163.713.417 foram geradores do

montante de 244.974 t de RSS, que correspondeu à taxa de coleta per capita de 1,496 kg.hab<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. Uma vez que 30.233.469 habitantes não foram atendidos por coleta diferenciada de RSS, potencialmente, a massa total gerada em 2012 deve ter sido de 290.903 t de RSS. Porém, a capacidade instalada de tratamento no Brasil em 2012 foi de 234.654 t. Portanto, o déficit de capacidade instalada foi de 55.549 t ao ano. Sendo assim, é necessário expandir a destinação ambientalmente adequada de RSS desde a coleta até a disposição final dos rejeitos à parcela considerável do país (IBGE, 2013; ABRELPE, 2013).

As principais técnicas de tratamento de RSS são a desinfecção química, autoclavagem, incineração, pirólises convencionais ou à plasma, exposição à radiação ionizante e não-ionizante (micro-ondas e ultrassom) (CORONEL *et al.* 2002; DIAZ, SAVAGE e EGGRTH, 2005; PELLERIN, 1994). Contudo, a avaliação dos aspectos operacionais e do desempenho das técnicas mencionadas tem sido questionada.

Lee *et al.* (2004) avaliaram os custos do tratamento e disposição final dos RSS usando as técnicas de incineração e micro-ondas. Constatou-se que o custo do processo por incineração foi de US\$ 1,56/kg, quase dez vezes maior que o processo por micro-ondas: U\$ 0,16/kg. No entanto, Tonuci *et al.* (2008) e Pisani Jr *et al.* (2008) afirmam que a inativação de RSS com *E. coli* e *P. aeruginosa* nas formas vegetativas por micro-ondas pode não ser efetiva, dependendo das condições operacionais praticadas.

Oliveira *et al.* (2010) determinaram a fração de inativação dos esporos de *B. atrophaeus* artificialmente inoculados em RSS, em função do tempo de exposição a micro-ondas (20 a 40 min) e da potência por unidade de massa de resíduo (100 a 200 W/kg). Foi alcançado um máximo de 71% de inativação dos esporos no resíduo. Conclui-se que essa técnica de desinfecção era ineficaz, não atendendo ao Nível III de inativação microbiana (99,99% de remoção), quando operado nos moldes dos equipamentos em escala real.

O uso de irradiação de luz ultravioleta (UV) é reconhecido como um eficiente método na inativação de microrganismos e é utilizado principalmente na indústria alimentícia, na desinfecção de água e efluentes, embalagens e superfícies. Contudo, apesar de ser um método rápido e relativamente barato, na prática possui limitação de uso, devido à possibilidade de não exposição uniforme da radiação através do meio a ser esterilizado (WARRINER *et al.*, 2000; GARDNER & SHAMA, 1998; IANNOTTI & PISANI JR, 2013).

Os processos de tratamento de RSS empregados em escala no Brasil utilizam a autoclavagem (46,7 % da capacidade instalada), a incineração (31,6 %) e o aquecimento dielétrico, por exposição a micro-ondas (21,7 %) (ABRELPE, 2013). Nota-se, portanto, que 68,4 % da capacidade instalada utiliza técnicas de não-combustão que têm por objetivo principal a redução da carga de patógenos, praticamente sem envolver a transformação química dos materiais e substâncias presentes nos RSS.

Nesse sentido, é recorrente na literatura técnica trabalhos que identificam falhas na segregação de RSS em hospitais de assistência à saúde humana e animal, postos de saúde, laboratórios clínicos em que uma parcela considerável de resíduos do Grupo B é descartada em conjunto com resíduos dos grupos A e E (RIBEIRO & PISANI JR, 2012; SILVA & HOPPE, 2004; BERTO *et al.*, 2012, PILGER & SCHENATO, 2008). Sendo assim, é possível que os RSS dos grupos A e E tratados por técnicas de não-combustão contenham contaminantes químicos que, em tese, podem tornar o RSS, ainda que tratado para reduzir a carga de patógenos, inadequado para a disposição final em aterro para resíduos não perigosos, em função da presença de substâncias químicas que confirmam periculosidade ao rejeito.

Informações técnicas foram levantadas para caracterizar o processo de tratamento por autoclavagem em uma planta em escala real, tomada como estudo de caso. Verificou-se a periculosidade dos RSS dos grupos A e E, tratados através da obtenção e análise química do extrato lixiviado de amostras dos resíduos tratados para classificá-los como resíduos perigosos ou não perigosos, com base nas normas NBR 10.004/2004, NBR 10.005/2004 e NBR 10.007/2004.

## MATERIAL E MÉTODOS

A unidade de tratamento em estudo contém duas autoclaves que processam em média 10 t.d<sup>-1</sup> de RSS dos grupos A (exceto A3 e A5) e E. As autoclaves são constituídas em aço inoxidável, têm formato cilíndrico, com dimensões de 3.000 mm de diâmetro externo e 6.200 mm de altura, e volume útil da câmara de 5.150 L. O volume máximo de RSS tratado por ciclo é de 2.000 L, com duração de aproximadamente 60 min para as etapas de carregamento, trituração, desinfecção, resfriamento, drenagem e descarga. A desinfecção

ocorre devido à exposição dos RSS ao calor úmido e à pressão absoluta de 3,8 bar, que resulta em temperaturas dos resíduos na faixa de 138 °C a 142 °C, por aproximadamente 15 min. Na planta são processadas em média 15.000 bateladas por ano, que representam cerca de 3.000 t.ano<sup>-1</sup> de RSS. As etapas do processo de tratamento do RSS, desde sua recepção na unidade de tratamento até a disposição final do resíduo tratado, estão ilustradas na Figura 1.

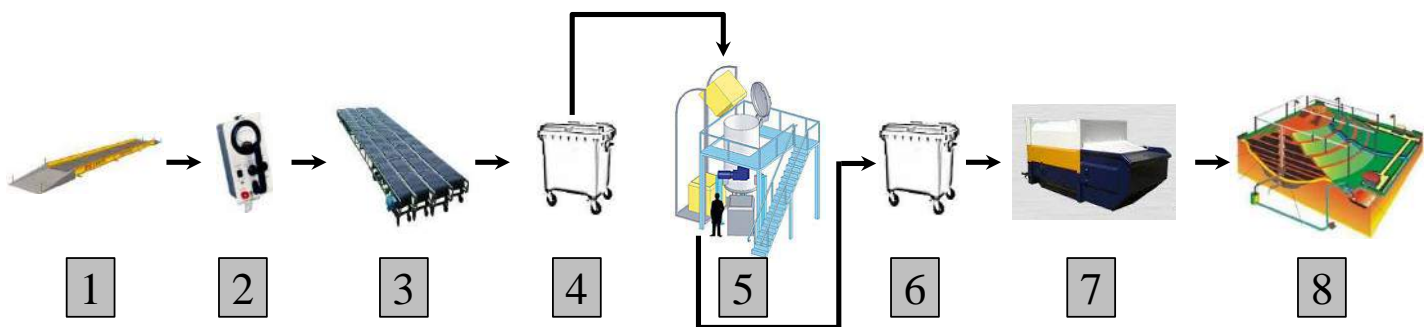


Figura 1 - Fluxograma do processo de autoclavagem de RSS dos Grupos A e da unidade avaliada: 1 – pesagem; 2 – medição de radiação por contador Geiger; 3 e 4 – transporte e armazenamento temporário dos resíduos recebidos; 5 – exposição ao calor úmido com trituração prévia nas autoclaves (3,8 bar, 138 °C a 142 °C durante aproximadamente 15 min); 6 e 7 – transporte e armazenamento temporário dos resíduos tratados; 8 – disposição final dos resíduos tratados em aterro para resíduos não perigosos (classe II).

### Amostragem do RSS Autoclavado

As amostras simples de RSS tratados foram retiradas dos recipientes de transporte, aleatoriamente escolhidos, (item 6 da Figura 1) da seguinte forma: uma amostra da parte superior, uma da parte central e uma da parte inferior, utilizando para isto um amostrador do tipo *trier*. O amostrador foi feito com um tubo de aço inox e possui uma parte chanfrada em quase todo seu comprimento. A ponta e as bordas do chanfro foram afiadas para permitir que o material fosse cortado ao girar o *trier* no interior da massa de resíduo. Logo, foi necessário verificar se as bordas do amostrador estavam convenientemente afiadas e descontaminadas. No amostrador, foi introduzida uma massa de RSS tratado, em um ângulo entre 0° e 45°. O amostrador foi rotacionado duas vezes para cortar o material. Posteriormente, retirou-se vagarosamente o amostrador do material, assegurando que sua abertura estivesse para cima, transferindo assim a massa para um recipiente, com o auxílio de uma espátula. Assim, as

amostras simples obtidas foram homogeneizadas em um recipiente para formar amostras compostas (NBR 10007/2004).

As amostras compostas foram quarteadas com o intuito de obter-se amostras representativas, com aproximadamente 500 g. O processo de quarteamento consistiu na divisão das amostras em quatro partes iguais, sendo tomadas duas partes opostas entre si para compor uma nova amostra e descartadas as partes restantes. As partes não descartadas foram mescladas e revolvidas (Figura 2). Esse procedimento foi repetido até que fossem obtidas amostras com massas desejadas e que permitissem inicialmente determinar o potencial hidrogeniônico do sólido e escolher a solução de extração (nº 1 ou nº 2 da NBR 10005/2004), e posteriormente obter o extrato lixiviado dos RSS tratados na unidade.



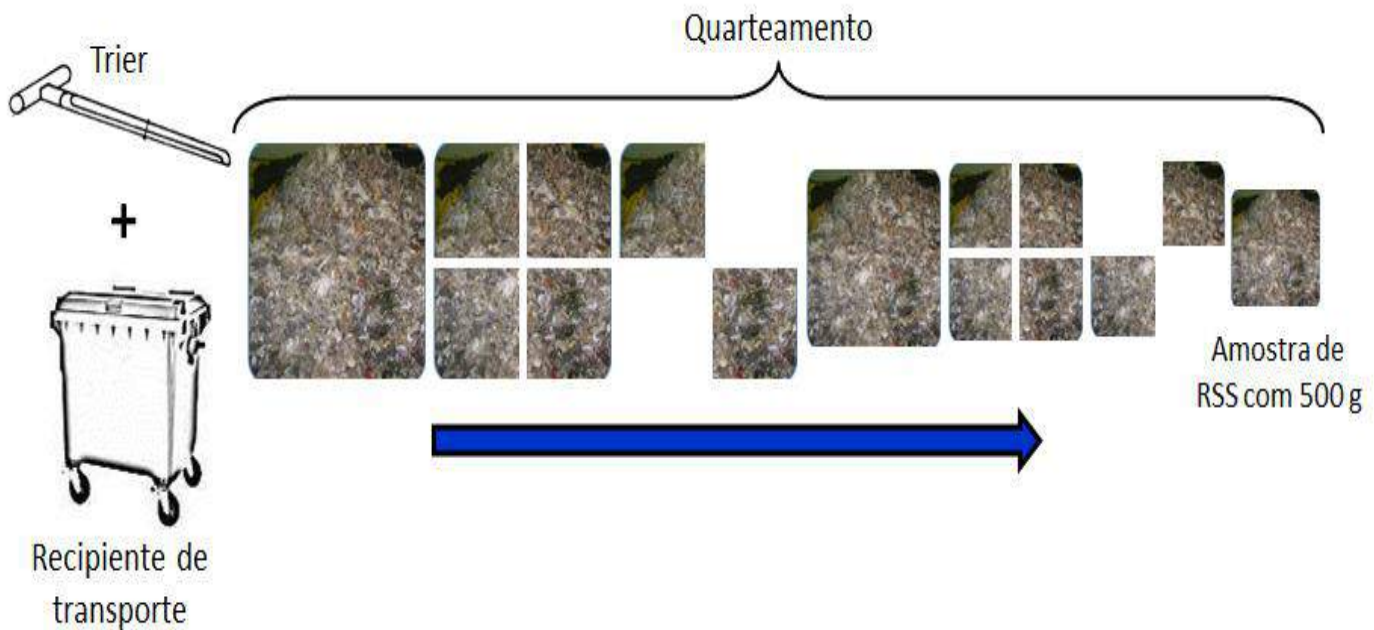


Figura 2 - Esquema representativo do procedimento de amostragem dos RSS tratados na planta de autoclavagem.

FONTE: OS AUTORES, 2015.

### Obtenção do Extrato Lixiviado do RSS Tratado

Inicialmente, foi necessário obter os teores de sólidos das amostras de RSS, uma vez que a NBR 10005/2004 estabelece diferentes procedimentos para resíduos com teores de sólidos de 100 %, com até 0,5 % e menos de 100 % e mais 0,5 %. Além disso, reduziu-se o tamanho das partículas, de forma a 100 % delas serem passantes na malha de abertura igual a 9,5 mm. Nessas condições, as amostras estavam aptas para serem submetidas à etapa de lixiviação.

Posteriormente, foi necessário definir a solução a ser utilizada na extração do lixiviado (solução nº 1 ou nº 2 da NBR 10005/2004), que é função do potencial hidrogeniônico do resíduo. Na determinação do pH do sólido, 5 g de resíduo, com tamanho inferior a 9 mm, foram adicionados a 96,5 ml de água deionizada e a mistura foi submetida à agitação vigorosa por 5 min. Como os valores de pH das suspensões foram sempre

inferiores a 5, a solução de extração foi a de nº 1, que era preparada adicionando-se 11,4 ml de ácido acético glacial a 128,6 ml de solução de NaOH 1,0 N e completando-se o volume de 2 L com água deionizada.

A solução de extração nº 1 foi colocada em contato dinâmico com 100 g de amostra representativa do RSS tratado na planta. A suspensão resultante foi transferida para o frasco de lixiviação, feito de material inerte (vidro de borossilicato) e estanque, e submetida à agitação por 18h a 30 rpm para evitar a estratificação da suspensão. A quantidade de solução de extração foi 20 vezes maior que a massa da amostra, ou seja, 2.000 g. Passado o período de agitação, a suspensão foi filtrada sob vácuo em membrana de fibra de vidro isenta de resina e com abertura entre 0,6  $\mu\text{m}$  e 0,8  $\mu\text{m}$ . O filtrado obtido foi denominado de extrato lixiviado ou lixiviado.

### Caracterização do Lixiviado

Os parâmetros utilizados para caracterizar quimicamente o lixiviado foram as concentrações de: Arsênio, Cádmiio, Chumbo, Cromo total, Mercúrio, Prata, o-Cresol, m-Cresol, p-Cresol e Cresol Total e íons. Na Tabela 1 são mostrados os métodos analíticos e os equipamentos utilizados.

Tabela 1 - Métodos analíticos e equipamentos utilizados

Concentração	Método	Equipamento
<b>Fluoreto</b>	Espectrofotométrico	Espectrofotômetro DR 2000, HACH
<b>Cádmiio</b>	EAA- Chama	Espectrofotômetro de Absorção Atômica Analyst-700 Perkin Elmer
<b>Prata</b>	EAA- Chama	Espectrofotômetro de Absorção Atômica Analyst-700 Perkin Elmer
<b>Cromo</b>	EAA- Chama	Espectrofotômetro de Absorção Atômica Analyst-700 Perkin Elmer
<b>Chumbo</b>	EAA- Chama	Espectrofotômetro de Absorção Atômica Analyst-700 Perkin Elmer
<b>Arsênio</b>	EAA-Ghidreto	Espectrofotômetro de Absorção Atômica Analyst-700 Perkin Elmer
<b>Mercúrio</b>	EAA-Ghidreto	Espectrofotômetro de Absorção Atômica Analyst-700 Perkin Elmer
<b>Cresol Total</b>	Cromatografia em fase gasosa	CG Agilent com DIC, coluna SGE-BPX 70, 25 m x 0,22 mm ID x 0,25µm filme
<b>o-Cresol</b>	Cromatografia em fase gasosa	CG Agilent com DIC, coluna SGE-BPX 70, 25 m x 0,22 mm ID x 0,25µm filme
<b>m-Cresol</b>	Cromatografia em fase gasosa	CG Agilent com DIC, coluna SGE-BPX 70, 25 m x 0,22 mm ID x 0,25µm filme
<b>p-Cresol</b>	Cromatografia em fase gasosa	CG Agilent com DIC, coluna SGE-BPX 70, 25 m x 0,22 mm ID x 0,25µm filme
<b>Sólidos totais</b>	Gravimétrico	Balança analítica Sartorius BL 210 S e filtro a vácuo

Na análise do fluoreto, foi retirado o volume de 25 ml do extrato lixiviado e acrescentado 5 ml de reagente *Spands* para fluoreto, e assim, foi determinada sua concentração por colorimetria em espectrofotômetro modelo DR 2000 (*Direct Reading Spectrophotometer*) da marca *Perkin Helmer*.

Já as concentrações de Cádmiio, Prata, Cromo, Chumbo, Arsênio e Mercúrio foram obtidas a partir de amostras digeridas e filtradas dos extratos lixiviados por Espectrofotometria de Absorção Atômica no equipamento *Analyst 700* da marca *Perkin Elmer*. A digestão foi realizada em duas etapas: adição de volumes iguais de solução de ácido nítrico (1:1) e de lixiviado (50 ml), até que o volume resultante fosse reduzido, então, esta amostra teve seu volume completado até 50 ml com

solução de ácido clorídrico (1:1). Após a redução do volume, completou-se o volume de cada amostra para 50 ml com água destilada. A filtração ocorreu a vácuo, em membrana de 0,45 µm. As concentrações de Arsênio e Mercúrio no lixiviado filtrado e acidificado com 1,0 ml de HNO<sub>3</sub> (1:1) também foram medidas por Espectrofotometria de Absorção Atômica, porém com gerador de hidretos da marca *Perkin Elmer*.

Na determinação das concentrações de o-Cresol, m-Cresol, p-Cresol e Cresol Total, foi utilizado o cromatógrafo em fase gasosa da marca *Agilent* modelo 6890, equipado com sistema de injeção tipo *slit/splitless*, operando no modo *split* na razão de 10:1 e detector de ionização de chama (CG-DIC), conectado a um microcomputador com *software* para cromatografia

*Chemstations*. O gás de arraste utilizado foi o nitrogênio 5.0 analítico (White Martins). Para melhor identificação e quantificação da amostra, foi utilizada uma coluna capilar SGE BPX 70 de 25 m de comprimento, 0,22 mm de diâmetro interno e 0,25  $\mu\text{m}$  de filme. As condições operacionais das análises cromatográficas que resultaram na identificação dos cresóis foram: fluxo do gás de arraste na razão de 0,5 mL.min<sup>-1</sup>; o injetor foi mantido à temperatura de 150°C e o detector a 350°C; a

temperatura inicial do forno da coluna foi mantida a 50°C por 5 min sendo aquecida até 100°C à taxa de aquecimento de 5°C.min<sup>-1</sup> com posterior aquecimento até 200°C à razão de 10°C.min<sup>-1</sup>, com o intuito de obter um cromatograma de estabilidade na linha de base e identificação de cresóis com áreas bem definidas. A solução padrão para cresóis utilizada foi da marca Supelco.

### Determinação do Número de Amostras

O estudo envolveu preliminarmente a obtenção e caracterização do resíduo para o cálculo do número de amostras necessárias, a partir de um conjunto de dados, com desvio padrão conhecido, para resultar no intervalo de confiança de 98%. O número de amostras foi determinado a partir de resultados de um teste piloto com 9 amostras. Foram escolhidas as condições mais desfavoráveis para determinação do desvio padrão, com poder do teste (1- $\beta$ ) previamente estipulado e com grau de confiança pré-definido ( $\alpha$ ). Nessa etapa foi utilizado o plano probabilístico de amostragem aleatória simples e o cálculo do número de amostras foi realizado no programa computacional G\*Power 3.1 com 4 parâmetros inter-relacionados: o tamanho do efeito, o tamanho da amostra; a significância ( $\alpha$ ) e o poder estatístico (1 -  $\beta$ ) (COHEN & LEA, 2004; ELLIS, 2010).

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

Na Tabela 2 pode-se observar as concentrações de substâncias não-voláteis e os potenciais hidrogeniônicos dos lixiviados obtidos das amostras de RSS tratados na unidade, assim como os seus teores de sólidos totais.

**Tabela 2 - Concentrações de substâncias não voláteis e potencial hidrogeniônico dos lixiviados e teores de sólidos totais presentes nas amostras de RSS tratados na planta**

	Chumbo	Cádmio	Prata	Cromo	Arsênio	Mercúrio	Fluoreto	Sólidos Totais (% p/p)	pH (-)
<b>VM* (mg/L)</b>	1,0	1,0	5,0	5,0	1,0	0,1	150	-	-
<b>Amostras</b>	<b>Ensaio Preliminares (mg/L)</b>								
<b>1</b>	< 0,01	0,05	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,37	78,7	5,80
<b>2</b>	< 0,01	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,33	51,0	6,58
<b>3</b>	< 0,01	0,03	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,40	67,7	5,96
<b>4</b>	< 0,01	0,04	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,20	61,3	5,77
<b>5</b>	< 0,01	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,23	58,4	7,38
<b>6</b>	< 0,01	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,21	56,3	5,91
<b>7</b>	< 0,01	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,24	63,0	6,42
<b>8</b>	< 0,01	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,19	49,6	5,87
<b>9</b>	< 0,01	0,19	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,23	58,0	5,45

	Chumbo	Cádmio	Prata	Cromo	Arsênio	Mercúrio	Fluoreto	Sólidos Totais (% p/p)	pH (-)
<b>VM* (mg/L)</b>	1,0	1,0	5,0	5,0	1,0	0,1	150	-	-
<b>Ensaio Complementares (mg/L)</b>									
<b>10</b>	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,140	< 0,01	< 0,01	1,22	56,1	5,38
<b>11</b>	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,074	< 0,01	< 0,01	0,70	54,2	5,34
<b>12</b>	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,052	< 0,01	< 0,01	1,06	41,4	5,30
<b>13</b>	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,044	< 0,01	< 0,01	1,05	49,7	5,40
<b>14</b>	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,080	< 0,01	0,13	1,01	49,5	5,98
<b>15</b>	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,031	< 0,01	0,15	1,16	64,8	7,66
<b>16</b>	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,022	< 0,01	0,16	0,92	55,0	5,62
<b>17</b>	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,13	0,64	51,6	7,24
<b>18</b>	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,046	< 0,01	0,05	1,10	63,6	5,47
<b>19</b>	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,068	< 0,01	0,05	1,04	55,9	5,52
<b>20</b>	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,044	< 0,01	0,12	1,02	58,1	5,98

\*VM = LIMITES ESTIPULADOS NA NBR 10.004/2004 ACIMA DO QUAL O RESÍDUO SERÁ CLASSIFICADO COMO PERIGOSO

Os teores de sólidos obtidos no intervalo de 41,4% a 78,7% corroboraram que o procedimento utilizado para obtenção do extrato lixiviados dos RSS amostrados estava condizente com o estabelecido na NBR 10005/2004 para resíduos com sólidos totais entre 0,5 % e 100 %. Além disso, os pH dos lixiviados variaram entre 7,66 (básico) e 5,30 (ácido), que seriam indicativos da presença de substâncias químicas, pois caso o resíduo fosse composto apenas de materiais inertes, o pH deveria ser uniforme e próximo do encontrado para a solução de extração de nº 1, que foi de 4,93.

Nota-se também pela Tabela 2 que a concentração de Cádmio no lixiviado (0,19 mg.L<sup>-1</sup>) obtida nos ensaios preliminares (amostras de 1 a 9 na Tabela 2) foi a mais próxima do limite (1,0 mg.L<sup>-1</sup>) estabelecido na NBR 10004/2004. O desvio padrão encontrado para esse conjunto de concentrações de Cádmio foi 0,06 mg.L<sup>-1</sup>, que associado ao grau de confiança de 1,8% e à significância de 98% resultou no número (ou tamanho) de amostra de 20 (Figura 2). Sendo assim, fez-se mais 11 amostragens, cujos resultados estão representados na Tabela 2 (amostras de 10 a 20).

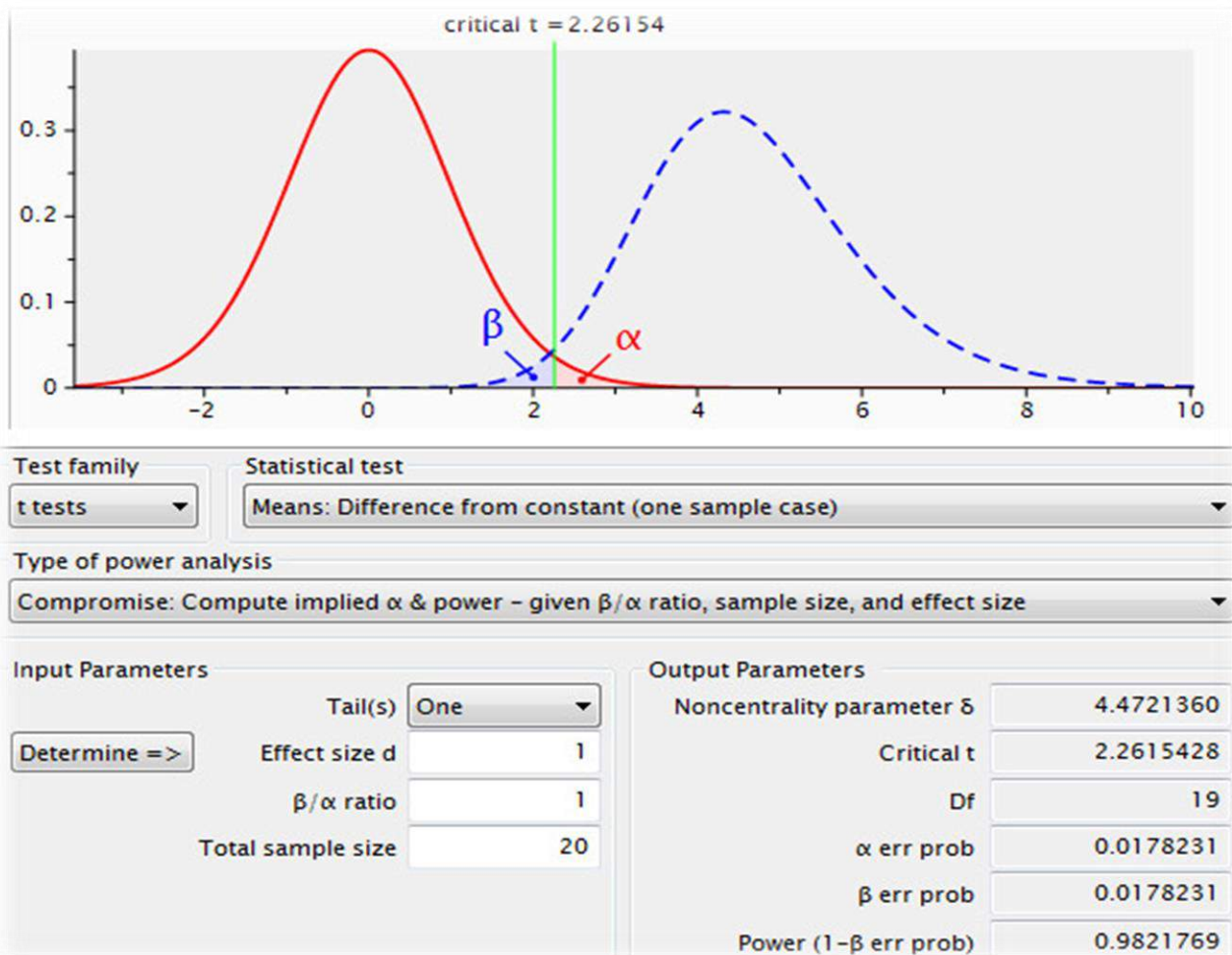


Figura 3 - Tela de Effect Size e o Power para 20 amostras (Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, 2013)

Nos ensaios complementares, as concentrações dos elementos não-voláteis presentes nos lixiviados dos RSS tratados na planta. De acordo com os resultados da Tabela 4, as amostras 14, 15, 16, 17 e 20 apresentaram quantidades de mercúrio superiores aos limites de 0,1 mg.L<sup>-1</sup> estipulados da NBR 10.004/2004. Esse resultado foi suficiente para classificar o resíduo como perigoso e constatar que o mesmo deveria ser disposto em aterros para resíduo Classe I. Porém, uma vez que o plano de amostragem havia sido baseado no desvio padrão da concentração de Cádmio presente no lixiviado obtido nos ensaios preliminares, com 9 amostras e que com a realização dos ensaios complementares o parâmetro crítico passou a ser a concentração de Mercúrio, com o total de 20 amostras, é possível que o intervalo de confiança tenha sido alterado. No entanto, o desvio padrão determinado para a concentração de mercúrio nas 20 amostras de lixiviado também foi igual a 0,06 mg.L<sup>-1</sup>. Portanto, o intervalo de confiança e a margem de

erro permaneceram constantes, ou seja, 98% e 1,8% respectivamente.

O mercúrio encontrado no RSS dos grupos A e E, tratados na planta, pode ser proveniente do descarte inadequado de consultórios odontológicos, lâmpadas fluorescentes e derramamento acidental de equipamentos médicos contendo esta substância (NAZAR *et al.*, 2005). Conforme a Resolução SS nº 239 de 2010, ficou proibido na rede pública de saúde do Estado de São Paulo o uso e o armazenamento de equipamentos para medição de pressão ou temperatura contendo Mercúrio, bem como Mercúrio para uso odontológico a partir de 2012.

A má segregação do resíduo do grupo B deve ser a principal causa da contaminação por mercúrio dos RSS dos grupos A e E (RIBEIRO & PISANI JR, 2012; SILVA & HOPPE, 2004; BERTO *et al.*, 2012, PILGER & SCHENATO, 2008, RAMOS *et al.*, 2011). Além disso, apesar de ser

muito controverso o uso de Mercúrio em vacinas, ele continua sendo utilizado. Testes neurológicos foram aplicados em crianças com níveis de mercúrio considerados seguros ( $10 \mu\text{g.g}^{-1}$  no cabelo), sendo constatados problemas na linguagem, atenção e memória. Danos neurológicos foram constatados também em níveis mais baixos de 5 a  $10 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Exames realizados em pessoas intoxicadas 6 dias após o fim da exposição mostraram que os níveis de mercúrio tenderam a voltar ao normal, abaixo de  $5 \mu\text{g.g}^{-1}$  (REILLY *et al.*, 2010). De acordo com a Resolução CONAMA 430/2011 que estabeleceu as condições e padrões de lançamento de efluentes e alterou a Resolução CONAMA 357/2005, o limite máximo para o lançamento de mercúrio é de  $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ . Portanto, provavelmente, haveria necessidade de tratamento do lixiviado para remoção de mercúrio, antes do lançamento no corpo d'água receptor.

Os resultados da Tabela 2 também permitiram constatar que o Cádmiio é uma substância provável de contaminação, pois seus valores analisados nas amostras foram próximos do limite máximo para resíduo não-perigoso ( $0,19 \text{ mg.L}^{-1}$  frente ao limite de  $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ ). Outro elemento presente dentro do limite de detecção do equipamento utilizado foi o fluoreto, porém com menor risco e tornar o resíduo perigoso, pois o valor máximo medido foi de  $0,40 \text{ mg.L}^{-1}$  para o limite de  $150 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Quanto à análise de cresóis, o método mostrou-se linear para as concentrações de o-Cresol, m-Cresol, p-Cresol e Cresol Total no intervalo de  $2,5 \text{ mg.L}^{-1}$  a  $20,0 \text{ mg.L}^{-1}$ . O cromatograma referente à análise de solução padrão possuía linha de base suficientemente estável, com picos de identificação com áreas e tempos bem definidos no intervalo de 22 min a 24 min após a injeção. O limite de detecção obtido foi de  $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ , que foi sensivelmente inferior ao valor estabelecido na NBR 10004/2004 para distinguir o rejeito como perigoso ou não perigoso que é de  $200 \text{ mg.L}^{-1}$  para cada substância. Em nenhuma das 20 amostras foram encontradas concentrações de o-Cresol,

m-Cresol, p-Cresol e Cresol Total superior ao limite de detecção do equipamento.

O custo de tratamento dos RSS por autoclavagem é de aproximadamente R\$ 1.750,00 por tonelada (PREFEITURA MUNICIPAL DE MOCOCA, 2012), mas, a contaminação do resíduo com mercúrio e a consequente necessidade de fazer a disposição em aterro para resíduos perigosos faria com que o custo de disposição final em aterro sanitário licenciado passasse de R\$ 50,00 a R\$ 100,00 para R\$ 200,00 a R\$ 300,00 em aterro licenciado para resíduos perigosos, ou seja, 233% em relação ao valor médio por tonelada. Assim, os custos de tratamento e disposição final destes resíduos seriam de aproximadamente R\$ 2.000,00; ou seja, seriam muito próximos do custo de incineração de resíduos perigosos em sistemas licenciados, estimado de R\$ 2000,00 a R\$ 3000,00, dependendo do poder calorífico dos materiais tratados (ECOBAS, 2014). Uma vez que os RSS são compostos predominantemente por materiais combustíveis, o custo de incineração deve estar do próximo limite inferior (R\$ 2000,00).

Ou seja, os custos de tratamento dos RSS dos grupos A (exceto A3 e A5) e E por autoclavagem e de disposição final dos rejeitos em aterro para resíduos Classe I são praticamente equivalentes ao custo de incineração. Porém, o tratamento térmico dos RSS envolvendo combustão tem a vantagem de converter quimicamente também os resíduos do Grupo B, em conjunto com os dos grupos A e E, em gases de combustão, cinzas e escórias, cujos custos de tratamento e de disposição final já estão incluídos no preço de incineração. A Resolução CONAMA 316/2002 regulamentou os procedimentos e critérios operacionais de sistemas de tratamento térmico de resíduos, aliados ao controle de emissões atmosféricas e a disposição final dos rejeitos. Portanto, nos casos em que a etapa de segregação for deficiente na cadeia de gerenciamento dos RSS, a destinação desses resíduos em plantas de incineração licenciadas será vantajosa do ponto de vista ambiental, a um custo compatível quando comparado ao custo da destinação envolvendo a autoclavagem e disposição final em aterro.

## CONCLUSÕES

As análises químicas dos extratos lixiviados de 20 amostras de resíduos de serviços de saúde, tratados em uma unidade de desinfecção por autoclavagem, para a concentração de 11 substâncias não voláteis, forneceram concentrações de cádmio entre 0,01 e 0,19 mg.L<sup>-1</sup>, de fluoreto entre 0,19 e 1,22 mg.L<sup>-1</sup> e de mercúrio no intervalo de 0,05 a 0,16 mg.L<sup>-1</sup>. Uma vez que a concentração de mercúrio em 5 amostras excedeu o limite estabelecido no Anexo F da NBR 10.004/ 2004 de 0,10 mg.L<sup>-1</sup>, os RSS tratados na unidade foram classificados como classe I, perigosos. O intervalo de confiança e a margem de erro foram de 98 % e 1,8 % respectivamente, em decorrência do desvio padrão da concentração de mercúrio nas 20 amostras de lixiviado ser de 0,06 mg.L<sup>-1</sup>. Portanto, a disposição final do RSS tratados deveria ser efetuada em aterro licenciado para resíduo da classe I e não em aterro sanitário como tem sido atualmente praticado.

Além disso, os resultados obtidos corroboram para os diagnósticos realizados na bibliografia consultada no sentido de constatar a má segregação dos resíduos do grupo B nas unidades geradoras, uma vez que as

substâncias detectadas são indicativas da presença de resíduos químicos, descartados em conjunto com infectantes e perfurocortantes, que por sua vez, foram destinados à unidade de tratamento por autoclavagem. Em decorrência disso, o custo de destinação final do rejeito seria elevado em aproximadamente 10 %, em decorrência do aumento de 233% no custo de disposição final em aterro para resíduo da Classe I.

Portanto, os custos de tratamento dos RSS dos grupos A e E por autoclavagem e de disposição final dos rejeitos em aterro para resíduos perigosos mostraram-se praticamente equivalentes ao custo de incineração de R\$ 2.000,00. Desse modo, nos casos em que a etapa de segregação for deficiente, fato amplamente relatado na literatura revisada, a incineração em sistemas licenciados será competitiva, do ponto de vista econômico, sendo que, com a vantagem de destruir termicamente os resíduos do Grupo B, junto aos resíduos dos grupos A e E, quando comparada com a destinação envolvendo a autoclavagem e disposição final dos rejeitos em aterro.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10004**: Resíduos Sólidos: Classificação. Rio de Janeiro, 2004. 71 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10005**: Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004. 16 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10007**: Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004. 21 p.
- BERTO, D. N.; CZYKIEL, R.; BARCELLOS, M. D. Treinamentos sobre resíduos sólidos de serviços de saúde (RSSS) em hospitais de Porto Alegre/RS na percepção de profissionais atuantes. **Revista de Gestão em Sistemas de Saúde**, São Paulo, v. 1, n. 2, p. 41–62, 2012.
- BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). **Resolução RDC nº 306, de 7 de dezembro de 2004**. Dispõe sobre o Regulamento Técnico para o gerenciamento de resíduos de serviços de saúde. Brasília, DF. 2004.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 316, de 29 de outubro de 2002**. Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos. 2005.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 2005.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 358, de 29 de abril de 2005**. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências. Brasília, DF. 2005.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº. 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº. 357 de 17 de março de 2005.
- COHEN, B. H.; LEA, B. R. **Essentials of Statistics for the Social and Behavioral Sciences**. John Wiley & Sons, 2004. 291 p.
- CORONEL, B.; DUROSELLEY, P.; BEHRY, H.; MOSKOVITCHENKO, J. F.; FRENEY, J. In situ decontamination of medical wastes using oxidative agents: a 16-month study in a polyvalent intensive care unit. **Journal of Hospital Infection**, v. 50, p. 207–212, 2002.
- DIAZ, L.; SAVAGE, G. M.; EGGERTH, L. L. Alternatives for treatment and disposal of healthcare wastes in developing countries. **Waste Management**, v. 25, p. 626–637, 2005.
- ECOBAS TECNOLOGIA AMBIENTAL S.A. **Comunicação verbal em 01 de abril**. Sarzedo, MG. 2014.
- ELLIS, P. **The Essential Guide to Effect Sizes**. Cambridge University Press, United Kingdom. 2010. 173 p.
- HEINRICH-HEINE-UNIVERSITÄT DÜSSELDORF G\*Power: Statistical Power Analyses for Windows. Versão 3.1.9: 2013. Disponível em: <http://www.gpower.hhu.de/>. Acesso em: 13/03/2014.
- IANNOTTI, M. T.; PISANI JR, R. Inactivation of *Bacillus atrophaeus* spores in healthcare waste by UV light coupled with H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 30, n. 3, p. 507–519, 2013.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais. **Pesquisa de Informações Básicas Municipais 2012**. Brasília, 2013. Disponível em: [http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/perfilmunic/2012/defaulttab\\_pdf.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/perfilmunic/2012/defaulttab_pdf.shtm). Acesso em: 19/03/2014.
- GARDNER, D. W. M.; SHAMA, G. The kinetics of *Bacillus subtilis* spore inactivation on filter paper by u.v. light and u.v. light in combination with hydrogen peroxide. **Journal of Applied Microbiology**, v. 84, p. 633–641, 1998.



NAZAR, M. W.; PORDEUS, I. A.; WERNECK, M. A. F. Gerenciamento de resíduos sólidos de odontologia em postos de saúde da rede municipal de Belo Horizonte, Brasil. **Revista Panamericana de Salud Pública**, v. 17, n. 4, p. 237–242, 2005.

OLIVEIRA, E. A.; NOGUEIRA, N. G. P.; INNOCENTINI, M. D. M.; PISANI, JR. R. Microwave inactivation of *Bacillus atrophaeus* spores in healthcare waste. **Waste Management**, v. 30, p. 2327-2335, 2010.

PELLERIN, C. Alternatives to incineration: There's more than one way to remediate. **Environmental Health Perspectives**, v. 12, p. 840-845, 1994.

PISANI JR. R.; TONUCCI, L.R.S.; INNOCENTINI, M.D.M. Inativação de *Pseudomonas aeruginosa* em resíduos de serviços de saúde por micro-ondas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 284-290, 2008.

PREFEITURA MUNICIPAL DE MOCOCA. Departamento de Agricultura e Meio Ambiente. **Comunicação verbal em 30 de março**. Mococa, SP. 2012.

PILGER, R. R.; SCHENATO, F. Classificação dos resíduos de serviços de saúde de um hospital veterinário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 23–28, 2008.

RAMOS, Y. S.; PESSOA, Y. S. R. Q.; RAMOS, Y. S.; ARAÚJO NETTO, F. B.; PESSOA, C. E. Q. Vulnerabilidade no manejo dos resíduos de serviços de saúde de João Pessoa (PB, Brasil). **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 16, n. 8, p. 3553-3560, 2011.

REILLY, S. B.; MCCARTY, K.; STECKLING N.; LETTMEIER, B. Mercury exposure and children's health. **Current Problems in Pediatric and Adolescent Health Care**, v. 40, n. 8, p. 186-215, 2010.

RIBEIRO, A. B.; PISANI JR, R. Método de obter a geração de resíduos de serviços de saúde para monitorar a execução do plano de gerenciamento de resíduos em um hospital. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, v. 5, n. 2, p. 11-27, 2012.

SÃO PAULO. Secretaria de Saúde. **Resolução SS nº 239 de 07 de setembro de 2010**. Proíbe a compra e uso de termômetros, esfigmomanômetros e materiais especificados contendo mercúrio nos estabelecimentos assistenciais da Secretaria de Estado da Saúde de São Paulo. São Paulo, SP. 2010.

SILVA, C. E. D.; HOPPE, A. E. Diagnóstico dos resíduos de serviços de saúde no interior do Rio Grande do Sul. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 146–151, 2004.

TONUCCI, L.R.S.; PASCHOALATO, C.F.P.R.; PISANI JR., R. Microwave inactivation of *Escherichia coli* in healthcare waste. **Waste Management**, v. 28, p. 840–848, 2008.

WARRINER, K.; RYSSTAD, G.; MURDEN, A.; RUMSBY, P.; THOMAS, D.; WAITES, W. M. Inactivation of *Bacillus subtilis* spores on packaging surfaces by U.V. excimer laser irradiation. **Journal of Applied Microbiology**, v. 88, p. 678-685, 2000

## APROVEITAMENTO DE RESÍDUOS VEGETAIS PARA A PRODUÇÃO DE BRIQUETES

UTILIZATION OF CROP RESIDUES FOR THE PRODUCTION OF BRIQUETTES

### *Gabriela Tami Nakashima*

Eng. Florestal, Mestranda em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis, UFSCar, Sorocaba, SP, Brasil – gabi.tami@gmail.com

### *Mariana Provedel Martins*

Química, Pós doutoranda, UFSCar, Sorocaba, SP, Brasil – mareprovedel@hotmail.com

### *Diego Aleixo da Silva*

Graduando em Eng. Florestal, UFSCar, Sorocaba, SP, Brasil – aleixodiego@ig.com.br

### *Walbert Chrisostomo*

Doutorando em Engenharia de Materiais, USP, São Carlos, SP, Brasil – walbchris@hotmail.com

### *Fábio Minoru Yamaji*

Eng. Florestal, Dr., Departamento de Ciências Ambientais, UFSCar, Sorocaba, SP, Brasil – fmyamaji@ufscar.br

## Resumo

O objetivo deste trabalho foi o de promover o aproveitamento energético de resíduos vegetais como o bagaço de cana-de-açúcar, a palha de milho, o capim elefante e a braquiária para a confecção de briquetes, avaliando também a influência da granulometria na durabilidade das biomassas compactadas. Assim, cada resíduo foi dividido nas granulometrias grossa (partículas de 40 a 60 mesh) e fina (partículas menores que 60 mesh). Os resíduos foram então compactados com o auxílio de uma prensa hidráulica, sem o uso de temperatura nem aglutinante, e os briquetes confeccionados foram avaliados quanto às suas expansões e resistências mecânicas. Observou-se que os briquetes de granulometria grossa apresentaram maior expansão, tornando-se frágeis e quebradiços, com exceção do capim elefante, que apresentou uma resistência mecânica média de 0,24 MPa. Já a granulometria mais fina para os resíduos de palha de milho, capim elefante e braquiária conferiu maior durabilidade e resistência para os briquetes.

**Palavras-chave:** bioenergia, biomassa, granulometria, resíduos.

## Abstract

The aim of this study was to promote the energetical reuse of crop residues such as sugar cane bagasse, corn stover, elephant grass and brachiaria for the production of briquettes, and also evaluate the influence of particle size on the durability of the compacted biomasses. Thus, each residue was divided into thick (particles of 40 to 60 mesh) and fine (particles smaller than 60 mesh) particle sizes. The residues were then compressed with the aid of a hydraulic press without the use of temperature or binder, and briquettes were evaluated by their expansion and mechanical strength. It was observed that briquettes made by thick particle size expanded more, becoming brittle and fragile, with the exception of elephant grass, which showed an average mechanical strength of 0.24 MPa. Moreover, the finer particle size for corn straw, elephant grass and brachiaria wastes has increased the durability and strength of the briquettes .

**Keywords:** bioenergy, biomass, particle size, residues.

## INTRODUÇÃO

Atualmente, há uma grande preocupação no que se refere à disponibilidade das fontes de energia não renováveis, como o petróleo e o carvão mineral. No cenário mundial, a questão energética gira em torno de três grandes motivações: os combustíveis fósseis como um recurso finito, a segurança no fornecimento energético e o aquecimento global (MacKay, 2009).

A biomassa vegetal é uma fonte alternativa e renovável de carbono, e uma das grandes questões sobre esse recurso é o de como utilizá-lo eficientemente. O Brasil é detentor de uma grande extensão de terras com um clima favorável para a prática da agricultura e de plantios energéticos, o que permite que o aproveitamento energético da biomassa ocorra de forma sustentável, respeitando as técnicas de cultivo e manejo e sem competir com a agricultura direcionada à produção de alimentos (Silva, 2007; Felfli *et al.*, 2011).

Uma forma de utilizar e aumentar a eficiência energética da biomassa vegetal é a compactação dos resíduos em combustíveis sólidos, como pellets e briquetes. Esse processo consiste na aglomeração de partículas por meio de pressão, com auxílio ou não de um aglutinante, permitindo a obtenção de um produto compactado com forma, tamanho e parâmetros mecânicos adequados (Quirino *et al.*, 2012). A princípio, todo resíduo vegetal pode ser compactado, desde que se determinem as condições apropriadas de umidade e granulometria dos materiais. Porém, alguns tipos de matéria-prima exigem cuidados especiais, como o bagaço de cana-de-açúcar e o capim elefante, que em virtude de suas elevadas higroscopicidades resultam em briquetes frágeis e com altas taxas de expansão (Yamaji *et al.*, 2013).

O ajuste do tamanho das partículas pode ser uma solução para melhorar a compactação da biomassa vegetal. Pereira *et al.* (2009) evidenciaram a importância da granulometria na confecção de briquetes de carvão vegetal de *Eucalyptus sp.* A análise feita por Kaliyan e Morey (2009) revelou que partículas de tamanhos menores resultaram em pellets de maior durabilidade para diversas matérias-primas, em virtude da melhor acomodação e adesão das partículas menores nas biomassas compactadas.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi a confecção de briquetes utilizando resíduos de bagaço de cana-de-açúcar, palha de milho, capim elefante e braquiária. Essas biomassas normalmente apresentam maior dificuldade na formação e na durabilidade do material compactado. Assim, optou-se por verificar a influência da granulometria desses resíduos no processo de compactação, verificando-se a viabilidade da obtenção de briquetes com essas matérias-primas sem a necessidade do uso de temperatura ou aglutinante.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### *Material utilizado*

Foram utilizados os resíduos de bagaço de cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*), palha de milho (*Zea mays L.*), capim elefante (*Pennisetum sp.*) e poda de jardim (*Brachiaria sp.*). O bagaço de cana-de-açúcar foi coletado em uma usina de açúcar e etanol do município de Boituva/SP, a palha de milho foi coletada in natura e o capim elefante e a poda de jardim foram coletados em campo. Os materiais foram divididos em granulometria grossa (partículas retidas nas peneiras 40 e 60 mesh) e fina (partículas menores que 60 mesh). Foram realizados oito tratamentos: T1 (bagaço de cana-de-açúcar/fina); T2 (palha de milho/fina); T3 (capim elefante/fina); T4 (braquiária/fina); T5 (bagaço de cana-de-açúcar/grossa); T6 (palha de milho/grossa); T7 (capim elefante/grossa); T8 (braquiária/grossa).

### *Classificação granulométrica*

Os materiais previamente secos foram triturados em um moinho de rotor vertical com facas móveis e fixas tipo Willey. Para a classificação granulométrica, cada biomassa passou por um agitador orbital de peneiras com batidas intermitentes no topo, modelo MA 750, durante 5 minutos. Foram utilizadas as seguintes peneiras: 40 mesh, 60 mesh, 100 mesh e 200 mesh.

### *Teor de umidade*

O teor de umidade dos materiais foi ajustado para 12% por meio da secagem das matérias-primas em uma estufa com temperatura constante a  $105(\pm 2)^{\circ}\text{C}$  e com o auxílio de uma balança determinadora de umidade tipo MX-50.

### *Análise química imediata*

Os teores de cinzas e voláteis foram obtidos em triplicata conforme a norma ABNT NBR 8112/86. O carbono fixo foi calculado subtraindo-se de 100% a soma dos teores de voláteis e de cinzas, demonstrado na Equação 1.

$$CF = 100\% - (TC + TV) \quad (1)$$

Sendo:

$$\begin{aligned} CF &= \text{Carbono Fixo (\%), TC = teor de cinzas (\%) e TV} \\ &= \\ &\text{teor de voláteis (\%)} \end{aligned}$$

O poder calorífico superior foi obtido conforme norma ABNT NBR 8633/84, no Laboratório de Análises Calorimétricas da Universidade Estadual Paulista - UNESP campus Itapeva, em uma bomba calorimétrica C5000 IKA.

### *Densidade*

A densidade a granel das biomassas foi determinada em triplicata, segundo a norma ABNT NBR 6922/81. Foi utilizado um béquer de 4 L de capacidade e de peso conhecido. A massa específica dos resíduos foi determinada nas condições em que estavam disponíveis na fonte geradora.

### *Briquetagem*

No processo de briquetagem, utilizou-se uma prensa hidráulica Marconi- MA 098 com capacidade de 15 toneladas e um molde cilíndrico de aço inoxidável com 3,5 cm de diâmetro e 16 cm de altura. Foram adicionados

ao molde 20 g de cada mistura para a confecção dos briquetes, os quais foram compactados a uma pressão de 61,48 kgf.cm<sup>-2</sup> durante 30 segundos. No processo de prensagem não foi utilizado nenhum tipo de aglutinante e temperatura. Foram produzidos 10 briquetes para cada tratamento, os quais foram acondicionados em um recipiente fechado, para que não houvesse interferência de umidade e temperatura externa.

### *Estabilidade dimensional e ensaio mecânico*

Após a briquetagem, a altura e o diâmetro de cada briquete foram medidos com o auxílio de um paquímetro digital para acompanhar a sua expansão durante um período de 70 h, quando ocorreu a estabilização da expansão dos briquetes. Após as 70 h, a resistência mecânica dos briquetes foi determinada por meio do ensaio mecânico de tração por compressão diametral, adaptado da norma ABNT NBR 7222/11, utilizando-se uma máquina universal de ensaios EMIC com capacidade máxima de 300 kN, com uma célula de carga de 500 N a uma velocidade de 3 mm/min. A carga foi aplicada no sentido transversal da amostra, perpendicular à pressão de compactação.

### *Análise estatística*

Os resultados do poder calorífico, densidade aparente e da resistência mecânica foram submetidos à análise de variância, sendo que a comparação entre os tratamentos foi analisada por meio do teste F, a 5% de significância. Quando a hipótese nula foi rejeitada, as médias foram comparadas também a 5% de significância pelo teste de Tukey. Para a análise estatística foi utilizado o *software* R versão 2.11.1.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Classificação granulométrica

A análise granulométrica das biomassas mostrou como as partículas de bagaço de cana-de-açúcar, palha de milho, capim elefante e poda de jardim estão distribuídas entre os tamanhos de 40 a 200 mesh (Figura 1).

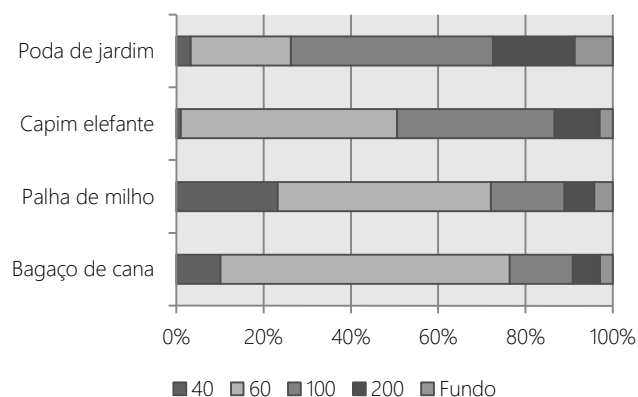


Figura 1 - Classificação granulométrica dos resíduos

Foi possível observar que os materiais apresentaram granulometrias distintas, de modo que os resíduos de capim elefante, palha de milho e bagaço de cana-de-açúcar foram compostos majoritariamente por partículas com diâmetros iguais ou superiores a 0,25 mm (60 mesh), enquanto a poda de jardim apresentou uma

fração maior de partículas (50%) com diâmetros iguais ou superiores a 0,15 mm (100 mesh). Essa diferença na granulometria dos resíduos pode ser associada às diferentes características naturais e estruturais das biomassas utilizadas (Protásio *et al.*, 2011).

A classificação granulométrica dos materiais é de grande importância, uma vez que o tamanho das partículas influencia tanto na densidade a granel das biomassas quanto na durabilidade e resistência dos briquetes (Kaliyan & Morey, 2009). De acordo com a distribuição granulométrica demonstrada na figura 1, optou-se então por dividir os resíduos em duas granulometrias distintas para a confecção dos briquetes: grossa (partículas retidas nas peneiras de 40 e 60 mesh) e fina (partículas que passam pela peneira 60 mesh).

### Análise química imediata

Os resíduos utilizados nesse trabalho são formados por uma mistura heterogênea e complexa de constituintes orgânicos e inorgânicos, o que faz com que a análise química imediata dessas biomassas seja indispensável na sua caracterização, uma vez que a sua composição química influencia diretamente no processo de combustão (Santos *et al.*, 2011). A análise química dos resíduos e seus respectivos poderes caloríficos estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1. Dados obtidos da análise imediata e poder calorífico para cada biomassa vegetal

Biomassa	Teor de Cinzas (%)	Teor de Voláteis (%)	Carbono Fixo (%)	Poder Calorífico (kcal.kg <sup>-1</sup> )
Bagaço de cana-de-açúcar	1,58	84,03	14,39	4196,58 a
Palha de milho	1,92	80,73	17,35	4014,99 a
Capim elefante	3,8	78,98	17,22	4110,77 a
Poda de jardim	4,58	82,01	13,41	3979,53 a

Segundo Obernberger & Thek (2004), o teor de materiais voláteis é alto nos combustíveis de biomassa, podendo variar entre 76 - 86% (base seca), o que acarreta em uma maior emissão de gases durante a combustão, resultando em uma queima acelerada e dificultando que altas temperaturas sejam atingidas nos fornos. Os teores de materiais voláteis determinados para os quatro resíduos utilizados neste trabalho mostraram-se dentro do intervalo proposto.

O teor de cinzas corresponde aos elementos inorgânicos (como cálcio, potássio, ferro, silício, zinco, entre outros minerais) que participam da composição da biomassa, mas não sofrem combustão, sendo responsáveis pela formação das cinzas residuais. O alto teor de cinzas encontrado para a poda de jardim e o capim elefante se justifica pelo alto grau de contaminantes provenientes do solo, já que estes materiais foram manuseados da forma como foram coletados. Esse elevado teor de cinzas indica uma desvantagem desses resíduos para a

produção de briquetes, já que as cinzas colaboram para o desgaste acelerado dos moldes e pistões usados na briquetagem, além de formar um resíduo sólido incrustante nos queimadores dos fornos (Yaman, 2003).

As biomassas de palha de milho e de capim elefante resultaram nos melhores valores para carbono fixo. O teor de carbono fixo corresponde ao contribuinte mais energético da biomassa, que apresenta uma queima mais lenta, o que aumenta a durabilidade e o rendimento energético do combustível no forno. Segundo Brito & Barrichelo (1982) o teor de carbono fixo para os materiais lignocelulósicos varia entre 14% - 25%. Dessa forma, apenas o resíduo de poda de jardim apresentou-se fora do intervalo proposto, o que pode ser justificado em virtude do elevado teor de cinzas determinado para essa biomassa.

O poder calorífico é um excelente parâmetro para se avaliar a potencialidade energética das biomassas, sendo definido como a quantidade de energia liberada na combustão completa de uma unidade de massa. O Teste de Tukey indicou que não houve diferença entre o poder calorífico dos materiais testados.

### Densidades a granel e aparente

Os resultados obtidos para a densidade a granel (dos resíduos) e para a densidade aparente (dos briquetes) são encontrados na tabela 2.

Tabela 2. Densidades a granel e aparente das matérias-primas utilizadas

Biomassa	Densidade a granel (kg.m <sup>-3</sup> )	Densidade aparente (kg.m <sup>-3</sup> )	
		Grossa	Fina
Bagaço de cana-de-açúcar	55,4 c	847,9	949,5 b
Palha de milho	88,4 d	nd*	934,3 a
Capim elefante	50,9 b	890,8	956,9 b
Poda de jardim	25,8 a	936,0	1066,6 c

nd: não determinado devido à instabilidade estrutural do briquete

Houve diferença estatística para a densidade a granel entre os diferentes tipos de biomassa. A maior densidade a granel é essencial para a viabilidade econômica de um combustível, pois favorece a sua densidade energética e reduz os custos relacionados ao seu transporte e estocagem.

Já para a densidade aparente dos briquetes (granulometria fina), os briquetes de palha de milho e de poda de jardim diferiram entre si e dos outros dois materiais, sendo observada uma melhor compactação para o resíduo de poda de jardim. Não houve diferença estatística entre as biomassas de bagaço de cana-de-açúcar e capim elefante. Foi possível comprovar que a transformação do resíduo (densidade a granel) em briquete (densidade aparente) favorece seu armazenamento e transporte, pois com a compactação da biomassa tem-se um melhor aproveitamento do espaço. Sendo assim, a poda de jardim apresentou o melhor resultado para a compactação, representando uma redução de volume de cerca de 40 vezes.

### Estabilidade dimensional dos briquetes

Com relação à estabilidade dimensional dos briquetes, avaliou-se a sua expansão longitudinal por um período de 70 h, período esse necessário para a estabilização do volume dos corpos de prova. As Figuras 2 e 3 apresentam a expansão média longitudinal no decorrer do tempo para os briquetes confeccionados com as granulometrias grossa e fina, respectivamente.

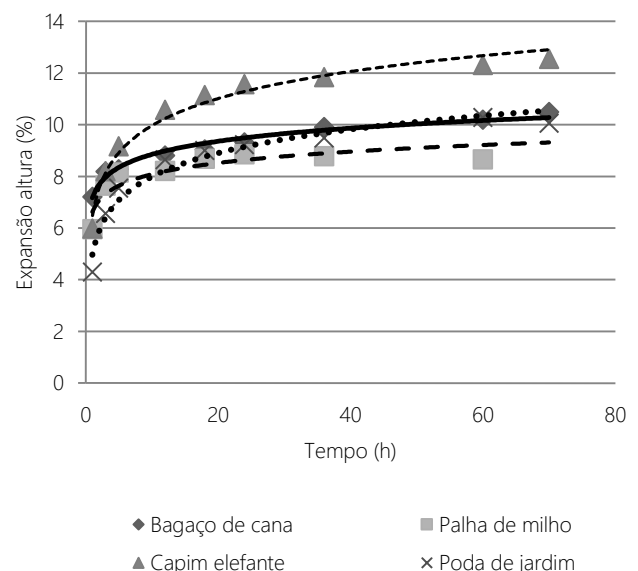


Figura 2 - Expansão média da altura dos briquetes para granulometria grossa

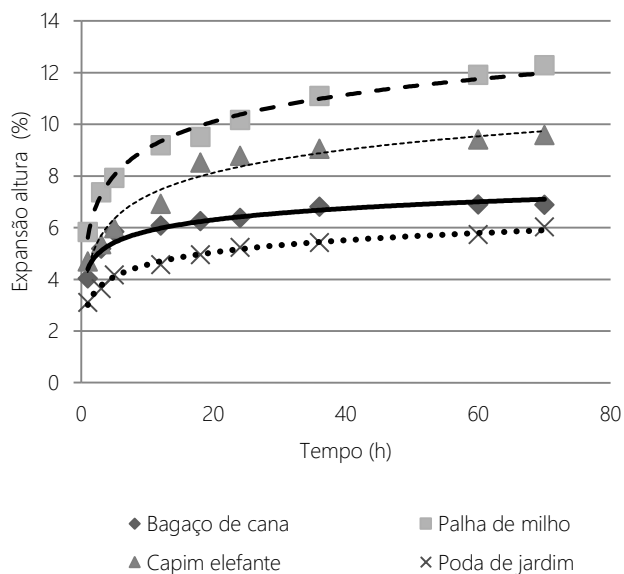


Figura 3 - Expansão média da altura dos briquetes para granulometria fina

Foi possível observar, por meio das Figuras 2 e 3, que a maior expansão longitudinal dos briquetes (cerca de 8%) ocorreu nas primeiras 5 h após a briquetagem, mas foi necessário um período de aproximadamente 70 h para que não se observassem mais alterações significativas na altura dos briquetes. Observou-se também que os briquetes confeccionados com as biomassas de bagaço de cana-de-açúcar, capim elefante e poda de jardim de granulometria fina apresentaram uma menor porcentagem de expansão que aqueles confeccionados com granulometria grossa. Um comportamento diferente foi observado para os briquetes confeccionados com a palha de milho, de modo que, nesse caso, os briquetes de granulometria grossa expandiram menos que os briquetes de granulometria fina.

Yamaji *et al.* (2013) estudaram a higroscopicidade de algumas biomassas, dentre elas, o bagaço de cana-de-açúcar e o capim elefante apresentaram os maiores valores de expansão em altura, demonstrando serem os materiais que mais sofreram interferência da umidade. Protásio *et al.* (2011) avaliaram a compactação de briquetes obtidos a partir de casca de café, serragem de eucalipto e resíduo de milho. Nesse caso, o resíduo de milho apresentou a maior expansão volumétrica (25,26% em 72 h) dentre os três materiais estudados.

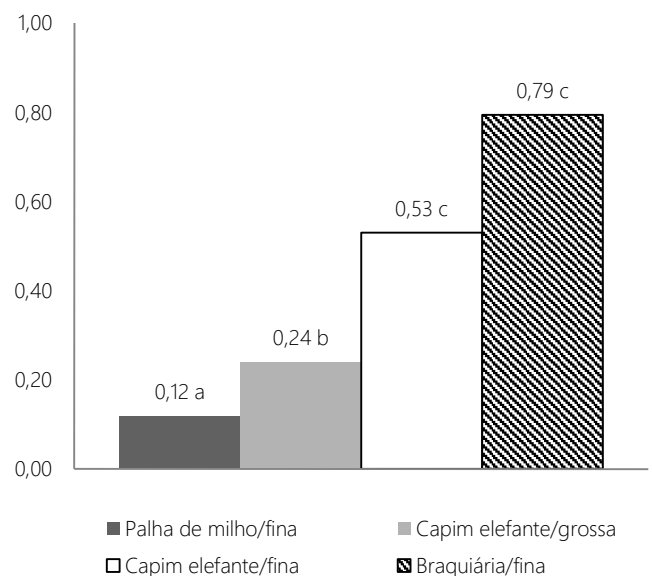
De um modo geral, observou-se que os briquetes de granulometria fina apresentaram uma melhor

compactação inicial que os briquetes de granulometria grossa. Contudo, devido à natureza distinta das biomassas, foi possível observar comportamentos diferentes quanto à estabilidade dimensional dos briquetes. A expansão longitudinal dos briquetes pode ser ocasionada por diversos fatores, como pela higroscopicidade das biomassas, pelo relaxamento natural inerente às suas fibras ou ainda por uma menor adesão entre as partículas compactadas (Yamaji *et al.*, 2013). Assim, a variação volumétrica é uma propriedade que deve ser observada com cuidado após o processo de compactação, pois normalmente é inversamente proporcional à resistência mecânica dos briquetes (Protásio *et al.*, 2011).

### Resistência mecânica

Os ensaios mecânicos realizados para as biomassas de bagaço de cana-de-açúcar (granulometrias grossa e fina), palha de milho (granulometria grossa) e poda de jardim (granulometria grossa) não apresentaram resultados satisfatórios. A fragilidade dos briquetes confeccionados proporcionou uma ruptura em suas faces transversais, interferindo assim no resultado dos ensaios.

Já as biomassas de capim elefante (granulometrias grossa e fina), palha de milho (granulometria fina) e poda de jardim (granulometria fina) resultaram em briquetes estáveis, sendo possível, portanto, a realização do ensaio mecânico de tração por compressão diametral. Os valores de tensão máxima obtidos para cada um desses tratamentos são apresentados na Figura 4.



**Figura 4 - Tensão máxima média para palha de milho, capim elefante e braquiária com granulometria fina e capim elefante com granulometria grossa, com seus desvios padrão e teste Tukey a 5% de significância.**

Observou-se que os tratamentos submetidos ao ensaio mecânico foram estatisticamente diferentes ao nível de 5% de significância. Os briquetes produzidos a partir de braquiária com granulometria fina mostraram-se os mais resistentes, apresentando uma tensão máxima média de 0,79 MPa (85,27kgf). E a biomassa de capim elefante foi a única que formou os briquetes com granulometria grossa e fina. Nesse caso, observou-se que os briquetes de granulometria fina apresentaram uma resistência mecânica duas vezes maior que os briquetes de

granulometria grossa, evidenciando assim a importância da avaliação da granulometria dos resíduos na sua compactação.

Assim, as gramíneas utilizadas nesse trabalho foram as que apresentaram os melhores resultados quanto à resistência mecânica dos briquetes (capim elefante com 0,53 MPa ou 62,73kgf e braquiária com 0,79MPa ou 85,27kgf), embora seja importante ressaltar que essas biomassas foram as que apresentaram os maiores teores de cinzas, o que prejudica a qualidade final dos briquetes. A biomassa de bagaço de cana-de-açúcar demonstrou-se inviável para a confecção de briquetes nas condições de granulometria e umidade testada, sendo necessários novos estudos para a compactação desse material.

## CONCLUSÕES

A granulometria é um fator que interferiu diretamente na produção dos briquetes. A granulometria mais fina (>60 mesh) para as biomassas de palha de milho, capim elefante e poda de jardim, conferiu uma maior durabilidade e resistência mecânica para os briquetes. O uso da granulometria grossa (<60 mesh) ocasionou em briquetes muito frágeis e pouco estáveis, não sendo possível avaliar as suas resistências mecânicas, com exceção dos briquetes de capim elefante.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6922** - carvão vegetal - ensaios físicos - determinação da massa específica (densidade a granel). Rio de Janeiro, 1981. 2 p.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8633** - carvão vegetal - determinação do poder calorífico: método de ensaio. Rio de Janeiro, 1984. 13 p.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8112** - carvão vegetal - análise imediata. Rio de Janeiro, 1986. 5 p.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7222** - concreto e argamassa - determinação da resistência à tração por compressão diametral de corpos de prova cilíndricos: método de ensaio. Rio de Janeiro, 2011. 3 p.
- BRITO, J. O.; BARRICHELLO, L. E. G. **Aspectos técnicos da utilização da madeira e carvão vegetal como combustíveis**. In: SEMINÁRIO DE ABASTECIMENTO ENERGÉTICO INDUSTRIAL COM RECURSOS FLORESTAIS, 2., São Paulo, 1982. Palestras apresentadas. São Paulo, Secretaria da Indústria, Comércio e Tecnologia, 1982. p. 101-137.
- FELFLI, F. F.; MESAP, J. M.; ROCHA, J. D.; FILLIPPETO, D.; LUENGO, C. A.; PIPPO, W. A. **Biomass briquetting and its perspectives in Brazil**. Biomass and Bioenergy, Oxford, GB, v. 35, n. 1, p. 236-242, 2011.
- KALIYAN, N.; MOREY, R. V. **Factors affecting strength and durability of densified biomass products**. Biomass and Bioenergy, Oxford, GB, v. 33, n. 3, p. 337 – 359, 2009.
- MacKAY, D. J. C. **Sustainable Energy - Without the hot air**. Versão 3.5.2. UIT Cambridge, Inglaterra, 2009. 370 p.
- OBERNBERGER, I.; THEK, G. **Physical characterisation and chemical composition of densified biomass fuels with regard to their combustion behavior**. Biomass and Bioenergy, Oxford, GB, v. 27, n. 6, p. 653-669, 2004.
- PEREIRA, F. A.; CARNEIRO, A. C. O.; VITAL, B. R.; LÚCIA, R. M. D. ; JÚNIOR, W. P.; BIANCHE, J. J. **Propriedades físico-químicas de briquetes aglutinados com adesivo de silicato de sódio**. Floresta e Ambiente. v.16, n. 1, p. 23 – 29, 2009.
- PROTÁSIO, T.P.; ALVES, I. C. N.; TRUGILHO, P. F.; SILVA, V. O.; BALIZA, A. E. R. **Compactação de biomassa vegetal visando a produção de biocombustíveis sólidos**. Pesquisa Florestal Brasileira, Colombo, v.31, n.68, p. 273-283, 2011
- QUIRINO, W. F.; PINHA, I. V. O.; MOREIRA, A. C.O.; SOUZA, F.; TOMAZELLO, M. **Densitometria de raios x na análise da qualidade de briquetes de resíduos de madeira**. Scientia Forestalis, Piracicaba, v. 40, n. 96, p. 525-536, 2012.
- SANTOS; M. L.; LIMA, O. J.; NASSAR, E. J.; CIUFFI, K. J.; CALEFI, P. S. **Estudo das condições de estocagem do bagaço de cana-de-açúcar por análise térmica**. Química Nova, São Paulo, v. 34, n. 3, p. 507-511, 2011.
- SILVA, C. A. **Estudo técnico-econômico da compactação de resíduos**. 68f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica e Planejamento Energético) - UNICAMP, Campinas, 2007.
- YAMAJI, F. M.; VENDRASCO, L.; CHRISOSTOMO, W.; FLORES, W. P. **Análise do comportamento higroscópico de briquetes**. Energia na agricultura. v.28, n.1, p. 11 -15, 2013.
- YAMAN, S. **Pyrolysis of biomass to produce fuels and chemical feedstocks**. Energy Conversion & Management, Oxford, GB, v. 45, n. 5, p. 651-671, 2004.

## ***AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE SEQUESTRO FLORESTAL DE CARBONO DE MATAS RIPÁRIAS EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE COM O USO DE SISTEMA DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS (SIG)***

**ASSESSING THE POTENTIAL OF FOREST CARBON SEQUESTRATION IN RIPARIAN FORESTS IN PERMANENT PRESERVATION AREAS USING GEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEM (GIS)**

### ***Roseli Mendonça Dias***

Mestra em Engenharia Urbana,  
Universidade Federal de São  
Carlos São Carlos, SP, Brasil

roosemendonca@hotmail.com

### ***Nemésio Neves Batista***

#### ***Salvador***

Doutor em Engenharia Hidráulica  
e Saneamento, Universidade  
Federal de São Carlos, São Carlos,  
SP, Brasil

nemesio@ufscar.br

### ***Magno Botelho Castelo***

#### ***Branco***

Doutor em Ecologia e Recursos  
Naturais, Iniciativa Verde, São  
Paulo, SP, Brasil

magno@iniciativaverde.org.br

### ***Renato Miazaki de Toledo***

Doutorando em Ecologia,  
Universidade de São Paulo, São  
Paulo, SP, Brasil

rmt@usp.br

## **RESUMO**

O sequestro florestal de carbono é um incentivo aos projetos de restauro florestal das matas ripárias degradadas. O objetivo desse trabalho é determinar o potencial de sequestro florestal de carbono de matas ripárias em Áreas de Preservação Permanente (APPs), classificando a vegetação existente e estimando a biomassa florestal acima do solo por meio de modelo com a utilização de Sistema de Informações Geográficas (SIG). A metodologia empregada no trabalho consistiu na aplicação de um modelo para determinação do Índice de Biomassa Potencial (IBP) e na estimativa da densidade de dióxido de carbono equivalente (CO<sub>2</sub>e). Para APPs com vegetação classificada como categoria arbóreo fechado, foi encontrado um potencial de 175,43tCO<sub>2</sub>e/ha; para APPs de categoria arbóreo-arbustivo aberto, foi encontrado um potencial de 212,97tCO<sub>2</sub>e/ha; e para APPs de categoria herbáceo predominante, foi encontrado um potencial de 243,80tCO<sub>2</sub>e/ha. Concluiu-se que com o restauro florestal dessas APPs, as florestas ainda jovens e degradadas sequestrarão uma quantidade significativa de carbono até atingir o porte máximo.

**Palavras-chave:** Mata Ripária, Sistema de Informações Geográficas, Sequestro Florestal de Carbono.

## **ABSTRACT**

Forest carbon sequestration is an incentive for forest restoration projects of degraded riparian forests. The purpose of this work is to determine the potential of riparian forests forest carbon sequestration in Permanent Preservation Areas (PPAs), by classifying the existing vegetation and estimating forest biomass above the ground by means of a model which uses Geographic Information System (GIS). The methodology used in this work consists in applying a model for determining the Potential Biomass Index (PBI) and in estimating the density of equivalent carbon dioxide (CO<sub>2</sub>e). For PPAs with vegetation classified as closed arboreal category, it was found a potential of 175,43tCO<sub>2</sub>e/ha; for the category open shrubby-tree, it was found a potential of 212.97tCO<sub>2</sub>e/ha; and for predominant herbaceous category, it was found a potential of 243,80tCO<sub>2</sub>e/ha. In conclusion, with the reforestation of these PPAs, the forests still young and degraded will sequester a significant amount of carbon until they reach the maximum size.

**Keywords:** Riparian Forest, Geographic Information System, Forestry Carbon Sequestration.

## INTRODUÇÃO

A estimativa da biomassa das florestas é realizada por meio dos componentes das árvores, e é expressa em peso seco por unidade de área [1].

Medições de campo, modelagem ou ambos os métodos estão sendo utilizados para estimar a biomassa viva acima do solo, em florestas de grande extensão [2].

Inventários florestais consistem em medições de altura e diâmetro à altura do peito das árvores em seções em uma área escolhida. Esses dados são extrapolados para toda a área, mas não incluem a heterogeneidade da paisagem. A escolha de um modelo baseado em SIG permite a incorporação da heterogeneidade espacial no processo de crescimento vegetal, resultando em dados mais confiáveis [3].

A estimativa da quantidade de biomassa vegetal potencial acima do solo depende das condições climáticas, topográficas e edáficas e não depende de atividades antrópicas [3].

Para o cálculo do potencial de fixação de CO<sub>2</sub> pelas florestas, dados de biomassa são indispensáveis [4].

A fixação de carbono pelas florestas pode dar suporte a programas de reflorestamento no Estado de São Paulo, tendo em vista um possível financiamento desses projetos por meio da venda de Reduções de Emissões Certificadas (RECs) [5].

Assim, os proprietários rurais nas bacias do Estado poderiam desenvolver projetos de restauro florestal das matas ripárias degradadas, onde a geração dos créditos de carbono arcaria parcialmente com as despesas desses projetos.

Nesse contexto, o objetivo desse trabalho é determinar o potencial de sequestro florestal de carbono para matas ripárias em APPs.

Para o conhecimento do potencial de sequestro florestal de carbono pelas matas ripárias como incentivo ao restauro florestal dessas matas por seus proprietários rurais, fez-se uso de técnicas de geoprocessamento por meio de SIG. Essas técnicas permitiram o estudo do potencial de sequestro florestal de carbono das matas ripárias em APPs rurais da Bacia Hidrográfica Tietê-Jacaré (BHTJ) no município de São Carlos, haja vista que a grande maioria das matas ripárias em APPs urbanas foram suprimidas para canalização dos cursos d'água.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Caracterização da área de estudo

A área de estudo escolhida foi a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos Tietê-Jacaré (UGRHI 13) dentro do município de São Carlos. O município de São Carlos localiza-se no centro do estado de São Paulo, o qual está contido na UGRHI 13 e na UGRHI 9 (Mogi-Guaçu), sendo 39,35% do território situado na UGRHI 13, e 60,65% na UGRHI 9 [6] (Figura 1).

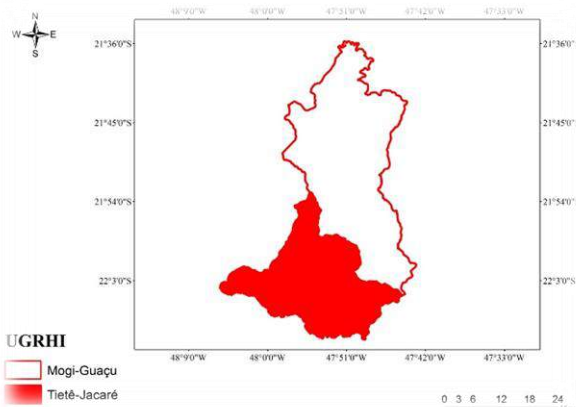


Figura 1 - Bacias Hidrográficas pertencentes ao município de São Carlos – SP.

O município possui uma população de 221.950 habitantes, sendo a população residente urbana 213.061 habitantes e a população residente rural 8.889 habitantes em uma área de 1.137,332Km<sup>2</sup> [7].

O município de São Carlos está localizado na província geomorfológica das Cuestas Basálticas [8] e seu clima é do tipo Cwa, conforme a classificação de Koeppen, apresentado inverno seco e verão chuvoso. A precipitação média é de 1422,8mm e a temperatura média anual é de 21.2°C, com a máxima média mensal 23°C nos meses de janeiro e fevereiro e a mínima média mensal 18°C no mês de julho [9].

As florestas: semi-decídua e ripária, cerrado e cerradão formam a vegetação do município [10-11]. Os principais tipos de uso do solo são: agricultura, reflorestamento e mineração.

### Índice de Biomassa Potencial

O Índice de Biomassa Potencial (IBP) foi baseado no modelo de Iverson *et al.* [3] e pelas adaptações desse modelo por Martins *et al.* [12] para o estado de São Paulo. Posteriormente foi estimada a densidade de CO<sub>2</sub>e

em toneladas por hectare (t/ha), pelo restauro florestal das matas ripárias da BHTJ no município de São Carlos.

No modelo foram atribuídos índices a dados de solo, pluviosidade, Índice Climático Modificado de Weck (ICMW) e topografia, utilizando a Equação 1 [3]. Para cada uma dessas quatro camadas consideradas foi atribuído um índice com valor de 25 pontos, totalizando 100 pontos no modelo para gerar um mapa de densidade de biomassa potencial.

$$IBP=I(ICMW)+I(pluviosidade)+I(topografia)+I(solos) \quad (1)$$

Para a execução deste trabalho o *software* utilizado foi o ArcGIS 10 [13].

Para a camada solos, a qual considera textura e fertilidade, o arquivo digital, em formato *shape*, contendo as classes de solo encontradas no município de São Carlos foi disponibilizado pela Professora Adriana Pires do Departamento de Ciências Ambientais da Universidade Federal de São Carlos – UFSCar.

Os dados referentes à pedologia do município foram digitalizados das quadrículas de São Carlos, bBrotas e dDescalvado disponíveis no Levantamento pPedológico sSemidetalhado do Estado de São Paulo do Instituto Agrônomo de Campinas – IAC na escala 1:100.000.

Foram utilizadas as seguintes classes de solos estabelecidas pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) [14]: Argissolo Vermelho-Amarelo, Gleissolo+Neossolo Flúvico, Latossolo Férrico, Latossolo Vermelho, Latossolo Vermelho-Amarelo, Neossolo Litólico, Neossolo Quartzarênico e Nitossolo.

Para a classificação da textura foi considerada a fração argila de cada tipo de solo, sendo apresentada por Oliveira e Prado [8] no memorial descritivo do Levantamento Pedológico Semidetalhado do Estado de São Paulo da Quadrícula de São Carlos.

Foram consideradas, portanto, cinco classes de textura distribuídas por tipo de solo: muito arenosa, arenosa, média, argilosa e muito argilosa [14].

A fim de compor as informações dos solos, foi realizada uma classificação da fertilidade para cada tipo de solo, haja vista a variação de fertilidade que ocorre nestes.

Os dados de fertilidade foram determinados a partir da análise dos atributos químicos e da descrição dos solos

contidos em Oliveira e Prado [8]; de informações adquiridas de profissionais da área de fertilidade dos solos que esclareceram a hierarquia dos solos no município quanto à fertilidade; e do mapa de remanescentes de vegetação do município de São Carlos, gerado pelo Departamento de Proteção dos Recursos Naturais (DPRN), na escala 1:50.000, e apresentado por Montañó [15], o qual considera os seguintes tipos de vegetação encontrados no município: cerrado, cerradão, capoeira, mata e vegetação de várzea.

Para este trabalho, apenas os locais de cerrado, cerradão e mata foram levados em conta na determinação da fertilidade, de modo que o arquivo em formato *shape* foi sobreposto com o *shape* de solos. Assim, foi possível identificar qual vegetação está contida em qual tipo de solo, tendo por base que os solos típicos de cerrado apresentam baixa fertilidade comparados aos solos típicos de mata.

Os fragmentos de vegetação remanescentes serviram de base para identificar a fertilidade dos solos, visto que o estoque de biomassa é maior em solos argilosos e de fertilidade alta e menor em solos arenosos e de fertilidade baixa, onde a presença de florestas caracteriza o solo mais fértil, e a presença de cerrado um solo menos fértil [16].

O arquivo digital dos remanescentes de vegetação, em formato *shape*, foi cedido pelo Professor Marcelo Montañó do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental da Universidade de São Paulo – USP.

Feita a análise dos atributos químicos juntamente com as informações recebidas pelos profissionais da área de solos e dos fragmentos de vegetação encontrados na BHTJ do município de São Carlos, foi possível classificar os solos da área de estudo em quatro classes: muito baixa, baixa, média e alta.

Contudo, considerando a textura e a fertilidade, o melhor tipo de solo contribuiu com 25 pontos e o pior tipo com 5 pontos. A distribuição dos pesos foi realizada por tipo de solo (Tabela 1).

Tabela 3. Distribuição dos pesos por tipos de solos

Solos	Pesos
Argissolo Vermelho-Amarelo	25
Neossolo Litólico	25
Latossolo Férrico	17
Nitossolo	17
Latossolo Vermelho	11
Gleissolo+Neossolo Flúvico	8
Latossolo Vermelho-Amarelo	8
Neossolo Quartzarênico	5

Já a camada referente à topografia é composta pelas variáveis altitude elipsoidal e declividade, sendo os 25 pontos da camada distribuídos em 13 pontos para a altitude e 12 pontos para a declividade.

Para obter a altitude da área de estudo foram utilizados dados de radar, do SRTM (Shuttle Radar Topography Mission), com resolução espacial de 90m, sistema de coordenadas Geográfica e Sistema de Referência WGS-84, quadrículas SF-22-X-D, SF-22-Z-B, SF-23-V-C e SF-23-Y-A do estado de São Paulo, os quais são usados para gerar os Modelos Digitais de Elevação [17].

A classe que se enquadra para a BHTJ no município de São Carlos é a 500 – 1.500m de altitude, com 11 pontos no modelo (Tabela 2) [12-3]. Foi adotada, portanto, essa pontuação para altitude.

Tabela 2. Distribuição dos pesos por altitude

Altitude (m)	Pesos
0 – 15	8
15 – 50	11
50 – 500	13
500 – 1.500	11
>1.500	7

A obtenção da declividade foi através do Modelo Digital de Elevação SRTM.

Iverson *et al.* [3] reportam que em áreas inclinadas podem ser encontrados valores altos de densidade de biomassa, mas ocorre que em áreas planas as densidades médias tendem a ser maiores que os terrenos inclinados.

Desse modo, a distribuição dos pesos ficou com 12 pontos para inclinações baixas e 8 pontos para inclinações elevadas (Tabela 3) [3]

Tabela 3. Distribuição dos pesos por declividade

Declividade (%)	Pesos
0 – 10	12
10 – 20	10
>20	8

A terceira camada que compõe o modelo é o ICMW, desenvolvido por Weck (1961, apud WECK [18]) para determinar a produtividade potencial de florestas na Alemanha com base em dados de clima, o qual não conseguiu testar seu índice. Iverson *et al.* [3] utilizaram tal índice com algumas modificações. Mais tarde, Martins *et al.* [12] usaram uma fórmula mais simples do ICMW (Equação 2).

$$ICMW = \frac{S(P_1 + \sqrt{P_2})(G)}{100(Tm)} \quad (2)$$

Onde:

“S (horas) é o comprimento médio do dia durante a estação de crescimento; P<sub>1</sub> (dm) é o número de meses nos quais a precipitação média anual é inferior a 200 mm; P<sub>2</sub> é o número de meses nos quais a precipitação média anual excede 200 mm; G (meses) é a duração da estação de crescimento, que corresponde ao número de meses sem ocorrência de déficit hídrico e Tm (Celsius) é a temperatura média do mês mais quente da estação de crescimento [12]”.

O arquivo digital, contendo o ICMW utilizado neste trabalho, em formato *raster*, foi o arquivo usado por Martins *et al.* [12], adaptado para a BHTJ no município de São Carlos. As variáveis empregadas foram estação de crescimento, solarimetria e temperatura média do mês mais quente do ano.

A variável estação de crescimento, que considerou os meses sem chuvas, foi obtida pelos autores das cartas do IBGE na escala 1:1.000.000, apresentando cinco grupos:

“Sem seca – ausência de períodos secos, com chuvas durante todo o ano. Subseca – período de seca geralmente inferior a um mês. 1 a 2 meses secos – período de seca entre 1 e 2 meses. 3 meses secos – seca durante 3 meses do ano. 4 a 5 meses secos – 4 a 5 meses sem chuvas [12]”.

Posteriormente, os autores superestimaram os períodos sem chuvas por meio de dados de meses secos, elevando, assim, a confiabilidade do modelo:

“Sem seca – considerado como ausência de déficit hídrico. Subseca – período de déficit equivalente a um mês. 1 a 2 meses secos – déficit equivalente a dois meses. 3 meses secos – 3 meses de déficit. 4 a 5 meses secos – considerado como 5 meses de déficit hídrico [12]”.

Para a variável solarimetria os autores buscaram os dados no Atlas Solarimétrico do Brasil [19], e para a variável temperatura e pluviosidade nas bases disponíveis em [20-21-22-23-24-25].

No modelo de Martins *et al.* [12], adaptado de Iverson *et al.* [3], os valores de ICMW ficaram entre 198 e 1.222, ocupando 25 classes distribuídas pelos 25 pontos. Assim, para a área de estudo da BHTJ os pesos ficaram distribuídos de 8 a 13 pontos [12].

A última camada do modelo é a pluviosidade, na qual o arquivo digital correspondente a ela, em formato *raster*, foi obtido de Hijmans *et al.* [20].

Essa base de dados WorldClim (disponível em <http://www.worldclim.org>) disponibiliza dados de temperatura máxima, média e mínima e precipitação que compõem diversos mapas climatológicos utilizados em modelagens. Uma base que divide o planeta apresentando dados para cada região, excetuando os polos [20].

As classes de precipitação com seus respectivos pesos considerados pelos autores, constam na Tabela 4 [12-3].

Tabela 4. Distribuição dos pesos por precipitação

Precipitação (mm)	Pesos
1.000 – 1.200	11
1.200 – 1.400	13
1.400 – 2.000	16
2.000 – 2.400	19
2.400 – 2.800	22
2.800 – 3.200	25
3.200 – 3.600	22
>3.600	19

Para a área de estudo deste trabalho, cuja precipitação está em torno de 1.400mm [9], foi considerada a classe 1.200 – 1.400mm com 13 pontos no modelo [12-3].

Em seguida foram atribuídos os pontos às camadas e confeccionados os mapas de pesos, em formato raster, correspondentes à cada uma das camadas do modelo.

A soma das camadas resultou no Mapa IBP com os índices de biomassa potencial para a área de estudo.

A calibração do modelo ocorreu com a atribuição de valores médios de biomassa de diferentes formações vegetais, disponíveis na literatura (Tabela 5), aos valores mínimo e máximo da escala de IBP [12]. De acordo com os mesmos autores a partir dessa atribuição, os valores intermediários foram encontrados adotando-se a escala

linear, já que anteriormente os diversos pesos tinham sido fixados para as variáveis.

O Mapa de Densidade de Biomassa Potencial, em t/ha, foi, portanto, confeccionado.

Tabela 5. Valores médios de biomassa encontrados na literatura

Fisionomia	t/há
Campo limpo, campo sujo e campo cerrado	<40
Cerrado strictu sensu, cerrado denso	41 – 120
Cerradão, estacional semidecidual	120 – 220
Estacional semidecidual, ombrófila mista	220 – 300

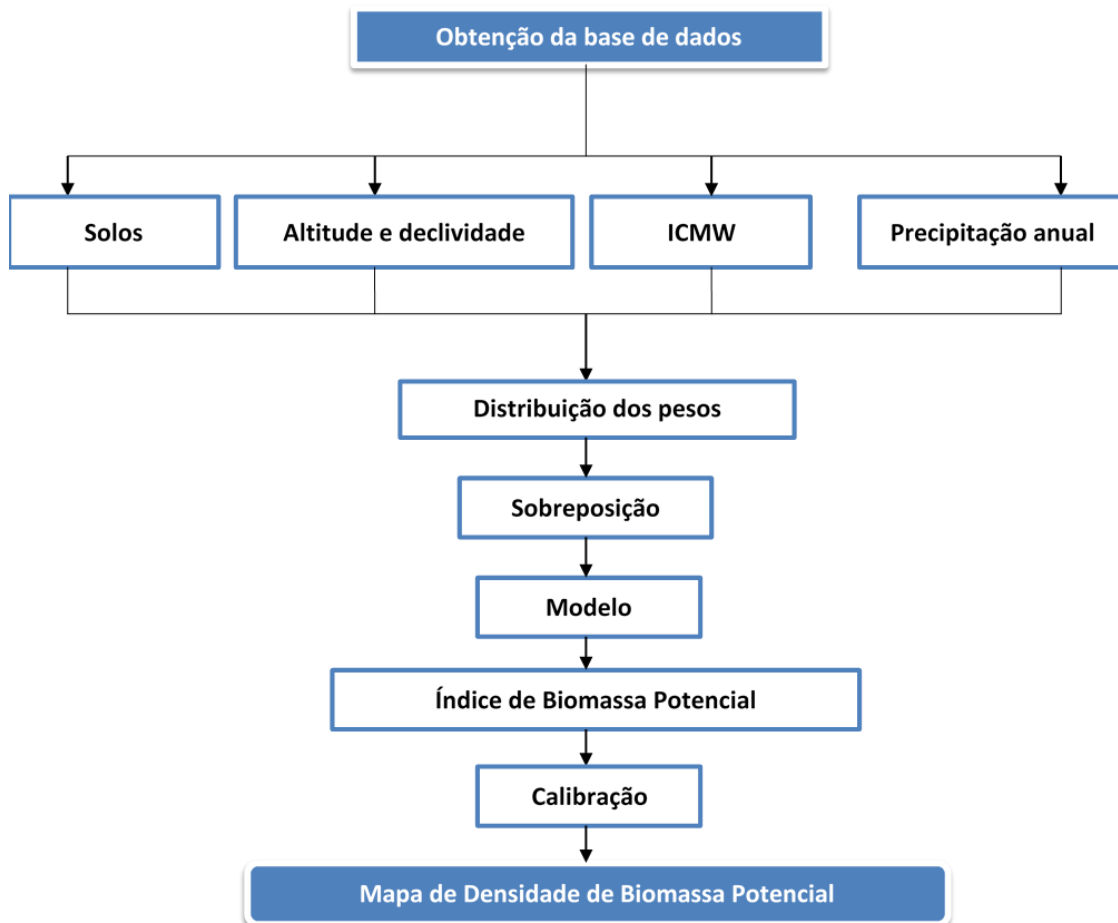


Figura 2 - Fluxograma com as etapas do modelo

Para estimar a densidade de CO<sub>2</sub>e das matas ripárias, visto que as RECs são comercializadas em tCO<sub>2</sub>e, o Mapa de Densidade de Biomassa Potencial (t/ha) foi

transformado em valores de tC/ha e posteriormente em tCO<sub>2</sub>e/ha.

O cálculo do estoque potencial de carbono foi realizado considerando que 47% da biomassa seca é carbono, já para a obtenção dos valores em tCO<sub>2</sub>e/ha o teor de carbono foi multiplicado por 3,67 [26].

Para estimar a densidade de CO<sub>2</sub>e das matas ripárias em APPs da área de estudo, o Mapa de Densidade de Biomassa Potencial foi sobreposto com o Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias elaborado por Dias *et al.* [27]. Desse modo, foram obtidos os valores de biomassa potencial para cada uma das categorias de degradação estabelecidas. As APPs classificadas com suas respectivas categorias que sobrepõem a área nula do IBP não constaram nos cálculos de potencial estimado.

Os valores de biomassa encontrados para as categorias de degradação, portanto, foram convertidos para tC/ha e para tCO<sub>2</sub>e/ha.

A fim de obter somente valores do sequestro florestal de carbono líquido potencial, pois são estes valores que interessam no comércio das RECs, foram calculados valores de biomassa por meio da subtração de valores médios atuais de biomassa dos valores de biomassa potencial encontrados para cada categoria. Esses valores de biomassa atual foram determinados por um cálculo

de média simples dos valores apresentados pelos autores Melo e Durigan [16], Saatchi *et al.* [28] e por outros autores contidos em Martins *et al.* [12].

Os valores médios de biomassa estabelecidos e adotados para as categorias foram, portanto, 100t/ha para a categoria arbóreo fechado, 50t/ha para a categoria arbóreo-arbustivo aberto e 20t/ha para a categoria herbáceo predominante.

Posteriormente os valores encontrados foram convertidos para tC/ha e para tCO<sub>2</sub>e/ha e multiplicados pela área total de cada categoria de degradação e somadas as três categorias, obtendo assim, um valor total do sequestro florestal de carbono potencial para as matas ripárias em APPs da área de estudo.

Com o total de tCO<sub>2</sub>e/ha determinado para cada categoria foi estimado o rendimento financeiro que o sequestro florestal de carbono poderá gerar para um projeto de restauro florestal de matas ripárias em APPs com base na cotação do preço de mercado em Euros (€) disponível no site: <<http://www.pointcarbon.com>>

Os valores de rendimento foram determinados inicialmente em Euros (€), moeda utilizada no mercado de carbono, e convertidos para Reais (R\$).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na camada solo a pontuação mais elevada, 25 pontos, foi distribuída para os solos mais férteis e argilosos, já a menor pontuação, 5 pontos, para o solo mais arenoso e menos fértil. O restante da pontuação foi distribuído entre os solos intermediários.

Para a camada topografia, a qual foi dividida em altimetria e declividade, a maior altitude encontrada na área de estudo foi 1.019m concentrada na parte leste da área, e a menor altitude encontrada foi 545m concentrada na parte oeste da área.

Com a definição da classe de altitude encontrada na área de estudo, 500 – 1500 m, o peso referente a essa classe que compõe o modelo foi 11 pontos.

Das classes de declividade encontradas na área de estudo há predominância de inclinação menor que 10%.

Os pesos adotados para as classes de declividade são 8, 10 e 12 pontos respectivamente, os quais foram

distribuídos conforme as classes de declividade estabelecidas.

A precipitação que ocorre na área de estudo sofre pequena variação durante o ano. O peso estabelecido para a classe de precipitação anual 1.200 – 1.400 mm encontrada para a área de estudo foi 13 pontos.

As classes de pesos do ICMW, de 8 a 13 pontos, mostram uma distribuição uniforme pela área, com pontuação maior concentrada no centro da área.

A soma das camadas: solo, altimetria, declividade, precipitação anual, e ICMW, com seus respectivos pesos atribuídos, resultou no IBP, que variou de 41 a 75. Ressalta-se que a pontuação máxima do modelo é 100 pontos; portanto, a modelagem está dentro da pontuação estabelecida.

O Mapa IBP é apresentado na Figura 3, onde os índices gerados se distribuem pela área, como pode ser observado.



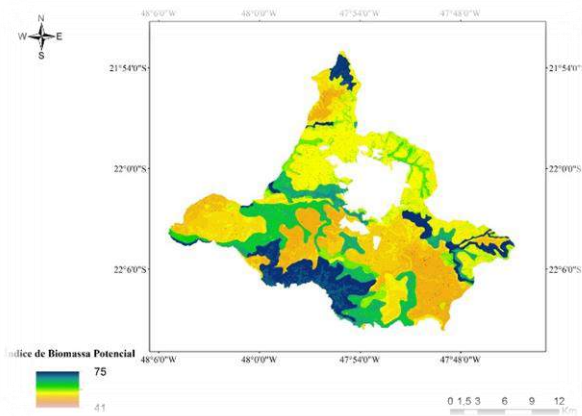


Figura 3 - Índice de Biomassa Potencial da BHTJ no município de São Carlos.

A maior pontuação foi encontrada principalmente ao sul da área, o que era esperado, já que a região concentra uma vegetação arbórea maior.

A zona urbana do município não foi inserida como área de estudo, portanto, foi considerada nula no modelo. Dessa forma, não foram obtidos valores de IBP para a zona urbana.

Com a calibração foram obtidas as médias para locais com formação vegetal de cerrado, cerradão e mata (Tabela 6)

Tabela 6. Densidade de biomassa potencial média obtida da calibração do modelo

Fitofisionomia	Biomassa (t/ha)
Cerrado	124
Cerradão	116
Mata	221

É possível notar, ao comparar com valores da literatura, que para os locais de mata o resultado foi compatível, mas para cerrado e cerradão os valores não foram os esperados. Isso pode ser explicado considerando que na amostragem das fitofisionomias os melhores solos são os mais cobiçados, portanto, os melhores cerradões deram lugar para a agricultura ou outros usos.

Observando a frequência de mata em Latossolo Férrico, pode-se dizer que áreas que estejam classificadas como cerrado tem condições de evoluir para cerradão. Autores como Miranda, Bustamante e Miranda [29] e Moreira [30] mencionam que a não ocorrência de queimadas nos cerrados em períodos variados de tempo permite que

estes adotem fisionomias como cerradão e floresta estacional semi-decidual.

Desse modo, a média do IBP para cerradão foi menor, considerando o desmatamento em solos mais férteis, enquanto a média do IBP para cerrado foi maior por haver áreas de cerradão degradado com potencial para regeneração, principalmente em Latossolo Férrico e Latossolo Vermelho.

A partir do IBP gerado para a BHTJ no município de São Carlos, foi confeccionado o mapa com os valores de densidade de biomassa potencial (Figura 4). Vale ressaltar que esta é a biomassa potencial estimada para a área de estudo e não a biomassa atual existente na área.

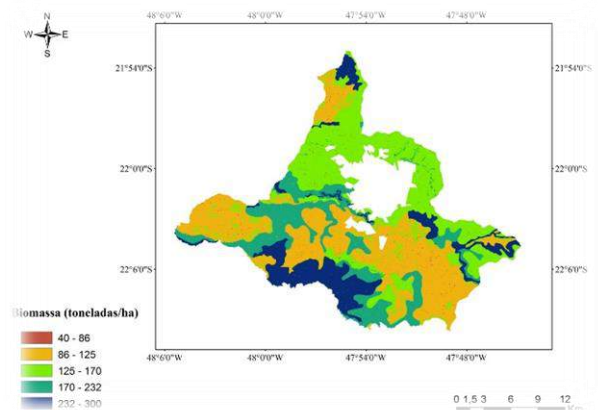


Figura 4 - Toneladas de biomassa estimadas para a BHTJ no município de São Carlos

O menor valor de biomassa potencial encontrado, 40t para campo, e o maior, 300t para floresta estacional semidecidual, evidencia a transição das formações florestais.

Os maiores valores de biomassa potencial determinados estão nos melhores solos, principalmente onde ainda se encontram fragmentos florestais.

Como observado na Figura 7, o mapa apresenta apenas a densidade de biomassa potencial determinada para toda a área de estudo. As toneladas de biomassa potencial foram, portanto, transformadas para toneladas de carbono (C) e dióxido de carbono equivalente (CO<sub>2</sub>e). Os respectivos valores estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7. Densidade de biomassa potencial estimada, de carbono e de dióxido de carbono equivalente para a BHTJ em São Carlos

Biomassa (t/ha)	Carbono – C (t/ha)	Dióxido de carbono equivalente - CO <sub>2</sub> e (t/ha)
40 – 78	19 – 37	69 – 135
78 – 124	37 – 58	135 – 214
124 – 169	58 – 79	214 – 292
169 – 231	79 – 109	292 – 398
231 - 300	109 – 141	398 – 517

Assim como os valores de biomassa potencial, os maiores valores de CO<sub>2</sub>e verificados estão nos melhores solos, especialmente onde ainda se encontram fragmentos florestais.

Pretendendo atingir o objetivo deste trabalho que é determinar o potencial de sequestro florestal de carbono de matas ripárias em APPs, a densidade de biomassa potencial foi obtida para cada categoria estabelecida para as APPs da área de estudo (Figura 5) [27]

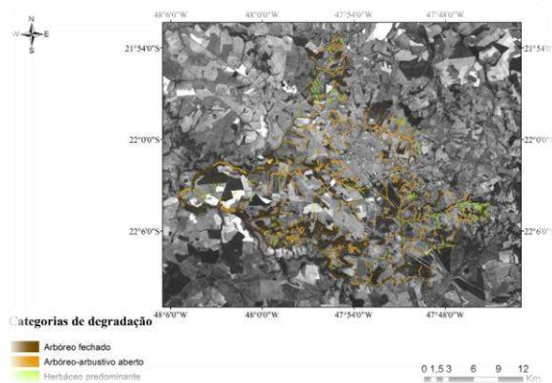


Figura 5 - Categorias de degradação das matas ripárias

A sobreposição do Mapa de Densidade de Biomassa Potencial com o Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias resultou nas toneladas de biomassa potencial para cada categoria de degradação (Tabela 8).

Tabela 8. Densidades de biomassa potencial estimada, de carbono e de dióxido de carbono equivalente para as matas ripárias.

Categorias	Biomassa (t/ha)	Carbono – C (t/ha)	Dióxido de carbono equivalente - CO <sub>2</sub> e (t/ha)
Arbóreo fechado	201,71	94,80	347,92
Arbóreo-arbustivo aberto	173,46	81,53	299,22
Herbáceo predominante	161,35	75,83	278,30

Transformando estes valores para obtenção das densidades de sequestro florestal de carbono potencial, obteve-se os valores apresentados na Tabela 9.

Tabela 9. Densidades de sequestro florestal de carbono potencial estimado para as matas ripárias

Categorias	Biomassa (t/ha)	Carbono – C (t/ha)	Dióxido de carbono equivalente - CO <sub>2</sub> e (t/ha)
Arbóreo fechado	101,71	47,80	175,43
Arbóreo-arbustivo aberto	123,46	58,03	212,97
Herbáceo predominante	141,35	66,43	243,80

O sequestro potencial para as três categorias de degradação corresponde a 388.523,29 toneladas de biomassa em 3.332,45ha de APP. Isto corresponde a um total de 670.163,82t CO<sub>2</sub>e para as APPs.

Na categoria arbóreo fechado, com área total de aproximadamente 1.371,68ha, há predominância de formação florestal que já sequestrou quantidades consideráveis de carbono, mas ainda possuem um potencial de sequestro a ser atingido até o amadurecimento dessas florestas. Para esta categoria foi estimada uma densidade potencial de 175,43t CO<sub>2</sub>e/ha.

Para a categoria arbóreo-arbustivo aberto, cuja área total é aproximadamente 1.572,99ha, o valor de CO<sub>2</sub>e potencial estimado é 212,97t/ha. Nessas áreas a vegetação ainda não atingiu um porte de floresta, portanto, o restauro florestal dessas matas permitirá grande ampliação no estoque de carbono.

Na categoria herbáceo predominante, cuja área total é de aproximadamente 387,78ha, não há formação florestal, o potencial de CO<sub>2</sub>e esperado para essa categoria é maior, sendo 243,80t/ha. Com o restauro florestal dessas áreas, a fixação de carbono será maior

até que a floresta amadureça e o estoque se estabilize em 243,80t/ha.

Com os valores de densidade de CO<sub>2</sub>e determinados para cada categoria de degradação, estimou-se também o rendimento financeiro que estes podem gerar com base de € 1.00 por tonelada de CO<sub>2</sub>e por hectare (valor cotado no site: <<http://www.pointcarbon.com>>. Acesso em: 26 de abril de 2013. Os valores de rendimento foram apresentados em Real com cotação do dia 26 de abril de 2013 (€ 1.00 = R\$ 2,60).

**Tabela 10. Comparação do rendimento e custo de restauro florestal para as três categorias de degradação, com o valor de € 1.00 por tCO<sub>2</sub>e (valores em R\$ de abril de 2013).**

Categorias	Dióxido de carbono equivalente - CO <sub>2</sub> e (t/ha)	Rendimento financeiro (R\$/ha)
<b>Arbóreo fechado</b>	175,43	456,12
<b>Arbóreo-arbustivo aberto</b>	212,97	553,72
<b>Herbáceo predominante</b>	243,80	633,88

Nota-se que o rendimento com a venda das RECs é baixo e não cobre os custos do restauro florestal se o preço pago pela tCO<sub>2</sub>e for baixo. Posto isso, a geração das RECs pelos projetos de sequestro florestal de carbono arcaria parcialmente com os custos dos projetos de restauro florestal das matas ripárias em APPs. Isto acontece devido a desvalorização da tCO<sub>2</sub>e no mercado de carbono.

Com base no trabalho de Birch *et al.* [31], onde os autores fazem análises econômicas sobre áreas de restauro e regeneração em combate à degradação ambiental, observou-se que os custos do restauro não são pagos com um valor baixo por tonelada de CO<sub>2</sub>e. Isto, portanto, se comprova com a projeção feita neste trabalho para as matas ripárias em APPs da BHTJ em São Carlos.

## CONCLUSÕES

O modelo escolhido para determinar o potencial de sequestro florestal de carbono mostrou-se adequado. O levantamento dos valores de toneladas de CO<sub>2</sub>e por hectare, determinados para cada categoria de degradação estabelecida para as matas ripárias da área de estudo, através do restauro florestal de suas matas ripárias, oferece subsídios para a implementação de projetos no âmbito do MDL, incentivando os proprietários rurais.

O uso de um mapa pedológico em escala maior para a modelagem, 1:10.000 por exemplo, seria o mais indicado. Entre as camadas consideradas no modelo IBP, a que mais contribuiu com os resultados gerados foi a camada solo, visto que as camadas precipitação anual e altitude tiveram apenas uma classe de peso. Assim, uma variedade maior dos tipos de solos encontrados em áreas menores, devido ao nível de detalhe, proporcionará uma diversidade maior também na fertilidade dos solos e conseqüentemente apresentará valores de IBP mais condizentes com os valores utilizados na calibração do modelo.

Dessa forma, permite-se concluir que as florestas, ainda jovens e degradadas, sequestrarão uma quantidade considerável de carbono até atingir o porte máximo a partir do restauro florestal dessas APPs.

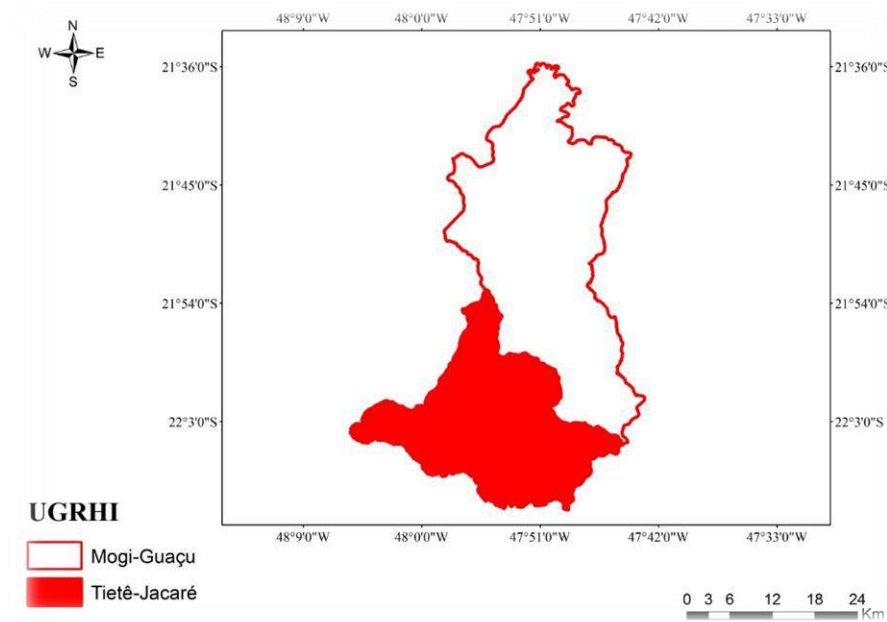


Figura 1 - Bacias Hidrográficas pertencentes ao município de São Carlos – SP

Tabela 1 - Distribuição dos pesos por tipos de solos

Solos	Pesos
Argissolo Vermelho-Amarelo	25
Neossolo Litólico	25
Latossolo Férrico	17
Nitossolo	17
Latossolo Vermelho	11
Gleissolo+Neossolo Flúvico	8
Latossolo Vermelho-Amarelo	8
Neossolo Quartzarênico	5

Tabela 2 - Distribuição dos pesos por altitude

Altitude (m)	Pesos
0 – 15	8
15 – 50	11
50 – 500	13
500 – 1.500	11
>1.500	7

Tabela 3 - Distribuição dos pesos por declividade.

Declividade (%)	Pesos
0 – 10	12
10 – 20	10
>20	8

Tabela 4 - Distribuição dos pesos por precipitação.

Precipitação (mm)	Pesos
1.000 – 1.200	11
1.200 – 1.400	13
1.400 – 2.000	16
2.000 – 2.400	19
2.400 – 2.800	22
2.800 – 3.200	25
3.200 – 3.600	22
>3.600	19

Tabela 5 - Valores médios de biomassa encontrados na literatura.

Fisionomia	t/ha
Campo limpo, campo sujo e campo cerrado	<40
Cerrado strictu sensu, cerrado denso	41 – 120
Cerradão, estacional semidecidual	120 – 220
Estacional semidecidual, ombrófila mista	220 – 300

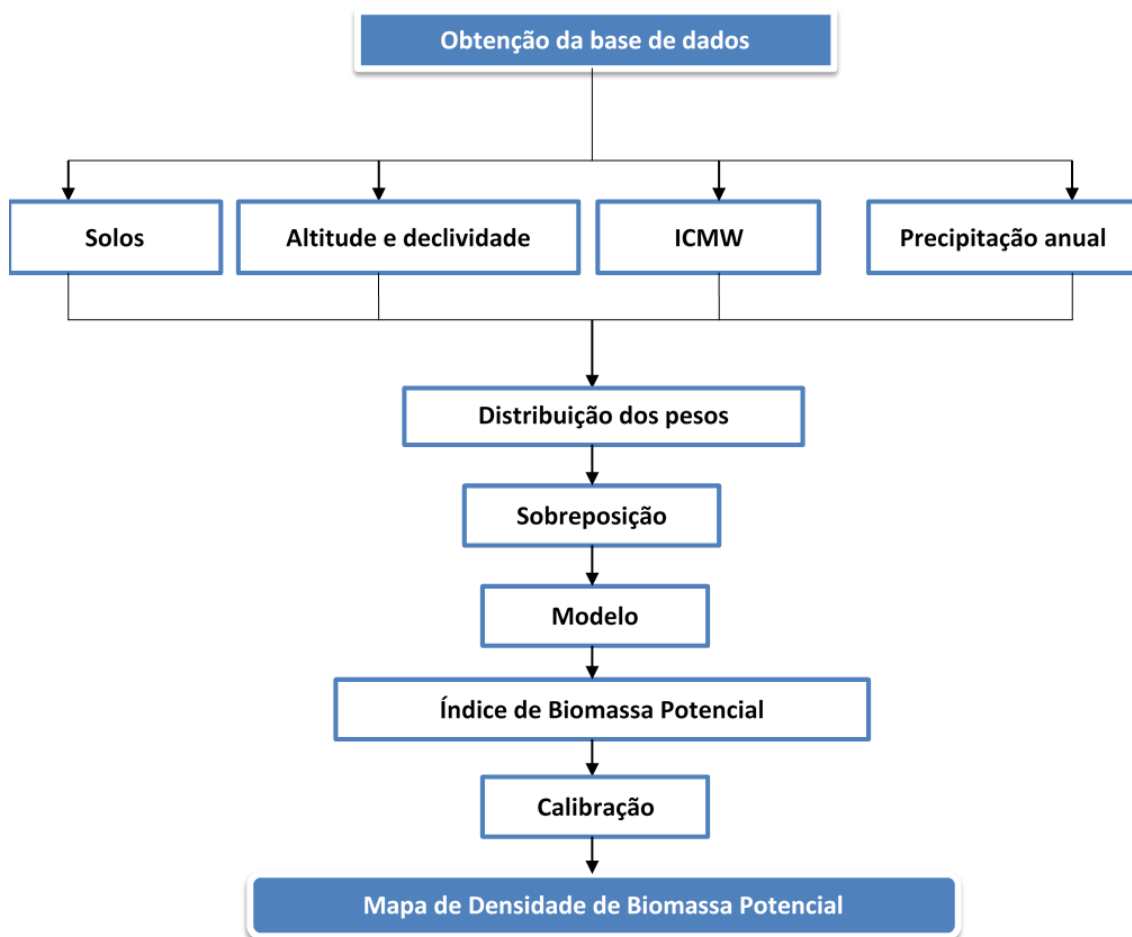


Figura 2 - Fluxograma com as etapas do modelo.

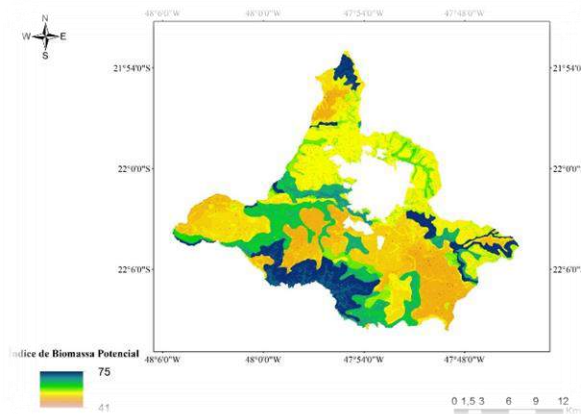


Figura 3 - Índice de Biomassa Potencial da BHTJ no município de São Carlos.

Tabela 6 - Densidade de biomassa potencial média obtida da calibração do modelo.

Fitofisionomia	Biomassa (t/ha)
<b>Cerrado</b>	124
<b>Cerradão</b>	116
<b>Mata</b>	221

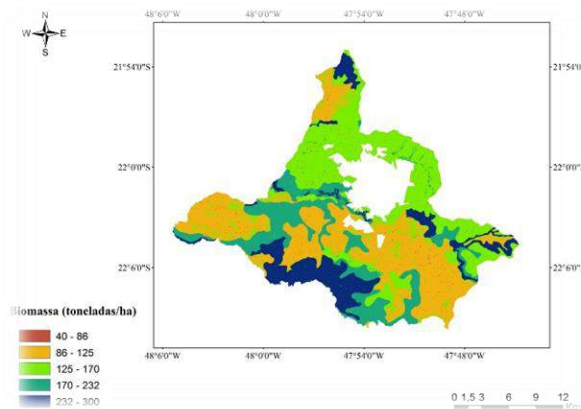


Figura 4 - Toneladas de biomassa estimadas para a BHTJ no município de São Carlos.

Tabela 7 - Densidade de biomassa potencial estimada, de carbono e de dióxido de carbono equivalente para a BHTJ em São Carlos.

Biomassa (t/ha)	Carbono - C (t/ha)	Dióxido de carbono equivalente - CO <sub>2</sub> e (t/ha)
<b>40 - 78</b>	19 -	69 - 135
<b>78 - 124</b>	37 - 58	135 - 214
<b>124 - 169</b>	58 - 79	214 - 292
<b>169 - 231</b>	79 - 109	292 - 398
<b>231 - 300</b>	109 - 141	398 - 517

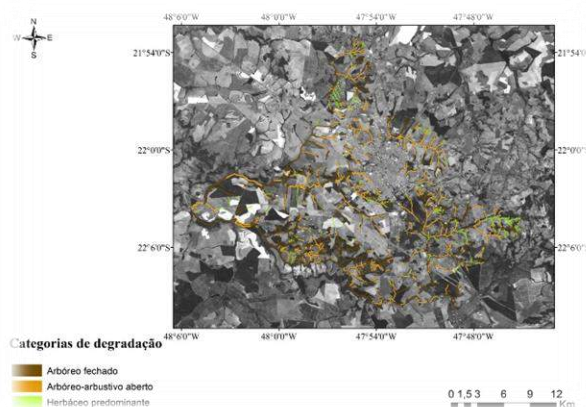


Figura 5 - Categorias de degradação das matas ripárias.

Tabela 8 - Densidades de biomassa potencial estimada, de carbono e de dióxido de carbono equivalente para as matas ripárias.

Categorias	Biomassa (t/ha)	Carbono – C (t/ha)	Dióxido de carbono equivalente - CO2e (t/ha)
<b>Arbóreo fechado</b>	201,71	94,80	347,92
<b>Arbóreo-arbustivo aberto</b>	173,46	81,53	299,22
<b>Herbáceo predominante</b>	161,35	75,83	278,30

Tabela 9 - Densidades de sequestro florestal de carbono potencial estimado para as matas ripárias.

Categorias	Biomassa (t/ha)	Carbono – C (t/ha)	Dióxido de carbono equivalente - CO2e (t/ha)
<b>Arbóreo fechado</b>	101,71	47,80	175,43
<b>Arbóreo-arbustivo aberto</b>	123,46	58,03	212,97
<b>Herbáceo predominante</b>	141,35	66,43	243,80

Tabela 10 - Comparação do rendimento e custo de restauro florestal para as três categorias de degradação, com o valor de € 1.00 por tCO2e (valores em R\$ de abril de 2013).

Categorias	Dióxido de carbono equivalente - CO2e (t/ha)	Rendimento financeiro (R\$/ha)
<b>Arbóreo fechado</b>	175,43	456,12
<b>Arbóreo-arbustivo aberto</b>	212,97	553,72
<b>Herbáceo predominante</b>	243,80	633,88

## AGRADECIMENTOS

À CAPES pela concessão da bolsa de Mestrado à primeira autora, possibilitando a realização deste trabalho.

À Prof.a Adriana Pires do Departamento de Ciências Ambientais da UFSCar, ao Prof. Marcelo Montañó da USP e ao Odo Primavesi pelas informações disponibilizadas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BROWN, S. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer. **FAO Forestry Paper 134**. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. 1997.
- HOUGHTON, R. A *et al.* The **Spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon**: a comparison of estimates. *Global Change Biology*, v.7, p.731-746, 2001.
- IVERSON, L. R. *et al.* Use of GIS for Estimating Potential and Actual Forest Biomass for Continental South and Southeast Asia. In: DALE, V. H. (Ed.). **Effects of land-use change on atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations**: South and Southeast Asia as a case study. New York: Springer-Verlag, 1994. p. 67-116.
- HERRERO, C.; BRAVO, F. Can we get an operational indicator of forest carbon sequestration? A case study from two forest regions in Spain. **Ecological Indicators**, 2011.
- BARBOSA, L. M. Recuperação florestal de áreas degradadas no Estado de São Paulo: histórico, situação atual e projeções. In: \_\_\_\_\_ (Coord.). **Manual para recuperação de áreas degradadas do estado de São Paulo**: matas ciliares do interior paulista. Guaratinguetá: [s.n.], 2006, p. 04-25.
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS – IPT. **Diagnóstico da situação atual dos Recursos Hídricos e estabelecimento de diretrizes técnicas para a elaboração do Plano da Bacia Hidrográfica do Tietê/Jacaré** – Relatório Zero. São Paulo, 2000. CD-ROM.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo 2010**. 2010.
- OLIVEIRA, J. B.; PRADO, H. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo**: quadrícula de São Carlos. II. Memorial descritivo. Campinas, Instituto Agrônomo, 1984. 188p.
- CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS A AGRICULTURA - CEPAGRI. **Clima dos municípios paulistas**. 2012. Disponível em: <[http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima\\_muni\\_549.html](http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_549.html)>. Acesso em: 18 nov. 2012.
- SOARES, J. J.; SILVA, D. W.; LIMA, M. I. S. Current state and projection of the probable original vegetation of the São Carlos Region of São Paulo State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 3, p.527–536, 2003.
- OLIVEIRA, C. H. **Planejamento ambiental na cidade de São Carlos (SP) com ênfase nas áreas públicas e áreas verdes: diagnóstico e propostas**. 1996. Dissertação (Mestrado) – Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1996.
- MARTINS, O. S. *et al.* Estimativa da densidade de biomassa potencial com uso de SIG no Estado de São Paulo. **Cadernos da Mata Ciliar**, São Paulo, n. 2, 2009.
- ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, INC. (ESRI). ArcGIS. **Professional GIS for the desktop**, versão 10 CA. 2013.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de solos**. Rio de Janeiro, 1999. 412p.
- MONTAÑO, M. **Os recursos hídricos e o zoneamento ambiental: o caso do município de São Carlos (SP)**. 2002. Dissertação (Mestrado) – Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.
- MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, n. 71, p. 149-154, 2006.
- MIRANDA, E. E. de; (Coord.). **Brasil em Relevo**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <<http://www.relevobr.cnpem.embrapa.br>>. Acesso em: 14 nov. 2012.



WECK, J. An improved CVP-index for the delimitation of the potential productivity zones of forest lands of India. **Indian Forester**, v. 96, p. 565-572, 1970.

ATLAS SOLARIMÉTRICO DO BRASIL. Recife: UFPE, 2000.

HIJMANS, R. *et al.* Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 25, p. 1965–1978, 2005.

VOSE, R. S. *et al.* **The Global Historical Climatology Network**: Long-term monthly temperature, precipitation, sea level pressure, and station pressure data . Oak Ridge National Laboratory, Carbon Dioxide Information Analysis Center, 1992.

WMO. **Climatological Normals (Climo) for the Period 1961-1990**. Secretariat of World Meteorological Organization, 1996.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO – FAOCLIM 2.0 A World-Wide Agroclimatic Database. **Food and Agriculture Organization of the United Nations**, Roma, Itália, 2001.

JONES, P.G.; GLADKOV, A. **FloraMap**. A Computer Tool for Predicting the distribution of Plants and Other Organisms in the Wild. Version 1.02. Centro Internacional de Agricultura Tropical: Cali, Colômbia, 2003.

UNH. **R-Hydronet**: A Regional, Electronic Hydrometeorological Data Network for South America, Central America, And The Caribbean. Water Systems Analysis Group, Universidade de New Hampshire, 2007.

EGGLESTON, S. *et al.* (Ed.). Agriculture, Forestry and Other Land Use. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. **Intergovernmental Panel on Climate Change**, v. 4, 2006.

DIAS, R. M. *et al.* Identificação dos Níveis de Degradação de Matas Ripárias com o Uso de SIG. **Floresta e Ambiente**, v. 21, n. 2, p. 150-161, 2014.

SAATCHI, S. S. *et al.* Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. **Global Change Biology**, n. 13, p. 816–837, 2007.

MIRANDA, H. S., BUSTAMANTE, M. M. C.; MIRANDA, A. C. The fire factor. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds) **The Cerrados of Brazil**: ecology and natural history of a neotropical savanna. New York: Columbia University Press, 2002. p 51–68.

MOREIRA, A. G. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography**. n. 27, p. 1021–1029, 2000.

BIRCH, J. C. Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services. **PNAS**, v. 107, n. 50, p. 21925–21930, 2010.

## BIOENGENHARIA DE SOLOS: APLICABILIDADE NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS MINERADAS E NA OFERTA DE SERVIÇOS AMBIENTAIS

### SOIL BIOENGINEERING: ITS APPLICABILITY IN MINING AREAS RECOVERY AND IN THE PROVISION OF ENVIRONMENTAL SERVICES

**Maria Lucia Solera**

Bióloga, Doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Unesp-Sorocaba, Pesquisadora do Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT), São Paulo, SP, Brasil. lucinha@ipt.br

**Amarilis Lucia C. F. Gallardo**

Doutora em Engenharia, Profa. do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil.

Profa. do Programa de Mestrado em Gestão Ambiental e Sustentabilidade e do Mestrado em Cidades Inteligentes e Sustentáveis da Uninove – Campus Memorial, São Paulo, SP, Brasil. amarilis@uninove.br

**Caroline Almeida Souza**

Eng. Florestal, Mestre em Economia Ecológica, Pesquisadora do Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT), São Paulo, SP, Brasil. caroline@ipt.br

**Mariana H. Carneseca Longo**

Bióloga, Mestre em Conservação de Ecossistemas Florestais, Pesquisadora do Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT), São Paulo, SP, Brasil. marihc@ipt.br

**Tania de Oliveira Braga**

Geóloga, Pesquisadora do Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT), São Paulo, SP, Brasil. taniabrg@ipt.br

## RESUMO

Esta pesquisa discute a aplicabilidade de técnicas de bioengenharia de solos na recuperação de áreas degradadas por mineração e a maximização da provisão dos serviços ambientais associados. Os objetivos desta pesquisa são: i) identificar a aplicabilidade das técnicas de bioengenharia de solos para atenuar ou incrementar os efeitos dos processos naturais (biofísicos) em áreas mineradas; ii) analisar a aplicabilidade da bioengenharia de solos na fase de recuperação de áreas degradadas por mineração; iii) identificar os potenciais serviços ambientais associados a áreas mineradas a serem recuperadas com técnicas de bioengenharia de solos. Foram identificadas e caracterizadas as técnicas de bioengenharia de solos aplicadas no Brasil. Os serviços ambientais, associados a essas técnicas, foram agrupados nas seguintes categorias: suporte, regulação e cultura, com destaque para aqueles relacionados com o aumento das reservas de carbono, formação de habitats, aumento da biodiversidade, e melhoria das condições físicas do solo.

**Palavras-Chave:** recuperação vegetal, serviços ambientais, recuperação de áreas mineradas.

## ABSTRACT

This study discusses the applicability of soil bioengineering techniques in recovering degraded areas due to the mining activity and the maximized provision of associated environmental services. The objectives of this study are: i) to identify the applicability of soil bioengineering techniques in attenuating or enhancing the effects of natural (biophysical) processes in mining areas; ii) to analyze the applicability of soil bioengineering in the recovery phase of degraded areas by the mining activity; iii) to identify the potential environmental services associated to mining areas to be recovered with the use of soil bioengineering techniques. Soil bioengineering techniques currently applied in Brazil were identified and characterized. The environmental services, associated to them, were grouped into the following categories: support, regulation and culture, highlighting the ones related to carbon stocks increase, habitats formation, biodiversity increase, and improvement of soil physical conditions.

**Keywords:** vegetal recovery, environmental services, recuperation of mining areas.

## RESUMÉN

Esta investigación analiza la aplicabilidad de las técnicas de bioingeniería de suelo para la recuperación de áreas mineras degradadas y la maximización de la prestación de los servicios ambientales asociados. Los objetivos de esta investigación son: i) identificar la aplicabilidad de las técnicas de bioingeniería de suelo para reducir o aumentar los efectos de los procesos naturales (biofísicos) en las zonas minadas; ii) analizar la aplicación de la bioingeniería de suelos en la recuperación de áreas degradadas por la minería; iii) identificar los potenciales servicios ambientales asociados a las áreas de minería y que deberán ser recuperadas con técnicas de bioingeniería de suelos. Fueron identificadas y caracterizadas las técnicas de bioingeniería de suelos aplicadas en Brasil. Los servicios ambientales, asociados a esas técnicas, se agruparon en las siguientes categorías: el apoyo, la regulación y la cultura especialmente, los relacionados con el aumento de las reservas de carbono, formación de hábitats, acrecimiento de la biodiversidad, y mejoría de las condiciones físicas del suelo.

**Palabras-Clave:** recuperación vegetal, servicios ambientales, recuperación de áreas mineradas.

## INTRODUÇÃO

A etapa de recuperação pós-uso da mineração consiste em uma obrigatoriedade legal no país desde 1989 (Decreto Federal nº 97.632/1989) e, de acordo com Almeida e Sánchez (2005, p.47), “[...] a recuperação de áreas degradadas pela mineração normalmente envolve atividades que têm o objetivo de restabelecer a vegetação”. A revegetação tem sido uma medida adotada com regularidade, principalmente, em minas localizadas em zonas rurais (BITAR, 1997). Os primeiros trabalhos sistemáticos de recuperação de áreas mineradas visavam a revegetação rápida para recobrimento do solo que, na maioria dos casos, tinha como motivação apenas o controle da erosão (estabilidade física) e o cumprimento de exigência legal (DIAS; ASSIS, 2011), ou ainda com vistas à atenuação do impacto visual (MECHI; SANCHES, 2010), porém sem atingir o patamar esperado quanto ao sucesso em termos ecológicos (ALMEIDA; SÁNCHEZ, 2005).

Desde os levantamentos de Griffith, Dias e Jucksch (1994), que destacavam a recorrência das práticas de reflorestamentos homogêneos com espécies exóticas, notadamente eucalipto e pinus, e o uso intensivo da hidro-semeadura com gramíneas, técnica do tapete verde, historicamente, o uso de espécies nativas, limita-se a áreas indicadas pelos órgãos ambientais, principalmente, áreas de preservação permanente, como indicado por Bitar (1997) e, reforçado por Almeida e Sánchez (2005).

Nos últimos vinte anos, o conhecimento acumulado sobre a dinâmica das formações naturais e a experiência adquirida na restauração de áreas degradadas tem conduzido a uma significativa mudança na orientação dos projetos de recuperação (JAKOVAC, 2007), com vistas a conciliar velocidade no recobrimento do solo aos objetivos ecológicos de uma abordagem sucessional, cuja importância vinha sendo destacada (GRIFFITH; DIAS; JUCKSCH, 1996).

De acordo com Ferreira *et al.* (2010), há pouca pesquisa no Brasil acerca da avaliação do sucesso dos reflorestamentos e eficiência de técnicas empregadas para recuperar ambientes degradados. Mechi e Sanches (2010) destacam que as áreas mineradas, frequentemente situadas em locais de importância para a preservação da biodiversidade e dos recursos hídricos, não oferecem condições para propiciar regeneração natural, devendo ser prospectadas técnicas adequadas para recuperar o ambiente degradado.

A discussão sobre as boas práticas da etapa de recuperação de áreas mineradas, o que inclui o componente vegetal em termos de biodiversidade, vem ganhando relevância no setor mineral (NERI; SÁNCHEZ, 2012). No caso de minerações inseridas em biomas importantes, é recomendável a restauração de ecossistemas florestais a qual pode ser estimulada pelo plantio de espécies facilitadoras de sucessão natural, de modo a proporcionar atração da fauna, crescimento vegetal rápido e grande deposição de serapilheira (CHADA; CAMPELLO; FARIA, 2004).

Com vistas a diversificar as técnicas de recuperação de áreas degradadas por mineração, para além das convencionalmente aplicadas, encontra-se a bioengenharia de solos, uma tecnologia que, segundo Durlo e Sutili (2005), emprega o uso de materiais vivos, isolados ou combinados com materiais inertes para estabilização de margens de cursos d’água e taludes naturais ou construídos. Na bioengenharia de solos, as espécies vegetais são arranjadas em distintos modelos construtivos, conjugando funcionalidade estrutural e ecológica, para recuperar ambientes em diferentes contextos de degradação (GRAY; SOTIR, 1995; SUTILI, 2007; EVETTE *et al.*, 2009; FERNANDES; FREITAS, 2011).

A bioengenharia de solos prioriza as conexões biológicas e as interações ambientais resultantes permitindo usar a matéria-prima vegetal existente no entorno com eficiência técnica (HOLANDA; ROCHA; OLIVEIRA, 2008). Tem por premissa minimizar o grau de artificialidade em suas intervenções (FERNANDES; FREITAS, 2011), não só por privilegiar a vegetação como elemento estrutural, mas também por utilizar materiais inertes naturais, como pedras e madeira, esta última, por meio de sua decomposição, cria condições para que a vegetação se reestabeleça na área degradada (MOSCATELLI *et al.*, 2009).

Na perspectiva de sustentabilidade ambiental, a manutenção dos estoques físicos de capital natural ou o provimento das funções e processos ecológicos podem ser mensurados pelos serviços ambientais providos (CAVALCANTI, 2004). Os

serviços ambientais podem ser entendidos como os benefícios obtidos dos ecossistemas de modo direto e indireto (COSTANZA *et al.*, 1997; GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

Nesse contexto, insere-se como problema de pesquisa discutir a aplicabilidade de técnicas de bioengenharia de solos na recuperação de áreas mineradas, assumindo que tais técnicas podem ampliar os serviços ambientais oferecidos nessa etapa do ciclo de vida de um empreendimento mineral. Essa pesquisa, exploratória e qualitativa, tem como objetivos: i) identificar a aptidão das técnicas de bioengenharia de solos utilizadas no Brasil para atenuar ou incrementar efeitos dos processos naturais (biofísicos) em áreas mineradas; ii) analisar a aplicabilidade da bioengenharia de solos na fase de recuperação de áreas mineradas; e iii) identificar os potenciais serviços ambientais associados às técnicas de bioengenharia de solos a áreas mineradas a ser recuperadas com técnicas de bioengenharia de solos.

## MATERIAL E MÉTODO

Esta pesquisa tem como base a obtenção e análise de dados coletados em campo. Para que a coleta de dados em campo não só permitisse a identificação e caracterização das técnicas de bioengenharia de solos aplicadas no Brasil, mas também favorecesse a análise dessas técnicas quanto sua aptidão para o controle dos processos biofísicos, sua aplicabilidade na recuperação de áreas mineradas e seu potencial na geração de serviços ambientais, foi utilizado um protocolo adaptado do Barômetro da Sustentabilidade.

### *Protocolo de Coleta e Análise de Dados*

Para orientar e sistematizar a coleta de dados referentes às técnicas de bioengenharia de solos utilizadas no Brasil e os serviços ambientais decorrentes, estabeleceu-se um protocolo adaptado do Barômetro da Sustentabilidade (PRESCOTT-ALLEN, 1997), que é considerado uma das três principais ferramentas de avaliação da sustentabilidade (VAN BELLEN, 2004). Algumas proposições que utilizam essa ferramenta corroboram essa escolha metodológica. Gonçalves e Dziedzic (2012) desenvolveram, com base na mesma, a ferramenta de Diagnóstico Socioambiental Empresarial para auxiliar gestores na tomada de decisão com base em indicadores socioambientais, de sustentabilidade e de desempenho ambiental; Cetrulo, Molina e Malheiros (2013), por sua vez, também utilizaram a mesma para orientar na

elaboração do Barômetro da Sustentabilidade Estadual, garantindo a solidez na utilização da base de dados e a construção de parâmetros de sustentabilidade disponíveis, que foi aplicado para o Estado de Rondônia. O Barômetro da Sustentabilidade é uma ferramenta proposta para mensurar a sustentabilidade de um sistema, pautada em aspectos socioambientais. Essa ferramenta, que pela sua versatilidade e arranjo se presta a cotejamentos, nessa pesquisa é usada para orientar a discussão de proposições similares (técnicas de bioengenharia de solos) em contextos distintos dos quais foi empregada (áreas mineradas).

Na elaboração desse protocolo, foram utilizados os dois primeiros dos seis estágios da ferramenta Barômetro da Sustentabilidade, quais sejam: 1) Definição de processos e metas: entendimento da dinâmica do ambiente da área a ser avaliada; e 2) Identificação de questões e objetivos: características dos ecossistemas e sociedade relacionada ao objeto a investigar. Os demais estágios não foram incluídos, pois extrapolam os objetivos desta pesquisa. Seguindo as premissas da ferramenta foram definidos quatro sistemas a avaliar: área degradada, técnicas de bioengenharia de solos, área recuperada com técnicas de bioengenharia de solos e entorno imediato (Tabelas 1 e 2). No preenchimento do protocolo foram usadas como ferramentas de pesquisa a observação visual e entrevistas semiestruturadas.

Tabela 1 – Estrutura do protocolo de coleta de dados: Sistemas 1 – Área degradada e 2 – Técnicas de bioengenharia de solos.

Sistemas	Metas	Questões principais	Informações a coletar (objetivos)	Meio de obtenção das informações	
Área degradada	Identificar tipo de degradação	Cenário anterior	Como era o local antes da aplicação da técnica de B.S.?(1)	Entrevista	
	Identificar o porquê do uso da B. S.	Motivação do uso da B.S.	Qual o principal fator de decisão para uso da B.S.?(1)/(2)	Entrevista	
Técnicas de B.S. utilizadas	Caracterizar a técnica	Material utilizado	Quais os materiais utilizados e suas características?(1)	Entrevista/ Observação	
			Qual a procedência do material inerte utilizado?(1)		
			Quais as composições, as dimensões e as quantidades?(1)		
		Instalação da técnica	Qual o tipo de vegetação utilizada?(1)	Entrevista	
			Qual o método de plantio utilizado para a vegetação?(1)/(2)		
			Qual a procedência do material vivo utilizado?(1)		
	Monitoramento e manutenção		Qual o período de instalação da técnica?(1)	Entrevista	
			Quais as etapas de instalação da técnica?(1)		
			Quais os principais problemas da instalação?(1)		
			Quais as características da mão de obra?(1)		
			Houve treinamento específico?(1)		
		Identificar a percepção de custos e benefícios da aplicação da técnica	Identificação dos custos	Quais os problemas enfrentados?(1)	Entrevista
				Como é ou como foi feito o monitoramento?(1)	
				Quais as principais práticas utilizadas na manutenção?(1)	
				Qual a frequência da manutenção?(1)	
				Quais os principais problemas na manutenção?(1)	
	Identificação dos benefícios		Qual a taxa de mortalidade das espécies?(1)	Entrevista	
			Após quanto tempo surgiram os primeiros resultados? (1)		
			Qual o custo da mão de obra na instalação, monitoramento e manutenção?(1)		
			Qual o custo dos materiais na instalação, monitoramento e manutenção?(1)	Entrevista	
			Qual a satisfação com os resultados?(1)		
			Quais os principais indicadores que evidenciam os resultados satisfatórios?(2)		

(1) Reconhecer as técnicas de Bioengenharia de Solos (B.S)

(2) Reconhecer os possíveis serviços ambientais associados

**Tabela 2 – Estrutura do protocolo de coleta de dados: Sistemas 3 – Área Recuperada com Bioengenharia de Solos (B.S.) e 4 – Entorno Imediato.**

Sistemas	Metas	Temas	Informações a coletar (objetivos)	Meio de obtenção
Área recuperada com B.S.	Caracterizar o local da área com B.S.	Uso da área	Qual o uso pretendido para a área?-(1)/(2)	Entrevista
			A área já está sendo utilizada?-(2)	
		Meio físico	Qual o tipo de solo?-(1)	Entrevista Observação
			Qual a declividade do talude?-(1)	
			Ocorrem surgências de água e/ou cursos d'água? (1)	Observação
			Qual a quantidade de morfoespécies vegetais observada na área?-(2)	
	Meio biótico	Qual a quantidade de indivíduos da fauna observados na área?-(2)	Entrevista Observação	
		Há indícios da presença de fauna?-(2)		
		Identificar os possíveis serviços ambientais associados com a recuperação da área	Material utilizado	Qual estado de conservação dos materiais inertes?-(1)
	Qual a funcionalidade dos materiais?-(1)			
	Há solo exposto à erosão?-(2)			
	Ocorre erosão laminar na área?-(2)			
Meio físico	São observados sulcos, ravinas ou boçorocas?-(2)			
	É observado assoreamento de planícies aluviais ou corpo d'água?-(2)			
Entorno imediato	Identificar relação entre o entorno e a área recuperada	Paisagem	Quando da ocorrência de ventos, são observadas partículas sólidas no ar provenientes da área?-(2)	Entrevista
			Há indícios de escorregamento?-(2)	
		Paisagem	Qual o contexto em que a área está inserida? (1)	Observação
			Qual o uso e ocupação do solo predominante no entorno?-(2)	
			Há remanescentes florestais no entorno (raio de 50 m)?-(2)	Observação
			Qual o estado de conservação dos remanescentes florestais no entorno?-(2)	
		Social	Foi utilizada mão de obra local? (1)	Entrevista
			A população faz uso direto ou indireto da área? (1)	

(1) – Reconhecer as Técnicas de Bioengenharia de Solos (B.S.)

(2) – Reconhecer os possíveis serviços ambientais associados

As técnicas de bioengenharia de solos investigadas em campo foram então analisadas em termos de:

Aplicabilidade quanto ao potencial de uso em áreas de mineração. Adotou-se escala, relativa e qualitativa, que determina em duas categorias extremas (elevada ou restrita) a aptidão da técnica aos contextos degradados mais comumente encontrados em atividades minerárias. Para tanto, foram utilizadas as principais etapas de um empreendimento minerário definidas por Fornasari Filho *et al.* (1992): áreas lavradas (bancadas e taludes); áreas de disposição de estéril e rejeito (bota-foras e barragem de rejeitos); área industrial (entorno de unidades de beneficiamento); e áreas de apoio (estocagem, vias de circulação, escritórios e oficinas); e

Identificação dos potenciais serviços ambientais decorrentes do desempenho da técnica de bioengenharia de solos, discutidos com base em referencial bibliográfico, quanto aos benefícios gerados para a sociedade, advindos dos ecossistemas. As quatro categorias de serviços ambientais consideradas são: serviços de provisão (como fornecimento de água e alimentos); serviços de regulação (como controle de inundações e doenças); serviços de suporte (como formação do solo e ciclagem de nutrientes); e serviços culturais (como recreação e uso para fins religiosos), conforme a classificação de Millennium Ecosystem Assessment (2005).

### Coleta de dados: reconhecimento das técnicas de bioengenharia de solos em campo

Encontra-se descrita na literatura em referência uma série de técnicas de bioengenharia de solos, que são aplicadas em contextos diferentes de degradação ambiental: pacotes de ramos (branchpacking), camadas de ramos (brushlayering), feixes vivos (live fascines), estacas vivas (live staking), geogrelha vegetada (vegetated geogrids), contenção tipo cribwall (live cribwal), grade viva (live slope grating), dentre outras (GRAY; SOTIR, 1996; EUBANKS; MEADOWS, 2002; DURLO; SUTILI, 2005).

Desta forma, o reconhecimento das técnicas de bioengenharia de solos no campo foi realizado por meio de consulta a empresas que fazem uso de algumas dessas técnicas de bioengenharia de solos. Os critérios de seleção das áreas para coleta de dados de campo

foram: diversidade no uso das técnicas de bioengenharia de solos; diversidade de contextos de degradação, isto é, diferentes intervenções afetando distintos processos da dinâmica superficial; e áreas situadas em diferentes regiões do país.

Agregada a esses critérios, a escolha das áreas de estudo deu-se por conveniência da disponibilidade para realização da visita acompanhada por responsável técnico pela recuperação da área degradada. Embora esse critério tenha limitado o número de áreas passíveis de visita, ele foi fundamental, pois permite a obtenção de dados não apreensíveis apenas com a observação do local. Assim, a coleta de dados primários foi realizada em seis áreas situadas em quatro estados do país: São Paulo, Goiás, Minas Gerais e Paraíba.

## RESULTADOS

Nas seis áreas visitadas – três parques urbanos, uma rodovia, uma usina hidroelétrica, e uma área de mineração – foram identificados nove locais, onde foram aplicadas técnicas de recuperação ambiental; sendo que, quatro locais correspondem aos taludes fluviais, um corresponde à cava de mineração na fase de desativação, dois correspondem aos taludes construídos, e dois correspondem a margens de reservatório (Tabela 3).

**Tabela 3 – Localização das áreas, processos e causas da alteração e técnicas utilizadas.**

Localização/Data	Área degradada	Causa da degradação	Bioengenharia de solo	Funcionalidade
<b>Parque Severo Gomes, São Paulo, SP. (31/10/2012)</b>	Margem do córrego Judas	Erosão de margem (alteração constante do volume de água superficial)	Paliçada de madeira e implantação de vegetação herbácea	Controle de erosão fluvial
<b>Parque Tijuco Preto, São Carlos, SP. (17/11/2012)</b>	Córrego Tijuco Preto	Tamponamento artificial do córrego	Calha em madeira e pedras, vegetação herbácea	Renaturalização de cursos de água
<b>Parque Chico Mendes, Sorocaba, SP. (29/11/2012)</b>	Talude de drenagem intermitente	Erosão no talude e início de boçoroca	Grade viva e implantação de vegetação herbácea e arbustiva Paliçada de madeira	Controle de erosão e estabilização de taludes de elevadas declividades
<b>Mineração de bauxita, da Alcoa, Poços de Caldas, MG. (30/11/2012)</b>	Antigas cavas de extração de bauxita (encosta inteira)	Decapamento do solo e extração de bauxita	Transposição de <i>topsoil</i> e plantio de espécies arbóreas	Controle de erosão e restauração ecológica
<b>BR-101, João Pessoa, PB. (04/02/2013)</b>	Viaduto rodoviário	Instabilidade do talude	Hidro-semeadura conjugada com biomanta	Controle de erosão e estabilização de taludes e recuperação de áreas com boçoroca
	Ponte sobre o Rio Preto	Instabilidade do talude		
	Cana contígua à rodovia	Boçoroca		
<b>UHE Itumbiara, GO. (25/02/2013)</b>	Área 1 - margem direita do reservatório de Furnas (área de empréstimo)-	Boçoroca de grande porte em área de empréstimo	Hidro-semeadura conjugada com biomanta, e canaleta verde	Controle de erosão em taludes e recuperação de áreas com boçoroca
	Área 2 - margem direita do reservatório de Furnas (área de empréstimo)	Boçoroca de menor porte em área de empréstimo	Hidro-semeadura conjugada com biomanta, e canaleta verde	

Nesses nove locais foram identificados e caracterizados seis diferentes técnicas, sendo cinco amparadas no conceito de bioengenharia de solos adotado por este artigo: hidro-semeadura conjugada com biomanta, paliçada de madeira com vegetação herbácea, grade viva conjugada com paliçada e vegetação herbácea e arbustiva, calha em madeira e pedras com vegetação herbácea e canaleta verde. No caso da sexta técnica, a transposição de *topsoil*, embora não referenciada na literatura específica como uma técnica de bioengenharia de solos, é comumente descrita na literatura e muito empregada para revegetar taludes de corte e aterro e na restauração da cobertura vegetal de áreas mineradas. O uso de *topsoil* pode estar associado a algum elemento inerte, compondo uma técnica de bioengenharia de solos conforme o conceito adotado, porém na área visitada durante a pesquisa esta técnica foi utilizada isoladamente, sem a presença de um material inerte.

A hidro-semeadura conjugada com biomanta responde por metade das técnicas empregadas, seguida pela paliçada de madeira com vegetação herbácea. Os principais materiais construtivos observados no emprego das técnicas de bioengenharia de solos referem-se a: *mix* de sementes forrageiras e plantio de espécies herbáceas e arbóreas nativas, como elementos vivos; e como materiais inertes, madeiras, areia e pedra.

Das cinco técnicas de bioengenharia de solos identificadas em campo, observa-se que a grade viva, a paliçada de madeira com vegetação herbácea e a hidro-semeadura combinada com a biomanta, apresentam similaridades com as descritas em

literatura com maior aplicação na estabilização de ambientes fluviais e taludes artificiais (GRAY; SOTIR, 1996; EUBANKS; MEADOWS, 2002; DURLO; SUTILI, 2005; FERNANDES; FREITAS, 2011). Quanto à canaleta verde e à calha em madeira e pedras, essas são técnicas desenvolvidas e praticadas por empresas que adotam princípios e conceitos da bioengenharia de solos para controlar boçorocas e renaturalizar córregos tamponados, não sendo essas técnicas descritas na literatura científica.

Nas áreas visitadas, as causas mais prováveis da degradação estão relacionadas, principalmente, a intervenções no terreno e modificações no escoamento das águas superficiais, conduzindo à instabilização de taludes e terrenos e à aceleração da erosão e assoreamento. Para atenuar ou incrementar o processo natural (biofísico) presente, associado à causa da degradação, houve a aplicação de uma técnica ou o consórcio de duas técnicas. Somente a paliçada de madeira com vegetação herbácea e a hidro-semeadura conjugada com biomanta aparecem duas vezes em contextos diferentes de degradação. A paliçada de madeira com vegetação herbácea foi utilizada para conter o processo erosivo das margens de um córrego; e, consorciada com a grade viva, para controlar erosão de talude de drenagem intermitente. A hidro-semeadura foi utilizada na cobertura vegetal de talude rodoviário, visando sua estabilização e, como cobertura vegetal para recuperar área com boçoroca.

Em termos de funcionalidade, as técnicas de bioengenharia de solos empregadas estão relacionadas, principalmente, ao controle de erosão, inclusive no estágio de boçorocamento, e à estabilidade de taludes fluviais, de encostas naturais e construídas (corte e aterro).



## DISCUSSÃO

Para subsidiar a discussão da aptidão das técnicas de bioengenharia de solos para atenuar ou incrementar efeitos dos processos naturais (biofísicos), a partir das funcionalidades identificadas em campo; da aplicabilidade da bioengenharia de solos na fase de recuperação de áreas mineradas e; por fim, dos potenciais serviços ambientais decorrentes dessas técnicas, apresenta-se uma síntese desses aspectos na Tabela 4 e Tabela 5.

**Tabela 4 – Técnicas de bioengenharia de solos identificadas em campo, potenciais serviços ambientais associados e aplicabilidade ao contexto de recuperação de áreas mineradas.**

Técnicas de bioengenharia de solos	Caracterização	Aptidão da técnica para atenuar ou incrementar efeitos dos processos naturais (biofísicos)	Serviço ambiental potencial associado	Aplicação da técnica de B.S. (observação de campo)
<b>Grade viva conjugada à paliçada de madeira</b>	Troncos de madeiras de eucalipto não-tratados dispostos na horizontal e na vertical do talude formando uma grade preenchida com solo e plantio de mudas da espécie arbustiva amoreira - Parque Chico Mendes	Redução da erosão e estabilização do solo na área tratada; melhoria do aspecto visual da área degradada; baixa sobrevivência das mudas plantadas e surgimento de diferentes espécies herbáceas e arbustivas; presença de formigas	Serviços de suporte: aumento da diversidade biológica; favorecimento da regeneração natural; formação de habitats. Serviços de regulação: aumento de estoque de carbono; controle de erosão. Serviços culturais: recuperação da beleza cênica	Taludes íngremes e eventualmente margens fluviais
<b>Técnicas de bioengenharia de solos</b>	Caracterização	Aptidão da técnica para atenuar ou incrementar efeitos dos processos naturais (biofísicos)	Serviço ambiental potencial associado	Aplicação da técnica de B.S. (observação de campo)
<b>Paliçada de madeira</b>	Troncos de madeira de eucalipto dispostos no talude de forma horizontal e apoiados por tronco de madeira fixada na vertical e por pedras, como proteção de base do talude, e implantação de vegetação herbácea - Parque Severo Gomes	Redução do processo erosivo nas margens e do aporte de sedimentos ao curso d'água; desenvolvimento da vegetação arbustiva, presença de avifauna	Serviços de suporte: aumento da diversidade biológica; favorecimento da regeneração natural; formação de habitats; melhoria das condições físicas do solo. Serviços de regulação: aumento de estoque de carbono; controle de erosão. Serviços culturais: recuperação da beleza cênica	Margens fluviais e talude com inclinação suave
<b>Calha de madeira e pedra</b>	Sistema de drenagem com toras de madeira de eucalipto e pedra apoiada sobre o colchão drenante; contenção lateral com solo envelopado e toras de eucalipto; plantio de grama em placa – Córrego Tijuco Preto	Estabelecimento da vegetação herbácea, presença de aves, melhoria do aspecto visual da área degradada	Serviços de suporte: aumento da diversidade biológica, formação de habitats; melhoria das condições física do solo. Serviços de regulação: aumento de estoque de carbono. Serviços culturais: recuperação da beleza cênica	Execução de sistema de drenagem superficial e córregos tamponados

**Tabela 5 – Técnicas de bioengenharia de solos identificadas em campo, potenciais serviços ambientais associados e aplicabilidade ao contexto de recuperação de áreas mineradas.**

Hidro-semeadura conjugada à biomanta	<p>Instalação de biomanta e aplicação mecanizada no solo de mistura contendo insumos e mix de sementes, que formará a cobertura vegetal – BR101</p>	<p>Consolidação superficial do talude, estabelecimento da cobertura vegetal, desenvolvimento de morfoespécies</p>	<p>Serviços de suporte: melhoria das condições físicas do solo; aumento da diversidade biológica. Serviços de regulação: aumento estoque de carbono; controle de erosão</p>	<p>Taludes de corte e aterro, encostas, e áreas com boçorocas (talude interno)</p>
	<p>Instalação de biomanta e aplicação mecanizada no solo de mistura contendo insumos e mix de sementes, que formará a cobertura vegetal – UHE Itumbiara</p>	<p>Estabilização dos taludes, estabelecimento da cobertura vegetal; desenvolvimento de morfoespécies presença de formigas e aves</p>	<p>Serviços de suporte: melhoria das condições físicas do solo; aumento da diversidade biológica; formação de habitats. Serviços de regulação: aumento estoque de carbono; retenção de sedimentos e controle de erosão. Serviços culturais: recuperação da beleza cênica</p>	
Canaleta verde	<p>As canaletas são escavadas no solo, compactadas, cobertas com biomantas e implantação de vegetação herbácea</p>	<p>Obra complementar de transição para os canais de concreto para captação e condução de águas pluviais</p>	<p>Serviços de suporte: melhoria das condições físicas do solo; aumento da diversidade biológica, formação de habitats; melhoria das condições física do solo. Serviços de regulação: aumento de estoque de carbono; controle de erosão</p>	<p>Sistemas de drenagem de água superficial</p>
Transposição de topsoil*	<p>Transposição da camada superficial do solo (contendo o horizonte A e parte do horizonte B) e plantio de espécies arbóreas - Alcoa, Poços de Caldas</p>	<p>Boa cobertura superficial do solo, com inexpressivas áreas de solo exposto; pouca presença de gramíneas invasoras e significativa regeneração natural; presença de outras formas de vida além de arbóreas; melhoria do aspecto visual da área degradada</p>	<p>Serviços de suporte: favorecimento da regeneração natural; aumento da diversidade biológica no ecossistema (incluindo a biodiversidade do solo); formação de habitats; melhoria das condições físicas do solo; melhoria no fluxo de nutrientes. Serviço de regulação: aumento do estoque de carbono; proteção do solo e controle de erosão. Serviços culturais: recuperação da beleza cênica</p>	<p>Uso preferencialmente em áreas planas para fins de restauração ecológica</p>

(\*) – PODE SER CONSIDERADA COMO TÉCNICA DE BIOENGENHARIA DE SOLOS QUANDO ASSOCIADA COM ELEMENTOS INERTES.

Em termos de aptidão das técnicas, observa-se que todas as técnicas, sem exceção, promoveram o controle dos processos de dinâmica superficial, instalados (escorregamento de encostas e taludes fluviais, erosão e, conseqüentemente, assoreamento) e contribuíram para incrementar as condições ecológicas locais propiciando o desenvolvimento de morfoespécies, atração de grupos de fauna, como formigas e aves e, melhorando o aspecto visual da área. A presença de espécies invasoras e o baixo desempenho no desenvolvimento das mudas, caracterizam-se como aspectos negativos observados que podem estar associados a problemas operacionais durante a implantação das técnicas de bioengenharia de solos ou relacionados à falta de manutenção adequada das mesmas.

Em termos de aplicabilidade em área de mineração, apenas a transposição de *topsoil* é discutida quanto ao uso com finalidade de restauração ecológica. Ainda que recomendada pela literatura (INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO, 1992; GISLER, 1995; OZÓRIO, 2000; PARROTA; KNOWLES, 2003; MOREIRA, 2004; JAKOVAC, 2007), essa técnica pode encontrar restrições em minerações, no caso de não terem sido realizados, durante o decapeamento do solo, a retirada e o armazenamento do *topsoil*; por se onerosa; ou ainda, em alguns casos, de difícil aplicabilidade devido às particularidades locais como, pequena espessura de solo e dificuldade de armazenamento (LONGO; RIBEIRO; MELO, 2011). Outra restrição da aplicabilidade refere-se ao grau de inclinação de taludes. Alguns autores concluíram que essa técnica não apresenta eficiência para taludes de elevada inclinação e em áreas com deficiência de nutrientes no solo autóctone (DAY; LUDEKE, 1986; OZÓRIO, 2000; MOREIRA, 2004). No entanto, Jakovac (2007) constatou que é possível utilizar a transposição de *topsoil* para recuperar taludes com até 30° de inclinação, desde que associada a outras técnicas para contenção do *topsoil*, como estacas de madeira dispostas em linha no talude formando terraços e linhas de sulcos horizontais associadas a linhas de adubação verde. Portanto, é neste sentido que o *topsoil* associado a elementos inertes pode ser caracterizado como uma técnica de bioengenharia de solos apropriada para ser aplicada em áreas mineradas.

Nos demais contextos de degradação associados a parques urbanos, rodovia e usina hidroelétrica, as técnicas de bioengenharia de solos foram aplicadas em taludes (grade viva), margens de cursos d'água (grade viva e paliçada de madeira com vegetação herbácea), controle de erosão (grade viva, paliçada de madeira com

vegetação herbácea e hidro-semeadura combinada com biomanta), desde sulcos até boçorocas.

Considera-se que as cinco técnicas de bioengenharia de solos identificadas e analisadas nesta pesquisa, bem como a transposição de *topsoil*, apresentam potencial de aplicação nos diversificados contextos de áreas mineradas. Desse modo, de acordo com a classificação de Fornasari Filho *et al.* (1992) para as principais etapas de um empreendimento mineral, classificam-se esse potencial em duas categorias, elevado ou restrito:

- Em bancadas e taludes de cavas – a hidro-semeadura conjugada com biomanta e o *topsoil* são técnicas classificadas como de elevada aplicabilidade que exercem a função de proteção superficial a partir do recobrimento vegetal, controlando a erosão. Vale destacar que o potencial de aplicação do *topsoil*, somente é válido se considerada as restrições associadas à técnica. A grade viva e a paliçada de madeira com vegetação podem ser utilizadas para contenção de trechos de taludes. A calha de madeira em pedras e vegetação e a canaleta verde podem ser utilizadas como sistema de drenagem;
- Em áreas de disposição de estéril e rejeitos (bota-foras, bacias de decantação e barragem de rejeitos) - a hidro-semeadura conjugada com biomanta, a transposição de *topsoil*, a grade viva, as canaletas verdes e a paliçada de madeira com vegetação, com vistas a exercer a função de proteção superficial, estabilização de taludes e disciplinamento das águas pluviais, são técnicas que têm potencial restrito de aplicação, pois a vegetação utilizada deve ser escolhida com critérios rigorosos para evitar escorregamentos;
- Nas demais áreas (entorno de unidades de beneficiamento, áreas de estocagem, vias de circulação, escritórios e oficinas) - a paliçada de madeira com vegetação, a calha em madeira e pedras com vegetação, visando controlar erosão, estabilizar taludes e disciplinar fluxo de água superficial, são técnicas com potencial elevado de aplicação.

As técnicas de bioengenharia de solos analisadas nos contextos de degradação em que foram empregadas, conforme Tabelas 4 e 5, apresentam potencial de gerar serviços ambientais, principalmente, nas categorias suporte, regulação e cultural como:

- Controle da erosão, pois os materiais (vivos e inertes) são arranjados de forma a funcionar como elementos de estabilização de terrenos (caso da grade viva e paliçada de madeira com vegetação herbácea) e de proteção superficial do solo (caso da hidro-semeadura conjugada com biomanta);
- Aumento da diversidade biológica (caso da grade viva, paliçada de madeira com vegetação herbácea, calha em madeira e pedras com vegetação, transposição de *topsoil* e hidro-semeadura), pois podem favorecer o desenvolvimento de espécies vegetais, bem como aumentar o número de espécies locais da flora e da fauna por meio da potencialização da interação entre elas, como na polinização e na decomposição;
- Favorecimento da regeneração natural (caso da grade viva, paliçada de madeira com vegetação herbácea e transposição de *topsoil*), pois fornecem as condições do substrato para a germinação espontânea de sementes não plantadas;
- Regulação do clima (caso da grade viva, paliçada de madeira com vegetação, calha em madeira e pedras com vegetação, transposição de *topsoil* e hidro-semeadura), por meio do aumento dos estoques de carbono nas áreas recuperadas via crescimento vegetal observado nos casos analisados;
- Formação de habitats (caso da grade viva, paliçada de madeira com vegetação, calha em madeira e pedras com vegetação, transposição de *topsoil* e hidro-semeadura), pois fornecem condições para desenvolvimento da fauna e flora (formação de substrato para o desenvolvimento da flora; favorecimento da interação fauna-flora, como a polinização; estabelecimento de área de vida para a fauna);
- Melhoria das condições físicas do solo (no caso da paliçada de madeira com vegetação herbácea,

calha em madeira e pedras com vegetação, transposição de *topsoil* e hidro-semeadura conjugada com biomanta), pois promovem agregação do solo (aumento da porosidade do solo) por meio da ação das raízes das espécies vegetais plantadas ou incorporadas (este último no caso da transposição do *topsoil*);

- Melhoria do fluxo de nutrientes (no caso da transposição de *topsoil*), pois preserva a composição da camada superficial do solo, o que propicia a reutilização da camada orgânica do solo e a decomposição da serapilheira e, conseqüentemente, a disponibilização de nutrientes para os vegetais vivos;
- Recuperação da beleza cênica (nos casos da paliçada de madeira com vegetação herbácea, da calha de madeira e fragmentos de rocha com vegetação, transposição de *topsoil* e da hidro-semeadura conjugada com biomanta), pois melhoram o aspecto visual do local.

Dos potenciais serviços ambientais gerados, o aumento de estoque de carbono está associado a todas as técnicas relacionadas nas Tabelas 4 e 5. Outros serviços ambientais frequentes referem-se à formação de habitats, aumento da diversidade biológica, melhoria das condições físicas do solo e recuperação da beleza cênica. Considera-se que todas as técnicas analisadas, se, aplicadas a áreas mineradas, podem gerar os mesmos serviços ambientais. A hidro-semeadura conjugada com biomanta, aplicada em dois contextos diferentes de degradação, é a técnica mais comumente empregada, em consonância aos achados de literatura (SILVA FILHO, 1988; SANTOS; NÓBREGA, 1992; ALMEIDA, 2002). Todavia, como técnica para promover serviços ambientais propicia baixo valor agregado em termos ecológicos, visto que, normalmente, privilegia a cobertura vegetal herbácea para controle de erosão e não a restauração das funções ecológicas do sistema.

## CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

As cinco técnicas de bioengenharia de solos estudadas – grade viva, hidro-semeadura conjugada à biomanta, paliçada de madeira com vegetação herbácea, calha em madeira e pedras com vegetação, canaleta verde, mais transposição de *topsoil* – executadas em situações diversas de degradação, em diferentes regiões do país, demonstram potencial elevado de aplicabilidade na maior parte dos contextos de degradação em áreas mineradas. Apenas para áreas de disposição de estéril e rejeito (bota-foras e barragem de rejeitos), o potencial pode ser considerado restrito.

Assim, a recuperação de áreas de disposição de estéril e rejeito com bioengenharia de solos consiste um desafio e enseja três caminhos: o aprimoramento das técnicas analisadas com vistas a ampliar seu potencial de uso; a avaliação de outras técnicas descritas na literatura, em termos, de aplicabilidade a áreas mineradas; e o desenvolvimento de novas técnicas de bioengenharia de solos específicas para áreas mineradas.

Quanto ao potencial dessas técnicas na geração de serviços ambientais, foram caracterizados serviços associados às categorias de suporte, regulação e cultural, com destaque para aqueles relacionados ao aumento de estoque de carbono, formação de habitats, aumento da diversidade biológica e melhoria das condições físicas do solo. Deve-se considerar que o uso de técnicas de

bioengenharia de solos não usualmente empregadas, bem como adaptações e melhorias das técnicas identificadas nesta pesquisa, podem ampliar e enriquecer essa lista de serviços ambientais em contextos de recuperação de ambientes degradados pela mineração.

Recomenda-se realizar estudos sobre os materiais inertes e vivos, este último em especial, a julgar a grande diversidade de espécies botânicas no país, com o propósito de conhecer e indicar espécies potenciais para uso na bioengenharia de solos, de modo a abranger uma gama maior de serviços ambientais. Como exemplo da importância de tais estudos, tem-se a pesquisa de Holanda *et al.* (2012) que avaliou a viabilidade da propagação vegetativa por meio do método de estaquia de sete espécies arbóreas de grande ocorrência na zona ripária do Baixo Curso do Rio São Francisco sergipano, para potencialização de seu uso na composição da técnica de bioengenharia de solos.

Recomenda-se, ainda, desenvolver experimentos de campo para testar a aplicabilidade das mais diversificadas técnicas de bioengenharia de solos e mensurar os serviços ambientais propostos. Adicionalmente, podem ser desenvolvidos estudos que quantifiquem e valorem esses serviços ambientais.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à FAPESP (Processo nº 2010/51233-7) pelo auxílio financeiro concedido ao projeto e às empresas e aos gestores municipais que receberam a equipe para aplicação do protocolo de coleta de dados de técnicas de bioengenharia de solos. Os autores ainda agradecem à colega Edna Gubitoso do IPT pelo auxílio na busca de trabalhos nas bases indexadas e na cuidadosa revisão das referências bibliográficas deste manuscrito.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, R. O. P. O. **Revegetação de áreas mineradas**: estudo dos procedimentos aplicados em mineração de areia. 2002. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Engenharia de Minas, Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002. 160p.
- ALMEIDA, R. O. P. O.; SÁNCHEZ, L. H. **Revegetação de áreas mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho**. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 29, n. 1, p. 47-54, 2005.
- BITAR, O. Y. **Avaliação da recuperação de áreas degradadas por mineração na região metropolitana de São Paulo**. 1997. Tese (Doutorado) – Departamento de Engenharia de Minas, Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997. 185p.
- CAVALCANTI, C. Uma tentativa de caracterização da economia ecológica. *Ambiente & Sociedade*, v. 7, n. 1, p. 149-156, jan./jun. 2004.
- CETRULO, T. B.; MOLINA, N. S.; MALHEIROS, T. F. Indicadores de sustentabilidade: proposta de um barômetro de sustentabilidade estadual. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, São Paulo, n. 30, p. 33-45, 2013.
- CHADA, S. S.; CAMPELLO, E. F. C.; FARIA, S. M. Sucessão vegetal em uma encosta reflorestada com leguminosas arbóreas em Angra dos Reis, RJ. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 28, n. 6, p. 801-809, 2004.
- COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, p. 253-260, 1997.
- DAY, A. D.; LUDEKE, K. L. Revegetation of coal mine soil with forest litter. *Journal of Arid Environments*, v. 11, n. 3, p. 229-233, Nov. 1986.
- DIAS, L. E.; ASSIS, I. R. Restauração ecológica em áreas degradadas pela mineração. In: SIMPÓSIO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA: DESAFIOS ATUAIS E FUTUROS, 6., 2011. *Anais...* São Paulo: Instituto de Botânica / SMA, 2011.
- DURLO, M. A.; SUTILI, F. J. **Bioengenharia**: manejo biotécnico de cursos de água. Porto Alegre: EST Edições, 2005. 198 p.
- EUBANKS, C. E.; MEADOWS, D. **A soil bioengineering guide**: for streambank and lakeshore stabilization. Washington, U.S.: Department of Agriculture Forest Service, Technology and Development Program, 2002.
- EVETTE, A. *et al.* History of bioengineering techniques for erosion control in rivers in Western Europe. *Environmental Management*, v. 43, n. 6, p. 972–984, June 2009.
- FERNANDES, J. P.; FREITAS, A. R. M. **Introdução à engenharia natural**. Lisboa: Empresa Portuguesa das Águas Livres, 2011. v. 2.
- FERREIRA, W. C. *et al.* Regeneração natural como indicador de recuperação de área degradada a jusante da usina hidrelétrica de Camargo, MG. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 34, n. 4. p. 651-660, 2010.
- FORNASARI FILHO, N. *et al.* **Alterações no meio físico decorrentes de obras de engenharia**. São Paulo: IPT, 1992. 165 p. (Publicação IPT).
- GISLER, C. V. T. **Uso da serapilheira na recomposição da cobertura vegetal em áreas mineradas de bauxita, MG**. 1995. Dissertação (Mestrado em Biologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995. 146p.
- GONÇALVES, A. A.; DZIEDZIC, M. Proposta de ferramenta de diagnóstico socioambiental empresarial. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, São Paulo, n. 25, p. 81-98, 2012.
- GRAY, D. H.; SOTIR, R. B. **Biotechnical and soil bioengineering slope stabilization**: a practical guide for erosion control. New York: John Wiley & Sons, 1996. 377 p.
- GRIFFITH, J. J.; DIAS, L. E.; JUCKSCH, I. Novas estratégias ecológicas para a revegetação de áreas mineradas no Brasil. In: SIMPÓSIO SUL-AMERICANO E SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1., 1994, Foz do Iguaçu. *Anais...* Curitiba: FUPEF, 1994. p. 31-43.
- GRIFFITH, J. J.; DIAS, L. E.; JUCKSCH, I. Rehabilitation of mine sites in Brazil using native vegetation. In: MAJUMDAR, S. K.; MILLER, W. E.; BRENNER, F. J. (Ed.) **Forests – a global perspective**. Bradford: The Pennsylvania Academy of Science, 1996. Cap. 31, p. 470-488.

- GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, p. 393-408, 2002.
- HOLANDA, F. S. R. *et al.* Propagation through cutting technique of species occurring in the Lower São Francisco River in Sergipe State with different concentrations of indolbutiric acid. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 1, p. 75-82, 2012.
- HOLANDA, F. S. R.; ROCHA, I. P.; OLIVEIRA, V. S. Estabilização de taludes marginais com técnicas de bioengenharia de solos no Baixo São Francisco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 6, p. 570-575, 2008.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO. **Mineração e Meio Ambiente**. Brasília: IBRAM, 1992. 111 p.
- JAKOCAV, A. C. C. **O uso do banco de sementes florestal contido no topsoil como estratégia de recuperação de áreas degradadas**. 2007. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007. 152p.
- LONGO, R. M.; RIBEIRO, A. I.; MELO, W. J. Uso da adubação verde na recuperação de solos degradados por mineração na floresta amazônica. **Bragantia**, Campinas, v. 70, n. 1, p. 139-146, 2011.
- MECHI, A.; SANCHES, D. L. Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 24, n. 68, p. 209-220, 2010.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis**. Washington, DC: World Resources Institute, 2005. 141 p.
- MOREIRA, P. R. **Manejo de solo e recomposição da vegetação com vistas a recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita, Poços de Caldas, MG**. 2004. Tese (Doutorado em Biologia)- Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2004. 139p.
- MOSCATELLI, M. C. *et al.* Wood-soil interactions in soil bioengineering slope stabilization works. **iForest – Biogeosciences and Forestry**, v. 2, p. 187-191, oct. 2009.
- NERI, A. C.; SÁNCHEZ, L. E. **Guia de boas práticas de recuperação ambiental em pedreiras e minas de calcário**. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental, 2012. 176p.
- OZÓRIO, T. F. **Potencial do uso da serapilheira em áreas degradadas pela mineração de ferro**. 2000. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2000. 62p.
- PARROTA, J. A.; KNOWLES, O. H. Restauração florestal em áreas de mineração de bauxita na Amazônia. In: KAGEYAMA, P. Y. *et al.* (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2003. p. 301-330
- PRESCOTT-ALLEN, R. **Barometer of sustainability: measuring and communicating wellbeing and sustainable development**. Cambridge: IUCN, 1997. 28p.
- SANTOS, R. J. R.; NÓBREGA, M. T. Erosão urbana e recuperação – superintendência do controle da erosão e saneamento ambiental (SUCEM). In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1., 1992, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Sobrade, 1992. p. 58-65.
- SILVA FILHO, N. L. **Recomposição da cobertura vegetal de um trecho degradada da Serra do Mar, Cubatão, SP**. Campinas: Fundação Cargill, 1988. 53p.
- SUTILI, F. J. **Bioengenharia de solos no âmbito fluvial do sul do Brasil**. 2007. Tese (Doutorado) – Departamento de Engenharia Civil e Perigos Naturais, Instituto de Bioengenharia de Solos e Planejamento da Paisagem, Universidade Rural de Viena, Viena, 2007. 94p.
- VAN BALLEEN, H. M. Desenvolvimento sustentável: uma descrição das principais ferramentas de avaliação. **Ambiente & Sociedade**, v. 7, n. 1, p. 67-87, jan./jun. 2004.

## RESÍDUOS PÓS-CONSUMO DE MEDICAMENTOS: ARCABOUÇOS INSTITUCIONAIS E SISTEMAS DE GESTÃO EM EXPERIÊNCIAS INTERNACIONAIS SELECIONADAS<sup>1</sup>

### POST-CONSUMER WASTE MEDICINES:

### INSTITUTIONAL FRAMEWORKS AND MANAGEMENT SYSTEMS IN SELECTED INTERNATIONAL EXPERIENCES

#### Rosana Icassatti Corazza

Economista. Doutora em Política Científica e Tecnológica (DPCT-IG/UNICAMP). Professora do Instituto de Geociências e do Programa de Pós-Graduação em Política Científica e Tecnológica (DPCT-IG/UNICAMP). Campinas, SP, Brasil  
rosanacorazza@ige.unicamp.com

#### Eliane Navarro Rosandiski

Economista. Doutora em Economia Aplicada (IE/UNICAMP). Professora da Pontifícia Universidade Católica de Campinas (PUCCAMP)  
Campinas, SP, Brasil  
eliane.rosandiski@gmail.com

#### Célio Hiratuka

Economista. Doutor em Economia (IE/UNICAMP). Pesquisador do Núcleo de Economia Industrial e da Tecnologia (NEIT-IE/UNICAMP). Professor e Coordenador da Pós-Graduação do Curso de Ciências Econômicas (IE/UNICAMP)  
Campinas, SP, Brasil  
celio@eco.unicamp.br

#### Paulo Sérgio Fracalanza

Economista. Doutor em Economia (IE/UNICAMP). Pesquisador do Núcleo de Economia Industrial e da Tecnologia (NEIT-IE/UNICAMP) e do Centro de Estudos Sindicais e de Economia do Trabalho (CESIT-IE/UNICAMP). Professor e Diretor do Instituto de Economia (IE/UNICAMP)  
Campinas, SP, Brasil  
fracalan@eco.unicamp.br

#### Resumo

Problemas de saúde pública associados aos poluentes emergentes estão ganhando espaço nas políticas públicas tanto no panorama internacional como no Brasil. Esse é o caso dos resíduos pós-consumo de medicamentos, que colocam em questão possíveis contaminações com substâncias derivadas de antibióticos, disruptores endócrinos e outros contaminantes. Para enfrentar esses problemas, o Brasil está estudando formas de implementação de sistemas de gestão e de logística reversa de resíduos pós-consumo de medicamentos. Este artigo sintetiza aspectos críticos de experiências internacionais selecionadas que podem contribuir para compreender as possibilidades e os limites dos sistemas de coleta e destinação desse tipo de resíduo. Neste sentido, são examinados os casos da Itália, França, Espanha, dos Estados Unidos e do Canadá, com o levantamento e a análise de aspectos, tais como seus respectivos arcabouços institucionais, sua atribuição de responsabilidades, suas opções tecnológicas, seus sistemas de gestão e financiamento.

**Palavras-chave:** Resíduos pós-consumo de medicamentos; logística reversa; gestão de resíduos; sistemas de gestão; experiência internacional.

#### Abstract

Public health problems associated with emerging pollutants are gaining ground in public policy both in the international scenery as in Brazil. This is the case of post-consumption waste medicines, which raise concerns of potential contamination with substances derived from antibiotics and other pharmaceuticals, such as endocrine disruptors and other contaminating residues. In order to face these problems, Brazil is studying ways to implement management systems and reverse logistics of post-consumer waste medicines. This paper summarizes critical aspects of selected international experiences that can contribute to understand the possibilities and limits of collection systems and disposal of such waste. In this sense, the cases of Italy, France, Spain, The United States and Canada are addressed, with a survey and analysis of aspects such as their institutional frameworks, assignment of responsibilities, technological options, management and financing systems.

**Keywords:** Post-consumer waste medicines; reverse logistics; waste management; waste management systems; international experiences.

#### Resumen

Problemas de salud pública asociados con los contaminantes emergentes están ganando terreno en las políticas públicas, tanto en el ámbito internacional y en Brasil. Este es el caso de los residuos post-consumo de medicamentos, que ponen en cuestión la posible contaminación con sustancias derivadas de los antibióticos, los disruptores endocrinos y otros contaminantes. Para hacer frente a estos problemas, Brasil está estudiando las formas de aplicar los sistemas de gestión y logística inversa de estos tipos de residuos. Este artículo resume los aspectos críticos de las experiencias internacionales seleccionadas que pueden contribuir a la comprensión de las posibilidades y límites de la recogida y eliminación de este tipo de residuos. En este sentido, se examinan los casos de Italia, Francia, España, Estados Unidos y Canadá, con una encuesta y análisis de aspectos como sus marcos institucionales, su asignación de responsabilidades, sus opciones tecnológicas, de sus sistemas de gestión y financiación.

**Palabras clave:** Residuos post-consumo de medicamentos; logística inversa; gestión de residuos; sistemas de gestión; experiencia internacional.

<sup>1</sup> Este artigo apresenta uma discussão de resultados parciais de pesquisa realizada pelos autores no âmbito da parceria entre a Associação Brasileira de Desenvolvimento Industrial (ABDI) e a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) com o objetivo de contribuir para aspectos regulatórios no que tange à implementação da Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS). Os autores agradecem aos pareceristas anônimos da RBCiamb, pelas sugestões para o aperfeiçoamento do artigo, e à revisora, pelo cuidadoso trabalho que contribuiu para aperfeiçoar sua apresentação. Eventuais erros e omissões, como de praxe, são da responsabilidade dos autores.



## INTRODUÇÃO

A presença de resíduos de medicamentos e produtos farmacêuticos no meio ambiente é extensamente reconhecida atualmente. Esses resíduos são encontrados não apenas em cursos de água, mas até mesmo na água tratada, colocando em risco os ecossistemas, a fauna e a saúde humana (KÜMMERER, 2010; KÜMMERER *et al.*, 2010; ALVARENGA e NICOLETTI, 2010; HUBBARD, 2007; GHISELLI e JARDIM, 2007; BIRKETT e LESTER, 2003; BILA e DEZOTTI, 2003; HEBERER, 2002; TERNES *et al.*, 1999; STUMPF *et al.*, 1999).

Kümmerer (2010) é bastante cuidadoso ao abordar o problema dos efeitos dos resíduos e metabólitos de produtos farmacêuticos sobre o meio ambiente e sobre a saúde humana, chamando a atenção para a necessidade de mais pesquisas sobre esse assunto. Entretanto, em alguns casos, o autor adverte para situações nas quais a incerteza não justifica o preterimento da ação, como nos casos de resíduos de componentes ativos endócrinos, de algumas drogas anticâncer e de antibióticos:

*Endocrine-active compounds and hormones may interfere with sexual development in humans, as they are highly active compounds that interact with hormone systems [...]. In addition, some anticancer drugs may cause cancer themselves — even at very low doses — one of the threats of modern chemotherapy, and antibiotics may contribute to the selection of bacteria that are resistant against antibiotics* (Kümmerer, 2010, p. 63-64).

Os efeitos dos componentes endócrino-ativos têm sido objeto de muitos estudos recentes. A pedido da Comissão Europeia, Kortenkamp *et al.* (2011) realizaram uma avaliação do estado das artes sobre os disruptores endócrinos, muitos deles encontrados em produtos farmacêuticos, resíduos de medicamentos e metabólitos. Esses potenciais disruptores endócrinos são substâncias exógenas ou misturas, cujas propriedades podem levar à disrupção endócrina de organismos, suas progênes ou (sub) populações (Kortenkamp *et al.*, 2011).

Um disruptor endócrino bastante conhecido corresponde à categoria dos ftalatos, comuns na fabricação de plásticos e que são utilizados como excipientes em produtos farmacêuticos, inclusive medicamentos de uso oral. Conforme Ghiselli e Jardim (2007), os ftalatos podem ser encontrados tanto na água lixiviada e nos lodos oriundos de esgotos, como também na água superficial e na flora e fauna aquáticas. A biomagnificação, que consiste no aumento da concentração do contaminante nos tecidos adiposos das espécies ao longo da cadeia trófica afetada, faz com que elevados índices de contaminação sejam encontrados em peixes, aves e mamíferos das cadeias afetadas, incluindo o ser humano. Os autores advertem que essas substâncias afetam a fisiologia reprodutiva em diferentes espécies de peixes e mamíferos; no ser humano, podem causar feminização em meninos.

Dependendo da fase do desenvolvimento da exposição a essas substâncias, os efeitos podem ser irreversíveis, podendo ainda se manifestar apenas mais tarde na vida do organismo afetado.

De fato, Gil e Mathias (2005) salientam que dentre os impactos ambientais mais relevantes associados a resíduos farmacêuticos está a genotoxicidade, ou seja, a capacidade que algumas substâncias têm de induzir alterações no material genético.

Ao lado dessas considerações, o problema da destinação de medicamentos não usados, vencidos ou de seus resíduos pós-consumo também envolve o risco direto à saúde de pessoas que possam reutilizá-los por acidente ou mesmo intencionalmente.

Neste contexto, observa-se recentemente um grande número de iniciativas tanto no cenário internacional como no Brasil para o estabelecimento de programas adequados para o descarte dessas substâncias.

No Brasil, a concepção e implementação de tal sistema de descarte de medicamentos não utilizados, vencidos e seus resíduos pós-consumo integra a agenda regulatória da Anvisa desde 2008, tornando-se um tema estratégico a partir de 2010 após a promulgação da Lei nº 12.305 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), regulamentada pelo Decreto nº 7.404/2010.

No panorama internacional, existem diversas experiências que podem ser ilustrativas dos desenvolvimentos institucionais, da criação e da implementação de sistemas de gestão. O objetivo deste artigo consiste em oferecer uma análise da experiência internacional, a partir de casos selecionados na União Europeia e fora dela.

A metodologia adotada inclui o levantamento e análise documental e a revisão da literatura especializada com relação a esses casos, focalizando as seguintes questões: os quadros institucionais, incluindo peças de legislação e arranjos institucionais; os sistemas de logística reversa implementados; a atribuição de responsabilidades; a tecnologia de destinação final; e o financiamento do sistema.

No âmbito da União Europeia, que lidera a ação de seus Estados-membros na implementação de sistemas de coleta de resíduos de medicamentos e de medicamentos com prazos de validade expirados, foram selecionados os casos da Itália, França e Espanha. Fora da União Europeia, foram analisadas as experiências dos Estados Unidos e do Canadá.

O que se destaca aqui – e o que torna oportuno o conhecimento de alguns aspectos mais fundamentais dessas iniciativas – é que o reconhecimento de um problema de saúde pública emergente, de progressão insidiosa e de efeitos cumulativos com riscos incalculáveis para a saúde humana e para o meio ambiente, começa a ser objeto da atenção de legisladores e de tomadores de decisão nas esferas pública e privada, estabelecendo práticas para lidar com os problemas ambientais e de saúde pública em diversas partes do mundo.

Nas seguintes sessões, são apresentadas as análises das experiências internacionais selecionadas, sendo que a primeira seção apresenta a experiência da União Europeia, enquanto que a segunda aborda as experiências de implementação de programas de descarte de medicamentos no Canadá e nos EUA.

## União Europeia: Enfoque mandatório e a responsabilidade ampliada do produtor

Diversas peças de legislação da União Europeia se referem ao resíduo farmacêutico.<sup>2</sup> Algumas dessas peças são compiladas por Vollmer (2010) enquanto que outras são mencionadas pelos programas de gestão do resíduo de alguns países europeus, e se prestam a compreender o arcabouço regulatório geral no qual se inserem as iniciativas de logística reversa de medicamentos nos Estados-Membros da União Europeia.

As principais iniciativas de regulamentação da União Europeia que se aplicam à gestão dos resíduos de medicamentos são apresentadas no Quadro 1, mais abaixo.

Como se sabe, a Convenção da Basileia tem caráter global, enquanto que as Diretivas da União Europeia são diretrizes mandatórias aplicáveis aos Estados-membros, impondo-lhes metas e objetivos e conferindo-lhes um grau de liberdade quanto aos meios para alcançar esses objetivos. A exigência da Diretiva 2004/27/EC, descrita acima, explica a razão pela qual a maior parte dos países que conta com políticas de captação de medicamentos encontra-se na União Europeia.

A OCDE (2001) define responsabilidade ampliada do produtor como um instrumento de política ambiental. Ele permite a ampliação das obrigações do produtor em relação a um produto até o final de seu ciclo de vida, pós-consumo. Este princípio tem um duplo objetivo: a) garantir o financiamento da gestão do fim de vida dos produtos, por meio de uma taxa sobre o produto no momento de sua colocação no mercado. Com a aplicação deste instrumento econômico – a taxação – ao mesmo tempo em que a internalização dos custos da gestão do final de vida dos produtos é realizada e o financiamento da política de resíduos é efetivado pela indústria

responsável pela fabricação desses produtos. Evidentemente, dependendo da elasticidade-preço da demanda, há um repasse desse custo ao consumidor final; e b) estimular a prevenção, pela integração no preço de venda do custo de gerenciamento de produto no fim de sua vida. Forçados a financiar a coleta e a destinação final dos resíduos, os diretores de marketing e de engenharia terão todo interesse em incorporar na concepção de seus produtos a gestão dos resíduos de forma otimizada, tanto ambiental quanto financeiramente.

A implementação das políticas públicas de coleta de medicamentos pelos Estados-membros é feita em colaboração com a Federação Europeia de Indústrias e Associações Farmacêuticas (EFPIA)<sup>3</sup>. De fato, a maior parte dos programas de logística reversa de medicamentos estabelecidos no âmbito da União Europeia foi organizada e implementada pela EFPIA. A ação conjunta de agentes locais – farmácias e associações vinculadas à distribuição no setor farmacêutico – o governo e as indústrias farmacêuticas e suas associações propiciou que dos 27 Estados-Membros da União Europeia, 19 já tenham programas de coleta de medicamentos.

Dentre os Estados-membros que estabeleceram políticas de coleta de medicamentos ou resíduos pós-consumo, a maior parte criou programas que se utilizam das farmácias e drogarias como pontos de coleta de medicamentos e interligação com operadores responsáveis pela destinação final. Esse desenho para o sistema se justifica, dentre outras razões, pela agilidade na implementação, pela facilidade de acesso para o consumidor e por sua efetividade em termos de custos de operação.

<sup>2</sup> Todas as peças de legislação da Comissão Europeia estão disponíveis para consulta, em português, no site oficial: <http://eur-lex.europa.eu/pt/index.htm>, incluindo o acesso aos números do Jornal Oficial desde dezembro de 1952, nem sempre disponível em língua portuguesa.

<sup>3</sup> EFPIA, no acrônimo em inglês para European Federation of Pharmaceutical Industries and Associations.

**Quadro 1. Iniciativas de regulamentação da União Europeia aplicáveis à gestão de resíduos pós-consumo de medicamentos**

Iniciativas de regulamentação	Algumas disposições
<b>Convenção de Basileia sobre o Controle dos Movimentos de Resíduos Perigosos (1989)</b>	A lista no Anexo I “categorias de resíduos a serem controlados” em Y3: Resíduos farmacêuticos, drogas e medicamentos.
<b>Decreto Legislativo da CEE n. 259/93 do Conselho de 1º de fevereiro de 1993</b>	Proíbe exportações de dejetos a serem eliminados para países terceiros, mas prevê (artigo 19) a autorização de acordos bilaterais entre países, da Comunidade ou de fora dela, desde que garantam, entre outros dispositivos, que a eliminação seja efetuada por centro autorizado.
<b>Diretiva 94/62/CE</b>	Dispõe sobre a gestão de embalagens e resíduos de embalagens, que influenciou o envolvimento de atores da cadeia de produção, distribuição e comércio varejista de medicamentos em diversos Estados-Membros da União Europeia no final da década de 90.
<b>Decisão da Comissão (2000)/532 (EC)</b>	Na parte 2 apresenta a distinção entre “produtos farmacêuticos” (pharmaceuticals) e medicamentos (medicines). Os resíduos de medicamentos são classificados em resíduos de assistência à saúde ou como parte dos resíduos urbanos (domésticos e semelhantes). Como resíduos urbanos, os medicamentos citotóxicos e citostáticos são listados na categoria 20 01 31, enquanto que todos os outros medicamentos são listados na categoria 20 01 32. Ao contrário de outros medicamentos, os medicamentos citotóxicos e citostáticos não utilizados ou expirados são definidos como resíduos perigosos. <sup>4</sup>
<b>Artigo 54 (alínea j) da Diretiva 2004/27/EC</b>	Altera a Diretiva 2001/83/EC do Código da Comunidade Europeia relativo aos produtos medicinais para uso humano. Re quer que “as seguintes informações devam constar da embalagem exterior (...) precauções específicas relativas ao descarte dos medicamentos não utilizados (...) bem como uma referência a quaisquer sistemas apropriados de coleta”. O artigo 127bº da presente Diretiva se refere a sistemas de coleta: “Os Estados-Membros devem assegurar que sistemas adequados de coleta estejam em vigor para os medicamentos não utilizados ou expirados”.
<b>Diretiva Quadro para Resíduos: Diretiva 2008/98/EC</b>	Estabelece os princípios básicos sobre reuso, reciclagem, recuperação e disposição final para evitar perigos à saúde humana e ao meio ambiente. A diretiva esclarece que os sistemas de coleta de medicamentos não são sujeitas a registros, que apresentam baixo risco e contribuem para a coleta seletiva.

FONTE: ELABORAÇÃO DOS AUTORES COM BASE EM [HTTP://EUR-LEX.EUROPA.EU/PT/INDEX.HTM](http://eur-lex.europa.eu/pt/index.htm)

<sup>4</sup> Medicamentos citostáticos e citotóxicos são drogas antineoplásicas, ou seja fármacos utilizados no controle da proliferação das células neoplásicas. De acordo com Teixeira et al (2001:5): “Medicamentos citostáticos são os fármacos que inibem, através de vários mecanismos, a multiplicação celular; enquanto que citotóxicos são os fármacos que, por terem especial afinidade para células de divisão rápida, atingem não só as células malignas como as células normais, sendo geralmente teratogênicos, mutagênicos e carcinogênicos.”

Quanto ao financiamento dos programas, observou-se que metade deles é financiada e operada pela própria indústria farmacêutica ou por farmácias, sendo o restante custeado por municípios e governos regionais.

Quanto ao gerenciamento dos programas, Bélgica, França, Luxemburgo, Portugal e Espanha contam com programas de logística reversa de medicamentos que são administrados em conjunto por suas redes de farmácias. Outros seis países europeus – Dinamarca, Finlândia, Alemanha, Itália e Reino Unido, Estados-

### Itália

A Itália foi, provavelmente, o primeiro país europeu a dispor de um sistema de coleta e destinação final de resíduos farmacêuticos, gerido pelos próprios operadores do sistema reunidos numa associação denominada Assinde<sup>5</sup>.

Criada no final da década de 70, em consequência da introdução de uma normativa ambiental, a Assinde Servizi é uma sociedade de responsabilidade limitada que reúne as diversas associações do setor farmacêutico com representantes da indústria farmacêutica, dos distribuidores e das farmácias abertas ao público, a saber: a Associação Nacional da Indústria Farmacêutica (Farindustria), a Federação Nacional Unitária dos Titulares das Farmácias Italianas (Federfarma), a Federação das Empresas e Serviços Sócio-Farmacêuticos (A.S.SO.FARM), a Associação dos Distribuidores Farmacêuticos (ADF) e, finalmente, a Associação Nacional das Cooperativas, das Sociedades e dos Consórcios que distribuem Serviços para as Farmácias (Federfarma Servizi). Naquele momento, uma vez que as empresas farmacêuticas eram impedidas de receber e proceder à destinação final dos resíduos dos medicamentos e também com o intuito de disciplinar os procedimentos de indenizações, foi proposta a criação de uma empresa que se incumbisse do recolhimento de recursos das empresas farmacêuticas destinados ao financiamento das operações de logística reversa de

membros da União Europeia, e a Suíça, não-membro – possuem programas que são gerenciados conjuntamente pelas farmácias e por empresas públicas e/ou privadas de transporte de resíduos.

A fim de compreender melhor as experiências europeias, os casos da Itália, da França e da Espanha foram selecionados, tanto pelo estágio de desenvolvimento dos sistemas implementados como pela qualidade das informações disponíveis.

medicamentos e aos pagamentos indenizatórios para as farmácias e distribuidores relativos aos medicamentos expirados ou que se tornassem invendáveis.

O sistema Assinde abrange 16.000 farmácias, 300 distribuidores e cerca de 120 empresas farmacêuticas, essas últimas responsáveis por 96% do faturamento nacional do setor.

Uma das interessantes particularidades do sistema de logística reversa italiano é que cada um dos medicamentos, do momento em que se torna resíduo até sua completa destruição e eventual indenização, “segue um percurso preciso e bem documentado que pode ser constantemente controlado em cada uma de suas fases por todos os operadores do sistema.”<sup>6</sup>

Segundo o mesmo documento, são várias as vantagens do sistema para seus diversos beneficiários:

- I. Para as empresas farmacêuticas que podem se valer de um sistema centralizado, confiável e transparente de gestão dos resíduos de medicamentos.
- II. Para as farmácias e empresas de distribuição que obtêm a segurança de operarem em conformidade com as normativas ambientais, fiscais e sanitárias e, ademais, podem obter as certificações necessárias para os procedimentos de indenização.

<sup>5</sup> Parte importante das informações sobre o caso italiano encontra-se no site [www.assindeservizi.it/AssindeOnline](http://www.assindeservizi.it/AssindeOnline) (Consulta em 16/09/2012).

<sup>6</sup> A esse respeito consultar [www.assindeservizi.it/AssindeOnline/cont\\_az\\_sistemassinde.php](http://www.assindeservizi.it/AssindeOnline/cont_az_sistemassinde.php)

- III. E, finalmente, para a coletividade, que pode contar com um sistema integrado de coleta e destruição dos resíduos perigosos em conformidade com as legislações ambientais.

Atualmente o sistema Assinde é regulamentado por meio de um Acordo de Programa, instrumento legal de cooperação entre entidades públicas e privadas para implementação de objetivos específicos de políticas públicas, firmado entre as entidades associativas do setor farmacêutico, supramencionadas e pelos Ministérios do Meio Ambiente e da Tutela do Território e da Atividade Produtiva<sup>7</sup>. Ademais, em 2012, as associações representativas das indústrias farmacêuticas, dos distribuidores e das farmácias abertas ao público firmaram um novo Acordo para a Indenização e a Destinação Final dos Resíduos Medicinais reiterando as funções das duas entidades com responsabilidades distintas na operação do sistema de logística reversa dos resíduos farmacêuticos: a Assinde Finanziaria S.p.a., responsável pela gestão do sistema de indenizações e a Assinde Servizi S.r.l., executora das atividades de coleta e destinação final dos resíduos farmacêuticos<sup>8</sup>.

Desta forma, a Assinde Finanziaria S.p.a. é responsável pela gestão e distribuição das indenizações devidas às farmácias ou distribuidores, relativas aos medicamentos sujeitos à prescrição médica para uso humano com prazos de validade vencidos ou que se tornem invendáveis em virtude de decisões das autoridades sanitárias competentes ou das próprias indústrias. Com efeito, na Itália os medicamentos comercializados são considerados resíduos nos seguintes casos: 1) revogação da autorização para comercialização pela autoridade competente; 2) término da validade; 3) defeito no processo produtivo de forma a comprometer sua utilização; 4) dano ou deterioração de forma a

comprometer sua utilização; 5) término do prazo de validade em razão de sua modificação pelas autoridades competentes; 6) retirada a título definitivo do comércio por decisão dos produtores ou autoridades competentes. Em todos esses casos, as farmácias e os distribuidores que eventualmente estejam em posse de medicamentos, nessas condições, fazem jus à exoneração das despesas de destruição e ao recebimento de indenizações que ficam a cargo das indústrias farmacêuticas e que variam segundo a classe do medicamento e os prazos de validade, com percentuais entre um mínimo de 65% e um máximo de 95% aplicados aos preços dos medicamentos para o público, no momento em que se tornam resíduos.

A esse propósito, é útil assinalar que respondendo à questão das razões que explicariam a disposição de as empresas farmacêuticas arcarem com os encargos indenizatórios da destinação final de resíduos de medicamentos, Francesco Ascone, diretor da Assinde Servizi S.r.l., argumenta que, não fosse por isso, as distribuidoras e farmácias não teriam incentivos para ofertar uma linha ampla de medicamentos que muitas vezes encontram pouca demanda. Baseado em estudos recentes, Ascone assevera que apenas 6% dos medicamentos vendidos nas farmácias geram um faturamento de 60% de suas receitas. Para evitar que a oferta de medicamentos importantes para a saúde dos cidadãos seja restringida, as fórmulas indenizatórias são especialmente valiosas, trazendo também contribuições para as próprias companhias farmacêuticas que têm interesse em vender uma gama ampla de seus produtos<sup>9</sup>.

Já a Assinde Servizi S.r.l. é a empresa responsável pelas seguintes atividades: 1) coleta e transporte dos resíduos de medicamentos para os centros de estocagem indicados; 2) estocagem dos resíduos com respeito aos critérios de identificação e rastreabilidade segundo as

<sup>7</sup> Para maiores informações consultar o Accordo di Programma no site [www.assindeservizi.it/AssindeOnline/Doc/ap01/accordodiprogramma.pdf](http://www.assindeservizi.it/AssindeOnline/Doc/ap01/accordodiprogramma.pdf) (Consulta em 16/09/2012).

<sup>8</sup> Accordo per l'Indennizzo e lo Smaltimento dei Resi dei Medicinali.

<sup>9</sup> A esse propósito ver o artigo em *Va Pensiero* de 13 de fevereiro de 2008, intitulado "Farmaci Invenduti: quanto ci costa 'stamonezza?" na entrevista com Francesco Ascone. Para maiores informações ver [www.pensiero.it/vapensiero/archivio/numero.asp?issue=335](http://www.pensiero.it/vapensiero/archivio/numero.asp?issue=335)

normativas ambientais; 3) identificação dos resíduos e emissão de documentação para as finalidades de indenização e em respeito às normas fiscais, sanitárias e ambientais; 4) transporte dos resíduos para incineração em plantas autorizadas e em conformidade com os regulamentos ambientais.

As farmácias abertas ao público e as empresas de distribuição de fármacos aderentes das associações constitutivas da Assinde podem se beneficiar dos serviços de logística reversa de medicamentos, bem como das indenizações previstas, ficando a cargo apenas das despesas de transporte dos resíduos farmacêuticos aos centros de estocagem provisórios.

Ademais, o novo acordo interassociativo, em função das economias de escala alcançadas pelos volumes de operação, também prevê a certificação e destruição de resíduos diversos daqueles relativos aos produtos medicinais indenizáveis, tais como os para-fármacos, produtos dietéticos, produtos para a infância, produtos químicos médico-cirúrgicos, dispositivos médicos e produtos para diagnóstico in vitro.

Finalmente, um último ponto deve ser destacado. Se o decreto Legislativo de 5 de fevereiro de 1997, conhecido como Decreto Ronchi, organiza as disposições

### *França<sup>11</sup>*

O sistema francês de coleta e destinação de resíduos de medicamentos e de medicamentos com prazo de validade vencido é conhecido como Cyclamed, que obedece a dispositivos legais que obrigam toda a indústria a eliminar todo resíduo de embalagens domésticas que coloca no mercado<sup>12</sup>.

Além de responder ao quadro regulatório geral da EC, conforme mencionado anteriormente, o programa francês obedece à regulação francesa em curso, cujos principais dispositivos são mencionados no Quadro 2<sup>13</sup>.

ambientais para a disposição final dos resíduos perigosos (inclusive de medicamentos), seu artigo 16 que trata das expedições transfronteiriças reveste-se de particular interesse para países que estejam em vias de construir seus sistemas de logística reversa<sup>10</sup>.

Em conformidade com essas orientações, o Decreto Ronchi divulga os acordos estabelecidos entre o Estado Italiano, a Cidade do Vaticano e a República de San Marino que preveem a destinação transfronteiriça dos resíduos farmacêuticos desses dois pequenos Estados independentes para a Itália. Razões sobejam para tanto, dentre as quais pode considerar que a correta destinação dos resíduos de medicamentos nesses pequenos Estados não poderia se dar de forma sustentável em virtude da ausência de economias de escala.

O que se está a sugerir é que a despeito de regras sanitárias ou mesmo tributárias que por vezes impedem a circulação de resíduos perigosos entre entidades federativas dentro de um mesmo país, o exemplo italiano pode iluminar a necessidade da criação de novos regulamentos que permitam a constituição de um sistema que atenda não apenas às normativas ambientais, mas que também seja sustentável do ponto de vista da eficiência econômica.

Originalmente, o Cyclamed, uma associação sem fins lucrativos, foi criada para atender às exigências regulamentares do Decreto n° 92-377 de 01 de abril de 1992, sobre a gestão da disposição de resíduos de embalagens, que torna compulsória para toda a indústria a eliminação de todo resíduo de embalagens que coloca no mercado. Dessa forma, o objetivo do Cyclamed, quando de sua criação em 1993, era cumprir os objetivos ambientais descritos no âmbito desse decreto e, adicionalmente, recolher medicamentos não utilizados (MNU) para limitar os riscos sanitários e ambientais desses produtos. O dispositivo repousa sobre o princípio

<sup>10</sup> O texto completo do Decreto Ronchi pode ser encontrado no seguinte endereço: [www.3nrg.it/Download/Decreto%20Ronchi.pdf](http://www.3nrg.it/Download/Decreto%20Ronchi.pdf) (Consulta em 15/09/2012).

<sup>11</sup> Grande parte das informações apresentadas foram compiladas a partir do site do Programa <http://www.cyclamed.org/> salvo em caso das citações específicas.

<sup>12</sup> <http://www.2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-l&cid=96&m=3&catid=23853>

<sup>13</sup> Essas informações podem ser encontradas no site da ADEME, a agência ambiental e de energia da França: <http://www.2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-l&cid=96&m=3&catid=23853>

de uma distribuição equilibrada do ônus dos diferentes agentes da cadeia farmacêutica para valorizar os resíduos de medicamentos (da “caixa cheia” à “caixa vazia”), por meio de incineração com aproveitamento energético.

As embalagens de medicamentos possuem a particularidade de que a maioria das embalagens primárias, como *blisters* e sachês, não pode ser separada do produto como tal. Isto significa que o medicamento na forma de comprimidos, por exemplo, pode ser devolvido diretamente nas farmácias, enquanto que as embalagens vazias devem ser destinadas à

coleta seletiva, sendo que blisters e outras embalagens primárias – que têm contato direto com o medicamento – quando vazias, não devem ser recicladas.

A missão do Cyclamed, aprovada pelo poder público na França, consiste em coletar e valorizar os medicamentos não utilizados de uso humano, com prazos vencidos ou não, levados pelos pacientes até as farmácias. São coletados exclusivamente resíduos provenientes dos domicílios, sob quaisquer formas galênicas (xaropes e outros líquidos, comprimidos, pomadas etc.) e, sob nenhuma hipótese, resíduos hospitalares, de clínicas ou profissionais.

**Quadro 2. Iniciativas de regulamentação da União Europeia aplicáveis à gestão de resíduos pós-consumo de medicamentos**

Lei / iniciativa de regulamentação	Assunto regulamentado
<b>Lei nº 2007-248, artigo 32 (Jornal Oficial de 27 de fevereiro de 2007)</b>	Impõe-se às farmácias o recebimento gratuito em seus estabelecimentos dos Medicamentos Não Utilizados (MNU) trazidos pelos particulares, dentro ou fora dos prazos de validade. Já as obrigações relativas à gestão dos MNU de uso humano são integradas ao Código de Saúde Pública. A legislação francesa disciplina que todos os MNU devem ser coletados e destruídos por incineração.
<b>Convenção de Parceria LEEM/ADELPHE (Maio de 2006)</b>	Com a aprovação dos poderes públicos, foi assinada, em maio de 2006, uma parceria entre o LEEM (organismo representativo das indústrias farmacêuticas) e a ADELPHE (filial da <i>Eco-Emballages</i> ), afirmando suas disposições comuns de promover e perenizar a participação das empresas da indústria farmacêutica ao dispositivo geral francês de valorização das embalagens de uso doméstico. A partir de então, as embalagens vazias dos medicamentos são tratadas no quadro da triagem seletiva em vigor nos municípios, juntamente com os demais resíduos domésticos sendo que os MNU devem ser levados à farmácia pelos consumidores em sua embalagem.
<b>Decreto nº 2009-718 de 17 de 2009 (Jornal Oficial de 19 de junho de 2009)</b>	Em consonância com a Lei 2007-248, estabelece a coleta obrigatório dos MNU para as farmácias, determinando condições para a coleta.
<b>Lei nº 2008-337 (Jornal Oficial de 16 de abril de 2008)</b>	Fim da distribuição humanitária: em conformidade com os dispositivos legislativos, a redistribuição humanitária de MNU pela França foi interrompida em 31 de dezembro de 2008.
<b>Ordenança de 3 de março de 2009 (Jornal Oficial de 14 de março de 2009)</b>	Aprovação renovada: a homologação da Cyclamed foi renovada para a recuperação de embalagens de medicamentos. Valorização energética é financiada pela indústria farmacêutica: desde 1º de janeiro de 2009, todos os MNU – vencidos ou não – são eliminados no circuito farmacêutico, com geração de energia para iluminação e aquecimento de residências. Esta valorização energética, financiada pelas cotas pagas pelas empresas da indústria farmacêutica, reduz gastos das autoridades locais e, portanto, reduzem o ônus do contribuinte com o item energia.
<b>Artigo R4211-28 do Código de Saúde Pública, publicado no Jornal Oficial de 5 de fevereiro de 2010.</b>	Homologação da cadeia: a ordem de homologação do Cyclamed para a coleta e destruição dos MNU de uso humano, de 25 de janeiro de 2010, com duração de seis anos.
<b>Artigo L541-10 do Código Ambiental, modificado pela Ordenança nº2010-1579 de 17 de dezembro 2010</b>	O art. 8 prevê que os produtores de certos produtos – e não os geradores de resíduos - podem ser obrigados, a prover os serviços de eliminação dos resíduos provenientes de sua atividade, ou a contribuir para a sua eliminação. Sobre a base desse artigo, os dispositivos ditos de responsabilidade ampliada dos produtores (REP – <i>Responsabilité Élargie des Producteurs</i> ) foram fortemente desenvolvidos.

FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES



A associação agrupa o conjunto da cadeia farmacêutica: farmacêuticos no comércio varejista (farmácias e drogarias), distribuidores atacadistas e indústria farmacêutica. O funcionamento da cadeia se apoia no circuito invertido da distribuição de medicamentos e as responsabilidades dos agentes em cada etapa são descritas como se segue: (i) ao paciente cabe levar, ao final do tratamento, seus medicamentos não utilizados (MNU) em suas embalagens originais às farmácias e drogarias; ii) às farmácias e drogarias, cabe a missão de coleta dos MNU (Lei 2007-248, JO 27/02/2007) e, após o controle dos materiais trazidos pelos pacientes, os resíduos devem ser acondicionados em uma caixa específica; iii) aos distribuidores atacadistas, em suas atividades cotidianas de transporte e distribuição, cabe a coleta das caixas com os MNU, dispondo-as em um contêiner localizado no interior de seus respectivos estabelecimentos. Uma vez que o contêiner atinja sua capacidade, o atacadista encarrega-se de comunicar o prestador encarregado da eliminação dos MNU; iv) aos prestadores de serviços de transporte cabe o transporte dos contêineres entre os estabelecimentos atacadistas e as unidades de incineração; v) às unidades de valorização energética – em número de 52, distribuídas entre as regiões da França, em razão de sua proximidade com os locais de coleta – cabe a eliminação de forma profissional e responsável dos MNU no circuito farmacêutico; e vi) à indústria farmacêutica cabe o financiamento do sistema.

O cálculo do montante dos recursos financeiros que a indústria aporta ao programa do Cyclamed é feito por meio de dois dispositivos: a) como uma “cota participativa” na associação, que é calculada em função do número de embalagens de medicamento colocadas no mercado; e b) pela dedução (ou “abatimento”) de

### Espanha<sup>14</sup>

Na Espanha o sistema de logística reversa de medicamentos existe desde 2002 operado pelo Sigre (Sistema Integrado de Gerenciamento de Lixo) uma organização sem fins lucrativos. O programa é financiado pela própria indústria farmacêutica com base no volume de vendas e contava, em 2011, com a participação de 257 laboratórios farmacêuticos e 20.958 farmácias.

parte da contribuição feita à Adelphe (filial da *Eco-embalages*) pelas embalagens. O custo do programa é estimado entre 4 a 5,5 milhões por ano que, conforme já mencionado, recaem sobre a própria cadeia farmacêutica.

Uma das justificativas da opção pela incineração como forma de eliminação dos MNU se deve, no caso do programa francês, à segurança e à recuperação de energia, em forma de vapor e de eletricidade. De acordo com as informações disponibilizadas pelo Programa, as unidades de incineração empregadas pelo Cyclamed possuem equipamentos de tratamento das emissões gasosas em conformidade com a regulamentação.

A incineração é realizada em locais próprios com respeito à legislação europeia, gerando energia para aquecer e iluminar alguns milhares de residências anualmente. Em 2009, calcula-se que 13.275 toneladas de medicamentos tenham sido incineradas, com a produção de energia para aproximadamente oito mil residências.

Segundo dados recentes disponibilizados pelo Cyclamed, esse programa coleta em torno de 80% da quantidade de medicamentos descartados pelos consumidores franceses, ou, aproximadamente 6-8% do total de remédios produzidos anualmente na França. Considerado exitoso, o programa francês tem expressiva adesão da população, estimada atualmente em 80%. Esta ampla adesão dos franceses ao Cyclamed é explicada pela implantação de um programa intenso de propaganda/comunicação, com campanhas veiculadas nos principais órgãos de comunicação e com folhetos e outros materiais expostos e distribuídos nas farmácias.

O sistema de gestão baseia-se no recolhimento de resíduos de medicamentos em contêineres próprios instalados nas farmácias - os “pontos SIGRE”. Esses resíduos são coletados e levados a uma estrutura central de processamento para posterior reciclagem ou destruição. Em 2011, o programa apresentou uma média de recolhimento de 6,63 Kg por 1000 habitantes.

A exemplo dos demais casos na Europa, a iniciativa espanhola também está associada às exigências da Diretiva 94/62/CEE, cujos princípios passam a ser

<sup>14</sup> Salvo menções específicas no texto, as informações apresentadas neste tópico foram selecionadas, interpretadas e compiladas da página oficial do Programa Sigre: <http://www.sigre.es/>

implementados na Espanha por meio de uma lei de 1997 que regulamentava o gerenciamento da comercialização de produtos embalados e dos resíduos de embalagem, com a implementação do princípio da responsabilidade ampliada, conforme já mencionado para o caso francês. Dessa forma, os agentes que participam da comercialização de quaisquer produtos embalados devem assegurar a coleta e gerenciamento dos resíduos de embalagem gerados por seus produtos. A adesão da quase totalidade das farmácias na Espanha ao programa resultou, portanto, de uma resposta a essa norma.

Os resíduos aceitos pelo Sigre são medicamentos com prazo de validade vencido, sobras de medicamentos, caixas de medicamentos e embalagens com restos.

O Sigre desenvolveu com os laboratórios associados os Planos Empresariais de Prevenção de Embalagem, contribuindo para a redução do tamanho e do peso das embalagens de medicamentos.

Além de obedecer à legislação em vigor na Comunidade Europeia e na Espanha, o Sigre formalizou sua adesão ao Pacto Mundial das Nações Unidas, o *Global Compact*, considerado o plano mais ambicioso de responsabilidade corporativa<sup>15</sup>.

A iniciativa de estruturação do sistema partiu dos laboratórios farmacêuticos em 2001, contando com a participação das farmácias e drogarias e das empresas de distribuição farmacêutica. As principais instituições que compõem o sistema são: a Associação Nacional Empresarial da Indústria Farmacêutica (Farmaindustria), o Conselho Geral de Colégios Oficiais Farmacêuticos (CGCOF) e a Federação Nacional de Associações de Distribuidores Atacadistas de Especialidades Farmacêuticas (FEDIFAR).

Seus objetivos declarados são dois: a) o ambiental – pela redução dos prejuízos ambientais que as embalagens e restos de medicamentos podem ocasionar por meio da prevenção dos resíduos em sua origem e pelo correto tratamento ambiental dos resíduos gerados; e b) o sanitário – pelo favorecimento da não acumulação de medicamentos nas residências e pela sensibilização do cidadão sobre os riscos sanitários derivados de seu uso inadequado.

O desenho do Sigre foi concebido como um sistema de gestão fechado, com base em um processo de logística reversa, com a participação dos diferentes atores da cadeia de medicamentos. O desenho começa com a coleta dos resíduos de medicamentos com o emprego de contêineres específicos localizados nas farmácias e drogarias. Ali, os consumidores podem depositar os medicamentos de que já não necessitem ou com o prazo de validade vencido, bem como suas embalagens vazias. A seguir, as empresas de distribuição farmacêutica recolhem esses resíduos e os armazenam em contêineres fechados localizados em suas instalações, de onde são retirados pelos gestores autorizados para seu transporte até uma Planta de Classificação de Resíduos de Medicamentos. Nesta planta, localizada em Tudela de Duero (Valladolid), os resíduos são classificados para posterior envio a gestores de resíduos autorizados, encarregados de fazer seu tratamento final.

O Sigre informa que a garantia de segurança de todas as fases do processo é dada por vários controles. Além do controle pelas autoridades ambientais e sanitárias, que realizam os trâmites de permissões, coletam informações e realizam inspeções, o Sigre estabeleceu procedimentos próprios, com auditorias, aplicação de instruções técnicas, protocolos de segurança, rastreabilidade do resíduo e outras, seguindo as normas UNE-EN ISO 9001:2008 sobre Sistemas de Gestão de Qualidade; UNE-EN ISO 14001:2004 para Sistemas de Gestão Ambiental e a especificação OHSAS 18.001:2007 de Sistemas de Gestão de Segurança e Saúde no Trabalho.

A despeito dos esforços e do envolvimento dos vários atores da cadeia de medicamentos e da população espanhola no âmbito do programa Sigre, o modelo de gestão de resíduos na Galícia sofreu uma “grave crise”, com um:

*Accidentado rosario de noticias sobre los controles de contaminación, problemas económicos, deficiencias en el tratamiento de residuos médicos y saturación de la actual planta de tratamiento autonómica (en el municipio coruñés de Cerceda)* Lopes e Larruga, 2010:11.

O problema ocorreu justamente com a planta que deveria fazer a incineração dos medicamentos coletados

<sup>15</sup> O *Global Compact* é uma iniciativa internacional de compromisso ético, que ambiciona que entidades de todo o mundo incorporem em seus princípios estratégicos, princípios de conduta nos domínios dos direitos humanos, trabalho, meio ambiente e luta contra a corrupção. SIGRE (2010) se orgulha de ter recebido o grau “avançado” na implantação dos princípios, pela transparência e pelos níveis de informação em seus informes.

pelo sistema SIGRE. Os autores se referem, por exemplo, ao fato de que os resíduos recolhidos pelo sistema entre 2002 e 2009, aproximadamente 12 toneladas de medicamentos vencidos e resíduos de medicamentos, não haviam sido incinerados na planta de A Coruña, conforme estava previsto nos acordos e regulamentações mencionados acima. Os resíduos foram, naquele período, despejados juntamente com os resíduos orgânicos municipais no aterro da Sogama em Areosa, na Galícia. Foram identificadas deficiências no tratamento de lixiviados, na impermeabilização e no armazenamento de resíduos. O Conselho de Contas da Galícia já havia advertido a Sogama em 2004, recomendando o aumento dos investimentos para sanar aquelas deficiências, já então identificadas. Ademais, Lopes e Larruga (2010) salientam que o balanço energético da planta de incineração era negativo em 2008, ano em que sua Memória de Atividade apontava a produção (de 459.867 MWh diante da necessidade de 507.914 MWh).

Além da violação do compromisso de incinerar os resíduos advindos dos medicamentos coletados, o consórcio SIGRE-DANIGAL-SOGAMA também descumpriu, segundo os autores, as medidas de acondicionamento mínimas para a proteção das águas.

Depois do incidente, a incineração dos resíduos de medicamento do Sigre deixou de ser feita na planta da Galícia e passou a ser realizada por meio de outro processo, denominado combustível derivado de resíduos (CDR), em Plasencia, por outro gestor contratado, uma empresa chamada Biotrán. O tratamento final dado aos restos de medicamentos não perigosos continua sendo a incineração, mas não para a conversão em energia elétrica e sim para o aproveitamento direto em plantas que dependem da combustão em seus processos produtivos, como cimenteiras, siderúrgicas e termoelétricas<sup>16</sup>.

## Iniciativas fora da União Europeia: Prevalência de enfoques de autorregulamentação

Fora da União Europeia destacam-se também as experiências de implementação de programas de descarte de medicamentos nos EUA e no Canadá, cujas principais características são apresentadas a seguir.<sup>17</sup> Essas experiências possuem em comum o fato de serem motivadas por uma percepção dos problemas causados pelos resíduos, em especial sobre o caso de acidentes e do abuso intencional, e de contarem, em sua concepção e implementação, com a ação de diversos agentes do poder público, em diversas esferas hierárquicas, envolvendo os legisladores, de forma não coordenada ou fracamente coordenada, agências federais de saúde e segurança sanitária, governos estaduais, locais e agentes de polícia. Por vezes, algumas dessas experiências supõem a proatividade dos agentes, ou seja, no sentido da auto-regulamentação.

### Estados Unidos

Além de os Estados Unidos não contarem com um programa nacional de coleta de medicamentos, também não desenvolveram ainda um quadro regulatório em nível federal para enfrentar o problema da gestão de resíduos pós-consumo de medicamentos.

Daughton (2003a; 2003b) já advertia que em alguns Estados Federados era ilegal a entrega de medicamentos, vencidos ou não, em farmácias e drogarias. A seguir, encontram-se elementos que devem

colocar em evidência algumas características dos programas norte-americanos de coleta (chamados *Take-Back Programs*), as dificuldades e os rumos de mudança do quadro regulatório norte-americano.

Diante da carência do amparo de uma legislação federal, o desenvolvimento de programas de coleta e destinação de medicamentos não utilizados e resíduos pós-consumo nos Estados Unidos encontra-se em estágio inicial. Ao longo dos últimos anos proliferaram em todo o território norte-americano muitos programas de *take-back* de

<sup>16</sup> <http://prewww.correofarmaceutico.com/2009/12/07/gestion/sigre-asegura-la-incineracion-de-sus-restos-sin-depen-der-de-sus-gestoras>

<sup>17</sup> Outro caso conhecido fora da UE é o da Austrália, no qual também prevalece o caráter voluntário, sendo muito baixa a adesão da população.

medicamentos, concebidos e implementados no âmbito dos Estados.

Em 2003, o Estado do Maine foi pioneiro nos EUA ao criar uma legislação a respeito da disposição de medicamentos, sem, todavia, requerer financiamento da indústria farmacêutica. A implementação de um programa piloto – Programa de Disposição Segura de Medicamentos (*Maine Safe Medicine Disposal Program*) foi financiado pela EPA<sup>18</sup>. O programa utiliza os serviços dos correios e é administrado pela *Maine Drug Enforcement Agency*. A Fase I focalizava idosos (com mais de 70 anos), público para o qual eram distribuídos envelopes em farmácias de quatro condados selecionados, juntamente com questionários. Os consumidores eram instruídos a colocar nos envelopes seus medicamentos não utilizados ou com prazo vencido e depositá-los em caixas dos correios. O serviço postal era responsável pelo encaminhamento dos envelopes à FDA para disposição final segura. Esse programa se encontra agora na Fase II, que o torna permanente e disponível para todos os cidadãos do Maine.

Em 2005, o Estado de Washington criou um projeto piloto intitulado *Pharmaceuticals from Households: A Return Mechanism* - PH:ARM, com o objetivo de promover o recolhimento de medicamentos vencidos ou não utilizados por consumidores domésticos. O programa utiliza contêineres seguros para a armazenagem desses resíduos de medicamentos e conta com um esquema de recolhimento e transporte para destinação final que envolve a sua incineração. Outros exemplos semelhantes são encontrados nos EUA, como o programa piloto *Secure Medicine Return*, também no Estado de Washington, financiado pela indústria farmacêutica e com incineração total do resíduo coletado.

Além das iniciativas do Maine, de Washington e da Califórnia, dentre os Estados que contam com iniciativas de disposição segura de medicamentos estão a Florida (Alachua County), Illinois, Wisconsin e Ohio, refletindo uma crescente preocupação da sociedade e dos governos estaduais com o problema do descarte indevido.

Diante da crescente onda de iniciativas estaduais, houve ao longo dos últimos anos o desenvolvimento de campanhas e guias de conscientização para o descarte e a coleta apropriados de medicamentos com o apoio da Agência de Proteção Ambiental (EPA).

No âmbito dessas iniciativas, observa-se uma grande dificuldade para a implementação dos programas de coleta e destinação de resíduos de medicamentos e de medicamentos fora de validade: a subordinação desses programas à política federal de drogas no país. A principal lei neste caso é a *Controlled Substances Act (CSA)*, que exige a presença de um oficial da lei para lidar com as substâncias controladas, como são os casos dos entorpecentes. A CSA é a legislação que implementa nos EUA a *Single Convention on Narcotic Drugs*, e que regula a manufatura, importação, posse, uso e distribuição das substâncias reguladas<sup>19</sup>. O Quadro 3, mais abaixo, sumaria os dispositivos regulatórios associados aos programas de *Take-Back* nos EUA.

Desta forma, não existe um marco regulatório federal consistente e consolidado nos EUA para coletar e dar uma destinação adequada de resíduos de medicamentos pós uso ou de medicamentos com prazo de validade vencida ou simplesmente para destinação de medicamentos não utilizados pelo usuário final. Os programas de coleta e disposição final de resíduos de medicamentos existentes até o momento nos EUA são concebidos e implementados numa base predominantemente comunitária, seguindo ordenamentos locais e estaduais que tendem a variar ao longo do amplo território. São reportados 61 programas de *take-back* nos Estados Unidos.<sup>20</sup>

Se o histórico da legislação voltada à regulação de substâncias controladas nos EUA permite que se compreenda a *rationale* dos programas de *Take-Back*, o resultado tem sido a multiplicação de programas em diversos âmbitos geográficos e administrativos à revelia de um ordenamento jurídico federal, fragmentação que coloca dificuldades em termos da coerência e mesmo da eficácia e eficiência da coleta e destinação dos resíduos, desde logo pela perda da possibilidade do aproveitamento de sinergias, de economias de escala e, conseqüentemente, da amplitude do atendimento e da redução de custos.

<sup>18</sup> Informações sobre o programa estão disponíveis em: [www.safemeddisposal.com](http://www.safemeddisposal.com).

<sup>19</sup> A letra da CSA pode ser encontrada, por exemplo, na página oficial da FDA, <http://www.fda.gov/regulatoryinformation/legislation/ucml48726.htm>

<sup>20</sup> <http://www.communityofcompetence.com/>

**Quadro 3. Dispositivos regulatórios associados aos programas de Take-Back nos EUA**

Peça legal	Matéria regulada	Observações
<b>Resource Conservation and Recovery Act (RCRA)</b>	Regulamenta a destinação de resíduos sólidos não perigosos e perigosos, sendo que os resíduos não perigosos são regulamentados por legislações locais enquanto que legislações federais dispõem sobre a geração, o transporte e o tratamento dos resíduos perigosos.	Os resíduos de medicamentos, embora classificados como resíduos domésticos perigosos (hhw na sigla em inglês para household hazardous waste), não são sujeitos à legislação federal. Neste caso, a EPA recomenda que as autoridades locais responsáveis pelos programas de take-back tratem o material com base nas legislações para resíduos perigosos em geral.
<b>Controlled Substances Act (CSA)</b>	Associada às regulamentações de sua implementação, procura estabelecer um controle rigoroso dessas substâncias, num circuito fechado entre o paciente e o médico, impedindo que a pessoa ou entidade que recebe a droga possa devolvê-la para disposição final.	Os programas de take-back tiveram ao longo dos últimos anos a permissão da DEA (Drug Enforcement Administration) para receber as substâncias controladas – por agentes da lei - durante os eventos.
<b>Secure and Responsible Drug Disposal Act, de 2010</b>	Altera a CSA para permitir que os usuários dessas substâncias possam entregá-las para disposição final.	O procurador-geral da DEA pode autorizar a disposição por clínicas especializadas em cuidados a residentes que usam substâncias controladas. A DEA atualmente prepara as regulamentações para a implementação desta Lei.

FORNTE: ELABORADO PELOS AUTORES COM BASE EM LAUER (S/D)

Enquanto não havia o quadro regulatório federal, a fim de propiciar um ordenamento mínimo para o descarte apropriado de medicamentos, o governo federal norte-americano desenvolveu um conjunto de diretrizes, recomendando ao público:

- Retirar medicamentos não utilizados, desnecessários ou expirados de suas embalagens originais e jogá-los no lixo.
- Misturar medicamentos de prescrição com uma substância indesejável como o café não utilizado ou areia para gatos, e colocá-los em recipientes impermeáveis, como latas vazias ou sacos fechados.
- Descarregar medicamentos de prescrição no vaso sanitário, mas apenas se o rótulo especificamente instrui fazê-lo.
- Participar dos programas de take-back da comunidade farmacêutica, que permitem ao público trazer medicamentos não utilizados para um local conveniado para o descarte adequado.

Além disso, a Agência de Proteção Ambiental desenvolveu uma página oficial para aumentar a conscientização sobre possíveis danos ao meio ambiente de produtos químicos encontrados em produtos farmacêuticos, cosméticos, perfumes e outros produtos de cuidados pessoais.<sup>21</sup>

### Canadá

O Canadá não possui um programa nacional de descarte de medicamentos, mas conta, desde 1999, com uma organização sem fins lucrativos, denominada Post-Consumer Pharmaceutical Stewardship Association (PCPSA), que é a responsável pela coleta eficiente e pela disposição segura, suporte às províncias e territórios

com programas de gerenciamento. Além dessa entidade, conta-se também com o suporte e a cooperação das empresas de pesquisa na área farmacêutica, como a Associação Farmacêutica de Genéricos do Canadá e a Associação Canadense de Autocuidado; com programas amplos nas províncias e vários programas municipais e comunitários que gerem a coleta de medicamentos não utilizados ou vencidos das residências.

<sup>21</sup> <http://www.epa.gov/osw/hazard/generation/pharmaceuticals.htm>

**Quadro 4. Canadá - Principais programas de descarte de medicamentos**

Província	Abrangência	Início	Canal de coleta	Administração	Financiamento
Alberta Programa ENVIRx	Estadual	1988	Farmácias comunitárias	Associação de Farmácias - RxA	Indústria e governo local
Manitoba Programa HHW (resíduos domésticos perigosos)	Estadual	1990	Farmácias comunitárias e depósitos	Estadual	Governo local
British Columbia	Estadual	1996	Farmácias comunitárias	Post-Consumer Pharmaceutical Stewardship Association- PCPSA	Indústria
Saskatchewan - Programa de descarte de resíduos farmacêuticos	Estadual	1997	Farmácias comunitárias	Pharmacy Association of Saskatchewan - PAS	Farmácias comunitárias
Nova Escócia	Estadual	Década de 90	Farmácias comunitárias	Pharmacy Association of Nova Scotia - PANS	Industria
New Brunswick Programa HHW	Regional	Final da década de 90	Depósitos do programa	Comissão estadual de resíduos sólidos	Usuários
Ilhas Prince Edward	Estadual	2004	Farmácias comunitárias	Island Waste Management Corporation - IWMC	IWMC
Ontário - Programas municipais	Municipal	Vários	Farmácias comunitárias e depósitos	Vários	Vários
Quebec - Programa HHW	Municipal	Vários	Depósitos	Município	Município
Yukon - Programas HHW	Local	Vários	Farmácias comunitárias e depósitos	Incinerador operado pelo Whitehorse General Hospital	n.d
Nunavut	Municipal	n.d	Farmácias comunitárias	Baffin Regional Hospital Pharmacy	n.d

FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES A PARTIR DE HCEII (2009)

Ao contrário dos exemplos anteriores, os programas canadenses locais ou nacionais não têm necessariamente as farmácias como ponto de coleta único. Assim também há diferenças na questão do financiamento, não somente, entre os países até agora analisados, como também, entre as regiões canadenses. Uma breve sistematização dos diferentes programas e iniciativas existentes no país é apresentada no Quadro 4, acima.

Observa-se que os programas diferem em aspectos como financiamento, estrutura regulatória,

administração, monitoramento, práticas de coleta, propaganda, *performance* etc.

O Estado de British Columbia, por exemplo, exige o financiamento feito pela própria indústria e obtém sucesso com seu programa devido à obrigatoriedade de as indústrias participarem e arcarem com os custos desse programa e, com isso, incentivam a participação das farmácias e do público em geral. A participação popular é voluntária e os medicamentos retornados são incinerados ou enterrados em aterros sanitários. Devido a seu sucesso no Canadá, o programa da British Columbia tem sido tomado como um modelo informal para a

concepção de vários outros programas de outros Estados, como Ontario e Manitoba. A PCPSA também tem sido apontada pela associação farmacêutica como exemplo a ser seguido por ser considerado um programa eficiente dos pontos de vista ambiental, regulatório e econômico. Conseqüentemente, tanto o caso canadense

quanto o norte-americano, primam pela perspectiva da autorregulamentação, dependendo da proatividade dos agentes envolvidos, sobretudo a indústria e as empresas de distribuição e comercialização, sem a referência a um quadro nacional de regulamentação do problema.

## Conclusões

Estudos em âmbito internacional têm apontado para o fato que o descarte não judicioso de medicamentos vencidos ou sobras, feito pela população em geral, no lixo comum ou na rede pública de esgoto, traz conseqüências em termos da agressão ao meio ambiente e à saúde humana. A presença de resíduos de medicamentos e de compostos desreguladores endócrinos (EDC) no meio ambiente estão se tornando prevalentes (CASTENSSON e EKEDAHL, 2010; KÜMMERER e HEMPEL, 2010; VOLLMER, 2010; HUBBARD, 2007; DAUGHTON, 2003a; DAUGHTON, 2003b). Diante desse quadro, multiplicam-se no cenário internacional as experiências voltadas a oferecer soluções para a coleta e destinação final desse tipo de resíduo.

Este artigo fez um levantamento de experiências dentro deste cenário, analisando os casos selecionados da Itália, França, Espanha, Estados Unidos e Canadá. A análise dessas experiências permitiu a identificação e caracterização de dois grandes conjuntos de “modelos” de sistemas de gestão de resíduos de medicamentos pós-consumo, que podem ser caracterizados a partir de elementos similares e de elementos distintivos.

O levantamento das iniciativas internacionais permitiu elucidar que são sistemas muito recentes, datando da primeira década do milênio e que ainda são escassas as avaliações sobre seus resultados. Por outro lado, os dados disponíveis não se prestam a uma síntese razoavelmente comparativa sobre o alcance dessas iniciativas, de forma que não é trivial sugerir, com base nessas experiências, quais seriam as melhores práticas ou as lições a serem aprendidas.

Como justificativas gerais para essas iniciativas, foram identificados os problemas sociais e ambientais associados aos resíduos de medicamentos e aos medicamentos com prazos de validade expirados: intoxicação acidental de crianças e adultos, abuso intencional de drogas, impactos na qualidade da água,

efeitos deletérios sobre a saúde pública e impactos negativos sobre a vida aquática.

De um lado, o modelo geral da União Europeia tem como características uma proposta fundamentada num quadro institucional abrangente, geral para todos os Estados-membros, composto por uma série de iniciativas regulamentadoras e diretivas que são implementadas de forma mais ou menos homogênea pelos países analisados. A flexibilidade para a implementação dos objetivos dá espaço à emergência de sistemas mais ou menos específicos em cada país, com singularidades no que diz respeito ao desenho dos sistemas de coleta, à conformação de associações entre os agentes envolvidos, como a indústria farmacêutica, os distribuidores, as associações de farmácias e drogarias, as empresas encarregadas do transporte e da disposição final dos resíduos, além de várias instâncias do poder público. As formas de financiamento também variam um pouco dentre as experiências da União Europeia, mas sempre correspondem a uma forma de aplicação do princípio da responsabilidade ampliada do produtor. Quanto à destinação dos resíduos, tem prevalecido a incineração, quase sempre com recuperação energética. O caso da Espanha ilustra as fragilidades na governança desse sistema de gestão. Evidenciam-se as necessidades de melhor tratamento às questões de transparência e *accountability* (no sentido que lhe empresta a literatura sobre governança, envolvendo, portanto, responsabilização e prestação de contas à sociedade).

O segundo modelo é representado pelas experiências dos Estados Unidos e do Canadá. Sem um arcabouço regulatório comum, as iniciativas se multiplicam nos níveis locais, sobretudo no dos Estados ou Províncias. O caso dos Estados Unidos tem a particularidade de vincular os chamados programas de *Take-Back* às políticas e institucionalidades do controle de drogas, o que acaba determinando em grande parte a configuração institucional, com o envolvimento das polícias dos condados, por exemplo, como agentes de coleta. Os mecanismos de financiamento tendem a

variar, com a existência de inúmeros programas financiados pelos usuários.

Decorrentes desse quadro inconsistente no que tange às políticas públicas das iniciativas voltadas à resolução do problema da destinação dos resíduos pós-consumo de medicamentos e de medicamentos vencidos, essas experiências dos Estados Unidos e do Canadá são marcadas: a) pela inexistência de um marco regulatório federal com definições de diretrizes gerais, metas, prazos, atribuições de responsabilidades e, eventualmente, indicações sobre destinações tecnicamente preferíveis; e b) pela coexistência de um conjunto amplo de experiências subnacionais – estaduais ou locais, com características diversas, cuja eficácia e eficiência ainda se encontram por demonstrar.

A análise do conjunto dessas experiências internacionais – e o que torna oportuno o conhecimento de dos aspectos analisados nos limites deste artigo – permite concluir por um amplo reconhecimento de um problema de saúde pública emergente, de progressão insidiosa e de efeitos cumulativos com riscos incalculáveis para a saúde humana e para o meio ambiente, que começa a ser objeto da atenção de legisladores e de tomadores de decisão nas esferas pública e privada, estabelecendo práticas para lidar com os problemas ambientais e de saúde pública em diversas partes do mundo. No bojo dessas iniciativas, permanece insuficiente o tratamento dado às questões de transparência e *accountability*, fundamentais à governança de serviços voltados à gestão ambiental.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARENGA, L. S. V.; NICOLETTI, M.A. Descarte doméstico de medicamentos e algumas considerações sobre o impacto ambiental decorrente. **Revista Saúde**, v.4, n.3, p. 34-40, 2010.

BILA, D.; DEZOTTI, M. Fármacos no meio ambiente. **Química Nova**, v. 26, n. 4, p. 523-530, 2003.

BIRKETT, J.W.; LESTER, J.N. **Endocrine Disrupters in Wastewater and Sludge Treatment Processes**. 1st ed. USA: IWA Publishing, Lewis Publishers CRC Press LLC, 2003.

CASTENSSON, S.; EKEDAH, A. Pharmaceutical Waste: the patient role. In: KÜMMERER, K.; HEMPEL, M. (Ed.) **Green and Sustainable Pharmacy**. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 2010, p. 179-200.

DAUGHTON, C. Cradle-to-cradle stewardship of drugs for minimizing their environmental disposition while promoting human health. I. Rationale for and avenues toward a green pharmacy. **Environmental Health Perspectives**, v. 111, p. 757–774, 2003a.

DAUGHTON, C. Cradle-to-cradle stewardship of drugs for minimizing their environmental disposition while promoting human health. II. Drug disposal, waste reduction, and future directions. **Environmental Health Perspectives**, v. 111, p. 775–785, 2003b.

DAUGHTON, C. Environmental stewardship of pharmaceuticals: the green pharmacy. Proceedings of the **3rd International Conference on Pharmaceuticals and Endocrine Disrupting Chemicals in Water**. 19-21 March 2003. Minneapolis, US: National Groundwater Association, 2003c.

GHISELLI, G.; JARDIM, W. F. Interferentes endócrinos no ambiente. **Química Nova**, n. 6, p. 695-700, 2007.

GIL, E. S.; MATHIAS, R. O. Classificação e riscos associados aos resíduos químicos – farmacêuticos. **Revista Eletrônica de Farmácia**, v.2, n. 2, p. 87-93, 2005.

GRASSO, C. *et al.* Secure Medicine Return in Washington State, The PH:ARM Pilot. 2010. Disponível em: <[www.medicinereturn.com/resources](http://www.medicinereturn.com/resources)>. Acessado em 17 junho de 2012.

HCEII - Health Canada Environmental Impact Initiative. **Pharmaceutical Disposal Programs for the Public: A Canadian Perspective**, 2009. Disponível em <<http://www.enviroadvisory.com/pdf/Takeback.pdf>>. Acessado em 20 maio de 2012.

HEALTH CARE WITHOUT HARM. **Unused Pharmaceuticals Where Do They End Up? A Snapshot of European Collection Schemes**, 2008. Disponível em: <[https://noharm-europe.org/sites/default/files/documents-files/2616/Pharm%20Report\\_WEB.pdf](https://noharm-europe.org/sites/default/files/documents-files/2616/Pharm%20Report_WEB.pdf)>. Acessado em 4 junho de 2013.

HEBERER, T. Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. **Toxicology Letters**, v. 13, p. 5–17, 2002.

HUBBARD, M.L. **Analysis of the Oregon stakeholder drug take back public policy process to reduce pharmaceutical pollution in Oregon's water resources**: Corvallis, Oregon State University Research Paper, 60 p., 2007. Disponível em: <<http://ir.library.oregonstate.edu/jspui/handle/1957/6192>>. Acessado em 17 junho de 2012.

KORTENKAMP, A.; MARTIN, O.; FAUST, M.; EVANS, R.; MCKINLAY, R.; ORTON, F.; ROSIVATZ, E. **State of the art assessment of endocrine disrupters**. European Commission, 2011. Final Report. Disponível em: <[http://ec.europa.eu/environment/endocrine/documents/4\\_SOTA%20EDC%20Final%20Report](http://ec.europa.eu/environment/endocrine/documents/4_SOTA%20EDC%20Final%20Report)>, 20, V3. Acessado em 20 maio de 2012.

KÜMMERER, K. Pharmaceuticals in the Environment. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 35, p. 57-75, 2010.

KÜMMERER, K.; HEMPEL, M. (Ed.) **Green and Sustainable Pharmacy**. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 2010, 313 pp.

KÜMMERER, K.; HEMPEL, M.; SCHAEFER, H.-C.; FLORIAN, K. Summary and outlook. In: KÜMMERER, K.; HEMPEL, M. (Ed.) **Green and Sustainable Pharmacy**. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 2010, p. 299-303.

LAUER, L. (S/D) **Take-back programs**: a brief regulation and legislation review. Disponível em: <<http://www.epa.gov/agingepa/resources/presentations/TakeBackProgramsABriefRegulationandLegislationReview.pdf>>. Acessado em 17 julho de 2012.

LOPES, A. N.; LARRUGA, J. S. Derecho y políticas ambientales em Galicia. **Revista Catalana de Dret Ambiental**, v. 1, n. 1, p. 1-21, 2010. Disponível em <<http://rcda.cat/index.php/rcda/article/viewFile/32/24>>. Acessado em 23 agosto de 2012

MACHLINE, C.; AMARAL JÚNIOR, J. B. C. Avanços logísticos no varejo nacional: o caso das redes de farmácias. **Revista de Administração de Empresas**, v.38, n.4, p. 63-71, out. /dez. 1998.

OCDE **Responsabilité élargie dès producteurs**: manuel à l'intention des pouvoirs publics. OCDE: Éditions OCDE. 2001, 176 pp.

SANTOS, F.C.A., ANDRADE, E.M., FERREIRA, A.C., LEME, P.C.S. AND JABBOUR, C.J.C. Practices of environmentally responsible reverse logistics systems in Brazilian companies, **Int. J. Business Performance and Supply Chain Modelling**, v. 5, n. 1, p. 63-85, 2013.

STUMPF, M.; TERNES, T. A.; WILKEN, R.; RODRIGUES, S. V.; BAUMANN, W. Polar drugs residues in sewage and natural water in the state of Rio de Janeiro, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 225, n. 1-2., p. 135-141, 1999.

SUMPTER, J. P.; JOHNSON, A. C. Lessons from endocrine disruption and their application to other issues concerning trace organics in the aquatic environment, **Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 12, p. 4321-4332, 2005.

TEIXEIRA, A. M.; SIMÕES, A. R.; TABAQUINHO, S. **Preparação de medicamentos citotóxicos**: riscos profissionais e condições de trabalho. ESCOLA SUPERIOR DE TECNOLOGIA DA SAÚDE DE LISBOA. 2001. Disponível em: <[http://www.angelfire.com/pro/rita-simoes/docs/preparacao\\_medicamentos\\_citotoxicos.pdf](http://www.angelfire.com/pro/rita-simoes/docs/preparacao_medicamentos_citotoxicos.pdf)> Acessado em 7 julho de 2012

TERNES, T. A.; STUMPF, M.; MUELLER, J.; HABERER, K.; WILKEN, R.D.; SERVOS, M. Behavior and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants – I. Investigations in Germany, Canada and Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 225, n. 1-2, p. 81-90, 1999.

VOLLMER, G. Disposal of pharmaceutical waste in households – a European survey. In: KÜMMERER, K.; HEMPEL, M. (Ed.) **Green and Sustainable Pharmacy**. Berlin: Springer-Verlag, 2010, p. 165-178.

## ÁREAS DE RISCO MAIS VULNERÁVEIS AOS DESASTRES DECORRENTES DAS CHUVAS EM RECIFE-PE

AREAS OF VULNERABLE TO DISASTER RISK ARISING OUT OF THE RAIN IN RECIFE-PE

### RESUMO

#### *Werônica Meira de Souza*

Professora da Unidade Acadêmica de Garanhuns – UAG/UFRPE, Garanhuns, Pernambuco - Brasil.

[weroniceira@gmail.com](mailto:weroniceira@gmail.com)

#### *Pedro Vieira de Azevedo*

Prof. Dr. do Departamento de Ciências Atmosféricas, UFCG, Campina Grande, PB – Brasil.

[pvieira@dca.ufcg.br](mailto:pvieira@dca.ufcg.br)

#### *Janaina Maria Oliveira de Assis*

Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil/UFPE, Recife, Pernambuco - Brasil.

[jmoassis@gmail.com](mailto:jmoassis@gmail.com)

#### *Maria do Carmo Sobral*

Professora do Departamento de Engenharia Civil/UFPE, Recife, Pernambuco - Brasil.

[msobral@ufpe.br](mailto:msobral@ufpe.br)

A ocorrência dos desastres vem aumentando significativamente em todo mundo, com elevados números de mortes e grandes perdas econômicas, refletindo a vulnerabilidade do sistema social, político e econômico. Este trabalho tem como objetivo identificar as áreas de risco mais vulneráveis aos desastres decorrentes das chuvas na cidade do Recife-PE, considerando aspectos socioeconômicos da população. Foram utilizados dados de óbitos e afetados no período de 2005 a 2008 cedidos pela CODECIR, além da densidade demográfica, renda per capita, população, condições de habitabilidade, e Índice de Desenvolvimento Humano oriundos do IBGE. Realizou-se o mapeamento dos bairros onde há registros de mortes decorrentes das chuvas, como também mapas com os dados socioeconômicos nos 94 bairros de Recife. Para identificar as áreas mais vulneráveis aos desastres foi proposta a Equação de Risco Meira. Os resultados indicaram que a maior incidência de óbitos decorrentes das chuvas ocorre nas regionais Noroeste e Sul de Recife. A maioria dos bairros apresenta riscos a desastres Muito Alto e Alto e vulnerabilidade Muito Alta, com os maiores índices de riscos a desastres nas áreas constituídas de morros íngremes e adensamento da população, aliadas às condições sociais e econômicas.

**Palavras-chave:** Mapeamento de risco, desastre, vulnerabilidade.

### ABSTRACT

The occurrence of disasters is increasing significantly worldwide, with high numbers of deaths and huge economic losses, reflecting the vulnerability of the social system, political and economic. This work aims to identify the most vulnerable areas of risk to disasters resulting from rainfall in the city of Recife-PE, considering socio-economic aspects of the population. Death data and affected were used in the period 2005-2008 assigned by CODECIR, as well as population density, per capita income, population, housing conditions, and human development index derived from IBGE. We carried out the mapping of neighborhoods where there are deaths resulting from rainfall records, as well as maps with socioeconomic data in 94 districts of Recife. To identify the areas most vulnerable to disasters was proposed Risk Equation Meira. The results indicated that the highest incidence of deaths resulting from rainfall occurs in the Northwest and South of Recife. A most neighborhoods of Recife presents risks to disasters Very High, High, and Very High vulnerability, with the highest levels of risk areas consisting of steep hills, and density of population, combined with social and economic conditions.

**Keywords:** Mapping risk, disasters, vulnerability.

## INTRODUÇÃO

A preocupação com os impactos dos desastres sobre a qualidade de vida vem aumentando significativamente nos últimos anos em todas as regiões do mundo, com elevados números de mortes e feridos, altos índices de doenças, desabrigados e desalojados, além de onerosas perdas econômicas e destruição do meio ambiente. A crescente preocupação está associada às recentes evidências do incremento na frequência e intensidade de desastres associados às variabilidades climáticas e possivelmente às mudanças climáticas.

De acordo com a United Nations Development Programme-UNDP (2004), 75% da população mundial habitam em áreas que foram afetadas pelo menos uma vez por ciclones, enchentes, secas ou terremotos entre os anos de 1980 e 2000. As consequências dos desastres se divergem muito em relação ao lugar em que ocorrem, as condições econômicas e ao tipo de habitação existente no local. Todos são vulneráveis aos impactos ambientais de alguma forma, mas a capacidade das pessoas e da sociedade adaptar-se às mudanças e lidar com elas é muito variada. A pobreza é geralmente reconhecida como uma das causas mais importantes da vulnerabilidade às ameaças ambientais, uma vez que os pobres tendem a ter bem menos capacidade de enfrentar os problemas e, portanto, sofrem um ônus desproporcional pelos impactos associados aos desastres.

Nas últimas décadas, tem ocorrido um aumento considerável na frequência anual de desastres naturais em todo o globo. Conforme dados do EM-DAT (2013), a média de desastres ocorridos na década de 1970 foi de 90 eventos por ano, saltando para mais de 260 eventos na década de 1990. Estes números refletem a elevação na frequência e intensidade dos desastres causados pelas tempestades severas. O Brasil é um país relativamente estável no que diz respeito aos terremotos e outros fenômenos que causam muitos desastres em todo mundo. Mas nos últimos anos, vem ocorrendo uma intensificação dos prejuízos causados por fenômenos de tempo severos, atrelado principalmente a quase ausência de planejamento urbano. De acordo com relatório da ONU, o Brasil foi atingido por 60 catástrofes naturais entre 2000 a 2010, deixando 7,5 milhões de brasileiros sem casas e 1,2 mil mortos, com prejuízos econômicos, físicos e psicológicos.

Para estimar o risco a desastre é necessária uma visão multidisciplinar, incluindo a percepção de fatores sociais, organizacionais e institucionais relacionados com o desenvolvimento das comunidades (Abreu, 2004). A acumulação de riscos a desastres está relacionada à falta de políticas públicas ou de estratégias orientadas a sua gestão e, ainda, à inexistência de estruturas administrativas e sistemas legislativos adequados, tanto em nível local, como nacional e regional (PNUD, 2008).

No mesmo contexto, Tapsell *et al.* (2010) classifica a vulnerabilidade como a combinação do estado de um sistema com outros fatores, como capacidade para enfrentar e se recuperar de um evento catastrófico, o que introduz os conceitos de resiliência e resistência. O ponto central a ser sempre observado é que pessoas diferentes, mesmo dentro da mesma região, têm vulnerabilidade diferente aos perigos a que estão expostas.

A vulnerabilidade é um sistema dinâmico oriundo da interação de uma série de fatores e características, internas e externas, de uma comunidade particular. O resultado dessa interação é a incapacidade da comunidade para responder adequadamente à presença de uma ameaça determinada (Wilches-Chaux, 1993). As causas responsáveis pela geração de vulnerabilidades são os processos econômicos, demográficos e políticos, que afetam a destinação e distribuição de recursos entre os diferentes grupos de pessoas, bem como refletem na distribuição do poder (Cardona, 2001).

A vulnerabilidade não se determina por fenômenos perigosos, mas por certos processos sociais, econômicos e políticos, daí que os mais vulneráveis são os países mais pobres e dependentes, as regiões mais desfavorecidas e a população com menos recursos (BLAIKIE *et al.*, 1996).

Marengo *et al.* (2013) avaliando os impactos dos desastres associados às inundações e secas na Amazônia, diagnosticou que a mitigação dos impactos decorrentes das inundações e secas são quase sempre ineficazes na redução da vulnerabilidade para a maioria da população, indicando a má adaptação da sociedade através do enfraquecimento da resiliência.

O perfil socioeconômico de uma área atingida também influencia na dimensão que os prejuízos podem tomar. Quanto mais evoluído for o local, maiores serão as perdas financeiras com os desastres. As próprias características das construções

(como tipo de acabamento) e seus conteúdos estão relacionados com o padrão de vida da região (Nagem, 2008). Lima (2003) e Machado *et al.* (2005) elaboraram curvas de prejuízo para setores habitacionais aplicando questionários junto a moradores de área inundadas no município de Itajubá em Minas Gerais, em janeiro de 2000, para servir de referência empírica, ao mesmo tempo em que buscaram generalizações, como distinção por classe socioeconômica, para garantir a aplicabilidade destas curvas em outros locais.

Ultramari e Hummell (2010) fizeram um estudo sobre a vulnerabilidade socioambiental no sul do Brasil, a partir das ocorrências de acidentes naturais e valores de Índice de Desenvolvimento Humano por município. Os autores concluíram que nas áreas com fragilidade física e ambiental também coexistem sociedades com maior vulnerabilidade socioeconômica, e que nos estados da região Sul do Brasil não há planos e políticas relativos à prevenção de desastres, inclusive sobre fenômenos recorrentes.

Um estudo realizado por Torres *et al.* (2012) para identificar as áreas do Brasil mais sujeitas a desastres provocadas pelas mudanças climáticas, a partir do Índice de Vulnerabilidade Socioclimática -IVSC, considerando a densidade demográfica, o Índice de Desenvolvimento Humano-IDH e projeções climáticas para obter IVSC, constatou que no período de 2000 a 2010 houve um aumento do IDH no Nordeste e uma diminuição dos riscos a desastres, e nos estados de São Paulo e Minas Gerais um aumento de desastres. Esta mudança reflete o crescimento maior do IDH no Nordeste em comparação com o Sul e o Sudeste. Apesar desse crescimento, os estados Nordestinos ainda ocupam as piores posições no ranking nacional, com a menor taxa de crescimento em Pernambuco e Rio Grande do Norte (24%) e a maior no Maranhão e Alagoas (34%). No Sul e Sudeste o maior avanço foi de 17% registrado em Minas Gerais. O avanço do Índice de Desenvolvimento Humano Municipal em áreas do Nordeste do Brasil diminuiu o risco de tragédias provocadas por mudanças climáticas previstas para a região até o final deste século.

Souza, Azedo e Araújo (2012) a partir da análise das chuvas diárias no período de 1961 a 2008 e dos desastres, determinaram limiares de precipitação diária que ocasionam alagamentos e escorregamentos de barreiras na cidade do Recife. Tais desastres geram consequências trágicas principalmente aos mais pobres, que residem nas áreas mais vulneráveis a ocorrência de desastres. Os impactos decorrentes dos eventos extremos de chuva motivam a uma série de indagações em relação à infraestrutura das cidades, das vias de transporte, à segurança pública em situações de emergência, ao fenômeno que causou a tragédia, enfim, as políticas públicas adotadas frente a um evento extremo.

O estado de Pernambuco frequentemente enfrenta, de um lado, os escorregamentos de encostas, inundações e alagamentos associados às chuvas que ocorrem na Região Metropolitana do Recife e Zona da Mata durante o período chuvoso e, por outro lado, no Sertão e no Agreste são comuns longos períodos de seca, produzindo grandes perdas econômicas e sociais. **No caso específico da cidade do Recife, um terço da população vive em áreas de risco, às margens dos rios e em locais com infraestrutura precária, representando uma herança do processo de exclusão social que acompanha a história do nosso país.** Praticamente todos os anos, durante o período chuvoso, a população dessas áreas é vítima de acidentes (escorregamentos e inundações) causados por eventos de precipitações intensas.

Face ao exposto, a presente pesquisa tem como objetivo identificar as áreas de risco mais vulneráveis aos desastres decorrentes das chuvas na cidade do Recife-PE, considerando aspectos socioeconômicos da população.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Caracterização da Área de Estudo

O município do Recife-PE (Lat.: 8º 04' 03" S; Long.: 34º 55' 00" W; Alt.: 4 m) situa-se no litoral nordestino com uma superfície territorial de 219.493 km<sup>2</sup>. Apresenta uma área territorial formada por Morros (67,43%), Planícies (23,26%) e zonas aquáticas (9,31%), destacando-se as Zonas Especiais de Preservação Ambiental – ZEPA (5,58%) e uma extensão de praia de 8,6 km (Prefeitura do Recife, 2008). Em termos de distribuição espacial, a cidade do Recife apresenta 94 bairros subdivididos em seis Regiões Político-Administrativas – RPAs: Centro: 11 bairros; Norte: 18 bairros; Noroeste: 29 bairros; Oeste: 12 bairros; Sudoeste: 16 bairros; Sul: 8 bairros, conforme Figura 1.

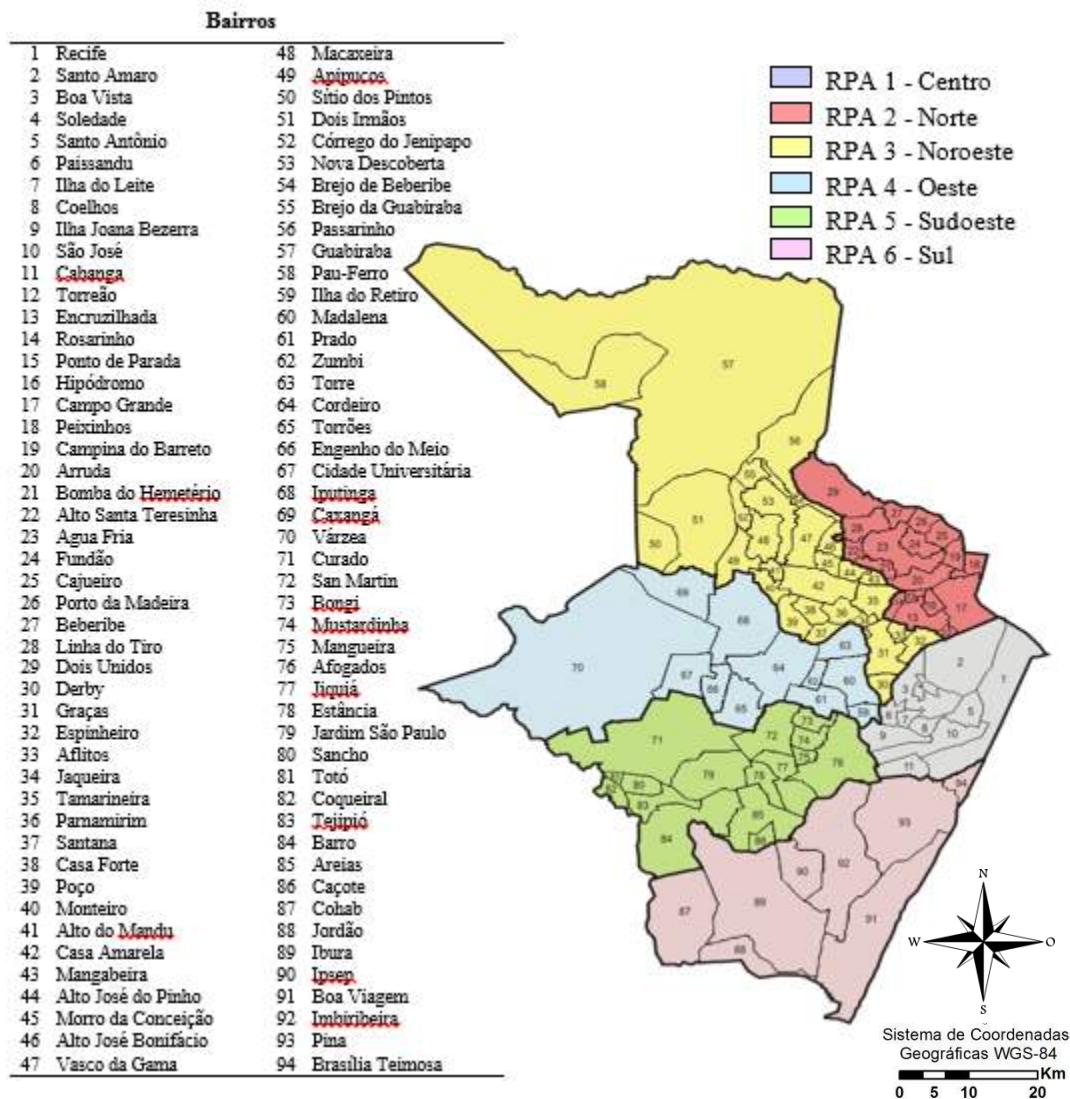


Figura 1 - Mapa da cidade do Recife com identificação dos 94 bairros e das seis regiões político-administrativas  
 Fonte: Prefeitura do Recife, 2008.

### *População e Domicílios nas Regiões Político-Administrativas (RPA's)*

A cidade do Recife tem 1.422.905 habitantes distribuídos 24,9% na Região Sul – RPA 6. A RPA 1, com apenas 5,5% da população, concentra o centro tradicional de comércio e serviços da cidade e o menor número de domicílios representando, no conjunto da cidade, 5,9% (Tabela 1). A RPA 2 é a mais densa com 144,05 habitantes por hectare, população de 205.986 habitantes e ocupa fortemente os morros da zona norte. A ocupação de

morros, contribuindo para o adensamento da cidade, se repete na RPA 6, que é a segunda mais densa da cidade com 90,68 hab/ha. A região menos densa é a noroeste – RPA 3 (36,38 hab/ha), o que se explica pela presença das matas da Guabiraba/Pau Ferro, Sítio dos Pintos e Dois Irmãos. A densidade domiciliar apresenta-se de maneira equilibrada na cidade, variando de 3,52 a 3,93 hab/dom (Prefeitura do Recife, 2008).

**Tabela 1 - Dados populacionais e demográficos do Recife-PE, por Região Político Administrativa – RPA**

Região Político Administrativa	População Residente		Domicílios	Área (ha)	Densidade Demográfica	
	(abs)	(%)			(hab/ha)	(hab/dom)
<b>Cidade do Recife</b>	<b>1.422.905</b>	<b>100,00</b>	<b>376.022</b>	<b>21.964,00</b>	<b>64,78</b>	<b>3,78</b>
RPA 1 Centro	78.098	5,49	22.202	1.605,88	48,63	3,52
RPA 2 - Norte	205.986	14,48	52.383	1.429,95	144,05	3,93
RPA 3 - Noroeste	283.525	19,93	73.436	7.793,61	36,38	3,86
RPA 4 - Oeste	253.015	17,78	67.486	4.214,13	60,04	3,75
RPA 5 - Sudoeste	248.483	17,46	64.108	3.010,27	82,55	3,88
RPA 6 - Sul	353.798	24,86	96.407	3.901,79	90,68	3,67

### *Fonte dos Dados*

Foram utilizados totais anuais do número de óbitos no período de 1995 a 2008, desalojados e desabrigados de 2005 a 2008, registrados nos bairros do Recife. Esses dados são decorrentes das chuvas que ocorreram na cidade e foram fornecidos pela Coordenadoria da Defesa Civil de Recife (CODECIR). O termo desabrigado refere-se a pessoa que perdeu a sua casa e está em um abrigo público, enquanto o desalojado saiu de casa após um desastre, mas não necessariamente perdeu, e não está em abrigo público, está na casa de um parente ou outro. Ressalta-se que não foram encontrados registros do número de desalojados e desabrigados antes de 2005 nos arquivos da CODECIR.

Os dados das variáveis socioeconômicas: Densidade Demográfica (DD), Renda Média (RM), População Total (PT) e Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) foram obtidos por bairros, através do *software* Atlas de Desenvolvimento Humano no Recife disponibilizado gratuitamente pela prefeitura do Recife (<http://www.recife.pe.gov.br/pr/secplanejamento/pnud2006/index.html>). Este Atlas utiliza dados dos censos de 1991 e 2000 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), que foi iniciado em 2001 pela Prefeitura, em parceria com o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) e o Ministério da Integração Nacional (MIN), e disponibilizado a sociedade sobre os Índices e Indicadores do Desenvolvimento Humano do Recife e Região Metropolitana em 2005.

### *Procedimentos Metodológicos*

Para atingir o objetivo, o trabalho foi realizado em três etapas. A primeira foi mapear os bairros onde há registros de óbitos associados aos eventos extremos de chuva e relacionar com as regiões mais pobres do Recife, visando identificar as áreas com maior incidência de mortes associadas às chuvas. Em segundo, elaborar mapas com dados socioeconômicos (renda, população, IDH, condições de habitabilidade), com o objetivo de relacionar as áreas mais vulneráveis aos riscos a

desastres com os aspectos sociais e econômicos em Recife. Por fim, foi proposto uma adaptação da equação utilizada por Marcelinho *et al.* (2006) para determinar o índice de risco e de vulnerabilidade, visando mapear as áreas de risco mais vulneráveis aos desastres decorrentes das chuvas nos bairros da cidade do Recife-PE, considerando aspectos socioeconômicos da população

### *Mapeamento do Índice de Risco e de Vulnerabilidade*

Neste trabalho, o índice de risco ( $R$ ) é definido como a probabilidade de ocorrer danos (às pessoas, bens, atividades econômicas e ao meio ambiente) resultantes da interação entre os riscos naturais ou induzidos pelos homens e as condições de vulnerabilidade de um sistema social. Numa análise de risco também pode ser levada em consideração a habilidade de uma dada população em resistir e recuperar-se de um perigo natural, denominada como resposta ou resiliência. Assim, quanto maior for a capacidade de resposta de um sistema social, menores serão os danos e prejuízos, o que diminuiria o risco. Desta forma, a análise de risco tem como base a equação (1) proposta pelo International Strategy for Disaster Reduction-ISDR (2004):

$$R = \frac{(P * V)}{Re} \quad (1)$$

Em que:  $R$  é o risco;  $P$  é o perigo;  $V$  é a vulnerabilidade e  $Re$  é a resposta.

United Nations Development Programme-UNDP (2004) propõe um indicador de risco que utiliza uma série de variáveis ambientais e socioeconômicas como indicadores de vulnerabilidade. Estes indicadores estão divididos em tipos de perigos e categorias de vulnerabilidade. Entretanto, esta proposta de âmbito global de análise de risco refere-se exclusivamente a perda de vidas, em função da vulnerabilidade e da exposição física. Esta última é obtida pelo produto entre a população total e a frequência de perigos de uma determinada área.

Marcelinho *et al.* (2006) com o objetivo de fornecer um indicativo do grau de risco de pessoas afetadas pelas chuvas intensas no estado de Santa Catarina, propôs uma adaptação da equação (1) para:

$$R = \frac{P(DD + IP + PI)}{IDHM} \quad (2)$$

Em que:  $R$  é o risco;  $P$  é o perigo;  $DD$  é a densidade demográfica;  $IP$  é a intensidade da pobreza;  $PI$  é a população idosa; e  $IDHM$  é o índice de desenvolvimento humano municipal.

Levando em consideração tais indicadores, a análise de risco proposta no presente trabalho visa não somente o número de pessoas mortas, como também o número de pessoas afetadas, concordando com Herrmann (2001) e Marcelino *et al.* (2006). Assim, para obtenção de um indicativo dos bairros com grau de risco de pessoas afetadas foi realizada uma



adaptação das equações (1) e (2), com a inclusão dos parâmetros renda, população total (Marcelino *et al.* (2006) considera apenas os idosos, e neste trabalho toda população é vulnerável aos desastres) e condições de habitabilidade. Esses parâmetros podem contribuir para aumentar o risco a desastre em uma área, pois uma família com renda considerada baixa tem como alternativa viver nos espaços urbanos menos valorizados, como várzeas e encostas íngremes que se caracterizam como áreas de risco, para edificarem suas moradias precárias que muitas vezes são levadas pelo movimento das águas e de material intemperizado que recobre a rocha, o que acarreta em perdas materiais e até mortes (RIBEIRO, 2010).

Dessa forma, visando fornecer o grau de risco de pessoas afetadas pelos desastres decorrentes dos eventos extremos de precipitação máxima, por bairros, na cidade do Recife, propõe-se a equação (3) denominada equação de Risco Meira, que é o índice de risco a desastre (R):

$$R = \frac{P(DD + RM + PT + H)}{IDH} \quad (3)$$

Em que:

R é o risco a desastre;

P é o perigo, expresso pelo número de óbitos e afetados ocorridos por ano;

DD é a densidade demográfica, que é obtido a partir da razão entre a população residente total e a área do bairro (hab/km<sup>2</sup>);

RM é a renda percapita média do bairro;

PT é a população total existente no bairro;

H são as condições de habitabilidade, é o acesso das pessoas a serviços básicos nos bairros;

IDH é o índice de desenvolvimento humano, obtido pela média aritmética de três sub-índices, referentes às dimensões Longevidade (IDH-L), Educação (IDH-E) e Renda (IDH-R) por bairro.

Assim, comparando as equações (1) e (3), tem-se:

$$V = DD + RM + PT + H \quad (4)$$

$$Re = IDH \quad (5)$$

Em que, V é o índice de vulnerabilidade e Re é a resposta.

Ressalta-se que todas as variáveis e parâmetros foram escalonados entre 0 e 1, cujo valor mínimo é representado pelo 0 e o valor máximo pelo 1, conforme Marcelino *et al.* (2006). Este escalonamento foi realizado através da seguinte equação (6):

$$\text{Índice} = \frac{(V_{\text{observado}} - V_{\text{mínimo}})}{(V_{\text{máximo}} - V_{\text{mínimo}})} \quad (6)$$

$$(V_{\text{máximo}} - V_{\text{mínimo}})$$

### Geração dos mapas

A partir da equação de Risco Meira foram obtidos os índices de risco e de vulnerabilidade por bairro na cidade do Recife. Os mapas desses índices, assim como os mapas dos óbitos, população, renda, DD, IDH, IDH-L, IDH-E e IDH-R foram realizados através do *software* ArcGis-9.3, realizado no Laboratório de Geoprocessamento de Dados (UGEO) do ITEP. Foram adotadas quatro classes: Baixa, Média, Alta e Muito Alta, definidas pelo método do Desvio Quartílico, conforme Ramos e Sanchez (2000), que divide a série de dados em quatro grupos com igual

número de ocorrências, cada um compreendendo 25% do total de valores. Desta forma, o fatiamento é definido quantitativamente, excluindo a subjetividade no processo de definição do limiar de corte. As bases cartográficas do município de Recife, com suas respectivas divisões das Regiões Política-Administrativas e divisão dos bairros, foram cedidas pelo Laboratório de Geoprocessamento do Instituto de Tecnologia de Pernambuco (UGEO/ITEP).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

A distribuição espacial do número de óbitos observados no período de 1995 a 2008 e o mapa das áreas pobres está representada através da Figura 2, contabilizando um total de 64 mortes associadas aos desastres decorrentes da precipitação pluviométrica em Recife. A regional Noroeste apresentou 6 bairros com registros de 26 óbitos, com destaque para Nova Descoberta com 17 mortes, sendo que 16 foram registradas em 1996, especialmente no Córrego do Boleiro. Ressalta-se que essas mortes estiveram associadas aos escorregamentos de barreiras na região devido à intensidade da chuva (SOUZA, 2012).

Na regional Sul houve incidência de mortes em três bairros totalizando 33, com destaque para o Ibura com 23 óbitos, dos quais 10 foram registrados em 1996 e 8 em 2000 (Figura 2a). Ressalta-se que nesse bairro é constante a ocorrência de escorregamentos de barreiras e alagamentos em dias chuvosos. Na regional Norte observou-se os bairros Linha do Tiro com 4 mortes e Água fria com ocorrência de uma vítima fatal. É digno de nota que estas regiões estão localizadas nas áreas de morros, ou seja, mais pobres (Figura 2b), aliadas com a falta de infraestrutura como saneamento, educação, entre outros, contribuindo para ocorrência de desastres de alta magnitude e conseqüentemente óbitos. A avaliação dos riscos e da vulnerabilidade urbana no Brasil realizado por Ribeiro (2010) aponta que o rápido processo de urbanização irregular no país, resultante de trabalhadores migrantes que, sem alternativa de renda, ou com valores baixos, não conseguem pagar pela

moradia nas cidades brasileiras. Como alternativa, ocupam áreas consideradas inadequadas e se expõem com muita frequência a situações de risco como escorregamentos de barreiras e alagamentos, que muitas vezes ocasionam até perdas de vida.

Cabe ressaltar que as mortes ocorridas no Córrego do Boleiro estiveram associadas às fortes chuvas na região, que contribuíram para as pedras rolarem na barreira e estourar a tubulação de abastecimento de água, destruindo casas e soterrando moradores na região (Revista Veja, 1996). A precipitação pluviométrica total observada no mês de abril de 1996 foi de 462,7 mm, representando 56% acima da média esperada, sendo que no dia 29 de abril de 1996 foi registrado um índice pluviométrico de 144 mm, considerado uma chuva extrema de acordo com a classificação realizada por Souza (2012), ocasionando um grande desastre na cidade.

Freitas *et al.* (2012) avaliando a vulnerabilidade socioambiental e redução de riscos de desastres das fortes chuvas na Região Serrana do Rio de Janeiro em 2011, que resultaram em enchentes e deslizamentos, atingindo população de baixo e de alto poder aquisitivo, com registros de 918 óbitos. Esses autores enfatizam que os processos de degradação ambiental e ocupação irregular da área, combinados com as características geológicas e chuvas intensas tornam a região vulnerável às ameaças naturais como os deslizamentos de terra e enchentes. O crescimento populacional acelerado dos

municípios da região Serrana, aliado à sua distribuição desordenada pelo território, resultou em ocupações nas margens de rios e encostas. A inexistência de uma política habitacional capaz de dar conta das demandas por habitação digna e segura está na origem de grande

parte dos desastres. A ocupação irregular e desordenada na Cidade do Recife e Região Serrana, e outras capitais do Brasil, contribuem para aumentar o risco aos desastres decorrentes das chuvas, e a vulnerabilidade da população, principalmente dos mais pobres.

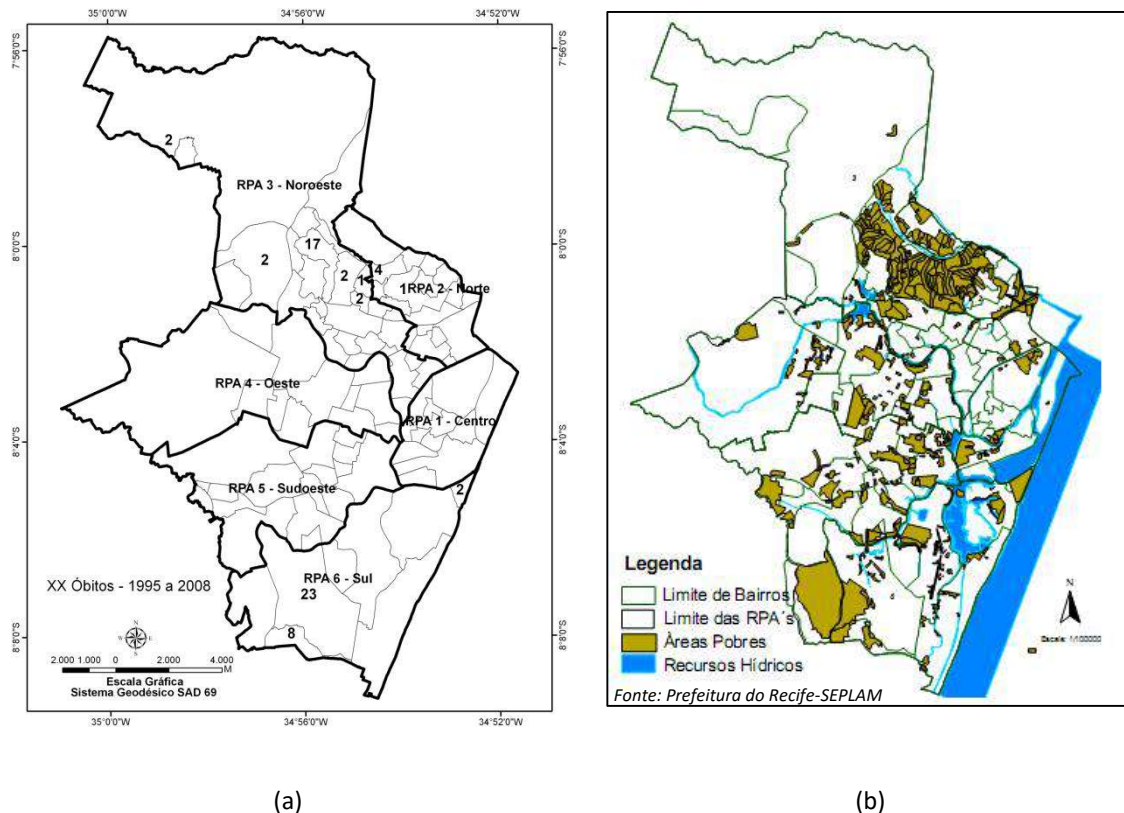


Figura 2 - Número de óbitos associados aos eventos extremos de precipitação máxima na cidade do Recife no período de 1995 a 2008 (a), e identificação das áreas pobres na capital de Pernambuco (b).

A distribuição da população e da densidade demográfica está demonstrada na Figura 03 a e b, a qual revela que as regionais Sul e Noroeste são as mais populosas, representando 25% e 20% respectivamente da população, com destaque para os bairros Boa Viagem (100.388 hab), Cohab (69.134 hab) e Várzea (64.512 hab) como sendo os mais populosos, e os menos habitados são Pau-Ferro (336 hab) na regional Noroeste, Paissandu (538 hab) e Santo Antônio (539 hab) no Centro, considerada uma área comercial. As maiores densidades demográficas são observadas em Alto José do Pinho com 299,59 habitantes/km<sup>2</sup>, seguido por Brasília Teimosa com 292,89 habitantes/km<sup>2</sup> e Mangueira 290,17

habitantes/km<sup>2</sup>, localizados nas RPA-3, RPA-6 e RPA-5, respectivamente.

Ressalta-se que essas áreas estão localizadas nas regiões com poder aquisitivo muito baixo, conforme figura 3 c e d, os quais representam o total de salários mínimos (c) e a quantidade de salários por bairro (d). Os maiores números de salários são observados próximos à região central e em Boa Viagem (d), com destaque para os bairros Jaqueira (34), Casa Forte (26) e Aflitos (24) com os maiores salários. Por outro lado, os bairros do Recife, Joana Bezerra e Passarinho recebem a menor quantidade de salários, em torno de um salário mínimo.

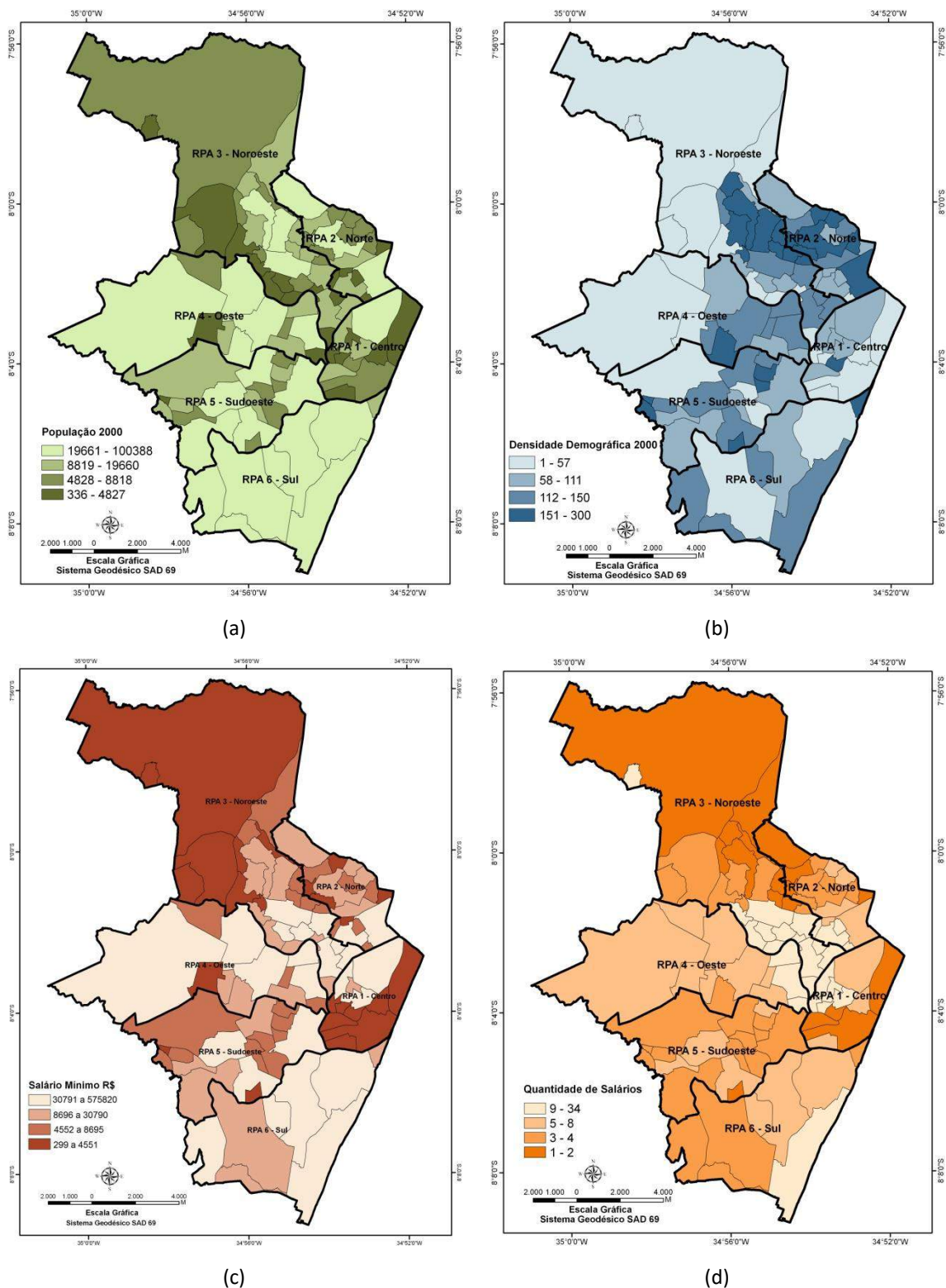


Figura 3 - Distribuição espacial da população (a), densidade demográfica (b), salário mínimo (c) e quantidade de salário (d) nos bairros da cidade do Recife, com identificação das RPA's.

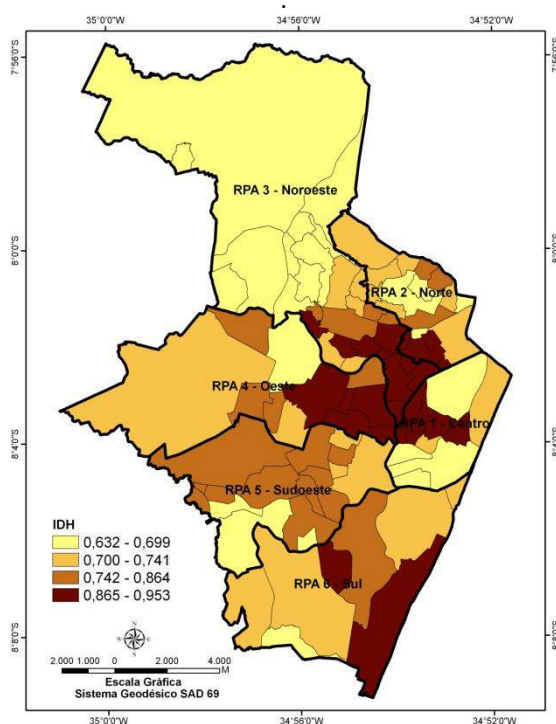
Analisando a Figura 4, nota-se que os maiores índices de IDH (0,865 a 0,953) concentram-se próximo a região

central do Recife (a), coincidindo com os melhores salários, com exceção da região Sudoeste com

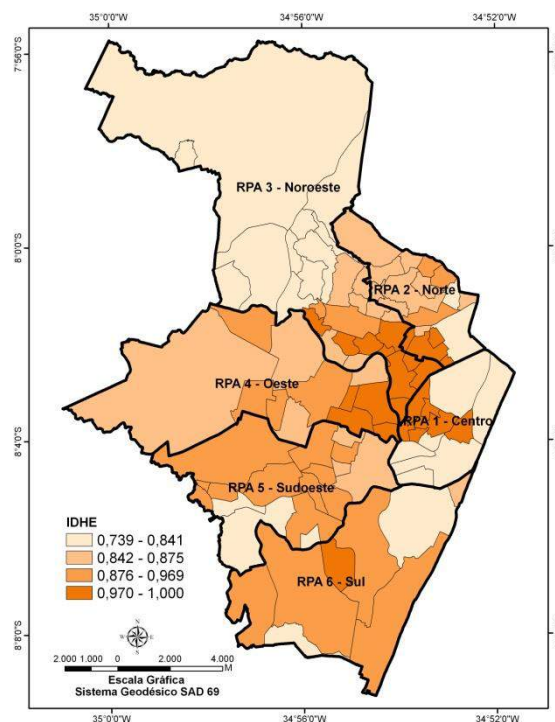
predominância de valores oscilando entre 0,742 a 0,864. Os bairros que apresentaram os melhores índices foram Aflitos, Derby, Espinheiro e Graças com 0,953, considerado um índice muito alto. Por outro lado, os piores índices (0,632 e 0,699) foram observados na regional Noroeste, e em alguns bairros isolados na cidade do Recife, coincidindo com as áreas mais pobres. Prudente e Reis (2010) analisando o IDH e o índice de pobreza no estado de Minas Gerais, percebeu que os melhores índices (IDH e pobreza) estão concentrados nas regiões do Triângulo, Sul, Oeste e Metropolitana do Estado, enquanto os piores índices concentram-se principalmente no extremo norte, nas regiões com os menores valores de IDH e baixa renda, que ocupam a classe de risco muito alto. Esse trabalho corrobora com

os resultados encontrados para Recife, revelando que os baixos valores do IDH são observados principalmente nas regiões mais pobres e mais habitadas.

Em relação aos parâmetros IDH-E, IDH-R e IDH-L, apesar de apresentarem alta correlação com o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal-IDHM (acima de 0,97) e grande similaridade visual entre os mapas, destaca-se o bairro de Boa Viagem na regional Sul, cujo IDH-E é mais baixo em relação aos demais índices, que pode estar associado a grande concentração de favelas existentes e maior população, evidenciando grandes contrastes sociais e econômicos existentes dentro do bairro, refletindo no índice educação.



(a)



(b)

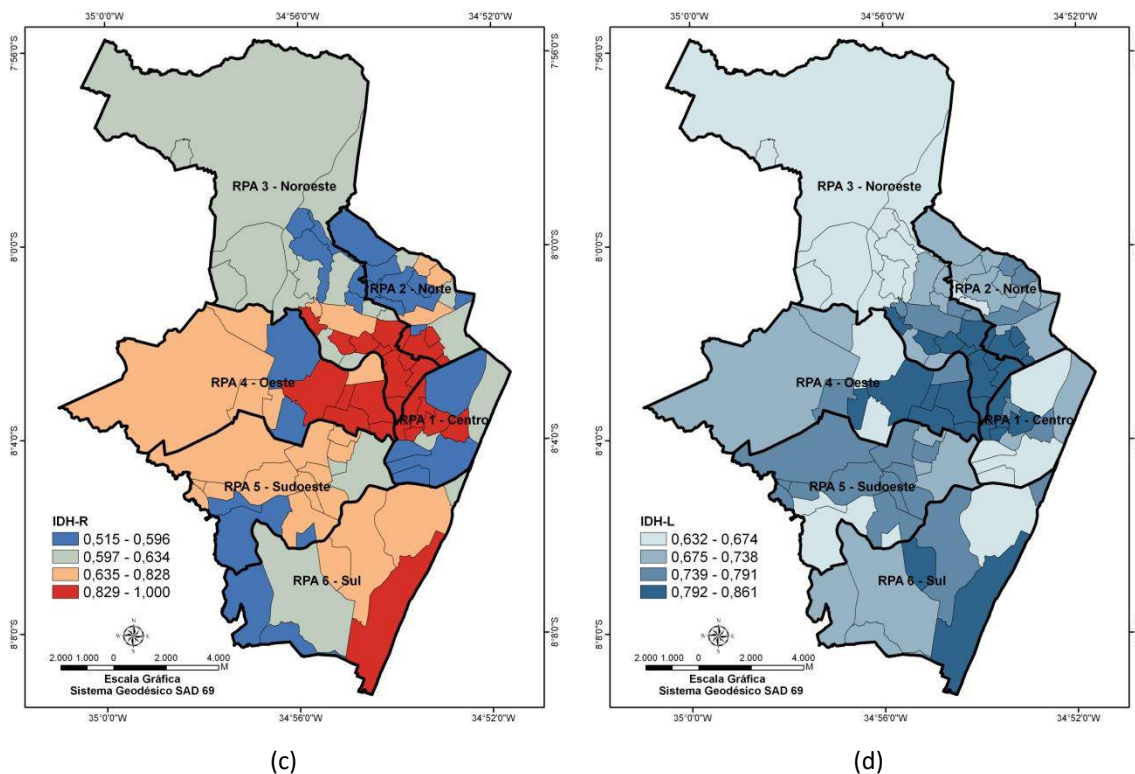


Figura 4 - Distribuição espacial do IDH, IDH-E (Educação), IDH-R (Renda) e IDH-L (Longevidade) nos bairros do Recife, com identificação das RPA's.

A distribuição espacial do risco a desastres e de vulnerabilidade estão demonstrados através da Figura 5, cujos riscos Muito Alto e Alto (Figura 5a) e a vulnerabilidade Muito Alta (Figura 5b) estão presentes na maioria dos bairros. Destacam-se as regionais Sul e Oeste com os maiores índices de riscos a desastres oscilando entre 0,373 e 1. Os bairros que apresentaram os índices de risco mais elevados foram, Ibura (1), Nova Descoberta (0,898) e Linha do Tiro (0,897), os demais inferiores a 0,87. O Ibura é considerado o bairro mais problemático em virtude da frequência de desastres decorrentes dos escorregamentos e alagamentos, reflexo das condições sociais e econômicas da população local, associadas ao relevo acidentado.

Os altos valores dos índices de risco observados em Nova descoberta e Linha do Tiro, localizados nas regionais Noroeste e Norte da cidade, são regiões com altos registros de escorregamentos, associados também a situação econômica e social dos moradores desse bairro. Em relação à vulnerabilidade, praticamente todos os bairros apresentaram vulnerabilidade dentro da classe Muito Alta (0,088 a 1) a Alta (0,030 a 0,087), com destaque as regionais Sul e Sudoeste com os maiores

índices. Fato esse que pode ser explicado por serem os bairros mais populosos de Recife, tornando-os mais vulneráveis. Por outro lado, a regional Centro, localizada na área plana e com a menor população, apresenta os menores índices de riscos a desastres e de vulnerabilidade.

O mapeamento das áreas de riscos de desastres naturais no estado de Minas Gerais realizado por Prudente e Reis (2010), apontou que as regiões com os maiores riscos a desastres são as áreas com alta densidade demográfica, localizadas ao norte de Minas Gerais, incluindo as regiões Metropolitana e Zona da Mata com municípios com grau alto e alguns pontuais muito alto. Os autores afirmaram que os valores mais baixos do IDH e da renda são as regiões com classe de risco muito alto, representada em sua maioria por municípios localizados no extremo norte de Minas Gerais. Esse resultado é semelhante à Recife, cujos índices de risco mais elevados estão localizados nas áreas com os menores salários, baixo IDH, maior adensamento populacional, que estão localizados em sua grande maioria nas encostas íngremes e nas margens dos rios.

É oportuno mencionar Ribeiro (2010) que discute a necessidade de definir indicadores que apontem com mais clareza como ocorre a distribuição dos riscos nas cidades do Brasil, pois está relacionada com a ausência do Estado e a forma de ocupação desordenada da população de baixa renda, que vive em áreas de risco por falta de alternativa dada a incapacidade de pagar para morar em condições adequadas, criando e aumentando o seu próprio risco aos desastres associados, principalmente, as chuvas.

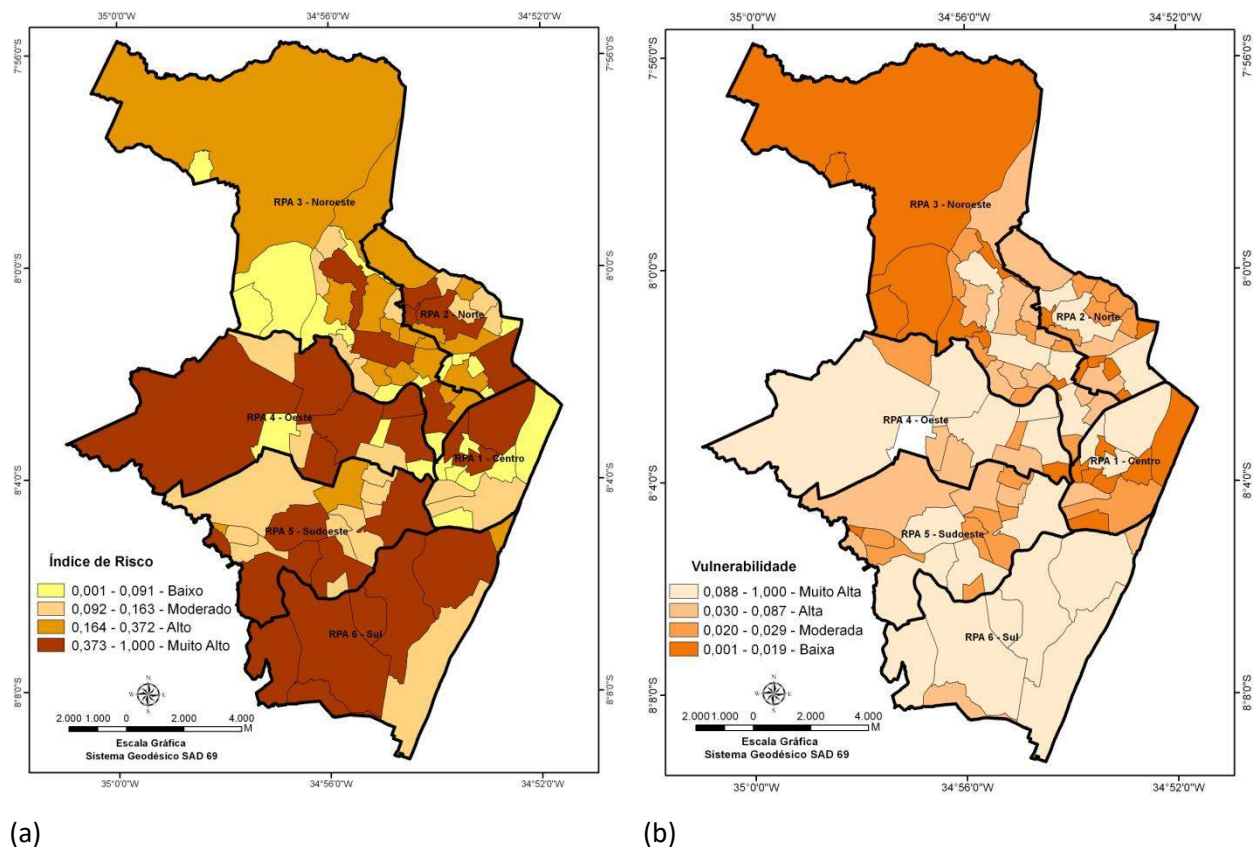


Figura 5 - Distribuição espacial do índice de risco e de vulnerabilidade a desastres nos bairros do Recife, com identificação das RPA's.

Percebe-se claramente que é comum a ocorrência de desastres na cidade do Recife com 74% dos bairros apresentando riscos Moderado a Muito Alto, tornando-a muito vulnerável aos impactos decorrentes da precipitação pluviométrica, em função de um conjunto de fatores como: condições sociais, econômicas, fisiográficas aliados a ausência de políticas públicas na minimização desses problemas, implicando a necessidade de um sistema de monitoramento e de alerta das chuvas na região mais eficiente, conforme

Marcelino *et al.* (2006). Diante das análises, constatou-se que praticamente toda a cidade de Recife é muito vulnerável a ocorrência de desastres, com destaque para as regionais Sul e Oeste com os maiores riscos, indicando que caso ocorra um desastre estas áreas são as mais propensas a terem um grande número de pessoas afetadas, pois além das condições sociais, econômicas e ambientais, são nessas áreas que se concentram a maior parte da população.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diagnosticou-se que a maior incidência de óbitos associados aos desastres decorrentes das chuvas ocorre nas regionais Noroeste e Sul da cidade do Recife, nos bairros de Nova Descoberta e Ibura, respectivamente. Essas áreas estão localizadas nas encostas mais íngremes e pobres da cidade, com frequência de escorregamentos de barreiras quando há chuvas na região, representando assim, os mais graves desastres em termos de perda de vida e danos à propriedade.

De forma geral, as áreas que apresentaram baixo poder aquisitivo, densidade populacional elevada e Índice de Desenvolvimento Humano baixo são as áreas mais pobres, como destaque para o setor leste da região Noroeste e Norte do Recife, com os maiores valores de densidade demográfica e salários mais baixos, é digno de nota que as áreas mais pobres são as mais vulneráveis e onde são registrados os maiores danos e prejuízos a população, reflexos das condições sociais e econômicas.

A maioria dos bairros do Recife apresentou índice de risco a desastres Muito Alto e Alto e vulnerabilidade Muito Alta, destacando as regionais Sul e Oeste com os maiores riscos a desastres. Esses índices refletem a falta de infraestrutura que a cidade oferece atrelado à ausência do Estado, e principalmente as condições sociais e econômicas da população mais pobre, cujos problemas são agravados pela sociedade, devido à falta de percepção e educação em relação ao meio, quando constroem suas casas em áreas de risco como nos morros e margens de rios, quando jogam lixo nas ruas, nos canais, contribuindo para entupir os bueiros e conseqüentemente os alagamentos e inundações, aumentando o risco a ocorrência de desastres.

A redução de riscos e desastres depende em grande parte das políticas públicas consistentes, de um modelo econômico eficiente, da percepção do risco pelas comunidades vulneráveis e da sociedade em geral.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, A. F., 2004. **O desastre seca x políticas públicas**. O semi-árido paraibano: Um estudo de caso Campina Grande: Tese (Doutorado em Recursos Naturais), Universidade Federal de Campina Grande.
- BLAIKIE, P; CANNOT, T.; DAVIS, I. e WISNER, B, 1996. **El Desafio de Los Desastres y nuestro**. Enfoque: In: Vulnerabilidad: el entorno social, político y económico de los desastres. Colombia: ITDG/LA RED, 374p.
- CARDONA, O. D., 2001. **La necesidad de repensar de manera holística los conceptos de vulnerabilidad y riesgo**: una crítica y una revisión necesaria para la gestión. Bogotá: CEDERI.
- EM-DAT - **Emergency Events Database**. Disaster Data: A Balanced Perspective – 2013. Issue No. 31, March 2013. Disponível em: <http://www.emdat.net/>. Acesso: 20 de setembro de 2014.
- FREITAS, C.M; CARVALHO, M.L.; XIMENES, E.F.; ARRAES, E.F.; GOMES, J.O, 2012. **Vulnerabilidade socioambiental, redução de riscos de desastres e construção da resiliência** – lições do terremoto no Haiti e das chuvas fortes na Região Serrana, Brasil. *Ciência & Saúde Coletiva*, 17(6):1577-1586.
- HERRMANN, M. L. P., 2001. **Levantamento dos desastres naturais ocorridos em Santa Catarina no período de 1980 a 2000**. Florianópolis: IOESC, 89 p.
- ISDR - **International Strategy for Disaster Reduction**. Living with Risk: A Global Review of Disaster Reduction Initiatives. ISBN 92-1-101050-0, Sales No.GV.E.03.0.2, Geneva 10, Switzerland. Vol. 1: 454 p., Vol. 2 (Annexes): 130 p., 2004.
- LIMA, J. C., 2003. **Avaliação dos Riscos e Danos de Inundação e do Impacto da Adoção de Medidas Não-Estruturais em Itajubá/MG**. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia/UFMG, Belo Horizonte, MG, Brasil.
- MACHADO, M. L., NASCIMENTO, N, BAPTISTA, M. B., 2005. **Curvas de Danos de Inundação versus Profundidade de Submersão: Desenvolvimento de Metodologia**, *Revista de Gestão de Água da América Latina*, v. 2, n. 1, p. 35-52.
- MARCELINO, E. V.; NUNES, L. H. e KOBAYAMA, M., 2006. **Mapeamento De Risco De Desastres Naturais Do Estado De Santa Catarina**. *Caminhos de Geografia* 8 (17) 72 - 84, fevereiro.
- MARCELINO, E.V.; NUNES, L.H.; KOBAYAMA, M., 2006. **Banco de Desastres naturais**: análise de dados globais e regionais. *Caminhos da Geografia*, v.6, n.19, p. 130-149.
- MARENGO, J. A.; BORMA, L. S.; RODRIGUEZ, D.A.; PINHO, P.; SOARES, W. R.; ALVES, L. M., 2013. **Extremes of Drought and Flooding in Amazonia**: Vulnerabilities and Human Adaptation. *Earth & Environmental Sciences*. Editora Scientific Research. *American Journal of Climate Change* Vol.2 No.2.
- NAGEM, F. R. M., 2008. **Avaliação econômica dos prejuízos causados pelas cheias urbanas (Rio de Janeiro)**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, 114 p.
- PNUD (Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento). **Redução do risco de desastre** - Disponível: <[http://www.pnud.org.br/unv/projeto.php?id\\_unv=23](http://www.pnud.org.br/unv/projeto.php?id_unv=23)> Acesso: 10 de maio de 2008.
- PREFEITURA DO RECIFE. **A Cidade do Recife: Perfil e História**. Disponível em: <<http://www.recife.pe.gov.br/pr/secplanejamento/inforec/>>; Acesso em 08 de julho de 2008.
- Prudente, C. N., REIS, R. J., 2010. **Mapeamento das áreas de riscos de desastres naturais no estado de Minas Gerais**. XVII Encontro Nacional de Estudos Populacionais, ABEP, setembro, Caxambu - MG.
- RAMOS, C. S.; SANCHEZ, M. C., 2000. **Estudo metodológico de classificação de dados para cartografia temática**. *Geografia*, v. 25, n. 2, p. 23-52.
- REVISTA VEJA. Chuvas matam 51 pessoas em áreas do Recife que um estudo da prefeitura considerava de alto risco. 08 mai. 1996.

Ribeiro, W. C., 2010. **Riscos e Vulnerabilidade Urbana no Brasil**. Scripta Nova. Revista Electrónica de Geografía Y Ciencias Sociales. Universidad de Barcelona. Depósito Legal: B. 21.741-98, Vol. XIV, núm. 331 (65).

SOUZA, W.M., AZEVEDO, P. V., ARAÚJO, L. E., 2012. **Classificação da Precipitação Diária e Impactos Decorrentes dos Desastres Associados às Chuvas** na Cidade do Recife-PE. Revista Brasileira de Geografia Física. , v.2, p.250 - 268.

Tapsell, S; McCarthy, S; Faulkner, H & Alexander, M.,2010. **Social Vulnerability and Natural Hazards**. CapHaz-Net WP4 Report, Flood Hazard Research Centre – FHRC, Middlesex University, London.

Torres, R. R. ; Lapola, D. M. ; Marengo, J. A. ; Lombardo, M.A., 2012. **Socio-climatic hotspots in Brazil**. Climatic Change , v. 115, p. 597-609.

ULTRAMARI, C. ; HUMMELL, B. M. L., 2010. **Espacializações das vulnerabilidades socioambientais no sul brasileiro**. REDES, Santa Cruz do Sul, v. 15, n. 1, p.5-31, jan./abr.

UNDP – UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME, 2014. **Reducing disaster risk: a challenge for development**. New York, USA: UNDP, 129 p.

WILCHES-CHAUX, G., 1993. **La vulnerabilidad global**. In: MASKREY, A. (comp.). Los desastres no son naturales. Colombia: LA RED/ITDG, oct.

## **CONSUMO EFICIENTE, CONSERVAÇÃO E CARACTERÍSTICAS SOCIODEMOGRÁFICAS QUE INFLUENCIAM NO CONSUMO DE ÁGUA**

**EFFICIENT CONSUMPTION, CONSERVATION AND SOCIO-DEMOGRAPHIC CHARACTERISTICS  
THAT INFLUENCE ON WATER CONSUMPTION**

**Alexandre André Feil**

Doutorando em Qualidade Ambiental, Universidade Feevale  
alexandre.feil1@gmail.com

**Carlos Tucci**

Doutor em Recursos Hídricos, Colorado State University  
tucci@rhama.net

### **RESUMO**

A água é considerada um dos poucos recursos que possui influência incontestável para a sobrevivência humana, motivo pelo qual as estratégias de gestão para sua conservação são tão importantes. Nesse cenário, o objetivo deste estudo é identificar as características dos usos finais de água residencial urbana, assim como os fatores que influenciam na conservação, no consumo eficiente, assim como a influência sociodemográfica no consumo de água. A metodologia empregada consiste na abordagem quali-quantitativa. O procedimento técnico, caracteriza-se em uma pesquisa bibliográfica, no período de 1999 a 2013. Os resultados refletem que o maior consumidor, em média de água, é o chuveiro, e a média de redução via equipamentos foi 30,5%. Os fatores que influenciam na conservação da água e a influência sociodemográfica foram identificados e detalhados. Conclui-se que na gestão estratégica da demanda de água sejam considerados os resultados desta pesquisa, de modo a promover a conservação e o consumo eficiente da água residencial urbana.

Palavras-chave: Uso final de água, gestão estratégica, demanda de água.

### **ABSTRACT**

Water is considered one of the few resources that has undeniable influence to human survival, reason why management strategies for its conservation are so important. In this scenario, the objective of this study is to identify the characteristics of urban residential end uses of water, as well as factors that influence the conservation, the efficient consumption and sociodemographic influence on water consumption. The methodology consists of qualitative and quantitative approach and, the technical procedure, was characterized in literature between 1999 and 2013. Results reflect that the largest consumer, on average of water, is the shower, and the average reduction via equipment was 30.5%. Factors that influence water conservation and socio-demographic have been identified and detailed. It is concluded that in the strategic management of water demand there must be considered the results of this research in order to promote the conservation and efficient use of urban residential water.

Keywords: End use of water, strategic management, water demand

## INTRODUÇÃO

É consenso global que a água é uma preciosidade inestimável para a existência e o desenvolvimento da vida humana. Um dos poucos recursos que possui influência incontestável na segurança da sobrevivência humana, o precioso líquido, por outro lado, também detém atribuições destrutivas quando em forma de tempestades e inundações (RDH, 2006). Por isso, a segurança da humanidade somente estará preservada na medida em que houver estratégias de defesa em face de cenários contingentes que podem ocasionar estresse à vida.

A despeito da importância da água no desempenho da sustentação da vida humana e da saúde dos ecossistemas do planeta, estudos apontam que aproximadamente 80% da população global está predisposta a um elevado nível de ameaça à segurança ao acesso da água (VOROSMARTY *et al.*, 2010). Para agravar essa situação, a pressão sobre os recursos hídricos nas próximas décadas será maior, em virtude do crescimento populacional, da urbanização e do desenvolvimento econômico (GUNERALP e SETO, 2008; PAES *et al.*, 2010; BECK e BERNAUER, 2011). Outro provável fator são as mudanças climáticas que podem provocar impactos graves no abastecimento da água em algumas partes do mundo (BATES *et al.*, 2008).

Nesse sentido, Fielding *et al.* (2013) identificam que os gestores da demanda de água estão diante de um desafio crítico de equilibrar a demanda de água para o abastecimento humano e proteger os ecossistemas sensíveis, pois, para Becker (2012), a crescente escassez desse recurso hídrico terá o mesmo teor estratégico do petróleo no século XX, inclusive podendo levar a confrontos e guerras.

A tormenta da falta de água consumível no mundo é cada vez mais frequente, mas essa insegurança não deve ser focada apenas no aspecto da escassez, pois grande parte daquilo que é interpretado como escassez não passa de uma gestão imprópria do recurso hídrico (RDH, 2006; GWP, 2013).

Com base na promoção da segurança hídrica, a gestão de demanda de água é considerada um elemento essencial da segurança futura desse líquido (ARBUÉS; GARCIA-VALIÑAS; MARTINEZ-ESPIÑEIRA, 2003; BROOKS, 2006; JEFFREY e GEAREY, 2006). Assim sendo, esse trabalho possui como tema principal os fatores que influenciam na gestão estratégica do consumo de água, dentre estes, os comportamentais, os equipamentos eficientes, e os sociodemográficos. Em relação a este tema, muitos estudos já foram realizados e, para algumas situações, os resultados encontrados foram promissores, enquanto outros, nem tanto. É possível citar como exemplo a pesquisa de Fielding *et al.* (2013), realizada em Queensland (Austrália) em 221 domicílios residenciais, que constatou uma redução em torno de 11,3 L/hab.dia, por domicílio, com a estratégia de implementação de, em média, cinco aparelhos eficientes de consumo de água (tais como: chuveiros, irrigações e sanitários).

Além do consumo eficiente e da conservação de água constatados através das estratégias de adoção de equipamentos eficazes, também foram identificados outros fatores importantes que influenciam no processo, tais como: nível de renda e educação, famílias compostas por jovens ou idosos, nível de educação ambiental, número de pessoas por domicílio residencial, atitudes, crenças e comportamentos dos consumidores. Nesse contexto, o problema dessa pesquisa busca responder à seguinte questão: quais são os fatores que influenciam no consumo de água domiciliar urbano e que podem ser considerados para uma gestão eficiente da demanda de água?

A delimitação do tema proposto está direcionada à determinação dos usos finais de água em residências, aos meios que geram o consumo eficiente, à promoção da conservação de água e às características sociodemográficas, especificamente em áreas urbanas de domicílios residenciais, compreendendo estudos realizados entre 1999 e 2013. Nessa lógica, o objetivo central é identificar as características dos usos finais de água residencial, os fatores que promovem sua conservação, consumo eficiente e as características sociodemográficas que influenciam no seu processo de consumo.

Após descrever, nesta primeira seção, a introdução que apresenta o direcionamento desse estudo, na segunda seção, detalham-se os procedimentos metodológicos, abordando a coleta, apuração e análise dos dados. Na terceira seção, apresentam-se os resultados e as discussões referentes ao uso final de água, ao consumo eficiente, à conservação e às características sociodemográficas que influenciam no consumo de água. Na quarta seção, apresentam-se as considerações finais compostas pelos principais resultados encontrados e as recomendações aos gestores dos recursos hídricos urbanos.

## PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Os procedimentos metodológicos desmembram-se em método e coleta dos dados e sua análise, detalhando a coleta, o tratamento e a análise dos dados.

### MÉTODO

A metodologia empregada na realização deste estudo é quali-quantitativa. Assim, utiliza-se a abordagem qualitativa na análise subjetiva, mais especificamente na análise dos fatores que influenciam na conservação e fatores sociodemográficos que influenciam no consumo de água. A abordagem quantitativa adere-se à análise objetiva, realizada via métodos estatísticos para identificar os usos finais de água na distribuição do banheiro, cozinha, chuveiro, lava-roupas, entre outros, e a apuração do consumo eficiente de água. Os procedimentos técnicos utilizados vinculam-se à pesquisa bibliográfica, abrangendo artigos científicos, livros e demais bibliografias elaboradas com rigor científico.

### COLETA DOS DADOS E ANÁLISE

A coleta dos dados, que compreende as bibliografias científicas, foi realizada através da base de dados da *Science Direct*, [SciELO - Scientific Electronic Library Online](#) e *Google Scholar*. As palavras-chave utilizadas nessas bases de dados compreendem: a) em inglês: *efficient water consumption, water conservation, socio-demographic factors on water consumption, e residential water consumption*; e b) em português: consumo eficiente de água, conservação de água, fatores sociodemográficos do consumo de água, e consumo residencial de água. Cabe ressaltar que essa pesquisa deveria ter necessariamente seu estudo voltado para áreas residenciais urbanas, e que compreendesse o período de 1999 a 2013.

Ao todo, foram encontradas 612 bibliografias, entre livros, artigos e demais estudos. Depois de analisados, resultaram 62 que fizeram parte do escopo deste estudo. Desses 62 estudos, foram selecionados 12 que compreenderam a parte da caracterização dos usos finais da água, tais como o de Mayer *et al.* (1999), Loh e Coghlan (2003), Mayer *et al.* (2004), Robert (2005), Heinrich (2007), Almeida (2007), Lu (2007), Vieira *et al.* (2007), Willis *et al.* (2009a), Barreto (2008), Cohim *et al.* (2009) e Matos *et al.* (2013). Para identificar o grau de eficiência dos equipamentos foram selecionados oito, a saber, o de Mayer *et al.* (1999), Loh e Coghlan (2003), Mayer *et al.* (2004), Robert (2005), Heinrichs (2007), Willis *et al.* (2011b), Lee, Tansel e Balbin (2011b), e Lee, Tansel e Balbin (2013). Quanto à conservação do consumo de água foram encontrados 12 estudos, que compreendem Renwick e Green (2000), Corral-Verdugo, Bechtel e Fraijo-Sing (2003), Inman e Jeffrey (2006), Hassel e Cary (2007), Randolph e Troy (2008), Jorgensen, Graymore O'Toole (2009), Millock e Nauges (2010), Russel e Fielding (2010), Lee, Tansel e Balbin (2011b),

Jorgensen *et al.* (2013), Fan *et al.* (2013) e Lee e Tansel (2013). Os estudos selecionados para apurar os fatores sociodemográficos compreendem 30 artigos, tais como o de Mayer *et al.*, (1999), Nauges e Thomas (2000), Brookshire *et al.* (2002), Corral-Verdugo, Bechtel e Fraijo-Sing (2003), Geoffrey e Yau (2003), Loh e Coghlan (2003); Martínez-Espiñeira (2003), Campbell, Johnson e Larson (2004), Barrett (2004), Jacobs e Haarhoff (2004), Griffin e Morgan (2005), Hurd (2006), Inman e Jeffrey (2006), Gilg e Barr (2006), Kim *et al.* (2007), Gato, Jayasuriya e Roberts (2007), Bates *et al.* (2008), Kenney *et al.* (2008), Worthington e Hoffman (2008), Turner *et al.* (2009), Willis *et al.* (2009b), Beal, Stewart e Huang (2010), Millock e Nauges (2010), Willis *et al.* (2011b), Makki *et al.* (2011), Willis *et al.* (2011a), Willis *et al.* (2011a), Willis *et al.* (2011), Fan *et al.* (2013) e Lee e Tansel (2013).

Após definir os estudos científicos (62), estes foram lidos, analisados e tabulados. Com relação ao uso final da água (Tabela 1), por exemplo, com base nos 12 estudos, apurou-se a média, o desvio padrão e o coeficiente de variação do consumo de água, por áreas: lava-roupa, chuveiro, torneira, sanitário e outras (lava-louça, lavatório, e demais áreas não especificadas anteriormente). Ainda com base na Tabela 1, foi apurada a tendência (via tendência linear) desses consumos de água por área, compreendendo o período de 1999 a 2013 e a identificação dos países com menor e maior consumo de água por área, conforme os estudos abordados nesta pesquisa.

Na sequência, foi apurado e discutido, com base em oito estudos científicos (Tabela 2), o consumo eficiente de água, e sua média. Nesta parte do estudo, apenas foram consideradas as áreas de consumo da lava-roupas, do chuveiro e do banheiro, pois as demais áreas não foram

compreendidas nas pesquisas dos artigos, e desta forma não foram incluídos na caracterização da Tabela 2.

Após a verificação do grau de consumo eficiente, foram levantados os fatores que influenciam a conservação do consumo de água, com base na seleção dos 12 estudos científicos. Esses estudos foram analisados e seus resultados foram tabulados, agregando-se todos os fatores que consistiram nesses resultados, inclusive os estudos que apresentaram resultados contrários. Com base nessa tabulação, identificaram-se os fatores unânimes em diferentes estudos. Dessa forma, foi

possível identificar uma relação de fatores que influenciam na conservação do consumo de água.

Portanto, com base em 30 estudos científicos, foram apurados os fatores sociodemográficos que influenciam no consumo urbano de água residencial. Esses estudos também foram analisados e seus resultados foram tabulados em forma de quadros e a partir desses foram identificados os fatores que de maneira unânime tiveram influência no consumo de água. Dessa forma, na seção seguinte, apresentam-se os resultados e as análises, conforme descritos nessa subseção.

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

### Uso final da água

A determinação do uso final de água é uma importante ferramenta para os gestores da demanda de água, identificando sua utilização em determinada residência, e ajudando na redução voluntária do consumo de água (LOH e COGHLAN, 2003). Portanto, para acompanhar a redução de um determinado consumo de água, é necessário inicialmente ter o consumo efetivo para posteriormente chegar ao volume reduzido.

No desenvolvimento de estratégias e políticas eficazes na redução do consumo de água, requerem-se informações precisas sobre o uso final da água residencial, distribuído no volume consumido pelo chuveiro, lava-roupas, lava-louças, torneiras, lavatórios,

entre outros (MAYER *et al.*, 1999; WILLIS *et al.*, 2009a). A identificação da água distribuída oportuniza a identificação dos maiores consumidores residenciais e ainda permite um acompanhamento estratégico para redução do consumo de água no curto e longo prazos (BLOKKER; VREEBURG; VAN DIJK, 2010; LEE; TANSEL; BALBIN, 2011b).

Nessa lógica, a Tabela 1 apresenta os 12 estudos científicos, que compreendem um total de 1.741 domicílios residenciais. Com base nesses estudos, foram apurados os percentuais de consumo final de água em lava-roupas, chuveiro, torneira, sanitário e outros.

Tabela 1: Meta-análise do consumo de água interno em 1.741 domicílios residenciais, de 1999 a 2013

Consumo de água (%)						
País e Região – Domicílios	Autor e Ano	Lava-roupa	Chuveiro	Torneira	Sanitário	Outras*
Estados Unidos e Canadá – 1.188	Mayer <i>et al.</i> (1999)	25,8	19,9	18,7	31,8	3,8
Austrália (Pert - Western) – 120	Loh e Coghlan (2003)	28	34	16	22	-
Estados Unidos (Colorado) – 26	Mayer <i>et al.</i> (2004)	25,4	21,9	16,3	31	5,4
Austrália (Melborne) – 100	Robert (2005)	26	32,3	17,8	20	3,9
Nova Zelândia (Kapiti Coast) - 12	Heinrich (2007)	27,3	30,7	15,4	21,4	5,2
Brasil (Salvador) – 5	Almeida (2007)	17	28	33	8	10
China (Harbin) – 10	Lu (2007)	21	27,3	34,9	16,8	-
Portugal – 100	Vieira <i>et al.</i> (2007)	11	36	29	21	3
Austrália (Gold Coast) – 151	Willis <i>et al.</i> (2009a)	22	36,4	19,8	15,5	6,3
Brasil (São Paulo) – 7	Barreto (2008)	27,7	20	38,2	8	6,1
Brasil (Salvador) – 10	Cohim <i>et al.</i> (2009)	17	21,1	28,9	23	10
Portugal (**) – 12	Matos <i>et al.</i> (2013)	12	26	38	14	10
Média (%)		22,0	27,8	25,5	19,4	5,3
Desvio padrão		4,64	5,10	8,17	5,76	2,65
Coefficiente de variação		0,21	0,18	0,32	0,30	0,50

\*LAVA-LOUÇAS E BANHEIRA (LAVATÓRIA).

\*\* VILA REAL, VALPAÇOS E PORTO.

A análise do Coeficiente de Variação (CV), na Tabela 1, indica, com base em Soares e Siqueira (2002) e Pimentel Gomes (2000), que o CV do chuveiro (0,18) se classifica como médio, o CV da lava-roupas (0,21) e do sanitário (0,30) são classificados como alto, e o CV da torneira (0,32) e outros (0,50) se classificam em muito alto. Isso significa que quanto menor o CV, maior é a precisão dos dados, ou seja, maior é a homogeneidade dos dados ou estáveis. Portanto, pode-se afirmar que o CV do chuveiro e da lava-roupas, que apresentam CV inferiores a 0,25, são considerados como razoavelmente homogêneos e estáveis (Pimentel Gomes e Soares e Siqueira, 2002). Nesse sentido, os percentuais médios de consumo de água pelo chuveiro (27,8) e pela lava-roupas (22,0) podem ser considerados como parâmetros na comparação de outros estudos.

Além da análise do CV dos usos finais da água residencial urbana, se analisa ainda a tendência linear do consumo de água da lava-roupas e da torneira (Figura 1) e do chuveiro e do sanitário (Figura 2). Na análise da Figura 1, percebe-se que o percentual de uso final de água nas lava-roupas apresenta uma redução, em média, de consumo de água representada pela tendência linear. Essa redução explica-se em virtude da utilização de lava-roupas (máquinas) com maior eficiência de consumo de água, o que corrobora com os achados de Loh e Coghlan (2003), Mayer *et al.* (2004), Robert (2005), Heinrichs (2007), Lee, Tansel e Balbin (2011b) e Willis *et al.* (2011b).

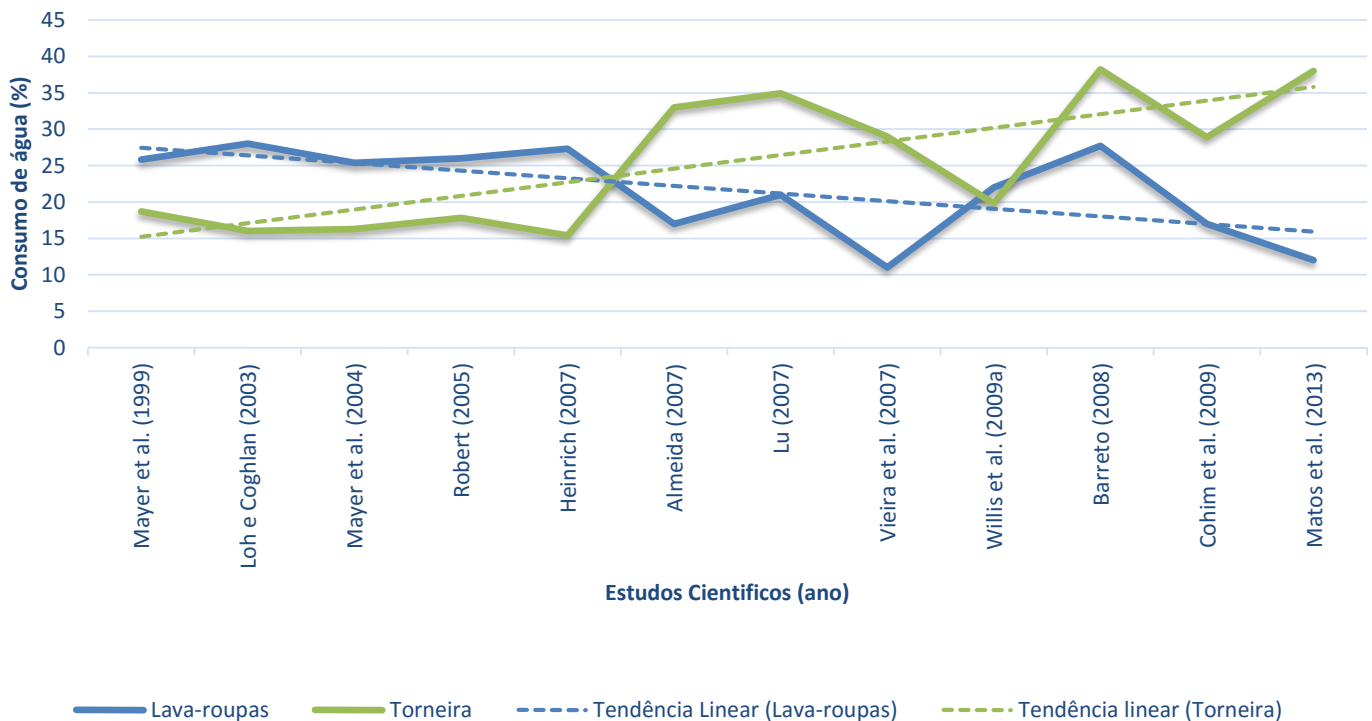


Figura 1 - O uso final de água do consumo de lava-roupas e da torneira, de 1999 a 2013

Na análise do uso final de água em torneiras (cozinha e banheiro), (Figura 1), constatou-se através da tendência linear que houve um aumento do consumo de água de 1999 a 2013. No uso final de água relacionado aos sanitários nas residências urbanas (Figura 2), percebe-se

com base na tendência linear que houve uma redução do uso da água nos sanitários de 1999 a 2013. Essa redução de uso final de água nos sanitários pode ser explicada pelo aumento da utilização, em novas residências, de sanitários com consumo de água mais eficiente, o que é

confirmado nos estudos de Inman e Jeffrey (2006) e Proença e Ghisi (2010).

Quanto ao uso final de água no chuveiro (Figura 2), percebe-se que o uso ou consumo de água no decorrer do tempo apresentou uma média quase estacionária, sendo possível perceber através da tendência linear que houve uma sensível redução no consumo de água, que

se torna quase imperceptível. Portanto, esse fato pode ter ocorrido não pela ineficiência do equipamento (chuveiro) instalado, mas, ao contrário, pela instalação de equipamento eficiente e um aumento no tempo do banho, a quantidade de banhos tomados, ou até mesmo de vazamentos, conforme discutido nos estudos de Lee, Tansel e Balbin (2011b).

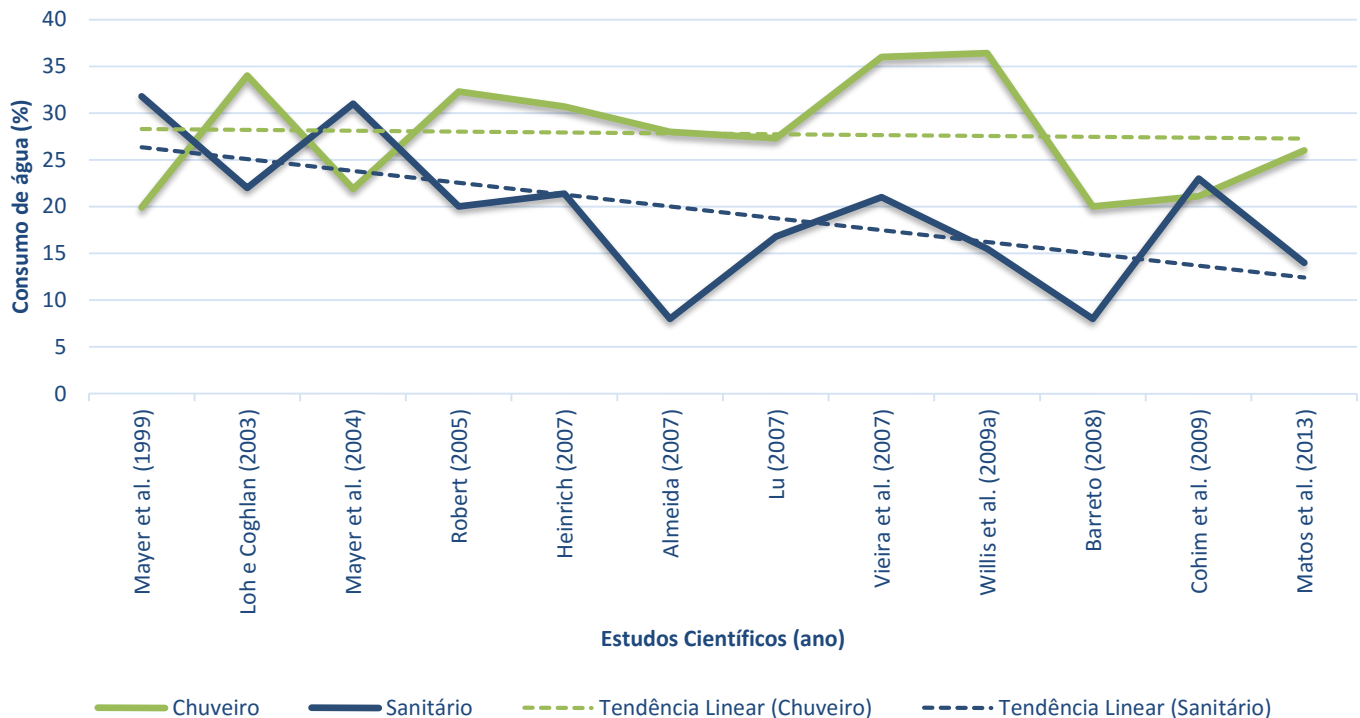
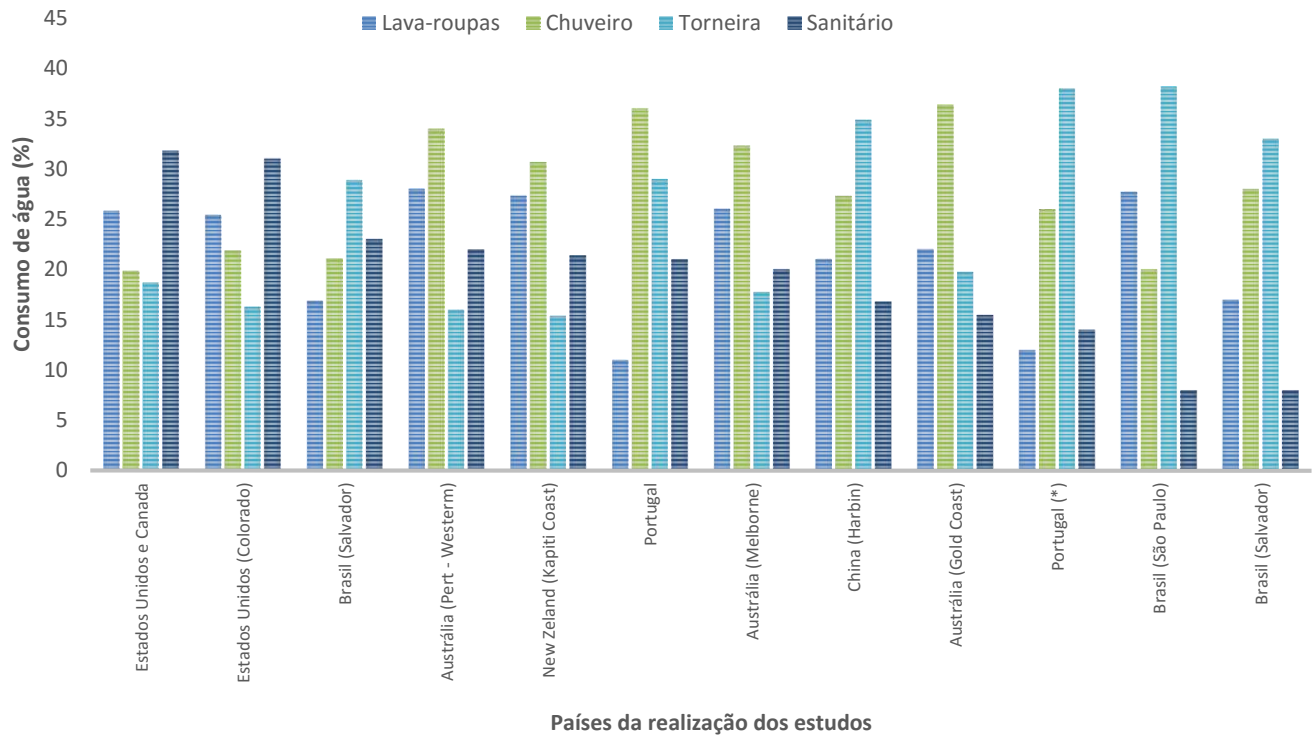


Figura 2 - O uso final de água do consumo do chuveiro e sanitários, de 1999 a 2013

Na distribuição do uso final de água residencial por país (Figura 3), se identificou que os maiores usos atribuídos ao uso final de lava-roupas foram para os estudos realizados em Pert Western (Austrália), São Paulo (Brasil) e em Capiti Coast (Nova Zelândia), e os menores usos foram identificados nos estudos de Salvador (Brasil) e Portugal. Porém, essa característica não é explicativa por países, visto que em certas regiões do Brasil (por

exemplo) o uso final de água aparece como maiores usos, e em outras como menores. Também é possível notar que esse uso não está relacionado a países com escassez de água, pois a Austrália, por exemplo, aparece como um dos maiores usos, quando passava por graves restrições ao uso da água na época de realização dos estudos (JORGENSEN *et al.*, 2013).





\*VILA REAL, VALPAÇOS E PORTO

Figura 3 - Uso final de água residencial por país da realização dos estudos

Em relação ao uso final de água no chuveiro (Figura 3), identificou-se que os maiores usos ocorreram em Gold Coast (Austrália), em Portugal, em Pert Western (Austrália) e em Melbourne (Austrália); e os menores ocorreram em Colorado (Estados Unidos), Salvador e São Paulo (Brasil) e nos Estados Unidos e Canadá. Percebe-se nesses usos certo agrupamento por país, com os maiores consumos para a Austrália e os menores para o Brasil e os Estados Unidos.

Entre os maiores utilizadores de água final na torneira está o Brasil, Portugal e China, e os menores são Nova Zelândia, Austrália e Estados Unidos (Figura 3). Neste caso, também não foi encontrada nenhuma explicação técnica que identificasse os motivos para que esses países apresentem essa classificação.

Os usos finais de água em sanitários tiveram como maiores consumidores os Estados Unidos e Canadá, Colorado (Estados Unidos) e Salvador (Brasil), e como menores foram encontrados Salvador e São Paulo (Brasil) e Vila Real, Valpaços e Porto (Portugal). Pode-se perceber nitidamente que o maior uso ficou concentrado nos Estados Unidos e os menores usos no Brasil. Uma hipótese pode ser a eficiência dos equipamentos sanitários utilizados por esses países.

Portanto, em relação à distribuição e análise do uso final de água residencial, é importante destacar que a média de consumo de água apurada para a lava-roupas foi de 22%, para o chuveiro, de 27,8%, a torneira (cozinha e banheiro) foi 25,5%, o sanitário obteve 19,4%, e os outros (banheira e lava-louças) foi de 5,41%. Ressalta-se que o maior consumo foi do chuveiro e do menor foi dos sanitários quanto à questão de consumo eficiente de água.

Com relação à análise do uso final de água distribuído no tempo (de 1999 a 2013), observou-se que o consumo médio de água em lava-roupas e sanitários reduziu: do chuveiro ficou praticamente estacionário, e da torneira apresentou um crescimento.

### Consumo Eficiente de água

O consumo eficiente de água está ligado à utilização de equipamentos eficientes, e esta utilização faz parte das estratégias de gestão do consumo de água (BEAL; STEWART; HUANG, 2010; INMAN; JEFFREY, 2006; WILLIS *et al.*, 2010b). Lee, Tansel e Balbin (2011b) comprovam que a demanda residencial de água é afetada pelas estratégias de gestão, quanto à instalação e utilização de equipamentos eficientes, como chuveiros, sanitários e

lava-roupas. Esses equipamentos representam os maiores consumidores de água residencial que, por sua vez, representa o maior consumo entre as áreas urbanas (LEE; TANSEL; BALBIN, 2011b).

O potencial de redução de água em função da utilização de equipamentos eficientes é bem reconhecido (MAYER *et al.*, 2004; HEINRICH, 2007; ATHURALIYA; GAN; ROBERTS, 2008; KENNEY *et al.*, 2008; OLMSTEAD e STAVINS, 2009; WILLIS *et al.*, 2009b; BALBIN; TANSEL; LEE, 2010; FIDAR; MEMON; BUTLER, 2010; MILLOK e NAUGES, 2010; WILLIS *et al.*, 2010a; LEE; TANSEL; BALBIN, 2011b).

Lee, Tansel e Balbin (2011b) destacam que os banheiros (sanitários e chuveiros) são considerados como prováveis fontes de vazamentos por causa de instalações defeituosas. A substituição dos equipamentos, com defeitos ou que possuem maior consumo, por outros

**Tabela 2 – Redução (em percentual) de volume de consumo de água em função da implementação de equipamentos eficientes.**

	Lava-roupas	Chuveiro	Banheiro	Média
Heinrichs (2007)	47,00	19,00	-	33,0
Mayer <i>et al.</i> (2004)	21,7	16,8	26,7	21,7
Willis <i>et al.</i> (2011b)	46,6	35,5	-	41,1
Lee, Tansel e Balbin (2011b)	14,5	10,9	13,3	12,9
Loh e Coghlan (2003)	32,5	19,0	32,6	28,0
Robert (2005)	51,0	27,6	23,7	34,1
Mayer <i>et al.</i> (1999)	-	40,0	51,1	45,5
Lee, Tansel e Balbin (2013)	-	-	-	31,0
Média (%)	35,5	24,1	29,5	-

A média geral de redução, nos oito estudos, perfaz um percentual de 30,9%, e apresentou um desvio padrão de 7,5%. Para confirmar se a média geral pode ser utilizada para explicar as médias de reduções de todos os estudos, apurou-se o CV de 0,24. Esse resultado demonstra que a média geral das reduções pode ser utilizada como um percentual de redução confiável, ou seja, é considerado como razoavelmente homogêneo e estável (PIMENTEL GOMES, 2000; SOARES e SIQUEIRA, 2002).

Com base nas informações da Tabela 2, extrai-se ainda que a maior média de redução de consumo de água através de equipamentos ocorreu pela lava-roupas, com redução média de 35,56%; em seguida os sanitários, com uma redução média de 29,48%; e, por último, a redução de 24,11% do uso eficiente do chuveiro. Comparando-se esses resultados com as revisões realizadas anteriormente, nota-se que a lava-roupas, o chuveiro e

mais eficientes reduz o consumo de água e a incidência de vazamentos (INMAN e JEFFREY, 2006). Para Inman e Jeffrey (2006) e Proença e Ghisi (2010), os sanitários e os chuveiros possuem maior potencial de auxiliar no consumo eficiente de água. E as pesquisas de Bonnet *et al.* (2002), Willis *et al.* (2010a) e Willis *et al.* (2011a) concluíram que o maior potencial de economia de água seria através do chuveiro.

Nessa lógica, a Tabela 2 apresenta as reduções em percentual pela implementação de equipamentos eficientes em oito estudos. Verifica-se que as maiores médias de reduções de consumo de água foram encontradas em Mayer *et al.* (1999), nos Estados Unidos e Canadá, Willis *et al.* (2011b) e Robert (2005) na Austrália. As menores médias foram encontradas por Lee, Tansel e Balbin (2011b) e Mayer *et al.* (2004), ambos nos Estados Unidos.

o sanitário apresentam altos percentuais de consumo eficiente de água, mas não houve compatibilidade dos dois equipamentos que apresentaram consumo com maior poder de eficiência, no caso, a lava-roupas e o sanitário. Nos estudos de Inman e Jeffrey (2006) e Proença e Ghisi (2010) foram o sanitário e o chuveiro, enquanto Bonnet *et al.* (2002), Willis *et al.* (2010a) e Willis *et al.* (2011a) concluíram que o maior consumo eficiente seria o chuveiro.

Os equipamentos eficientes, portanto, possuem um potencial de redução média de 30,9% do consumo de água na instalação de lava-roupas, sanitários e chuveiros. Este estudo apresentou o equipamento lava-roupas como maior poder de consumo eficiente na sua implementação, o que corrobora com Bonnet *et al.* (2002), Willis *et al.* (2010a) e Willis *et al.* (2011a).

### Conservação do Consumo da Água

Os comportamentos dos consumidores de água têm sido reconhecidos como fatores que podem influenciar em sua conservação (CORRAL-VERDUGO, BECHTEL; FRAIJO-SING, 2003). Para Hurlimann, Dolnicar e Meyer (2009) são reduzidos os estudos que evidenciam influências positivas comportamentais na conservação da água, mas as preferências de estratégias da utilização de práticas na conservação de água dependem também do estilo de vida dos consumidores (GOTTDIENER, 2000).

A implementação de estratégias eficazes para a conservação de água exige profundo conhecimento e experiência para abordar a complexidade e as incertezas de aceitação e dos impactos sociais que podem ocorrer (FARRELLY e BROWN, 2011; FAN *et al.*, 2013). Elas correspondem à prestação de informações, às normas sociais e *feedback* do consumo, campanha educativa, incentivos, entre outros.

As prestações de informações consistem em informar os consumidores sobre os comportamentos necessários para realizar a conservação de água (FIELDING *et al.*, 2013). Essa estratégia pode influenciar de forma positiva na conservação de água através da conscientização (GELLER, 2002; STEG e VLEK, 2009). Keshavarzi *et al.* (2006) destacam que a ausência de informações e a falta de vontade de mudar os hábitos tradicionais são consideradas as principais barreiras para a mudança de atitudes em direção à conservação da água.

As normas sociais são as regras aceitas ou implícitas sobre o comportamento de como os consumidores devem agir ante a conservação (CORRAL-VERDUGO; BECHTEL; FRAIJO-SING, 2003). Elas possuem forte influência em relação ao comportamento, deixando os consumidores se envolverem nas práticas que observam nos outros consumidores (CORRAL-VERDUGO; BECHTEL; FRAIJO-SING, 2003; SCHULTZ; KHAZIAN; ZALESKI, 2008). A conservação da água com base nas normas sociais é mais eficaz do que as práticas de conservação através de apelos ambientais e financeiros (HASSEL e CARY, 2007; GOLDSTEIN; CIALDINI; GRISKEVICIUS, 2008; NOLAN *et al.*, 2008; SCHULTZ; KHAZIAN; ZALESKI, 2008; FIELDING *et al.*, 2013).

O *feedback* do consumo está relacionado à instalação de contadores inteligentes para fornecer ao usuário o consumo de água realizado pelo chuveiro, lava-roupas, torneiras (pia da cozinha e do banheiro), sanitários, irrigação, entre outros consumos residenciais (FIELDING

*et al.*, 2013). Para Abraham *et al.* (2007) o *feedback* do consumo de água é visto com eficácia no incentivo da conservação da água.

As campanhas de incentivo ao consumo eficiente de água são mais aceitáveis pelos consumidores quando comparados com outras estratégias de gestão para promover a conservação, como aumento do preço e restrições de consumo (RANDOLPH e TROY, 2008; MILLOCK e NAUGES, 2010).

Outros estudos apontam que a utilização dos preços para induzir a conservação da água é considerada um dos melhores instrumentos estratégicos, ou seja, um dos mais eficientes (CORRAL-VERDUGO; BECHTEL; FRAIJO-SING, 2003; ROIBÁS; GARCÍA-VALIÑAS; WALL, 2007; OLMSTEAD e STAVINS, 2009; GRAFTON e WARD, 2008; LEE; TANSEL; BALBIN, 2011b). Vê-se que não há um consenso entre as pesquisas realizadas com relação às estratégias ou fator preço, dependendo muito da região e cultura onde o estudo foi realizado.

O estudo sobre o aumento de preço para financiar práticas de conservação de água, de Randolph e Troy (2008), destaca que 52% dos domicílios pesquisados não aceitam o aumento do preço da taxa de água e não concordaram com o financiamento dessas práticas. Hassel e Cary (2007) complementam que uma mudança comportamental na conservação da água deve ter incentivo de preços e consistência política na gestão. A implementação de estratégia de preços exige vontade política da gestão de águas e também pode ter resistência quanto à sua aceitação pelo consumidor (STEG; DREIJERINK; ABRAHAMSE, 2006; FIELDING *et al.*, 2011).

As participações voluntárias promovem o aumento da conservação de água, e quando as medidas forem obrigatórias ou restritivas esse crescimento é ainda maior (RENWICK e GREEN, 2000; INMAN e JEFFREY, 2006). Inman e Jeffrey (2006) concluem que a conservação de água proveniente de campanha educativa está compreendida entre 2% e 12%. Syme, Nancarrow e Seligman (2000) destacam que uma campanha de informações para os consumidores pode resultar em uma conservação de 10% a 20%. Inman e Jeffrey (2006) identificaram que as estratégias de gestão poderiam conservar de 10% a 20%, isto num período de 10 a 20 anos. Nessa lógica, na sequência são analisados

os principais resultados dos estudos quanto à conservação do consumo de água.

Lee e Tansel (2013) não encontraram resultados significativos quanto à satisfação dos moradores em relação à instalação de equipamentos eficientes e ao próprio funcionamento do equipamento para realizar a conservação de água. Mas para Lee, Tansel e Balbin (2011b), no que diz respeito à participação voluntária nos programas de troca de chuveiro, sanitários e lava-roupas por outros mais eficientes, os participantes apresentaram resultados significativos na conservação do consumo de água, o que corrobora com estudos de Renwick e Green (2000) e Inman e Jeffrey (2006).

As quantidades de equipamentos eficientes instalados por domicílio representam forte intenção da conservação da água (LEE e TANSEL, 2013). Hassel e Cary (2007) acrescentam que uma mudança comportamental para a conservação através de equipamentos eficientes ocorre quando não tiver limitação na instalação ou na aquisição destes. A pesquisa de Randolph e Troy (2008) sobre a troca de equipamentos tradicionais por eficientes, conclui que 48% dos residentes trocariam os equipamentos mesmo que pagando integralmente pela troca, 77% dos domicílios trocariam se houvesse algum subsídio na troca, e, se fosse gratuito, 86% trocariam os equipamentos domiciliares consumidores de água por outros mais eficientes. Nota-se que o melhor resultado (custo-benefício para os gestores da estratégia) de incentivo ocorreria se houvesse algum tipo de subsídio na troca (77%), ou seja, incentivo, o que se confirma com estudos de Millock e Nauges (2010).

As atitudes positivas de conservação, para Russel e Fielding (2010), levam a uma forte intenção de conservação de água. Esse resultado é similar às revisões de Hassel e Cary (2007), para os quais uma mudança comportamental do consumidor, que deve ter atitudes positivas, é essencial para a conservação. Diferentemente, em suas pesquisas, Jorgensen *et al.* (2013), destacam que as atitudes positivas elevadas para a conservação refletiram elevados consumos de água e vice-versa, ou seja, nota-se que uma atitude positiva unicamente com a intenção de conservar não afeta diretamente a conservação de água, mas deve ser utilizada como hábito para apresentar um reflexo. Portanto, observa-se que os estudos sobre as atitudes positivas quanto à conservação são contraditórios, não transparecendo um consenso positivo ou negativo.

Para Hassel e Cary (2007) a mudança comportamental que as pessoas devem ter é acreditar que as vantagens positivas superam as negativas, e a reação emocional é mais positiva que negativa na conservação da água. Corral-Verdugo, Bechtel e Fraijo-Sing (2003) destacam que um dos motivos para a conservação é entendê-la como um costume, um hábito, para obter melhores resultados. Destaca-se, dessa forma, que a conservação de água quando associada a um hábito, aliado a uma vantagem positiva, faz com que a prática se torne real.

Fan *et al.* (2013) identificaram que as práticas de conservação aprovadas pela maioria dos residentes são: a) regar a horta somente duas vezes ao dia (manhã e tarde); b) lavar vários itens ao mesmo tempo e reaproveitar a água sempre que possível; c) utilizar a lava-roupas sempre com carga cheia; d) reutilizar as águas cinzas nas calçadas e descargas; e) educar os filhos sobre a conservação da água; f) cultivar e plantar plantas nativas ou tolerantes à seca; e g) reduzir a área de jardins e hortas. Randolph e Troy (2008) concluíram que as ações que provocaram mudanças na conservação foram: o encurtamento do tempo do banho, a redução da irrigação de jardins e de hortas e a redução do número de lavagens de carro. Nota-se que as atitudes de conservação apresentadas por Fan *et al.* (2013) e Randolph e Troy (2008) são de fácil realização, uma questão de costume e de hábito para implementação nos domicílios ligadas a aspectos motivadores da conservação da água.

Randolph e Troy (2008) destacam que a conservação da água, na prática, ocorreu mesmo nos períodos de restrição, em que 75% dos domicílios alteraram suas atitudes para o sentido da conservação, o que também pode ser visto em Corral-Verdugo, Bechtel e Fraijo-Sing (2003) que destacam em seus estudos que a escassez de água aumentou significativamente sua conservação.

Para Jorgensen, Graymore O'Toole (2009) diferentes fatores de comportamento atuam sobre a conservação de água e, muitos destes, ainda nem foram estudados nem descritos. Para realizar uma análise da conservação esta deverá ser realizada de forma integrada entre os fatores ou aspectos.

Com base na análise dos estudos apresentados sobre atitudes e comportamentos perante a conservação de água, destaca-se que: a) as estratégias que promovem a conservação da água são: a participação voluntária de residentes em campanhas de gestão da água; hábitos

(práticas) positivos; a prestação de informações; o *feedback* do consumo; as normas sociais; e as restrições a água, principalmente por fatores climáticos. b) as estratégias que necessitam de maiores estudos, uma vez

### Características Sociodemográficas

Os fatores sociodemográficos, tais como a renda, a ocupação, o nível educacional (INMAN e JEFFREY, 2006; WILLIS *et al.*, 2009b; WILLIS *et al.*, 2011b), as variáveis climáticas (GOODCHILD, 2003; FOX; MCINTOSH; JEFFREY, 2009), a quantidade de ocupantes (BEAL, STEWART; HUANG, 2010), entre outros, devem ser considerados na implementação de estratégia de gerenciamento para redução de consumo de água. Nesse sentido, na sequência são apresentados e discutidos os principais resultados referentes à pesquisa bibliográfica realizada.

Os estudos sobre o fator tamanho familiar, ou seja, o número de componentes do grupo familiar por domicílio, não caracterizou um resultado significativo. Isso significa que o tamanho familiar não influencia no consumo de água (MAYER *et al.*, 1999; LOH e COGLAN, 2003; JACOBS e HAARHOFF, 2004; KIM *et al.*, 2007; TURNER *et al.*, 2009; WILLIS *et al.*, 2009b; BEAL, STEWART; HUANG, 2010; MILLOK e NAUGES, 2010; FAN *et al.*, 2013).

Em relação à composição familiar (homem, mulher, criança ou adulto), Lee e Tansel (2013) e Willis *et al.* (2011b) não encontraram nenhuma relação com o consumo de água. Ainda dentro deste segmento, a idade dos ocupantes no estudo de Lee e Tansel (2013) não representou relação alguma com o consumo de água, enquanto os estudos de Nauges e Thomas (2000), Martínez-Espiñeira (2003), Griffin e Morgan (2005) e Gilg e Barr (2006) evidenciam que os idosos consomem menos água, ou seja, são mais austeros em relação aos mais jovens. As mesmas pesquisas também destacaram que o ano de nascimento influencia na variação do consumo de água, e comprovaram que as pessoas não mudam o comportamento ao longo da vida. Esses resultados não são compatíveis com estudo realizado por Mayer *et al.* (1999) e Corral-Verdugo, Bechtel e Fraijo-Sing (2003) que apresentam que as pessoas mais idosas consomem mais água do que as mais novas.

Ainda na composição familiar, Makki *et al.* (2011) analisaram o consumo de água no chuveiro e identificaram que o número de crianças explica melhor o

que os estudos apresentados são conflitantes: atitudes (ter vontade de fazer) positivas e seus reflexos sobre a conservação.

consumo de água do que a quantidade de adultos. Já o número de mulheres explica melhor o consumo de água no chuveiro do que o número de homens. Para Fan *et al.* (2013) o sexo dos ocupantes não interferiu no consumo de água, mas os autores destacam que a idade do chefe familiar interferiu.

A ocupação familiar dos residentes influencia no consumo de água no chuveiro, os aposentados consomem menos em relação aos que trabalham para manter o rendimento familiar (MAKKI *et al.*, 2011). A ocupação também foi tema dos estudos de Mayer *et al.* (1999), Inman e Jeffrey (2006), Willis *et al.* (2009b) e Willis *et al.* (2011a), destacando que este é um fator que interfere no consumo de água.

Quanto ao rendimento familiar, Mayer *et al.* (1999), Loh e Coghlan (2003), Kim *et al.* (2007), Turner *et al.* (2009), Makki *et al.* (2011), Willis *et al.* (2011b) e Fan *et al.* (2013) obtiveram em seus estudos uma relação significativa da renda familiar ao consumo de água, ou seja, quanto maior a renda familiar maior será o consumo de água e vice-versa. Fan *et al.* (2013) dividiram as famílias em baixa renda e alta renda e notaram que 62% da economia realizada pelas famílias de baixa renda foi em razão das preocupações econômicas, e, pelas de alta renda, 42% da economia foi proporcionada por preocupações ambientais.

Sobre o preço da água, estudos realizados por Barrett (2004), Worthington e Hoffman (2008) e Fan *et al.* (2013) concluíram que não existe influência em relação ao consumo de água, pois seria estável em relação ao consumo de água, o que determina que outros produtos possuem valores maiores nos domicílios. Em outras pesquisas o preço da água apresenta significativa relação com o consumo (MAYER *et al.*, 1999; INMAN e JEFFREY, 2006; WILLIS *et al.*, 2009b; WILLIS *et al.*, 2011a), como os estudos realizados por Kenney *et al.* (2008) que concluíram que aumentando o preço da água em 10% a redução do consumo seria de 6%, e em Brookshire *et al.* (2002) a redução do consumo de água seria de 5%. Kenney *et al.* (2008) ainda destacam que as estratégias de preços poderiam ser a melhor opção a longo prazo,

enquanto Campbell, Johnson e Larson (2004) destacam que o preço da água afeta a demanda de curto prazo, havendo neste caso uma contradição entre os estudos, quanto à utilização de curto ou longo prazos.

A relação entre o nível de escolaridade e o consumo de água foi pauta nos estudos de Hurd (2006), Millok e Nauges (2010), Lee e Tansel (2013) e Fan *et al.* (2013), os quais não encontraram relação entre estas variáveis. Para Mayer *et al.* (1999), Inman e Jeffrey (2006), Willis *et al.* (2009b), Willis *et al.* (2011a) e Garcia *et al.* (2013), as atitudes e comportamentos para o consumo de água dependem do nível de escolaridade, mas conforme os autores anteriores não foram evidenciados.

Outras variáveis também foram testadas, como a relação entre a área do terreno da casa e o consumo de água. Nos estudos de Loh e Coghlan (2003), Willis *et al.* (2011) houve uma relação significativa no aumento do consumo de água externa da residência. Em relação ao tamanho da casa, Fan *et al.* (2013) destacam que esse fator não afeta o consumo de forma significativa, mas Millok e Nauges (2010) encontraram relação positiva entre o consumo de água e o tamanho da casa no que diz respeito à utilização de equipamentos eficientes. Para Griffin e Morgan (2005), quanto maior o tamanho da casa, maior é o consumo total, e menor é o consumo *per*

### Considerações Finais

Os fatores que influenciam o consumo de água residencial urbana e a síntese validada neste estudo através de pesquisa bibliográfica satisfizeram o problema apresentado. Os principais resultados indicam que o uso final médio de água residencial foi distribuído para a lava-roupas (22%), o chuveiro (27,8%), a torneira (25,5%), o sanitário (19,4%) e a outros (5,41%). Já o consumo eficiente de água apresentou uma redução média de 30,9% do consumo de água através da instalação de lava-roupas, sanitários e chuveiros.

Dentre os comportamentos que promovem a conservação de água se destacaram a participação voluntária em programas, hábitos positivos de consumo, prestação de informações, *feedback* do consumo, normas sociais e as restrições do consumo de água.

*capita* de água. Para Geoffrey e Yau (2003), a idade da habitação possui correlação significativa com o consumo de água, ou seja, habitações mais antigas consomem maior quantidade de água.

Considerando os fatores climáticos, em estudos de Kenney *et al.* (2008) a temperatura apresentou correlações significativas, pois a cada grau *Fahrenheit* de aumento o consumo de água residencial aumentou em 2%. Esse resultado é corroborado pelos estudos de Gato, Jayasuriya e Roberts (2007) e Lee, Tansel e Balbin (2011a), que, quanto à precipitação, constataram a diminuição do consumo em 4% a cada polegada de chuva. Nesse sentido, Bates *et al.* (2008) concluíram que os fatores climáticos influenciam no consumo de água.

Após ter analisados fatores sociodemográficos que podem influenciar no consumo de água residencial, percebeu-se que os fatores influentes encontrados na literatura são por unanimidade: o tamanho familiar, a ocupação familiar, e os fatores climáticos (temperatura e precipitação). Os fatores que necessitam de mais estudos são: o nível de escolaridade, o preço da água, a composição familiar e as características estruturais da residência (idade, área do terreno e área da residência), pois apresentaram resultados contraditórios, sendo mais suscetíveis a mudanças de parâmetros.

Sobre as características sociodemográficas que afetam o consumo, se pode descrever o tamanho familiar, a ocupação e os fatores climáticos (temperatura e precipitação).

Ressalta-se, por fim, que a gestão da demanda de água deve considerar esses principais achados sobre o uso final, o consumo eficiente, a conservação e os fatores sociodemográficos que influenciam na demanda de água para realizarem estratégias que promovam a redução do consumo desse líquido. No entanto, esses achados devem ser analisados de forma integrada, sendo também necessário ter cautela na utilização dos resultados desta pesquisa, pois cada região pode ter fatores peculiares que extrapolam o escopo deste estudo e que venham a interferir no consumo de água.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAHAMSE, W. *et al.* The effect of tailored information, goal setting, and tailored feedback on household energy use, energy-related behaviors, and behavioral antecedents. **Journal of Environmental Psychology**, v. 27, p. 265-276, 2007.
- ALMEIDA, G. **Metodologia para caracterização de efluentes domésticos para fins de reuso**: estudo em Feira de Santana, Bahia. Dissertação (Mestrado Profissional em Gerenciamento e Tecnologia Ambiental no Processo Produtivo). Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, 2007. 180p.
- ARBUÉS, F.; GARCIA-VALIÑAS, M. A.; MARTINEZ-ESPIÑEIRA, R. Estimation of residential water demand: a state-of-the-art review. **Journal of Socio-Economics**, v. 32, p. 81-102, 2003.
- ATHURALIYA, A.; GAN, K.; ROBERTS, P. Yarra Valley Water 2007: Appliance Stock and Usage Patterns Survey. **Yarra Valley Water**, Victoria. 2008. 76p.
- BALBIN, M.; TANSEL, B.; LEE, M. Effectiveness of Miami-Dade water use efficiency program senior retrofit project: comparative analysis of water consumption rates and savings. **The Florida Water Resources Journal**, p. 14-15, 2010.
- BARRETO, D. Perfil do consumo residencial e usos finais da água. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 8, n. 2, p. 23-40, 2008.
- BARRETT, G. Water conservation: the role of price and regulation in residential water consumption. **Economic Papers: A Journal of Applied Economics and Policy**, v. 23, p. 271-285, 2004.
- BATES, B. *et al.* Climate change and water. Geneva. In: Secretariat, I. (Ed.), Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, p. 210, 2008.
- BEAL, C. D.; STEWART, R. A.; HUANG, T. South East Queensland Residential End Use Study: Baseline results - Winter 2010. **Urban Water Security Research Alliance Technical Report**, n. 31, 2010.
- BECK, L.; BERNAUER, T. How will combined changes in water demand and climate affect water availability in the Zambezi river basin. **Global Environmental Change**, v. 21, p. 1061-1072, 2011.
- BECKER, B.K. Reflexões sobre hidrelétricas na Amazônia: água, energia e desenvolvimento. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas**, v. 7, p. 783-790, 2012.
- BLOKKER, E.; VREEBURG, J.; VAN DIJK, J. Simulating residential water demand with a stochastic end-use model. **Journal of Water Resources, Planning and Management**, v. 136, p. 19-26, 2010.
- BONNET, J. F. *et al.* Analysis of electricity and water end uses in university campuses: case-study of the University of Bordeaux in the framework of the Ecocampus European Collaboration. **Journal of Cleaner Production**, v. 10, p. 13-24, 2002.
- BROOKS, D. B. An operational definition of water demand management. **International Journal of Water Resources Development**, v. 22, p. 521-528, 2006.
- BROOKSHIRE, D. S. *et al.* "Western Urban Water Demand." **Natural Resource**, v. 42, p. 873-898, 2002.
- CAMPBELL, H. E.; JOHNSON, R.M.; LARSON, E.H. Prices, devices, people, or rules: the relative effectiveness of policy instruments in water conservation. **Review of Policy Research**, v. 21, p. 637-662, 2004.
- COHIM, E. *et al.* Consumo de água em residências de baixa renda - estudo de caso. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, XXV, 20 a 25 de setembro de 2009 - Recife/PE.
- CORRAL-VERDUGO, V.; BECHTEL, R.; FRAIJO-SING, B. Environmental beliefs and water conservation: an empirical study. **Environmental Psychology**, v. 23, p. 247-257, 2003.

- FAN, L. *et al.* Water use patterns and conservation in households of Wei River Basin, China. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 74, p. 45– 53, 2013.
- FARRELLY, M.; BROWN, R. Rethinking urban water management: experimentation as a way forward? **Global Environmental Change**, v. 21, p. 721-732, 2011.
- FIDAR, A.; MEMON, F. A.; BUTLER, D. Environmental implications of water efficient microcomponents in residential buildings. **Science of the Total Environment**, v. 35, p. 408-582, 2010.
- FIELDING, K. S. *et al.* An experimental test of voluntary strategies to promote urban water demand management. **Journal of Environmental Management**, v. 114, p. 343-351, 2013.
- FIELDING, K. S. *et al.* Understanding household attitudes and behaviours toward waste, water and energy conservation. In: Newton, P. (Ed.), **Urban Consumption**. CSIRO Publishing, Collingwood, VIC, p. 199-214, 2011.
- FOX, C.; MCINTOSH, B. S.; JEFFREY, P. Classifying households for water demand forecasting using physical property characteristics. **Land Use Policy**, v. 26, p. 558-568, 2009.
- GATO, S.; JAYASURIYA, N.; ROBERTS, P. Temperature and rainfall thresholds for base use urban water demand modelling. **Journal of Hydrology**, v. 76, p. 337-364, 2007.
- GARCIA, X. *et al.* Socio-demographic profiles in suburban developments: Implications for water-related attitudes and behaviors along the Mediterranean coast. **Applied Geography**, v. 41, p. 46-54, 2013.
- GELLER, E. S. The challenge of increasing proenvironmental behavior. In: BECHTEL, R. B.; CHURCHMAN, A. **The Handbook of Environmental Psychology**. John Wiley e Sons, New York, p. 525-540, 2002.
- GEOFFREY, A.; YAU, K. A study of domestic energy usage patterns in Hong Kong. **Energy**, v. 28, p. 1671-1682, 2003.
- GILG, A.; BARR, S. Behavioural attitudes towards water saving? Evidence from a study of environmental actions. **Ecological Economics**, v. 57, p. 400-414, 2006.
- GOLDSTEIN, N. J.; CIALDINI, R. B.; GRISKEVICIUS, V. A room with a viewpoint: using social norms to motivate environmental conservation in hotels. **Journal of Consumer Research**, v. 35, p. 472-482, 2008.
- GOODCHILD, C. W. Modeling the impact of climate change on domestic water demand. **Water and Environment Journal**, v. 17, p. 8-12, 2003.
- GOTTDIENER, M. *New forms of consumption*. Lanham, MD: Rowman e Littlefield Publishers, Inc; p. 300, 2000.
- GRAFTON, R. Q.; WARD, M. Prices *versus* rationing: Marshallian surplus and mandatory water restrictions. **The Economic Record**, v. 84, p. 57-65, 2008.
- GRIFFIN, D.; MORGAN, D. A New Water Projection Model Accounts for Water Efficiency. Water and Waste Department, City of Winnipeg, p. 58, 2005.
- GUNERALP, B.; SETO, K. C. Environmental impacts of urban growth from an integrated dynamic perspective: a case study of Shenzhen, South China. **Global Environmental Change**, v. 18, p. 720-735, 2008.
- GWP – GLOBAL WATER PARTNERSHIP. Disponível em: <<http://www.gwp.org/en/Our-approach/>>. Acesso em: 25 nov. 2013.
- HASSELL, T.; CARY, J. **Promoting Behavioral Change in Household Water Consumption: Literature Review**. Smart Water, Victoria. p. 27, 2007.
- HEINRICH, M. Water End Use and Efficiency Project (WEEP) – Final Report. **BRANZ Study Report 159**. BRANZ Ltd, Judgeford, New Zealand. 2007.



- HURD, B. H. Water conservation and residential landscapes: household preferences, household choices. **J. Agr. Resour. Econ.**, v. 31, p. 173-192, 2006.
- HURLIMANN, A.; DOLNICAR, S.; MEYER, P. Understanding behaviour to inform water supply management in developed nations e a review of literature, conceptual model and research agenda. **Journal of Environmental Management**, v. 91, p. 47-56, 2009.
- INMAN, D.; JEFFREY, P. A review of residential water conservation tool performance and influences on implementation effectiveness. **Urban Water Journal**, v. 3, p. 127-143, 2006.
- JACOBS, H.; HAARHOFF, J. Application of a residential end-use model for estimating cold and hot water demand, wastewater flow and salinity. **Water SA**, v. 30, p. 305-316, 2004.
- JEFFREY, P.; GEAREY, M. Consumer reactions to water conservation policy instruments. In: Butler, D., Ali Memon, F. (Eds.), **Water Demand Management**. IWA Publishing, London, p. 303-329, 2006.
- JORGENSEN, B. S. *et al.* Some difficulties and inconsistencies when using habit strength and reasoned action variables in models of metered household water conservation. **Journal of Environmental Management**, v. 115, p. 124-135, 2013.
- JORGENSEN, B.; GRAYMORE, M.; O'TOOLE, K. Household water use behavior: An integrated model. **Journal of Environmental Management**, v. 91, p. 227-236, 2009.
- KENNEY, D. *et al.* Residential water demand management: lessons from Aurora, Colorado. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 44, p. 192-207, 2008.
- KESHAVARZI A. R. *et al.* Rural domestic water consumption behavior: a case study in Ramjerd area, Fars Province, I.R. Iran. **Water Research**, v. 40, p. 1173-1178, 2006.
- KIM, S. H. *et al.* Trend analysis of domestic water consumption depending upon social, cultural, economic parameters. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 7, p. 61-68, 2007.
- LEE, M.; TANSEL, B.; BALBIN, M. Goal based water conservation projections based on historical water use data and trends in Miami-Dade County. **Sustainable Cities and Society**, v. 1, p. 97-103, 2011a.
- LEE, M.; TANSEL, B.; BALBIN, M. Influence of residential water use efficiency measures on household water demand: A four year longitudinal study Resources. **Conservation and Recycling**, v. 56, p. 1-6, 2011b.
- LEE, M.; TANSEL, B.; BALBIN, M. Urban Sustainability Incentives for Residential Water Conservation: Adoption of Multiple High Efficiency. **Appliances Water Resources Manage**, v. 27, p. 2531-2540, 2013.
- LEE, M.; TANSEL, B. Water conservation quantities vs customer opinion and satisfaction with water efficient appliances in Miami, Florida. **Journal of Environmental Management**, v. 128, p. 683-689, 2013.
- LOH, M.; COGHLAN, P. Domestic Water Use Study In Perth, Western Australia 1998-2001. **Water Corporation**, p. 1-33, 2003.
- LU, T. **Research of domestic water consumption**: a field study in Harbin, China. A research project report submitted in partial fulfilment of the requirements for the award of the degree of Master of Science of Lough borough University. 2007.
- MAYER, P. W. *et al.* Tampa water department residential water conservation study: the impacts of high efficiency plumbing fixture retrofits in single-family homes. Boulder, Colorado. p. 211, 2004.
- MAYER, P. W. *et al.* Residential End Uses of Water. AWWA Research Foundation and American Water Works Association Printed in the U.S.A. 1999.
- MAKKI, A. A. *et al.* Revealing the determinants of shower water end use consumption: enabling better targeted urban water conservation strategies. **Journal of Cleaner Production**, v. XXX, p. 1-18, 2011.

- MARTÍNEZ-ESPIÑEIRA, R. Estimating water demand under increasing-block tariffs using aggregate data and proportions of users per block. **Environmental and Resource Economics**, v. 26, p. 5-23, 2003.
- MATOS, C. *et al.* Domestic water uses: Characterization of daily cycles in the north region of Portugal. **Science of the Total Environment**, v. 458-460, p. 444-450, 2013.
- MILLOCK, K.; NAUGES, C. Household adoption of water-efficient equipment: the role of socio-economic factors, environmental attitudes and policy. **Environmental and Resource Economics**, v. 46, p. 539-565, 2010.
- NAUGES, C.; THOMAS, A. Privately-operated water utilities, municipal price negotiation, and estimation of residential water demand: the case of France. **Land Economics**, v. 76, p. 68-85, 2000.
- NOLAN, J. M. *et al.* Normative social influence is underdetected. **Personality and Social Psychology Bulletin**, v. 34, p. 913-923, 2008.
- OLMSTEAD, S. M.; STAVINS, R. N. Comparing price and nonprice approaches to urban water conservation. **Water Resources Research**, 45, p. 1-24, 2009.
- PAES, R.P. *et al.* Aplicação de Tecnologias de Conservação do Uso da Água Através do Reuso — Estudo de Caso Cuiabá, MT. **RBRH — Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 15, p. 97-107, 2010.
- PIMENTEL GOMES, F. **Curso de estatística experimental**. 14. ed. Piracicaba: Nobel, 2000. 477 p.
- PROENÇA, L. C.; GHISI, E. Water end-uses in Brazilian office buildings. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, p. 489-500, 2010.
- RANDOLPH, B.; TROY, P. Attitudes to conservation and water consumption. **Environmental Science e Policy**, v. 11, p. 441-455, 2008.
- RDH - RELATÓRIO DO DESENVOLVIMENTO HUMANO. A água para lá da escassez: poder, pobreza e a crise mundial da água. PNUD - Publicado para o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. New York, p. 52, 2006.
- RENWICK, M. E.; GREEN, R. D. Do residential water demand side management policies measure up? An analysis of eight California water agencies. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 40, p. 37-55, 2000.
- ROBERTS, P. Y. Valley Water 2004 Residential End Use Measurement Study. **Yarra Valley Water**, Melbourne, p. 72, 2005.
- ROIBÁS, D.; GARCÍA-VALIÑAS, M. A.; WALL, A. Measuring welfare losses from interruption and pricing as responses to water shortages: An application to the case of Seville. **Environmental and Resource Economics**, v. 38, p. 231-243, 2007.
- RUSSELL, S.; FIELDING, K. Water demand management research: a psychological perspective. **Water Resources Research**, v. 46, p. 1-12, 2010.
- SCHULTZ, P. W.; KHAZIAN, A.; ZALESKI, A. Using normative social influence to promote conservation among hotel guests. **Social Influence**, v. 3, p. 4-23, 2008.
- SOARES, J. F.; SIQUEIRA, A. L. **Introdução à estatística médica**. 2a ed. Belo Horizonte: Coopmed, p. 200, 2002.
- STEG, L.; DREIJERINK, L.; ABRAHAMSE, W. Why are energy policies acceptable and effective? **Environment and Behavior**, v. 38, p. 92-111, 2006.
- STEG, L.; VLEK, C. Encouraging pro-environmental behaviour: an integrative review and research agenda. **Journal of Environmental Psychology**, v. 29, p. 309-317, 2009.
- SYME, G.; NANCARROW, B.; SELIGMAN, C. The evaluation of information campaigns to promote voluntary household water conservation. **Evaluation Review**, v. 24, p. 539-578, 2000.

TURNER, A. *et al.* The one to one water savings program unpacking residential high water usage. **IWA Efficient 2009 Conference**, Sydney. p. 45, 2009.

VIEIRA, P. *et al.* Household water use: a Portuguese field study. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 7, p. 193–202, 2007.

VOROSMARTY, C. J. *et al.* Global threats to human water security and river biodiversity. **Nature**, v. 467, p. 555-561, 2010.

WILLIS, R. *et al.* Gold Coast domestic water end use study. **Water: Journal of Australian Water Association**, v. 36, p. 79-85, 2009a.

WILLIS, R. M. *et al.* Revealing the impact of socio-demographic factors and efficient devices on end use water consumption: case of Gold Coast, Australia. **IWA Efficient 2009 Conference**, v. 1, p. 1-8, 2009b.

WILLIS, R. M. *et al.* Alarming visual display monitors affecting shower end use water and energy conservation in Australian residential households. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, p. 1117-1127, 2010a.

WILLIS, R. M. *et al.* Alarming visual display monitors affecting shower end use water and energy conservation in Australian residential households. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, p. 1117-1127, 2010b.

WILLIS, R. M. *et al.* Quantifying the influence of environmental and water conservation attitudes on household end use water consumption. **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 1996-2009. 2011a.

WILLIS, R. M. *et al.* End use water consumption in households: impact of socio-demographic factors and efficient devices. **Journal of Cleaner Production**, v. XXX, p. 1-9, 2011b.

WORTHINGTON, A. C.; HOFFMAN, M. An empirical survey of urban water demand modelling. **Journal of Economic Surveys**, v. 22, p. 842-871, 2008.

## *AVES MARINHAS COMO INDICADOR AUXILIAR DE IMPACTO NA CONSTRUÇÃO E USO DA ESTAÇÃO CIENTÍFICA DA ILHA DA TRINDADE*

MARINE BIRDS AS AN AUXILIARY IMPACT INDICATOR ON CONSTRUCTION AND USE OF THE SCIENTIFIC STATION OF TRINDADE ISLAND

### *Dagoberto Port*

Biólogo, Doutor em Ciência e Tecnologia Ambiental, Bolsista (CNPq) junto ao Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Sudeste e Sul (ICMBio/CEPSUL), SC. dagoberto\_port@hotmail.com

### *Fabiane Fisch*

Bióloga, Doutora em Ciência e Tecnologia Ambiental, Professora do Centro Universitário FACVEST, SC.

### *André Luiz F. Donadello*

Arquiteto, Mestre em Engenharia Civil, Professor da Fundação de Assistência e Educação, ES, Brasil

### *Cristina Engel de Alvarez*

Arquiteta, Doutora em Arquitetura e Urbanismo, Professora Associada da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil

### *Joaquim Olinto Branco*

Biólogo, Doutor em Ecologia e Recursos Naturais, Professor Titular da Universidade do Vale do Itajaí, SC, Brasil

## RESUMO

A ocupação das ilhas oceânicas sempre foi uma questão estratégica para os países com fronteira marítima. Desta forma, o Brasil mantém, desde 1950, o Posto Oceanográfico da Ilha da Trindade, o qual fornece infraestrutura básica para permanência humana na ilha, além de garantir a soberania nacional, a manutenção da Zona Econômica Exclusiva e o desenvolvimento continuado de pesquisas científicas. Em 2007 foi implantado o Programa de Pesquisas Científicas na Ilha da Trindade e a partir deste, com o incremento das pesquisas na ilha, foi construída uma Estação Científica para atender às necessidades de alojamento e ambiente de trabalho para os pesquisadores. A estação passou a ser objeto de monitoramento ambiental e um dos parâmetros avaliados foi o impacto da instalação da edificação – com o conseqüente aumento do número de pesquisadores –, em relação as aves marinhas. As atividades foram realizadas no período de 22/02 a 11/04/2013, utilizando três métodos de amostragens: contagem por pontos; busca ativa dos sítios de reprodução; e distância de interferência. Foram registradas seis espécies de aves marinhas, localizadas em 32 sítios de reprodução e determinadas as distâncias mínima e segura de reação para cinco espécies. Os dados analisados sugerem que a edificação da Estação Científica da Ilha da Trindade não provocou impactos na comunidade de aves marinhas da ilha. Recomenda-se que as pesquisas sobre perturbações antrópicas tenham continuidade, incorporando a questão da sazonalidade em estudos de longa duração. Sugere-se, ainda, a implementação de um plano de gestão, além de normas de conduta durante os deslocamentos na ilha, principalmente nas proximidades das colônias de aves marinhas, a exemplo do que foi realizado no Arquipélago de São Pedro e São Paulo e na Antártica.

**Palavras-Chave:** avifauna, monitoramento ambiental, impactos antropogênicos, ilhas oceânicas, Atlântico Sul.

## ABSTRACT

The occupation of oceanic islands has always been a strategic issue for countries with maritime boundary. Thus, Brazil has, since 1950, the Oceanographic Station of Trindade Island, which provides the basic infrastructure to remain human on the island, in addition to ensuring national sovereignty, maintaining the Exclusive Economic Zone and the continued development of scientific research. In 2007 was implemented the Program of Scientific Research on the Trindade Island and from this, with the increase of research on the island, it was built a Research Station to meet housing needs and work environment for researchers. The station became the object of environmental monitoring and one of the parameters evaluated was the impact of the installation of the building and the consequent increase in the number of researchers, in relation of seabirds. The activities were carried out from 22 February until 04 April 2013, using three sampling methods: point counts, active search of breeding sites, and distance of interference. We recorded six species of seabirds, located on 32 breeding sites and determined the minimum and safe distances of reaction for five species. The data suggest that the building of the Scientific Station of Trindade Island caused no impacts on the community of seabirds on the island. It is recommended that research on human disturbances have continuity, incorporating the issue of seasonality in long-term studies. It is suggested also the implementation of a management plan, and standards of conduct for the displacements on the island, mainly in the vicinity of seabird colonies, as has been done in the Archipelago of São Pedro and São Paulo and Antarctica.

**Keywords:** avifauna, environmental monitoring, anthropogenic impacts, oceanic islands, South Atlantic.

## INTRODUÇÃO

A ocupação das ilhas oceânicas sempre foi uma questão estratégica para os países com fronteira marítima. No Brasil, a implantação do Posto Oceanográfico da Ilha da Trindade (POIT), forneceu infraestrutura básica para permanência humana desde 1950, efetivando a soberania nacional, a manutenção da Zona Econômica Exclusiva (ZEE) e o desenvolvimento continuado de pesquisas científicas (ALVES, 1998; CASAGRANDE *et al.*, 2007, NICO-RODRIGUES *et al.*, 2010).

Com a implantação do Programa de Pesquisas Científicas na Ilha da Trindade (PROTRINDADE) em 2007, surgiu à necessidade de edificar uma estação científica, alicerçada no conceito de conforto ambiental e sustentabilidade. Essa edificação, além de atender às necessidades de alojamento e ambiente de trabalho para os pesquisadores, também deveria ser objeto de monitoramento ambiental (ALVAREZ, 2009).

O estudo da ocupação humana *versus* as aves marinhas que nidificam em ilhas oceânicas vêm sendo investigado há várias décadas, avaliando o sucesso reprodutivo de espécies isoladas (ANDERSON e KEITH, 1980), das que nidificam em colônias (BURGER, 1981; ERWIN, 1989; CARNEY e SYDEMAN, 1999), a estrutura das assembleias (CORNELIUS *et al.*, 2001), o potencial de perturbação das que nidificam no solo (ARIMITSU *et al.*, 2004), bem como, na implantação dos planos de gestão para visitantes (ELLENBERG *et al.*, 2006), avaliação das atividades turísticas sobre as aves migratórias (CARDOSO e NASCIMENTO, 2007), da atividade de pesquisa no sucesso de nidificação (COSTA, 2010), nos impactos ecológicos provocados pela colonização de ilha oceânica (CONNOR *et al.*, 2012), e os efeitos da expansão urbana sobre a avifauna (GLENNON e KRETZER, 2013).

Alguns estudos, também procuram levantar a distância segura de aproximação humana em áreas de reprodução e descanso (RODGERS JR. e SMITH, 1995; ERWIN, 1989; VERHULST *et al.*, 2001; ELLENBERG *et al.*, 2006). As perturbações provocadas na avifauna não se resumem apenas às atividades de lazer, implantação de empreendimentos ou expansão urbana, considerando ser perceptível que as atividades de pesquisa, também provocam impactos. Neste sentido, Burger e Lawrence (2000) recomendam que o tempo de permanência nas colônias de aves marinhas seja o mínimo possível para evitar distúrbios, pois com a presença humana os adultos podem deixar ovos e/ou filhotes expostos à ação do tempo (*e.g.* sol, chuva) ou a ação de predadores. Por sua vez, Branco *et al.* (2010) sugerem que as áreas a serem amostradas sejam alternadas para minimizar o impacto e a ação de predadores.

Esse trabalho teve como objetivo avaliar o impacto da implantação da Estação Científica da Ilha da Trindade (ECIT) sobre a comunidade de aves marinhas, focando na instalação da edificação e no conseqüente aumento do número de pesquisadores na ilha em função da melhoria da infraestrutura de alojamento que a estação proporcionou.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

A Ilha da Trindade (LAT 20°29' - 20°30' S e LONG 29°17' - 29°21' W), distante 1.140 km da costa, está situada na altura do paralelo de Vitória, ES (Figura 1), sobre a extremidade oriental da cadeia vulcânica submarina, denominada lineamento Vitória-Trindade (CLEMENTE *et al.*, 2011), que se estende por 1.300 km em direção à África e eleva-se a 5.500 metros do fundo oceânico, chegando a aproximadamente 620 m de altitude. Com uma área de 8,2 km<sup>2</sup> e relevo acidentado de formação vulcânica, originou-se a aproximadamente três milhões de anos por meio de uma fratura tectônica desde a plataforma continental brasileira (JUNQUEIRA *et al.*, 2004; PROTRINDADE, 2010; CLEMENTE *et al.*, 2011).

Trindade é a única ilha habitada do Arquipélago, onde o conjunto de edificações composto pelas guarnições militares, Estação Meteorológica (EMIT) e Estação Científica (ECIT, figura 2), compõe o denominado Posto Oceanográfico da Ilha da Trindade (POIT).

O projeto da Estação Científica foi desenvolvido e alicerçado dentro de conceitos de conforto ambiental e sustentabilidade em edificações, tendo como finalidade, além de atender às necessidades enquanto alojamento e ambiente de trabalho para os pesquisadores, ser objeto de estudo para avaliação de impacto efetivo proporcionado pelas atividades humanas, bem como de teste para a tecnologia construtiva inovadora adotada (ALVAREZ, 2009).

### Coleta de informações

Durante o período de 22/02 a 11/04/2013 foram realizadas atividades de campo, procurando avaliar os eventuais impactos da construção e ocupação da ECIT sobre as populações de aves marinhas na Ilha de Trindade, a partir de três métodos de amostragens:

#### I - Contagem por pontos

Foram estabelecidos três pontos de contagem das aves por espécies: 1 - junto ao monumento na Praia do Andrada; 2 - no acesso ao refeitório do POIT; e 3 - nas proximidades da ECIT (Figura 3), respectivamente a 1.000, 200 e 50 m de distância da ECIT.

Em cada ponto foram realizadas oito séries de três dias consecutivos de observações, totalizando 24 contagens, sendo que cada uma teve a duração de 30 minutos. A cada série de três dias de contagens seguiram-se três de intervalo. As observações foram realizadas no período da tarde, entre 14h30 e 17h30, por ser o período de maior atividade das aves na ilha (FONSECA NETO, 2004). A nomenclatura adotada na designação das espécies seguiu as normas do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2011).

As obras da edificação em anexo à ECIT foram utilizadas para avaliar o impacto de construção da Estação nas aves marinhas, visto que utiliza a mesma técnica construtiva

### Análise dos dados

Os dados foram tabulados em planilhas eletrônicas e comparados através da análise de variância (ANOVA *oneway*; ZAR, 1999).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

**I - Contagem por pontos:** foram identificadas seis espécies de aves marinhas, distribuídas em três ordens e quatro famílias (Figura 5). As comunidades de aves apresentaram a mesma composição e número de espécies nos pontos amostrados. Entretanto, *Pterodroma arminjoniana* contribuiu com o maior número médio de aves no Ponto 1; e *Gygis alba* nos pontos 2 e 3, enquanto que *Sula dactylatra* e *Fregata minor* participaram com as menores médias nos pontos amostrados (Figura 6).

e está localizada nas proximidades da mesma. Os dados obtidos foram separados em a) totais; b) com obras; e c) sem obras.

#### II - Busca ativa dos sítios de reprodução

Durante o período de amostragem foram percorridos, a pé, todos os ambientes da ilha, na busca por sítios de reprodução das aves. As colônias localizadas foram georreferenciadas com GPS (GARMIN etrex) e registrada a espécie ocupante. A partir das imagens de satélites e usando o *software* ArcMap™ 10 (ESRI Inc.), foram estabelecidas as distâncias, em linha reta, de cada colônia até a ECIT.

#### III - Distância de interferência

Para avaliar a interferência dos visitantes e/ou pesquisadores nas colônias de aves marinhas foram realizadas medições de distância entre os mesmos. Ao localizar a colônia, um dos pesquisadores andava lentamente em sua direção, até que o primeiro deslocamento de aves fosse observado. Nesse ponto, foi fixada uma estaca de madeira no solo e determinado, com trena, a distância até a borda da colônia. O experimento foi repetido três vezes por colônia e espécie, em dias alternados, sendo considerada a média das medidas como a distância mínima (Dm) de aproximação sem causar interferência (Figura 4).

Dos 24 dias de contagens, 17 ocorreram durante a realização de obras e sete dias sem obras na edificação anexa à ECIT (Figura 7). A abundância da comunidade de aves, entre os três pontos de amostragem, foi semelhante ( $F=0,729$ ;  $p>0,05$ ), não sendo evidenciada uma interferência perceptível da ECIT sobre as colônias nos pontos a 50, 200 e 1.000 m dessa. Resultado semelhante foi obtido, para os dias com ( $F=0,779$ ;  $p>0,05$ ) e sem obras na edificação ( $F=0,433$ ;  $p>0,05$ ). Entretanto, a abundância de aves por espécies foi significativamente diferente para *Gygis alba*, *Pterodroma arminjoniana* e *Anous stolidus*, para o total

do período observado e para os dias com obras. Já nos dias sem obras, apenas *Pterodroma arminjoniana* e *Sula dactylatra* apresentaram diferenças significativas entre os três pontos amostrados (Tabela 1). As flutuações observadas entre as contagens podem estar relacionadas com o ciclo de vida das espécies, como em *Onychoprion fuscatus*, que após o período reprodutivo se deslocam para áreas de invernagem (FONSECA NETO, 2004; MARQUES, 2011).

**II -Busca ativa dos sítios de reprodução:** foram identificados 32 sítios de reprodução das aves marinhas na Ilha da Trindade, no período de 22/02 a 11/04/2013 (Figura 8). A localização das colônias é similar à encontrada por Fonseca Neto (2004). Das cinco espécies, apenas para *Anous stolidus* não foram encontradas evidências de reprodução no período da amostragem.

A colônia mais próxima da ECIT estava a 1.200 m, enquanto a mais distante se encontrava a 3.400 m (Tabela 2). Dessas colônias não é possível visualizar a Estação Científica em função do relevo acidentado da ilha. Considerando a distância das colônias e as características do terreno, verifica-se que o prédio da Estação, em si, não provoca nenhuma interferência nas colônias de reprodução das aves. Além disto, a ECIT encontra-se em uma área com vegetação arbórea de grande porte (*Terminalia catappa*), amendoeira exótica que contribui para a camuflagem à distância (Figura 9).

**III -Distância de interferência:** considerando que os eventuais contatos, nem sempre são realizados com a mesma cautela deste experimento, recomenda-se que a distância segura (Ds), para não causar interferências nas colônias, seja o dobro da mínima ( $D_s = D_m \times 2$ ). As distâncias mínimas e seguras de reação para as cinco espécies de aves marinha da Ilha de Trindade (Tabela 3) são propostas para evitar impactos nas áreas de

reprodução e repouso, cujo valor poderá ser alterado a partir do aprofundamento nos estudos.

Os locais de ocorrência de fragatas não foram considerados nas análises dos impactos às colônias e nem com relação à distância de interferência, em função da distância dessas colônias até a ECIT (aproximadamente 2.700 m), e pelo fato de que só podem ser alcançadas através de embarcação, contornando a ilha, e efetuando escalada com elevado risco de acidente. Estas áreas não são impactadas pelo prédio da ECIT e nem por seus eventuais ocupantes, devido às características diferenciadas das mesmas.

As distâncias recomendadas para que ocorra a menor interferência antrópica possível nas colônias de aves, oscilam em função da espécie e habitat. Erwin (1989) sugere que para algumas espécies de aves aquáticas e marinhas, a distância segura para colônias seja em torno de 100 m. Esse autor recomenda a distância de 200 m para colônias já estabelecidas de *Sterna hirundo* e *Rynchops niger*. Por sua vez, Rodgers Jr. e Smith (1995) estabeleceram a mesma distância para as espécies aquáticas avaliadas por Erwin (1989) e reduziram para 180 m nas colônias de *S. hirundo* e *R. niger*. Verhulst *et al.* (2001) avaliaram os efeitos da perturbação controlada em colônias de *Haematopus ostralegus* em distâncias de 100, 200 e 300 m, enquanto que Ellenberg *et al.* (2006) concluíram que uma pessoa passando a 150 m das colônias de *Spheniscus humboldti* (pinguim-de-humboldt), provocam alterações significativas na frequência cardíaca das aves.

A resposta às perturbações controladas (aproximação lenta), nas colônias da Ilha da Trindade, indica distâncias menores que as registradas em outros estudos, provavelmente em função da baixa densidade de pessoas na ilha e dificuldade de acesso aos sítios de reprodução.

## CONCLUSÕES

Os dados analisados sugerem que a edificação da Estação Científica da Ilha da Trindade (ECIT) não provocou impactos identificáveis na comunidade de aves marinhas da ilha, principalmente porque as colônias de reprodução estão afastadas das construções (entre 1,2 e 3,4 km de distância) e a partir dessas colônias não é possível visualizar a Estação Científica em função do relevo acidentado da ilha. Além disto, a ECIT é uma das menores construções instaladas na ilha, comparada com

as instalações militares já existentes de longa data na mesma, e encontra-se em uma área com vegetação arbórea de grande porte que contribui para a mitigação de eventuais impactos.

Por outro lado, o aumento no número de pesquisadores na ilha, em função da facilidade de hospedagem e infraestrutura com a construção da ECIT, pode alterar esse provável equilíbrio, principalmente, se for permitido o deslocamento de pessoas por toda da ilha,

sem um rígido controle de trânsito. O controle do deslocamento na ilha pode ser feito a partir do estabelecimento de regras de conduta para os frequentadores, as quais devem ser difundidas desde a seleção dos pesquisadores e militares que irão atuar na mesma. Considerando que o deslocamento dos pesquisadores na ilha é sempre feito com o acompanhamento de um guia militar, este deve receber treinamento específico com vistas a não perturbação das colônias de aves durante os deslocamentos.

Desta forma, recomenda-se que as pesquisas sobre perturbações antrópicas tenham continuidade na Ilha da

Trindade, incorporando a questão da sazonalidade em estudos de longa duração, uma vez que a resposta de cada espécie poderá ser diferente dependendo da época da amostragem. Considerando que as aves são indicadores adequados, sugere-se, ainda, a implementação de um plano de gestão que incorpore questões relacionadas às mesmas, além de normas de conduta durante os deslocamentos na ilha, principalmente nas proximidades das colônias de aves marinhas, a exemplo do que foi realizado no Arquipélago de São Pedro e São Paulo (ALVAREZ *et al.*, 2011) e na Antártica (ALVAREZ *et al.*, 2006).

**Tabela 1 - Valores de F e p (ANOVA) para a abundância por espécie entre os três pontos amostrais no período total da amostragem e nos dias com e sem obras na edificação anexa à ECIT (os valores das células em cinza são significativos)**

Espécies	Período total		Dias com obra		Dias sem obra	
	F	p	F	p	F	p
<i>Onychoprion fuscatus</i>	2,809	>0,05	2,253	>0,05	1,327	>0,05
<i>Gygis alba</i>	3,748	=0,02	8,365	<0,01	0,427	>0,05
<i>Pterodroma arminjoniana</i>	116,124	<0,01	91,268	<0,01	27,213	<0,01
<i>Anous stolidus</i>	3,863	=0,02	8,327	<0,01	0,278	>0,05
<i>Fregata minor</i>	2,253	>0,05	1,143	>0,05	1,125	>0,05
<i>Sula dactylatra</i>	2,708	>0,05	0,335	>0,05	3,973	=0,03

**Tabela 2 - Distância, em linha reta, da ECIT até as principais colônias de aves registradas na Ilha da Trindade no período de 22/02 a 11/04/2013**

Espécie	Distância das colônias até a ECIT (km)								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Anous stolidus</i>	1,5	1,9	2,3	2,8	3,3	-	-	-	-
<i>Gygis alba</i>	1,2	2,2	2,3	2,8	-	-	-	-	-
<i>Onychoprion fuscatus</i>	1,4	1,7	2,0	2,8	3,0	3,2	-	-	-
<i>Pterodroma arminjoniana</i>	1,2	1,3	1,4	1,8	2,2	2,3	2,3	2,9	3,0
<i>Sula dactylatra</i>	2,1	2,3	2,6	2,7	2,9	3,0	3,0	3,4	-

**Tabela 3 - Distância mínima e segura para evitar interferência nas colônias reprodutivas e de descanso de aves na Ilha da Trindade**

Espécie	Distância mínima (Dm)	Distância segura (Ds = Dm x 2)
<i>Onychoprion fuscatus</i>	20 m	40 m
<i>Anous stolidus</i>	15 m	30 m
<i>Gygis alba</i>	5 m	10 m
<i>Pterodroma arminjoniana</i>	5 m	10 m
<i>Sula dactylatra</i>	5 m	10 m



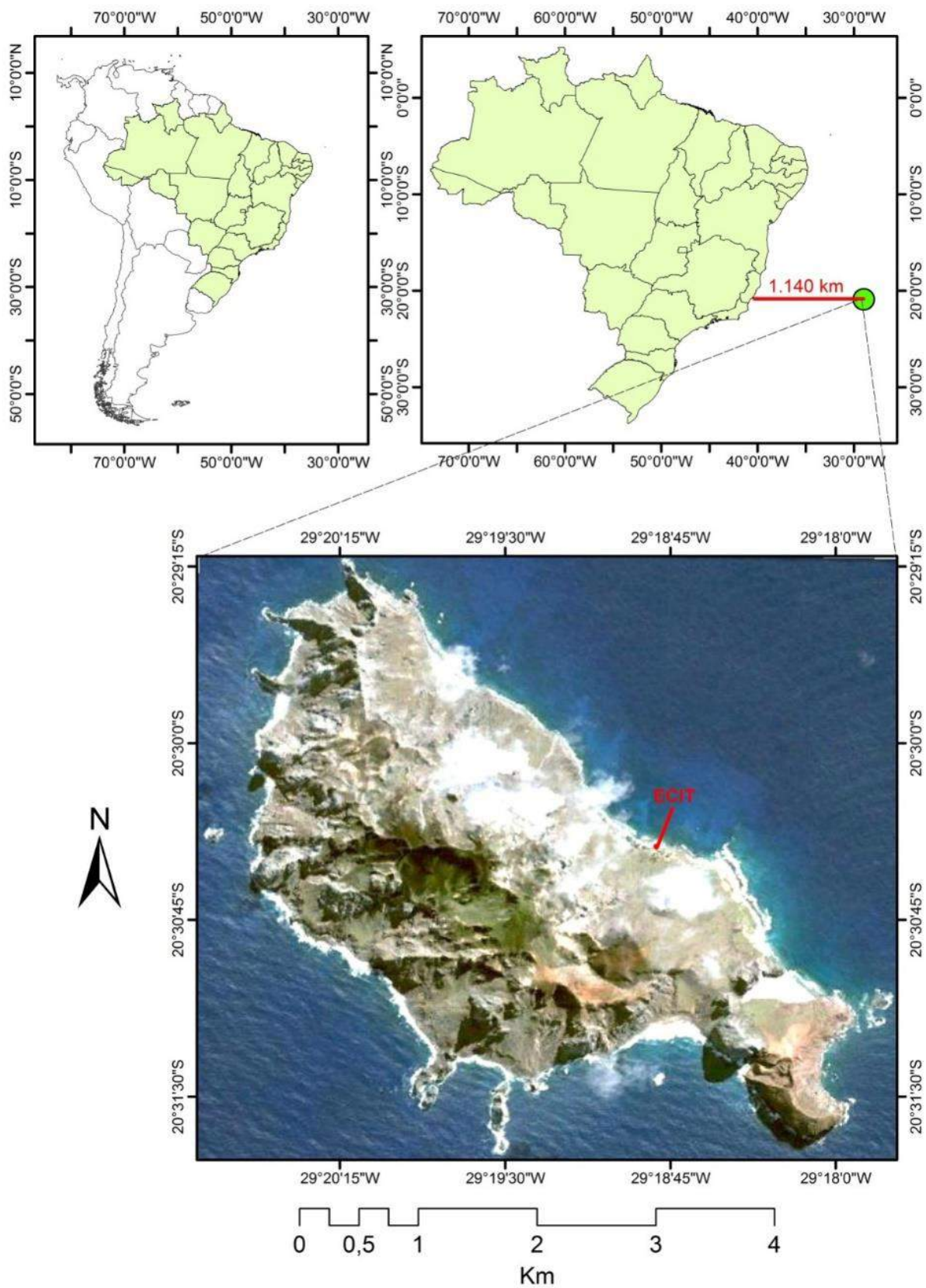


Figura 1 - Localização da Ilha da Trindade em relação ao continente e localização da ECIT na ilha

FONTE: ADAPTADO DE GOOGLE EARTH, 2013

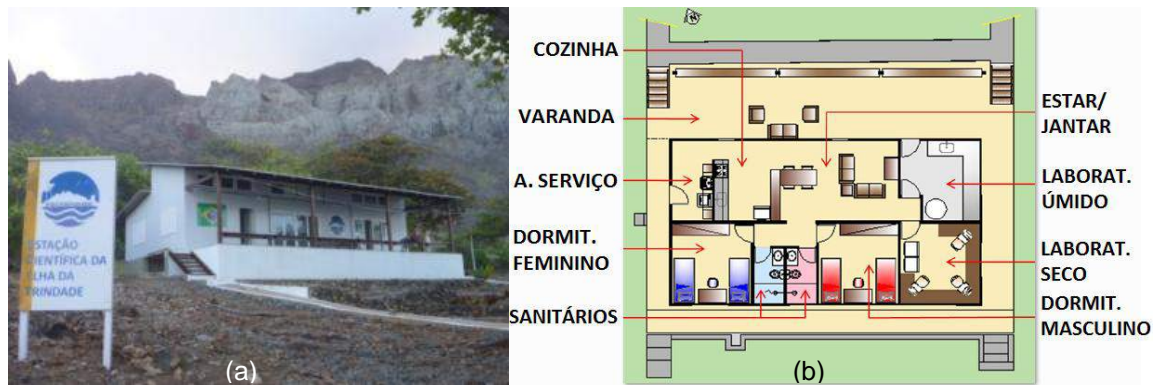


Figura 2 - Em (a), vista geral e em (b), planta com layout da ECIT

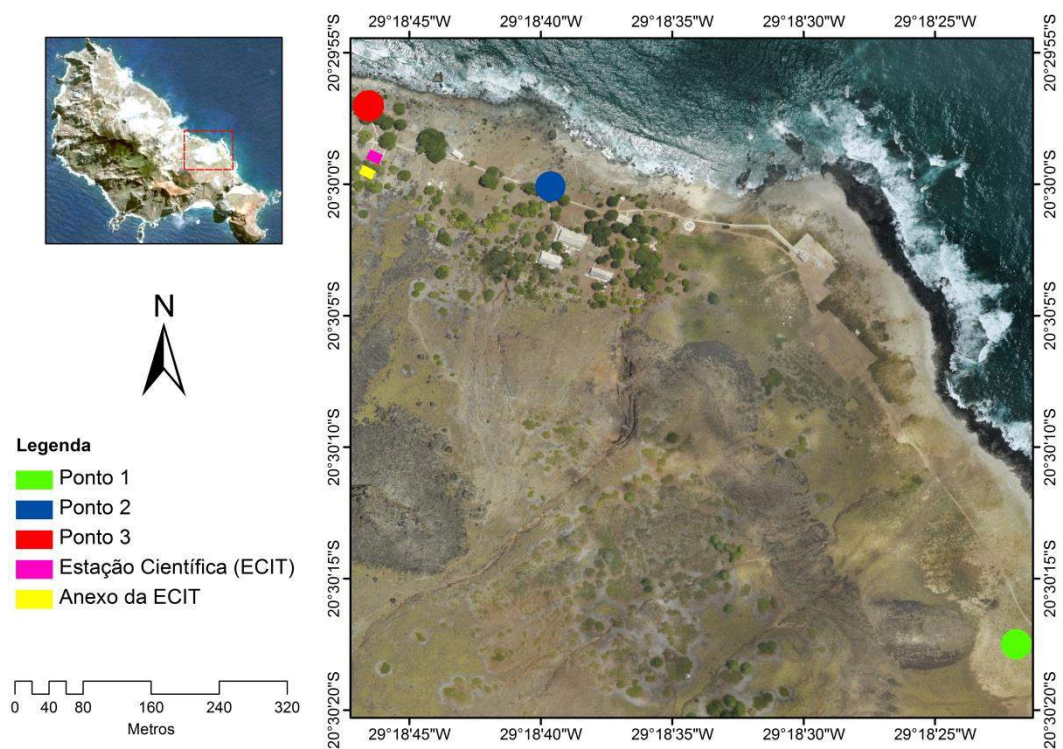


Figura 3 - Localização dos pontos de contagem nas proximidades da ECIT e da edificação anexa

FONTES DAS IMAGENS: MODIFICADO DE GOOGLE EARTH (2013)

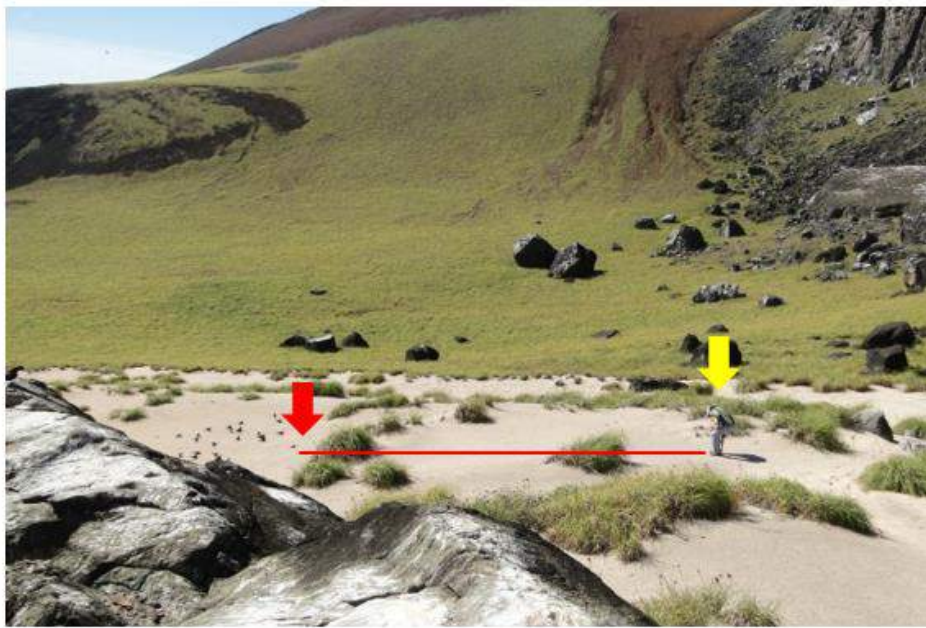


Figura 4 - Procedimento de campo para a determinação da distância mínima ( $D_m$ ) a ser mantida das colônias de aves para evitar interferências nas mesmas (a seta vermelha indica o limite externo da colônia; a seta amarela indica a posição do pesquisador; e a linha vermelha indica a distância mínima)



PROCELLARIIFORMES

PROCELLARIIDAE

*Pterodroma arminjoniana*

(grazina-de-trindade)

CHARADRIIFORMES

STERNIDAE

*Gygis alba*

(grazina)

CHARADRIIFORMES

STERNIDAE

*Onychoprion fuscatus*

(trinta-réis-da-rocas)



CHARADRIIFORMES

STERNIDAE

*Anous stolidus*

(trinta-réis-escuro)

SULIFORMES

SULIDAE

*Sula dactylatra*

(atobá-grande)

SULIFORMES

FREGATIDAE

*Fregata minor*

(tesourão-grande)

Figura 5 - Espécies registradas nos três pontos de amostragem

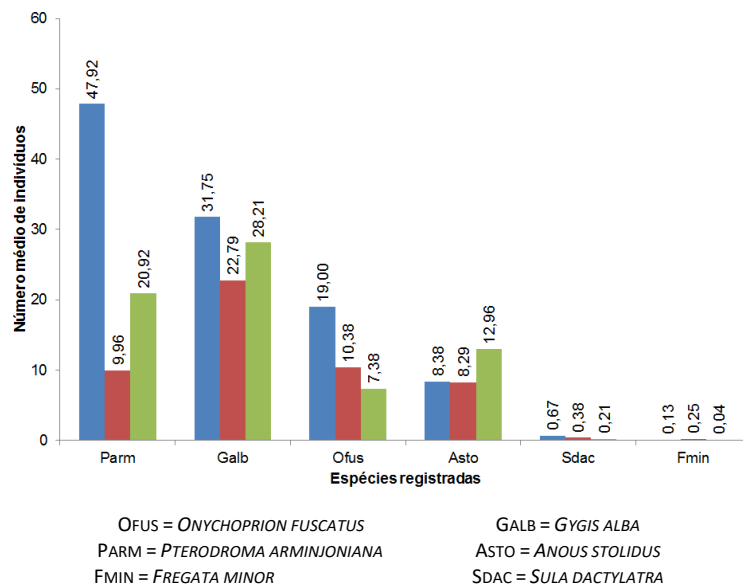


Figura 6 - Número médio de indivíduos registrados por espécie e por ponto

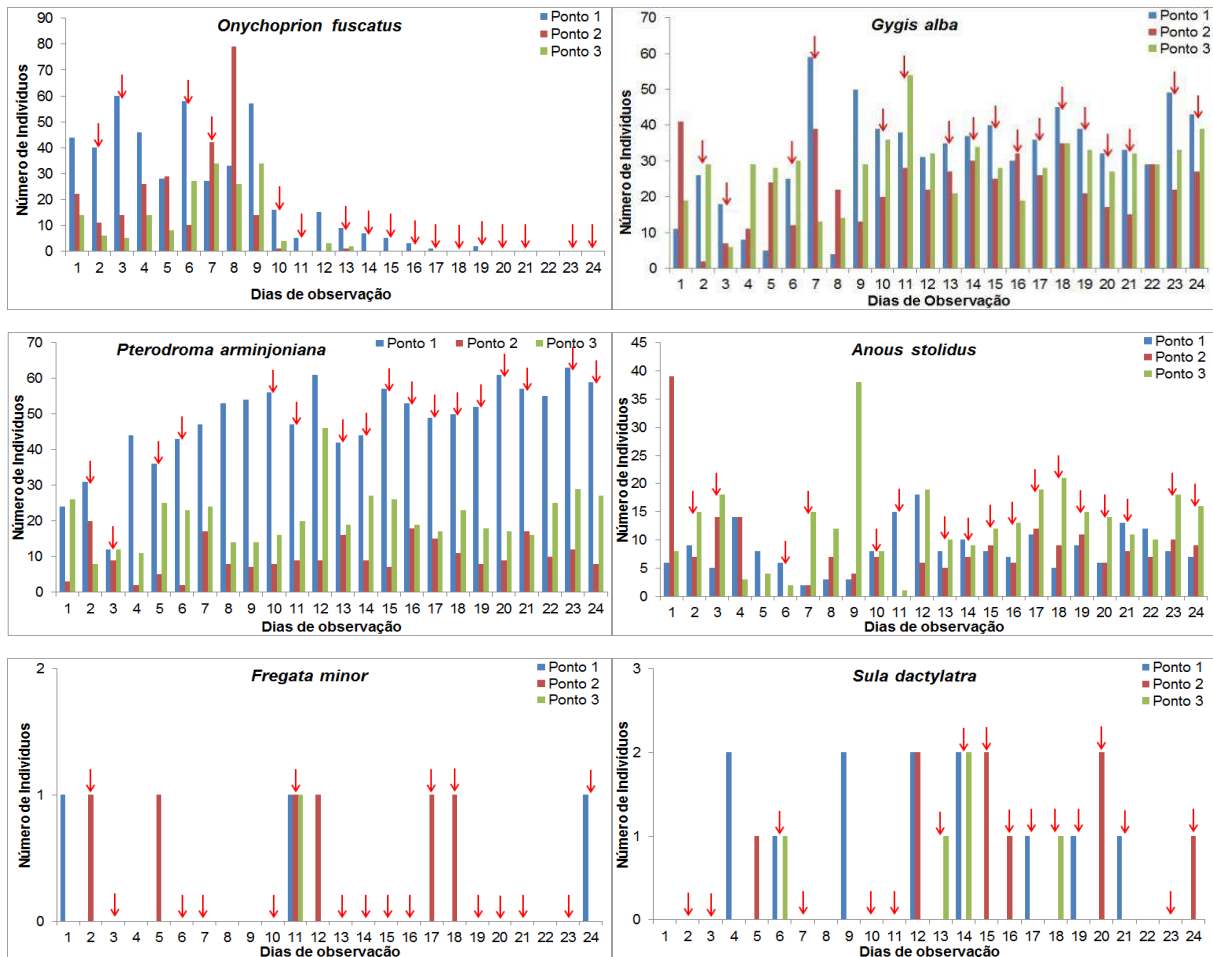


Figura 7 - Número de indivíduos amostrados, por espécie, por dia e ponto de observação  
 As setas vermelhas indicam os dias em que a obra da edificação anexa à ECIT estava em execução

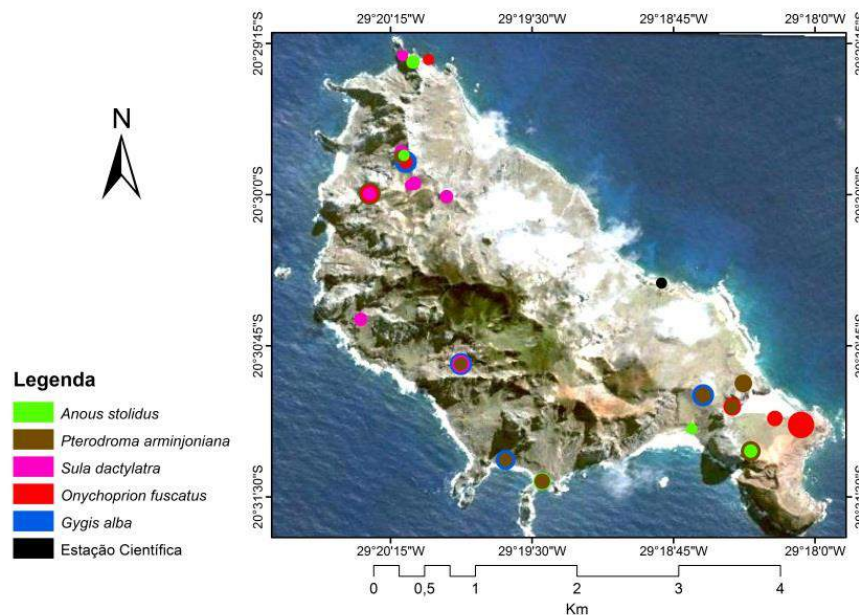


Figura 8 - Localização da ECIT e das principais áreas de reprodução e/ou descanso de aves na Ilha da Trindade no período de 22/02 a 11/04/2013

FONTE DA IMAGEM: MODIFICADO DE GOOGLE EARTH (2013)



Figura 9 - Vista da Estação Científica da Ilha da Trindade (seta vermelha) entre os indivíduos de *Terminalia catappa*. Ao fundo destaca-se parte do relevo acidentado da ilha

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pelo apoio e financiamento da pesquisa; à Marinha do Brasil (1º Distrito Naval – Posto Oceanográfico da Ilha da Trindade); à Secretaria da Comissão Interministerial para os Recursos do Mar (SECIRM); à Subsecretaria para o Plano Setorial para os Recursos do Mar (PSRM) e ao Programa de Pesquisas Científicas da Ilha na Trindade (PROTRINDADE), pelo transporte e apoio logístico nas atividades de pesquisa. D. Port e F. Fisch agradecem ainda a Carlos Rodrigo dos Santos Reis, José Alberto de Jesus Ferreira, Alisson Souza Gonçalves e Antônio Domingues de Oliveira, que os conduziram por todos os recantos da ilha.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVAREZ, C. E. de (Org.). **Desenvolvimento do Programa de Eficientização da Estação Científica da Ilha da Trindade com Ênfase nos Aspectos Relacionados aos Impactos Ambientais Antrópicos**. Vitória: CNPQ/ DPT/ COIAM, 2009. 66 p. Projeto de Pesquisa.
- ALVAREZ, C. E. de; MARVILA, F. C.; ROCHA, N. S. **Plano de monitoramento ambiental para o Arquipélago de São Pedro e São Paulo**. In: VI Encontro Nacional e IV Encontro Latino-americano sobre Edificações e Comunidades Sustentáveis, 2011, Vitória, ES. Anais do ENECS e ELECS 2011. São Paulo, SP: ANTAC, 2011. p. 1-10.
- ALVAREZ, C. E. de; SANDER, M.; COSTA, E. S.; CASAGRANDE, B.; SOARES, G. R. **Trilhas antárticas: proposta de delineamento e categorização dos percursos na Península Keller**. In: XI Encontro Nacional de Tecnologia no Ambiente Construído, 2006, Florianópolis. Anais do XI ENTAC. Porto Alegre, RS: ANTAC, 2006. p. 3501-3510.
- ALVES, R. J. V. Ilha da Trindade & Arquipélago Martin Vaz: um ensaio geobotânico. Rio de Janeiro: Serviço de Documentação da Marinha, 1998. 144p.
- ANDERSON, D. W.; KEITH, J. O. **The human influence in seabird nesting success: conservation implications**. Biological Conservation, v. 18, p. 65-80, 1980.
- ARIMITSU, M. L.; ROMANO, M. D.; PIATT, J. F. Ground-nesting Marine Bird Distribution and Potential for Human Disturbance in Glacier Bay National Park and Preserve, Alaska. In: 2003 Annual Report prepared for Glacier Bay National Park and Preserve (Gustavus, Alaska). 2004. 24p.
- BRANCO, J. O.; BARBIERI, E.; FRACASSO, H. A. A. **Técnicas de pesquisa em aves marinhas**. In: Sandro Von Matter; Fernando Straube; Iuri Accordi; Vitor Piacentini; José Fávio Cândido-Jr. (Org.). Ornitologia e Conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2010, v. 1, p. 219-235.
- BURGER, J. **Effects of Human Disturbance on Colonial Species**, Particularly Gulls. Colonial Waterbirds, v. 4, p. 28-36, 1981.
- BURGER, A. E.; LAWRENCE A. D. **Seabirds Monitoring Handbook for Seychelles**. Edited by Nature Seychelles, 2000. 103p.
- CARDOSO, T. A. L.; NASCIMENTO, J. L. X. **Avaliação de atividades turísticas prejudiciais à permanência de aves migratórias na Coroa do Avião**, Pernambuco, Brasil. Ornithologia, v. 2, n. 2, p. 170-177, 2007.
- CARNEY, K. M.; SYDEMAN, W. J. A Review of Human Disturbance Effects on Nesting Colonial Waterbirds. Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology, v. 22, n. 1, p. 68-79, 1999.
- CASAGRANDE, B; CRUZ, D. O; ALVAREZ, C. E de. Ilha da Trindade: **Estudos para Implantação de Estação Científica e Elaboração de Zoneamento Ambiental**. Relatório Técnico, Laboratório de Planejamento e Projetos da Universidade Federal do Espírito Santo, jul. 2007.
- CBRO – Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. 2011. **Listas das aves do Brasil**. Versão 25/01/2011. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 01 fev. 2011.
- CLEMENTE, E. P.; SCHAEFER, C. E. R. G.; OLIVEIRA, F. S. **Proposta de zoneamento ambiental para a ilha da Trindade**. Dados eletrônicos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 27 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento - Embrapa Solos, ISSN 1678-0892; 171).
- CONNOR, S. E.; LEEUWEN, J. F. N.; RITTENOUR, T. M.; KNAAP, W. O.; AMMANN, B.; BJÖRCK, S. The ecological impact of oceanic island colonization – a palaeoecological perspective from the Azores. Journal of Biogeography, v. 39, p. 1007-1023, 2012.
- CORNELIUS, C.; NAVARRETE, S. A.; MARQUET, P. A. **Effects of human activity on the structure of coastal marine bird assemblages in central Chile**. Conservation Biology, v. 15, n. 5, p. 1396-1404, 2001.

- COSTA, P. M. **Impactos de pesquisadores no sucesso de nidificação de aves do cerrado do Brasil central**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília. 2010. 67p.
- ELLENBERG, U.; MATTERN, T.; SEDDON, P. J.; JORQUERA, G. L. **Physiological and reproductive consequences of human disturbance in Humboldt penguins**: The need for species-specific visitor management. *Biological Conservation*, v. 33, p. 95-106, 2006.
- ERWIN, R. M. **Responses to Human Intruders by Birds Nesting in Colonies**: Experimental Results and Management Guidelines. *Colonial Waterbirds*, v. 12, n. 1, p. 104-108, 1989.
- FONSECA NETO, F. P. Aves marinhas da ilha Trindade. In: Branco, J. O. (Org). **Aves marinhas insulares brasileiras: bioecologia e conservação**. Editora da UNIVALI, Itajaí, SC, 2004, p.119-146.
- GLENNON, M. J.; KRETSER, H. E. **Size of the ecological effect zone associated with exurban development in the Adirondack Park, NY**. *Landscape and Urban Planning*, v. 112, p. 10–17, 2013.
- JUNQUEIRA, E.; MALHEIROS, G.; MENEZES, C. **Brazilian islands**. Rio de Janeiro. Arte Ensaio, 2004.
- MARQUES, F. P. **Identificação das áreas de invernagem do trinta-réis-das-rocas *Onychoprion fuscatus* no Oceano Atlântico, determinadas por isótopos estáveis**. Monografia de Graduação. Universidade Federal de Pelotas. 2011. 59p.
- NICO-RODRIGUES, E. A.; FANTICELE, F. B.; WOELFFEL, A. B.; ALVAREZ, C. E. de. **O uso do PVC para construção em áreas de difícil acesso e com interesse científico/ambiental**: a Estação Científica da Ilha da Trindade. In: Encontro Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído, 2010, Canela. Anais XIII ENTAC. Porto alegre, 2010.
- PROTRINDADE - Programa de Pesquisas Científicas na Ilha da Trindade. **Normas e Instruções para o PROTRINDADE**. Secretaria da Comissão Interministerial para os Recursos do Mar (SECIRM). 1. ed. Brasília. 2010.
- RODGERS JR., J. A.; SMITH, H. T. **Set-Back Distances to Protect Nesting Bird Colonies from Human Disturbance in Florida**. *Conservation Biology*, v. 9, n. 1, p. 89-99, 1995.
- VERHULST, S.; OOSTERBEEK, K.; ENS, B. J. **Experimental evidence for effects of human disturbance on foraging and parental care in oystercatchers**. *Biological Conservation*, v. 101, p. 375–380, 2001.
- ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**, 4a ed. Prentice-Hall Inc., New Jersey, 1999. 663p.

## RED EUGLENOID BLOOMS: A BIOMARKER OF ENVIRONMENTAL IMPACT IN FLOODED RICE FIELDS

*Noeli J.S. de Vasconcellos,*

*Nilceu J. Forgiarini,*

*Alexandre Swarowsky*

Centro Universitário Franciscano-  
engenharia Ambiental e Sanitária-  
rua Silva Jardim, no. 1323, Santa  
Maria, RS- Brazil, CEP:97010-491,  
Fone (55)30266971

\*Corresponding author. Tel: (55)  
33042920

E-mail: noejuabio@yahoo.com.br

*João Kaminski, Maria*

*Angélica Oliveira, Manoeli*

*Lupatini*

Universidade Federal de Santa  
Maria, Centro de Ciências Rurais,  
Departamento de Solos, Santa  
Maria, RS

*Rodrigo F. da Silva*

Universidade Federal de Santa  
Maria- CESNORS, Frederico  
Westphalen, RS  
Red Euglenoid  
blooms: a Biomarker of  
environmental Impact in flooded  
rice fields

### **ABSTRACT**

The nutrient load introduced into flooded rice fields is one of the main factors that impact this type of ecosystem, contributing to the development of blooms of pigmented euglenoids. This study was carried out to investigate the behavior of red euglenas, a group of pigmented euglenoids, forming blooms in this type of environment. Sedimented spores in the soil after water drainage, as well as water samples from vegetative cells in living blooms were collected. The collected material was inoculated into a culturing medium for microalgae and incubated for three weeks. The cultures grown in nutrient medium were used for morphometric analysis to identify the species. In order to characterize the water environment, chemical and physical parameters were also monitored "in situ". The results indicated *Euglena sanguinea* Ehr. as the bloom-forming species and nitrogen as a key element in the behavior of this species in this type of ecosystem. It was suggested, however, that more studies are needed to indicate the use of red euglenas as biomarkers of nitrogen overload in flooded rice fields.

**Keywords:** *Euglena sanguinea*; environmental contamination flooded; ecology.



## INTRODUCTION

One of the major concerns of the modern world refers to water quality and environmental impact caused by anthropogenic activities (Grützmacher *et al.*, 2008). The exponential increase in world population generates a need to increase food production and thus, increase farm income.

The demand for an increment in crop production is forcing farmers to produce more in a reduced area, with the use of more resources. Therefore, the utilization of fertilizers and pesticides in a large scale is generating an excess of these substances in the environment. Also, it can be leached into shallow waters causing eutrophication of rivers and lakes. This makes agriculture a major source of environmental contamination and possible modifier of the environment.

Eutrophication occurs due to an over population of algae and bacteria which use nutrients as the base of their metabolism (Von Sperling, 2006). A clear example of the impact occurs in rice production, which utilizes a large amount of water and is exposed to several chemicals.

The cultivation of rice is an activity of great importance in agriculture worldwide. In Brazil, more than 1.5 million hectares of flooded rice are cultivated annually, over one million hectares of which, are cultivated on Rio Grande do Sul State, representing 62.7% of the national production (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2009).

Irrigated crops, when poorly planned and conducted, can result in negative environmental impacts to natural ecosystems, damage to physical and chemical properties of soil, and reduce the quantity and quality of water resources (National Water Agency, 2009).

Rice fields are agroecosystems with a high biological productivity and develop plankton communities that have important roles in soil nutrient fixation and recycling (Roger *et al.*, 1991). However, management and human alteration, with the purpose of establishing an increasing agricultural production, make this environment very different from natural ecosystems, presenting their own characteristics. One of the changes observed in these environments is the occurrence of blooms of cyanobacteria and algae, among them the euglenas, which can be indicators of environmental impact.

Red euglenas and many species of cyanobacteria may produce toxins and thus jeopardize the survival of other more complex organisms naturally present in this type of ecosystem (Vasconcellos, 2010). For instance, Zimba *et al.* (2010) have recently described euglenophycin an ichthyotoxin produced by *Euglena sanguinea*, in cultures isolated from a pond.

The inorganic forms of nitrogen (N) and phosphorus (P) in anaerobic conditions such as flooded rice fields predominate and facilitate the assimilation by euglenas and other algae, being a possible cause of the blooms. Euglenas present a high degree of heterotrophy, living in waters rich in organic matter such as rice fields where they have the ability to degrade organic matter, directly absorb ammonia and contribute to the assimilation of organic carbon. Thus, they act as bioindicators of water quality, and are primarily related to the degree of eutrophication of an aquatic environment (Araújo *et al.*, 2007). The experiments described herein were designed in order to describe the responses of red euglenoids in paddy rice fields.

This study was conducted with the objective to study the main chemical and physical factors and conditions which favour the development of red euglenoid blooms in paddy rice fields, as well as identify the morphotypes present in the blooms.

## MATERIAL AND METHODS

### *Study site*

The experiment was carried out in an experimental area of the Department of Plant Science, Federal University of Santa Maria (UFSM), located in Camobi, Santa Maria – RS, Brazil. The monitoring of red blooms euglenas was conducted in four experimental plots of rice with dimensions of 3 x 5 m.

The area is currently intended for experiments of undergraduate and graduate courses, with lines of research devoted to the cultivation of irrigated rice and other plant species. The soil is classified as typic Planossol Haplic eutrophic hapludalf (EMBRAPA, 2006), belonging to Unit Vacacaí mapping.

The experimental plots were located in the vicinity of a water reservoir, where fish farming is carried out. This location allowed for flood water to drain into the experiment, which may contribute with the nutrient load in the experimental blocks.

The cultures prevailing in the region receive fertilizers normally, with the excess remaining deposited in the upper soil layers.

### *Sampling methods and light microscopy*

Soil sampling took place in April 2011, after water drainage of the rice crops. Collection of samples was done by removing the surface layer (0-5 cm), where the euglenoid spores were sedimented (Figure 2a). Soil samples were air dried, crushed and sieved into a 2 mm sieve.

For the description of the euglenoids obtained from the soil samples, morphological and physiological characteristics were investigated, such as: colour, presence of hematochromes, size and number of flagella, number and chloroplast shape, number and type of pyrenoids, mobility and metabolic movement (change in cell shape). These features were identified under an Olympus (CX 41) microscope coupled with a Sony (5.1 megapixels) digital camera.

The genera and species determination were performed using the key proposed by Cassie (1983) and with recent studies on morphospecies such as Alves-da-Silva & Tamanaha (2008), Alves-da-Silva & Bicudo (2002); Rosowski (2003).

Liquid samples containing living vegetative cells were collected from the water surface (Figure 2b), using wide-mouth bottle and analyzed under a microscope using the same methodology of the soil samples.

Cell dimensions were determined by the AutoCAD 2004 software from images obtained under the microscope.

### *Culture in solid medium*

Red euglenoids were cultivated in Bold solid medium for microalgae, as described in Starr (1968) for microalgae. The medium was solidified with 10 gL<sup>-1</sup> of agar, sterilized by autoclaving for 20 minutes at 120 °C and 1.0 atm pressure and poured into Petri dishes by volume of approximately 25 ml.

The solution containing soil and the resting spores was prepared to the concentration of 1:10 (1 gram of soil to 10 ml of distilled water) from which aliquots of 0.5 ml were seeded into Petri dishes containing 25 ml of sterile medium. Liquid samples containing vegetative cells collected during the bloom were inoculated in the same manner and volume. Subsequently, the inoculated plates were transferred to an environmental chamber (Cienlab), with photoperiod of 12 hours light and 12 hours dark, temperature of 23 ± 2 °C and fluorescent light intensity of 35 μmol m<sup>-2</sup>s<sup>-1</sup>, where they remained incubated for two weeks.

### *Culture in liquid medium*

Bold medium (Starr, 1968) without agar was used for liquid cultures, and inoculation was performed in test tubes containing 10 ml of nutrient medium and 0.5 ml of the liquid sample collected in blooms. The tubes were incubated at the same conditions used for the cultures in solid medium.

The isolation of cells grown in solid media was performed by the method described in Rippka (1979), in which cells previously identified under the microscope are transferred to new plates containing the same culture medium, using sterile platinum loops. The plates were incubated under the same conditions as the initial culture.

## Blooms of red euglena monitored by chemical and physical parameters

Chemical and physical variables describing the water environment from where the organisms were collected (pH, water temperature, solar radiation, air temperature, wind speed, percentage of clouds and bloom intensity) were monitored weekly, always at 10 A.M. beginning in the first week after the flooding of the experimental blocks.

Water pH and temperature were measured in the field using a pH meter (Digimed) and a mercury thermometer. Data relating to atmospheric temperature, solar radiation, and wind speed were obtained from the meteorological station of the Federal University of Santa Maria. The percentage of clouds and intensity of blooms were determined using the following criteria:

### Cloud percentage:

No clouds: 0%

Less than five small clouds: 2%

Between five and ten small clouds: 5%

Between ten and twenty small clouds: 10%

Over twenty clouds: cloudy

### Bloom intensity:

Very weak: small patches in the soil around the experimental blocks.

Weak: small patches in the soil around the experimental blocks and water surface.

Moderate: occasional patches water surface

Intense: more than 50% of water surface covered by red euglenoid cells.

The development of euglenoid blooms and evolution of blooming were determined by "in situ" observation and microscopic analyzes.

## Results

Microscopic analysis of red *Euglena* developed both in culture medium and in natural water revealed the presence of numerous finger-shaped chloroplasts deeply immersed in the cytoplasm extending from the pyrenoid to the cell surface, forming ribbons. The pellicle is thin and with many grooved mucosysts.

Body shape varies from cylindrical to fusiform with a round apex. Two flagella were identified, one as long as the cell body and the other with approximately half of the length of the cell. Hematochromegranules are present across the cell surface under conditions of high luminosity or restricted to the central region of the cell if reduced light conditions (Fig.3 first and 3b, respectively).

The dimensions obtained by the measurements of the cultured cells at different stages of the cell cycle varied between 72.59 and 148.64  $\mu\text{m}$  in length and from 23.96 to 53.38  $\mu\text{m}$  in width (Fig. 4 and Table 1). The coefficients of variation obtained for both sets of measurements of length and width cell showed an

average dispersion of the measures in relation to the standard deviation concluding, thus, homogeneity in the samples and the experimental conditions.

The red euglenas collected and cultured in this study showed a wide range of form variation during metabolic movements. The cellular forms varied between cylindrical, spindle, and spherical among others as shown in Figure 5.

The reproductive behavior of red euglenoids in culture conditions, after approximately two weeks, revealed a predominance of multiple binary fission from encysted cells. There was a sequence of cell development that

began with the breakup of the mucilaginous envelope that protects the cell, releasing numerous new cells, of green color and small size. These cells rapidly increase in size evolving to a palmelloid stage (spherical), which was immediately followed by vegetative (adult) stage when the cells were mostly green and, depending on light intensity, showed a central region with concentration of red pigment (Figure 6 a, 4b, 4c, 4d).

### Discussion

The results of morphological and physiological analyses indicated that the species responsible for red euglenoid blooms in flooded rice fields is *Euglena sanguinea* Ehr. Very similar descriptions of this species were given by Alves-da-Silva *et al.* (2008), Cassie (1983) and Kim *et al.* (1998).

Euglenophyceae and other pigmented and non pigmented species do not display sexual reproduction, but only vegetative division by longitudinal binary fission of parental cells that divide into two sister cells (Kim, 1998). However, in unfavorable environmental conditions, the cells develop a mucilaginous layer that surrounds the entire encysted cell. The encystment of vegetative cells is stimulated by the lack of nutrients, oxygen, water stress or temperature (Philipose 1982). When environmental conditions are again favorable, the encysted cell undergoes multiple binary fission and forms many clonal cells (16-32) which are released into the medium after the breakup of the mucilaginous envelope.

In the present study, in both solid and liquid media, only a few cells progressed to adult stage. A possible explanation for this result is the depletion of nutrients in the culture medium, particularly sources of nitrogen. This situation is not observed in the field, where this nutrient is introduced more than once.

Nitrogen is essential for the synthesis of amino acids required for the assembly of proteins and hence formation of biomass. Thus, it is very likely that the nitrogen load imposed on the rice fields is the stimulus not only for the full development of red euglenoids, but

The blooms of red euglena emerged about a week after flooding of the experimental blocks, a period when about 50% of the nitrogen required by the rice crop has been applied. 50% of the dose was added to the culture at the beginning of tillering. The remaining 50% was applied on the panicle differentiation stage, for short cycle cultivars, (135 days). A few days after flooding and first nitrogen application (50% of the dose) red euglenoid blooms covered most of the free water surface considered intense blooms (Table 2).

also for the formation of blooms. Furthermore, there may be other nitrogen sources such as irrigation water originated from fish farming ponds and rain water that carries nutrients from the surrounding wetlands.

Thus, it was observed that a combination of environmental factors including: pH between 6.0 and 7.2, temperatures (air and water) above 23 °C, wind speed lower than 4.0 m/s, high solar irradiation, and the availability of high levels of nitrogen are key factors in the onset of euglenoid red blooms in flooded rice fields.

Such blooms in flooded rice fields have been observed and reported frequently in recent decades. However, references on the impact that these phenomena may cause to these environments are not found in the literature. We have observed in the field, and also compiled information from observations made by rice growers (unpublished information), that the continued occurrence of red blooms may interfere with the development of rice plants by blocking the light and preventing it from reaching the submerged parts of the plants. Also, euglenoid cells in below the surface adhere to the plant leaves when it is in full development, causing negative impacts on the photosynthetic process and thus interfering with plant growth.

## CONCLUSIONS

The methodology used in this study allowed the identification of only one morphotype of red *Euglena* in both cells present in environmental samples as in cells grown in culture.

The appearance of blooms of red euglenas monitored in this study is due to the joint action of mainly three of the monitored factors, which are pH, atmospheric temperature and solar radiation.



Figure 2: Resting spores in soil, sedimented after drainage of the experimental block (a) and vegetative cells on the water surface, in bloom condition

(b) observed in the experimental blocks of rice of the Plant Science Department of the Federal University of Santa Maria in December 2010.

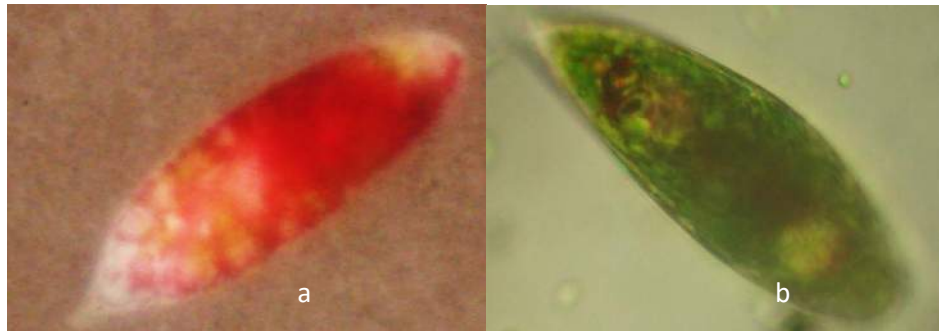


Figure 3: Adult cells of red euglenas of environmental samples with the red cell surface covered by hematochromes under conditions of stress (a) and the hematochrome granules concentrated only in the center of the cell, under natural conditions (b).



Figure 4: Adult red euglena cell with scale of measurement made with the aid of AutoCAD 2004 software.

Table 1 Results of measurements of microscopic images of the thirty red euglenas cells spindle stage in environmental samples.

Parameter	Cell measurements														
Cell	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Cell Length (µm)	140.00	120.00	80.29	99.57	72.59	99.06	85.98	106.43	105.22	134.83	118.54	106.52	147.60	148.64	128.44
	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
	152.19	123.15	100.55	117.31	133.49	136.90	121.91	135.68	151.99	142.17	138.99	113.92	157.46	131.97	139.13
	Average			Variance			Standarrr deviation			Coefficient of variation					
	121.82			409.23			20,23			16,61% ≤ 20%					
Cell	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Cell width (µm)	38.00	40.00	38.28	35.52	31.64	23.96	26.40	40.66	38.78	50.11	53.44	55.41	48.28	46.61	44.78
	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
	46.22	40.64	45.22	49.55	49.39	53.38	38.64	49.88	58.55	46.24	49.79	45.08	52.60	46.77	48.27
	Average			Variance			Standarrr deviation			Coefficient of variation					
	44.40			63.83			7.99			17.99 % ≤ 20%					

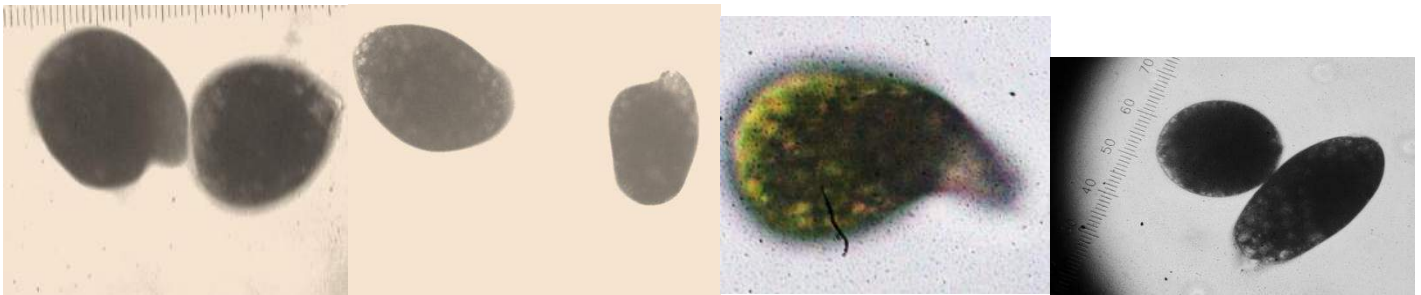


Figure 5: Cellular forms observed in red euglena cells collected in the rice paddy field observed microscopically (400x)

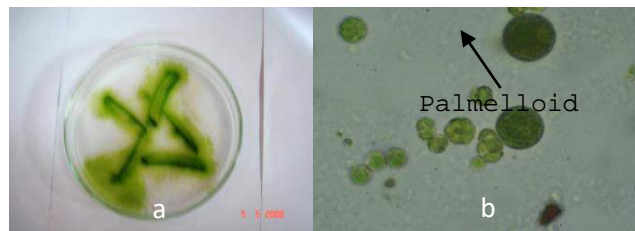


Figure 6: Evolution of the development of red *Euglena* cells in culture conditions. Growth in culture medium after two weeks incubation (a) Gradual increase in cell size to the palmelloid stage (b)

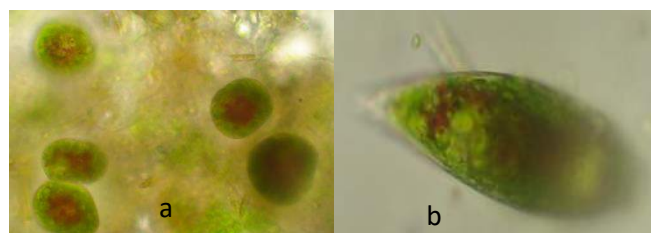


Figure 7: Evolution of the development of a red *Euglena* cell culture conditions. Cells palmelloid stage, presenting hematocromes (a) and adult cell (b).

**Table 2: Physical and chemical variables describing the environment and experimental blocks where red euglenoid blooms were registered from December 2010 to February 2011, Santa Maria, RS.**

	Clouds	pH	Water. temp.	air temp.	Rad.	Windspeed.	
	%	Un.	oC	oC	KJm2	m/s	Bloom
1st. week after flooding							
Q1							10:00 A.M.
P1	0	6.5	20.9	26.0	1260	6.5	Absent
P2	0	6.3	20.9	26.5	1260	6.5	Absent
P3	0	6.4	20.9	26.0	1260	6.5	Absent
Q2							
P1	0	8.5	20.9	35.0	1260	6.5	Absent
P2	0	7.0	20.9	30.0	1260	6.5	Absent
P3	0	6.9	20.9	30.0	1260	6.5	Absent
2nd. week after flooding							
Q1							10:00 A.M.
P1	10	6.3	23.9	25.0	959	3.8	Absent
P2	10	6.7	23.9	26.0	959	3.8	weak
P3	10	7.0	23.9	26.0	959	3.8	Absent
Q2							
P1	5	6.8	23.9	30.0	959	3.8	Intense
P2	5	7.3	23.9	25.5	959	3.8	Moderate
P3	5	7.1	23.9	25.0	959	3.8	Intese
3rd. week after flooding							
Q1							10:00 A.M.
P1	0	6.6	17.7	23.0	1204	5.1	Absent
P2	0	6.5	17.7	28.0	1204	5.1	Absent
P3	0	6.4	17.7	24.4	1204	5.1	Absent
Q2							
P1	2	9.1	17.7	30.0	1204	5.1	Very week
P2	2	6.0	17.7	31.0	1204	5.1	Moderate
P3	2	6.0	17.7	28.8	1204	5.1	Absent

## AKNOWLEDGMENTS

The authors wish to thank CNPq (Technological Development and Research Council), Federal University of Santa Maria (UFSM) and Franciscan University Centre for financial support.

## REFERENCES

- Alves-da-Silva, S.M.; Tamanaha, M. da Silva. Ocorrência de Euglenophyceae pigmentadas na rizipiscicultura na região do Vale do Itajaí. **Acta Bot. Bras.** 22(1): 145-163, 2008.
- Alves-da-Silva, S.M. e Bicudo, C.E.M. Contribution to the knowledge of genus *Lepocinclis* (Euglenophyceae) of the state of Rio Grande do Sul, Southern Brazil. **Algological Studies** , 106: 77-97, 2002.
- AGENCIA NACIONAL DE ÁGUAS - Conservação de Água e Preservação Ambiental nas Lavouras de Arroz do Rio Grande do Sul: Produção Mais Limpa, Brasília: ANA, 2009.
- Araújo, C. B.; Siva, T. L.; Lucio-Filho, M.Q.L.; Ssntos, M.E. & Sá-Oliveira, J. C. 2007. **Ocorrência de Euglenophytas Pigmentadas na Lagoa dos Índios, Macapá-Ap, Brasil.** In: SHIRATA, M.T. & NEVES, P.S. Estudo de Euglenophyta pigmentadas em dois lagos na área de proação/PUCPR. Município de Tijucas do Sul,Paraná, Brasil. Amapá, 2007.
- Cassie, V. 1983. A guide to algae in oxidation ponds in the Auckland district. **TANE** 29, 1993. 119-132.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Sistema brasileiro de classificação dos solos. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306p.
- EMBRAPA, 2009. Disponível em:  
[http://www.cnpaf.embrapa.br/apps/socioeconomia/docs/arroz/produtores\\_arroz.htm](http://www.cnpaf.embrapa.br/apps/socioeconomia/docs/arroz/produtores_arroz.htm)Acesso em: maio 2011.
- Grützmacher, D. D. *et al.* Monitoramento de agrotóxicos em dois mananciais hídricos no sul do Brasil. Departamento de Fitossanidade/UFPel, 2008.
- Kim, T. J.; Boo, M.S.; Zarkrys, B. Floristic and Taxonomic Accounts of the Genus *Euglena* (Euglenophyceae) from Korean Fresh Waters. **Algae**, V. 13(2):173-197, 1998.
- Philipose, M. T. Contributions to our knowledge of Indian algae III. Euglenineae Part 1. The genus *Euglena* Ehrenberg. **Proceedings, Plant Sciences** (Indian Academy of Sciences) , 91:551–599, 1982.
- Rosowski, J.R. 2003. **Photosynthetic Euglenoids.** In: Freshwater Algae of North America, Ecology and Classification. (Wehr, J.D. & Sheath, R.G. Eds), pp. 383-422. San Diego: Academic Press, 2003.
- Rippka, R., Deruelles, J., Waterbury, J. B., Herdman, M. & Stanier, R. Y. Generic assignments, strain stories and properties of pure cultures of Cyanobacteria. **J. Gen. Microbiol**, 111:1–61, 1979.
- Roger, P.A.; Heong, K.L. & Teng, P.S. **Biodiversity and sustainability of wetland rice production:** role and potential of microorganisms and invertebrates. International Rice Research Irzst itu t e , PO Box 933, Manila, Philippines 117-136, 1991.
- SOSBAI - SOCIEDADE SUL-BRASILEIRA DE ARROZ IRRIGADO - Arroz Irrigado: Recomendações Técnicas da Pesquisa para o Sul do Brasil. Porto Alegre, 2010.
- Starr, R.C. The culture collection of algae at the University of Texas at Austin. **J. Phycol.** 14 (supplement): 47-100. In: STARR, R.C. The culture collection of algae at the University of Texas atAustin. **J. Phycol.** 1978. 14 (supplement): 47-100, 1978.
- Von Sperling, M. 1996. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. DESA-UFGM, 1996.
- Vasconcellos, Noeli Júlia Schüssler de. Cianobactérias Heterocitadas e Euglenas Vermelhas em Lavoura de Arroz Irrigado por Inundação em Planossolo Háplico, Santa Maria, Rs.2010. 94 f. Tese (Doutorado em Ciências do Solo), Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.
- Zimba, P. V.; Moeller, P. D.; Beauchesne, K.; Lane, H. E; Trieme, R. E. Identification of euglenophycin – a toxin found in certain euglenoids. **Toxicon** 55: 100-104, 2010.



