



**ABES RBCiamb**

EDIÇÃO 14

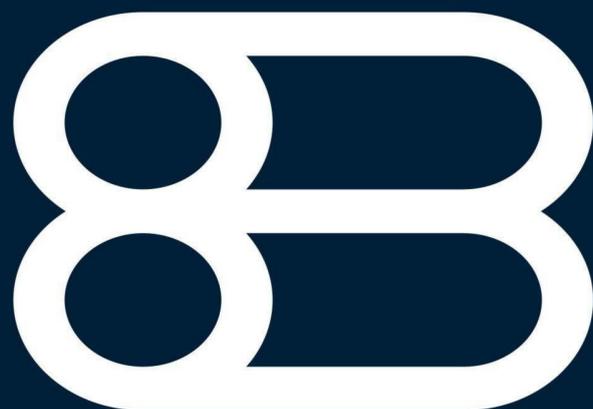
Dezembro/09



# Revista Brasileira de Ciências Ambientais

ISSN Impresso 1808-4524

ISSN Eletrônico 2176-9478



# ABES

ISSN Impresso 1808-4524 / ISSN Eletrônico: 2176-9478  
Dezembro 2009 Nº 14  
www.ictr.org.br      www.cepema.usp.br

# Revista Brasileira de Ciências Ambientais



## Expediente

### Editores

- *Jorge Alberto Soares Tenório (USP)*  
*jtenorio@usp.br*
- *Denise Croce Romano Espinosa (USP)*  
*espinosa@usp.br*

### Editor Adjunto

- *Valdir Fernandes (USP)*  
*v.fernandes@usp.br*

### Secretária

- *Juliana Barbosa Zuquer Giaretta*  
*jzuquer@usp.br*

### Arte Final

- *Octavio Furtado Farias*  
*octaviofarias@msn.com*
- *G4web*

### Comissão Editorial

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

Submissão de artigos, dúvidas e sugestões

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

Instruções para autores

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

ISSN Impresso 1808-4524 / ISSN Eletrônico: 2176-9478  
Dezembro 2009 N° 14  
www.ictr.org.br      www.cepema.usp.br

# Revista Brasileira de Ciências Ambientais



## Índice

01

*Processo foto-fenton aplicado ao tratamento de águas produzidas em campos de petróleo*  
Douglas do Nascimento Silva  
Alcivan Almeida Evangelista Neto  
Gabriela Miranda de Assis Cunha  
Oswaldo Chivone Filho  
Cláudio Augusto Oller Nascimento

09

*Efeito da incorporação de resíduos agroindustriais nas características mecânicas e termofísicas de tijolos modulares de solo-cimento*  
Wilson Marques Silva  
Regis de Castro Ferreira  
Lahvana Oliveira de Souza  
Adriana Marques Silva

15

*Sistemas peritos e atores sociais na análise de risco ambiental*  
Simone Gonçalves Sales Assunção  
Fausto Miziara

27

*Avaliação do desempenho de carvões ativos usados na remoção de compostos orgânicos de águas naturais, provenientes de cianobactérias e suas toxinas*  
Karina Guedes Cubas  
Gessé Jerônimo Santos Júnior  
Thomaz Aurélio Pagioro  
Livia Mari Assis

33

*Caracterização de pilhas e baterias proveniente de programa de devolução voluntária*  
Denise Crocce Romano Espinosa  
Jorge Alberto Soares Tenório

# Processo foto-fenton aplicado ao tratamento de águas produzidas em campos de petróleo

## RESUMO

Na indústria do petróleo, as águas de produção representam 98% de todos os efluentes gerados. Este trabalho estuda a utilização do processo foto-Fenton para reduzir a toxicidade destes efluentes através da oxidação dos compostos orgânicos presentes. Este processo apresenta como grandes vantagens a baixa carga residual gerada e o baixo custo quando se utilizam reatores solares. Os resultados mostram a viabilidade de estudar a aplicação deste processo para o tratamento de águas de produção em campos de petróleo. A análise da água tratada revela que a mesma apresenta níveis aceitáveis para a utilização em agricultura (irrigação).

**PALAVRAS-CHAVE:** Águas produzidas em Campos de Petróleo, Processo foto-Fenton, Hidrocarbonetos, Reatores Solares.

## ABSTRACT

In the petroleum industry, the oilfield produced water represents 98% of the wastewater generated. This article studies the utilization of photo-Fenton process to reduce the toxicity of these effluents through the oxidizing of organic compounds. This process has as great advantage a low residual charge generated and the low costs through the use of solar reactors. The results show the viability of study the application of this process for the treatment of the oilfield produced waters. The analysis of the water treated reveals that this water presents acceptable levels for the use in the agriculture (irrigation).

**KEYWORDS:** Oilfield Produced Water, Photo-Fenton Process, Hydrocarbons, Solar Reactors.

## Douglas do Nascimento Silva

Professor Adjunto do Departamento de Ciências Exatas e da Terra da Universidade Federal de São Paulo e Pesquisador do Centro de Capacitação e Pesquisa em Meio Ambiente da Universidade de São Paulo (CEPEMA - USP). Doutor em Engenharia Química pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EPUSP). Atua em pesquisas na área de Tratamento de Efluentes e Remediação de Solos - douglas.nascimento@unifesp.br

## Alcivan Almeida Evangelista Neto

Mestrando vinculado ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

## Gabriela Miranda de Assis Cunha

Engenheira Química formada pela UFRN, atuando como profissional na FORTEKS Engenharia.

## Oswaldo Chiavone Filho

Professor Associado da UFRN. PhD. pela Technical University (Dinamarca)

## Cláudio Augusto Oller Nascimento

Professor Titular da EPUSP e Coordenador do CEPEMA - USP e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estudos do Meio Ambiente. Doutor em Engenharia Química pela University of Salford (Inglaterra) e Pós-Doutor pela Ecole Polytechnique Federale de Lausanne (França)

## INTRODUÇÃO

O meio ambiente tem sido constantemente agredido por atividades desenvolvidas pelo homem (antrópicas). A busca pela melhoria na qualidade dos processos, materiais e técnicas envolvidos nas atividades humanas resultam prioritariamente da necessidade de se adaptar a exigências legais explicitadas através de resoluções, como por exemplo, a Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) e a lei de crimes ambientais (BRASIL, 1998). Estas agressões causam impacto sobre a sociedade, uma vez que os seres humanos retiram da natureza matérias-primas essenciais para o desenvolvimento de suas atividades

A água é um recurso fundamental para a sobrevivência humana, pois, além de sua ingestão, é usada em uma grande variedade de atividades, incluindo higiene pessoal, uso residencial geral e diversas aplicações industriais. A negligência com o meio ambiente e o uso irracional deste recurso, nas últimas décadas, combinados a demanda crescente, tem forçado a sociedade à utilização racional da água e cuidado permanente com os efluentes gerados, principalmente porque estes efluentes podem contaminar fontes de água limpa e potável. Assim, o tratamento de efluentes industriais representa uma necessidade vital.

Na indústria do petróleo vários segmentos podem agredir o meio ambiente. No segmento representado pela exploração do petróleo, o poluente mais relevante, particularmente pelo volume envolvido, é a água produzida juntamente com o petróleo. Diversos fatores devem ser levados em conta para se estabelecer e manter um gerenciamento cuidadoso deste efluente. Entre estes fatores encontra-se o volume de água produzido, que é sempre crescente, em virtude da maturação das jazidas e da utilização de processos de recuperação e separação secundários.

A água produzida é o efluente resultante dos processos de separação existentes nas estações coletoras e de tratamento de óleo, durante a produção do petróleo. Os riscos ambientais associados à água produzida podem variar em função da composição da água, das características do

local onde ela ocorre e de sua disposição final. Este efluente contém, geralmente, alta salinidade, partículas de óleo em suspensão, produtos químicos adicionados nos diversos processos de produção, metais pesados e, por vezes, alguma radioatividade. Isto o torna um poluente de difícil descarte, principalmente devido ao expressivo volume envolvido. O descarte inadequado destes efluentes implica em efeitos nocivos ao meio ambiente, repercussão negativa perante a sociedade, penalidades diversas e um custo elevado com ações corretivas e mitigadoras.

Segundo KAI (2005), o descarte no mar tem sido feito até o momento, de acordo com critérios locais e, muitas vezes, não claramente definidos por órgãos governamentais. No mundo, companhias petrolíferas adotam suas próprias normas, as quais nem sempre são embasadas cientificamente. Tais procedimentos visam basicamente evitar possíveis efeitos visuais decorrentes do descarte.

De acordo com ALLEN e ROBINSON (1993) a porcentagem global de poluição é pequena, porém, as quantidades localizadas são enormes, e podem causar danos ambientais próximo aos locais de lançamento.

Na Unidade de Tratamento e Processando de Fluidos (UTPF) de Guimarães no Rio Grande do Norte (Brasil) são produzidos em torno de 100.000 m<sup>3</sup> desta água por dia (SILVA, 2002), que seria suficiente para suprir uma cidade com meio milhão de habitantes (PROCON, 2010). A disposição da água produzida tem um custo significativo e as tecnologias para seu tratamento devem respeitar a legislação vigente (BRASIL, 2005).

O desenvolvimento de métodos adequados ao tratamento destes efluentes consiste no principal entrave tecnológico para o reuso destas águas, ou sua utilização em outros fins, evitando a disposição das mesmas. Uma tecnologia que tem se mostrado promissora é o processo foto-Fenton, que será descrito adiante, tendo como empecilho para sua utilização os custos envolvidos e/ou o tempo de residência nos reatores (MORAES ET AL., 2004). Este trabalho consiste no estudo da viabilidade da aplicação de um Processo Oxidativo Avançado (POA), o Processo Foto-

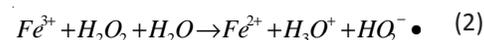
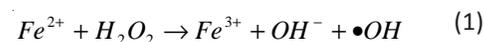
Fenton, para degradação da carga orgânica contaminante em efluente modelo que simule as águas de produção.

## Águas Produzidas

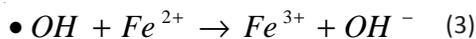
Segundo FAKSNESS ET AL. (2004), a água de produção é a maior corrente na produção de petróleo. Este volume depende do local de exploração, assim como da idade do poço. Água do mar pode ser injetada na bacia para manter a pressão interna, facilitando a extração do petróleo. Portanto, a água produzida em campos de petróleo consiste de um efluente com composição complexa, apresentando como característica a alta concentração de sais, tais como cloreto de sódio (NaCl), sulfatos (principalmente BaSO<sub>4</sub> e SrSO<sub>4</sub>) e carbonatos (principalmente CaCO<sub>3</sub>), presença de óleos dispersos, metais dissolvidos, radionuclídeos, hidrocarbonetos semi-solúveis como benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, naftalenos, fenantrolina e dibenzotiofenos, ácidos orgânicos, fenol, etc. A salinidade da água expressa como íons cloreto (Cl<sup>-</sup>), pode chegar a 120 g/L de Cl<sup>-</sup>, como pode ser visto no trabalho de CAMPOS ET AL. (2002), ou mesmo a valores em torno de 300 g/L de Cl<sup>-</sup> nos poços de petróleo da camada pré-sal.

## Processo foto-Fenton

Segundo BOSSMANN ET AL. (1998), o reagente de Fenton (FENTON, 1894) consiste de uma mistura oxidante que contém íons ferrosos e peróxido de hidrogênio. O mecanismo exato da reação térmica de Fenton ainda é motivo de discussão, mas a tese mais aceita relata que, em uma primeira etapa ocorre a reação de oxidação do Fe<sup>2+</sup> para Fe<sup>3+</sup>, conhecida como reação de Fenton (Equação 1), produzindo radicais hidroxila em quantidade estequiométrica, os quais são oxidantes (E<sup>0</sup>=2,8V) extremamente reativos e não seletivos.



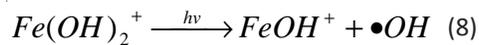
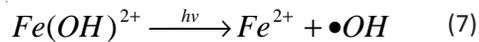
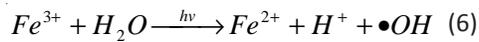
Na ausência de luz, o íon  $Fe^{3+}$  produzido é reduzido para  $Fe^{2+}$  conforme a equação 2. Esta redução térmica é a etapa limitante da cinética global do processo Fenton. É provável que os complexos de  $Fe^{3+}$  sejam os responsáveis pela interrupção do processo de mineralização, uma vez que estes complexos, estáveis na ausência de luz UV-visível, dificultam a regeneração do  $Fe^{2+}$ . Assim, a reação Fenton estabiliza após a conversão de  $Fe^{2+}$  a  $Fe^{3+}$ . LU ET AL. (1997) mostraram que os radicais  $\cdot OH$  podem ser consumidos conforme as equações 3, 4 e 5, onde RH representa uma molécula orgânica qualquer.



Radicais hidropoxila ( $HO_2\cdot$ ), em geral, não apresentam papel de importância nestes processos de oxidação, pois são menos reativos que os radicais  $\cdot OH$  (NADTOCHENKO e KIWI, 1998 e MORAES ET AL., 2004). Um ponto importante a ser considerado é a quantidade de  $H_2O_2$  requerida para obter a melhor eficiência do tratamento, já que uma quantidade excessiva de  $H_2O_2$  pode consumir o  $\cdot OH$ , competindo com os compostos orgânicos e diminuindo a eficiência do tratamento.

Por outro lado, na reação foto-Fenton, radicais  $\cdot OH$  são gerados pela reação

de  $Fe^{2+}$  com  $H_2O_2$ , e pela fotorredução do  $Fe^{3+}$ , na faixa de radiação entre 280 e 550 nm. Uma vez que a fotorredução se processa muito rapidamente, e permite o reciclo do  $Fe^{2+}$ , a eficiência e a velocidade de degradação dos poluentes orgânicos aumenta significativamente (MORAES ET AL. 2004). A reação de fotorredução do  $Fe^{3+}$  para  $Fe^{2+}$  ocorre segundo a Equação 6.



Esta equação pode ser mais rigorosamente representada considerando a formação de complexos aquosos de  $Fe^{3+}$ , que além de regenerarem o íon  $Fe^{2+}$  também produzem radicais  $\cdot OH$ , de acordo com as Equações 7 e 8. Estas reações favorecem a manutenção da concentração de íons  $Fe^{2+}$  em solução, produzindo mais radicais  $\cdot OH$  que o processo Fenton ou o processo UV/peróxido.

Segundo SUN e PIGNATELLO (1993) e OLIVEROS ET AL. (1997), a faixa de pH neste sistema tem um efeito significativo na taxa de degradação, pois os íons de ferro precipitam na forma de hidróxido, quando o pH do meio é aumentado. Por outro lado, se o pH estiver muito baixo a concentração das espécies fotoativas é baixa. O pH ótimo da reação foto-Fenton situa-se entre 2,8 e 3,5.

## MATERIAIS E MÉTODOS

Para a realização do tratamento fotoquímico através do processo foto-Fenton foram utilizados peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ , 30% m/m, Synthe®), sulfato ferroso heptahidratado ( $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ , Reatec®), além de uma solução sintética de água de produção (com concentrações de 50, 100, 150 e 200ppm). Todos os reagentes eram de grau analítico, com exceção da solução sintética que foi preparada a partir da mistura vigorosa de petróleo, cedido pela PETROBRAS S.A., com água destilada. Em seguida, a mistura era mantida em repouso por um período de 3 horas, separando-se o sobrenadante e filtrando-se a solução resultante com o intuito de remover partículas em suspensão ou emulsionadas. A solução resultante continha as substâncias solúveis (orgânicas e inorgânicas) oriundas do petróleo.

Para os experimentos em reator lâmpada, utilizou-se um reator fotoquímico de geometria anular com um volume útil de 1,0L, colocado em uma caixa de madeira fechada, com a finalidade de evitar a saída de radiação luminosa do seu interior. Este reator foi conectado a um tanque de recirculação, com um volume útil de 3,0L, de acordo com o esquema da Figura 1, sendo a temperatura do mesmo controlada por meio de um banho termostático (TE-1842, TECNAL®) e monitorada por um termômetro digital (SP - G21C \*, IOPE®).

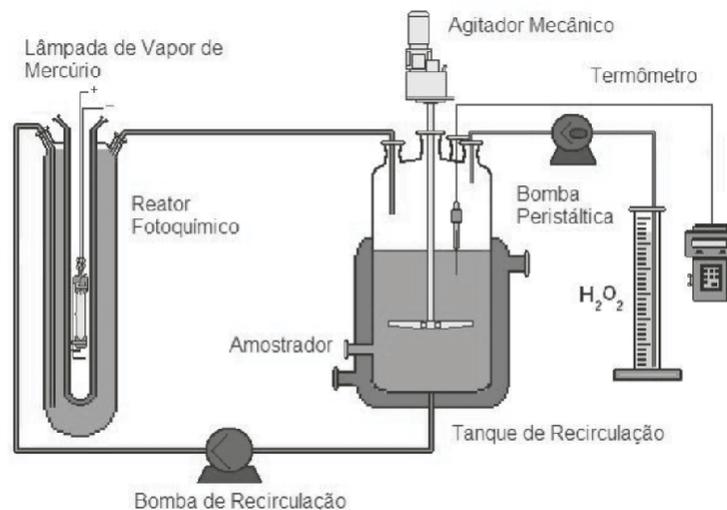


Figura 1 - Diagrama esquemático do reator com fonte artificial de radiação (lâmpada).

Uma bomba dosadora (IPC-4, Ismatec®) foi utilizada para a adição contínua do peróxido de hidrogênio com uma vazão de alimentação de 0,2 L.h-1. O pH foi monitorado e controlado por um pHmetro digital (TEC-3MP, TECNAL®). A fonte de

radiação usada foi uma lâmpada de vapor de mercúrio de média pressão (Phillips®) com potência de 120 W, a qual foi posicionada no eixo longitudinal do reator, no interior de uma camisa constituída de borossilicato, em que circulava água com a

finalidade de resfriar a lâmpada.

Para os experimentos realizados com radiação solar foi utilizado um reator solar parabólico, um tanque de mistura com um volume de 8,0L e como fonte de radiação a própria luz solar (Figura 2).



Figura 2 - Reator Solar parabólico.

O procedimento experimental consistiu no preenchimento do tanque de mistura com 2,8 L de solução sintética de água de produção (no caso do reator com fonte artificial de radiação). Em seguida, a bomba de recirculação e a lâmpada foram acionadas. A contagem do tempo de reação era iniciada, executando-se, simultaneamente, as adições das soluções de sulfato ferroso (100 mL, de forma a se obter uma concentração de ferro em solução igual a 1,0 mmol.L-1) e peróxido de hidrogênio (100 mL, tendo como concentração final em solução 100,0 mmol.L-1).

Para o experimento no reator solar ocorre uma modificação no volume de água de produção para 7,8L, visto que o tanque de recirculação do reator solar apresenta um volume útil maior (8,0 L). Coletaram-se amostras nos seguintes tempos: 0, 5, 10, 15, 30, 60 e 120 minutos, no caso do reator lâmpada e 0, 5, 10, 15, 30, 60, 120, 180 e 240 minutos para o reator solar. Extraiu-se com clorofórmio na proporção de 2 mL de amostra para 10 mL de clorofórmio.

O extrato obtido foi levado ao cromatógrafo gasoso (Star 3400 CX, Varian®) equipado com uma coluna DB-WAX (15m x 0,53 mm x 1 µm) e detector de chama (FID).

A temperatura do injetor foi 180oC; a temperatura do detector foi 195oC e a programação na coluna iniciando a 40oC, até 60oC (razão de 2,5oC por minuto), seguido de elevação até 190oC (razão de 7,5oC por minuto), sendo mantida nesta temperatura por 15 minutos.

Os cromatogramas obtidos eram compostos de uma série de picos. Estes picos representam uma série de compostos originários do petróleo usado no estudo. Sua identificação requeriria uma combinação de técnicas analíticas (Espectrometria de Massas, Ressonância Magnética Nuclear, Ultravioleta e Infravermelho) das quais não se dispunha na ocasião. Assim utilizou-se a técnica de integrar a área dos picos e compará-las com as áreas das amostras de tempo subsequente, para verificar se houve redução destas áreas, o que representaria que a concentração daquele contaminante teria diminuído.

Para facilitar a visualização foi elaborada uma curva de calibração com massas conhecidas de petróleo dissolvidas em clorofórmio e analisadas no cromatógrafo gasoso, usando a mesma metodologia. Assim, conhecida a massa de petróleo, somava-se as áreas de todos os

picos, e esta somatória representa a massa total de hidrocarbonetos presentes.

As análises de parâmetros inorgânicos e físico-químicos foram realizadas utilizando as seguintes metodologias:

- Nitrogênio amoniacal: Determinado por destilação (Standard Methods 4500-NH3 B) seguido pelo método titrimétrico (Standard Methods 4500-NH3 C) (Eaton ET AL., 2005);
- Nitrito: Determinado pelo método colorimétrico (Standard Methods 4500-NO2-) (Eaton ET AL., 2005);
- Nitrito: Método Spectrofotométrico no ultravioleta (Standard Methods 4500-NO3-B) (Eaton ET AL., 2005);
- Sulfato: Método turbidimétrico (Standard Methods 4500-SO42- E) (Eaton ET AL., 2005);
- pH: Determinado pelo método potenciométrico através de medida direta utilizando um pHmetro Tec-3MP (Tecnal®);
- Sólidos Totais dissolvidos: Determinado através da secagem de um volume fixo de solução (20 mL) em uma estufa Nova Ética 400/4WD, seguida da pesagem do material sólido na placa de Petri, resultante da secagem. A diferença entre o peso obtido e o peso da placa de Petri vazia é multiplicada pelo fator 50, resultando na massa de sólidos totais por litro de solução. Esta análise foi

feita em triplicata.

• Turbidez: Determinado através de leitura direta em um turbidímetro TB-1000 (Tecnal®).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

A figura 3 mostra a eficiência de degradação dos hidrocarbonetos presentes na solução

modelo de água de produção utilizando o reator com radiação artificial (lâmpada).

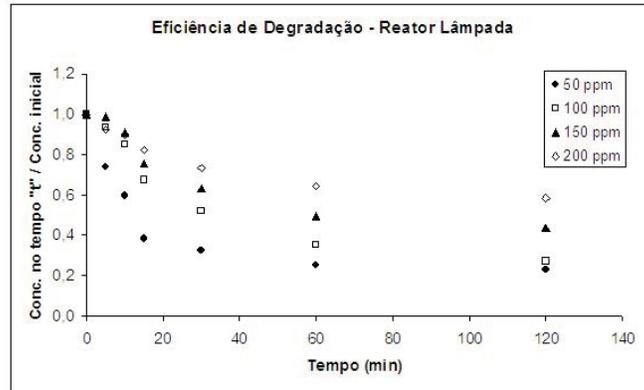


Figura 3 - Resultados experimentais de fotodegradação (variação da concentração) dos hidrocarbonetos presentes na solução modelo. Experimentos realizados no reator com fonte artificial de radiação (lâmpada).  $[Fe^{2+}] = 1,0 \text{ mmol.L}^{-1}$  e  $[H_2O_2] = 100,0 \text{ mmol.L}^{-1}$ .

Pode-se observar que as taxas iniciais de reação são maiores, isto porque, neste momento ocorre a combinação da reação térmica de Fenton (Equação 1) com a redução do ferro (catalisada pela luz), que permite a decomposição do peróxido de hidrogênio adicionado gradativamente. GALVÃO ET AL. (2006) trabalharam com óleo diesel como poluente modelo e obtiveram resultados de degradação em reator lâmpada muito similares aos obtidos neste trabalho, confirmando a eficácia do processo foto-Fenton, principalmente quando catalisado por uma fonte artificial de radiação.

Os resultados mostrados na figura 3 mostram que com o aumento da carga orgânica inicial, a concentração de compostos orgânicos ao final do processo é

sempre maior. Os radicais hidroxila gerados promovem a oxidação de parte dos contaminantes até atingir a estabilização da carga contaminante. Apesar de tratar-se de uma reação radicalar, o excesso de contaminantes faz com que a reação atinja a fase terminal antes mesmo de oxidar toda a carga orgânica presente. Como as condições de radiação e concentrações de ferro e peróxido são mantidas constantes, podemos observar uma relação direta entre a carga orgânica total a ser degradada e a concentração de peróxido de hidrogênio, que foi identificado como principal fator limitante no processo.

Tendo em vista esta observação, poderíamos então sugerir o uso de soluções concentradas de peróxido, porém, altas concentrações de peróxido de hidrogênio

podem consumir parte dos radicais hidroxila gerados e também gerar um efluente de alta toxicidade, devido ao  $H_2O_2$  remanescente. Além disso, o uso de concentrações elevadas deste reagente acarretaria um aumento considerável nos custos.

A figura 4 mostra as curvas normalizadas (concentração no tempo  $t$  dividida pela concentração inicial) de degradação dos contaminantes na solução modelo de água de produção em reator solar a concentrações iniciais de 30, 55 e 250 ppm. Foram escolhidas estas concentrações para serem avaliadas em virtude de ser possível visualizar a influência do método tanto em baixas concentrações quanto em altas concentrações de carga orgânica.

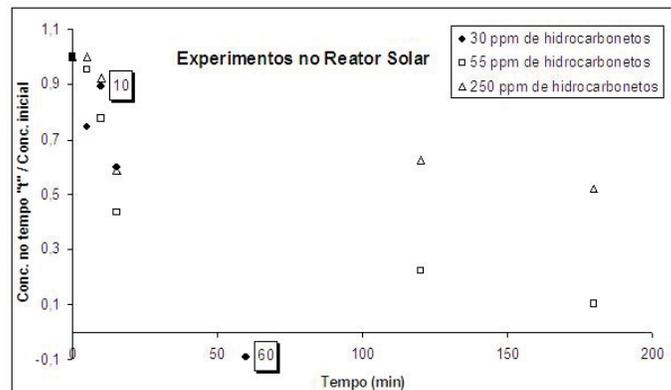


Figura 3 - Resultados experimentais de fotodegradação (variação da concentração) dos hidrocarbonetos presentes na solução modelo. Experimentos realizados no reator com fonte artificial de radiação (lâmpada).  $[Fe^{2+}] = 1,0 \text{ mmol.L}^{-1}$  e  $[H_2O_2] = 100,0 \text{ mmol.L}^{-1}$ .

Nesta figura observa-se a curva de degradação dos contaminantes na solução modelo de água de produção utilizando o reator solar a uma concentração inicial de 30 ppm de hidrocarbonetos (?). Observa-se no ponto identificado com o tempo "10" uma inconsistência na curva de degradação em relação ao ponto anterior, indicando possibilidade de formação de carga orgânica. Este fato pode ser explicado devido ao erro (oscilação entre as medidas) inerente ao equipamento e a metodologia de análise. Além disso, apesar de se tratar do mesmo petróleo, a heterogeneidade do mesmo pode provocar desvios nas áreas dos picos obtidos pelos cromatogramas. Verificou-se uma degradação nesta faixa de concentração de 30ppm de aproximadamente 100%. O ponto final do experimento (ponto identificado com o tempo "60") também sofre o efeito da variação na leitura do equipamento, por isso apresenta resultado negativo, sendo necessário levar em conta que a possibilidade de erro pode criar situações como a que se apresenta aqui. É importante observar que, apesar das limitações analíticas, pode-se ver claramente uma substancial redução da carga orgânica. O experimento com concentração inicial de 55 ppm de hidrocarbonetos (?) apresenta perfil similar ao apresentado pelo experimento com concentração inicial de 30

ppm de hidrocarbonetos (?).

No experimento com concentração inicial de 250 ppm de hidrocarbonetos (?) observa-se uma degradação (redução da carga orgânica) rápida nos primeiros trinta minutos de reação e posteriormente a degradação torna-se mais lenta, estabilizando ao final da reação em uma concentração constante em torno de 130 ppm de hidrocarbonetos. A degradação rápida ocorre devido a alta concentração de radicais hidroxila presentes na solução, que são responsáveis pela degradação efetiva da carga orgânica. Passados os trinta minutos de peróxido, a eficiência da degradação diminui, não mais ocorrendo a degradação da carga orgânica restante. A ausência de novos radicais gerados pelo processo foto-Fenton é o principal motivo da estagnação do processo de degradação, pois as reações radiculares entram em sua fase terminal.

Estes experimentos quando comparados ao trabalho de MORAES ET AL. (2004b) apresentam a mesma tendência de degradação dos hidrocarbonetos em solução aquosa, porém, os resultados deste artigo não apresentam variações tão consideráveis, o que pode representar que o efluente real (usado naquele trabalho) apresenta interferentes, como a presença de microemulsões ou de hidrocarbonetos em

fase livre. TONY ET AL. (2009) realizaram experimentos com emulsões contendo óleo em água e obtiveram perfis de degradação similares aos apresentados neste artigo. Pelo perfil apresentado nos resultados obtidos por aquele trabalho, deve-se imaginar que os mesmos não trabalharam com fase livre, e podemos relatar também que em seus experimentos TONY ET AL. (2009) trabalharam com concentrações de peróxido de hidrogênio 4 vezes maior que as concentrações usadas neste trabalho. Assim, pode-se afirmar que é necessário realizar alguns experimentos com o intuito de otimizar as concentrações de reagentes de Fenton.

Os compostos orgânicos são oxidados a álcool, aldeídos e ácidos orgânicos. Os ácidos orgânicos, em geral, podem servir de substrato para os microorganismos em um processo biológico. A Figura 5 apresenta o aspecto da água de produção antes, durante e após o tratamento com o processo Foto-Fenton. O ferro sedimentado pode ser retirado através de um processo como floculação, sendo desnecessário aguardar um tempo considerável de decantação. Este ferro pode ser reutilizado no processo de fotodegradação.

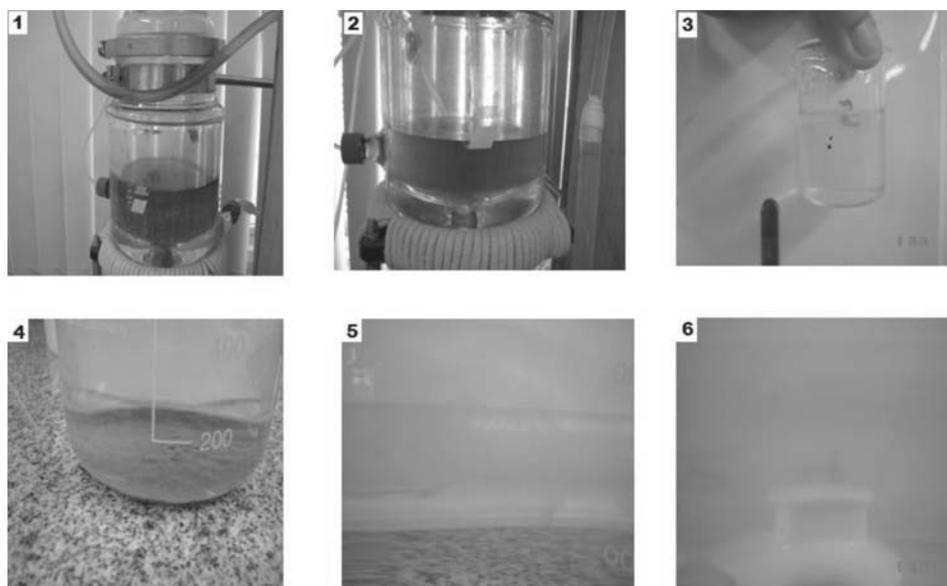


Figura 5. Aspectos da água de produção antes, durante e após o tratamento com o processo sugerido. (1) - Início do processo; (2) - Durante o processo; (3) - Aspecto da água após o tratamento; (4) - Sedimentação do Ferro após o processo; (5) e (6) - Aspecto da água após o tratamento (observar limpidez e transparência).

Foram realizadas análises físico-químicas da água tratada no reator fotoquímico e os resultados (Tabela 1) mostram que as mesmas se encontram dentro dos padrões de uso em irrigação,

necessitando uma correção do pH. É importante frisar que o pH final é decorrente do pH ótimo do processo e da formação de ácidos carboxílicos como resultado da oxidação dos hidrocarbonetos presentes. A

correção do pH acarretará também a precipitação do ferro, facilitando sua retirada e posterior reutilização no processo. (ada).

Tabela 1 - Comparação da análise da água após tratamento pelo processo foto-Fenton com os limites de emissão estabelecidos pela legislação vigente (BRASIL, 2005).

Análise físico-química	Valor máximo (água potável)	Valor máximo (irrigação)	Valor obtido neste trabalho
Nitrito (mg/L)	1,0	1,0	0,1
Nitrato (mg/L)	10,0	20,0	14,3
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	3,7 (pH<7,5)	13,3 (pH< 7,5)	2,52
pH	6 a 9	6 a 9	2,57
Sólidos Totais (mg/L)	500	500	206
Sulfato (mg/L)	250	250	71,82
Turbidez (NTU)	40	100	19,2

A análise mostra ainda, que esta água encontra-se fora do padrão de potabilidade apenas no teor de nitrogênio (nitrato). Um tratamento em reator biológico poderia garantir a correção deste parâmetro, permitindo sua classificação como uma água Classe I (BRASIL, 2005), que pode ser empregada para consumo humano após tratamento simplificado.

O processo foto-Fenton pode ser aplicado como um pré-tratamento para oxidar os contaminantes orgânicos recalcitrantes e tóxicos aos microorganismos. Uma vez degradados estes compostos, pode-se utilizar um tratamento biológico convencional para realizar o polimento deste efluente.

O uso de radiação solar como fonte de fótons e a combinação do processo foto-Fenton com um processo biológico pode tornar esta alternativa tecnológica, economicamente competitiva com a atual solução de envio destes efluentes a um emissário submarino, após algum tratamento (envolvendo polieletrólitos).

## CONCLUSÕES

Os experimentos realizados

confirmam a eficácia do processo foto-Fenton na fotodegradação de hidrocarbonetos em solução aquosa, obtendo-se, neste estudo com soluções modelo de águas produzidas, remoções significativas de hidrocarbonetos (entre 65% e 99%). Os resultados e discussões aqui apresentados sugerem estudar a fotodegradação dos compostos orgânicos em amostras reais deste efluente, pois além dos hidrocarbonetos, é necessário estudar a influência de outros fatores como alta salinidade, concentração ótima dos reagentes de Fenton e presença de inorgânicos. Experimentos com o efluente real poderão permitir um dimensionamento e avaliação econômica prévia da aplicação deste processo para definir sua viabilidade no tratamento deste tipo de efluente.

O processo empregado atualmente para o tratamento de águas de produção resulta em um efluente que não apresenta níveis de emissão para rios, assim sendo, a aplicação de uma nova tecnologia (combinação de tratamento fotoquímico e tratamento biológico) apresenta uma série de benefícios. Entre estes benefícios, incluem-se a redução de custos com bombeamento até os emissários, a

possibilidade do reuso da água no processo ou para suprir a carência de água na região, além do ganho ambiental, pois a água tratada por este método não apresenta riscos ao meio ambiente, evitando que o efluente gerado se torne um potencial contaminante.

## AGRADECIMENTOS

*Este trabalho tem o suporte financeiro da FAPESP, CNPq, CAPES e do Programa de Recursos Humanos da Agência Nacional de Petróleo (PRH-ANP-14). Os autores agradecem ainda ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia de Estudos em Meio Ambiente (INCT-EMA), ao Centro de Capacitação e Pesquisa em Meio Ambiente da Universidade de São Paulo (CEPEMA-USP), e ao Laboratório de Engenharia Ambiental e Controle de Qualidade da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (LEACQ-UFRN) pelas análises, além da Unidade de Tratamento e Processamento de Fluidos de Guamaré (PETROBRAS S.A.) pela cessão do petróleo utilizado.*

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- PROCON (Fundação de Proteção e Defesa do Consumidor). **ÁGUA: Consumo, Economia e Direitos do Consumidor**. São Paulo, 2009. Acesso em 28 de janeiro de 2009. Disponível em: <http://www.procon.sp.gov.br/texto.asp?id=835>
- ALLEN, R.; ROBINSON, K. Environmental Aspects of Produced Water Disposal. **SPE 25549**, Houston. 1993.
- BOSSMANN, S.H.; OLIVEROS, E.; GÖB, S.; SIEGWART, S.; DAHLEN, E.P.; PAYAWAN, L.; STRAUB, M.; WÖRNER, M.; BRAUN, A.M. New evidence against hydroxyl radicals as reactive intermediates in the thermal and photochemically enhanced Fenton Reactions. **Journal Physical Chemistry A**, Washington, n. 102, p. 5542-5550. 1998.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução 357** de 17 de março de 2005.
- EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; RICE, E. W.; GREENBERG, A. E.; **Standard methods for the examination of water & wastewater**. 21st Edition. Baltimore: APHA, 2005.
- FAKSNES, L.G; GRINI, P.G.; DALING, P.S., Partitioning of semi soluble organic compounds between the water phase and oil droplets in produced water, **Marine Pollution Bulletin**, Amsterdam, n. 48, p. 731-742. 2004.
- FENTON, H. J. H. Oxidation of Tartaric Acid in Presence of Iron. **Journal of Chemical Society**, London, n. 65, p. 899. 1894.
- GALVAO, S. A. O.; MOTA, A. L. N.; SILVA, D. N.; MORAES, J. E. F.; NASCIMENTO, C. A. O.; CHIAVONE-FILHO, O. Application of the PhotoFenton process to the treatment of wastewaters contaminated with diesel. **Science of the Total Environment**. Amsterdam, n. 367, p. 42-49. 2006.
- KAI, Y. F. **Estudo para destinação de água de produção de petróleo**. 2005. 108 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- BRASIL. Lei Ordinária Nº 9605 (Lei de Crimes Ambientais) de 12 de fevereiro de 1988. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. **Diário Oficial {da} República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 13 de Fevereiro de 1998.
- LU M. C.; CHEN J. N.; CHANG C. P. Effect of inorganic ions on the oxidation of dichloros insecticide with Fenton's reagent. **Chemosphere**, Amsterdam, n. 35(10), p. 2285-2293. 1997.
- MORAES J. E. F.; QUINA F. H.; NASCIMENTO C. A. O.; SILVA D. N.; CHIAVONE-FILHO O. Utilization of Solar Energy in the Photodegradation of Gasoline in Water and of Oil-Field-Produced Water. **Environmental Science and Technology**, Washington, n. 38, p. 3746-3751. 2004b.
- MORAES, J. E. F.; QUINA, F. H.; NASCIMENTO, C. A. O.; SILVA, D. N.; CHIAVONE-FILHO, O. Treatment of Saline Wastewater Contaminated with Hydrocarbons by the Photo-Fenton Process. **Environmental Science and Technology**, Washington, n. 38(4), p. 1183-1187. 2004.
- NADTOCHENKO, V.; KIWI, J. Photoinduced Mineralization of Xylidine by the Fenton Reagent. 2. Implications of the Precursors Formed in the Dark. **Environmental Science and Technology**. Washington, n. 32, p. 3282-3285. 1998.
- OLIVEROS, E.; LEGRINI, O.; HOHL, M.; MÜLLER, T.; BRAUN, A.M. Industrial waste water treatment: large scale development of a light-enhanced Fenton reaction. **Chemical Engineering and Processing**, Amsterdam, n. 36, p. 397-405. 1997.
- SILVA, D. N. **Degradação fotoquímica de hidrocarbonetos da gasolina em efluentes aquosos**. 2002. 102 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.
- SUN Y.; PIGNATELLO, J.J. Photochemical reactions involved in the total mineralization of 2,4-D by Fe<sup>3+</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV. **Environmental Science and Technology**, Washington, n. 27, p. 304-310. 1993.
- TONY M. A.; PURCELL, P. J.; ZHAO, Y. Q.; TAYEB, A. M.; EL-SHERBINY, F. Photo-catalytic degradation of an oil-water emulsion using the photo-fenton treatment process: Effects and statistical optimization, Part A. **Journal of Environmental Science and Health**, London, n. 44(2), p. 179-187. 2009.

# Efeito da incorporação de resíduos agroindustriais nas características mecânicas e termofísicas de tijolos modulares de solo-cimento

## RESUMO

Visando oferecer alternativas de destinação aos resíduos agrícolas, estudaram-se composições da mistura de solo-cimento-resíduo agrícola, tendo como objetivo principal determinar os teores máximos de resíduos a serem incorporados em substituição ao estabilizante, obtendo-se, assim, materiais mais leves e, portanto, de menor condutividade térmica, sem o comprometimento das suas características mecânicas. Foram utilizados dois tipos de resíduos vegetais (cascas de arroz e de braquiária) e utilizou-se o cimento Portland CP II-F-32 para a composição dos tratamentos. O teor de cimento usado na estabilização do solo foi de 10%. Já os teores de resíduo foram de 0%, 10%, 20%, 30% e 40% adicionados em substituição ao cimento. Assim, foram variados os teores de cimento e resíduo desde 100% de cimento e 0% de resíduo, até 60% de cimento e 40% de resíduo. Corpos-de-prova cilíndricos e tijolos foram avaliados sob compressão simples e absorção de água. Os resultados sugerem o uso destes resíduos no teor de 10% em substituição ao cimento, sem o comprometimento de suas propriedades mecânicas. Foram determinadas as principais propriedades termofísicas de tijolos confeccionados com esta mistura através dos ensaios da caixa quente protegida e do calor específico, seguidos da verificação da adequação em relação ao zoneamento bioclimático brasileiro.

**PALAVRAS-CHAVE:** Resíduos agrícolas, solo-cimento, cerâmicas, incorporação.

## ABSTRACT

Aiming to offer alternatives for allocation to vegetable waste, studied the composition of the mixture of soil-cement-vegetable waste, aiming at determining the maximum residue levels to be incorporated into the replacement stabilizer, resulting in, well, lighter materials and therefore lower thermal conductivity, without compromising its mechanical properties. Were used two types of wastes (rice husks and *braquiaria*) and used the cement Portland CP II-F-32 for the composition of the treatments. The amount of cement used in soil stabilization was 10%. Have the levels of residue were 0%, 10%, 20%, 30% and 40% added in cement mortars. Thus, were varied the levels of waste and cement 100% and 0% waste to 60% cement and 40% of waste. Cylindrical specimens and bricks were evaluated under compression and water absorption. The results suggest the use of these wastes in the level of 10% replacing the cement, without compromising its mechanical properties. Were determined the main thermophysical properties of bricks made from this mixture through the testing of the hot box protected and the specific heat, followed by verification of fitness in relation to adequacy to the Brazilian bioclimatic zoning.

**KEYWORDS:** Vegetable wastes, soil-cement, ceramics, incorporation.

**Wilson Marques Silva**

Mestre, Universidade Federal de Goiás  
E-mail: wilsoncefet@hotmail.com

**Regis de Castro Ferreira**

Doutor, Universidade Federal de Goiás

**Lahuana Oliveira de Souza**

Graduada, Instituto Federal de Goiás

**Adriana Marques Silva**

Graduada, Uni Anhanguera

## INTRODUÇÃO

Há algum tempo já se faz presente em inúmeros setores produtivo a preocupação com a sustentabilidade, que deve envolver uma visão ecológica, social e econômica. O uso de tecnologias apropriadas em construções que levem à racionalização dos recursos disponíveis, à diminuição dos custos dos processos construtivos e ao melhor aproveitamento da mão-de-obra local deve ser, portanto, considerado. A operacionalização dessas tecnologias pode ser feita através do uso isolado ou combinado de materiais e técnicas construtivas, convencionais ou não, tais como: terra crua, solo-cimento, argamassa armada, paredes monolíticas, elementos pré-fabricados, bambu, compósitos biomassa vegetal-cimento. O uso da casca de arroz e do bagaço de cana-de-açúcar *in-natura* ou na forma de cinzas têm sido recentemente objeto de diversas pesquisas (MESA-VALENCIANO; FREIRE, 1999; AKASAKI; SILVA, 2001). Esses esforços têm ou tiveram o objetivo de melhorar as características físico-mecânicas de argamassas e/ou de tijolos de terra-crua através da substituição parcial do cimento e/ou como material de enchimento. Tais resíduos, quando disponíveis próximos das áreas em que são produzidos e associados à utilização de solos locais, podem produzir soluções de baixo custo para a fabricação de materiais de construção baseados em terra crua (MEDEIROS, 2002). Entretanto, a escolha do material ou técnica vai depender, dentre outros aspectos, dos recursos disponíveis no local, da mão-de-obra a ser empregada e da finalidade e durabilidade preconizadas para a construção (FERREIRA, 2003). A terra crua, por ser um material de grande disponibilidade e baixo custo, vem se mostrando como uma excelente alternativa técnica e econômica para uso em construções, principalmente sob a forma de tijolos ou blocos prensados e não queimados. Mas, para se atingir condições mínimas de resistência e durabilidade, os tijolos de terra crua devem ser estabilizados. Como alternativa de estabilização tem-se o uso de aditivos químicos como o cimento. As características de resistência e durabilidade, desejáveis sob o ponto-de-

vista do comportamento mecânico de tijolos e blocos, não devem ser as únicas a serem preconizadas. Devem ser também conhecidas as propriedades termofísicas relacionadas ao conforto térmico. O conhecimento dessas informações é imprescindível ao planejamento de instalações funcionais do ponto de vista estrutural e ocupacional. Todavia, resistência e baixa condutividade térmica são propriedades antagônicas, fazendo-se necessária a compatibilização dessas duas características (ADAM; JONES, 1995).

## MATERIAIS E MÉTODOS

Foi utilizado um solo predominantemente arenoso classificado como A4(0) (AASHTO, 1973) para a fabricação dos tijolos, assim como cimento Portland CP II-F-32. Os resíduos vegetais: cascas de arroz foram obtidas em usinas de beneficiamento de arroz, e da casca da semente do capim braquiária em usinas de beneficiamento do capim. Os resíduos foram adicionados em substituição ao cimento. Dessa forma, foram variados os teores de cimento e de resíduo vegetal desde 100% de cimento até 60% de cimento e 40% de resíduo (em relação ao teor de 10% de cimento) conforme se segue: T1 - 0% de resíduo + 100% de cimento; T2 - 10% de casca de arroz + 90% de cimento; T3 - 20% de casca de arroz + 80% de cimento; T4 - 30% de casca de arroz + 70% de cimento; T5 - 40% de casca de arroz + 60% de cimento; T6 - 10% de casca de braquiária + 90% de cimento; T7 - 20% de casca de braquiária + 80% de cimento; T8 - 30% de casca de braquiária + 70% de cimento; e T9 - 40% de casca de braquiária + 60% de cimento. Os tijolos foram moldados com o auxílio de uma máquina de fabricação de tijolos modulares prensados manualmente com capacidade de fabricação de dois tijolos por prensagem com dimensões de 23x11x5 cm<sup>3</sup> da marca GTW, de acordo com a norma NBR 10832 (ABNT, 1992a). Posteriormente os tijolos foram levados à cura úmida durante 7, 28 e 56 dias, ao final dos quais foram rompidos a compressão simples. Para a determinação da resistência e condutividade térmica dos tijolos foi utilizada a caixa quente protegida (Figura 1a) de acordo com as prescrições

da norma NBR 6488 (ABNT, 1980), e para a determinação do calor específico dos tijolos foi utilizado um calorímetro (Figura 1b) mediante os procedimentos da ASTM C-351-922b (ASTM, 1999). Foram ensaiados os tijolos correspondentes ao Tratamento T1 - solo + 10% adições (100% de cimento + 0% de resíduo) e ao Tratamento T2 - solo + 10% adições (90% de cimento + 10% de casca de arroz), pois foram os tratamentos que obtiveram melhor desempenho mecânico quanto nos ensaios de compressão axial e absorção de água, conforme Tabela 1. A partir dos valores da condutividade térmica e do calor específico obtidos durante os ensaios, e mediante aos procedimentos recomendados pelas NBR 15220-1 (ABNT, 2005) e NBR 15220-2 (ABNT, 2005) foram determinadas as seguintes propriedades termofísicas dos tijolos: resistência térmica

$$R = \frac{e}{\lambda}$$

(Equação 1); capacidade térmica (Equação 2); e atraso térmico (Equação 3).

(1) onde:

R = resistência térmica, em (m.K)/W;

e = espessura, em metros;

$\lambda$  = condutibilidade térmica, em W/(m.K).

CT = e.c.  $\rho$

(2) onde:

CT = capacidade térmica, em KJ/(m<sup>2</sup>.K);

e = espessura, em metros;

$\rho$  = massa específica aparente, em kg/

$$\frac{\text{m}^3}{\varphi} = 1,382.e \sqrt{\frac{\rho.c}{3,6.\lambda}}$$

(3) onde:

$\varphi$  = atraso térmico, em horas;

e = espessura, em metros;

$\rho$  = massa específica aparente, em kg/m<sup>3</sup>;

c = calor específico, em kJ/(kg.K);

$\lambda$  = condutibilidade térmica, em W/(m.K).

Posteriormente foi realizada uma

simulação do desempenho térmico de uma parede de tijolos (Figura 1a). Foram então calculados os seguintes parâmetros: resistência térmica total, em (m<sup>2</sup>.K)/W; transmitância térmica, em W/(m<sup>2</sup>.K); capacidade térmica da parede; em kJ/(m<sup>2</sup>.K); atraso térmico da parede, em horas; fator de calor solar, em %. Em seguida, os valores de transmitância, atraso térmico e fator de calor solar foram comparados com os valores relacionados na norma NBR 15220-3 (ABNT, 2005a) para vedações externas. Por fim, foi analisada a adequação desses valores para cada zona bioclimática brasileira. Tal zoneamento divide o território brasileiro em oito zonas relativamente homogêneas quanto ao clima (Figura 2) e, para cada uma destas zonas, existe um conjunto de recomendações tecno-construtivas e detalhamento de estratégias de condicionamento térmico passivo. Para o caso de paredes, as recomendações construtivas para cada zona estão sumarizadas na Tabela 2.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com a Tabela 1 somente os tratamentos T1 e T2 aos 28 dias e 56 dias de cura apresentaram valores de resistência

à compressão simples em conformidade com a NBR 08492 (ABNT, 1984f) que estabelece, no mínimo, o valor médio de 2,0MPa. Em termos de capacidade de absorção de água, a exceção do tratamento T5, todos os tratamentos aplicados aos tijolos atenderam às especificações da NBR 08492, que estabelece, como máximo, o valor médio de 20% e nenhum valor superior a 22%. A Tabela 3 apresenta as principais propriedades termofísicas dos tijolos modulares de solo-cimento-T1 e solo-cimento-resíduo-T2, calculados do ensaio da caixa quente protegida e do calor específico. A NBR 15220-2 (ABNT, 2005c) relaciona os valores de 0,70 a 1,05 W/(m.K) para a condutibilidade térmica e 0,92 kJ/(kg.K) para o calor específico de tijolos e telhas cerâmicas com massa específica aparente variando de 1000 kg/m<sup>3</sup> a 2000 kg/m<sup>3</sup>. Comparando estes valores da condutividade térmica obtido durante o ensaio (Tabela 3), verifica-se que essa propriedade térmica da mistura solo-aditivo estudada favorece a um bom desempenho com vistas ao conforto térmico. A Tabela 4 apresenta os valores das principais propriedades termofísicas da parede construída com os tijolos dos Tratamentos T1 e T2. Devido às suas características de isolamento térmico, a

construção com terra é mais indicada para aquelas situações em que se necessita uma alta inércia térmica, ou seja, uso de paredes pesadas. Os valores de transmitância térmica 1,88 W/(m<sup>2</sup>.K), de atraso térmico 9,0 horas e de fator de calor solar de 4,88% obtidos do Tratamento T2, que foram os melhores resultados, estão em conformidade com a NBR 15220-3 (ABNT, 2005a) que recomenda para vedações externas pesadas os valores de transmitância térmica 2,20 W/(m<sup>2</sup>.K), de atraso térmico 6,5 horas e de fator de calor solar 3,5% (Tabela 5). Verifica-se pela Tabela 5 que o valor de 1,88 W/(m<sup>2</sup>.K) referente à transmitância térmica e atraso térmico de 9,0 h da parede de solo-cimento-resíduo cumpre as exigências das recomendações para paredes pesadas (zonas bioclimáticas 4,6 e 7).

## CONCLUSÃO

A incorporação da casca de arroz à mistura solo-cimento proporcionou melhores resultados das propriedades termofísicas para os tijolos modulares de solo cimento estudados, desta forma encontrou-se uma alternativa destinada à utilização do resíduo casca de arroz.

Tabela 1. Valores médios dos resultados de resistência à compressão simples e absorção de água dos tijolos.

Trat. oi	Resistência à compressão (MPa)			Absorção de água %
	7 dias	28 dias	56 dias	7 dias
T <sub>1</sub>	0,62 ± 0,04 (5,88) <sup>2</sup>	2,90 ± 0,22 (7,70)	2,83 ± 0,04 (1,49)	12,74 ± 2,24 (17,39) a
T <sub>2</sub>	0,68 ± 0,06 (8,18)	2,10 ± 0,11 (5,33)	1,81 ± 0,11 (6,19)	14,22 ± 2,61 (18,32) ab
T <sub>3</sub>	0,63 ± 0,08 (13,32) Ba	1,11 ± 0,17 (14,87)	1,2 ± 0,11 (9,35)	19,12 ± 2,64 (13,80) bc
T <sub>4</sub>	0,39 ± 0,11 (28,64) Bb	0,85 ± 0,11 (13,09)	0,57 ± 0,09 (16,06)	19,66 ± 0,31 (1,57) c
T <sub>5</sub>	0,35 ± 0,02 (5,97)	0,79 ± 0,17 (20,81)	0,54 ± 0,11 (20,83)	21,94 ± 0,29 (1,33) c
T <sub>6</sub>	0,56 ± 0,06 (9,96)	1,56 ± 0,24 (15,07)	1,29 ± 0,11 (8,65)	14,22 ± 0,67 (4,73) ab
T <sub>7</sub>	0,35 ± 0,06 (15,80) Cb	0,99 ± 0,29 (28,93)	0,76 ± 0,11 (14,78)	17,36 ± 3,24 (18,64) b
T <sub>8</sub>	0,11 ± 0,06 (57,74) Bc	0,61 ± 0,08 (13,86)	0,52 ± 0,06 (10,66)	17,97 ± 1,30 (7,21) b
T <sub>9</sub>	0,11 ± 0,04 (33,33) Bc	0,54 ± 0,11 (20,83)	0,52 ± 0,06 (10,66)	17,48 ± 0,67 (3,81) b

2 Valores médios ± desvio padrão (coeficiente de variação).

Em cada linha, médias seguidas da mesma letra maiúscula não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%;

Em cada coluna, médias seguidas da mesma letra minúscula não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Tabela 2. Recomendações construtivas para vedações externas para cada zona bioclimática brasileira.

Zona bioclimática	Vedações externas (paredes)	Principais cidades e capitais*
Zona 1	Leve	Curitiba-PR, Campos de Jordão-SP, Poços de Caldas-MG, São Joaquim-SC, Caxias do Sul-RS.
Zona 2	Leve	Pelotas-RS, Piracicaba-SP, Ponta Grossa-PR, São João Del Rei-MG, Nova Friburgo-RJ, Laguna-SC.
Zona 3	Leve refletora	Belo Horizonte-MG, Ponta Porã-MS, Petrópolis-RJ, São Paulo-SP, Porto Alegre-RS, Florianópolis-SC, Foz do Iguaçu-PR.
Zona 4	Pesada	Brasília-DF, Patos de Minas-MG, Ribeirão Preto-SP, São Carlos-SP, Luziânia-GO,
Zona 5	Leve refletora	Vitória da Conquista-BA, Governador Valadares-MG, Niterói-RJ, Araçatuba-SP.
Zona 6	Pesada	Goiânia-GO, Campo Grande-MS, Montes Claros-MG, Presidente Prudente-SP.
Zona 7	Pesada	Cuiabá-MT, Teresina-PI, Imperatriz-MA, Petrolina, PE, Porto-Nacional-TO.
Zona 8	Leve refletora	Manaus-AM, Salvador-BA, Fortaleza-CE, São Luiz-MA, Belém-PA, Recife-PE, Aracajú-SE, Natal-RN, Porto Velho-RO, Rio de Janeiro-RJ

Fonte: NBR 15220-3 (ABNT, 2005).

Tabela 3. Principais propriedades termofísicas do tijolo.

Trat.	$\rho$ (kg/m <sup>3</sup> )	$\lambda$ W/(m.K)	$c$ kJ/(kg.K)	$R_t$ (m.K)/W	$C_t$ (kJ/m.K)	$\phi$ (h)
T1	1890	0,38	1,30	0,188	309,31	7,5
T2	1810	0,35	1,84	0,170	419,26	9,0

Tabela 4. Principais propriedades termofísicas da parede.

Tratamento <sup>1</sup>	Resistência térmica total [(m <sup>2</sup> .K)/W]	Capacidade térmica [kJ/(m <sup>2</sup> .K)]	Transmitância térmica [W/(m <sup>2</sup> .K)]	Atraso térmico (h)	Fator de calor solar (%)
T1	0,50	317,21	2,00	7,5	5,20
T2	0,53	427,20	1,88	9,0	4,88

Tabela 5. Transmitância, atraso térmico e fator de calor solar admissíveis para paredes externas.

Tipo de parede	Transmitância térmica (W/m <sup>2</sup> .K)	Atraso Térmico (horas)	Fator de calor solar (%)
Leve	$U \leq 3,00$	$\phi \leq 4,3$	FCS $\leq 5,0$
Leve Refletora	$U \leq 3,60$	$\phi \leq 4,3$	FCS $\leq 4,0$
Pesada	$U \leq 2,20$	$\phi \geq 6,5$	FCS $\leq 3,5$

Fonte: NBR 15220-3 (ABNT, 2005a).



Figura 1a. Parede sendo ensaiada na caixa quente protegida.



Figura 1b. Calorímetro.

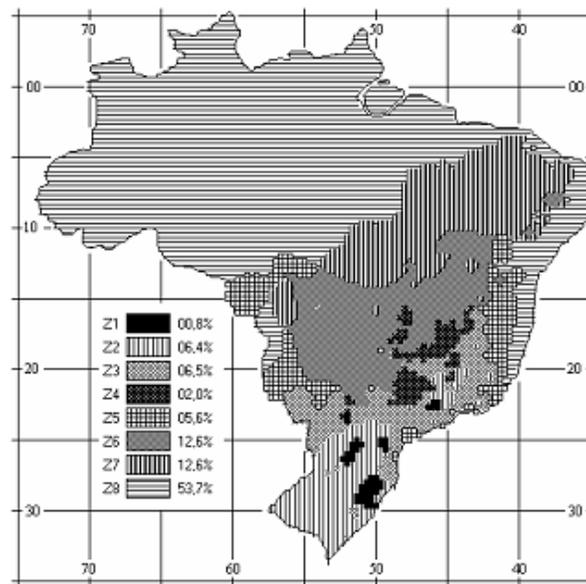


Figura 2. Zoneamento Bioclimático Brasileiro. Fonte: ABNT (2003)

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAM, E.A.; JONES, P.J. Thermophysical properties of stabilized soil building blocks. **Building and Environment**. v.30, n. 2, p. 245-253, 1995.

AKASAKI, J.L. SILVA, A.P. Estudo de composições do solo estabilizado com cal e resíduos agroindustriais. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 30, 2001, Foz do Iguaçu, PR. **Anais...** Foz do Iguaçu: SBEA, 2001. Cd Rom.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Rio de Janeiro. NBR 6488:

Componentes de Construção - **Determinação da condutância e transmitância térmica - método da caixa quente protegida**. Rio de Janeiro, 1984c. 6p.

Rio de Janeiro. NBR 8492 - **Tijolo maciço de solo-cimento: Determinação da Resistência à Compressão e Absorção de Água**. Rio de Janeiro, 1984f. 5p.

Rio de Janeiro. NBR 10832 - **Fabricação de tijolo maciço de solo-cimento com a utilização de prensa manual**. Rio de Janeiro, 1989. 3 p.

Rio de Janeiro. NBR 15220-1. Desempenho térmico de edificações. Parte I: **Definições,**

**símbolos e unidades**. Rio de Janeiro, 2005b. 10p.

Rio de Janeiro. NBR 15220-2. Desempenho térmico de edificações. Parte 2: **Métodos de cálculo da transmitância, da capacidade térmica, do atraso térmico e do fator solar de elementos e componentes de edificações**. Rio de Janeiro, 2005c. 27p.

Rio de Janeiro. NBR 15220-3. Desempenho térmico de edificações. Parte 3: **Zoneamento bioclimático brasileiro e diretrizes construtivas para habitações unifamiliares de interesse social**. Rio de Janeiro, 2005a. 28p.

AMERICAN ASSOCIATION OF STATE HIGHWAY AND TRANSPORTATION OFFICIALS - AASHTO, Standard Specifications for Transportation Materials and Methods of Sampling and Testing, United States, 1973.

FERREIRA, R. C. **Desempenho físico-mecânico e propriedades termofísicas de tijolos e minipainéis de terra crua tratada com aditivos**

**químicos.** Tese de Doutorado Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2003.

MEDEIROS, S. R. R.; ROLIM, M. R.; BRITO, F. L.; SIQUEIRA, B. B. Estabilização de solo com misturas de cinza de bagaço de cana de açúcar e cimento. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 31, 2002, Salvador,

BA. **Anais...**, Salvador: SBEA, 2002. Cd Rom.

MESA- VALENCIANO, M. C.; FREIRE, W. J. Tijolos de solo melhorado com cimento e fibras de bagaço de cana-de-açúcar: características físico-mecânicas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 28. 1999, Pelotas. **Anais...** Pelotas: [s.n], 1999. 1 CD-ROM.

# Sistemas peritos e atores sociais na análise de risco ambiental

## RESUMO

Este artigo surgiu da necessidade de construção de um modelo operacional que dê sustentação científica, tecnológica e qualitativa à avaliação de riscos ambientais. Tratou-se inicialmente da definição de risco e como operacionalizar empiricamente este conceito. A maneira como as pessoas encaram e se comportam diante de situações de risco é uma das questões mais importantes na operacionalização de risco ambiental. Discutiu-se ainda, modelos que buscam operacionalizar o conceito risco ambiental, confrontando-os com a teoria sobre risco na modernidade. Este estudo de caso demonstra o quanto avaliação e percepção de risco das pessoas de senso comum é diferente da realizada pelos sistemas peritos.

**PALAVRAS-CHAVE:** Risco ambiental. Operacionalização. Risco na modernidade.

## ABSTRACT

This article arose from the need to build an operation model that provides scientific support to technological and qualitative evaluation of environmental risks. The definition of risk and how to empirically operationalize this concept was initially outlined. The way that people think and behave in risk situations is one of the most important things in environmental risk operationalization. The models that operationalize the environmental risk concept was discussed and compared with the theory of modernity risk. This case study shows how risk perception and evaluation is different between the scientific community and the public.

**KEYWORDS:** Environmental risk. Operation. Modernity risk.

## Simone Gonçalves Sales Assunção

Arquiteta e Urbanista, Especialista em Educação: Docência Universitária, Mestre em Planejamento e Gestão Ambiental, Doutoranda em Ciências Ambientais (UFG), Professora da Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos da Universidade Federal de Goiás, Professora do Departamento de Engenharia da Pontifícia Universidade Católica de Goiás (PUC Goiás). Endereço: Rua SB-31, Qd. 51, Lt. 16, Residencial Portal do Sol II, Goiânia, GO. CEP.: 74.884-641. Cel:(55 62)92639437. E-mail: si.sales@pucgoias.edu.br

## Fausto Miziara

Sociólogo, Mestre em Sociologia, Doutor em Sociologia. Professor titular da Universidade Federal de Goiás.

## INTRODUÇÃO

A análise de riscos ambientais tem sido utilizada como instrumento de gestão em empreendimentos e em planejamento urbano e ambiental, seja no desenvolvimento do contexto histórico, baseado em fatos e acidentes já ocorridos, seja para prevenir ou mitigar danos. É também utilizada no incremento de instrumentos, fundamentos teóricos e demandas que dão sustentação aos estudos científicos para sua aplicação, que é o caso deste artigo.

As formas de intervenção no espaço urbano podem propiciar acidentes, alterar a qualidade do meio natural e também podem provocar danos. Muitos dos atuais planos de análise de risco ambientais fornecem orientação básica do processo de condução dos empreendimentos, etapa por etapa, discorrendo sobre a situação dos agentes sociais envolvidos, dos procedimentos e das ferramentas utilizadas, propondo alternativas para cada um desses elementos.

Entre as dificuldades de um estudo sobre qualidade no meio ambiente, destaca-se a definição do que é risco e como operacionalizar empiricamente este conceito. A maneira como as pessoas encaram e se comportam diante de situações de risco é uma das questões mais importantes na operacionalização deste tipo de trabalho. Têm-se, portanto, a necessidade da construção de um modelo operacional que dê sustentação científica e tecnológica à avaliação de riscos ambientais.

O desenvolvimento das instituições sociais modernas e sua difusão em escala mundial criaram maiores oportunidades para o homem gozar de uma existência segura e gratificante, porém promovem também o surgimento de novas situações de risco. Resultados inesperados podem ser a consequência de atividades ou decisões realizadas pelo próprio homem. Assim, os instrumentos de análise de risco apresentam-se como instrumentos capazes de prever acidentes ou danos e proporcionar segurança.

A sociologia ambiental surgiu, enquanto produção científica e acadêmica,

impulsionada pelos movimentos de contestação social frente à constatação da situação emergencial de degradação dos recursos naturais e do desenvolvimento do industrialismo, no início dos anos 60, século XX (FERREIRA, 2006 p. 15). Já nas décadas de oitenta e noventa são os conceitos de risco e incerteza e a construção social do meio ambiente que chamaram a atenção da sociologia ambiental (LEMKOW, p. 130). Ulrich Beck e Anthony Giddens apresentam contribuição decisiva ao tema ao descreverem as características e implicações que apresentam os novos riscos e os perigos gerados pelos processos de modernização e industrialização. Dessa forma analisam os efeitos sociais desses riscos: a insegurança, a incerteza, a individualização na vida familiar e o trabalho, a crise de identidade pessoal. Em nossa sociedade atual os riscos ambientais - tecnológicos e sociais - tornaram-se democratizados em termos de exposição e distribuição. Os riscos, na maioria das vezes, não são observáveis a olho nu e para a sua detecção e medição é preciso a intervenção de sofisticadas técnicas analíticas. Processos de danos, por vezes, irreversíveis, muitas vezes, permanecem invisíveis.

Beck (2006, p. 47) chama a atenção aos pensamentos sociais e científicos em relação às situações de risco ambiental afirmando que os danos ao meio ambiente e a destruição da natureza causada pela indústria, com seus diversos efeitos sobre a saúde e convivência dos seres humanos (que surgem somente em sociedades muito desenvolvidas) se caracterizam por uma perda do pensamento social; e esta perda não chama a atenção de ninguém, nem mesmo dos sociólogos. Como exemplo, o autor relata que nas freqüentes divulgações de casos de contaminações, as pessoas parecem perceber que os danos somente atingirão outrem e outras regiões e, ao mesmo tempo não se dão conta que as mesmas substâncias nocivas podem ter reações completamente diferentes de acordo com a idade, sexo, educação, profissão, hábitos alimentares, moradia, etc, de cada ser humano. A vivência dos riscos pressupõe um horizonte normativo de segurança perdida, quebrada.

A compreensão do conceito de risco apenas é possível quando se remete ao binômio risco X confiança. Para Ferreira (1988, p. 591) o conceito de segurança se define como a condição daquele ou daquilo que se pode confiar; certeza, firmeza, convicção. Giddens (1991, p. 43) define segurança como uma situação na qual um conjunto específico de perigos está neutralizado ou minimizado. A experiência de segurança baseia-se geralmente num equilíbrio de confiança e risco aceitável. A minimização do perigo para o autor seria o risco aceitável. Assim confiança como sinônimo de segurança estaria na condição de risco aceitável.

A crítica e intranquilidade públicas vivem numa dialética entre especialistas e não especialistas. Beck (2006, p. 47) conclui a situação da modernidade de risco afirmando que sem racionalidade social a racionalidade científica fica vazia; sem racionalidade científica a racionalidade social é cega, pois os efeitos causais das cadeias e ciclos de danos são interdependentes. Os efeitos nocivos provenientes do complexo sistema de produção industrial, ou os riscos da modernização não podem ser vistos e responsabilizados de maneira isolada; há uma interdependência sistêmica dos atores da modernização em economia, em agricultura, no direito e na política. A força social do argumento de risco reside na projeção das ameaças para o futuro. Na sociedade de risco o passado perde a força de determinação para o tempo presente; em seu lugar aparecem as atitudes do planejamento: evitar, prevenir, mitigar os problemas e as crises do futuro. Essas prognoses se relacionam diretamente com atitudes educativas preparatórias para o futuro embasadas em variáveis projetadas, envolvendo a atuação presente.

Para conhecer melhor os pensamentos sociais e científicos em relação às interferências humanas no meio ambiente, torna-se necessário o embasamento científico da conceituação de risco ambiental. A primeira etapa é justamente a conceituação de meio ambiente. A Constituição Federal de 1988 descreve que o meio ambiente é um bem de uso comum do povo e essencial à sadia

qualidade de vida da população e impõe ao poder público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações (BRASIL, 1988). A Lei Federal nº 6.938 de 31/08 81 (BRASIL, 1981) que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, em seu art. 3º, inciso I conceitua meio ambiente como o conjunto de condições, leis, influências e interações de ordem física, química ou biológica que permite, abriga e rege a vida em todas as suas formas. A NBR ISO 14001 (ABNT,1996) conceitua meio ambiente como circunvizinhança em que uma organização opera, incluindo ar, água, solo, recursos naturais, flora, fauna, seres humanos e suas inter-relações. Assim, circunvizinhança estende-se do interior das instalações para o sistema global. Custódio (1993, p. 117) acrescenta que, para os fins protecionais, meio ambiente é o conjunto das condições naturais, sociais e culturais em que vive a pessoa humana e que são suscetíveis de influenciar sua existência. O conceito de ambiente traz, em sua etimologia, a noção de envoltório que serve à sustentação dos seres vivos (ART, 1998). Prandini e Nakasawa (1994, p. 42) utilizam a expressão ambiente natural a algo criado pelo Universo; a um espaço físico, ao mesmo tempo habitat e envoltório de seres vivos.

De acordo com Hammer (1993), o risco pode ser definido de diversas maneiras, porém, com uma consideração comum a todas elas: a probabilidade de ocorrência de um evento adverso, que está diretamente relacionada com estudos sobre um bem que se quer proteger, podendo ser esse bem o homem, uma espécie vegetal ou animal, ou ainda propriedades e equipamentos (CETESB, 2008). Faria (2000) considera risco de danos como mudanças qualitativas e/ou quantitativas aos recursos naturais, expressos pela insuficiência de conhecimento em ecologia e pela deficiência de dados para o planejamento.

De acordo com a Resolução CONAMA nº 1 de 23/01/1986 (BRASIL, 1986), impacto ambiental se conceitua como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente,

afetam a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; a qualidade dos recursos ambientais. De acordo com a NR 9 (BRASIL, 1995) consideram-se riscos ambientais os agentes físicos, químicos e biológicos existentes nos ambientes de trabalho que, em função de sua natureza, concentração ou intensidade e tempo de exposição, são capazes de causar danos à saúde do trabalhador. Para a NBR ISO 14001 (ABNT,1996) impacto ambiental se refere a qualquer modificação do meio ambiente, adversa ou benéfica, que resulte, no todo ou em parte, das atividades, produtos ou serviços de uma organização.

A Política Nacional do Meio Ambiente, Lei 6938 de 1981, considera degradação ambiental como degradação da qualidade ambiental, que é definida como alteração adversa das características do meio ambiente (BRASIL, 1981).

Garcia (1994) estabelece a sistemática de análise de risco considerando três elementos: riscos (causas geradoras), sujeitos (sobre quem pode incidir os riscos) e os efeitos (dos riscos sobre os sujeitos). O gerenciamento de riscos se efetiva, por meio da inter-relação destes elementos com os diversos planos de observação: humano, social, político, legal, econômico, empresarial e técnico. Para Cardoso et al (2004) a análise de riscos é uma atividade voltada para o desenvolvimento de uma estimativa qualitativa ou quantitativa, do risco, baseada em técnicas estruturadas para promover a combinação das probabilidades de ocorrência e das conseqüências de um acidente ambiental. O mesmo autor conceitua avaliação de riscos como um processo que utiliza os resultados da análise de riscos para a tomada de decisão quanto ao gerenciamento dos riscos, por meio de critérios comparativos de riscos previamente estabelecidos. Análise de riscos conforme a Norma Técnica P.4261 é um estudo quantitativo de riscos presentes numa instalação industrial, baseado em técnicas de identificação de perigos, estimativa de freqüências e conseqüências, análise de vulnerabilidade e na estimativa do risco. Avaliação de riscos ambientais

para a mesma Norma é o processo pelo qual os resultados da análise de riscos são utilizados para a tomada de decisão, utilizando-se de critérios comparativos de riscos, para definição da estratégia de gerenciamento dos riscos e aprovação do licenciamento ambiental de um empreendimento (CETESB, 2003).

A aplicação de métodos e técnicas de análise e avaliação de riscos vem, cada vez mais, ocupando seu espaço no cenário mundial, com o objetivo de embasar tomada de decisões, de forma a mitigar ou prevenir riscos de mercado, financeiros, de produção, políticos e acima de tudo, se adequar aos conceitos dos programas de segurança, quanto às questões relacionadas à segurança e meio ambiente (AWAZU, 2004). Os estudos de análise e avaliação de riscos destinados a diferentes aplicações devem ser encarados como importantes instrumentos de gerenciamento e planejamento, sem os quais se pode estar exposto à ocorrência de acidentes e grandes prejuízos financeiros, ambientais e humanos.

No Brasil, em 1996 a CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2009) - elaborou a "Metodologia para classificação das instalações industriais quanto à periculosidade". O "manual de orientação para a elaboração de estudos de análise de riscos" de janeiro de 2000, ou Norma Técnica P.4261, incluiu também um critério quantitativo de aceitabilidade considerando valores do risco expressos na forma de risco social e risco individual (CETESB, 2003).

A mesma conceituação dada pela CETESB é confirmada por Sánchez (2008) que define risco social como a quantidade anual de perda de vidas associada a determinada atividade, dada pelo produto do número de mortes por acidente, pelo número de acidentes por ano. Por risco individual o autor define ser a razão entre risco social e o número de habitantes da zona em estudo. Situações de perigo, perda ou dano às vidas humanas são considerados riscos geológicos, segundo Cerri e Amaral (1998, p. 301). Os processos geológicos fazem parte da dinâmica natural do planeta, independentemente das interferências antrópicas, porém com o excesso das

interferências do homem no meio, esses processos geológicos se modificaram, alterando em frequência e formas de ocorrência. Assim, o conceito de risco passou a incluir, além dos processos naturais, os processos induzidos pelo homem.

Nas análises de risco é comum a diferenciação conceitual entre perigo e risco. Para Sánchez (2008) perigo é uma característica intrínseca a uma substância (natural ou sintética), uma instalação ou um artefato; já risco conceitua-se como a contextualização de uma situação de perigo, seria a possibilidade de materialização do perigo ou da ocorrência de um evento indesejado.

A CETESB (2003) conceitua perigo como uma ou mais condições, físicas ou químicas, com potencial para causar danos às pessoas, à propriedade, ao meio ambiente ou à combinação desses. Já Ferreira (1988) considera perigo como uma circunstância que prenuncia um mal para alguém ou para alguma coisa; risco; estado ou situação que inspira cuidado.

Cabe ressaltar que para os indivíduos em situação de modernidade a percepção de riscos se dá moldada pela ação dos sistemas peritos (Giddens, 1991). A realidade da modernidade se caracteriza por um certo nível de incerteza e até de angústia. Ao mesmo tempo em que a razão humana obtém as informações provenientes dos sistemas peritos, não se possui o domínio pleno das informações no seu cotidiano. O sistema perito, constituído pelos especialistas, informa a comunidade nas questões relativas ao conhecimento. A comunidade, ou o indivíduo, de maneira reflexiva, adota ou não o conhecimento transmitido pela comunidade científica, aplicando-a ou não. Isso interfere sobremaneira no cotidiano das pessoas, no resultado dos seus atos e, diretamente no meio que os envolve. De acordo com a ação reflexiva e diante de determinadas situações da modernidade, ignora-se o risco, apesar de estar diante e confiante nos sistemas peritos.

Existem vários modelos que buscam operacionalizar o tema risco ambiental que utilizam diversos instrumentos de apoio à sua realização.

Dentre eles podem-se citar as técnicas para: ordenar, como por exemplo, checklists; para agregar, como matrizes e/ ou diagramas; para quantificar, como modelos de simulação ou análise multicritério; além das técnicas de representação gráfica, como overlays, matrizes, diagramas, fruto de informações geradas nos estudos. Essas técnicas são importantes para tornar transparentes as informações utilizadas e para facilitar a compreensão dos procedimentos utilizados nos diferentes estudos (BRASIL, 1995).

Segundo Baylei (1997), embora se verifiquem esforços para compreender a realidade urbana e a ambiental, poucos resultados são alcançados com relação a suas interinfluências. Métodos de descrição e avaliação de impacto e risco sobre o ambiente e modelos para abordar crescimento urbano têm sido desenvolvidos, mas são ainda primitivos na sua habilidade em representar mudanças e dinâmicas urbanas e naturais.

Um esforço empreendido pelos autores que se preocupam em analisar as questões relacionadas com o risco ambiental tem sido a tentativa de desenvolver modelos que busquem operacionalizar esta análise. De modo geral são selecionadas variáveis que procurem espelhar os aspectos da realidade mais significativos na perspectiva desses autores. Assim, a própria seleção das variáveis parte de pressupostos teóricos que refletem as opções realizadas por cada um de seus autores.

Dentre os diversos modelos desenvolvidos para estudar os riscos ambientais destaca-se o método Análise do Risco Ecológico apresentada por Faria (1984). Este método proporciona ao planejador a possibilidade de avaliar as inter-relações entre os usos existentes/ planejados e os fatores naturais que caracterizam um determinado espaço, a partir da análise das relações de troca (matéria e energia) entre dois sistemas: o sistema das atividades antrópicas, como causador de efeitos negativos nos fatores naturais; e o sistema dos fatores naturais, como receptor e difusor desses efeitos negativos. Assim, a dimensão do "risco" é dada pela combinação da sensibilidade dos

recursos naturais a danos (compreende o potencial de uso dos recursos naturais e a capacidade dos geofatores de difundir efeitos negativos) com a intensidade de danos potenciais causados pela atividade antrópica.

Utilizando-se de um modelo de indicadores, que são agregados por meio de combinações booleanas, a Análise do Risco Ecológico (FARIA, 1984) é concretizada nos seguintes passos metodológicos:

(a) informações sobre condicionantes básicos para o planejamento (inclusive o espaço natural a preservar) e sobre a estrutura atual do espaço;

(b) decomposição do sistema "Usos-Recursos Naturais" em subsistemas independentes, embora inter-relacionados. No centro desses subsistemas está, ou um fator natural ou uma qualidade natural básica;

(c) escolhida a área de conflito, procede-se a avaliação dos aspectos ambientais negativos, ou os usos antrópicos existentes no local estudado, que podem ser mapeados para utilização como indicadores de danos potenciais;

(d) avaliação de quanto os usos estão interferindo na capacidade de resistência e resiliência do fator natural em estudo;

(e) procede-se a combinação da Intensidade dos Danos Potenciais com a Sensibilidade a Danos, utilizando-se de uma matriz de agregação, obtendo Risco Ecológico. A agregação não pode se valer dos princípios matemáticos, mas sim das combinações lógicas dos indicadores do tipo E/OU. O processo de determinação da Matriz de Agregação se dá de forma a anexar os âmbitos dos indicadores, tanto de Sensibilidade, quanto de Intensidade de Danos, em um dos níveis da escala ordinal.

Como resultado da aplicação desta metodologia, tem-se a definição dos níveis de risco, em que o mais alto grau se refere ao maior número na escala ordinal. Esses resultados devem ser levados em consideração para se fazer a revisão dos processos e dos tipos e formas de usos antrópicos ocorridos no ambiente, tanto urbano, quanto rural, para poder diminuir ou restringir as intervenções negativas

ocorridas.

Considera-se a metodologia citada de grande embasamento teórico e conceitual e de grandes e consistentes resultados em termos de análise de risco. Porém, há que se considerar a incorporação de novos estudos referentes às denominadas pela autora de áreas de conflito, que na realidade são fatores naturais - água superficial, água subterrânea, solo, clima/ar - desde a elaboração deste método.

## OBJETIVOS

Neste trabalho discutem-se inicialmente os conceitos que embasam risco ambiental e os modelos que buscam operacionalizar o conceito de risco ambiental, confrontando-os com a teoria mais ampla sobre a ideia de risco na modernidade. Isso possibilitou realizar uma crítica às variáveis e indicadores selecionados por esses modelos, bem como à própria essência dos mesmos. Um estudo de caso aplicado no entorno do córrego Mingau, em Goiânia, Goiás permite proporcionar maior segurança no debate sobre as variáveis que devem ser incorporadas aos modelos que trabalham com o risco ambiental. Por fim, o objetivo final pretendido é fazer o confronto entre percepção dos atores sociais em situação de risco ambiental e os diagnósticos dos mesmos realizados pelos sistemas peritos.

## METODOLOGIA

Foi realizada uma pesquisa no entorno do córrego Mingau, localizado no Parque Amazônia em Goiânia, Goiás, região classificada como de risco ambiental por especialistas. A pesquisa utilizou da aplicação de questionário em 21 residências no entorno do referido córrego, onde em 2005 foi realizada uma análise de risco de danos ao solo devido a ocupação urbana (ASSUNÇÃO, 2005). O presente trabalho utilizou-se dos principais resultados obtidos no estudo de Assunção (2005), que foram os riscos à inundação e à erosão para a construção do questionário. Os resultados obtidos com a sua aplicação foram comparados com as opções teórico-metodológicas dos modelos de Análise de Risco apresentados por Faria (1984), por

Cerri e Amaral (1998) e Norma Técnica P.4261 (CETESB, 2003). Por fim sugerem-se ferramentas e indicadores para incorporação aos métodos de Análise de Risco Ambiental.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Como subsídio à incorporação pelos modelos de análise de risco ambiental da dimensão social apresenta-se a seguir um estudo de caso que busca perceber como as pessoas em situação de risco avaliam as circunstâncias a que estão expostas.

O estudo realizado por Assunção (2005), em uma área de 284.437,68 Km no entorno de um curso d'água - córrego Mingau - utilizou a metodologia Análise do Risco Ecológico (FARIA, 1996). O presente trabalho baseou-se nos resultados obtidos no estudo de Assunção (2005, p. 13), quando se pôde observar a dimensão do desrespeito às áreas de proteção permanente, de tal forma que dificilmente se encontram matas ciliares em bom estado de preservação, pouco restando da paisagem natural. A construção indiscriminada de habitações, de clubes de lazer e vias públicas e a retirada das matas ciliares, levaram à compactação do solo, alteraram a drenagem natural de toda a área e contribuíram para o aprofundamento do perfil de base do córrego. Foram avaliadas as condições no entorno do solo em três pontos do córrego: o 1º nas nascentes principais; o 2º aproximadamente no ponto médio do córrego e o 3º na confluência do córrego Mingau com o Serrinha. No 1º ponto as nascentes principais estavam expostas e isentas da proteção da mata ciliar, o que demonstra o risco de as mesmas virem a ser extintas; no 2º ponto, observou-se o assentamento do perfil de base do córrego no 2º horizonte, ou sobre a camada mais permeável do solo, expondo-o a processos erosivos; e no 3º ponto verificou-se o assentamento do perfil de base do córrego sobre a rocha matriz (ASSUNÇÃO, 2005, p. 6 e 7).

A retirada da mata ciliar, o aprofundamento máximo do perfil de base do córrego verificado in loco, os processos frequentes de detritização, a configuração topográfica natural do terreno aliada à construção de obras civis inadequadas ou

mal dimensionadas ao fim que se destinam, causaram alargamento do seu leito e o deslizamento de encostas e a presença de enormes erosões que expõem a população ao risco de desabamento de suas habitações.

Nas edificações localizadas próximas ao 1º ponto, devido à declividade do terreno, à impermeabilização do solo pela pavimentação asfáltica das ruas e ao lançamento de lixo no sistema de drenagem das águas pluviais, as edificações sofrem ainda com as inundações, expondo a população a riscos financeiros e de morte. Já no 2º ponto as habitações encontram-se expostas a enchentes em ocasiões de grandes chuvas e no 3º ponto já não ocorrem inundações, pois a erosão se tornou uma grande cratera. Estas são constatações dadas pelos sistemas peritos.

O questionário aplicado teve como objetivo avaliar como as pessoas moradoras no entorno do córrego Mingau percebem sua situação de risco e a quais fatores elas atribuem este risco.

Como resultado da aplicação do questionário, o primeiro dado a destacar refere-se à percepção de risco da população entrevistada. Considerando-se um gradiente que vai de 1 (muito baixo) a 10 (muito alto) a população atribuiu uma nota 8,1 aos riscos associados à erosão e 2,05 de inundação (Tabela 1).

Tabela 1 - Risco em relação a erosões e inundações no entorno do córrego Mingau.

Avaliação do risco pessoal dos moradores.		
Morador	Erosões (notas)	Inundações (notas)
1	10	0
2	5	5
3	0	0
4	10	0
5	10	0
6	10	0
7	10	8
8	10	10
9	9	0
10	9	0
11	9	0
12	8	0
13	8	0
14	8	0
15	8	0
16	8	8
17	7	0
18	7	0
19	6	0
20	10	10
Média	8,1	2,05

Fonte: Pesquisa de campo realizada pelos autores

As erosões ocorrem em todo o percurso do córrego, sendo que na confluência do córrego Mingau com o córrego Serrinha presencia-se uma grande cratera, onde o perfil de base do córrego já apresenta aprofundamento máximo tendo se assentado sobre a rocha matriz. Neste local, de acordo com as interferências antrópicas que o córrego se expõe e por estar já com o aprofundamento máximo, o solo do entorno do córrego está totalmente erodido e transformado numa enorme

cratera.

Observa-se, como resultado da pesquisa que a média apresentada para risco à erosão é considerada alta e, em relação às inundações é baixa. Isto se deve ao fato de a erosão ser muito forte e mostrar-se mitigadora da inundação, pois as águas captadas são escoadas em direção a esta cratera. Sendo assim as enchentes somente são vivenciadas na região da nascente principal, nos locais onde a pesquisa de Assunção (2005, p. 6 e 7) denomina como 1º

ponto e também no 2º ponto, pois as erosões ocorrem nesses locais de maneira não tão grave.

Outros temas avaliados foram os fatores que causam as erosões e as inundações, no entender dos entrevistados. Os fatores apresentados nos questionários, tanto para erosões como para inundações, foram evidenciados como indicadores de risco na pesquisa realizada por Assunção (2005, p. 13).

Tabela 2 - Fatores que provocam o risco à erosão e inundação no entorno do córrego Mingau.

<i>Fatores que provocam risco</i>				
	Erosão		Inundação	
	Número de moradores	%	Número de moradores	%
Inclinação do terreno	8	44,44	3	60
inexistência de vegetação nativa	11	61,11	3	60
acúmulo de lixo	11	61,11	2	40
impermeabilização (construção de casas, asfaltamento de ruas)	11	61,11	3	60
sistema de drenagem urbana	14	77,77	2	40
sistema de captação de esgoto	6	33,33	1	20
lançamento de esgoto no córrego	11	61,11	2	40

Fonte: Pesquisa de campo realizada pelos autores

Observa-se, pelos resultados obtidos (Tabela 2) que as pessoas não conseguem relacionar a impermeabilização do solo por meio da construção de casas ao longo do córrego, bem como o asfaltamento das vias que o circundam como fatores que causam a inundação, mas relacionam esses indicadores como causas das erosões. Isso se deve ao fato de considerarem as erosões como maiores fatores de risco e ainda, o asfaltamento das vias, no entender dos entrevistados, não é considerado um fator de impermeabilização e sim um benefício. Para quem já vivenciou morar num lugar onde não se tem as ruas asfaltadas presencia-se, na época da seca, muita poeira e, em decorrência disto, muitas doenças respiratórias; na época das chuvas, evidencia-se lama e barro. Desta forma, eles preferem submeter ao risco da inundação e

erosão a ter que morar em locais não asfaltados.

O mesmo acontece para os fatores de drenagem urbana: para o risco de erosão os moradores consideram altos e para os de inundação consideram baixos. Já para a inclinação do terreno eles consideram risco médio para erosão e, alto para inundação. Analisando o acúmulo de lixo, percebe-se um risco médio-alto para erosão e, alto para inundação.

Comparando as respostas obtidas para inundação e erosão, percebe-se uma discrepância entre respostas, ou seja, o que provoca erosão nem sempre provoca a inundação. Para os sistemas peritos os fatores que provocam o risco de inundação e de erosão estão articulados, porém para os moradores isto não acontece. A tendência das respostas, de maneira geral reforça o

risco da erosão. Observa-se, utilizando-se dos resultados, uma percepção bastante imediatista dos fatos, como exemplo cita-se que a falta da drenagem urbana para eles provoca a erosão, mas não conseguem perceber como essa ausência pode provocar a inundação.

Outro ponto abordado refere-se aos fatores que no entender dos moradores atenuariam o risco relacionado às erosões e às inundações, apresentados na Tabela 3. O acúmulo de lixo foi apontado como fator importante, tanto no risco de inundação como no risco de erosão. Porém, na pergunta relacionada aos fatores que atenuariam o risco a erosões, a sistematização da coleta do lixo não foi apontada como fator importante na solução deste problema.

Tabela 3 - Fatores que atenuariam o risco no entorno do córrego Mingau.

<i>Fatores que atenuariam o risco</i>				
	Erosão		Inundação	
	Número de moradores	%	Número de moradores	%
dimensionamento correto galerias captação água pluvial	14	73,68	5	100
reflorestamento da área	14	73,68	2	40
recuperação das erosões	15	78,94	2	40
sistematização da coleta de lixo pela Prefeitura	6	31,57	1	20
canalização do córrego	16	84,21	2	40

Fonte: Pesquisa de campo realizada pelos autores

Analisando os motivos que os impulsionaram a escolher a canalização do córrego como alternativa mais indicada para a solução dos riscos à erosão, observa-se que os fatores reflorestamento e recuperação das erosões foram considerados importantes para a solução dos riscos relacionados à erosão, mas não em relação à inundação. Isso reafirma a visão imediatista dos questionados observadas nas questões anteriores, ou seja, a vegetação pode impedir que os processos erosivos avancem, mas não tem resultado tão imediato quanto a canalização do córrego e a revegetação demora muitos anos. Assim, os moradores demonstram não conseguir fazer a relação de como o

reflorestamento, num horizonte temporal mais distante, pode mitigar os riscos à erosão e à inundação.

Ao tratarmos do tema canalização percebe-se uma visão controversa dos questionados em relação aos sistemas peritos: enquanto os primeiros são a favor da canalização, os últimos vislumbram essa prática de maneira mais criteriosa, questionando os reais benefícios, viabilidade e adequação socioambiental advindos da canalização e, acima de tudo, se houver viabilidade, quais os materiais de construção mais adequados para a execução da obra, evitando a impermeabilização do solo.

Quanto ao item dimensionamento

correto das galerias de captação de água pluvial para solução dos riscos relacionados à erosão e inundação, os resultados obtidos convergem com o apontado como fator que provoca os riscos. Assim, com exceção a este fator, de acordo com o entender dos questionados, percebe-se não haver coerência efetiva entre os fatores que causam o risco e os que atenuariam o risco.

Outro ponto abordado é a atribuição de culpa pelas erosões e inundações. Devido ao fato dos moradores perceberem as erosões como os maiores riscos a que estão expostos, atribuem que a culpa pela existência destes riscos seja da Prefeitura (Tabela 4).

Tabela 4 - Relações de causa e efeito das atividades que provocam o risco

<i>Relações de causa e efeito das atividades que provocam o risco</i>				
	Inundação		Erosão	
	Número de moradores	%	Número de moradores	%
culpa da Prefeitura	2	10	17	94,44
culpa da população local	4	20	9	50

Fonte: Pesquisa de campo realizada pelos autores

Os moradores não conseguem perceber que as atividades exercidas por eles mesmos, como o lançamento aleatório de lixo nas ruas e no córrego e a construção de casas à beira do mesmo são as reais causas da existência das erosões. Ou seja, a população local não reconhece as relações de causa e efeito das suas atividades e como elas ocasionam os riscos de erosão. De maneira geral, os resultados ressaltam uma maior preocupação com os riscos à erosão e apontam para a incapacidade de detecção

de que esses são os riscos mais imediatos.

Outro fator observado na análise de risco elaborada por Assunção (2005, p. 13) se refere à fragilidade do sistema de captação da água pluvial. As bocas de lobo existentes, que efetivamente são muito poucas relacionadas ao volume de água pluvial captado no local durante as intensas chuvas, direcionam toda essa água para o córrego. Os pontos de dissipação da água pluvial coletada não são dimensionados de acordo com o volume de água recebido,

sendo totalmente destruídos em todos os períodos chuvosos. Os problemas de drenagem no entorno do córrego são realmente caóticos. No intuito de verificar o que a população percebe em relação a este sistema de drenagem, foi perguntado a eles a nota de eficiência que eles dariam ao mesmo e a média obtida em 17 pessoas questionadas foi de 4,17, conforme se pode observar na Tabela 5.

Tabela 5 - Eficiência do sistema de drenagem de água pluvial no entorno do córrego Mingau

<i>Eficiência do sistema de drenagem de água pluvial no entorno do córrego Mingau</i>	
Morador	Nota de 1 a 10
1	5
2	0
3	4
4	1
5	1
6	5
7	8
8	5
9	5
10	4
11	6
12	5
13	2
14	5
15	6
16	8
17	1
Média	4,17

Fonte: Pesquisa de campo realizada pelos autores

Considera-se que diante do quadro apresentado para este fator a nota 4,17 é baixa, porém, se comparada com o sistema existente ela é alta, dada a deficiência do mesmo. Na pesquisa verificada por Assunção (2005, p. 12) os riscos provocados

pelo atual sistema de drenagem da água pluvial foram classificados como o maior nível: III; sendo tomado nível I como menor risco de danos e nível III como o maior. Este foi outro resultado em desacordo com os obtidos pelos sistemas peritos.

Questionados se a prefeitura deveria canalizar o córrego, 90% dos moradores responderam que sim e somente 10% responderam que não, conforme Tabela 6.

Tabela 6 - Canalização do córrego pela prefeitura.

<i>Canalização do córrego pela prefeitura</i>		
	Número de moradores	%
Sim	18	90
Não	2	10

Fonte: Pesquisa de campo realizada pelos autores

Estes resultados coincidem com os fatores que atenuariam o risco a erosões,

na percepção dos moradores e, foram reafirmados na identificação dos motivos

pelos quais a prefeitura deveria canalizar o córrego, conforme Tabela 7.

Tabela 7 - Motivo pelo qual a prefeitura deve canalizar o córrego.

<i>Motivo pelo qual a prefeitura deve canalizar o córrego</i>		
	Número de moradores	%
solução dos problemas relacionados à erosão	13	72,22
solução dos problemas relacionados às inundações	3	16,66
diminuição da água da cisterna	1	5,55
solução do desbarrancamento das margens do córrego	15	83,33
a chuva não vai levar as árvores	10	55,55
a água do córrego vai ficar mais limpa	8	44,44
não vai ter lixo no córrego	11	61,11

Fonte: Pesquisa de campo realizada pelos autores

Nota-se que os dois itens mais assinalados se referem aos problemas de erosão e desbarrancamento, 72,22 e 83,33% respectivamente. O terceiro item mais assinalado se refere à ausência de lixo no córrego, contradizendo mais uma vez os dados obtidos com os relatados pelos moradores nas perguntas 3 e 4, em que os moradores não consideraram a

sistematização da coleta do lixo como fator importante para atenuar a sua exposição ao risco. Este resultado coincide com o das perguntas 5 e 6 relacionadas aos fatores que atenuariam o risco a erosões e inundações, os moradores não consideraram a presença de lixo como fator importante.

erosões acontecem devido às inundações 100% dos entrevistados responderam que sim, evidenciando mais uma vez a contradição de acordo com as respostas anteriores que consideraram serem as erosões o mais alto risco por eles percebido (Tabela 8).

Quando questionados se as

Tabela 8 - As causas das erosões são as inundações.

<i>As causas das erosões são as inundações</i>		
	Número de moradores	%
sim	9	100
não	0	0

Fonte: Pesquisa de campo realizada pelos autores

A Tabela 9 reforça a percepção de problema, uma vez que ocorrem raramente, ou apenas com as chuvas mais fortes. que as inundações não são consideradas

Tabela 9 - Frequência de ocorrência das inundações.

<i>Frequência de ocorrência das inundações</i>		
	Número de moradores	%
todas as chuvas fortes	4	80
todas as chuvas	0	0
de vez em quando	2	40

Fonte: Pesquisa de campo realizada pelos autores

As Tabelas 10 e 11 expressam o lugar percebe-se uma pouca atuação do mecanismos principais de acesso às acesso dos moradores aos sistemas peritos poder público em termos de transmissão de informações. como fonte de informações para as situações de informações. Isso faz com que os meios de de risco por eles vivenciadas. Em primeiro comunicação de massa sejam os

Tabela 10 - Orientação aos moradores por agentes da prefeitura sobre inundações/erosões.

<i>Orientação por agentes da prefeitura sobre inundações/erosões</i>		
	Número de moradores	%
sim	3	15
não	17	85

Fonte: Pesquisa de campo realizada pelos autores

Mesmo a escola não aparece como uma instância importante nesse aspecto, como pode-se observar na Tabela 11, que informações sobre as erosões e inundações. refere-se às fontes de obtenção de

Tabela 11 - Fontes de informação sobre erosões/inundações.

<i>Fontes de informação a respeito das erosões/inundações</i>		
	Número de moradores	%
agentes da prefeitura	3	15
agentes comunitários	2	10
televisão/rádio/jornal	12	60
escola	5	25
nunca me informei	5	25

Fonte: Pesquisa de campo realizada pelos autores

Por último e, no intuito de relacionar as respostas obtidas, analisando escolaridade e risco, obteve-se o resultado demonstrado na Tabela 12.

Tabela 12 - Relações entre escolaridade e risco.

<i>Relações entre escolaridade e risco</i>				
Morador	Escolaridade			
	Analfabeto	Ensino fundamental	Ensino médio	Ensino superior
1			X	
2				X
3			X	
4		X		
5			X	
6			X	
7		X		
8			X	
9		X		
10			X	
11			X	
12			X	
13		X		
14			X	
15		X		
16		X		
17			X	
18	X			
19			X	
20	X			
TOTAL	2	6	11	1

Fonte: Pesquisa de campo realizada pelos autores

Das 20 pessoas entrevistadas nota-se que a escolaridade predominante é o ensino médio - 11 pessoas, seguido do ensino fundamental - 6 pessoas, logo após verificam-se 2 pessoas analfabetas e somente 1 pessoa entrevistada apresenta ensino superior completo em Teologia. Nenhuma pessoa entrevistada possui pós-graduação lato sensu ou stricto sensu.

Segundo Assunção (2005, p. 12), os riscos relacionados à erosão e inundação no córrego Mingau foram classificados como nível III (muito alto). Analisando nesta Tabela 12 o maior nível de escolaridade, morador número 2 com a pergunta apresentada na Tabela 1, risco em relação a erosões e inundações no entorno do córrego Mingau, observa-se que as notas dadas 5 para erosão e 5 para inundações não condizem com os resultados dos sistemas peritos; mas na Tabela 5, quando o mesmo morador atribuiu nota a eficiência do sistema de drenagem de água pluvial, o resultado é nota 0, o que demonstra uma maior

adequação à teoria dos sistemas peritos.

Já o morador número 18, sem nenhuma instrução escolar, atribuiu nota 7 para erosão e 0 para inundação, em relação a pergunta demonstrada na Tabela 1. A nota 7 também estaria fora dos resultados obtidos pelos sistemas peritos e a 0 atribuiu-se ao fato de que nessa região onde esse morador habita não existe inundação. O morador número 20, também analfabeto, atribuiu nota 10 para inundação e 10 para erosão, traduzindo os mesmos resultados obtidos pelo sistema perito.

Analisando agora os questionados que apresentam ensino médio, moradores números 8, 9 e 10, verifica-se que as notas por eles atribuídas aos riscos oferecidos pela erosão e inundação (Tabela 1) se adequam aos resultados obtidos pelo sistema perito (ASSUNÇÃO, 2005, p. 12). O morador de número 8 atribuiu notas 10 (risco máximo) para inundação e erosão; os moradores 9 e 10 atribuíram nota 9, que também pode ser considerado risco máximo

para erosão e 0 para inundação, também porque no local onde eles habitam realmente não existe inundação.

## CONCLUSÃO

Esta pesquisa, inicialmente embasada em revisão bibliográfica, demonstrou os diversos instrumentos, as ferramentas mais utilizadas e a legislação pertinente relativa à avaliação de risco ambiental e procurou, de maneira empírica, problematizar algumas questões. A busca por dados relevantes e convenientes para serem utilizados como indicadores em avaliação de risco ambiental é que impulsionou a pesquisa empírica. Esta estudou uma população considerada em situação de risco pelos sistemas peritos: pesquisa sobre avaliação de risco do solo realizada no entorno do córrego Mingau e publicada em 2005, que determinava os níveis mais elevados de risco para erosão e inundação.

Por meio da pesquisa realizada foi possível perceber que a experiência de vida do indivíduo é que determina a sua percepção de risco. A população estudada não consegue relacionar o conhecimento dos sistemas peritos com os problemas por eles enfrentados cotidianamente. Esta conclusão é fruto da análise realizada que demonstra ser a escola um dos menores instrumentos de transmissão de conhecimento. As pessoas têm mais acesso ao conhecimento através dos meios de comunicação de massa, em especial da televisão. A pouca atuação do poder público em termos de transmissão de informações também foi verificada.

É interessante ressaltar o efeito contraditório entre os resultados obtidos em pesquisa dos sistemas peritos e as notas atribuídas pelos moradores aos fatores de risco ambiental. Os resultados da pesquisa demonstram que nos diversos níveis de escolaridade há grandes divergências de respostas; somente se obteve uma maior padronização destas nos questionários dos moradores que apresentam escolaridade no ensino médio. Assim, as pessoas tendem a não ter acesso ou ignorarem o conhecimento dos sistemas peritos, o que os faz apresentarem uma percepção bastante imediatista dos fatos. Os problemas mais próximos a eles são considerados maiores. Como exemplo, cita-se o fato de perceberem como maior risco a erosão em relação à inundação: no seu modo de pensar a erosão, que é o problema mais vivenciado, é provocada pela ausência dos sistemas de drenagem urbana; porém os entrevistados não percebem que a ausência deste sistema também pode provocar a inundação.

Não se pretende aqui analisar as opções teórico-metodológicas empreendidas pelos diversos autores que trabalham com avaliação de risco ambiental. Mas, se considera que a dimensão do risco também é expressa em termos sociais e não somente em termos ambientais. Na Política Nacional da Biodiversidade (BRASIL, 2002) está dito claramente que a conservação e a utilização sustentável da biodiversidade devem contribuir para o desenvolvimento socioeconômico, para a erradicação da pobreza e também que as ações de gestão

da biodiversidade devem ter caráter integrado, descentralizado e participativo. Assim as avaliações de risco devem integrar, não somente as variáveis ambientais, mas também as sociais.

Entende-se que não é por acaso que as áreas de risco e degradação ambiental em ambientes urbanos também são, na maioria das vezes, áreas de pobreza e privação social. As situações de pobreza e privação social apresentadas nas grandes metrópoles brasileiras estão diretamente ligadas à vulnerabilidade ambiental. Assim, a vulnerabilidade socioambiental para análise de risco pode refletir de maneira mais eficaz os indicadores de sobreposição espacial e interação entre os problemas sociais e ambientais.

Este estudo de caso demonstra claramente o quanto a avaliação de risco por parte dos agentes sociais é diferente da realizada pelos sistemas peritos; corrobora ainda a grande distância entre a percepção de risco da população local e a avaliação de risco ambiental elaborada pelos sistemas peritos. Essa constatação nos remete e reafirma o pensamento de Beck (2006) que trata da perda do pensamento social das comunidades provocada pelas situações de risco ambiental: as pessoas expostas aos riscos parecem perceber que os danos poderão atingir somente as outras pessoas ou em outros lugares e, simultaneamente, os mesmos danos podem ter percepções completamente diferentes de acordo com a idade, sexo, educação, profissão, hábitos alimentares, moradia, etc.

A revisão teórica exposta nesta pesquisa demonstrou sustentação a uma pesquisa empírica, reafirmando a necessidade que os modelos de avaliação de risco precisam incorporar, além das variáveis quantitativas e qualitativas, outras dimensões das atualmente adotadas. A percepção de risco pelos agentes sociais é uma dessas dimensões e precisa ser considerada e trabalhada com rigor e efetividade, como instrumento nos modelos de avaliação de risco ambiental. Reafirmando o pensamento de Beck, sem racionalidade social a racionalidade científica fica vazia. Afinal, a operacionalização desses modelos somente será efetiva se realmente servir como

melhoria da qualidade de vida da população.

## AGRADECIMENTOS

*Agradecimentos: aos estudantes do curso de Agronomia da Universidade Federal de Goiás Ricardo de Sousa Bezerra, Raphael de Arruda Camozzi e Marcos Paulo Alves Balbino; ao estudante do Curso de Direito da Pontifícia Universidade Católica de Goiás Guilherme Borges Sávio.*

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ART, H. W. Dicionário de Ecologia e Ciências Ambientais. São Paulo: Melhoramentos, UNESP. 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR ISO 14001. Sistemas de Gestão Ambiental. 1996.

ASSUNÇÃO, S. G. S. Análise do Risco de Danos ao Solo no Entorno do córrego Mingau, no Bairro Parque Amazônia, em Goiânia-GO. Proceedings: In International Congress on Environmental Planning and Management, Brasília, DF, págs. 1 a 15, ISBN: 85-905036-2-3, meio magnético. 2005.

AWAZU, L. A. M. Análise, Avaliação e Gerenciamento de Riscos no Processo de Avaliação de Impactos Ambientais. São Paulo: CETESB, 2004.

BAYLEI, P. D. IEA: a new methodology for environmental policy? Environmental Impact Assessment Review, págs. 221 a 226. 1997.

BECK, U. La sociedad del riesgo: hacia una nueva modernidad. Barcelona: Paidós, 2006.

BRASIL. Constituição Federal. Senado Federal: 1988. Disponível em: <http://www.al.ma.gov.br/arquivos/CON1988.pdf>. Acesso em 13/10/2009, às 17h 45 min.

Política Nacional do Meio Ambiente. Lei Federal nº 6.938 de 31/08/81.

Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 020 de 1986.

Secretaria de Segurança e Saúde no Trabalho. NR 9 - Programa de Prevenção de Riscos Ambientais - Portaria Nº 25, de 15.02.95.

Ministério do Meio Ambiente. Avaliação de Impacto Ambiental: Agentes sociais, procedimentos e ferramentas. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, 1995.

Ministério do Meio Ambiente. Política Nacional da Biodiversidade. Decreto nº 4.339, de 22 de agosto de 2002. Brasília. 2002.

CARDOSO, A. S. et al. Metodologia para classificação de aspectos e riscos ambientais conforme NBR ISO 14001. Florianópolis: XXIV Encontro Nac. de Engenharia de Produção, 2004. Disponível em: [http://www.abepro.org.br/biblioteca/ENEGEP2004\\_Enegep1002\\_0117.pdf](http://www.abepro.org.br/biblioteca/ENEGEP2004_Enegep1002_0117.pdf). Acesso em: 13/10/2009, às 18h 15 min.

CERRI, L. E. S; AMARAL, C. P. Riscos Geológicos. In: Geologia de Engenharia. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia, 1998.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Norma Técnica P 4.261 - Manual de orientação para a elaboração de estudos de análise de riscos, 2003. Diário Oficial, 21/08/03.

Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/>. Acesso em 08/07/2008.

Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/> Acesso em 26/08/2009, às 12h 02min.

CUSTÓDIO, H.B. A Questão Constitucional: Propriedade, Ordem Econômica e Dano Ambiental. Competência Legislativa Concorrente. In: Dano Ambiental - Prevenção, Reparação e Repressão. Org.: A.H.V. Benjamin, São Paulo: Editora Revista dos Tribunais, págs. 115-143.1993.

FARIA, S. C. Bewertung der oekologischen Auswirkungen einer konkreten Planungsmassnahme auf einen regionalen Raum. Tese de doutorado na Universidade de Stuttgart, 1984.

Análise do risco ecológico. Brasília: UnB/CIORD, 1996. 13p.

Análise do risco ecológico: um método para o planejamento de bases ecológicas. Corumbá: IV Jornada de Planejamento do Cerrado, 2000.

FERREIRA, A. B. H. Dicionário Aurélio Básico da Língua Portuguesa. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1988. 687 p.

FERREIRA, L. C. Idéias para uma sociologia da questão ambiental no Brasil. São Paulo: Annablume, 2006.

GARCÍA, F. M. Los riesgos en la empresa moderna. Gerencia de Riesgos. Fundacion MAPFRE Studios, v.11, n.44, p. 25-36, 1994.

GIDDENS, A. As Consequências da Modernidade. Tradução de Raul Fiker. São Paulo: UNESP, 1991.

HAMMER, W. Product Safety Management and Engineering. Englewood Cliffs - NJ, USA: Prentice-Hall, 2.ed., 1993. 324 p.

LEMKOW, L. Sociologia Ambiental. Pensamiento Socioambiental Y Ecologia Social del Riesgo. Barcelona: Ed. Icaria-Antrazyt Nº 177. 2002.

PRANDINI, F. L. & NAKASAWA, V. A. Desafios ambientais da civilização urbana: uma síntese. In: Primeira Oficina de Desenho Urbano de Florianópolis. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. Anais. p. 40-43. 1994.

SÁNCHEZ, L. E. Avaliação de Impacto Ambiental: conceitos e métodos. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

# Avaliação do desempenho de carvões ativos usados na remoção de compostos orgânicos de águas naturais, provenientes de cianobactérias e suas toxinas

## RESUMO

Este trabalho apresenta um estudo sobre o emprego de carvões ativados pulverizados (CAP) no tratamento de água de reservatório urbano, que apresenta altas concentrações de algas cianofíceas ou Cianobactérias. As toxinas de cianobactérias constituem uma grande fonte de produtos naturais tóxicos. No procedimento descrito, uma amostra d'água passou por um pré - tratamento com posterior aplicação de CAP. Os ensaios foram realizados com três tipos distintos de carvões ativados, com tempos de contato de 20 e 30 minutos e concentrações de 0,2 % e 0,4% m/v. O uso dos carvões ativados pulverizados mostraram-se extremamente eficiente no estudo apresentando taxas de remoção de até 100%.

**PALAVRAS-CHAVE:** carvão ativado pulverizado, eutrofização, toxinas.

## ABSTRACT

This paper presents a study on the use of powdered activated carbon (PAC) in the treatment of urban water reservoir, which has high concentrations of cyanobacteria or blue-green algae. Toxins from cyanobacteria are a major source of toxic natural products. In the procedure, a sample of water passed through a pre - treatment with subsequent application of PAC. The tests were performed with three different types of activated carbons, with contact times of 20 and 30 minutes and concentrations of 0.2% and 0.4% m / v. The use of powdered activated carbons have proved extremely effective in the study showing removal rates of up to 100%.

**KEYWORDS:** powdered activated carbon, eutrophication, toxins.

## Karina Guedes Cubas

Especialista, Tecnóloga em Química Ambiental, Consultora Ambiental, Curitiba-PR

E-mail: ka\_cubas@hotmail.com

## Gessé Jerônimo Santos Júnior

Tecnólogo em Química Ambiental

## Thomaz Aurélio Pagioro

Doutor, Biólogo, Departamento Acadêmico de Química e Biologia, Campus Curitiba, UTFPR, Curitiba-PR

## Livia Mari Assis

Doutora, Química, Programa de Pós-Graduação em Eng. Mecânica e Materiais (PPGEM), Departamento Acadêmico de Química e Biologia, Campus Curitiba, UTFPR, Curitiba-PR

## INTRODUÇÃO

Uma das conseqüências dos impactos antrópicos nos ecossistemas aquáticos é a ocorrência de acelerados processos de eutrofização, causando um enriquecimento artificial de nutrientes, principalmente compostos nitrogenados e fosfatados, que resultam num aumento dos processos naturais da produção biológica em rios, lagos e reservatórios (FUNASA, 2003). As principais causas desse enriquecimento têm sido identificadas como sendo a descarga de esgotos domésticos, industriais, dos centros urbanos e das regiões agrícolas.

Como conseqüência, tem-se a proliferação de cianobactérias e a produção de suas toxinas. A presença dessas toxinas em águas destinadas para consumo humano implica em sérios riscos a saúde pública, sendo importante o monitoração ambiental da densidade algácea e dos níveis de cianotoxinas nas águas.

A eutrofização pode causar um desequilíbrio ecológico quando ocorre de forma cultural, sendo acelerada, com o aumento desordenado na produção de biomassa, impossibilitando a sua incorporação pelo sistema aquático na mesma velocidade (BEM, 2009).

Apesar do rigoroso tratamento e monitoração pela empresa de abastecimento público, é necessário explicitar que a tecnologia convencional de tratamento de água não remove de maneira eficaz certas substâncias tóxicas e tem como finalidade principal a clarificação e destruição dos microorganismos patógenos (eliminando a possibilidade da água atuar como veículo de enfermidades agudas). Também é importante ressaltar que a existência de sistemas públicos de abastecimento de água, por si só, não é garantia automática de qualidade, pois os processos convencionais destinados ao tratamento da água para o consumo humano, como mencionado, não removem as microdoses originárias da dispersão ambiental das substâncias químicas no ambiente ou toxinas resultantes da proliferação de algas (MATTHIENSEN et al., 1997).

A utilização de carvão ativado

pulverizado (CAP) destinado para o tratamento d'água sofreu uma importante expansão na Europa e na América do Norte nas duas últimas décadas, porque a maioria de outros processos de tratamento de água não garante eficiência na remoção da matéria orgânica solúvel. Uma das principais vantagens da sua utilização, é que o CAP pode ser utilizado intermitentemente quando há necessidade, em comparação ao carvão ativado granular (ASTM D 2652/76 Reapproved 1982).

Os reservatórios existentes em Curitiba e Região Metropolitana apresentam como características a baixa profundidade média, grande tempo de residência da água e extensa lâmina de água, que os tornam susceptíveis à eutrofização. A eutrofização acelerada é problemática, porque resulta na retirada de oxigênio da água, a ponto de provocar a morte lenta de diversos seres vivos, como peixes e outras formas de vida aquática não-vegetais (ESTEVES, 1988). O reservatório do Rio Iraí, local no qual foram coletadas as amostras de água, fica localizado no município de Pinhais - PR, sendo responsável por aproximadamente 40% da água tratada para consumo da população de Curitiba e Região Metropolitana, e desde o término do seu enchimento, no início de 2001, está sofrendo processo contínuo de degradação ambiental, devido principalmente a sucessivas e massivas florações de Cianobactérias. Esta proliferação ou explosão sazonal da biomassa de fitoplâncton conduz, dentre outros efeitos, a uma perda de transparência, alteração de coloração e presença de odor e sabor nas águas. O que diferencia as Cianobactérias das bactérias heterotróficas é um pigmento comum às algas eucarióticas e plantas vasculares, que é a clorofila a (MAIER et al., 2002). Existem duas espécies de Cianobactérias predominantes no reservatório do Iraí, *Anabaena* sp. e *Microcystis* sp., que têm comprometido seriamente a qualidade da água, resultando em elevados custos de tratamento por parte da Companhia de Saneamento do Paraná - SANEPAR, responsável pelo abastecimento público de Curitiba e Região Metropolitana (ANDREOLI & CARNEIRO, 2005).

Diante da problemática apresentada, o objetivo geral deste trabalho

foi avaliar o potencial de aplicação de CAP, comercialmente disponíveis e com características físico-químicas similares aos CAP importados, que são utilizados como uma das soluções para a questão das florações de Cianobactérias, que atualmente esta recebendo atenção mundial, por se tratar de um problema de saúde pública evidente nos grandes reservatórios que abastecem as grandes metrópoles.

## MATERIAL E MÉTODOS

Foi avaliado o potencial de aplicação de amostras de CAP nacionais e disponíveis comercialmente, na retenção de material orgânico solúvel, proveniente das algas e suas toxinas dentre outras, sob variadas concentrações e tempos de residência em alíquotas d'água, monitoração das algas presentes no meio através da determinação do teor de clorofila a e Feoftina, caracterização da amostra d'água, determinação da matéria orgânica em meio ácido expressa em mg de O<sub>2</sub> por litro d'água, das toxinas através da extração com metanol e posterior determinação da matéria orgânica em meio ácido, e concluiu-se sobre o potencial de aplicação dos carvões ativados pulverizados para a remoção da matéria orgânica solubilizada proveniente das algas, remoção das próprias algas e das suas toxinas. Foram realizadas apenas coletas simples, que consiste na retirada de uma porção diretamente de um corpo d'água selecionando um ponto representativo do corpo d'água (NBR9898/87).

Para a análise de clorofila a, feofitina, toxinas, matéria orgânica ou oxigênio consumido em meio ácido e demais parâmetros físico-químicos, foram selecionados pontos representativos do reservatório. Para a determinação da alcalinidade, pH, e O<sub>2</sub> dissolvido, os pontos selecionados da barragem do Iraí foram três: no local da amostragem, margem direita, próximo ao Vertedouro d'água e na margem esquerda. Para a caracterização da amostra d'água, a coleta foi realizada em um ponto na margem direita do reservatório, onde não há a ação do vento e a profundidade máxima chega a 1m, considerando também o local de acesso para a coleta que foi mais

facilitado, de acordo com os procedimentos padrões de coleta e preservação das amostras (Standard, 1998). Na amostra bruta foram realizados os ensaios de: Temperatura, pH, O<sub>2</sub>, DQO, Oxigênio consumido, Nitrito, Nitrato, Nitrogênio Kjeldahl, Nitrogênio Orgânico, Nitrogênio Amoniacal, Fosfato Solúvel, Clorofila-a e feofitina. Após a caracterização da água bruta retirada diretamente do reservatório foi realizada a filtração da água em papel com porosidade média de 28 mm e realizada a caracterização da amostra filtrada com a análise dos parâmetros: Oxigênio consumido, Clorofila-a e feofitina. Após a filtração foram realizados os ensaios de adsorção com 3 diferentes amostras de CAP, em tempos de contatos e concentrações

diferentes e realizado a caracterização da amostra tratada, com a análise dos seguintes parâmetros: Oxigênio consumido, Clorofila-a e feofitina.

A metodologia empregada para análise da clorofila-a e da feofitina foi o espectrofotométrico (UNESCO, 1966).

Para o cálculo foram utilizadas as equações 1 e 2.

Eq. 1:

$$\text{Clorofila-a} = \frac{29,6 [(E665 - E750) - (E665a - E750a)] \times v}{V \times L}$$

Eq. 2:

$$\text{Feofitina} = \frac{27,9 \{ [1,7 (E665a - E750a)] - (E665 - E750) \} \times v}{V \times L}$$

Onde:

E : extinção da amostra não acidificada;

a: Amostra acidificada;

v: volume do extrato (acetona 90%);

V: volume da amostra filtrada em L;

L: abertura ótica da cubeta em cm;

1,7 = valor máximo da razão E665/E665a, na ausência de feopigmentos, determinado experimentalmente, com clorofila a pura; 29,6/27,9 = fator destinado a restabelecer a concentração inicial em clorofila-a a partir da redução da absorvância.

Foram utilizadas três amostras de CAP nacionais, similares aos CAP importados destinados para os tratamentos em questão. As especificações das amostras de carvões utilizados são mostradas a seguir na Tabela 1.

Tabela 1 - Especificações dos carvões ativados pulverizados (CAP).

Amostra	Especificação Do fabricante	Análise	Especificações
		Nº de lodo (mg I <sub>2</sub> /g)	Min 800
1	<b>108-90</b>	Índice de Fenol (g/L)	Máx 2,5
		# 325 mesh	Min 90
		Nº de lodo (mg I <sub>2</sub> /g)	Min 600
2	<b>106 – 90</b>	Índice de fenol (g/L)	Máx 12
		# 325 mesh	Min 90
		Nº de lodo (mg I <sub>2</sub> /g)	Min 800
	<b>118-CB</b>	Índice de Fenol (g/L)	-
3		# 325	50-80

Fonte: CARBOMAFRA

Adotaram-se duas concentrações de carvão ativado pulverizado, 0,2 % e 0,4% de massa de carvão sobre o volume da amostra d'água a ser tratada. Foram adicionados 200 mL de água (filtradas em papel tarja preta, simulando um pré tratamento) às alíquotas de carvão secas a 150°C durante um período de 3 horas. As amostras foram submetidas à agitação em shaker à temperatura ambiente (27 °C).

As variações de tempo de contato

utilizadas foram: 20, 30, 40, 50 e 60 minutos. Passado o tempo determinado, as amostras imediatamente passaram pelo processo de filtração gravitacional, em papel tarja preta de 28 mm. O filtrado foi coletado de formas distintas, e na seqüência foram realizados os ensaios de oxigênio consumido em meio ácido, expresso em mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>, clorofila a e feofitina determinados por espectrofotometria. Os resultados estão descritos e discutidos a seguir.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com o CONAMA 397/2008, a água da barragem do Iraí é classificada como Classe I, pois se destina ao consumo humano após tratamento simplificado (1º e 2º); à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário; à irrigação de hortaliças. De acordo com Resolução CONAMA 91/2008 a classificação leva em conta o uso

preponderante mais restritivo e corresponde ao estabelecimento de objetivos de qualidade a serem alcançados através de metas progressivas intermediárias e finais de qualidade de água. Para isso deve seguir os parâmetros estabelecidos como mostra a Tabela 2, onde também é demonstrado os resultados obtidos da análise da água bruta coletada na margem direita da barragem do Rio Iraí.

Observa-se que o oxigênio dissolvido apresentou um valor menor que o estabelecido na legislação no ponto

amostral, isto se deve à alta concentração de matéria orgânica presente na água e à direção do vento, sugerindo que a taxa de decomposição da matéria orgânica, incluindo a taxa de respiração dos microorganismos é maior que a taxa de produção de oxigênio fotossintético, como demonstrado na Tabela 2.

Na água bruta, no ponto coletado (margem direita), foi observado uma concentração de algas e de produtos de degradação elevados, dadas às elevadas concentrações de clorofila-a (182,3 µg L-1)

e feofitina (471 µg L-1). Como observado na Tabela 2, os valores estão muito acima do padrão estabelecido pelo CONAMA 357/2005. Outros parâmetros determinados foram na amostra de água bruta, DQO: 94mg L-1, Oxigênio consumido: 95mg O<sub>2</sub> L-1, sendo que os valores para descarte em um corpo hídrico classe II não deve ultrapassar os valores de 125mg L-1 para DQO, com base nos valores obtidos, demonstra-se o excesso de matéria orgânica.

Tabela 2 - Resultados das análises da água na barragem do rio Iraí.

PARÂMETRO	UNIDADE	LEGISLAÇÃO*	MARGEM DIREITA
Temperatura	°C	-	29,2
Oxigênio Dissolvido	mg de O <sub>2</sub> / L	>6	1,4
pH	-	Entre 6 e 9	7,9
DQO	mg de O <sub>2</sub> / L	-	94
Oxigênio consumido	mgO <sub>2</sub> /L	-	95
Nitrito	mg/L	1	1,1.10 <sup>-2</sup>
Nitrato	mg/L	10	<2.10 <sup>-2</sup>
Nitrogênio Kjeldahl	mg/L	-	5,0
Nitrogênio Orgânico	mg/L	-	4,9
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	2	7,1.10 <sup>-2</sup>
Fosfato Solúvel	mg/L	-	9,2.10 <sup>-3</sup>
Alcalinidade (teste 1)	mg CaCO <sub>3</sub> / L	-	195,6
Alcalinidade (teste 2)	mg CaCO <sub>3</sub> / L	-	181,0
Clorofila -a	µg/L	10	182,3
Feofitina	µg/L	-	471,0

\*De acordo com o Conama 397/2008

As análises demonstram uma elevada carga de nitrogênio orgânico, que de acordo com os valores de matéria orgânica são fortes indicativos de poluição antrópicas, o que colabora com a floração, pois de acordo com CHARLES & CARNEIRO (2005) os cistos de Cianobactérias tem capacidade de fixar o nitrogênio na forma molecular.

A Tabela 2 mostra uma distribuição das formas de nitrogênio, no ponto amostral é possível verificar que em relação às formas orgânicas de nitrogênio, onde há uma tendência de aumento da concentração de nitrogênio total, que é o principal fator que resulta na presença de algas. Como citado anteriormente, a concentração limitante normalmente aceita para lagos onde não

ocorrem florações constantes de algas situa-se próximo de 0,3mg L-1 de nitrogênio Amoniacal + nitratos, o que não foi observado na amostra d'água, porem a forma primária (orgânica) encontra-se com valores elevados (ANDREOLI, & CARNEIRO, 2005).

De acordo com a Tabela 2, observando-se valores de pH e alcalinidade, nota-se claramente a tendência de alcalinização das águas devido à presença de esgoto urbano introduzidos no reservatório a partir de tributários principais, principalmente nos meses mais quentes. Embora a presença de sais de bases fortes possa contribuir, o aumento do pH em águas naturais em geral ocorre pela presença de sais de ácidos fracos. Na faixa

de pH observado, os bicarbonatos representam a maior parte da alcalinidade existente, uma vez que é formada em quantidades consideráveis a partir da ação do CO<sub>2</sub>, sobre materiais básicos do solo. A presença de CO<sub>2</sub> está principalmente ligada a respiração dos microorganismos, que é tanto maior quanto mais intensa a quantidade de matéria orgânica de esgotos. Após a realização da filtração convencional, a amostra foi caracterizada, obtendo-se os valores: 9,472 µg L-1 para clorofila-a, 4,464 µg L-1 para e feofitina e 37 mgO<sub>2</sub> L-1 para oxigênio consumido, o que demonstra que ainda são valores consideráveis e próximos do limite da legislação.

A Tabela 3 mostra os resultados obtidos dos ensaios empregando carvões

com diferentes características, empregados na remoção de matéria orgânica solúvel, proveniente da presença de cianobactérias e suas toxinas, dentre outras, na amostra de água do rio Irai (filtrada).

Todos os carvões empregados apresentaram elevadas taxas de remoção de clorofila e feofitina nas condições utilizadas para os ensaios.

Empregando-se 0,2 % m/v de CAP e tempo de contato de 20 minutos as taxas de remoção de clorofila e feofitina pelas

amostras de CAP 118-CB e 106-90 estiveram no mesmo patamar, 87,7% e 81,2% para a clorofila e 100% e 99,8% para a feofitina, respectivamente. A amostra de CAP 108-90 apresentou o melhor desempenho na remoção da clorofila, entretanto para a feofitina a taxa de remoção foi de apenas 63,6%.

O aumento do tempo de contato (30 min.) das amostras de CAP com água não promoveu melhoria expressiva nas taxas de remoção dos contaminantes, excetuando a

remoção de clorofila com as amostras 106-90 e 118-CB.

Quando as doses de CAP foram incrementadas para 0,4% m/v, independentemente do tempo de contato empregado, as taxas de remoção foram próximas às observadas para as doses de 0,2% m/v, excetuando para a remoção de feofitina quando usado o CAP 108-90, que foi próxima a 100%.

Tabela 3- Resultados da adsorção de compostos orgânicos, provenientes da presença de cianobactérias e suas toxinas, em águas naturais em três carvões com diferentes características

	Amostra CAP	T min.	M g/100 mL	C <sub>r</sub> µg/L	C <sub>r</sub> xV µg/100mL	X µg	%	
<b>Clorofila a</b>	Branco	-	-	9,47	0,947	-	-	
	1	20	0,2	0,02	0,002	0,945	99,8	
			0,4	0,334	0,0334	0,9136	96,5	
		30	0,2	0,01	0,001	0,946	99,9	
			0,4	0	0	≥0,947	≥100	
	2	20	0,2	1,776	0,1776	0,7694	81,2	
			0,4	0,88	0,088	0,859	90,7	
		30	0,2	0,03	0,003	0,944	99,7	
			0,4	0	0	≥0,947	≥100	
	3	20	0,2	1,184	0,1184	0,8286	87,5	
			0,4	0,592	0,0592	0,8878	93,7	
		30	0,2	0,28	0,028	0,919	97,0	
			0,4	0	0	≥0,947	≥100	
	<b>Feofitina</b>	Branco	-	-	4,464	0,464	-	-
		1	20	0,2	1,69	0,169	0,295	63,6
0,4				0,01	0,001	0,463	99,8	
30			0,2	1,6461	0,16461	0,2994	64,5	
			0,4	0	0	≥0,464	≥100	
2		20	0,2	0,01	0,001	0,463	99,8	
			0,4	0,159	0,0159	0,4481	96,5	
		30	0,2	0,92	0,092	0,372	80,2	
			0,4	0	0	≥0,464	≥100	
3		20	0,2	0	0	≥0,464	≥100	
			0,4	0	0	≥0,464	≥100	
		30	0,2	0	0	≥0,464	≥100	
			0,4	0	0	≥0,464	≥100	

T = tempo de contato do carvão ativo com a água que contém o contaminante orgânico (clorofila -a e feofitina)

M = massa de carvão ativo

C<sub>r</sub> = concentração do contaminante na amostra de água após o tratamento com carvão

X = massa do contaminante orgânico adsorvido pelo carvão

% = porcentagem do contaminante orgânico removido da água (relação massa:massa)

## CONCLUSÕES

Nas condições do presente trabalho, os resultados obtidos com amostras de CAP comerciais apresentaram-se positivos com relação à redução de matéria orgânica solúvel presente na água destinada ao consumo humano.

Os objetivos foram atingidos, visto que pudemos comparar o potencial de adsorção de diferentes tipos de carvões e concentrações, obtendo-se resultados satisfatórios.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDREOLI, C.; CARNEIRO, C. **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados**. Companhia de Saneamento do Paraná - SANEPAR e FINEP. 2005
- BEM, C.C. **Determinação do Estado de Eutrofização de um lago raso: Estudo de caso do Lago Barigui - Curitiba**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná - PR, 2009
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 397**. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília, Diário Oficial da União, 7 de abril de 2008.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 91**. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília, Diário Oficial da União, 6 de fevereiro de 2009.
- EIA - RIMA Da Barragem do IRAÍ
- MATTHIENSEN, A., YUNES, J.S., CODD, G.A. **Ocorrência, Distribuição e Toxicidade de Cianobactérias no Estuário da Lagoa dos Patos**. Departamento de Química da FURG. Rio Grande, RG. 1997.
- DI BERNARDO, L. 1995. **Algas e suas influencias na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento**. ABES. Rio de Janeiro.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: interciência/FINEP, 1988.
- KALFF, J. 2002. **Limnology: inland water eco-systems**. Prentice-Hall Inc.: Upper Saddle River.
- JULIO-JUNIO, H.F.; THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A.A.; LATINI, J.D. **Distribuição e caracterização dos reservatórios**. In: **Biocenoses em Reservatórios: padrões espaciais e temporais** - Ed.São Carlos : Rima, 2005.
- AMBRÓSIO JR., O. 1989. **Estudos sazonais sobre distribuição de alguns fatores físicos, químicos e da clorofila-a na Enseada das Palmas** - Ilha Anchieta
- MAIER, R. M.; PEPPER, I.L.; GERBA, C.P. 2002 **Environmental Microbiology. International Standard Book N° 0-12-497570-4**
- UNESCO, 1966. **Determination of photosynthetic pigments in seawater**. Report of the SCOR-UNESCO working group 17.
- LORENZEN, C. J. & JEFFREY, S.W. 1980. **Determination of chlorophyll in seawater**. Report of intercalibration tests.
- APHA, AWWA, WEF - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

# Caracterização de pilhas e baterias proveniente de programa de devolução voluntária

## RESUMO

Este trabalho tem por objetivos caracterizar uma amostra de pilhas e baterias usadas que foram devolvidas em um ponto de coleta público. As pilhas e baterias recebidas foram separadas por tipo e cada tipo pesado separadamente. Foi produzida uma amostra representativa de 10kg com as composição aproximada da amostra global. Esta amostra foi moída em moinho de martelos. O material moído foi submetido a ensaios para a sua caracterização química, granulométrica, e teor de umidade. A separação magnética do material moído em moinho de martelos não apresentou bons resultados. Cerca de 95% (em peso) das pilhas e baterias eram do tipo pilha seca ou pilha alcalina. O tipo de bateria recarregável que teve maior representatividade foi o de NiCd, apesar da Resolução 257/99 do Conama (em vigor na época da coleta do material) dizer que as baterias de NiCd deveriam ser devolvidas ao fabricante ou importador. O lote continha cerca de 20%Mn, 17%Zn, 13%Fe com diversos outros metais com concentração inferior a 1%. A umidade da amostra foi de 3,85%.

PALAVRAS-CHAVE: reciclagem, baterias, pilhas, caracterização de resíduos.

## ABSTRACT

The objectives of this work are to characterize a sample of mixed types of spent batteries. The different types of batteries were segregated and weighted. A representative 10kg sample was produced according to the approximated composition of the global sample. This representative sample was ground using hammer mill. The ground material was characterized through: chemical analysis, particle size distribution test and measurement of its initial moisture concentration. Magnetic separation of ground material was not effective. About 95w% of the total waste correspond to dry cell and alkaline batteries. NiCd was the rechargeable battery type most common, despite the fact the Brazilian law states that this kind of battery must be delivered to the producer or importer for proper disposal. The sample contained about 20w%Mn, 17w%Zn, 13w%Fe and several other metals with concentrations inferior to 1w%. The moisture of the sample was 3.85%.

KEYWORDS: recycling, batteries, waste characterization.

**Denise Croce Romano Espinosa**  
Profa. Associada, Depto. Engenharia Metalúrgica e de Materiais. Escola Politécnica - USP  
Email: [espinosa@usp.br](mailto:espinosa@usp.br)

**Jorge Alberto Soares Tenório**  
Prof. Titular, Depto. Engenharia Metalúrgica e de Materiais. Escola Politécnica - USP

## INTRODUÇÃO

O descarte de pilhas e baterias no Brasil é regulamentado pela Resolução 401 do Conama (Conselho Nacional do Meio Ambiente) de 2008 que substituiu a Resolução 257 do Conama de 1999. Atualmente, observa-se um crescente interesse pela coleta e consequente destinação deste tipo de resíduo. No Brasil, este comportamento é evidenciado pelo aumento da quantidade de iniciativas isoladas para coletas de pilhas e baterias esgotadas.

Em outros países, novas

legislações também têm entrado em vigor incentivando a coleta e reciclagem deste resíduo e regulando seu descarte, como a Diretiva 2006/66/EC da União Européia que proíbe o descarte de pilhas e baterias em aterros sanitários e incineradores, além de estabelecer limites mínimos de coleta (FERELLA et al., 2008)(ESPINOSA et al., 2004a)(ROGULSKI e CZERWINSKI, 2006) (BERNARDES et al, 2003).

O material proveniente dos programas de coleta tem como característica ser composto por diferentes tipos de pilhas e baterias, ou seja, há uma

mistura de diversos produtos com composição química bastante distinta uma da outra.

Os principais processos de reciclagem de pilhas e baterias foram desenvolvidos para trabalhar apenas com um tipo de pilha, podendo aceitar poucos outros tipos. Sendo que a contaminação da sucata pode causar dano ao processo (ESPINOSA et al., 2004b)(BERNARDES et al, 2004).

Na Tabela 1 estão apresentados os principais tipos de pilhas e baterias com seus principais componentes.

Tabela 1 - Principais tipos de pilhas e baterias com seus principais componentes

<b>Tipo de sistema</b>	<b>Principais elementos</b>
Pilha seca	Mn, Zn, Fe, C
Pilha Alcalina	Mn, Zn, Fe, C
NiCd	Ni, Cd, Co, Fe
NiMH	Ni, Fe, Terras Raras
Íons de Li	Al, Cu, C, Co, Li, Fe

O objetivo deste trabalho é caracterizar uma mistura de pilhas e baterias tendo por base o material pós-consumo, apresentando subsídios para o estudo de um processo de reciclagem para este material.

## MATERIAIS E MÉTODOS

Objetivou-se o estudo de pilhas e baterias provenientes de devolução voluntária de uma parcela da população, este material foi cedido por uma Organização Não-Governamental (ONG) que coleta pilhas e baterias em alguns pontos da cidade de

São Paulo. Foi cedida a quantidade de pilhas e baterias recolhidas em um ponto de coleta na Zona Oeste da cidade de São Paulo num período de 30 dias. As pilhas botão eram removidas previamente pela ONG, assim não foi possível o estudo desse tipo de pilha.

### Classificação e montagem do lote para estudo

O lote inicial coletado tinha cerca de 190kg. A partir deste lote, foi feita a classificação das pilhas e baterias usando como método a identificação visual e separação manual das pilhas e baterias.

Assim, o material foi classificado em pilhas secas, alcalinas, baterias de NiCd, baterias de NiMH e assim por diante, além disso foi verificado o estado de conservação. Os diferentes tipos de pilhas e baterias foram pesados separadamente.

A partir dos dados obtidos na classificação, foi montado um lote de 10kg para a etapa de caracterização. O lote manteve aproximadamente a mesma proporção dos principais tipos de pilhas e baterias. A Tabela 2 mostra a composição deste lote.

Tabela 2 - Composição do lote montado

	Peso (g)	%
Alcalina	5975,9	60,35
Seca	3533,7	35,68
NiMH	142,6	1,44
NiCd	183,5	1,85
Íons de Li	67,1	0,68
Total	9902,8	100

## Caracterização

Para a caracterização primeiramente foi feita a moagem do material para posterior análise química, análise granulométrica, separação magnética e secagem.

### Preparação da amostra e análise química

O material foi moído em moinho de martelos com grelha de 9mm. O material moído foi homogeneizado em misturador cerâmico por 2h. Após a homogeneização, foram obtidas 4 amostras através de quarteamento. A primeira amostra foi usada para o ensaio de classificação granulométrica, a segunda e a terceira para os ensaios de separação magnética e a última foi usada para a determinação da umidade da amostra.

Ainda por quarteamento, foram coletadas 3 amostras para análise química. Foram analisados os seguintes elementos: Fe, Ni, Mn, Zn, Cd, Co, Hg e Pb. O cádmio e o mercúrio foram analisados pela técnica de geração de hidretos. Já os outros metais foram analisados por espectrofotometria de absorção atômica. Também foi feita a análise química de uma alíquota obtida por quarteamento por espectrometria de difração de raios-X.

### Ensaio granulométrico

A amostra foi novamente quarteada para se

obter uma amostra de cerca de 500g para a realização do ensaio granulométrico. O ensaio granulométrico foi feito em um agitador de peneiras usando-se peneiras com as seguintes aberturas: 9,500; 4,750; 3,360; 2,360; 1,000; 0,600; 0,212 e 0,150 mm.

### Separação magnética

Foi feita a separação magnética de duas partes do material moído (cada uma com aproximadamente 2kg) em um separador magnético de correias cruzadas. O objetivo desta etapa foi avaliar a possibilidade de se separar o Fe contido na amostra, uma vez que a maior parte deste elemento está na forma metálica nos invólucros externos de diversos tipos de pilhas e baterias.

### Secagem

A última amostra foi colocada em um béquer de vidro de 2L e levada a uma estufa de laboratório previamente aquecida a 100°C onde ficou por 24 horas. A determinação da umidade livre da amostra foi feita pesando-se a amostra antes e depois da secagem.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Separação manual das pilhas e baterias

O lote de pilhas e baterias estudado foi separado manualmente e os

diferentes tipos de pilhas e baterias encontrados foram pesados separadamente. Os tipos de pilhas e baterias encontrados, assim como sua porcentagem em peso no lote estão mostrados na Tabela 3.

Nota-se que cerca de 95% do total é composto por pilhas alcalinas e pilhas secas. O terceiro tipo de bateria mais frequente foi de NiCd, 1,8% em peso do total. Foram encontradas principalmente dos tamanhos AA e AAA e apenas 3 baterias de celular. Segundo a Resolução 99/257 do Conama, vigente na época da coleta do lote estudado, as baterias de NiCd não devem ser descartadas junto ao lixo doméstico, sendo responsabilidade do fabricante ou importador o recebimento desse tipo de bateria. O fato de ter se encontrado baterias de NiCd nesse tipo de coleta indica que a população ainda não está devidamente informada em como identificar e em como fazer o descarte desse tipo de bateria.

As baterias de NiMH totalizaram 1,4% do lote estudado, das quais foram encontradas tanto baterias utilizadas em telefones celulares quanto tamanho AA e AAA. Já as baterias de íons de Li somente se apresentaram na forma de baterias para telefones celulares, com 0,7% em peso do total de pilhas e baterias estudado.

Tabela 3 - Tipos de pilhas e baterias presentes no lote estudado e sua respectiva % em massa.

Sistema	% em massa
<b>Primárias</b>	
Pilhas Alcalinas	60,0
Pilhas Secas	34,8
Baterias de Li	0,6
Pilhas Oxi-alcalina	0,1
<b>Secundárias</b>	
Baterias de NiCd	1,8
Baterias de NiMH	1,4
Baterias de íons de Li	0,7
Alcalinas recarregáveis	0,1
Não identificadas	0,5
Total	100,0

### Condições do lote recebido

As pilhas e baterias recebidas são provenientes da devolução voluntária por parte de uma parcela da população. A maioria das pilhas e baterias ainda estava em bom estado de conservação, entretanto algumas já começavam a vaziar ou estavam estufadas. Apesar do bom estado de conservação, muitas pilhas e baterias foram descartadas em sacos plásticos ou unidas por fita adesiva com dizeres como "velhas" ou "lixo". Isso dificulta a separação, pois é necessário romper os sacos plásticos e retirar a fita adesiva que une pilhas e baterias de diversos tipos. Durante a etapa de separação manual foram encontradas pilhas ou baterias sem identificação ou com a conservação externa bastante deteriorada impossibilitando sua classificação. A triagem foi feita lendo se o exterior das pilhas e baterias,

conseqüentemente o estado de conservação foi essencial para uma identificação correta do tipo de sistema. Não existe um padrão de cor, por exemplo, para facilitar a identificação. As pilhas muitas vezes ficam identificadas apenas por um código escrito em letras pequenas.

Atualmente, os processos de reciclagem de pilhas e baterias tratam preferencialmente cada tipo separadamente, assim, a etapa de separação deveria ser otimizada. Para tanto, acredita-se que uma tarja colorida no rótulo de cada pilha ou bateria ajude nessa separação, tornando possível ainda o uso de separadores óticos. A separação apenas considerando o tamanho e formato não é suficiente, pois vários tipos de pilhas e baterias apresentam o mesmo tamanho e formato. Por exemplo, foram encontradas do tamanho AA pilhas alcalinas, pilhas secas, pilhas oxí alcalinas, baterias de NiCd, baterias de NiMH e

baterias alcalinas recarregáveis.

As pilhas tipo botão não foram doadas para o estudo, entretanto sua separação dos outros tipos de bateria parece ser simples, uma vez que suas dimensões são bastante reduzidas quando comparado com outros tipos de pilhas e baterias e provavelmente um peneiramento bastaria para a sua segregação.

### Caracterização das pilhas e baterias recebidas

#### Caracterização química

Após a moagem e homogeneização foram retiradas três amostras independentes para análises químicas por espectrofotometria de absorção atômica. Os resultados das análises químicas destas três amostras estão mostrados na Tabela 4.

Tabela 4 - Resultados de análises químicas por espectrofotometria de absorção atômica de três amostras de pilhas e baterias moídas

Elemento	Am. 1	Am. 2	Am. 3	Média	
Fe	8,92	10,91	21,70	<b>13,84</b>	%
Ni	0,71	0,87	0,56	<b>0,71</b>	%
Mn	20,82	20,09	18,20	<b>19,70</b>	%
Zn	18,30	15,60	18,00	<b>17,30</b>	%
Cd	0,32	0,66	0,28	<b>0,42</b>	%
Co	0,14	0,14	0,13	<b>0,14</b>	%
Hg	0,08	0,04	0,06	<b>0,06</b>	mg/kg
Pb	0,02	0,03	0,03	<b>0,03</b>	%
Insolúveis (plástico + papel + grafite)	8,23	7,21	7,6	<b>7,68</b>	%

Os valores observados mostram que a heterogeneidade da amostra é pequena, ou seja, a dispersão dos resultados é relativamente pequena, considerando a precisão dos métodos de química analítica. O único elemento que apresentou maior dispersão foi o ferro, que também se

apresentou em partículas mais grosseiras na amostra, mas mesmo assim os resultados estão dentro do esperado.

A Tabela 5 apresenta a faixa de composição típica para os tipos de pilhas e baterias estudados e é uma adaptação de Rydh e Svård (2003). Foram consideradas

apenas as baterias NiMH tipo AB5 e os valores das baterias de íons de Li se referem aos vários tipos existentes (íons de Li (Co), (Co, Ni, Mn), (Mn) e (Ni)). Os dados relativos às pilhas secas e às pilhas alcalinas foram adaptados RAYOVAC (2007a) e RAYOVAC (2007b), respectivamente.

Tabela 5- Composição típica dos vários tipos de baterias estudados. Dados em porcentagem em massa (RAYOVAC, 2007a)(RAYOVAC, 2007b)( RYDH e SVÄRD, 2003)

Elemento	Pilha Seca	Pilha Alcalina	Ni-Cd	NiMH	Ions de Li
Al			0,019	0,5-2	4,6-24
Cd			15-20		
Ce				0,43-5,5	
Co			0,6	2,5-4,3	12-20
Cr			0,017	0,02-,08	
Cu					5-10
Fe	8-14	19-23	29-40	20-25	4,7-25
La				1,4-6,6	
Mn	17,7-20,2	20,2-24	0,083	0,81-3	10-15
Nd				0,96-4,1	
Ni	0,007	0,01	15-20	25-46	12-15
Pb		0,005			
Zn	18,9-24,8	11-16	0,06	0,092-1,6	

Tomando-se por base os valores apresentados na Tabela 5, e sabendo-se as proporções de cada tipo de bateria no lote, pode-se fazer uma estimativa do que seria a

composição química aproximada do lote. Na Tabela 6 os valores calculados estão apresentados, bem como os valores médios da composição analisada quimicamente

por espectrofotometria de absorção atômica, apresentados na Tabela 4, e os resultados da análise química por espectrometria de fluorescência de raios-X.

Tabela 6- Cálculo da composição química esperada no lote com base nos dados da literatura e resultados das análises químicas por espectrofotometria de absorção atômica (AA) e espectrometria de fluorescência de raios-X (FRX) (dados em porcentagem em massa)

Elemento	Composição química calculada (média)	Analisado FRX	Analisado AA
Al	0,12	0,45	
Cd	0,33	0,46	0,42
Ce	0,043		
Co	0,17	0,22	0,14
Cr	0,001		
Cu	0,05	0,58	
Fe	17,7	24,58	13,84
La	0,058	0,08	
Mn	20,2	29,63	19,70
Nd	0,04		
Ni	0,94	1,65	0,71
Pb	0,003	0,06	0,03
Ti		0,13	
Zn	14,6		17,30

A dificuldade de se fazer estimativas com relação à composição da carga deve-se principalmente ao fato de existirem diversos fabricantes para cada sistema, além disso, a composição das baterias varia com o tempo na medida em que as mesmas vão sendo aperfeiçoadas. Isso é bem fácil de ser notado quando se pensa que há alguns anos atrás os celulares tinham um tamanho muito maior do que os

atuais, isso se deveu principalmente ao desenvolvimento de baterias que ocupam menos espaço, mas que tem a mesma capacidade de carga.

A presença de Ti indica que existem baterias de NiMH tipo AB2 (BERTUOL et al., 2009) na sucata coletada e não apenas AB5, com considerado para efeito de conta.

Nota-se que o Fe, o Mn e o Zn representam cerca de 50% da massa da amostra. A

concentração de Ni, quarto elemento com maior concentração, foi de cerca de 1%. Os outros elementos apresentaram concentrações inferiores à 1%.

#### *Ensaio de classificação granulométrica*

O resultado obtido no ensaio de classificação granulométrica está mostrado na Tabela 7.

Tabela 7- Resultados de classificação granulométrica da amostra de pilhas e baterias moídas

<b>Abertura (mm)</b>	<b>% em massa retida</b>
+ 9,500	10,28
-9,500 +4,750	17,79
-4,750 +3,360	7,49
-3,360 +2,360	6,46
-2,360 +1,000	9,80
-1,000 +0,600	10,76
-0,600 +0,212	15,48
-0,212 +0,150	2,55
-0,150	19,39

Nota-se que a distribuição de tamanhos cresce praticamente linearmente, ou seja, é distinto do comportamento gaussiano típico, portanto não se pode definir um tamanho médio de partícula. O processo de moagem em moinho de martelos provoca a desfragmentação do material dividindo-o em pelo menos duas classes de material, a saber, uma mais fina composta pelos materiais ativos dos eletrodos propriamente ditos, e uma mais grosseira formada por metais, plásticos, pedaços de grafite e anéis de vedação.

O recipiente externo de zinco das pilhas secas, bem como as carcaças metálicas, muitas vezes sofrem dobramento total ou parcial retendo assim material fino.

Esperava-se que a moagem em moinho de martelos, ou seja, por impacto fizesse com que as carcaças de aço e os invólucros plásticos ficassem liberados, gerando assim duas categorias de materiais: uma grosseira rica em aço e plásticos e outra mais fina que seriam os constituintes dos eletrodos.

Entretanto, existe um efeito adverso

conseqüência de ocorrer o aprisionamento de material particulado dentro do material com granulometria maior.

#### *Separação magnética*

Os ensaios de separação magnética não apresentaram resultados satisfatórios uma vez que a fração magnética sempre ficou contaminada com material não-magnético dos eletrodos.

A razão deste comportamento deve-se basicamente ao efeito de dois eventos independentes que aconteceram simultaneamente. Primeiro o já descrito aprisionamento de material particulado nos copos de zinco das pilhas secas e nas carcaças de aço. O segundo efeito foi o arraste do material fino devido ao entrelaçamento dos tecidos presentes, nos quais os eletrólitos são embebidos na maioria das baterias recarregáveis, formando novelos que prendem fragmentos magnéticos e não magnéticos, prejudicando assim o processo de separação magnética. Assim, a separação magnética do material

moído não foi efetiva.

#### Umidade

A umidade da amostra foi determinada através da secagem em estufa aquecida a 100°C. A perda de massa observada foi de 3,85%.

## CONCLUSÕES

1. Cerca de 95% do lote de pilhas e baterias recebido é composto por pilhas secas e pilhas alcalinas.

2. Aproximadamente 2% do lote de pilhas e baterias recebido é referente a baterias de NiCd, que foi o terceiro tipo de sistema mais freqüente. Este tipo de bateria deveria ser devolvido em assistências técnicas ou diretamente para o fabricante ou importador, conforme Resolução do Conama vigente na época da coleta.

3. Os principais componentes da sucata são Mn, Fe e Zn, totalizando cerca de 50%. Os outros elementos apresentaram concentração próximas ou inferiores à 1%

em massa.

4. A separação do Fe através de separação magnética não foi efetiva.

#### *Agradecimentos*

*Os autores agradecem à FAPESP pelo apoio para a realização deste trabalho.*

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BERNARDES, A.M.; ESPINOSA, D.C.R.; TENORIO, J.A.S. Collection and recycling of portable batteries: a worldwide overview compared to the Brazilian situation. *Journal of Power Sources*, v. 124. p.586-592. 2003.

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

BERTUOL, D.A., BERNARDES, A.M., TENÓRIO, J.A.S. Spent NiMH batteries-The role of selective precipitation in the recovery of valuable metals. *Journal of Power Sources*, v. 193, 914-923. 2009.

ESPINOSA, D.C.R., BERNARDES, A.M., TENÓRIO, J.A.S. Brazilian policy on battery disposal and its practical effects on battery recycling. *Journal of Power Sources*, v.137. p.134-139. 2004 (a)

ESPINOSA, D.C.R.; BERNARDES, A.M., TENÓRIO, J.A.S. An overview on the current processes for the recycling of batteries. *Journal of Power Sources*, v. 135. p. 311-319. 2004 (b)

FERELLA, F., DE MICHELIS, I., VEGLIO, F. Process for the recycling of alkaline and zinc carbon spent batteries. *Journal of Power Sources*, v.183, p. 805-811. 2008.

RAYOVAC. Zinc Chloride Batteries (Heavy Duty & General Purpose) - "No Mercury, No Cadmium" Formula. Material Safety Data Sheet, 2007. Disponível na internet: <http://www.rayovac.com/technical/msds/007132.pdf> Acesso em: julho de 2008 (a).

RAYOVAC. Alkaline Batteries - "No Mercury" Formula. Material Safety Data Sheet, 2007. Disponível na internet: <http://www.rayovac.com/technical/msds/007120.pdf> Acesso em: julho de 2008 (b).

ROGULSKI, Z., CZERWINSKI, A. Used batteries collection and recycling in Poland. *Journal of Power Sources*, v.159, p. 454-458. 2006.

RYDH, C. J.; SVÄRD, B. Impact on global metal flows arising from the use of portable rechargeable batteries. *The Science of the Total Environment*, v.302, p.167-184. 2003.



**ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**

Av. Beira-Mar, 216, 13º andar  
Castelo | Rio de Janeiro | RJ | Brasil | CEP 20021-060  
Tel: (21) 2277-3900 Fax: (21) 2262-6838

[www.abes-dn.org.br](http://www.abes-dn.org.br)