



EDIÇÃO 28

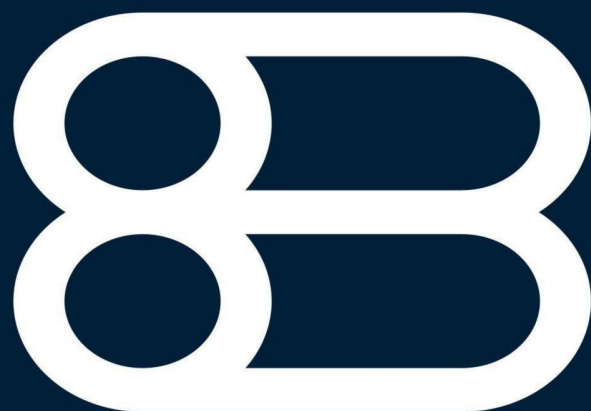
---

Junho/13

# Revista Brasileira de Ciências Ambientais

ISSN Impresso 1808-4524

ISSN Eletrônico 2176-9478



# ABES

# Revista Brasileira Ciências Ambientais



[www.ictr.org.br](http://www.ictr.org.br)

[www.fsp.usp.br/siades](http://www.fsp.usp.br/siades)

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

Junho de 2013 Nº 28

## Expediente

### Editores

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

### Secretaria Editorial

- *Soraia Fernandes*

### Editores

- *Rosângela Araújo*
- *Soraia Fernandes*

### Comissão Editorial

- *Andrea Moura Bernardes (UFRGS)*
- *Arlindo Philippi Jr. (USP)*
- *Carlos Alberto Cioce Sampaio (PUC/PR)*
- *Celina Lopes Duarte (IPEN)*
- *Cláudio Augusto Oller do Nascimento (USP)*
- *Maria do Carmo Sobral (UFPE)*
- *Sérgio Martins (UFSC)*
- *Tadeu Fabrício Malheiros (USP)*

**Submissão de artigos, dúvidas e sugestões:**

*rbciamb@gmail.com*

**Instruções para autores**

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



## Índice

### 01

*Avaliação da capacidade de remoção dos íons cádmio (ii) e zinco (ii) pela macrófita egeria densa*

Juliana M. T. de Abreu Pietrobelli

Anderson Reis Corrêa

Wilian Adriel Leichtweis

Sidnei Pietrobelli

Aparecido Nivaldo Módenes

Daniela E. Goes Trigueros

Fernando R. Espinoza Quiñones

Mauro A. da Silva Sá Ravagnani

### 10

*Diagnóstico das necessidades de intervenção socioeducativa: um estudo de caso*

Gabriel Luis Brucinski Pinto

Mario Sergio Michaliszyn

Leila Teresinha Maranhão

### 24

*Tratamento de efluente secundário proveniente do beneficiamento do carvão mineral utilizando bactérias com capacidade redutora de sulfato*

Daiani Woloszyn

Priscylla Andrade Volkart

Delmar Bizani

### 34

*Caracterização físico-química e ensaios de adensamento em coluna do lodo produzido em uma Estação de Tratamento de Água de grande porte*

Marcia Regina Uchoa Mattos

Luiza Girard

### 44

*Caracterização e avaliação da capacidade de desnitrificação de um lixiviado de aterro sanitário antigo brasileiro*

Luana Zilz

Joel Dias da Silva

Adilson Pinheiro

### 52

*Sub-bacia hidrográfica do córrego das Pitãs – Mato Grosso: diferentes olhares da população araputanguense*

Leila Nalis Paiva da Silva Andrade

Célia Alves de Souza

Gustavo Roberto dos Santos Leandro

### 66

*Efeito de José e Noé nas Cotas do Rio São Francisco*

Djane Fonseca da Silva

### 77

*Análise de casos de pesca esportiva no Brasil e propostas de gestão ambiental para o setor*

Cícero José Albano

Eliane Carvalho de Vasconcelos

# Avaliação da capacidade de remoção dos íons cádmio (ii) e zinco (ii) pela macrófita egeria densa

## Assessment of capacity to remove cadmium ions (ii) and zinc (ii) by macrophyte egeria densa

### RESUMO

Este trabalho avaliou a utilização da macrófita *Egeria densa* na remoção dos íons cádmio e zinco, em sistemas mono e bicomponente. Os experimentos foram realizados sob agitação constante, pH 4,5 e temperatura de 30 °C para a secagem do biossorvente e nos ensaios de biossorção. Nas condições avaliadas, o equilíbrio foi atingido em cerca de 20 minutos, sendo que os dados cinéticos foram melhor descritos pelo modelo de pseudo-segunda ordem. O modelo de Langmuir modificado ajustou-se satisfatoriamente aos dados experimentais de equilíbrio. A partir dos resultados obtidos observou-se que a macrófita *Egeria densa* seca apresentou significativa capacidade de biossorção dos íons metálicos  $Cd^{+2}$  e  $Zn^{+2}$ .

**PALAVRAS-CHAVE:** biossorção, íons metálicos e *Egeria densa*.

### ABSTRACT

In this work the removal of Cd and Zn divalent ions by the *Egeria densa* biosorbent performed in single and bi-component adsorption systems has been investigated. Batch adsorption experiments at regarding 4.5 solution pH, 30 °C drying and 30 °C sorption temperatures and a mixture of particle size ranges, batch biosorption experiments for kinetic and equilibrium studies were performed. Equilibrium time was attained at 20 min. In addition, kinetic data were well fitting by the pseudo second-order kinetic model. Equilibrium data of single component adsorption were interpreted by a set of isotherm models, being best fitted by the Langmuir isotherm, while a modified extended-to-multi-component Langmuir-type isotherm model has been applied with quiet results for binary adsorption system. Finally, the *Egeria densa* biomass as biosorbent has shown a significant capacity for metal ion removal.

**KEY-WORDS:** biosorption, metallic ions and *Egeria densa*

**Juliana M. T. de Abreu Pietrobelli**

Profª Doutora Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) - Ponta Grossa, PR, Brasil.  
jumartinsabreu@hotmail.com

**Anderson Reis Corrêa**

Acadêmico Eng. Química Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE) Toledo, PR, Brasil.  
anderson\_reiscorreia@hotmail.com

**Wilian Adriel Leichtweis**

Mestrando Programa de PG em Eng. Química Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE) - Toledo, PR, Brasil.  
eu\_wilian\_@hotmail.com

**Sidnei Pietrobelli**

Eng. Químico Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Toledo, PR, Brasil.  
sidneibelli@yahoo.com.br

**Aparecido Nivaldo Módenes**

Prof. Dr. Programa PG Eng. Química da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE) - Toledo, PR, Brasil.  
anmodenes@yahoo.com.br

**Daniela E. Goes Trigueros**

Profª Doutora do Programa de PG Eng. Química da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE) - Toledo, PR, Brasil.  
estelita\_trigueros@yahoo.com.br

**Fernando R. Espinoza Quiñones**

Prof. Dr. Programa de PG Engenharia Química da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE) - Toledo, PR, Brasil.  
f.espinoza@terra.com.br

**Mauro A. da Silva Sá Ravagnani**

Prof. Dr. do Programa de PG Eng. Química da Universidade Estadual de Maringá (UEM) Maringá, PR, Brasil.  
ravag@deq.uem.br



## INTRODUÇÃO

Em virtude dos graves problemas ambientais decorrentes da presença de compostos tóxicos em efluentes industriais, a investigação de novas tecnologias de recuperação e remoção, em especial dos metais, tem ganhado maior atenção da comunidade científica com o objetivo de buscar-se um sistema de tratamento relativamente econômico e eficiente. Neste contexto, diversos materiais com capacidade adsorvente, tais como fungos (MUKHOPADHYAY *et al.*, 2007), bactérias (PAN *et al.*, 2007), algas marinhas (LUNA *et al.*, 2010) e plantas aquáticas (ESPINOZA-QUIÑONES *et al.*, 2009a; ESPINOZA-QUIÑONES *et al.*, 2009b; ESPINOZA-QUIÑONES *et al.*, 2009c; MÓDENES *et al.*, 2009a; MÓDENES *et al.*, 2009b; PIETROBELLI *et al.*, 2009; MÓDENES *et al.*, 2010; MÓDENES *et al.*, 2011; MÓDENES *et al.*, 2012), têm sido investigados e aplicados na recuperação de águas residuárias contaminadas por metais tóxicos, tais como o cádmio, zinco, cobre, chumbo, manganês etc.

O cádmio é considerado um dos elementos traços mais perigosos, não apenas pelo alto nível de toxicidade, mas também por sua ampla distribuição e aplicação industrial (REILLY, 1991). As principais aplicações do cádmio são na fabricação de baterias e em galvanoplastia como revestimento (CHEUNG *et al.*, 2001). Já as emissões antropogênicas do zinco são provenientes principalmente das metalúrgicas, bacias de rejeitos da mineração e de cinzas de processos de combustão, além do uso de conservantes de madeira e fertilizantes a base de zinco.

Os efeitos nocivos ocasionados pelos metais tóxicos à saúde humana são evidenciados pelas doenças que causam, contribuindo, entre outras, para o aumento do risco de câncer e

anormalidades reprodutivas. Dependendo da concentração ao que o organismo é exposto, pode-se resultar em morte (SANTOS, 2012).

Dentre os diferentes processos aplicáveis ao tratamento de efluentes contaminados por metais tóxicos estão a precipitação química, a evaporação, a troca iônica, os processos de separação por membranas e os processos de sorção (PIETROBELLI *et al.*, 2009, PANAYOTOVA *et al.*, 2007, GONZÁLEZ-MUÑOZ *et al.*, 2006). Contudo, a aplicação de alguns desses processos de tratamento torna-se pouco promissora, por ser considerada economicamente inviável, devido às questões operacionais e de material empregado.

Assim, o processo de biossorção surge como uma tecnologia promissora na remoção de metais tóxicos, e está sendo utilizada como tecnologia complementar no tratamento e polimento final de efluentes tratados convencionalmente. Basicamente, o processo passivo de captura dos íons metálicos pela biomassa ocorre por interações físico-químicas entre os íons e os grupos funcionais presentes na superfície da biomassa. Por ser considerado um processo relativamente rápido, que pode ser reversível, mostra-se adequado para remoção de íons metálicos (KUYUCAK e VOLESKY, 1988; VOLESKY, 2004).

Uma investigação da literatura acerca do potencial de adsorção de diferentes biossorbentes na remoção de íons metálicos mostra a ausência de estudos relativos à aplicação da macrófita *Egeria densa*. Dessa forma, o presente trabalho tem por objetivo avaliar a capacidade de remoção dos íons cádmio ( $Cd^{+2}$ ) e zinco ( $Zn^{+2}$ ) pela *Egeria densa*, em sistema batelada, avaliando-se o tempo de equilíbrio, os dados de equilíbrio e a cinética de adsorção.

Tanto os modelos cinéticos, quanto as isotermas de adsorção com dois e três parâmetros investigados neste trabalho foram ajustados utilizando-se o *software* Origin 8.0. Para o sistema bicomponente, uma isoterma contendo seis parâmetros - modelo de Langmuir modificado - foi ajustada aos dados experimentais aplicando-se o método de otimização global por enxame de partículas (PSO - *Particle Swarm Optimization*), utilizando-se mínimos quadrados como critério de otimização.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Preparo da biomassa

A macrófita aquática *Egeria densa* foi coletada no Lago de Itaipu, localizado no município de Santa Helena/PR. O processo de lavagem da planta foi feito em água corrente oriunda de poço artesiano, seguido de sucessivos enxágues com água destilada. Posteriormente, uma parcela da biomassa foi seca em estufa com circulação de ar (CE-310 - Cienlab), à temperatura de 30 °C e outra parcela foi seca à temperatura de 50 °C, sendo ambas trituradas em moinho (TE-648 - Tecnal) e peneiradas em três diferentes granulometrias (0,147; 0,295 e 0,589 mm). Todo o preparo da biomassa foi realizado sem separação de raiz, caule e folha.

### Preparo das soluções e determinação da concentração dos íons metálicos

As soluções sintéticas de cádmio e zinco (diluição em água deionizada) foram preparadas a partir de solução padrão de 1000 mg L<sup>-1</sup>. As concentrações iniciais dos íons metálicos em solução foram expressas em termos de mequiv L<sup>-1</sup>. O ajuste de pH foi realizado utilizando soluções de NaOH e HCl.

As medições das concentrações dos metais foram

realizadas utilizando um espectrofotômetro de absorção atômica (AAS), modelo SpectrAA 50B (Varian). Para obtenção das curvas de calibração do AAS foram usadas soluções padrões de 1000 mg L<sup>-1</sup> (Merck), com 5 diluições na escala de 0,1 a 3,0 mg L<sup>-1</sup> para o cádmio e 0,01 a 2,0 mg L<sup>-1</sup> para o zinco.

### Testes preliminares

O software HYDRA (*Hydrochemical Equilibrium - Constant Database*), o qual simula o diagrama de distribuição das espécies metálicas em função do pH, foi utilizado para determinar as espécies iônicas presentes nas soluções aquosas, definindo-se portanto o pH de operação. O diagrama de especiação foi feito considerando-se apenas as propriedades das soluções aquosas (concentração, pH e força iônica), apesar da possibilidade de influência das propriedades do sólido (forma, carga, massa etc).

Os efeitos da temperatura de secagem do bioissorvente (30 e 50 °C), da temperatura da solução (25, 30, 35 e 45 °C), da granulometria das partículas do bioissorvente (0,147; 0,295; 0,589 mm e tamanho não uniforme das partículas) foram avaliados em função do desempenho dos processos de bioissorção dos íons monocomponente pela *Egeria densa*. Nestes testes, 250 mg de amostra da biomassa seca foi adicionada a 50 mL da solução, contendo íon metálico, em um frasco erlenmeyer de 125 mL. As misturas foram agitadas em agitador rotativo (*shaker*) por 120 minutos. Em seguida, a fase sólida foi separada da líquida utilizando um sistema de filtração e a concentração do metal medida pelo espectrofotômetro de absorção atômica (AAS).

### Teste cinético

A avaliação da cinética de bioissorção foi realizada utilizando erlenmeyer de 125 mL, contendo 50 mL da solução binária e 250 mg de biomassa seca. Em intervalos de tempo pré-determinados (5, 10, 15, 20, 30, 45, 60 min.), as amostras foram retiradas, sendo a fase líquida separada do adsorvente usando um sistema de filtração a vácuo. As análises foram feitas em AAS.

A quantidade de metal adsorvido pela macrófita foi calculada pela Equação 1.

$$q = \frac{V(C_0 - C_{eq})}{m_s} \quad (1)$$

Sendo:

$q$  quantidade de íon metálico adsorvido (mequiv g<sup>-1</sup>)

$C_0$  concentração inicial do íon metálico na solução (mequiv L<sup>-1</sup>)

$C_{eq}$  concentração de equilíbrio do íon na solução (mequiv L<sup>-1</sup>)

$V$  volume da solução no sistema (L)

$m_s$  massa do bioissorvente (base seca) (mg).

Os testes cinéticos foram realizados com concentrações iniciais de cerca de 4 mequiv L<sup>-1</sup> para cada espécie da mistura binária Cd<sup>+2</sup>-Zn<sup>+2</sup>.

### Estudo do equilíbrio

Os ensaios para o estudo do equilíbrio de sorção foram realizados com a biomassa seca variando de 100 a 1000 mg, em 50 mL da solução binária Cd<sup>+2</sup>-Zn<sup>+2</sup>, em experimentos de 120 minutos. Os experimentos foram realizados com concentrações iniciais em diferentes proporções, 0-100%, 30-70%; 50-50%, 70-30% e 100-0%. As concentrações dos metais foram determinadas por AAS e a quantidade de metal adsorvido foi calculada pela Equação 1.

## RESULTADOS

### Testes preliminares

Para definir o pH de operação do processo foi necessário avaliar a faixa de precipitação de cada espécie metálica. Para isto, foi elaborado o diagrama de especiação química em função do pH, utilizando o software HYDRA. A Figura 1 apresenta a especiação química da mistura Cd<sup>+2</sup>-Zn<sup>+2</sup>, em função do pH, onde é possível verificar a precipitação do metal Zn<sup>+2</sup> na forma de ZnOH<sup>+</sup> e ZnO, em pH acima de 5. Além disso, o Cd<sup>+2</sup> inicia a precipitação em pH superior a 8, na forma de Cd(OH)<sub>2</sub> e CdCl<sup>-</sup>. Assim, para evitar erros de quantificação quanto à remoção de metal pela biomassa, os ensaios de bioissorção foram realizados em pH 4,5. De acordo com os testes de secagem do bioissorvente, as taxas de remoção dos íons cádmio e zinco mostraram-se superiores na temperatura de secagem de 30 °C. Com relação à granulometria das partículas, observou-se que para o cádmio as taxas de remoção foram de 67, 64, 58 e 65% para 0,147, 0,295, 0,589 mm e a mistura de tamanho das partículas, respectivamente. Por outro lado, para o zinco foi verificada uma taxa de redução em torno de 76% em todas as granulometrias avaliadas. Assim, foi utilizada uma mistura de granulometria das partículas em todos os testes posteriores. Considerando as temperaturas de solução avaliadas (25, 30, 35 e 45 °C), os resultados preliminares mostraram que a 30 °C ocorreu maior remoção dos íons cádmio e zinco.

Portanto, todos os experimentos de sorção foram realizados em triplicata com biomassa seca à 30 °C, sem separação por granulometria, sob agitação constante, pH 4,5 e temperatura de solução de 30 °C.

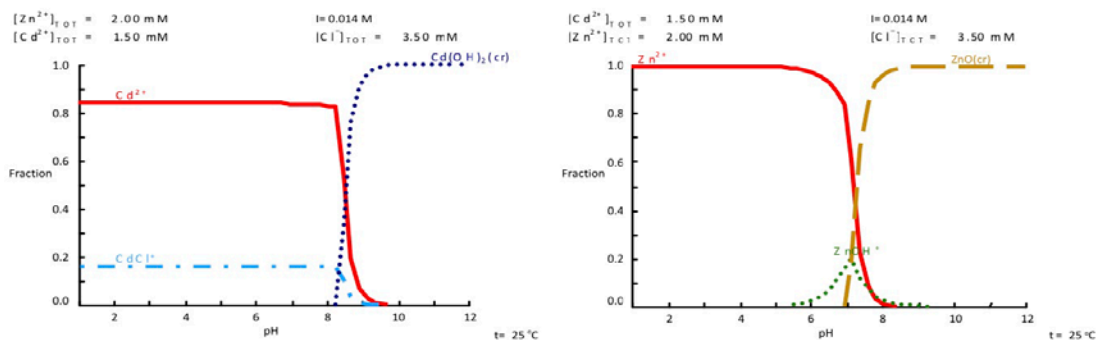


Figura 1 - Especiação da mistura binária Cd<sup>+2</sup>-Zn<sup>+</sup>

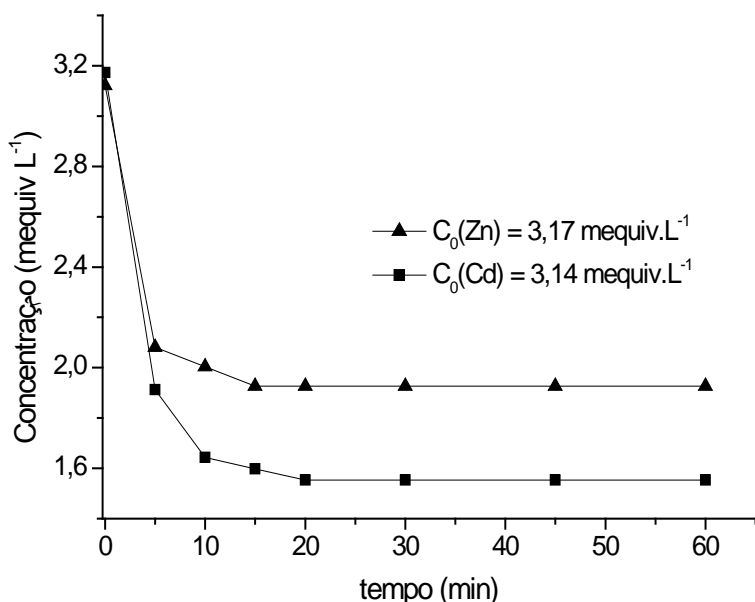


Figura 2 - Perfil da cinética de biosorção da mistura binária Cd<sup>+2</sup>-Zn<sup>+2</sup> pela *Egeria densa*

### Teste cinético

Analisando os dados cinéticos em sistema binário Cd<sup>+2</sup>-Zn<sup>+2</sup>, verificou-se uma taxa de biosorção superior a 30% para cada íon metálico nos primeiros 5 minutos do processo, diminuindo suavemente até que o tempo de equilíbrio foi atingido em cerca de 20 minutos, conforme apresentado na Figura 2, cujas taxas de remoção foram de 51 e 38% para o Cd<sup>+2</sup> e

Zn<sup>+2</sup>, respectivamente. Logo, verifica-se um comportamento cinético em que a sorção inicial é rápida, seguida por um período relativamente mais lento e longo. Este comportamento é típico durante o processo de biosorção de metais, devido à interação puramente físico-química entre o biosorvente e a solução contendo o íon metálico (CRUZ *et al.*, 2004).

Os modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem, de pseudo-segunda ordem, de difusão intrapartícula e de Elovich, cujas equações são apresentadas na Tabela 1, foram ajustados aos dados cinéticos, utilizando-se o *software* Origin 8.0. Os parâmetros obtidos pelo ajuste dos modelos e respectivos coeficiente de correlação ( $r^2$ ) são apresentados na Tabela 1.

Em que

- $\alpha$  taxa de adsorção inicial da equação cinética de Elovich ( $\text{mequiv g}^{-1} \text{h}^{-1}$ )
- $\beta$  relação entre do grau de cobertura da superfície e a energia de ativação da equação cinética de Elovich ( $\text{g mequiv}^{-1}$ )
- C concentração do componente j na fase fluida ( $\text{mequiv L}^{-1}$ )
- $K_1$  constante cinética do modelo de pseudo-primeira ordem ( $\text{min}^{-1}$ )
- $K_2$  constante cinética do modelo de pseudo-primeira ordem ( $\text{g mequiv}^{-1} \text{min}^{-1}$ )
- $q_{eq}$  capacidade de biosorção do íon em equilíbrio ( $\text{mequiv g}^{-1}$ )
- $q_t$  quantidade de metal sorvido no tempo t ( $\text{mequiv g}^{-1}$ )
- t tempo (min)



Tabela 1 – Parâmetros de adsorção e coeficiente de correlação obtidos para os modelos cinéticos

Modelo cinético	Parâmetros do modelo	Coefficiente de correlação $r^2$
Pseudo-primeira ordem $\log(q_{eq} - q_t) = \log(q_{eq}) - \left(\frac{K_1}{2,303}\right)t$	Zn <sup>+2</sup> -Cd <sup>+2</sup> K <sub>1Zn</sub> = -4,178 e q <sub>eq</sub> = 2,53 K <sub>1Cd</sub> = 0,208 e q <sub>eq</sub> = 0,476	0,9998 0,9643
Pseudo-segunda ordem $\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_2 q_{eq}^2} + \frac{1}{q_{eq}} t$	Zn <sup>+2</sup> -Cd <sup>+2</sup> K <sub>2Zn</sub> = 8,08 e q <sub>eq</sub> = 0,24 K <sub>2Cd</sub> = 3,50 e q <sub>eq</sub> = 0,33	0,9998 0,9996
Difusão intrapartícula $q_t = k_i t^{0,5} + C$	Zn <sup>+2</sup> -Cd <sup>+2</sup> K <sub>Zn</sub> = 0,0187 e C <sub>Zn</sub> = 0,166 K <sub>Cd</sub> = 0,0744 e C <sub>Cd</sub> = 0,035	0,9943 0,9058
Elovich $q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \ln(t)$	Zn <sup>+2</sup> -Cd <sup>+2</sup> $\alpha_{Zn} = 10,47$ e $\beta_{Zn} = 36,49$ $\alpha_{Cd} = 0,4121$ e $\beta_{Cd} = 15,798$	0,9777 0,8242

A partir dos valores de  $r^2$  é possível verificar que o melhor ajuste foi alcançado pelo modelo de pseudo-segunda ordem, cujos coeficientes de correlação foram superiores a 0,999 para ambos os íons metálicos. O efeito do tempo de contato na sorção aplicando o modelo cinético de pseudo-segunda ordem é apresentado na Figura 3. Os dados cinéticos sugerem que a *Egeria densa* apresenta menor

capacidade de biossorção no equilíbrio, para o íon Zn (II) (0,24 mequiv g<sup>-1</sup>) se comparado ao Cd (II) (0,33 mequiv g<sup>-1</sup>).

### Estudo do equilíbrio

Os dados de equilíbrio foram obtidos a partir de experimentos realizados em concentrações iniciais de Cd<sup>+2</sup>-Zn<sup>+2</sup> nas proporções de 0-100%, 30-70%; 50-50%, 70-30% e 100-0%. Para o

estudo em sistema monocomponente, as isotermas de Langmuir, Freundlich, Temkin, Sips, Toth e Redlich-Peterson foram ajustadas aos dados experimentais, conforme os modelos apresentados na Tabela 2. O ajuste dos modelos foi realizado utilizando-se o *software* Origin 8.0, cujos parâmetros estimados e coeficiente de correlação são apresentados na Tabela 2.

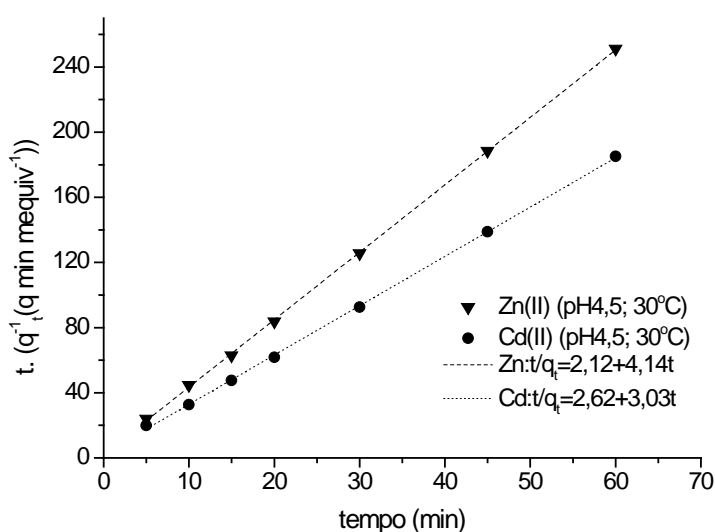


Figura 3 – Efeito do tempo de contato na sorção utilizando modelo cinético de pseudo-segunda ordem

Em que:

- $a_{RP}$  parâmetro de Redlich-Peterson
- $a_j$  constante da isoterma de Freundlich
- $b$  constante da isoterma de Langmuir (L mequiv<sup>-1</sup>)
- $b_S$  constante do modelo de Sips
- $g$  parâmetro de Redlich-Peterson
- $k_F$  constante de Freundlich
- $n_L$  constante da isoterma de Langmuir modificada
- $n_F$  constante de Freundlich
- $q_{eq}$  capacidade de biossorção do íon em equilíbrio (mequiv g<sup>-1</sup>)
- $q_{max}$  qtde máxima adsorvida de metal por unidade de massa (mequiv g<sup>-1</sup>)

Tabela 2 – Parâmetros de adsorção e coeficiente de correlação obtidos para os modelos de isotermas

Modelos	Equações	Parâmetros e $r^2$	Cd <sup>+2</sup>	Zn <sup>+2</sup>
Langmuir	$q_{eq} = q_{max} \left( \frac{b_L C_{eq}}{1 + b_L C_{eq}} \right)$	$q_{max}$ $b_L$ $r^2$	1,08 ± 0,05 0,41 ± 0,05 0,9907	0,91 ± 0,04 0,82 ± 0,07 0,949
Freundlich	$q_{eq} = k_F C_{eq}^{n_F}$	$k_F$ $n_F$ $r^2$	0,29 ± 0,02 0,45 ± 0,04 0,9713	0,23 ± 0,01 0,56 ± 0,07 0,9183
Temkin	$q_{eq} = B \ln(k_T C_{eq})$	$k_T$ $B$ $r^2$	0,19 ± 0,01 5,20 ± 0,77 0,9817	0,12 ± 0,02 7,78 ± 3,17 0,841
Sips	$q_{eq} = q_{max} \left( \frac{(C_{eq})^{n_s} b_s}{1 + (b_s C_{eq})^{n_s}} \right)$	$q_{max}$ $b_s$ $n_s$ $r^2$	0,96 ± 0,05 0,39 ± 0,05 1 0,9907	0,68 ± 0,14 0,50 ± 0,20 1 0,949
Toth	$q_{eq} = q_{max} \left( \frac{C_{eq} b_T}{\left( 1 + (b_T C_{eq})^{n_T} \right)^{\frac{1}{n_T}}} \right)$	$q_{max}$ $b_T$ $n_T$ $r^2$	0,96 ± 0,05 2,56 ± 0,36 1 0,9907	0,68 ± 0,14 1,99 ± 0,79 1 0,949
Redlich-Peterson	$q_{eq} = \frac{K_{RP} C_{eq}}{1 + (a_{RP} C_{eq})^g}$	$K_{RP}$ $a_{RP}$ $g$ $r^2$	0,37 ± 0,03 0,39 ± 0,05 1 0,9907	0,34 ± 0,07 0,50 ± 0,20 1 0,949

Conforme apresentado na Tabela 2, nota-se que os valores unitários obtidos para os parâmetros  $n_T$ ,  $n_s$  e  $g$ , tornam os seus respectivos modelos Toth, Sips e Redlich-Peterson, redutíveis a isoterma de Langmuir. Dessa forma, a partir dos valores dos coeficientes de correlação ( $r^2$ ), o modelo de Langmuir forneceu o melhor ajuste aos dados de equilíbrio dos íons em sistema monocomponente. Avaliando a capacidade máxima de sorção ( $q_{max}$ ), verificou-se que o íon Cd<sup>+2</sup> apresentou um valor maior, igual a 1,08 ± 0,05 mequiv g<sup>-1</sup>, frente ao íon Zn<sup>+2</sup>, cujo valor foi de 0,91 ± 0,04 mequiv g<sup>-1</sup>.

Visto que, na maioria dos casos, os parâmetros de adsorção de isotermas que descrevem os sistemas monocomponentes não

conseguem descrever as interações entre os íons em sistemas multicomponentes (PAPAGEORGIU *et al.*, 2009), optou-se por aplicar um modelo mais completo no estudo dos dados experimentais da biossorção binária (Cd<sup>+2</sup>-Zn<sup>+2</sup>). Assim, a fim de avaliar a complexidade deste processo de adsorção, o modelo de Langmuir modificado, descrito pela Equação 2 foi ajustado. Neste modelo, o parâmetro  $n_i^L$  corresponde a correção da espécie  $i$ , o qual depende da característica de cada espécie e das concentrações dos componentes na solução, substituindo o clássico modelo de Langmuir. O modelo de Langmuir modificado assume que em misturas binárias os íons metálicos possuem um comportamento dependente entre si, com mecanismos de

competição, interação ou efeitos de deslocamento.

Sendo

$$q_{eq_i} = q_{max_i} \left( \frac{\left( \frac{b_i}{n_{ii}} \right) C_{eq_i}}{1 + \sum_{j=1}^N \left( \frac{b_j}{n_{ij}} \right) C_{eq_j}} \right) \quad (2)$$

$C_{eq}$  concentração do metal em solução não adsorvido em equilíbrio (mequiv L<sup>-1</sup>)

$q_{eq}$  capacidade de biossorção do íon em equilíbrio (mequiv g<sup>-1</sup>);

$q_{max}$  quantidade máxima adsorvida de metal por unidade de massa (mequiv g<sup>-1</sup>);

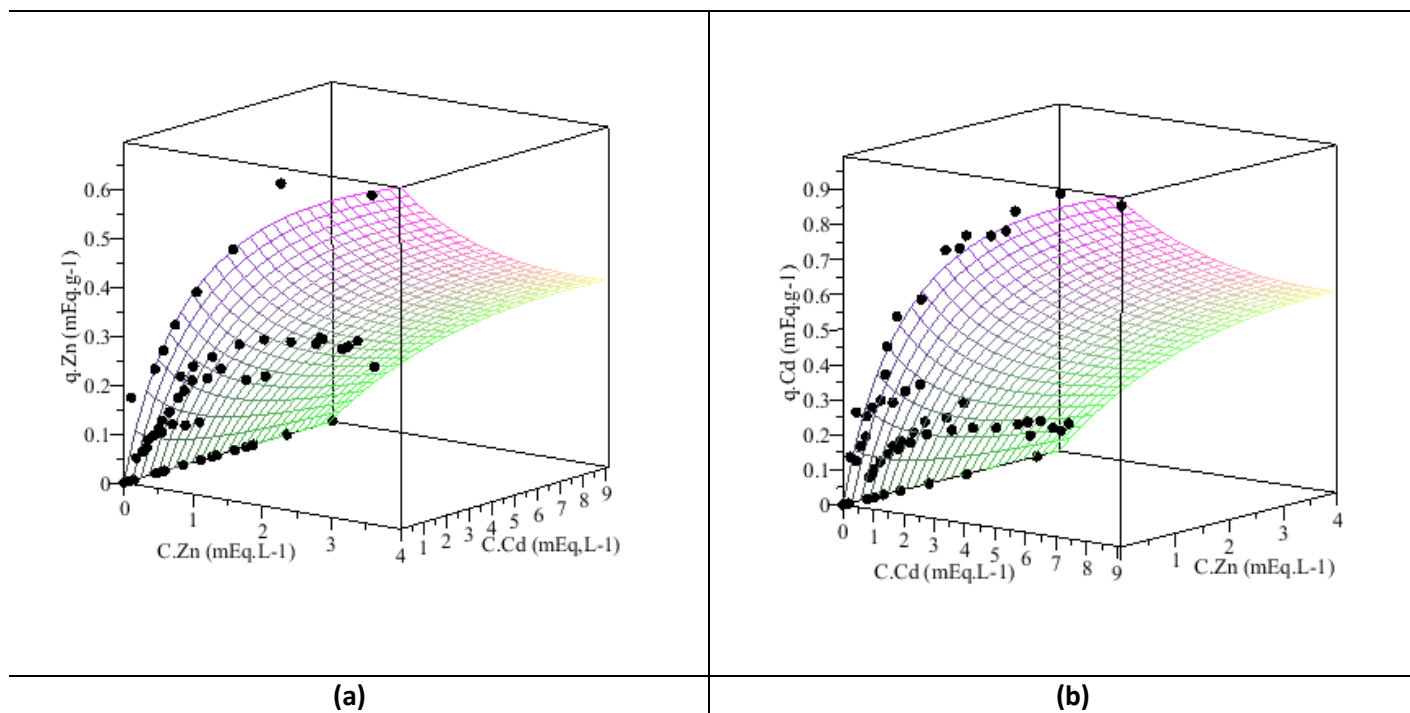


Figura 4 - Superfícies de resposta descritas pela isoterma de Langmuir modificada aplicada para a biossorção dos sistemas bicomponentes  $Zn^{+2}$ - $Cd^{+2}$ : a) quantidade de  $Zn^{+2}$  removida pela Egeria densa; b) quantidade de  $Cd^{+2}$  removida pela Egeria densa

Tabela 3 – Parâmetros de adsorção,  $r^2$  e função objetivo obtidos para o modelo de Langmuir modificado (pH 4,5; 30 °C e 120 min)

Sistema bicomponente	Parâmetros			$r^2$	Função Objetivo
	$q_{max}$	$b^L$	$n^L$		
$Cd^{+2}$	1,08	0,41	0,78	0,963	0,779
$Zn^{+2}$	0,907	0,82	1,06	0,916	

O ajuste do modelo e estimativa dos seus parâmetros  $q_{max}$ ,  $b_i^L$  e  $n_i^L$  foram realizados aplicando-se o método de otimização global por enxame de partículas PSO (KENNEDY e EBERHART, 2001), codificado no software Maple®13, conforme descrito em Trigueros *et al.* (2010). O procedimento de otimização foi baseado na minimização da função objetivo descrita pelos mínimos quadrados, cujo indicador de ajuste foi os valores obtidos para a função objetivo e para o coeficiente de correlação.

Assim, no estudo do sistema bicomponente, os dados experimentais foram representados em um gráfico 3D, conforme apresentado pela Figura 4,

mostrando o comportamento da variável dependente, quantidade de metal removida, em função das variáveis independentes descritas pelas concentrações de equilíbrio dos íons  $Cd^{+2}$  e  $Zn^{+2}$ .

Utilizando o modelo de Langmuir modificado, a Figura 4 apresenta uma ampla perspectiva do comportamento da adsorção dos íons metálicos, em sistema bicomponente  $Cd^{+2}$ - $Zn^{+2}$ , onde se verifica uma adequada reprodução dos dados experimentais obtidos em diferentes concentrações. Além disso, é possível observar que para as proporções de 100-0% e 0-100%, a isoterma do íon metálico removido é representada pela curva mais acentuada da superfície de resposta, simulando dessa forma o

comportamento para a biossorção monocomponente. Dessa forma, estima-se e a sua capacidade máxima de remoção.

Analisando os valores dos parâmetros para o sistema bicomponente  $Cd^{+2}$ - $Zn^{+2}$ , a razão de correção do parâmetro de afinidade ( $b_i^L/n_i^L$ ) é estimado em 0,52 para o  $Cd^{+2}$  e 0,77 para o  $Zn^{+2}$ . Portanto, este fator de correção mostra-se maior para o  $Zn^{+2}$ , bem como o valor do parâmetro  $b^L$  estimado pela isoterma de Langmuir aplicada aos sistemas monocomponente (ver Tabela 3).

Realizando o corte da superfície de adsorção do metal em 3D para o sistema equimolar, a capacidade máxima estimada pelo modelo de Langmuir modificado

para o  $Zn^{+2}$  foi 0,45 mequiv  $g^{-1}$  (como mostra a Figura 4), enquanto para o  $Cd^{+2}$  foi estimada em 0,56 mequiv  $g^{-1}$ , sendo que a soma dessas capacidades máximas de remoção (1,01 mequiv  $g^{-1}$ ) nos fornece um valor muito próximo à capacidade total de remoção obtida em sistemas monocomponentes (0,907 e 1,08 mequiv  $g^{-1}$  para zinco e cádmio, respectivamente). Para esta binária, os parâmetros que indicam a afinidade ( $b^L/n^L$ ) foram maiores para o  $Zn^{+2}$ , enquanto os valores das capacidades máximas  $q_{max}$  foram superiores para o  $Cd^{+2}$ .

Conforme Módenes *et al.* (2011), a capacidade total de adsorção do íon metálico, envolvendo todos os sítios de adsorção disponíveis na superfície do bioissorvente, é fortemente dependente das propriedades físico-químicas do bioissorvente, e independente da mistura dos metais em diferentes concentrações. No entanto, os diferentes valores dos parâmetros de correção das espécies ( $n_i^L$ ) e a razão de correção do parâmetro de afinidade ( $b_i^L/n_i^L$ ) sugerem que a afinidade de cada íon metálico sobre a superfície da macrófita *Egeria densa* tem sido influenciada pela presença do outro íon na mistura, conforme apresentou as superfícies de respostas.

Logo, para o estudo da bioissorção pela macrófita *Egeria densa*, os dados de equilíbrio em sistema bicomponente podem ser satisfatoriamente preditos pela isoterma de Langmuir modificada, o qual assume que os íons metálicos comportam-se dependentes entre si, com mecanismos de competição, interação ou efeitos de deslocamento.

## CONCLUSÃO

Conforme os resultados obtidos, verificou-se pelo teste cinético que o tempo de equilíbrio foi atingido em cerca de 20 minutos,

sendo que o modelo de pseudo-segunda ordem mostrou-se adequado para descrever os dados cinéticos da bioissorção pela macrófita *Egeria densa*. O modelo de Langmuir modificado apresentou uma boa predição dos dados experimentais de equilíbrio. O ajuste do modelo de Langmuir modificado, bem como a estimativa dos parâmetros, aplicando-se o método de otimização global PSO foi obtido com sucesso, fornecendo resultados satisfatórios para descrever o processo de bioissorção avaliado neste trabalho. Assim, foi possível notar que a capacidade de remoção de cada íon metálico é uma variável dependente do outro íon presente no sistema bicomponente  $Cd^{+2}$ - $Zn^{+2}$ , ao passo que a capacidade total de remoção dos íons metálicos assume um valor constante. Portanto, os resultados obtidos para a remoção dos íons metálicos  $Cd^{+2}$  e  $Zn^{+2}$  pela *Egeria densa*, mostraram-se satisfatórios, conforme o baixo tempo de equilíbrio, a rápida taxa de remoção dos metais e a eficiente capacidade total de adsorção na superfície da macrófita, sugerindo a aplicação da macrófita *Egeria densa* como um bioissorvente alternativo para o tratamento de sistemas de águas residuárias.

## REFERÊNCIAS

BHATTACHARYA, A. K., MANDAL, S.N., DAS, S.K. Adsorption of Zn (II) from aqueous solution by using different adsorbents. **Chemical Engineering Journal**, 123: 43-51, 2006.

CRUZ, C. C. V., COSTA, A. C. A., HENRIQUES, C. A., LUNA, A. S. Kinetic modeling and equilibrium studies during cadmium biosorption by dead *Sargassum sp.* Biomass. **Bioresource Technology**, 91: 249-257, 2004.

ESPINOZA-QUIÑONES, FERNANDO R. ; MÓDENES, APARECIDO N. ; COSTA, ISMAEL L. ; PALÁCIO, SORAYA M. ;

SZYMANSKI, NAYARA ; TRIGUEROS, DANIELA E. G. ; KROUMOV, ALEXANDER DIMITROV ; SILVA, EDSON A. . Kinetics of Lead Bioaccumulation from a Hydroponic Medium by Aquatic Macrophytes *Pistia stratiotes*. **Water, Air and Soil Pollution**, 203: 29-37, 2009.

ESPINOZA-QUIÑONES, FERNANDO RODOLFO ; MÓDENES, A.N. ; THOMÉ, L.P. ; PALÁCIO, S.M. ; TRIGUEROS, D.E.G. ; OLIVEIRA, A.P. ; SZYMANSKI, N. . Study of the bioaccumulation kinetic of lead by living aquatic macrophyte *Salvinia auriculata*. **Chemical Engineering Journal**, v. 150, p. 316-322, 2009.

ESPINOZA-QUIÑONES, F.R.; RIZZUTTO, M.A.; ADDED, N.; TABACNIKS, M.H.; MÓDENES, A.N.; PALÁCIO, S.M.; SILVA, E.A.; ROSSI, F.L.; MARTIN, N.; SZYMANSKI, N. PIXE analysis of chromium phytoaccumulation by the aquatic macrophytes *Eichhornia crassipes*. **Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. Sect. B**, 267: 1153, 2009.

GONZÁLEZ-MUÑOZ, M. J., RODRÍGUEZ, M. A., LUQUE, S., ALVAREZ, J. R. Recovery of heavy metals from metal industry waste waters by chemical precipitation and nanofiltration, **Desalination**, 200: 742-744, 2006.

KENNEDY, J., EBERHART, R. C. **Swarm intelligence**. Morgan Kaufmann Publishers Inc.: San Francisco, 2001.

KUYUCAK, N., VOLESKY, B. Biosorbents for recovery of metals from industrial solutions. **Biotechnology Letters**, 10: 137-142, 1988.

LUNA, A. S., COSTA, A.L.H, COSTA, A. C., HENRIQUES, C. A. Competitive biosorption of cadmium(II) and zinc(II) ions from binary systems by *Sargassum filipendula*, **Bioresource Technology**, 101: 5104-5111, 2010

MÓDENES, A. N., PIETROBELLI, J. M. T. A. & ESPINOZA-QUIÑONES, F. R. Cadmium biosorption by non-living

aquatic macrophytes *Egeria densa*. **Water Science and Technology**, 60: 293–300, 2009a.

MÓDENES, A. N., PIETROBELLI, J. M. T. A., ESPINOZA-QUIÑONES, F. R., SUZAKI, P. Y. R., ALFLEN, V. L. & FAGUNDES-KLEN, M. R. Potencial de biossorção do zinco pela macrófita. *Egeria densa*. **Engenharia Sanitária Ambiental** 14, 465–470, 2009b.

MÓDENES, A. N., ESPINOZA-QUIÑONES, F. R., PALÁCIO, S. M., KROUMOV, A. D., STUTZ, G., TIRAO, G. & CAMERA, A. S. Cr(VI) reduction by activated carbon and non-living macrophytes roots as assessed by K $\beta$  spectroscopy. **Chemical Engineering Journal**, 16: 266–272, 2010.

MÓDENES, A. N., ESPINOZA-QUIÑONES, F. R., TRIGUEROS, D. E. G., LAVARDA, F. L., COLOMBO, A., MORA, N. D. Kinetic and equilibrium adsorption of Cu(II) and Cd(II) ions on *Eichhornia crassipes* in single and binary systems. **Chemical Engineering Journal**, 168: 44-51, 2011.

MÓDENES, A. N., ESPINOZA-QUIÑONES, F. R., TRIGUEROS, D. E. G., PIETROBELLI, J. M. T. A., LAVARDA, F. L., RAVAGNANI, M., BERGAMASCO, R. Binary adsorption of a Zn(II)-Cu(II) mixture onto *Egeria densa* and *Eichhornia crassipes*: Kinetic and equilibrium data modeling by PSO. **Separation Science and Technology**, 47: 875-885, 2012.

MUKHOPADHYAY, M., NORONHA, S.B., SURAIISKUMAR, G. K. Kinetic modeling for the biosorption of copper by pretreated *aspergillus niger* biomass. **Bioresource Technology**, 98: 1781-1787, 2007.

PAN, J. H., LIU, R. X., TANG, H. X. Surface reaction of *bacillus cereus* biomass and its biosorption for lead and copper ions. **Journal of Environmental Sciences**, 19: 403-408, 2007.

PANAYOTOVA, T., DIMOVA-TODOROVA, M., DOBREVSKY, I. Purification and reuse of heavy metals containing wastewaters from electroplating plants. **Desalination**, 206:135–140, 2007.

PAPAGEORGIU, S.K., KATSAROS, F.K., KOUVELO, E.P., KANELLOPOULOS, N.K. Prediction of binary adsorption isotherms of Cu<sup>2+</sup>, Cd<sup>2+</sup> and Pb<sup>2+</sup> on calcium alginate beads from single adsorption data. **Journal of Hazardous Materials**, 162: 1347–1354, 2009.

PIETROBELLI, J. M. T. A., MÓDENES, A. N., FAGUNDES-KLEN, M. R., ESPINOZA-QUIÑONES, F. R. Cadmium, Copper and Zinc Biosorption Study by Non-Living *Egeria densa* Biomass. **Water Air Soil Pollut**, 202:385–392, 2009.

REILLY, C. **Metal contamination of food**. London: Elsevier Applied Science. Cap. 6: 131-151, 1991.

SANTOS, G. H. F. **Utilização da espectroscopia PIXE na avaliação do mecanismo de biossorção dos íons Cu<sup>+2</sup>, Zn<sup>+2</sup> e Cd<sup>+2</sup> pela macrófita *Egeria densa***. Toledo: Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2012. 133 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química).

TRIGUEROS, D. E. G., MÓDENES, A. N., KROUMOV, A. D., ESPINOZA-QUIÑONES, FERNANDO R. . Modeling of biodegradation process of BTEX compounds: Kinetic parameters estimation by using Particle Swarm Global Optimizer. **Process Biochemistry**, 1355-1361, 2010.

VOLESKY, B. **Sorption and biosorption**, BV-Sorbex, Inc., St.Lambert, Quebec, 2004, 326 p.

Recebido em: jun/2012  
Aprovado em: out/2013

# Diagnóstico das necessidades de intervenção socioeducativa: um estudo de caso

## Diagnosis of socio-educational intervention needs: a case study

### RESUMO

Essa pesquisa, caracterizada como projeto de intervenção socioeducativa, foi desenvolvida na Comunidade Jardim Gabinete (CJG), localizada em Curitiba, PR, Brasil. O objetivo foi realizar um diagnóstico das necessidades de intervenção socioeducativa na CJG, empregando-se como caso o Ribeirão dos Müller, recurso hídrico presente na comunidade que vem sofrendo acentuada degradação ambiental. Para tanto, foi utilizado o método *Análisis de las Necesidades de Intervención Sócioeducativa* (ANISE), com o qual se caracterizou a comunidade, os recursos locais, os aspectos socioeconômicos e os impactos ambientais. Avaliou-se o grau de conhecimento e conscientização da população da comunidade em relação aos aspectos ambientais locais. A CJG sofre com os impactos que são gerados, tanto pela falta de conhecimento como pela pouca conscientização dos moradores em relação aos aspectos ambientais, principalmente locais. Além dos aspectos relacionados à mudança comportamental, para melhorar o atual estado de degradação do Ribeirão dos Müller, faz-se necessário ainda investimentos em saneamento básico. Finalmente, são apresentadas sugestões estabelecidas a partir do diagnóstico da comunidade, e que envolvem o cuidado que a mesma deve ter com o meio ambiente.

**PALAVRAS-CHAVE:** Degradação Ambiental, Educação Ambiental, Intervenção Socioambiental, ANISE.

### ABSTRACT

This research, characterized as socio-educational intervention project, was developed on Comunidade Jardim Gabinete (CJG), located in Curitiba, PR, and Brazil. The objective was to conduct a needs assessment socio-educational intervention in CJG, having as reference the contribution to the reversion of the environmental degradation of the Ribeirão dos Muller River, that cuts the CJG its offering degradation. Was used the method *Análisis de las Necesidades de Intervención Sócioeducativa* (ANISE), that characterized the community, local resources, socioeconomic aspects and environmental impacts. Evaluated the degree of knowledge and public awareness of the community about local environmental issues. The CJG suffers from environmental impacts that are generated by both the lack of knowledge as the low awareness of residents in relation to the environmental aspects, especially the locals. Besides the aspects related to behavioral change on the part of residents to improve the current degradation state of Ribeirão dos Müller, it is still necessary investments in sanitation. Finally, suggestions are made that were established from the diagnosis of the community, and involving the care that people should have with the environment.

**KEYWORDS:** Environmental Degradation, Environmental Education, Social and Environmental Intervention, ANISE.

**Gabriel Luis Brucinski Pinto**

Mestre em Gestão Ambiental, PGAMB, Universidade Positivo (UP). Curitiba, PR, Brasil  
gluisbp@hotmail.com

**Mario Sergio Michaliszyn**

Antropólogo. Professor Titular do PGAMB, Universidade Positivo (UP). Curitiba, PR, Brasil  
mario@up.com.br

**Leila Teresinha Maranhão**

Bióloga. Professora Titular do PGAMB, Universidade Positivo (UP). Curitiba, PR, Brasil.  
maranhão@up.com.br



## INTRODUÇÃO

Ao longo das últimas décadas as atividades antrópicas negativas vêm se acentuando e, com isto, intensifica-se a degradação do meio ambiente, o que representa um dos grandes desafios contemporâneos, ou seja, a construção de um modelo de sociedade sustentável. Um dos problemas que se agrava, principalmente, nos países em desenvolvimento, é a gradativa urbanização, fenômeno que, segundo Wackernagel e Ress (1996) e Lisboa e Barros (2010), está associado ao desenvolvimento da civilização e da tecnologia, e ao crescimento das cidades. Nesse processo espaços são ocupados de maneira irregular e os recursos são utilizados sem considerar os aspectos ambientais.

Segundo Swyngedouw e Heynen (2003), na maioria das vezes, são negligenciados processos de deterioração da ocupação urbana irregular, que acompanham a reestruturação socioeconômica, e que contribuem para mudanças nas formas ecológicas das áreas urbanas. Jacobi (2003) cita a necessidade de se pensar em desenvolvimento considerando a natureza num contexto inter-relacionado de práticas socioambientais, como parte de uma realidade mais complexa. Capra (1996) relata que problemas ambientais reduzem a qualidade ambiental e comprometem a vida em todas as suas manifestações, especialmente a vida humana.

Diante desse fato, constata-se que os espaços urbanos vêm se configurando dentro de um modelo que desvincula o homem da natureza, incorrendo em risco para o próprio homem. Lebel *et al.* (2006) afirmam que a expansão urbana resulta em grandes mudanças no uso da terra e nos padrões de demanda de água.

O crescimento populacional descontrolado, o gerenciamento não coordenado dos recursos hídricos

disponíveis e a rápida urbanização associada à degradação do solo que aumenta a erosão e a sedimentação dos rios contribuem para a acelerada degradação das bacias que abastecem a população (L'VOVICH; WHITE, 1990).

Nessa tendência, antagonica ao equilíbrio natural, a Comunidade Jardim Gabinete (CJG), Curitiba, PR, Brasil, sofre uma acentuada degradação ambiental, reflexo da falta de conhecimento da população local acerca das causas dos problemas ambientais e da falta de prudência no uso dos recursos naturais, o que acarreta em perda da qualidade de vida. Essa postura sobrecarrega o principal recurso natural da comunidade, o Ribeirão dos Müller, que, por consequência, sofre gradativa deterioração de suas águas.

Diante do cenário de degradação ambiental, agravado pela gradativa urbanização da Bacia do Ribeirão dos Müller, observa-se a perda da qualidade ambiental e consequente perda de qualidade de vida por parte da população da CJG. É também evidente a ausência de uma discussão aprofundada no que se refere às questões que tangem as relações do homem com meio ambiente, a necessidade de mudança de comportamento e atitudes relacionadas à conservação e preservação do meio ambiente e a inexistência de uma ferramenta eficaz para minimizar o processo de degradação do recurso hídrico. Estes indicativos apontam para a necessidade de se identificar diferentes formas de relação entre o homem e o meio, ao estabelecer propostas educativo-participativas que envolvam o cuidado que a população deve ter com o meio ambiente e a reversão da degradação promovida.

A Educação Ambiental (EA), no presente estudo, é considerada como ferramenta estratégica, aplicada ao ensino formal e não formal. Conforme Philippi Jr *et al.* (2000), Dias (2000) e Carrilo (2007), ela fornece instrumentos que

promovem a profunda reflexão nas comunidades envolvidas sobre a realidade ambiental, contribuindo para formar e preparar cidadãos para a reflexão crítica e para a ação social corretiva e transformadora, com vistas ao desenvolvimento integral dos seres humanos. Constitui-se ainda em importante instrumento de transformação social, uma vez que catalisa a formação de novos valores e promove a percepção do ser humano em várias direções, incluindo a percepção dos seus valores estéticos, do custo de recuperação e sobrevivência ambiental.

Este trabalho tem como objetivo diagnosticar as necessidades de intervenção socioeducativa na CJG, em especial sobre a atual situação do Ribeirão dos Müller, um recurso ambiental presente na comunidade e com acentuada degradação. O ponto de partida envolveu a caracterização da comunidade que vive ao redor do Ribeirão dos Müller enfatizando os recursos locais, os aspectos socioeconômicos e impactos gerados pela ocupação desordenada, bem como se avaliou o nível de conhecimento da população local em relação aos aspectos ambientais. Esses dados forneceram subsídios para o diagnóstico da situação atual da CJG e permitiram sugerir diretrizes para o desenvolvimento de ações de intervenção.

## METODOLOGIA

Tendo em vista a implantação de um projeto formativo na CJG a metodologia empregada no presente estudo teve como base o modelo proposto por Pérez-Campanero (1991), denominado *Análisis de las Necesidades de Intervención Sócioeducativas* (ANISE), constituído por três fases: reconhecimento, diagnóstico e tomada de decisão. Realizou-se previamente uma análise das necessidades de

intervenção, com o objetivo de coletar e analisar dados que possam contribuir para a elaboração de uma proposta de intervenção (amplitude do programa pretendido, seus objetivos, planejamento, desenvolvimento e avaliação).

### Área de Estudo

A Comunidade Jardim Gabinete (CJG), está localizada à oeste da cidade de Curitiba, PR, Brasil e situa-se às margens do Ribeirão dos Müller, um dos mais importantes afluentes do Rio Barigui, que possui uma área total de drenagem de aproximadamente 10,29 km<sup>2</sup>. A Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Müller drena os bairros Campo Comprido, Orleans e Cidade Industrial e abrange uma região composta por residências, indústrias, comércio e o Campus da Universidade Positivo (UP).

### Coleta de Dados

Para contemplar a Política Nacional de Educação Ambiental (Lei Nº 9.795/99), abordou-se a Educação Ambiental, em âmbito formal e não formal. A CJG foi envolvida considerando a organização e a constituição dos grupos existentes. No âmbito formal foram envolvidas as escolas, mediante trabalho realizado com seus profissionais; foram levantados e analisados a percepção ambiental e o nível de conhecimento de alunos e professores sobre os aspectos ambientais locais. No âmbito não formal trabalhou-se junto com a associação de moradores, buscando maximizar a interação com a população local, bem como o levantamento e análise de dados referentes aos aspectos sociais, econômicos e a percepção ambiental.

Nesta fase ocorreu o contato prévio do pesquisador com a comunidade, com o objetivo de levantar múltiplos dados que possibilitassem a análise da realidade e fundamentassem a elaboração de uma proposta de

programa de EA. Essa fase foi dividida em duas etapas: na primeira foram levantados dados para a caracterização quantitativa da CJG, tais como, população; número de instituições de ensino; unidades de saúde; entidade efetivamente organizada, como a associação de bairro e indústrias. Esses dados foram obtidos por meio da realização de entrevistas com líderes comunitários na Associação de Moradores e órgãos públicos como Secretarias Municipais e Estaduais. O número de instituições de ensino, assim como o número de estudantes foi obtido pelo levantamento de dados junto à Secretaria Municipal de Educação (SME) e entrevistas com diretores das escolas envolvidas na pesquisa.

Nessa mesma etapa foram levantados os impactos ambientais negativos ocasionados pela população a partir da análise de documentos em órgãos públicos e trabalho científico sobre a análise da qualidade da água do Ribeirão dos Müller (BREGUNCE *et al.*, 2011). Como forma de complementar as informações foram realizadas entrevistas com moradores e técnicos da Secretaria Municipal do Meio Ambiente (SMMA) e SME de Curitiba e observações em campo.

Na segunda etapa foram considerados aspectos como: dados socioeconômicos, organização social, tipos de construção e percepção da população sobre os problemas ambientais. Para tanto, foram elaborados e aplicados três diferentes questionários aos moradores, estudantes e professores do Ensino Fundamental. Os dados obtidos revelaram principalmente a percepção da população quanto aos recursos locais, em especial o Ribeirão dos Müller, tentando identificar fatores negativos que provocam a degradação ambiental local e comprometem a qualidade de vida. Esses questionários foram validados por especialistas e aplicados para 647 pessoas.

O questionário para moradores constituiu-se de 28 questões, sendo nove sobre aspectos sociais, quatro sobre aspectos econômicos e 15 sobre aspectos ambientais, sendo essas últimas desmembradas nos seguintes aspectos ambientais: água, esgoto, resíduos sólidos, rios e qualidade de vida. Foram aplicados 70 questionários, em visitas às residências acompanhadas de um líder comunitário para garantir a receptividade da população.

Aos alunos foram aplicados 548 questionários constituídos de 15 questões sobre aspectos ambientais. Essas questões foram divididas em três classes: I – quatro relacionadas ao meio ambiente; II – cinco relacionadas ao rio Ribeirão dos Müller; e III – seis relacionadas aos resíduos (resíduos sólidos e esgoto). Ao final do questionário uma questão aberta foi feita, de preenchimento opcional, e solicitava ao aluno expressar em forma de redação ou de ilustração como ele poderia melhorar o local onde vive.

Para 29 professores foi aplicado um questionário constituído por 20 questões, em sua maioria aberta, sobre aspectos mais complexos como: papel do professor como mediador do conhecimento de temáticas do meio ambiente e conhecimento sobre Educação Ambiental. Os professores também foram questionados acerca da abordagem de Educação Ambiental no Projeto Político Pedagógico e em planos de aula, bem como sobre abordagens de aspectos relacionados ao contexto local (recursos e impactos).

### Análise dos Dados

Os dados obtidos foram tabulados em planilhas do programa Excel e analisados por meio software *IBM Statistical Package for the Social Sciences* (IBM SPSS Statistics). As questões abertas foram analisadas pela análise de conteúdo segundo Bardin (2010).

A partir da análise de dados foi possível diagnosticar a situação

em que se encontrava a CJG. Esta etapa, segundo Pérez-Campanero (1991), representa o primeiro passo para a identificação de possíveis problemas presentes.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Características da CJG

A CJG possui uma população, de aproximadamente, 7.000 habitantes e caracteriza-se por não possuir indústrias, embora existam muitas nos arredores. Trata-se de uma região com zoneamento residencial consolidado, sem expectativa de crescimento desordenado. Apresenta como característica principal a existência de divergências sociais, com regiões bem desenvolvidas e com maior poder aquisitivo quando comparadas a extensas de regiões com ocupação irregular,

principalmente ao longo do Ribeirão dos Müller (Fig. 1).

As residências são, em sua maioria, de alvenaria e de pequeno a médio porte. Existe rede coletora de esgoto implantada pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), contudo, é visível o despejo de esgoto no Ribeirão dos Müller.

A população apresenta grau de instrução variável, em sua maior parte, ensino fundamental e médio e renda familiar entre, dois salários mínimos. Essa população conta, ainda, com seis escolas, sendo três municipais, atendendo 1.305 alunos e três Estaduais, atendendo 2.928 alunos; duas unidades de saúde, sendo que uma delas, unidade 24h, está desativada; uma Associação de moradores; e a assistência de vários programas sociais da Prefeitura Municipal de Curitiba.

### Ribeirão dos Müller

O Ribeirão dos Müller por pertencer à Bacia do rio Barigui é classificado de classe 2 conforme Resolução do CONAMA 357/05 e portaria SUREHMA nº 92 de 20 de setembro de 1992, artigo 1º, inciso VII. Essa classe considera águas destinadas ao abastecimento humano (após tratamento prévio), proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário, aquicultura e pesca. Mas, segundo Bregunze *et al.* (2011), a atual situação do Ribeirão dos Müller é crítica, pois os dados de qualidade de suas águas ultrapassam todos os limites estabelecidos pelo CONAMA 357/05 para uma classe 3.

Quanto à cobertura, a Bacia do Ribeirão apresenta área dividida: 42,7% urbanizada, 36,7% solo descoberto, 16,5% vegetação



Figura 1 – Ocupações irregulares nas margens do Ribeirão dos Müller, Comunidade Jardim Gabineto (CJG), Curitiba, PR, Brasil.





Figura 2 – assoreamento e despejo de resíduos sólidos no leito do Ribeirão dos Müller, Comunidade Jardim Gabinete (CJG), Curitiba, PR, Brasil.

rasteira, 2,6% vegetação densa e 1,4% água. Esses dados são de 2002, contudo, o que se constatou foi um aumento da área urbanizada.

O Ribeirão dos Müller, em toda sua extensão na CJB, encontra-se visualmente degradado devido à ocupação desordenada em suas margens e à falta de coleta e tratamento de esgoto que supram a demanda local. Em campo, observou-se ainda grande quantidade de resíduos sólidos despejados ao longo das margens e de seu leito e assoreamento em muitos pontos de sua extensão (Fig. 2), onde há o desrespeito dos 30 m de faixa preservação (curso de água inferior a 10 m de largura, segundo Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012).

Relatos do presidente da associação de moradores revelaram a ocorrência de enchentes na comunidade em anos de chuva

muito forte, mas esse não é um problema muito comum.

A qualidade de suas águas encontra-se visivelmente comprometida. Essa constatação corrobora com Bregunze *et al.* (2011), que revelam alto teor de matéria orgânica representada pela alta Demanda Química de Oxigênio (DQO), presença de Coliformes Totais, elevada turbidez, baixa quantidade de Oxigênio Dissolvido (OD) e presença de *Escherichia coli* na água, tanto no período de estiagem quanto no período chuvoso. Os autores atribuem ao esgoto doméstico, advindo das áreas adjacentes, a poluição. Associa-se ainda, a esse fato a observação feita pelo presidente da associação de moradores ao afirmar que, apesar de alguns pontos de coleta, o esgoto é lançado no Ribeirão sem qualquer tipo de tratamento.

Diante dos principais problemas diagnosticados em

relação ao Ribeirão dos Müller na CJG, sugere-se a adoção de alternativas sustentáveis por parte de toda a comunidade, bem como dos órgãos públicos responsáveis (Tabela 1).

## Realidade Social, Econômica e Ambiental da Cjg

### Aspectos não formais

Em relação à população, os dados revelaram que 69,7% dos moradores são do sexo feminino e 31,3% do sexo masculino. Destes, a maior parte (65,8%) encontra-se numa faixa etária de 29-48 anos e uma menor parte (3,9%) está de 59 anos, caracterizando uma população jovem. Entre os entrevistados, 64,5% são casados. A maioria das mulheres não desenvolve trabalho formal, embora esteja em idade ativa, porém a baixa escolaridade

Tabela 1 – Principais problemas diagnosticados em relação ao Ribeirão dos Müller e proposta de alternativas sustentáveis para Comunidade Jardim Gabinete (CJG).

Problemas Diagnosticados	Proposta para a solução dos problemas
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ocupações irregulares ao longo das margens do Ribeirão do Müller;</li> <li>- Desrespeito ao recuo legal nas margens do Ribeirão dos Müller;</li> <li>- Falta de saneamento básico;</li> <li>- Alta contaminação das águas de Ribeirão por matéria orgânica;</li> <li>- Grande quantidade de resíduos sólidos no leito e nas margens do Ribeirão dos Müller.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Realocação e regularização das famílias dispostas irregularmente, pela Companhia de Habitação (COHAB), respeitando o recuo legal de 30 m;</li> <li>- Ampliação da rede de coleta do esgoto por parte da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR);</li> <li>- Implantação de sistemas alternativos para o tratamento de esgotos por meio de leito cultivado (<i>wetland</i>);</li> <li>- Remoção dos resíduos sólidos do leito e das margens do Ribeirão dos Müller por parte da Prefeitura Municipal de Curitiba.</li> </ul>

dificulta uma colocação no mercado de trabalho.

Dados de escolaridade demonstraram que 40,8% possuem ensino fundamental incompleto e 21,1% possuem apenas ensino fundamental completo. Fato que pode comprometer o acesso sistematizado ao conhecimento, que inclui questões de meio ambiente. A falta de conhecimento pode influenciar na forma de pensar e agir das pessoas (FONSECA *et al.*, 2007) e, dessa forma, contribuir para padrões de atitudes insustentáveis em relação ao meio ambiente, além de limitar a percepção dos aspectos ambientais locais. Entretanto, 92,1% revelaram-se alfabetizados, o que pode facilitar a comunicação por meio de linguagem escrita e a aquisição de conhecimentos, bem como a implantação de um projeto de intervenção.

Constatou-se ainda que o vínculo dos moradores com o ambiente em que vivem é significativo, uma vez que 59,2% residem na CJG há mais de 10 anos e muitos residem na comunidade desde que nasceram. Em relação à habitação, 76,3% possuem casa própria, e dessas, 46,1% são de alvenaria. Observações em campo permitiram evidenciar que essas casas são de pequeno a médio porte e possuem cobertura com telhas de barro. Por outro lado, cabe ressaltar que muitas famílias estão expostas a condições insalubres devido à falta de saneamento, ao lixo disposto

inadequadamente e ao grande número de animais domésticos.

Em 57,9% das moradias residem mais de três pessoas, e mais de 80% dos moradores possuem filhos, em sua maioria, mais de três filhos (57,9%), o que demonstra a ausência de planejamento familiar, uma vez que 44,7% dos questionados não trabalham, 23,7% trabalham na informalidade e apenas 31,4% trabalham com carteira assinada, e destes, a maioria 74,6% recebe até três salários mínimos, o que pode comprometer a qualidade de vida dos moradores.

A baixa renda familiar tem relação direta com a baixa escolaridade dos moradores que, como consequência, limita as alternativas de atividades remuneradas. Nesse sentido, a comunidade tem se defrontado com um círculo vicioso de impactos sociais adversos, que comprometem a qualidade ambiental e, conseqüentemente, a qualidade de vida da população. Em relação à estrutura financeira familiar, 35,5% revelaram que são mantidas com a remuneração de apenas um de seus membros e 47,3% por duas pessoas.

Em relação aos aspectos ambientais, embora todas as famílias tenham acesso à água potável, existe uma preocupação por parte da população como a manutenção do recurso, uma vez que 47,4% afirmaram acreditar que “a água um dia vai acabar”.

O principal problema da CJG se refere ao esgoto, pois 47,4%

citaram que não existe coleta e 25% nem sabem se existe coleta de esgoto na região. Apenas 15,8% informaram a existência de destinação correta (fossa ou rede coletora); 22,4% citaram que os dejetos são despejados na valeta e 30,3% despejados diretamente no Ribeirão dos Müller. A maioria (31,6%) afirmou desconhecer o destino do mesmo.

Entre os principais problemas apontados pelos moradores na CJG, 40,8% citaram que o esgoto representa o principal problema, seguido por outros como: problemas com valetas (18,4%), enchentes (18,4%), segurança (18,4%) e transporte (3,4%). Para 36,8% o esgoto é considerado prioridade para o bem estar de suas famílias e para 27,0% a segurança da comunidade é a maior prioridade. Os resultados demonstraram ainda que, 44,7% dos moradores reconhecem a importância da coleta e tratamento do esgoto como forma de prevenção de doenças. Importante ressaltar que uma parcela significativa (18,4%) não soube relatar qual é a importância da coleta e tratamento do esgoto.

Embora tenham demonstrado desconhecer qual é o destino do lixo, 93,4% afirmaram que ele é coletado pela Prefeitura. Contudo, o principal problema observado refere-se à segregação, uma vez que 52,6% afirmaram que não colaboram com a reciclagem. Fica evidente, a falta de

Tabela 2 – Comparação entre situação atual e desejável no que se refere aos aspectos sobre o conhecimento e conscientização dos moradores Comunidade Jardim Gabinete (CJG).

Aspectos	Situação Atual	Situação Desejável
Conhecimento e conscientização dos moradores sobre o Ribeirão dos Müller	- Desconhecem o nome do Ribeirão;	- Conhecimento do Ribeirão dos Müller;
	- Desconhecem a utilidade do recurso;	- Conhecimento sobre a utilidade do recurso;
	- Conscientes da degradação do recurso;	- Colaboração para a proteção e recuperação do recurso.
	- Conscientes de sua responsabilidade pela degradação do recurso;	
Conhecimento e conscientização sobre os resíduos domésticos	- Falta de conhecimento e de conscientização sobre a geração e segregação.	- Conhecimento e conscientização sobre a geração e segregação.

conhecimento e conscientização dos aspectos relacionados à geração e separação do lixo na CJG, porque apesar de existir uma política de reciclagem bem consolidada no Município de Curitiba, mais da metade dos moradores não colabora com a reciclagem.

A inexistência de uma política local que promova o conhecimento e a sensibilização, e que culmine com a mudança de valores e comportamentos com vistas à proteção ambiental, tem reflexo não só no leito e margens do Ribeirão dos Müller, pela disposição inadequada de resíduos, mas nos próprios moradores que, sem perceber, perdem qualidade de vida.

Outro aspecto preocupante se refere à falta de conhecimento acerca dos recursos hídricos, em especial, do Ribeirão do Müller, pois 40,8% revelaram desconhecer a importância de proteger os recursos hídricos, e muitos que afirmaram conhecer não sabem qual é a sua importância. Isso fica mais evidente quando considerado apenas o Ribeirão dos Müller, em que 71,1% sequer souberam citar o seu nome; 52,6% afirmaram não saber qual a importância desse recurso e 32,9% afirmaram que o Ribeirão não serve para nada. Contudo, a maioria, ou seja, 59,2% reconheceram que ele está muito poluído.

Diante desses resultados, na tabela 2, são resumidos aspectos da situação atual sobre o

conhecimento e conscientização dos moradores em relação aos recursos hídricos (ênfase no Ribeirão dos Müller) e aos resíduos sólidos, bem como o que é desejável para a CJG.

Considerando-se esses aspectos, evidenciou-se a necessidade de implantação de projetos de intervenção em Educação Ambiental envolvendo ações de conservação e recuperação dos recursos locais, em especial, do Ribeirão dos Müller, promovendo o conhecimento sobre o mesmo e suas potencialidades. Estímulo para isso existe, já que, apesar da falta de conhecimento em relação aos recursos hídricos, 97,4% afirmaram que se consideram responsáveis por sua preservação. Importante salientar que 93,4% nunca participaram de projeto de Educação Ambiental.

A inexistência de projetos contribui para a falta de conhecimento dos moradores acerca dos problemas ambientais que afetam a CJG. A implementação de estratégias de Educação Ambiental em âmbito formal e não formal, pode promover a reflexão sobre a realidade ambiental das comunidades e contribuir para a formação de cidadãos que possam interagir de forma positiva com o seu meio e tornarem-se capazes de solucionar problemas concretos.

A Política Nacional de Meio Ambiente (Lei nº 6.938) preconiza que a Educação Ambiental deve

estar presente em todos os níveis e modalidades do processo educativo, inclusive em caráter não formal; a Política Nacional de Educação Ambiental (Lei nº 9.795), transforma a Educação Ambiental em políticas pública; e a Política Municipal do Meio Ambiente (Lei nº 7.833) de Curitiba, faz menção à participação comunitária no trato de questões ambientais. Esses atos normativos representam instrumentos para a efetivação da Educação Ambiental na CJG.

Nesse sentido, para mudar a realidade observada, é necessário o desenvolvimento de projetos eficazes, que possam suprir o não cumprimento de demandas dos órgãos públicos, não somente no cumprimento da legislação, mas pela ausência da educação formal, que promove a transformação na maneira como os moradores percebem e interagem com ambiente local, tornando-os agentes transformadores de sua própria realidade.

#### Aspectos formais

Para facilitar a compreensão, os resultados obtidos junto aos alunos e professores foram agrupados, uma vez que o conhecimento e a conscientização dos alunos têm relação direta com o professor, mediador do processo de formação, que reflete conhecimentos sobre questões ambientais no contexto escolar, fato



esse, que favorece a construção de valores e contribui para a mudança de comportamento.

Em relação ao meio ambiente, 40% dos alunos citaram que entendem “meio ambiente como o lugar onde vivem”, enquanto 60% afirmaram que é o “lugar onde vivem os animais e as plantas”. Pelas respostas obtidas constatou-se que a maior parte dos alunos percebe o ambiente como natureza, em que o ser humano encontra-se dissociado, eles não se veem como parte integrante do meio ambiente. Entre os professores, 96% apresentaram respostas muito limitadas em relação ao meio ambiente, por exemplo: “a natureza”; “conjunto de fatores bióticos e abióticos que nos rodeiam”; “onde vivo e sobrevivo”; “lugar geográfico onde vivemos”. Essa visão está distante de uma definição abrangente, nesse caso, entendida como o sistema onde interagem fatores físicos, biológicos, socioeconômicos e culturais. Reigota (1994) sugere o entendimento de meio ambiente em três dimensões: **antropocêntrica**, em que o homem é o centro; **biocêntrica**, em que os elementos biológicos são o centro, e **globalizada** que integra as duas dimensões anteriores.

Fica evidente a indefinição, por parte dos professores, no entendimento de meio ambiente, o que pode refletir em dificuldade na aplicação de conteúdos relacionados ao tema e sua problemática. Não é claro, nas respostas dos professores, a preocupação quanto à formação dos alunos no que se refere a valores e atitudes em relação ao meio ambiente. Simões-Gomes e Abílio (2008) em estudo da percepção de professores da educação básica constataram que 45% compreendem meio ambiente como “o lugar para se viver”, inexistindo a percepção do homem como integrante desse meio. Zillmer-Oliveira e Manfrinato (2011) revelam que predomina a visão dominante do homem sobre o meio ambiente.

Como pode ser observado, existe uma complexidade que envolve o entendimento de meio ambiente, sendo dependente, principalmente, de experiências individuais (representação social). As experiências dos professores como mediadores do conhecimento refletem a representação limitada que a maioria dos alunos tem da definição de meio ambiente. Neste sentido, 96% dos professores revelaram que seu papel como mediador do conhecimento auxilia os alunos a socializar informações adquiridas sobre a importância de aspectos relacionados ao meio ambiente. Dos professores entrevistados, 86% afirmaram que atualizam seus conhecimentos sobre meio ambiente frequentemente mediante a leitura de artigos, revistas, jornais, participando de congressos, na *internet* e na mídia.

Quanto à percepção das condições ambientais do local onde vivem, 90% dos alunos demonstraram ter consciência de que vivem em um lugar poluído. Desses, 53% revelaram que o consideram pouco poluído e 34% muito poluído; 76% assumem a responsabilidade por essa realidade e 70% acreditam que pode contribuir para melhorar o local. Esses resultados revelam a existência de estímulos para a participação ativa da comunidade escolar como agente de transformação na proteção ambiental. Os educadores, segundo Hammes (2004), contribuem para melhorar o mundo, ao motivar a participação dos alunos no processo de planejamento e execução de atividades de aprendizagem, assim como ao proporcionar oportunidades de tomada de decisão e avaliação de resultados, aspectos decisivos para a formação do cidadão do amanhã.

Ao considerar o exposto por Hammes (2004), é possível constatar que, permitir ao aluno o conhecimento do ambiente local amparado tecnicamente pelo professor, estimula a participação

ativa no processo de planejamento dinâmico e contínuo do uso do espaço. Contudo, observou-se que apenas 41% dos professores realizaram, pelo menos uma vez, saída com os alunos para conhecer o ambiente local em projetos de pesquisa como: “coleta de lixo”; “saneamento básico”; “o rio do bairro”; “observação da ocupação desordenada do espaço”. Desses, alguns relataram a experiência como: “uma aula diferenciada”; “um momento bastante válido, de felicidade na apropriação do conteúdo”; “aula de muita motivação por parte dos alunos” e “uma experiência normal”.

Importante acrescentar ainda, a concepção de Tamaio (2002) ao considerar que, o processo educativo, principalmente o escolar, é um agente eficaz de mudanças e do desenvolvimento de atividades que estimulam a participação no processo de planejamento e execução de atividades de Educação Ambiental, e que atualmente passa a ser uma exigência para que a escola possa cumprir sua função social.

Quanto ao ambiente local, 72,4% dos professores afirmaram não ter conhecimento de recursos ambientais locais contra 27,6% que afirmaram conhecê-los. Houve incoerência, porém, nas respostas quando questionados sobre quais são esses recursos, em que foram citados: “a Universidade Positivo”; “o IBAMA”, “a horta escolar”; “arborização”; “parques e praças”; “água e esgoto”; “separação de lixo”. Essas respostas caracterizam o desconhecimento não só do ambiente local, como da própria concepção de recurso ambiental.

Em relação ao Ribeirão dos Müller, 37% dos alunos afirmaram conhecê-lo, entre esses, 40% disseram que o rio não serve para nada e 35% não sabem qual é a sua importância. Verificou-se o distanciamento dos alunos em relação a esse recurso e que a maioria não tem consciência de seu atual estado de degradação, pois

apenas 27% reconheceram que ele está poluído. Em contrapartida, mais de 80% afirmaram que todos têm papel importante na preservação desse recurso. Esses resultados corroboram com os obtidos pelos professores.

Quando questionados sobre a forma como é abordada a importância da preservação dos recursos hídricos, poucos professores responderam a questão citando, por exemplo: “visão global da água”; “desperdício”; “economia de água”; “preservando água potável”, outros responderam ser “tarefa do professor de ciências e geografia”. Todos afirmaram, entretanto, que recursos hídricos locais não são abordados nas atividades pedagógicas. Dois aspectos são pertinentes nesse caso: o primeiro se refere ao fato de 75,9% dos professores afirmarem que sempre abordam de meio ambiente em suas atividades e 20,7% às vezes, e 62,1% deles consideraram os impactos ambientais locais; e o segundo é que 86,2% afirmaram que questões relacionadas ao meio ambiente possuem caráter multidisciplinar. Esses resultados permitem constatar a incoerência, tanto da contextualização local, quanto da questão multidisciplinar.

Os resultados obtidos em relação aos questionamentos sobre resíduos demonstraram que grande parte dos alunos (mais de 70%) separa o lixo reciclável. Essa porcentagem pode estar relacionada à política de reciclagem do município, que teve início em 1989 e, desde então, tem se destacado nacionalmente, em que se atribui valor agregado aos materiais recicláveis. Esse aspecto contribui para a maior ênfase de projetos de Educação Ambiental relacionados à reciclagem. A análise das respostas dos professores sobre a mesma temática confirmou essa hipótese, pois 65,5% deles afirmaram que conhecem atividades relacionadas aos resíduos recicláveis na escola, por exemplo: *campanhas e gincanas*

*de arrecadação; formas de tratar e reciclar o lixo; separação de papel.* No entanto, durante o período em que esse estudo foi desenvolvido, aproximadamente 1,5 anos, não foram observadas ações de minimização da geração e destinação final de resíduos.

Depositar resíduos no Ribeirão dos Müller é uma atividade frequente, pois 75% dos alunos já viram alguém jogar lixo no rio, o que confirma a relação dos moradores da CJG com o atual estado de degradação do Ribeirão.

Quando analisados os resultados sobre esgoto, observou-se o desconhecimento dos alunos sobre o que é esgoto. Ao mesmo tempo em que afirmaram saber o que é um esgoto, 60% citaram que o esgoto é um rio. E, em se tratando da importância de sua coleta, a maioria (40%) citou a preservação do rio, quase 35% afirmou que é importante para evitar doenças, 12% para manter a cidade limpa, 4% para manter a casa limpa e 3% para evitar mau cheiro. Constatou-se, dessa forma, que esses têm consciência da importância de seu recolhimento, sendo visível a relação entre esgoto e doenças, pois 43% afirmaram que no esgoto são encontradas doenças.

Apenas 13,8% dos professores afirmaram conhecer se todos os alunos possuem rede coletora de esgoto em casa, obtendo-se esse conhecimento mediante o diálogo com os alunos. Diante dessas respostas observou-se que a falta de saneamento básico constitui um dos principais problemas ambientais da CJG.

Diante de tais resultados, na tabela 3, são resumidos aspectos da situação atual sobre o conhecimento e conscientização dos alunos das escolas da CJG.

No que se refere à Educação Ambiental constatou-se que a maioria dos professores considera apenas uma visão conservacionista do meio (72,4%): “... você se conscientizar de seus atos, relacionados ao meio ambiente

(natureza)”; “conscientizar as pessoas do uso consciente da natureza”; “conservação ambiental” e “fazer com que o aluno entenda a importância de preservar o ambiente em que vive sem agredilo”. Apenas pequena parcela (27,6%) demonstrou visão mais sustentável, preconizando o desenvolvimento de valores que orientam condutas social e ambientalmente corretas e que visam à melhoria da qualidade de vida: “passar para os alunos a importância e os valores do ambiente”; “desenvolvimento de conhecimento, valores e compreensão do meio ambiente”; “trabalho para conscientizar os cidadãos da importância do seu papel na sociedade”,

Com relação à opinião dos professores a respeito da importância da Educação Ambiental, 51% consideram importante para a preservação do meio ambiente, 41,4% para a restauração do ambiente degradado, 48,3% para desenvolver o conhecimento com relação ao meio ambiente, e 75,9% para desenvolver o sentido de valores com relação ao meio ambiente.

Contatou-se que, para a maioria dos professores, a Educação Ambiental deve ser direcionada para a preservação, cuidado, respeito e uso adequado do meio ambiente (físico), como um recurso necessário para o desenvolvimento do homem (visão antropocêntrica). Essa constatação corrobora com Sauv  (1997), ao afirmar que a Educação Ambiental sempre esteve limitada à proteção dos ambientes naturais sem considerar os direitos das populações associados com esses ambientes, como parte integral dos ecossistemas. Contudo, a Educação Ambiental deve orientar modelos baseados na utilização consciente dos recursos naturais, considerando a igualdade e a durabilidade (sustentabilidade).

Nesse sentido, a Educação Ambiental para a sustentabilidade visa uma reorientação, ao buscar não somente maximizar o

Tabela 3 – Comparação entre situação atual e desejável no que se refere aos aspectos sobre o conhecimento e conscientização dos alunos das escolas da Comunidade Jardim Gabinete (CJG).

Aspectos	Situação Atual	Situação Desejável
Conhecimento e conscientização em relação ao Meio Ambiente	- Representação do conceito de meio ambiente insatisfatória;	- Definição clara por parte dos alunos do conceito de meio ambiente, no qual os mesmos devem fazer parte integrante;
	- Desconhecimento da degradação local;	- Conhecimento e consciência do atual estado de degradação local;
	- Alto índice de consciência da culpa pela poluição local;	- Resgate da parcela de alunos sem conscientização;
	- Alto índice de consciência do seu papel na reversão da degradação e manutenção do equilíbrio ambiental local.	- Em conformidade, com resgate da parcela de alunos sem essa conscientização.
Conhecimento e conscientização em relação ao Ribeirão dos Müller	- Desconhecimento do nome do rio;	- Conhecimento do nome do rio;
	- Desconhecimento da utilidade do recurso;	- Conhecimento sobre a importância e utilidade do recurso;
	- Desconhecimento sobre o atual estado do Ribeirão;	- Conhecimento sobre o atual estado de degradação do Ribeirão;
	- Consciência do seu papel na degradação promovida e na manutenção da qualidade do recurso.	- Resgate da parcela de alunos sem essa conscientização.
Conhecimento e conscientização em relação aos resíduos domésticos	- Segregação dos resíduos recicláveis;	- Resgate da parcela de alunos que não adotam essa prática;
	- Desconhecimento a respeito da disposição final do lixo;	- Conhecimento sobre a disposição final do lixo residencial;
	- Conhecimento sobre o hábito dos moradores em jogar lixo no rio por parte dos moradores;	- Consciência sobre as consequências desses atos e do seu papel na reversão do hábito de jogar lixo no rio;
	- Conhecimento do conceito de esgoto, a importância do seu recolhimento e sua constituição.	- Resgate da parcela de alunos que não contém esse conhecimento.

conhecimento do aluno em relação às questões ecológicas, mas também um incentivo ao desenvolvimento de

habilidades e valores com o intuito de orientar e motivar estilos de vida mais sustentáveis. É possível

complementar esse raciocínio a partir de Legan (2004) ao afirmar que, a verdadeira Educação

Tabela 4 – Comparação entre situação atual e desejável no que se refere aos aspectos sobre o conhecimento e conscientização dos professores das escolas da Comunidade Jardim Gabinete (CJG).

Aspectos	Situação Atual	Situação Desejável
Conhecimento e conscientização com relação ao Meio Ambiente	- Conhecimento do conceito de meio ambiente insatisfatório;	- Concepção de meio ambiente abrangente, considerando aspectos socioeconômicos e culturais;
	- Ausência do caráter multidisciplinar no trato das questões de meio ambiente;	- Caráter multidisciplinar no trato das questões do meio ambiente;
	- Desconhecimento sobre a definição de recursos naturais;	- Conhecimento sobre o conceito de recursos naturais;
	- Ausência do sentido de valores e atitudes responsáveis em relação ao meio ambiente no processo educativo.	- Fomentar neles próprios e nos alunos o sentido de valores e atitudes responsáveis em relação ao meio ambiente.
Conhecimento e conscientização sobre o Ribeirão dos Müller	- Desconhecimento sobre os recursos locais em especial o Ribeirão dos Müller.	- Conhecimento sobre os recursos locais e Ribeirão dos Müller.
Percepção da Educação Ambiental	- Indefinição no conceito de Educação Ambiental;	- Clareza na definição do conceito de Educação Ambiental;
	- Visão conservacionista para a Educação Ambiental;	- Visão sustentável para a Educação Ambiental;
	- Ausência de atividades de Educação Ambiental que envolvam os recursos locais;	- Desenvolvimento de atividades de com ênfase nos recursos locais;
	- Falta de habilidades para trabalhar a Educação Ambiental.	- Desenvolvimento de habilidades para trabalhar a Educação Ambiental.

Ambiental só acontece na vivência prática, descobrindo o impacto e o potencial do homem na restauração.

Os projetos de Educação Ambiental são de suma importância, pois nessas atividades os alunos se tornam ativos e apropriam-se da Educação Ambiental como ferramenta de trabalho. Um número expressivo de professores (72,4%) afirmou participar de projetos de Educação Ambiental nas escolas da CJG, por exemplo: *“a horta escolar”*; *“reciclagem”*; e *“plantação de mudas de árvores”*. Ressaltou-se grande ênfase na reciclagem de materiais, o que caracteriza uma carência de atividades que envolvam recursos locais, por exemplo, o Ribeirão dos Müller, o que seria pertinente dado o atual estado de degradação do mesmo.

Apenas 55,2% dos professores afirmaram conhecer de que forma a Educação Ambiental está prevista no Projeto Político Pedagógico da escola, refletindo a falta de interação e clareza na relação professor e realidade escolar. Constatou-se também, a necessidade de fomentar a atualização contínua dos professores e investimentos na capacitação, pois 65,5% acreditam não ter conhecimento suficiente em Educação Ambiental.

Na tabela 4 são resumidos os aspectos da situação atual sobre o conhecimento e conscientização dos professores das escolas, bem como a situação desejável para a CJG.

Os Parâmetros Curriculares Nacionais (MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO, 1997) preconizam que

os professores precisam buscar acesso a novas informações, conhecimentos e situações de aprendizagem, considerando que eles estão em processo contínuo de construção de saberes e de ações no ambiente, como qualquer cidadão. As atividades de Educação Ambiental devem se consolidar no âmbito do aprimoramento de sua cidadania, não como algo inédito, no qual ainda não são participantes, pois a própria existência do indivíduo na sociedade implica em participação, de direitos e de deveres em relação ao ambiente.

Ressalta-se também, que para garantir o alcance dos objetivos da Educação Ambiental, existe a necessidade de capacitação permanente dos professores, da melhoria das condições salariais e de trabalho, assim como o

desenvolvimento e divulgação de materiais de apoio (MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO, 1997; TORRES SANTOMÉ, 1998; RUSCHEINSKY, 2002). Capacitar os professores, segundo Medina (2001), implica em fazer com que eles vivam no próprio curso de capacitação, uma experiência de Educação Ambiental, ou seja, dotá-los de ferramentas para que sejam agentes de sua própria formação futura. Tozoni-Reis (2006) afirma que a Educação Ambiental é um processo permanente de aprendizado.

Cabe mencionar que, muitos professores salientaram a importância de tempo específico para planejar as atividades de Educação Ambiental, alegando a falta de tempo para preparar e para que ocorra a interação entre os professores na elaboração dos projetos, bem como a necessidade de suporte, orientação de especialistas em Educação Ambiental. Pestana (2007) considera que uma escola preparada para tratar as questões ambientais e voltada para a formação de cidadão críticos, reflexivos e plenamente conscientes, deve criar o ambiente ideal que garanta o desenvolvimento e formação de valores, extrapolando os conteúdos aplicados em sala de aula. Além de uma formação inicial consistente, devem ser considerados investimentos educativos contínuos e sistemáticos para que o professor se desenvolva como um profissional de educação.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Educação Ambiental representa ferramenta de fundamental importância no que se refere à sensibilização, percepção, conscientização e mudança de valores e atitudes, tendo em vista, não somente, a necessidade de restauração do ambiente degradado e conservação ambiental, mas também a melhoria da qualidade de vida das pessoas. A participação

responsável de todos os moradores da CJG representa um grande desafio e constitui-se em um requisito indispensável no processo que visa à sua sustentabilidade.

O diagnóstico da situação atual da CJG demonstrou estreita relação entre degradação local e comportamento dos moradores, refletindo em perda de qualidade de vida. Há a necessidade de que todos os grupos da CJG sejam estimulados à construção de conhecimentos sobre meio ambiente (ênfase ao ambiente local) para que se tornem conscientes e desenvolvam o sentido de valores para a mudança de atitudes que os levem a participar ativamente na melhoria da qualidade ambiental e no desenvolvimento sustentável da comunidade.

A educação formal, nesse sentido, representa estratégia determinante no processo de formação, ao promover a construção de conhecimentos e contribuir para formar pessoas conscientes e capazes de interpretar e resolver os problemas ambientais. Constatou-se que os alunos não dominam o conhecimento sobre muitos aspectos do ambiente local, reflexo do despreparo dos professores das escolas da CJG.

Ressalta-se a escassez de projetos desenvolvidos nas escolas que contextualizem a realidade local da CJG e grande dificuldade por parte dos professores para ministrar os aspectos relacionados ao meio ambiente, uma vez que desconhecem não só aspectos básicos de meio ambiente, mas os problemas e potencialidades da CJG.

Com relação ao Ribeirão dos Müller, os moradores se mostraram sensibilizados aos problemas do rio, pois percebem e se veem responsáveis pela sua degradação, porém o pouco conhecimento e comprometimento dos mesmos contribuem para acentuada deterioração do recurso.

O ambiente socioeconômico dos moradores influencia o pensar e agir no

cotidiano e a falta de recursos financeiros tem limitado o acesso ao conhecimento sistematizado. Contudo, um projeto de intervenção deve ser estruturado, com foco na superação dessas adversidades, contribuindo para a emancipação dos participantes, tornando-os aptos a identificar e propor soluções para os problemas locais.

## REFERÊNCIAS

- BARDIN, L. **Análise de Conteúdo**. Tradução Luís Antero Reto e Augusto Pinheiro. Lisboa: Edições 70, 2010.
- BRASIL. Constituição de 1988. Constituição da República Federativa do Brasil. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 05 out. 1988. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/constituicao/constituicao.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm). Acesso em: 15 abr. 2013.
- BRASIL. Ministério da Educação. Secretaria de Educação Fundamental. Parâmetros Curriculares Nacionais (PCN's): apresentação de temas transversais e ética. Brasília, 1997. Disponível em: <http://portal.mec.gov.br/seb/arquivos/pdf/livro01.pdf>. Acesso em: 15 abr. 2013.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Agenda 21. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/agenda-2>. Acesso em: 20 abr. 2013.
- BRASIL. Novo Código Florestal Brasileiro. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras

providências. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm). Acesso em: 15 abr. 2013.

BRASIL. Política Nacional do Meio Ambiente. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Acesso em: 20 abr. 2013.

BREGUNCE, D.; JORDAN, E. N.; DZIEDZIC, M.; MARANHO, L. T.; CUBAS, S. Avaliação da Qualidade da Água do Ribeirão dos Müller, Curitiba-PR. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, p. 1-10, 2011.

CAPRA, F. **A teia da vida**. São Paulo: Cutrix, 1996.

CARRILLO, A. C., BATISTA, D. B. A Conservação do Papagaio-da-cara-roxa (*Amazona brasiliensis*) no Estado do Paraná: Uma experiência de Educação Ambiental no Ensino Formal. **Revista Árvore**, v. 3, n. 1, p.113-122, 2007.

Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução 357, de 18 de março de 2005. Publicado em Diário Oficial da União, em 18 de março de 2005.

DIAS, G. F. **Educação ambiental: princípios e práticas**. 6. ed. São Paulo: Gaia, 2000.

ESTOCOLMO. Declaração sobre o ambiente humano. Estocolmo, julho de 1972. Disponível em: <http://www.ufpa.br/npadc/gpeea/DocsEA/DeclaraAmbienteHumano.pdf>. Acesso em: 20 abr. 2013.

FONSECA, M. G. U.; PERES, F.; FIRMO, J. O. A.; UCHÔA, E. Percepção de risco: maneiras de pensar e agir no manejo de agrotóxicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 12, n. 1, p. 39-50, 2007.

HAMMES, V. S. **Construção da Proposta Pedagógica**. 2. ed. São Paulo: Globo, p. 58-59, 2004.

JACOBI, P. Educação ambiental, cidadania e sustentabilidade. **Cadernos de Pesquisa**, n. 118, p.189-205, 2003.

LEBEL, L. J. M.; ANDERIES, B.; CAMPBELL, C; FOLKE, S.; HATFIELD-DODDS, T. P.; WILSON, J. Governance and the capacity to manage resilience in regional social-ecological systems. **Ecology and Society**, v. 11, n. 1, p. 19, 2006.

LEGAN, L. **A escola sustentável - Ecoalfabetização pelo meio ambiente**. São Paulo: Oficial, 2004.

LISBOA, C. K.; BARROS, M. V. F. A pegada ecológica como instrumento de avaliação ambiental para a cidade de Londrina. **Confins** [Online], n. 8, 2010. Disponível em: <http://confins.revues.org/6395>; DOI : 10.4000/confins.6395. Acesso em: 20 abr. 2013.

MEDINA, N. M. A formação de professores em educação ambiental. In: Panorama da Educação Ambiental no Ensino Fundamental. Oficina de trabalho realizado em março de 2000. p. 17-24, 2001.

PÉREZ-CAMPANERO, M. P. **Como Detectar las Necesidades de Intervencion Socioeducativas**. Madrid: Narcea, 1991.

PESTANA, A. P. S. Educação Ambiental e a Escola, uma ferramenta na gestão de resíduos sólidos. **Educação Ambiental em Ação**, n. 21, 2007. Disponível em: <http://www.revistaea.org/artigo.php?idartigo=506&class=20>. Acesso em: 22 abr. 2013.

PESTANA, A. P. S. **Princípios Básicos de tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: DESE. 1996. v. 2. SUREAHMA, 20 de maio de 1992.

PHILIPPI JR, A.; TUCCI, C.E.M.; HOGAN, D.J.; NAVEGANTES, R. **Interdisciplinaridade em Ciências Ambientais**. São Paulo: Signus Editora, 2000.

REIGOTA, M. **O que é educação ambiental**. Coleção primeiros passos. São Paulo: Brasiliense, 1994.

RUSCHEINSKY, A. **Educação ambiental: abordagens múltiplas**. Porto Alegre: Artmed, 2002.

SAUVÈ, L. Educação e Desenvolvimento Sustentável: uma análise complexa. **Revista de Educação Pública**, v. 6, n. 10, p.72-102, 1997. Disponível em: [http://www.ufmt.br/revista/arquivo/rev10/educacao\\_ambiental\\_e\\_desenvolvim.html](http://www.ufmt.br/revista/arquivo/rev10/educacao_ambiental_e_desenvolvim.html). Acesso em: 20 abr. 2013.

SIMÕES-GOMES, C.; ABÍLIO, F. Percepção de professores da educação básica de uma escola pública no Cariri Paraibano sobre temáticas ambientais. In: X Encontro de Extensão e XI Encontro de Iniciação à docência, 2008, João Pessoa. Anais e catálogo e resumos do X Encontro de Extensão e XI Encontro de Iniciação à docência, p. 1-7, 2008.

SWYNGEDOUW, E.; N. C. HEYNEN. Urban political ecology, justice and the politics of scale. **Antipode**, v. 35, p. 898-918, 2003.

TAMAI, I. A. **O professor na construção do conceito de natureza**. Uma experiência prática de educação ambiental. São Paulo: Annablumme, WWF, 2002.

TORRES SANTOMÉ J. **Globalização e interdisciplinaridade: o currículo integrado**. Porto Alegre: Artmed, 1998.

TOZONI-REIS, M. Temas ambientais como "temas geradores": contribuições para uma metodologia educativa ambiental crítica, transformadora e emancipatória. **Educação em revista**, n. 27, p. 93-110, 2006.

WACKERNAGEL, M.; REES, W. **Our ecological footprint**. The new catalyst bioregional series. Gabriola Island, B.C.: New Society Publishers, 1996.

ZILLMER-OLIVEIRA, T.; MANFRINATO, M. H. V. Percepção ambiental sobre "meio ambiente" e "educação ambiental" de seringueiros no sudoeste da



Amazônia, Mato Grosso, Brasil.  
**Revista Biotemas**, v. 24, n. 3, 2011.

Recebido em: set/2011  
Aprovado em: set/2013

# Tratamento de efluente secundário proveniente do beneficiamento do carvão mineral utilizando bactérias com capacidade redutora de sulfato

## Treatment of secondary effluent from the beneficiation of coal using bacteria with sulfate-reducing capacity

### RESUMO

O descarte de efluentes da mineração tem sido alvo de diversos estudos, na tentativa de adequação aos padrões previstos em lei. O sulfato é um parâmetro que deve ser acompanhado e tratado visando sua redução, de maneira, a atender as normas ambientais. O uso de bactérias redutoras de sulfato (BRS) tem merecido atenção nos últimos anos. Neste trabalho foram analisadas BRS em águas excedentes tratadas em uma ETAR provenientes do processo de beneficiamento do carvão mineral. Bioprocesso, utilizando as linhagens *S. marcescens*, *M. luteus*, *A. liquefaciens*, foi levado em escala de bancada e em recipientes com parâmetros controlados. O efluente foi preparado e suplementado de acordo com as necessidades microbiológicas. As análises laboratoriais empregadas foram: pH, Eh, OD, DBO<sub>5/20</sub>, DQO, sulfato e proteínas totais, nos tempos inicial e final do experimento. *A. liquefaciens* apresentou melhor desempenho no seu desenvolvimento vegetativo, maior capacidade redutora de sulfato (66%) e redução das taxas de DBO e DQO, de 80% e 55,5%, respectivamente.

**PALAVRAS CHAVE:** Bactérias, Sulfato, Efluente, Biotratamento.

### ABSTRACT

Discharging effluents from mining has been the subject of several studies in an attempt to adapt to the standards prescribed by law. Sulfate is a parameter that must be monitored and treated aiming at its reduction, in order to meet environmental standards. The use of sulfate-reducing bacteria (SRB) has received attention in recent years. In this work SRB were analyzed in surplus treated water from the treatment plant in a process of beneficiation of coal. Bioprocess, using strains *S. marcescens*, *M. luteus*, *A. liquefaciens*, was led in bench scale and in containers with controlled parameters. The effluent was prepared and supplemented in accordance with the microbiological requirements. Laboratory tests were employed: pH, Eh, DO, DBO<sub>5/20</sub>, COD, sulfate and total protein in the initial and final time of the experiment. *A. liquefaciens* showed better performance in its vegetative growth, higher reductive capacity sulfate (66 %) and reduced rates of BOD and COD, 80 % and 55.5 %, respectively.

**KEYWORDS:** *Bacteria, Sulfate, Effluent, Biotreatment.*

### Daiani Woloszyn

Graduanda Curso de Engenharia Ambiental do UNILASALLE.  
Canoas, RS, Brasil  
daianicamara@yahoo.com.br;

### Priscylla Andrade Volkart

Graduanda Curso de Química e Bolsista de Iniciação Científica/CNPq, UNILASALLE.  
Canoas, RS, Brasil  
priscyvolk@yahoo.com.br;

### Delmar Bizani

Doutor em Microbiologia e Bioquímica de Microrganismos. Prof. de Graduação e Pós Graduação UNILASALLE.  
Canoas, RS, Brasil  
delmar@unilasalle.edu.br

## INTRODUÇÃO

A indústria da mineração produz significativas quantidades de efluentes líquidos, como contrapartida de seus processos, cujas concentrações de compostos inorgânicos e metais, entre outros componentes, estão bem acima dos padrões máximos de lançamento estabelecido pela legislação.

Desde o início do processamento do carvão, o contato do *Run of Mine* (ROM), que é o minério bruto extraído diretamente da mina, com a água, faz com que ocorra o carreamento dos elementos químicos, causando alteração na qualidade físico-química da água excedente (UBALDO; SOUZA, 2008).

No processo de beneficiamento, conhecido como jigagem, a água é utilizada para oxidar o minério. Os líquidos excedentes deste processo proporcionam uma solução aquosa, fortemente ácida (conhecida como drenagem ácida de mina, DAM). Esta é rica em sulfato e ferro (nas formas  $Fe^{2+}$  e  $Fe^{3+}$ ), além de outros metais associados, causando a poluição do solo e da água, prejudicando o abastecimento de água, as atividades de pecuária e agricultura, gerando altos impactos sociais e econômicos (CHAVES, 2008).

Devidos aos valores de pH muito baixos (1,5 a 4,0), as descargas ácidas da mineração acabam sendo despejadas em cursos d'água, alterando a natureza dos mananciais. As elevadas concentrações de metais como ferro dissolvido, se tornam tóxicos à medida que ficam livres nas células ou fracamente ligados à superfície das proteínas, DNA, lipídeos ou em outras moléculas (LAUS *et al.* 2006). Segundo Billiard *et al.* (2004), uma vez no ambiente aquático, esses metais podem permanecer em solução como íons livres ou na forma de complexos. A captação destes metais na água pelos organismos vivos acontece,

principalmente, na forma de ânions livres, através da superfície respiratória ou atravessando diretamente as membranas da célula vegetal e das bactérias. Assim muitos metais são transferidos via cadeia alimentar na forma orgânica, já outros são incorporados pelos animais bentônicos por meio da ingestão de sedimentos.

Analisando especificamente o processo de beneficiamento, o sulfato é um parâmetro que precisa ser acompanhado e tratado. Sendo assim, os métodos tradicionais de tratamento podem não ser os mais eficazes na remoção deste parâmetro, havendo a necessidade de desenvolvimento de meios alternativos (novas técnicas) para o seu controle.

Atualmente o uso de bioprocessos aparece como boa alternativa nos processos de remediação do meio ambiente. A importância dessa tecnologia é evidente, devido ao baixo custo dos sistemas que empregam a biomassa aliada alta eficiência dos microrganismos para capturar elementos químicos, a partir de soluções aquosas. Isto comprova que o biotratamento pode ter um custo menor, quando comparado aos métodos tradicionais atualmente adotados por empresas (ALMEIDA, 2005). Tanto a capacidade de remoção, como os mecanismos de acumulação variam amplamente, de acordo com a diversidade de espécie microbiana, até mesmo dentro da própria linhagem.

As bactérias redutoras de sulfato (BRS) são microrganismos quimiolitotróficos, que podem ser divididos em quatro grupos: bactérias gram-negativas mesófilas, bactérias gram-positivas formadoras de esporos, bactérias termofílicas, e arqueobactérias. As BRS atuam numa atmosfera, preferencialmente de microaerofilia a anaerobiose estrita. Elas se caracterizam por assimilar o

sulfato e utilizar hidrogênio como fonte de energia, gerando rapidamente  $H_2S$  (CHAPELLE, *et al.*, 2009).

A via desassimilativa respiratória de redução de sulfato é restrita às BRS, nestas o sulfato é o aceptor final de elétrons para a geração de energia, com consequente geração de sulfetos. A variabilidade de fontes de carbono utilizadas pelas BRS inclui alcoóis, ácidos orgânicos, ácidos graxos em geral ( $C_3$  a  $C_{18}$ ) e hidrocarbonetos. Algumas subespécies, no entanto, têm uma capacidade limitada de metabolizar estes substratos e as preferências têm sido utilizadas para dividir as BRS em grupos diferentes em função do seu aspecto de crescimento (CORTÉS, 2005).

Variação da capacidade redutora, bem como o comportamento bacteriano, depende da combinação dos fatores intrínsecos de crescimento com a intensidade e disponibilidade dos fatores externos. O pH, a temperatura, ausência ou presença de determinado nutriente, sua atividade oxi-redutora e metais, também influenciam no mecanismo atuante e consequentemente na eficiência de remoção do sulfato (POSTGATE, 1984; RUBIO *et al.*, 2008).

O estudo para o desenvolvimento de tecnologia de remoção biológica de sulfato utilizando de BRS em solos, com característica gesso-ferruginoso, apontam horizontes promissores, tanto para a redução em ambientes naturais como em sistema de bioengenharia, segundo Kijjanapanich *et al.* (2013). Assim como na matriz sólida, os bioprocessos também podem ser aplicados em líquidos, como por exemplo, em efluentes da mineração de carvão (SAHINKAYA *et al.* 2011). Neste último caso os autores citam uma remoção biológica de 99,9% de íons metálicos presente em DAM.

Neste trabalho objetivou-se estudar a capacidade redutora de sulfato em águas excedentes do processo de beneficiamento do carvão mineral, através do uso de linhagens bacterianas em sistemas de bioprocessos. A finalidade do biotratamento foi procurar atender assim a legislação ambiental vigente que versa sobre seus padrões máximos de descarte em efluentes.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Amostragem

Durante o período de julho de 2011 a fevereiro de 2012 foram feitas coletas de água (figura 1), na saída da estação de tratamento de águas residuais (ETAR) de uma unidade de mineração, situada no interior do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. As amostragens foram realizadas em recipientes de 5L. Todas foram feitas seguindo normas pré-estabelecidas, relativa coleta de água para análise (EPA, 2011).

### Caracterização do Efluente

Nesse período foram realizadas análises mensais dos parâmetros de monitoramento, a fim de se obter um perfil da qualidade físico-química da água, após o processo de tratamento do efluente.

Foram analisados os seguintes parâmetros: pH, Al, Fe, Mn, Sulfatos, Pb e Hg.

Todas as análises físico-químicas foram feitas a partir de amostras em triplicata e seguiram as determinações segundo a metodologia definida pelo “*Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater*” (APHA, 2005).

### Bioprocesso

Do volume total da última amostragem foi separada uma alíquota para a determinação, caracterização e monitoramento dos parâmetros iniciais do efluente. O restante da amostra foi fracionado em *erlenmeyers* de 50 mL, totalizando 15 frascos utilizados para o estudo do bioprocessos (12 frascos para o bioprocessos e 3 considerados referência - sem bactérias). A suplementação foi feita proporcional ao volume final para cada frasco (0,5 g/L de L-lactato de sódio, 5 g/l de cloreto de sódio, 0,2 g/l de cloreto de potássio), após foram fechados e esterilizados em autoclaves a 121° C, a 0,5 atm por 15 minutos. A partir deste procedimento o efluente passou a ser denominado de efluente preparado. O pH final do efluente preparado foi de 7,1, não havendo

necessidade de ajuste.

Os frascos foram mantidos refrigerados até a realização das análises físico-químicas inicial (pH, Eh [potencial de oxi-redução], OD [oxigênio dissolvido], DBO<sub>5/20</sub> [demanda bioquímica de oxigênio/5 dias/20° C], DQO [demanda química de oxigênio], Proteínas Totais e Sulfato) e a inoculação dos microrganismos.

Foram utilizadas três linhagens bacterianas, provenientes do meio ambiente e estocados na bacterioteca do próprio laboratório de microbiologia, que foram: *Serratia marcescens*, *Micrococcus luteus*, *Acetobacter liquefaciens*.

A certificação das linhagens foi feita previamente, seguindo os protocolos de identificação genética, segundo Kemp e Aller, (2004), que consistiu na extração de ácidos nucleicos das amostras bacterianas e a amplificação parcial do gene ribossomal 16S (16S rDNA) para cada bactéria, utilizando iniciadores universais para este gene. Os produtos amplificados foram separados em vetores plasmidiais por meio de clonagem, e então sequenciados. As sequências gênicas assim geradas foram identificadas por meio de comparações e confirmadas com sequências gênicas de organismos conhecidos depositados

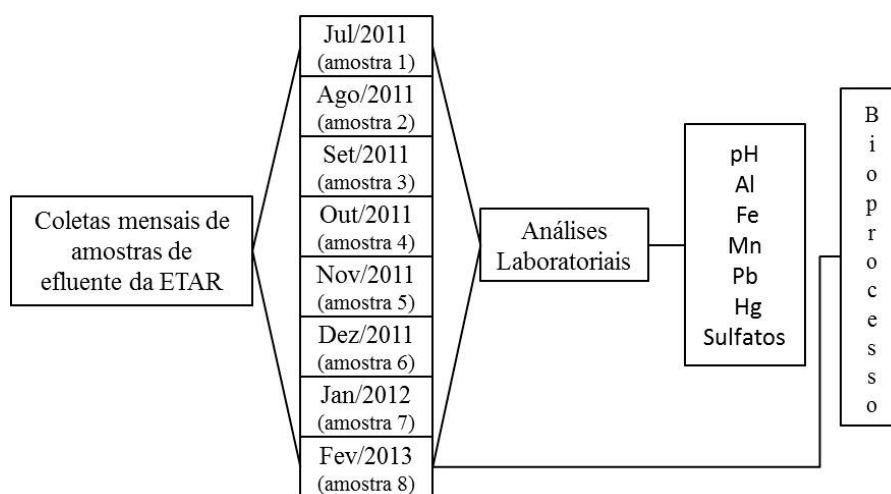


Figura 1– Fluxograma amostral de efluente e a sequência de análises laboratoriais até a realização do bioprocessos.

em bancos gênicos.

Para a inoculação das linhagens foi precedido uma cultura de todas as bactérias, denominado de pré-inóculo, em 200 mL de caldo TSB (Trypticase Soy Broth - BD™) ou CASOY (Caldo-peptona caseína de farinha de soja - MERCK), incubadas por 24 horas a 32±0,5°C. Do pré-inóculo de cada cultura bacteriana foi retirado uma alíquota e inoculado nas sequências dos frascos correspondentes do bioprocessamento, de modo que, ao final da inoculação todos os frascos deviam apresentar uma absorbância de 0,300-0,500 (Abs/600 nm). Após a inoculação os frascos foram colocados em incubadora orbital tipo *Shaker* à temperatura a 32 ± 0,5°C, e em agitação orbital constante de 80 ciclos por minuto, por um período de 30 dias. Todo o experimento foi conduzido em quadruplicata.

A avaliação do crescimento foi feito através do acompanhamento da leitura da densidade óptica (D.O.),

segundo o protocolo para mensuração de microrganismos por meio de espectrometria de absorbância UV/VIS, proposto por García-Rubio *et al.*, (2004). Para tanto, foi retirado de forma asséptica, alíquotas de cada frasco do bioprocessamento e lidos em espectrofotômetro GEHAKA Mod. UV 380G, em um comprimento de onda de 600 nm, com intervalo de tempo entre pontos de dois dias, totalizando 22 pontos.

Ao final do período de experimento, o conteúdo de cada frasco foi filtrado em sistema *Holder*, através de uma sequência de membranas, com porosidades decrescentes variável de 1,5 até 0,45µm, para a retirada das células. Posteriormente, amostras foram submetidas às análises físico-químicas final (pH, Eh, OD, DBO<sub>5/20</sub>, DQO e Sulfato), seguindo a metodologia definida pela APHA (2005). Apenas a determinação de proteínas totais foi realizada a partir do sobrenadante

total antes do processo de filtração, pelo Método Colorimétrico do Biureto.

Todo o experimento foi executado no Laboratório de Microbiologia do Instituto de Química do Unilasalle-Canoas/RS.

### Estatística

Os resultados obtidos foram analisados com o auxílio do programa de computação *Statistical Package for the Social Sciences* (SPSS-VERSO 16.0). As variáveis qualitativas foram analisadas pela estatística descritiva e expressos pela média e desvio padrão.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

No período de julho de 2011 a fevereiro de 2012, foram realizadas análises com o objetivo de mostrar o perfil físico-químico do efluente após o processo de tratamento. Os resultados estão descritos na tabela 1.

Tabela 1-Resultados das análises de monitoramento dos parâmetros físico-químicos do efluente bruto da ETAR, no período de julho de 2011 a fevereiro de 2012.

Amostras	Parâmetros (mg L <sup>-1</sup> )						
	pH	Al	Fe (total)	Mn	Sulfato	Pb	Hg
01	8,09	0,1240	0,0445	0,08	1023	< 0,002	< 0,00050
02	6,85	0,4095	1,0405	1,093	1110	< 0,002	< 0,00050
03	7,70	0,3405	0,5905	1,0685	1331,5	< 0,002	< 0,00050
04	7,75	0,3085	0,1975	0,633	1466,5	< 0,002	< 0,00006
05	7,80	0,2490	0,069	1,3345	1958,5	< 0,002	< 0,00050
06	7,60	0,0215	0,061	1,64	2266	< 0,010	< 0,00006
07	6,95	0,1755	0,2855	4,2	2355,35	< 0,010	< 0,00005
08	7,55	0,1955	0,012	0,5865	2259	< 0,010	< 0,00006
<b>Média</b>	7,54	0,228	0,287	1,329	1721,231	0,005	0,00028
<b>DP</b>	0,42	0,125	0,358	1,256	550,620	0,004	0,00024
<b>Res. CONAMA N° 357*</b>	6,0-9,0	0,1	0,3	0,1	250	0,01	0,0002
<b>Res. CONAMA N° 430</b>	5,0-9,0	-	15,0	1,0	-	0,5	0,01

\*- Referente aos padrões de qualidade de água para Classe II

A resolução CONAMA nº 430 (BRASIL, 2011), que dispõe sobre as definições e padrões de lançamento de efluentes, vem complementar e alterar a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Em seu artigo 3º resolve: “Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis”. Portanto, todas as unidades de tratamento de efluente de qualquer origem, somente poderão lançar diretamente suas águas no corpo receptor, desde que estas atendam as disposições da lei.

Alguns parâmetros, como o caso do sulfato, não há uma determinação precisa para seus níveis, quando se trata de água de efluente. Nos processos de tratamento de efluente, como numa ETAR proveniente do beneficiamento de carvão, a correção da acidez do efluente, bem como, a neutralização química e sequestro dos componentes presentes, permitem o aumento dos níveis de sulfato. Grande parte desse sulfato será reduzida pela via bacteriana a sulfeto e derivados.

Neste levantamento observa-se que o sulfato, dentre outros, apresentou valores elevados, mesmo

este não tendo um limite máximo, a presença no meio e a sua degradação pela via biológica pode acarretar numa série de problemas. Sua ingestão direta pode provocar alterações do trato intestinal, com efeito pernicioso. Já no abastecimento industrial, o sulfato pode provocar incrustações nas caldeiras e trocadores de calor. E na rede de esgoto, em trechos de baixa declividade, onde ocorre o depósito da matéria orgânica, o sulfato pode ser transformado em sulfeto, provocando a exalação do gás sulfídrico, que resulta em problemas de corrosão do concreto dos coletores, além de ser tóxico e possuir cheiro forte (CETESB, 2007).

A redução de sulfato observada neste experimento, principalmente pelo *A. liquefaciens*, ocorreu pela via reductiva desassimilativa do íon sulfato, na qual este íon atua como agente oxidante para a metabolização da matéria orgânica. Nesse processo apenas uma pequena parcela do enxofre reduzido é assimilada pelos microrganismos, sendo a maior parte excretada na forma de íon sulfeto normalmente hidrolisado a H<sub>2</sub>S livre (POSTGATE, 1984). Já a presença do sulfato em líquidos de escoamento provenientes da mineração é o elemento interferente no nível de acidez e na concentração dos metais dissolvidos,

uma vez que essas características dependem do tipo e quantidade de sulfetos e da presença ou ausência de materiais alcalinos (FUNGARO; IZIDORO, 2006).

Neste trabalho observa-se uma variação crescente nos valores, devido aos interferentes sazonais referentes ao período do ano. Nos meses em que os índices pluviométricos coincidem com os meses de maiores intensidade, fica evidente a diluição dos compostos e, portanto valores menores para a maioria dos parâmetros. O contrário, nos meses que corresponde aos menores índices de pluviosidade, pode-se verificar uma concentração de componentes solúveis, o que elevaria as médias dos parâmetros analisados.

A análise do efluente, da ETAR estudada, mostrou valores de Pb, Hg, Fe e pH dentro do limites estabelecidos pela legislação, porém Al, Mn e SO<sub>4</sub> apresentam níveis elevados mesmos após tratamento. Para tanto esse efluente ainda necessita de outro processo de tratamento que remova ou reduza seu principais componentes residuários. A análise do efluente preparado, antes do bioprocessamento, apresentou valores diferenciados para diversos parâmetros, conforme a tabela 2.

Os valores de DQO e DBO,

Tabela 2 – Médias das análises físico-químicas do efluente preparado e analisado antes do bioprocessamento, de acordo com os parâmetros abaixo.

Parâmetro	Valores Iniciais	Método	Limite de Detecção
pH	7,05	Elétrico/Eletrodo DIGIMED Mod. DM-23-DC	-
Eh (mV)	+310	Elétrico/Eletrodo OAKTON WD 35607-10	-
OD (mg L <sup>-1</sup> )	4,20	St. Meth. 21 <sup>st</sup> -Method 4500-OC	0,1
DBO <sub>5/20</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	1260	St. Meth. 21 <sup>st</sup> -Method 5210-B	0,1
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	3359	St. Meth. 21 <sup>st</sup> -Method 5220-B	0,010
Sulfato (mg L <sup>-1</sup> )	1890	St. Meth. 21 <sup>st</sup> -Method 4500 SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> E	0,057
Proteínas Totais (g dL <sup>-1</sup> )	1,79	Método Colorimétrico do Biureto (LabTest® Diagnostic-BR)	0,6



assim como o sulfato, são considerados elevados para águas de saída de uma ETAR, isso indica a existência ainda de muita matéria orgânica.

A relação DQO/DBO apresentada para esse efluente foi de 2,7, que segundo Jardim e Canela (2004), caracterizam efluentes pouco biodegradáveis. De acordo com os autores, a relação nos fornece uma ideia do grau de biodegradabilidade, ou seja, o tipo de oxidação que será efetiva na destruição da carga orgânica. No caso de um efluente apresentar uma relação DQO/DBO < 2,5, este será de fácil biodegradabilidade. Quando a relação apresentar valores entre 2,5 e 5,0, são pouco biodegradáveis e para valores maiores de 5, então o processo biológico tem pouca chance de sucesso. Nesse caso a oxidação química acaba sendo o processo alternativo devido o efluente conter elementos biorefratários.

Na tabela 3 são apresentados os resultados do desempenho das linhagens bacterianas no bioprocessamento utilizando o efluente preparado, de acordo com os seguintes parâmetros: pH, Eh, OD, DBO<sub>5/20</sub>, DQO e Proteínas Totais. Os valores correspondem às

médias das triplicatas analisadas para todas as variáveis do bioprocessamento.

A estabilidade do pH foi uma característica mantida durante todo o experimento, sem a necessidade de correção. A diminuição do OD e a leve redução do Eh eletropositivo, indicam um meio ainda fortemente oxidante.

O acompanhamento das linhagens bacterianas através da densidade óptica (DO) destaca o *A. liquefaciens*, como bactéria com maior desempenho de crescimento vegetativo em todo o bioprocessamento (figura 2). Também apresentou maior taxa de proteínas totais, o que reflete numa maior adaptação ao efluente preparado. Sua atividade redutora sobre o sulfato foi de 66%, enquanto que, *S. marcescens* e *M. luteus* apresentaram uma taxa de 21% e 34%, respectivamente.

Valores de potencial Eh acima de +100,0 mV são indicativos de produção de H<sub>2</sub>S. Isto por um lado leva os microrganismos responsáveis pela redução do sulfato a terem uma taxa de crescimento alta e estarem associados à presença de biofilme. A concentração OD em um corpo d'água qualquer é controlada por vários fatores, sendo um deles a solubilidade do oxigênio em água. As

perdas de oxigênio são causadas pelo consumo, pela decomposição da matéria orgânica (oxidação), por perdas para a atmosfera, pela respiração de organismos aquáticos, nitrificação e por fim pela oxidação química abiótica de substâncias, por exemplo, pelos íons metálicos (Fe<sup>+2</sup> e Mn<sup>+2</sup>) (BAHRI, BRISSAUD, 2004).

O efluente gerado na ETAR apresenta sólidos de baixa biodegradabilidade, no entanto grande parte das indústrias extrativistas possui apenas um sistema primário para tratamento desse efluente. Através da análise dos valores de DBO e DQO vários autores, entre eles Jardim e Canela (2004), Rodrigues (2004), Lange et al. (2006) e Morais et al. (2006), estimam faixas de biodegradabilidade para efluentes de diferentes fontes poluidoras.

Através da relação DQO/DBO achada neste trabalho é possível observar que além da baixa degradabilidade do efluente, esse ainda contém uma carga orgânica muito grande, mesmo após o tratamento da ETAR. Entretanto ao observar a figura 3, após o bioprocessamento, verifica-se a mudança de padrão da degradabilidade, tornando-se um efluente com líquido

Tabela 3 – Médias das análises físico-químicas de um efluente preparado e analisado após bioprocessamento, utilizando as linhagens bacterianas de *S. marcescens*, *M. luteus*, *A. liquefaciens*.

Parâmetros	Unidade	Média do desempenho bacteriano (Média±DP)		
		<i>S. marcescens</i>	<i>A. liquefaciens</i>	<i>M. luteus</i>
pH	-	6,5±0.8	5,65±0.6	7,07±0.2
OD	mg L <sup>-1</sup>	1,02±0.5	2,8±0.5	2,09±0.4
Eh	mV	+109±47	+130±72	+110±31
DBO <sub>5</sub>	mg L <sup>-1</sup>	776±22.5	560±43	709±18
DQO	mg L <sup>-1</sup>	965±26.5	668±24	890±21
Relação DQO/DBO <sub>5</sub>	-	1,2	1,2	1,2
<b>Remoção:</b>				
DBO	%	38,4	55,5	43,7
DQO	%	71,3	80,1	73,5
Sulfato	mg L <sup>-1</sup>	1482±60.1	650±34	1241,2±22
Proteínas Totais	g dL <sup>-1</sup>	3,75±1.1	4,74±0.2	3,1±0.6

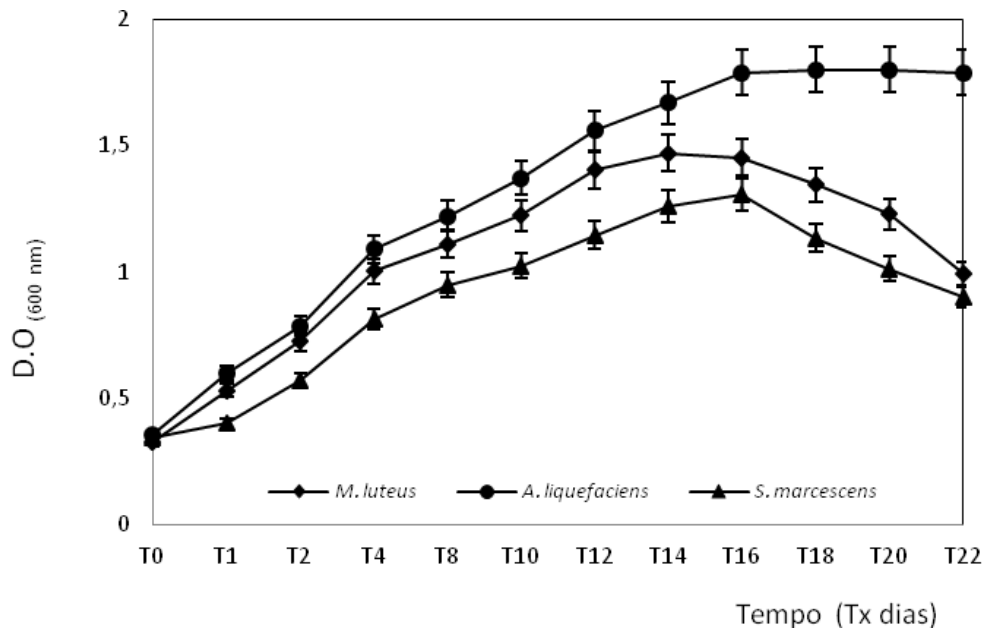


Figura 2– Curva de crescimento das linhagens bacterianas de *S. marcescens*, *M. luteus*, *A. liquefaciens*, testadas no bioprocesso utilizando efluente preparado, incubadas a 32° C por 30 dias.

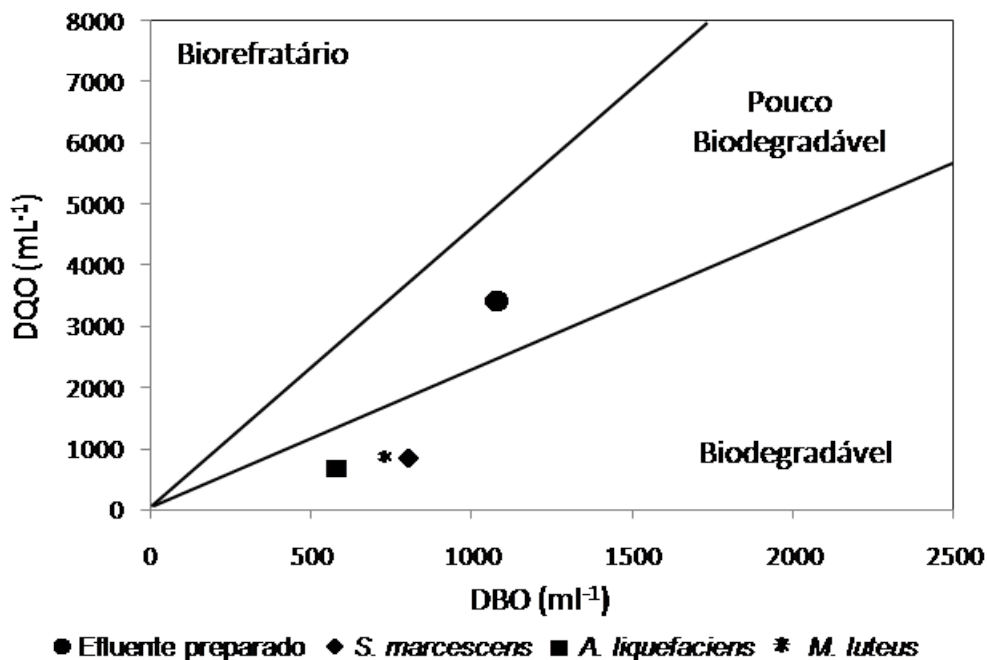


Figura 3– Distribuição dos valores médios de DQO/DBO do efluente preparado antes e após o bioprocesso, utilizando as linhagens *S. marcescens*, *M. luteus*, *A. liquefaciens*, de acordo com curva de biodegradabilidade, segundo a definição de Jardim e Canela (2004).

biodegradável. A elevada taxa de DQO do efluente, ainda antes do bioprocesso, nos permite concluir que

as substâncias contidas são tóxicas e acabam determinando morte da maioria das bactérias decompositoras

presente no sistema. As três linhagens testadas mostraram-se capazes de reduzir as taxas de

sulfato, DBO e DQO com certa intensidade. O *M. luteus* e *S. marcescens* apresentaram um comportamento semelhante, embora o *A. liquefaciens* se desatacou das demais pela sua atividade redutora.

A capacidade de remoção individual das linhagens bacterianas pode ser observada na tabela 3. Em relação à taxa de remoção, todas as três linhagens testadas no bioprocessamento, mostraram uma eficiência acima de 70% na capacidade de remoção de DQO. Destacando-se o *A. liquefaciens* como linhagem de maior atividade redutora, com mais de 80 %.

Tanto a DBO como a DQO tem demonstrado ser um parâmetro bastante eficiente no controle de sistemas de tratamentos aeróbio/anaeróbio de esgotos sanitários e de efluentes industriais. Segundo Pereira (2004) processo de redução da concentração de contaminantes por microrganismos é conhecido como autodepuração, e contempla as seguintes etapas: a) decomposição da matéria orgânica, que é quantificada por meio da DBO; b) recuperação do oxigênio dissolvido ou reaeração. O processo de autodepuração depende do potencial poluidor do despejo, concentração do oxigênio dissolvido na água, características hidrodinâmicas do corpo e da temperatura no sistema.

A concentração de proteínas pode ser um fator revelador do andamento do bioprocessamento. Nesse experimento observou-se um aumento de 2,3 vezes no nível inicial de proteínas totais, de 1,79 g dL<sup>-1</sup> para 4,1 g dL<sup>-1</sup>, na média final das três linhagens bacterianas.

Se por um lado a capacidade de liberar íons de H<sup>+</sup> pode servir como parâmetro para definição do estado fisiológico dos microrganismos em um bioprocessamento, por outro, a concentração de proteína é uma medida aceitável para avaliação do crescimento celular, uma vez que esta

constitui a maior parte (50-70%) do peso seco celular orgânico (HERMANN, 2003). Além de servir como parâmetro para seleção de microrganismos, também possibilita determinar as dependências das condições do ambiente em que o microrganismo desenvolve suas atividades metabólicas.

A redução do sulfato pelas espécies bacterianas testadas mostra um comportamento análogo, porém individualmente, o *A. liquefaciens* mostrou-se com maior capacidade redutora nas concentrações de sulfato. Na comparação com as demais linhagens, o *A. liquefaciens*, e ao final do processo, também apresentou um menor consumo de OD e maior taxa de biomassa, avaliado pelo teor de proteínas totais.

Embora a maioria das espécies do gênero *Acetobacter* sejam bactérias metanogênicas acetoclásticas, isto é, produzem metano a partir de ácido acético ou metanol, a espécie estudada no experimento parece estar mais relacionada ao grupo das bactérias metanogênicas hidrogênotróficas, as quais produzem metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono (MUTHUKUMARASAMY *et al.* 2002). Isto explicaria a redução do sulfato, pois devida a escassa fonte energética no meio, esta espécie provavelmente obteve sua energia necessária, tanto para produção de compostos como para o seu metabolismo, a partir da oxidação dos íons ferrosos e de compostos não reduzidos de enxofre, neste caso o sulfato.

Observando o comportamento das BRS, estas podem ser consideradas acetogênicas, devido aos seus subprodutos finais, além do que, segundo Vazoller (1993) são normalmente encontradas, em ambientes anaeróbios, associadas às bactérias metanogênicas. No entanto a redução de íon sulfato a sulfeto é energeticamente preferida pela

bactéria em relação à produção de metano. Experimento demonstrando desempenho de BRS em DAM utilizando biorreatores com leito fluidizado, suplementado com etanol, mostrou uma eficiência redutora máxima de 70% de sulfato (afluente com 1,5 KgSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>/m<sup>3</sup>.d foi reduzido para 450 mg.L<sup>-1</sup>). A alcalinidade produzida na oxidação sulfetogênica do etanol foi a responsável pela neutralização da DAM de pH 2,7-4,3 para 6,8-7,6 (SAHINKAYA *et al.* 2011).

A BRS estritas, assim chamadas quando apenas exercem este comportamento no ambiente, também atuam como formadoras de substratos metanogênicos em baixas concentrações de íons sulfato e em sistemas anaeróbios, formando principalmente acetato e hidrogênio. Já em presença de elevadas concentrações de íons sulfato, estas passam a competir com as bactérias metanogênicas pelo mesmo substrato, isto é, acetato e H<sub>2</sub> (SPEECE, 1983). Por tanto a produção de uma grande quantidade de acetoácidos e de íon H<sub>2</sub> explicaria o encaminhamento do bioprocessamento para acidificação.

## CONCLUSÕES

O tratamento de águas residuárias, através de bioprocessamento, além de diminuir ou neutralizar grande parte dos poluentes contidos é também uma importante alternativa para a gestão dos recursos hídricos. Permitindo, não só seu reuso, mas também a devolução de águas, cuja qualidade venha atender as normas da legislação.

Neste bioprocessamento a presença de matéria orgânica e o aumento da biomassa proporcionaram um consumo progressivo da carga orgânica, seguida do decréscimo do *Eh* e redução das demandas de oxigênio, permitindo maior solubilização dos compostos orgânicos no efluente, o

que contribui significativamente para redução do sulfato pela via bacteriana.

O destaque do bioprocesso foi para a linhagem *A. liquefaciens* que apresentou maior desempenho tanto no crescimento celular como na atividade redutora dos parâmetros avaliados. Obteve-se um índice de redução de sulfato de 66% e um aumento na biomassa, avaliado pelo teor de proteínas totais, de 2,65 vezes.

A redução da DQO/DBO, apesar de significativa (superior a 55%), ainda não atende a Resolução nº 430/2011 do CONAMA, sendo necessário um tratamento complementar, como, por exemplo, um tratamento secundário de baixa intensidade (associado ou não com aeração ou a flotação), visto que o efluente após o bioprocessamento se encontra em uma faixa de maior biodegradabilidade.

A mitigação dos impactos ambientais e dos prejuízos à saúde humana, causados pela atividade da mineração, podem ser atingidos com processos viáveis e de baixo custo, como no caso a remediação que envolve os bioprocessos. Resta à pesquisa da biorremediação o desafio de tornar o processo aplicável em escala industrial, buscando fontes alternativas de energia para os microrganismos, que por sua vez abrem novas possibilidades de pesquisa.

## AGRADECIMENTOS

Ao MCT/CNPq - Ministério de Ciências e Tecnologia e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico  
À VALE - Companhia Vale do Rio Doce  
À REDE CARVÃO - Rede De Pesquisa, Desenvolvimento Tecnológico e Inovação em Carvão Mineral  
À IALU – International Association of La Salle Universities

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, S. K.. **Detecção de Bactérias Redutoras de Sulfato em Efluente e Sedimento de Mina de Urânio**. Dissertação de mestrado em Ciência e Tecnologia das Radiações, Minerais e Materiais do Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, Belo Horizonte/MG, 2005.
- APHA. **American Public Health Association**. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th Ed. Washington D.CAPHA-AWWA-WEF, 1134p. 2005.
- BAHRI, A. BRISSAUD, F.; Setting up water reuse guidelines for the Mediterranean, **Water Science & Technology**. Vol. 50, No. 2, pp. 39-46. 2004.
- BILLIARD, S.M., BOLS, N.C., HODSON, P.V. In vitro and in vivo comparisons of fish-specific CYP1A induction relative potency factors for selected polycyclic aromatic hydrocarbons. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Vol. 59, no 3, p 292-299, 2004
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº. 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 16 maio 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acessado em: 21/04/2012.
- CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA EM SANEAMENTO AMBIENTAL – Governo do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo**, 2007. São Paulo: CETESB, 2007. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/rios/publicacoes.asp>>. Acesso em: 22 de Jan. 2011.
- CHAPELLE, F.H., BRADLEY, P.M., THOMAS, M.A. MCMAHON, P.B.: Distinguishing iron-reducing from sulfate-reducing conditions. **Ground Water**, 47(2), 300-305. 2009.
- CHAVES, A. P. **Os problemas do carvão em geral e do carvão brasileiro em particular**. In: SOARES, PAULO S. M.; SANTOS, M. D. C. dos; POSSA, M. V.. Carvão Brasileiro: tecnologia e meio ambiente. Rio de Janeiro. CETEM/MCT, p. 13-24. 2008.
- CORTÉS, O.E.J. **Avaliação técnica da utilização de H2S no tratamento de efluentes líquidos ácidos contendo metais pesados**. Dissertação de mestrado. Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador/BA, 2005.
- EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Disponível: <http://www.epa.gov>. Acessado: junho de 2011.
- FUNGARO, D. A; IZIDORO, J. C. Remediação de drenagem ácida de mina usando zeólitas sintetizadas a partir de cinzas leves de carvão. **Química. Nova**. vol.29, n.4, p. 735-740. 2006.
- GARCÍA-RUBIO, L. H., ALUPOAEI, C. E., OLIVARES, J. A. Quantitative Spectroscopy Analysis of prokaryotic Cells: Vegetative Cells and Spores, **Biosensors and Bioelectronics**, v. 19(8), p. 893-903, 2004.
- HERMANN, T. Industrial production of amino acids by coryneform bacteria, **Journal of Biotechnology**, vol. 104, p.155-172. 2003.
- JARDIM, W. F. CANELA, M. C.; **Caderno Temático: Fundamentos da Oxidação Química no Tratamento de efluentes e remediação de solos**. v.1; UNICAMP; Campinas, 2004.
- KEMP, P.F.; ALLER, J.Y. Bacterial diversity in aquatic and other environments what 16SrDNA libraries can tell us. **FEMS Microbiology Ecology**, v.47, p.161-177, 2004.
- KIJANAPANICH, P. ANNACHHATRE, A. P., LENS, P. N. L. Biological sulfate reduction for treatment of gypsum contaminated soils, sediments and solid wastes. **Critical Reviews in**

- Environmental Science and Technology**, n. just-accepted, 2013.
- LANGE, L. C.; ALVES, J. F.; AMARAL, M. C. S.; MELO JUNIOR, W. R.; Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário por Processo Oxidativo Avançado empregando reagente de Fenton. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v 11, n. 2, p 175-183, 2006.
- LAUS, R et al. Microesferas de quitosana reticuladas com tripolifosfato utilizadas para remoção da acidez, ferro(III) e manganês(II) de águas contaminadas pela mineração de carvão. **Quím. Nova**. vol.29, n.1, pp. 34-39. 2006.
- MORAIS, J. L.; SIRTORI, C.; PERALTA-ZAMORA, P. G.. Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogênea integrada a processo biológico convencional. **Quím. Nova**, vol.29, n.1, pp. 20-23. 2006.
- MUTHUKUMARASAMY, R., REVATHI, G., SESHADRI, S., LAKSHMINARASIMHAN, C. Gluconacetobacter liquefaciens (syn. Acetobacter liquefaciens), a promising diazotrophic endophyte in tropics, **Current Science**, v. 83, n. 2, p. 137-145. 2002.
- PEREIRA, R. S. Identificação das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos/IPH-UFRGS**. v. 1, n 1. p.20-36. 2004.
- POSTGATE, J.R. **The sulphate-reducing bacteria**. 2nd edition. Cambridge: Cambridge University Press. 1984. 145 p.
- RODRIGUES, F. S. F. **Aplicação da ozonização e do reativo de Fenton como pré-tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico**. 2004, 79f. Dissertação de mestrado – UFRJ, Rio de Janeiro. 2004.
- RUBIO, J. SILVA, R. SILVEIRA, A. **Técnicas para tratamento e alternativas de reuso de águas ácidas de minas de carvão**. VI Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental - ABES-RS e PUCRS/FENG. Porto Alegre, 2008.
- SAHINKAYA, E, GUNES, F. M, UCAR, D, KAKSONEN, A. H. Sulfidogenic fluidized bed treatment of real acid mine drainage water. **Bioresour Technol.**, v. 102, p.683-689. 2011.
- SPEECE, R. E.. Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment. **Environ. Sci. Technol.**, v. 17, p. 416A-427A. 1983.
- UBALDO, M. O., SOUZA, V. P. **Controle e mitigação dos impactos da drenagem ácida em operações de mineração**. In: SOARES, P. S. M.; SANTOS, M. D. C.; POSSA, M. V.. Carvão Brasileiro: tecnologia e meio ambiente. Rio de Janeiro, CETEM/MCT, 2008. p. 129-151.
- VAZOLLER, R. F.. **Características e interações microbianas nos processos de tratamento biológico aeróbio e anaeróbio**. In: II Curso de Tratamento Biológico de Resíduos. IPT/SP. S.P. Brasil. 1993.

Recebido em: maio/2012

Aprovado em: nov/2013

# Caracterização físico-química e ensaios de adensamento em coluna do lodo produzido em uma Estação de Tratamento de Água de grande porte

## Physicochemical characterization and column thickening assays of a Water Treatment Plant sludge.

### RESUMO

O trabalho teve como objetivo caracterizar os resíduos gerados nas etapas de sedimentação e filtração de uma Estação de Tratamento de Água de grande porte, e realizar ensaios de adensamento em coluna com o uso de polímeros para avaliar se o adensamento por gravidade do lodo gerado é uma técnica viável para o tratamento deste resíduo visando sua disposição final. Na caracterização do lodo dos decantadores e da água de lavagem dos filtros foram obtidas concentrações de sólidos totais de 3.227 mg/L e 195 mg/L respectivamente, revelando que a quantidade mensal de resíduos gerados (massa seca) é de 100 toneladas que são dispostas mensalmente no corpo hídrico sem tratamento, impactando negativamente o local. Verificou-se ainda que o adensamento por gravidade não é uma técnica viável para o lodo estudado e que a caracterização desses resíduos é fundamental para que se possa definir o método de tratamento adequado.

**PALAVRAS-CHAVE:** ETA, Adensamento, Filtro, Lodo de ETA

### ABSTRACT

The work had as objective characterize the waste generated in the settling tanks and filters of a Water Treatment Plant and use a thickening column to identify the most appropriate polyelectrolyte and if the gravity thickening is a viable technique for treating the sludge. In the characterization of sludge from settling tanks and rinse water of the filters were obtained total solids concentrations of 3,227 mg / L and 195 mg / L respectively, revealing that the monthly amount of waste generated (dry weight) is 100 tones which is disposed in the water body without treatment, negatively impacting the place. It was found that the gravity thickening of WTP sludge is not a viable technique for the sludge studied and that the characterization of these residues is essential so that can be determined the method of treatment.

**KEYWORDS:** WTP, Thickening, filter, Sludge.

**Marcia Regina Uchoa Mattos**  
Engenheira Sanitarista e  
Mestranda em Engenharia Civil  
pela UFPA.  
Belém, Pará - Brasil  
uchoa.marcia11@gmail.com

**Luiza Girard**  
Doutora em Ciências pela UFPA e  
Professora Associada do Instituto  
de Tecnologia da UFPA.  
Belém, Pará - Brasil  
luiza.girard@gmail.com

## INTRODUÇÃO

A degradação dos corpos hídricos, em sua maioria, é ocasionada pelo lançamento de esgotos domésticos e industriais sem nenhum tratamento. No entanto, existem outros resíduos potencialmente poluidores, entre eles, aqueles gerados a partir do processo de potabilização da água em Estações de Tratamento de Água (ETAs) que foi o escopo deste estudo.

Segundo a NBR 10004 (ABNT, 1987) os lodos gerados nas ETAs são classificados como resíduos sólidos e, portanto, devem ser disposto sem ocasionar danos ao meio ambiente.

As características dos lodos de ETAs podem variar com o processo de tratamento e depende de fatores como: qualidade da água bruta, tecnologia de tratamento, características da coagulação, floculação e filtração, uso de oxidante, método de limpeza de decantadores e filtros, entre outros (DI BERNARDO *et al.*, 2011).

Di Bernardo e Dantas (2005) comentam que o lançamento indiscriminado dos resíduos gerados nas ETAs, em corpos d'água, contribui para o aumento da concentração de metais tóxicos nos bentos, limita o teor de carbono disponível para a alimentação de macroinvertebrados e as altas concentrações de sólidos suspensos diminuem significativamente a luminosidade do fitoplâncton nos locais próximos às descargas, além de ser potencialmente tóxico e deletério para alguns microcrustáceos os quais são componentes das comunidades bentônicas e planctônicas, além de relevantes na alimentação dos peixes.

Sakumoto, Marchiori e Medeiros (2005 *apud* Junk e Guizzi, 2003) afirmam que a disposição inadequada do lodo gerado nas ETAs é extremamente danosa ao meio ambiente, principalmente nos

grandes centros urbanos, pois, além do aumento da quantidade de sólidos e da turbidez, é provável que aumente sua toxicidade, e isso possa comprometer a estabilidade da vida aquática.

Para Reali (1999) e AWWA (1996) os impactos causados ao corpo receptor pelo lançamento sem tratamento do lodo proveniente das ETAs, além de dependerem da forma de remoção e tempo de retenção dos resíduos nos decantadores; dependem também das características físicas, químicas e biológicas das águas naturais e do corpo receptor.

Os sólidos suspensos provenientes dos resíduos de ETAs podem sedimentar no fundo dos corpos receptores causando sufocamento aos organismos bênticos. Podem ainda aumentar a turbidez reduzindo a penetração da luz, limitando o crescimento da vegetação que serve de habitat para peixes crustáceos e outros organismos aquáticos (EPA, 2011).

Machado (2003) afirma que a carga orgânica contida nesse tipo de resíduo pode contribuir para o consumo de oxigênio do corpo receptor, levando a condições anaeróbias, produção de odores e mortandade de peixes e algas.

O potencial de impactar os corpos d'água com o lançamento de lodos de ETAs depende do tipo de produto químico utilizado no tratamento. Na maioria das ETAs do tipo convencional ou de ciclo completo, os produtos químicos utilizados na etapa da coagulação são os sais de alumínio ou de ferro. O alumínio, por apresentar maior potencial de efeitos adversos ao meio ambiente, é o mais pesquisado na literatura (MACHADO, 2003 *apud* BARNES, 1993; AWWA, 1996, 1997; KANE e RABENI, 1987). Em EPA (2011) é ressaltado que a concentração de espécies de alumínio que causam toxicidade vai depender da química da água e organismo aquático afetado.

Os sais de alumínio são muito solúveis em água, formando

hidróxidos que consomem alcalinidade, podendo levar a diminuição do pH da água. Barroso e Cordeiro (2001) comentam que, em várias pesquisas, níveis elevados de alumínio têm sido associados com doenças neurológicas. Machado, 2003 (*apud Aluminium;1997*), relata um caso ocorrido na Inglaterra, quando uma cidade de 20.000 habitantes foi submetida acidentalmente por 5 dias a uma carga elevada de sulfato de alumínio, provenientes de uma ETA, causando náuseas, vômitos, diarreias, úlceras e rachaduras de pele, e afirma a existência da hipótese de que a água distribuída à população, tratada com sais de alumínio, seja um fator de risco ao desenvolvimento e ou aceleração do mal de Alzheimer, e outras doenças neurológicas.

Cordeiro (1999) afirma que estudos mostraram que pacientes submetidos à diálise, que utilizava água com concentração de alumínio acima de 0,08 mg/L, sofriam de demência.

Machado (2003) afirma ainda que, a velocidade de escoamento do corpo d'água é um fator que influencia na dispersão dos elementos químicos que causam toxicidade no meio aquático. Por exemplo, quando a velocidade de escoamento é baixa, as descargas contendo alumínio são depositadas no fundo do curso d'água e isso pode afetar significativamente os organismos bênticos. Com a velocidade mais elevada e um maior controle no lançamento dos resíduos contendo alumínio, os resíduos remanescentes poderão permanecer em suspensão e assim sofrer um processo de dispersão mais rápido, o que diminuiria o potencial de toxicidade dos resíduos.

Para minimizar a problemática do lançamento de resíduos torna-se necessário o seu tratamento antes do lançamento ao ambiente. Para Bettiol e Camargo (2000) o tratamento e a disposição final do lodo é um problema de grande complexidade, face ao

grande volume de lodo gerado nas ETAs (primordialmente nos decantadores e filtros), à dificuldade em se encontrar locais adequados e seguros, à distância do transporte, aos custos e as características de operação e processo. Richter (2001) complementa afirmando que, além dessas dificuldades, o destino final dos resíduos gerados na ETAs enfrenta problemas pelo transporte dos resíduos e as restrições ambientais.

Muitos métodos e tecnologias podem ser empregados no tratamento e disposição final dos lodos gerados na lavagem dos filtros e decantadores das ETAs. Porém, é de fundamental importância conhecer a qualidade da água bruta que se quer tornar potável; os produtos químicos utilizados no processo de potabilização, e assim, conhecer as características do lodo para posteriormente tratar e dispor adequadamente.

As ALFs geralmente apresentam quantidades menores de sólidos do que os presentes no lodo do decantador, variando na faixa de 0,01% a 0,1%. Atualmente, o tratamento dos resíduos gerados a partir do processo de lavagem dos filtros visando o seu reaproveitamento, tem sido utilizado com mais frequência em muitas ETAs no Brasil.

Para Reali (1999) o teor de sólidos no lodo descartados pelos decantadores varia bastante, podendo apresentar valores na faixa de 0,1% a 2,0%. Entretanto, na maioria dos casos, os valores situam-se abaixo de 1%. Aí está a grande dificuldade encontrada para se trabalhar com esse resíduo, seu grande volume com baixa concentração de sólidos. O tratamento desse lodo visa justamente obter um estado sólido ou semi-sólido, removendo a água para concentrar os sólidos, diminuindo seu volume e assim gerar condições adequadas para a sua disposição final (RICHTER, 2001). A primeira etapa para o tratamento deste resíduo é denominada de

adensamento, que consiste na concentração de sólidos presentes no lodo, ou seja, visa remover o máximo de água possível do lodo, preparando-o para a etapa posterior de desidratação.

Sendo o adensamento uma etapa primordial para o tratamento desses resíduos é fundamental que se consiga uma concentração de sólidos totais (ST) no lodo de entrada da ordem de 2% para que se possa posteriormente submeter esse lodo à etapa de desidratação. Essa é a concentração mínima que os equipamentos de desidratação mecânica existentes no mercado recomendam para que o funcionamento dos mesmos ocorra de maneira adequada (GUIMARÃES, 2007).

Esse adensamento de lodos de ETAs pode ser executado por gravidade, por flotação com ar dissolvido ou por meio de adensadores mecânicos do tipo centrifugas ou esteira. Cada um apresenta vantagens e desvantagens e devem ser levados em consideração seus aspectos econômicos e técnicos para a determinação de parâmetros de projeto de cada processo unitário. Assim, a concepção e o dimensionamento corretos do sistema de adensamento são de suma importância no sucesso operacional do sistema de tratamento do lodo.

Dessa forma, o objetivo desse trabalho foi caracterizar quantitativamente e qualitativamente os resíduos

produzidos na ALFs e nos decantadores e avaliar o método de adensamento por gravidade do lodo dos decantadores por meio de ensaios de adensamento em coluna de sedimentação com e sem o pré-condicionamento com polieletrólitos.

## METODOLOGIA

### Descrição do local

A pesquisa foi realizada no período de outubro de 2007 a janeiro de 2008, nas dependências da ETA-Bolonha, Belém-Pará. A água bruta é captada no lago Bolonha (que recebe águas do Rio Guamá). A ETA-Bolonha é uma estação de ciclo completo, sendo constituída na sua 1ª fase de mistura rápida em vertedor parshall de 6', seis floculadores mecanizados com três câmaras em serie, seis decantadores do tipo convencional dotados de bandeja intermediária e de limpeza manual (lavagem com escoamento total a cada 60 dias) e de oito filtros de fluxo descendente, cada uma com duas câmaras filtrantes. A ETA tratava na época da pesquisa 4,0 m<sup>3</sup>/s de água.

Na Tabela 1 estão listados os produtos químicos e respectivas dosagens empregadas no tratamento de água da ETA quando da realização da pesquisa.

De acordo com as características da ETA, os resíduos são produzidos em duas etapas do processo: na lavagem dos decantadores e dos filtros. Os lodos

Tabela 1 - Produtos químicos utilizados na ETA.

Produto químico	Produto de aplicação	Dosagem
Sulfato de alumínio líquido	Água bruta	14 mg/L
Cal hidratada	Água filtrada	6%
Cloro gasoso	Água filtrada	3 mg/L
Fluorsilicato de sódio	Água filtrada	0,7 mg/L
Polímero aniônico	Água coagulada	0,08 a 0,15 mg/L



descartados nos decantadores e nos filtros são encaminhados para canal de descarga de seção retangular que é conectado em uma tubulação de aço de 1.000 mm de diâmetro e 240 m de extensão que finaliza em um corpo d'água que desagua no Rio Guamá.

## ETAPAS EXPERIMENTAIS

Esse trabalho foi desenvolvido em duas fases experimentais, sendo a primeira a caracterização quantitativa e qualitativa dos resíduos (lodo dos decantadores e água de lavagem dos filtros) produzidos na ETA e a segunda o ensaio de adensamento em coluna com o lodo do decantador.

### Caracterização quantitativa e qualitativa dos resíduos produzidos (lodo dos decantadores e ALFs)

#### Caracterização Quantitativa

A caracterização quantitativa se refere ao volume de resíduos produzidos mensalmente na ETA Bolonha. Com esta finalidade, foram realizadas medições de vazão em todos os decantadores e filtros da ETA, de acordo com a rotina operacional da ETA. Nos decantadores as medições ocorreram durante a descarga do lodo e nos filtros, durante a lavagem dos mesmos. Na realização das medições de vazão foi necessária a instalação de uma régua graduada na borda de um vertedor triangular (Fórmula:  $Q = 1,4.H^{5/2}$ ) existente no canal de descarga aonde, a cada 30 segundos, para os filtros, e, a cada 10 minutos no caso dos decantadores, eram anotados os valores correspondentes a lâmina d'água que passava no vertedor, durante todo o tempo das operações de lavagem. Com o tempo e a vazão medida foi calculado o volume de resíduos gerados em cada procedimento. Foi ainda levantado o número mensal de operações de lavagem de decantadores e de filtros na ETA-

Bolonha, o que possibilitou a determinação do volume de resíduos gerados mensalmente.

Foi ainda determinada a quantidade mensal de sólidos (massa seca) gerada nos decantadores e filtros pela multiplicação da concentração de SST com a vazão mensal de lodo.

#### Caracterização Qualitativa

A caracterização dos resíduos produzidos na ETA foi realizada de modo a obter um material representativo do resíduo. Foi coletado a cada 10 minutos, cerca de 1L de lodo, totalizando ao final do descarte de cada decantador o volume de amostra de 20L. Esse procedimento foi realizado para todos os 6 decantadores da ETA. O tempo médio de descarte do lodo foi de 3,33 horas. Para a ALFs, foi coletado a cada 1 minuto, cerca de 2L da água de lavagem, tendo ao final da coleta o volume de amostra de 20L. Essa etapa ocorreu duas vezes para cada um dos 7 filtros da ETA, tendo em média o tempo de lavagem de 10 minutos. Nas amostras coletadas foram realizadas determinações de sólidos totais (fixos e voláteis), sólidos suspensos totais (fixos e voláteis), sólidos sedimentáveis, pH e alcalinidade total, de acordo com metodologia descrita em APHA, AWWA, WEF (1998).

#### Ensaio de adensamento em coluna de sedimentação

Os ensaios foram conduzidos em coluna de adensamento com 1,00 m de altura e 20 cm de lado. O volume útil da coluna foi fixado em 20 litros, fazendo com que a altura do nível d'água fosse de 51 cm. A coluna foi graduada com a utilização de uma fita métrica que foi fixada à sua superfície externa da mesma. Foram realizados ensaios sem e com o pré-condicionamento do lodo, com o teor de sólidos na coluna de 0,3%, que foi a média dos valores obtidos para o lodo removido dos

decantadores. Para os três polímeros selecionados (catiônico, aniônico e não iônico do tipo Optiflow) foram realizados ensaios para as dosagens de 1, 2, 4 e 6 g/kg, que são, segundo a literatura (TEIXEIRA, 1999), as dosagens comumente utilizadas no pré-condicionamento de lodos de ETAs. O lodo foi condicionado na própria coluna de sedimentação com o auxílio de um agitador de alta velocidade e o polímero utilizado foi preparado imediatamente antes da execução do ensaio. Todos os ensaios ocorreram no tempo de 10 minutos. Para avaliar o efeito no lodo com e sem o pré-condicionamento, foi calculada a velocidade de sedimentação em zona pela tangente do trecho inicial retilíneo e o teor de sólidos totais presentes no fundo da coluna de sedimentação. No sobrenadante, determinou-se as variáveis pH, cor e turbidez. Para este trabalho, adotou-se um valor médio de G.T de 3000, onde G é o gradiente médio de velocidade e T é o tempo de mistura; conforme método descrito por Teixeira (1999), de modo a se evitar a quebra dos flocos previamente formados durante o pré-condicionamento. Na Tabela 2 é mostrado o resumo dos ensaios realizados.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO QUANTITATIVA E QUALITATIVA DOS RESÍDUOS (LODO DOS DECANTADORES E ALF'S) PRODUZIDOS

#### Caracterização Quantitativa

Na Tabela 3 são mostrados os resultados encontrados para as vazões médias e a produção de resíduos nos 06 decantadores e nos 07 filtros em funcionamento na ETA.

A produção de resíduos mensal calculada na ETA foi de 148.765 m<sup>3</sup> de água de lavagem dos

Tabela 2 - Resumo dos ensaios de sedimentação em coluna.

	Teor de sólidos na coluna (%)	Dosagem do polímero (g/kg)			
Sem polímero	0,3%	-	-	-	-
Com polímero não iônico	0,3%	1	2	4	6
Com polímero aniônico	0,3%	1	2	4	6
Com polímero catiônico	0,3%	1	2	4	6

filtros e de 46.291 m<sup>3</sup> de lodo da unidade de decantação, gerando um total de 195.056 m<sup>3</sup>/mês ou o volume de 1,87% da água bruta que entra na ETA para a vazão operacional de 4 m<sup>3</sup>/segundos. (10.368.000 m<sup>3</sup>/mês).

A vazão média de resíduos gerados em uma ETA se encontra na faixa de 1 a 3% da água processada, sendo 10% desse valor referente a descarga de decantadores e 90% a água de lavagem de filtros, ou seja, em torno de 0,3% dos resíduos são gerados nos decantadores e 2,7% nos filtros (AWWA, 1996). Na ETA o percentual de resíduos gerados é de 1,87% da água processada. Desse total, 23,5% são gerados nos decantadores e 76,5% na operação de lavagem dos filtros. Sendo assim, o percentual de resíduos dos decantadores está acima dos 10% e da ALFs está abaixo dos 90% citados

anteriormente.

Considerando a vazão mensal obtida e concentração de sólidos suspensos determinou-se a produção de 84 toneladas de resíduos (massa seca) por mês para a unidade de decantação e de 16 toneladas de resíduos (massa seca) por mês para a unidade de filtração. Pode-se verificar que, embora em termos de vazão a maior contribuição seja referente aos filtros (76,5%), a maior parcela em termos de massa seca é referente a unidade de decantação (84%), uma vez que a concentração de sólidos suspensos no lodo da unidade de decantação é muito superior aos obtidos na unidade de filtração, de 1813 mg SST/L e 108 mg SST/L respectivamente. Assim, tem-se 100 toneladas de resíduos secos mensalmente produzidos na ETA Bolonha e que não tem destinação

final adequada, impactando o ambiente em que são lançados.

### Caracterização Qualitativa

Na Tabela 4 estão apresentados os valores médios dos resultados das análises de sólidos realizadas nas amostras das descargas dos decantadores e nas amostras de ALFs.

As concentrações médias de ST nos lodos dos decantadores e filtros da ETA foram de 3.278 mgST/L e 195 mgST/L, respectivamente, o que os torna condizentes com os encontrados na literatura técnica, conforme a Tabela 5, que apresenta valores de ST no lodo dos decantadores desde 1.000 à 81.575 mg/L e para ALFs da ordem de 490 à 504 mg/L.

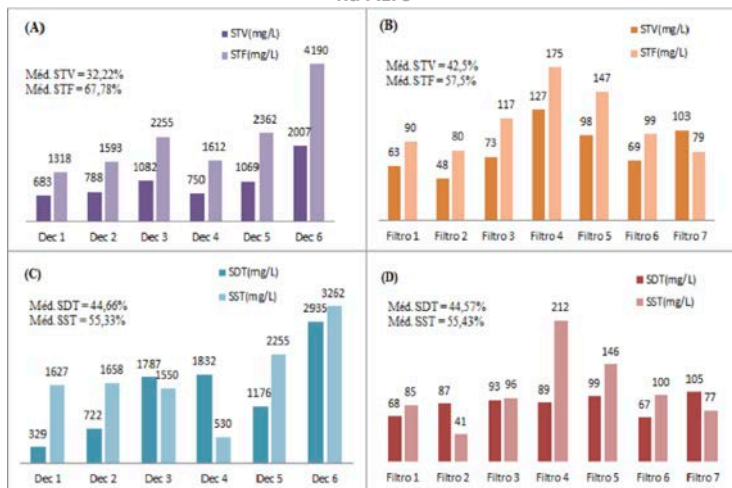
Quanto aos STF e STV no lodo dos decantadores os valores obtidos foram de 2.221 mg/L e 1.055 mg/L, respectivamente. Na ALFs, os valores obtidos foram de 112 mg/L para STF e 83 mg/L para STV. Na Figura 1 são mostrados os gráficos com os valores e suas médias para as variáveis de sólidos determinadas no lodo dos decantadores e na ALFs.

Conforme os dados da Tabela 5, para o lodo dos decantadores, o teor de STF varia de 16.522 mg/L a 22.324 mg/L e o teor de STV na faixa de 23,91 mg/L a 2.054,4 mg/L e nas ALFs o teor de STF vão de 65 mg/L a 157 mg/L e de

Tabela 3 - Vazões médias e produção de resíduos nos decantadores e Filtros.

Água bruta	Lodo (decantadores)	Vazão	ALFs	Vazão
	1	216,48(m <sup>3</sup> /d)	1	687,67(m <sup>3</sup> /d)
	2	542,75(m <sup>3</sup> /d)	2	771,58(m <sup>3</sup> /d)
	3	146,45(m <sup>3</sup> /d)	3	687,67(m <sup>3</sup> /d)
	4	300,35(m <sup>3</sup> /d)	4	687,67(m <sup>3</sup> /d)
	5	153,42(m <sup>3</sup> /d)	5	769,18(m <sup>3</sup> /d)
	6	182,82(m <sup>3</sup> /d)	6	583,49(m <sup>3</sup> /d)
			7	771,58(m <sup>3</sup> /d)
345.600(m <sup>3</sup> /d)				
10368000(m <sup>3</sup> /mês)		46.291(m <sup>3</sup> /mês)		148.765(m <sup>3</sup> /mês)

Figura 1 – Variáveis de sólidos determinadas para o lodo dos decantadores e na ALFs. (A) Sólidos totais voláteis e fixos (STV e STF) no lodo dos decantadores; (B) Sólidos totais voláteis e fixos (STV e STF) na ALFs; (C) Sólidos dissolvidos totais (SDT) e sólidos suspensos totais (SST) no lodo dos decantadores; (D) Sólidos dissolvidos totais (SDT) e sólidos suspensos totais (SST) na ALFs



STV de 23 mg/L a 210 mg/L. Em porcentagens os valores obtidos foram de 32% de STF e 68% de STV no lodo dos decantadores e na ALFs de 42,5% de STF e 57,5% de STV, que segundo os valores da literatura (Ver Tabela 5), o percentual no lodo dos decantadores de STV está na faixa de 7,9% a 60% e de STF de 1% a 73%. Na ALFs os percentuais reportados são de 43% a 74% de STF e 26% a 57% de STV.

Quanto aos sólidos dissolvidos e suspensos, as concentrações médias de SDT e SST

obtidas no lodo dos decantadores e na ALFs da ETA foram da ordem de 1.463 mg/L de SDT para o lodo dos decantadores e 87 mg/L de SDT para ALFs. Em relação aos SST, os lodo dos decantadores apresentaram valor da ordem de 1.813 mg/L e a ALFs o valor de 108 mg/L. Esses valores obtidos são condizentes com os valores encontrados na Tabela 5, que apresenta valores de SDT variando em uma faixa de 62 mg/L à 456 mg/L para a ALFs e de 1.429 mg/L à 2.348 mg/L para o lodo do decantador e, valores de SST para o

lodo do decantador da ordem de 1.695 mg/L à 27.891 mg/L e para a ALFs de 48 mg/L à 428 mg/L. Na caracterização qualitativa dos resíduos da ALFs e no lodo dos decantadores da ETA, os valores médios obtidos para sólidos totais e dissolvidos foram de 195 STmg/L e 87 SDTmg/L na ALFs, respectivamente. No lodo dos decantadores, essas variáveis apresentaram-se com valores de 3.277 STmg/L e 1.463 SDTmg/L.

Tabela 5 – Características gerais de resíduos de ETAs de acordo com vários autores.

FONTE	PESQUISADOR	pH	COR (u.C)	ALC. (mg/L)	TURB (u.T)	DQO (mg/l)	ST (mg/L)	SST	STF	STV	SDT (mg/L)
Cordeiro (1999)	Albrechet (1972)	5,0 a 7,0	-	-	-	500 a 10.000	3.000 a 15.000			20,0%	-
Cordeiro (1999)	Culp (1974)	7,0	-	-	-	340 a 5.000	-	-	-	-	
Cordeiro (1999)	Cordeiro (1981)	6,5	-	-	-	5.150	81.575			20,7%	
	Cordeiro (1999)	6,4	-	-	-	5.600	30.275	27.891	22.324	7,9%	2.384
	Cordeiro (2000)	7,2 a 8,9	10.650 a 4.300.000	-	924 a 800.000	140 a 5.450	1.620 a 58.630	-	-	-	-
Machado (2003)	Leme e Merli (2001)	7,6	-	-	-	1.905	19.088	17.100	16.522	-	1.988
	Richter (2001)	6,0 a 8,0	-	15 a 40	-	30 a 5.000	1.000 a 40.000	-	-	-	-
	Machado (2003)**	5,2 a 7,3	-	-	-	750	3.424	1.695	40	60,0%	1.459
	Machado (2003)*	5,8 a 7,0	-	10	-	85	504	48			456
	Di Bernardo e Dantas (2005)*	7,8	3.720	-	340	67	490	428	-	-	62

\*resíduos somente de filtros

\*\*resíduos somente de decantadores

Na Tabela 6 são apresentados os resultados das determinações de pH e alcalinidade total (AT) no lodo dos decantadores e na ALFs.

Os valores obtidos de pH e AT nas amostras do lodo dos decantadores e da ALFs da ETA não apresentaram diferenças dos valores já reportados em pesquisas anteriores (MACHADO, 2003; RICHTER, 2001). O pH geralmente se encontra na faixa de 5,0 a 8,0 tanto para ALFs como para o lodo descartado dos decantadores. Para a AT a faixa de variação está compreendida entre 10 mgCaCO<sub>3</sub>/L e 40 mgCaCO<sub>3</sub>/L. No entanto, para a ALFs a AT varia na faixa de 10 mgCaCO<sub>3</sub>/L a 15 mgCaCO<sub>3</sub>/L e para o lodo descartado dos decantadores a faixa de variação fica próxima de 40 mgCaCO<sub>3</sub>/L.

#### RESULTADOS DOS ENSAIOS DE ADENSAMENTO EM COLUNA

Na Figura 2 são mostrados os gráficos dos ensaios de adensamento em coluna e o comportamento da interface sólido-líquido ao longo do tempo de sedimentação, sem a adição de polímero e com a utilização de polímero catiônico, não iônico e aniônico, respectivamente.

Nota-se que as curvas

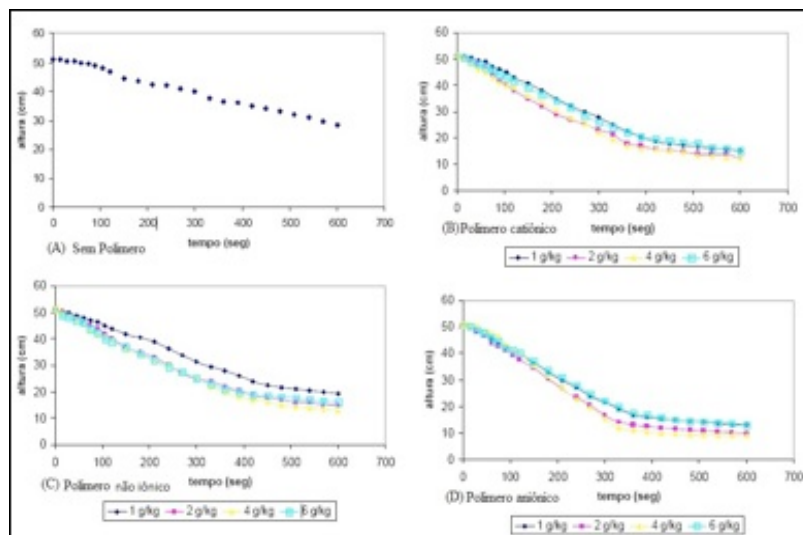


Figura 2 - Altura da interface em função do tempo para o teor de sólidos de 0,3%, sem e com a utilização de polímero. (A) Ensaio sem adição de polímero; (B) Ensaio com polímero catiônico; (C) Ensaio com polímero não-iônico; (D) Ensaio com polímero aniônico.

apresentaram comportamentos semelhantes para o polímero catiônico(B) e não-iônico (C). No entanto, observa-se que houve uma maior inclinação das curvas no ensaio com a utilização do polímero aniônico, tendo o resultado mais satisfatório o ensaio com a dosagem do polímero de 4kg/g. É possível observar ainda que a altura da interface ao longo do tempo foi muito maior nos ensaios de adensamento utilizando polímeros do que sem a sua utilização. Isto pode ser visto na Figura 3, que ilustra o final do ensaio em a utilização de polímero e de um

ensaio com a utilização de polímero aniônico. Percebe-se a altura da interface e a qualidade do sobrenadante, mais clarificado com a utilização do produto (Figura 3 B).

Na Tabela 7 são apresentados os resultados das velocidades de sedimentação em zona (Vsz) com o teor de sólidos totais obtidas nos ensaios realizados sem e com polímeros. Os resultados de cor, turbidez e pH do sobrenadante são apresentados na Tabela 8.

Observando os resultados encontrados, verifica-se que a Vsz sem a utilização de polímeros é

Tabela 6 – Valores de pH e AT no lodo dos decantadores e na ALFs.

Amostra	1ª Coleta		2ª Coleta		Amostra	Coleta única	
	pH	AT (mgCaCO <sub>3</sub> )	pH	AT (mgCaCO <sub>3</sub> )		pH	AT (mgCaCO <sub>3</sub> )
Filtro 1	5,34	10	6,18	10	Dec 1	6,42	50
Filtro 2	5,51	10	6,35	10	Dec 2	7,00	30
Filtro 3	6,37	10	6,00	10	Dec 3	6,63	47
Filtro 4	5,37	10	5,70	10	Dec 4	6,67	40
Filtro 5	5,85	15	6,04	10	Dec 5	6,11	40
Filtro 6	6,15	15	5,89	10	Dec 6	6,18	40
Filtro 7	5,7	10	6,10	15	-	-	-
Média	-	11	-	11	Média	-	41

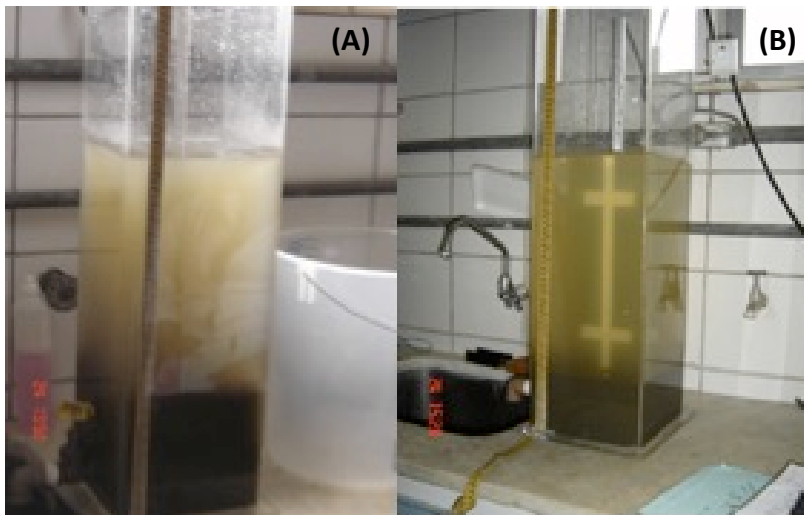


Figura 3 - Ensaio de adensamento em coluna sem e com a utilização de polímeros no tempo de 10 minutos. (A) Aparência do lodo após a conclusão do ensaio sem a utilização de polímero; (B) aparência do lodo após a conclusão do ensaio com a utilização de polímero.

aproximadamente a metade da menor  $V_{sz}$  com a utilização de polímero e o melhor resultado foi obtido para o polímero aniônico com a dosagem de 4g/kg, com  $V_{sz}$  de 0,123 cm/s. Ferreira Filho (1997) comenta que, quanto maior a dosagem do polímero, maior será a velocidade de sedimentação do lodo. Porém, nessa pesquisa, o aumento das dosagens de polímeros, em alguns ensaios fez com que a velocidade de sedimentação diminuísse. Para essa velocidade, o teor de sólidos no fundo da coluna foi de 2% (Tabela 7) e a qualidade do sobrenadante apresentou valores de 125 para cor, 37 para turbidez (Tabela 8). O teor máximo de sólidos alcançados (2%) é o teor mínimo exigido para que esse lodo possa ser, por exemplo, encaminhado para uma

desidratação mecânica, uma vez que estes equipamentos existentes no mercado exigem um teor de sólidos acima de 2% para que funcionem de forma adequada e econômica (GUIMARÃES, 2007).

## CONCLUSÃO

Apesar de ser prática comum no Brasil, a descarga de resíduos de ETAs em cursos d'água é uma situação que pode causar problemas ambientais, além de ir de encontro as leis em vigor no país. Como é um assunto que vem sendo estudado apenas nos últimos anos, poucas são as estações brasileiras que possuem algum tipo de gerenciamento adequado para esse problema, uma vez que os resultados obtidos em uma ETA nem

sempre devem ser generalizados, já que dependem das características dos resíduos, que apresentam grande variação em função da qualidade da água bruta, do processo de tratamento e do tipo de produtos químicos, entre outros.

Assim, a análise de alternativas tecnológicas de tratamento, de disposição final e/ou de aproveitamento compatíveis com a realidade local é fator imprescindível para o bom gerenciamento destes resíduos.

As águas de lavagem dos filtros apresentaram volume mensal de 148.765 m<sup>3</sup>, com concentrações médias de 195 mg/L de sólidos totais, 108 mg/L de sólidos suspensos totais, pH de 5 a 8 e alcalinidade total de 10 a 15 mg CaCO<sub>3</sub>/L. Nos decantadores da ETA Bolonha são produzidos 46.291 m<sup>3</sup> de lodos, com concentrações médias de 3.278 mg/L de sólidos totais, 1814 mg/L de sólidos suspensos totais, pH de 5 a 8 e alcalinidade total de 40 mg CaCO<sub>3</sub>/L.

A quantidade mensal de sólidos (massa seca) determinada foi de 84 toneladas proveniente dos decantadores e de 16 toneladas dos filtros, totalizando 100 toneladas por mês de resíduos produzidos na ETA Bolonha. Esse dado revela, em conjunto com as características determinadas e com o volume de resíduos de 195.056 m<sup>3</sup>/mês, a dimensão do problema ambiental decorrente do lançamento desse resíduo em corpos d'água.

Quanto ao ensaio de adensamento sem polímero e com

Tabela 7 - Velocidade de sedimentação em zona ( $V_{sz}$ ) e teor de sólidos totais obtidas nos ensaios realizados sem e com polímeros.

Sem Polímero		Com polímero								
		Iônico			Aniônico			Catiônico		
$V_{sz}$ (cm/s)	T.S.T (%)	Dosagem de polímero (g/kg)	$V_{sz}$ (cm/s)	T.S.T (%)	Dosagem de polímero (g/kg)	$V_{sz}$ (cm/s)	T.S.T (%)	Dosagem de polímero (g/kg)	$V_{sz}$ (cm/s)	T.S.T (%)
0,037	0,77	1	0,065	1,3	1	0,098	1,3	1	0,076	1,7
-	-	2	0,086	1,8	2	0,113	1,6	2	0,093	1,7
-	-	4	0,085	1,9	4	0,123	2,0	4	0,096	1,5
-	-	6	0,086	1,6	6	0,096	1,9	6	0,083	1,5

Tabela 8 - Cor, Turbidez e pH do sobrenadante da coluna de adensamento após a conclusão do ensaio.

Ensaio	Cor (UC)	Turbidez (UT)	pH
Sem polímero	300	80	6,63
Aniônico	1 g/kg	300	75
	2 g/kg	200	62
	4 g/kg	125	37
	6 g/kg	225	50
Catiônico	1 g/kg	300	76
	2 g/kg	350	64
	4 g/kg	400	90
	6 g/kg	450	107
Não iônico	1 g/kg	550	194
	2 g/kg	250	74
	4 g/kg	250	72
	6 g/kg	370	101

os polímeros não-iônicos e catiônicos, nenhum desses conseguiu obter a concentração mínima de teor de sólidos (T.S.T 2%) para que, posterior a etapa de adensamento, estes pudessem passar pelo processo de desidratação mecânica. Apenas o polímero aniônico obteve o teor mínimo recomendado.

No ensaio de adensamento em coluna de sedimentação o melhor resultado foi com a utilização do polímero aniônico na dosagem de 4g/kg com um clarificado do sobrenadante apresentando valores das variáveis analisadas de: cor igual a 125UC, turbidez igual a 37 UT. O pH do clarificado foi de 6,3.

O adensamento por gravidade pode não ser adequado para o lodo da ETA, uma vez que o teor máximo obtido nos ensaios de coluna foi de 2%, sendo este mesmo valor o mínimo requerido pelos fabricantes de equipamentos de desaguamento. Cabe ressaltar ainda, que o teor máximo obtido de 2% se refere a condições ideais de ensaios piloto sendo que o processo em escala real tem outras variáveis que interferem na eficiência do adensamento.

Quanto à escolha do polímero adequado, ficou evidente que não se pode generalizar as características dos resíduos gerados em ETAs, sendo primordial que se faça estudos e ensaios em laboratórios antes de serem empregados qualquer tipo de produto ou método de tratamento.

Visando melhorar essa situação, estudos devem ser feitos para que se possam alcançar soluções racionais, sendo estas individuais para cada ETA em estudo. O método de tratamento dos resíduos e a disposição final dos mesmos devem apresentar alternativas viáveis, técnica e economicamente, e atuar de forma sustentável.

## REFERÊNCIAS

ABNT. NBR 10004.— Resíduos Sólidos – Classificação. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro-RJ, 1987.

APHA, AWWA, WEF. Standard methods for examination of water and wastewater. 20.ed. Washington, DC: APHA, 1998.

AWWA. AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. Management of

water treatment plant residuals. New York : American Society of Civil Engineers, 1996. 294 p.

BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. Problemática dos metais nos resíduos gerados em estações de tratamento de água. In: Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, 21, 2001. João Pessoa. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2001.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 312p.

CORDEIRO, J. S. Importância do tratamento e disposição adequada dos lodos de ETAs. In: FERREIRA FILHO, S.S.; LAJE FILHO, F.A. Redução de perdas e tratamento de lodo em ETA. Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água – PNCD. Brasília: SEPURB, 23p. 1999.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D.; VOLTAN, P.E.N. Tratabilidade de água e resíduos gerados em estações de tratamento de água. São Carlos - SP. Editora LDiBe, 2011.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. Métodos e Técnicas de Tratamento de Água. São Carlos, 2ª edição. RiMa editora, 2005, 792 p.

EPA. Drinking Water Treatment Plant Residuals Management Technical Report. Summary of Residuals Generation, Treatment, and Disposal at Large Community Water Systems. Environmental Protection Agency, Washington - DC, 2011, 377 p.

FERREIRA FILHO, S.S. Pré-condicionamento de lodos de estações de tratamento de água visando o seu adensamento por gravidade. In: Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, 1997. Foz do Iguaçu. Anais...Paraná: ABES, 1997.

GUIMARÃES, G. C; Estudo de adensamento e desidratação dos resíduos gerados na ETA- Brasília. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Brasília, 2007.

MACHADO, L.C.G.T; Análise do ciclo de vida aplicada ao gerenciamento de resíduos: o caso da ETA Bolonha – RMB., 2003. Tese (Doutorado). Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Universidade Federal do Pará. Belém, 2003.

REALI, M.A.P. (Coord.). Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água. Rio de Janeiro: Projeto PROSAB; ABES, Rio de Janeiro, 1999.

RICHTER, C. A. Tratamento de Lodos de Estações de Tratamento de Água. E. Blucher, São Paulo, 2001.

SAKUMOTO, E. M.; MARCHIORI, J. M. S.; MEDEIROS, M. A. C. Caracterização físico-química do lodo e da água bruta da ETA Capim Fino – Piracicaba –SO- Determinação de resíduos de herbicidas – Triazinas - por cromatografia gasosa. In: XII Congresso de Iniciação Científica DA UNICAMP 2005, Campinas, 2005.

TEIXEIRA, L.C.G.M. Adensamento por gravidade de lodos produzidos em estações de tratamento de água. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 1999, 195p.

Recebido em: dez/2012

Aprovado em: nov/2013

# Caracterização e avaliação da capacidade de desnitrificação de um lixiviado de aterro sanitário antigo brasileiro

Characterization and evaluation of the capacity of leachate denitrification from a mature landfill in Brazil

## RESUMO

No gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no Brasil, o aterramento dos resíduos é o processo mais aplicado, porém, possui como inconveniente a geração de lixiviado que deve ser apropriadamente tratado antes de ser lançado ao corpo receptor. Um dos compostos presentes em maior concentração no lixiviado de aterro sanitário é o nitrogênio amoniacal que pode ser removido por processos biológicos de tratamento como a nitrificação e a desnitrificação. Para a completa nitrificação é necessário o fornecimento de oxigênio dissolvido, e para a desnitrificação deve haver uma quantidade suficiente de carbono na forma de  $DBO_5$ . Atualmente, tem havido interesse entre os autores no estudo da desnitrificação via nitrito, que requer menor quantia de oxigênio dissolvido e fonte de carbono. Este artigo objetiva a caracterização de um lixiviado de aterro sanitário antigo e avaliar a sua habilidade de desnitrificar o nitrito originado durante a nitrificação. Esse estudo foi realizado em escala laboratorial e indicou que o lixiviado avaliado, não possuiu a habilidade de remover totalmente o nitrito adicionado ao reator.

**PALAVRAS-CHAVE:** Lixiviado, nitrito, desnitrificação, aterro sanitário.

## ABSTRACT

In the management of urban residues in Brazil, the landfilling is the process most applied, but the drawback is the generation of leachate that must be properly treated before the launching in the receiving body. One compound that is found in higher strength in landfill leachate is ammonia nitrogen that can be removed by biological processes like nitrification and denitrification. For the completely nitrification, is necessary the supplying of dissolved oxygen, and for the denitrification must have a sufficient amount of carbon on form  $DBO_5$ . Currently, the authors have interest studying the denitrification over nitrite, that is less expensive with regard the requirement of dissolved oxygen and carbon source. This paper aims the characterization of an old landfill leachate and evaluate their ability denitrifying nitrite originated during nitrification. This study was realized in bench scale and indicated that the landfill leachate evaluated, don't have the ability for the complete removal of the nitrite added in the reactor.

**KEYWORDS:** Leachate, nitrite, denitrification, landfill.

### Luana Zilz

Bacharel em Química Têxtil, Mestre em Engenharia Ambiental pela Fundação Universidade Regional de Blumenau (FURB)  
Blumenau, SC, Brasil  
lu\_zilz@hotmail.com

### Joel Dias da Silva

Eng. Sanitarista, Professor do Departamento de Engenharia de Produção e Design da Fundação Universidade Regional de Blumenau. Professor HV-01 do SENAI.  
Blumenau, SC, Brasil.  
dias\_joel@hotmail.com

### Adilson Pinheiro

Eng. Civil, Professor do Departamento de Engenharia Civil da Fundação Universidade Regional de Blumenau - (FURB)  
Blumenau, SC, Brasil.  
pinheiro@furb.br



## INTRODUÇÃO

O crescimento urbano e a expansão industrial têm elevado em grande escala a geração de resíduos sólidos que necessitam de disposição e tratamento adequados (CARNEIRO *et al.* (2004). Neste sentido, no gerenciamento dos resíduos sólidos, uma das técnicas mais aplicadas no Brasil para a destinação final dos resíduos tem sido a disposição em aterros sanitários. Embora siga princípios de Engenharia para o confinamento seguro de resíduos, possui como inconveniente a geração de lixiviados de elevado potencial de contaminação ambiental (ABNT, 1984; BARBOSA, 1999; LANGE *et al.*, 2006).

Desta forma, antes do seu lançamento no corpo receptor, o lixiviado deve ser tratado apropriadamente, minimizando assim os impactos ambientais (GUERRA; VIDAL; SOUZA, 2010). Os processos físicos, biológicos e/ou químicos poderão ser aplicados ao tratamento do lixiviado, que operados conjuntamente, têm oferecido eficiência maiores (DEL BORGUI *et al.*, 2003).

No tratamento de lixiviados de aterros sanitários, um dos elementos químicos presentes em maior concentração é o nitrogênio amoniacal, sendo a principal forma de nitrogênio encontrada no mesmo (GOMES, 2009; PEIXOTO; FILHO, 2010). Processos físicos e químicos de remoção de nitrogênio podem ser aplicados, porém, não são tão difundidos como os processos biológicos, que em termos de eficiência e custo econômico, tem sido descrito como melhores. O nitrogênio amoniacal é um composto que pode ser removido biologicamente por reações de nitrificação e desnitrificação. O controle do lançamento de compostos nitrogenados nos corpos aquáticos é muito importante, pois em

concentração excessiva esse nutriente pode causar vários problemas como: eutrofização, toxicidade a peixes, depleção de oxigênio dissolvido, entre outros (VON SPERLING *et al.*, 2009). Visando garantir a biodiversidade, a legislação ambiental brasileira, em especial a Resolução CONAMA nº 430 de 2011 (Brasil, 2011), estabelece limites para o lançamento do efluente tratado no corpo receptor, destacando-se dentre estes, o nitrogênio amoniacal, cujo limite de lançamento é de 20 mg.L<sup>-1</sup> limite bastante restritivo, exigindo, desta forma, um levantamento adequado das características do lixiviado bruto a ser tratado e, conseqüentemente adotando-se as melhores tecnologias para garantir um efluente tratado de qualidade adequada.

## NITRIFICAÇÃO

Para a oxidação completa do nitrogênio amoniacal, faz-se necessário o fornecimento de oxigênio dissolvido, usado para a respiração de bactérias quimioautótrofas, que consumirão a alcalinidade do efluente e utilizarão compostos inorgânicos como (CO<sub>2</sub>) como fonte de carbono.

Para converter 1 g de nitrogênio amoniacal é necessário 4,7 g de O<sub>2</sub> para transformar a nitrito, sendo 3,6 g para oxidar amônia em nitrito e 1,1 g para oxidar nitrito a nitrato (VON SPERLING, 1997). Na primeira etapa, bactérias do gênero *Nitrosomonas europaea*, *N. monocella* e *Nitrosococcus* oxidam amônia à nitrito, sendo essa reação denominada nitritação e no segundo estágio, bactérias do gênero *Nitrobacter winogradsky*, *Nitrocystis sp.*, *Nitrosococcus sp.*, *Nitrospira sp.* e *Nitrobacter agilis* convertem nitrito em nitrato, sendo denominada essa reação de nitratação (PEREIRA-RAMIREZ *et al.*, 2003).

Ultimamente tem havido um interesse crescente na nitrificação e na desnitrificação via nitrito, pois de

acordo com o balanço estequiométrico, o fornecimento de oxigênio dissolvido para as bactérias autotróficas converterem amônia à nitrito é menor, assim como a quantidade de matéria orgânica doadora de elétrons para a desnitrificação (QUEIROZ *et al.*, 2011; ZAFARZADEH *et al.*, 2011).

Vários fatores poderão afetar a nitrificação, acumulando nitrito no sistema nitrificante. Dentre estes, o pH, temperatura e oxigênio dissolvido são algumas causas de acúmulo de nitrito. O pH menor que 6,0 inibe as bactérias nitrificantes (CAMPOS *et al.*, 2007). Por sua vez, a temperatura acima de 20°C afeta a reação de nitratação, por tornar a reação mais lenta, e como consequência, acumular nitrito no reator. Para otimizar a ação das bactérias do gênero *Nitrobacter*, o oxigênio dissolvido presente no reator deve também estar numa concentração próxima de 2,0 mg.L<sup>-1</sup>, por outro lado uma concentração menor pode também favorecer o acúmulo de nitrito. Outro fator que pode influenciar a oxidação é a presença de amônia. Em concentração entre 0,1 – 1,0 mg.L<sup>-1</sup> ocorre a inibição das *Nitrosomonas*, e em concentração entre 10 – 150 mg.L<sup>-1</sup> ocorre a inibição das *Nitrobacter*.

## DESNITRIFICAÇÃO

Para ocorrer a desnitrificação completa dos compostos nitrogenados oxidados, deve existir uma quantidade suficiente de carbono orgânico para alimentar o meio biótico que operará em condições anóxicas. Os nitratos e/ou nitritos originados durante a etapa de nitrificação são convertidos à nitrogênio gasoso (N<sub>2</sub>) com o substrato orgânico como elétron aceptor. A redução de formas oxidadas de nitrogênio poderá ser realizada pela ação das *Pseudomonas fluorescens*, *Pseudomonas denitrificans*, *denitrificans* *Paracoccus*

e *Micrococcus denitrificans*, dentre outras bactérias (ESTUARDO *et al.*, 2008).

A desnitrificação é afetada por mudanças no pH, oxigênio dissolvido e substâncias inibidoras. Além disso, a eficiência da desnitrificação é também influenciada pela concentração de matéria orgânica biodegradável e pela temperatura do reator.

É importante mencionar que durante a exploração do aterro sanitário, a razão C/N diminui, ocorrendo menor disponibilidade de matéria orgânica facilmente degradável, afetando dessa maneira a eficiência da desnitrificação (KLIMIUK; KULIKOWSKA, 2006). Na indisponibilidade natural de realizar a completa desnitrificação dos nitritos e nitratos originados na etapa aeróbia, existe a possibilidade de adicionar fontes de carbono externas para as bactérias (CARRERA, VICENT, LAFUENTE, 2003).

A escolha da fonte externa de carbono é um item essencial para o projeto de instalações que tratam efluentes dessa natureza, porque ela influencia a eficiência da desnitrificação, sendo este processo mais eficiente utilizando-se fontes de carbono facilmente degradáveis (MARCHETTO *et al.*, 2003).

## OBJETIVOS

O presente trabalho objetivou avaliar a capacidade de desnitrificação de um lixiviado de aterro sanitário antigo como fonte de carbono para a desnitrificação do nitrito originado na nitrificação biológica. Do mesmo modo, a caracterização do lixiviado de aterro sanitário foi aplicada para comparar com outros estudos que avaliaram lixiviados de aterros sanitários antigos.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Caracterização do Lixiviado de Aterro Sanitário em Estudo

O lixiviado bruto foi coletado de um aterro sanitário antigo localizado na vertente Atlântica catarinense. Dentre as técnicas aplicadas para o tratamento do lixiviado no local, tem-se a nitrificação com pré-desnitrificação. O lixiviado bruto foi caracterizado em triplicata para os seguintes parâmetros: alcalinidade total, DBO<sub>5</sub>, DQO, pH e nitrogênio nas formas de nitrato, nitrito, amoniacal e total. Os procedimentos adotados são baseados no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (2005). As análises colorimétricas foram realizadas em espectrofotômetro, marca: Hach, modelo: DR 2800. A análise potenciométrica de pH foi realizada com auxílio de um pHmetro, marca: Alfakit, modelo: AT 310. Os resultados das análises foram utilizados para comparar com outros estudos

realizados com lixiviados de aterros sanitários antigos.

### Desnitrificação em Escala Laboratorial

Primeiramente, o inoculo foi coletado do reator nitrificante da estação de tratamento do lixiviado em estudo e aclimatado com lixiviado bruto por um período de quatro dias com adição progressiva do lixiviado na proporção de 0 a 0,33 L lixiviado.L<sup>-1</sup> inoculo. Em seguida, foram realizados ensaios de desnitrificação em escala laboratorial em um reator em batelada sequencial (RBS) de polipropileno e volume útil de 2L, com ciclos de três repetições (Figura 1).

Cada ciclo de desnitrificação consistiu das seguintes fases: alimentação (0,25 h) com adição de lixiviado bruto ao reator contendo o lodo biológico aclimatado, reação anóxica (4,33 h), sedimentação (1 h) e descarte (0,25 h), mesmo procedimento adotado por Butkovskyi (2009). Antes da fase de reação



Figura 1: Aparato experimental utilizado para os ensaios de desnitrificação.

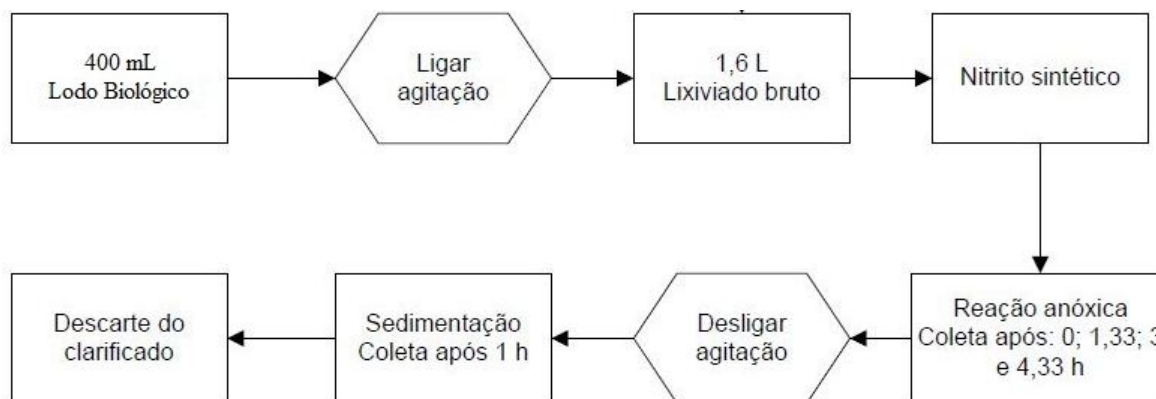


Figura 2: Operação do reator em batelada sequencial em escala laboratorial

anóxica adicionou-se 1000 mg/L de nitrito (nitrito de sódio) para padronizar a concentração de nitrogênio na forma de nitrito a ser desnitrificada (Figura 2). Durante a fase anóxica, a agitação do lodo biológico foi controlada em 40 rpm, para que o mesmo se mantivesse em suspensão em contato com o substrato (lixiviado).

Os parâmetros alcalinidade total, pH, temperatura, DQO, nitrato, nitrito e sólidos suspensos voláteis foram analisados para avaliar a desnitrificação do nitrito, conforme a frequência demonstrada na Tabela 1.

As amostras foram coletadas pelo método de amostragem simples e acondicionadas sob refrigeração a 4 °C como método de preservação. Para os parâmetros analisados 2 vezes por semana, optou-se por coletar as amostras do primeiro ciclo experimental e do quarto ciclo experimental. DQO, nitrito e nitrato foram analisados após 0; 1,33; 3 e 4,33 h de reação anóxica para avaliar a velocidade de desnitrificação. Para a análise de SSV coletaram-se amostras no início dos ciclos experimentais e após a finalização da fase anóxica no quarto ciclo experimental, sendo estes dados utilizados para cálculo do índice volumétrico de lodo. Amostras também foram coletadas após o período de sedimentação para todos os parâmetros analisados.

Tabela 1: Frequência de análise dos parâmetros utilizados para análise da desnitrificação de nitrito.

PARÂMETRO	FREQUÊNCIA
Alcalinidade total	Diária
pH	Diária
DQO	Duas vezes por semana
Nitrato	Duas vezes por semana
Nitrito	Duas vezes por semana
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	Duas vezes por semana

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Caracterização do Lixiviado Bruto em Estudo

O lixiviado bruto coletado apresentou características lixiviado de aterro sanitário antigo (Tabela 2). O conteúdo de matéria orgânica biodegradável foi baixo ( $DBO_5 = 188,4 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e com valor muito próximo ao encontrado por Lee, Nikraz e Hung (2010) que estudaram lixiviados de aterros sanitários antigos. A DQO encontrada ( $4005 \text{ mg.L}^{-1}$ ) encontrou-se sob uma concentração próxima a descrita como característica de lixiviados de baixa biodegradabilidade (WILLIAMS, 2006). A baixa razão  $DBO_5/DQO$  e pH elevado foram consistentes com estudos realizados por Tengruí et al. (2007) e Martins, Castilhos Junior e Costa (2010). A fração principal de nitrogênio total encontrado está na forma de nitrogênio amoniacal (77%), sendo

esta espécie química responsável pela concentração de  $DBO_5$  necessária para a completa desnitrificação.

### Desnitrificação com Lixiviado Bruto como fonte de Carbono ( $DBO_5/N\text{-}NO_x = 0,37$ e tempo total de fase anóxica de 4,33 H)

A razão  $DBO_5/N\text{-}NO_x$  obtida para desnitrificação foi de 0,37. Os resultados dos experimentos de desnitrificação baseados em quatro ciclos operacionais em RBS são os que seguem. O pH inicial dos ensaios desnitrificantes mostrou-se bem similar (8,1 a 8,2). A variação do pH apresentou-se significativa apenas no terceiro ciclo experimental. Observou-se aumento do pH na primeira hora anóxica, ocorrendo posteriormente, uma redução do pH de 8,27 para 7,89. Essa redução pode ter ocorrido devido a oxidação do amônio presente no lixiviado bruto, que

Tabela 2: Caracterização do lixiviado bruto

Parâmetro	Concentração média	Desvio padrão
Alcalinidade total	9470 mg.L <sup>-1</sup>	± 611
DBO <sub>5,20</sub> O <sub>c</sub>	188,4 mg.L <sup>-1</sup>	± 274,2
DQO	4005 mg.L <sup>-1</sup>	± 59
DBO <sub>5</sub> /DQO	0,05	
Nitrogênio amoniacal	2940 mg.L <sup>-1</sup>	± 145
Nitrogênio na forma de nitrato	22,4 mg.L <sup>-1</sup>	± 14,1
Nitrogênio na forma de nitrito	2,5 mg.L <sup>-1</sup>	± 2,3
Nitrogênio total	3783 mg.L <sup>-1</sup>	± 284
pH	9,0	± 0,1

destrói a alcalinidade, formando ácido carbônico. Por sua vez, durante a sedimentação do lodo, ocorreu um novo aumento do pH de 7,89 para 8,18.

O aumento da alcalinidade devido à desnitrificação foi observado somente no Ciclo I (4 %) na primeira hora anóxica. Por sua vez, a maior redução de alcalinidade ocorreu após 4,33 h de fase anóxica no Ciclo I (26 %), sendo este resultado possivelmente explicado pela oxidação de nitrogênio amoniacal sob concentrações limitadas de oxigênio dissolvido. O maior consumo de DQO ocorreu durante a fase de sedimentação no primeiro ciclo experimental com consumo de 1532 mg.L<sup>-1</sup> de DQO correspondendo a uma eficiência de remoção de 34 % (Figura 3). Em outro estudo avaliando a desnitrificação de nitrito com lixiviado de aterro sanitário antigo operado em RBS, Spagni, Marsili-Libbali e Lavagnolo (2008) obtiveram como resultado uma redução de DQO na faixa de 30 a 40 %. Já no quarto ciclo experimental, observou-se um consumo gradual de DQO ao longo do estágio anóxico e na fase de sedimentação. A DQO remanescente deve-se a presença de compostos recalcitrantes típicos de aterros sanitários antigos. Após adição do nitrito sintético observou-se que grande porção do reagente converteu-se a nitrato, um resultado inesperado que pode ter ocorrido pela oxidação do reagente devido a seu comportamento higroscópico. A

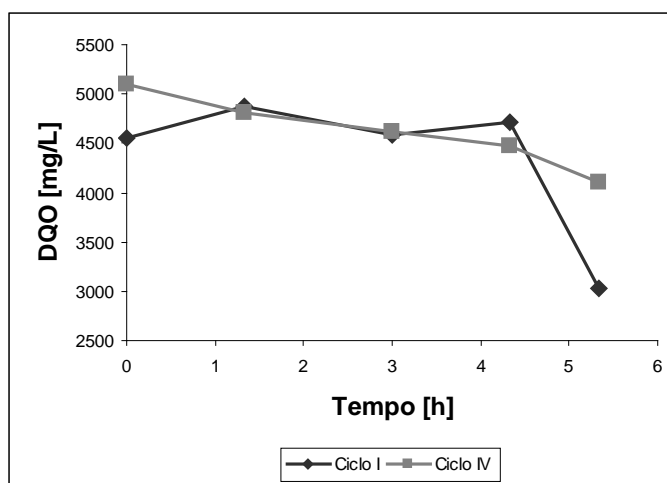


Figura 3: Consumo de DQO durante os ensaios desnitrificantes

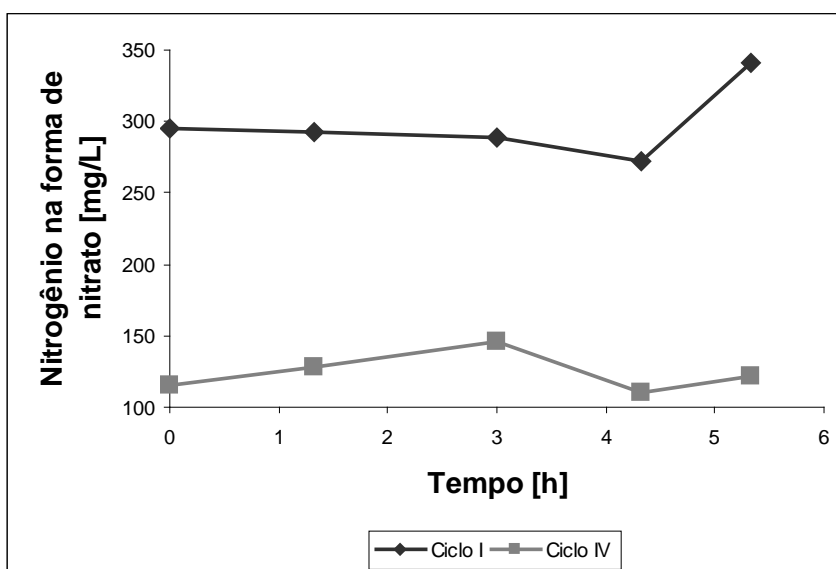


Figura 4: Variação da concentração de nitrogênio na forma de nitrato durante os ensaios desnitrificantes.

média de concentração de  $N\text{-NO}_2^-$  e  $N\text{-NO}_3^-$  a ser reduzida no reator anóxico foi de  $667 \text{ mg.L}^{-1}$ . Em relação a remoção de nitrato, observou-se diminuição da concentração entre 3 e 4,33 h de reação anóxica nos Ciclos I e IV, com posterior aumento de concentração durante a fase de sedimentação biológica (Figura 4).

Uma hipótese que poderia explicar a concentração de  $N\text{-NO}_3^-$  durante a fase de sedimentação superar a concentração inicial nos ciclos I e IV é a oxidação anaeróbica de amônia, processo conhecido como Annamox. No processo Annamox, microorganismos utilizam nitrito e/ou nitrato como elétron aceptor para oxidar o nitrogênio amoniacal (AHN, 2006).

Em relação a redução na concentração de  $N\text{-NO}_2^-$  observou o mesmo comportamento obtido nas análises de  $N\text{-NO}_3^-$ . No Ciclo I ocorre redução da concentração de nitrito na primeira hora anóxica com posterior aumento da concentração. No Ciclo IV observou-se diminuição da concentração de nitrito entre 3 e 4,33 h de fase anóxica, ocorrendo novamente aumento da concentração durante a sedimentação, superando a concentração de nitrito do estado inicial (Figura 5). A eficiência de redução de nitrito no reator correspondeu a 5 e 12 % nos Ciclos I e IV, respectivamente. O aumento da concentração de nitrito observada possivelmente deve-se ao processo Annamox, mesma explicação exposta anteriormente para o aumento de nitrato.

A desnitrificação pôde ser observada após 1,33 h de fase anóxica no ciclo I e após 4,33 h de fase anóxica no ciclo IV. No ciclo IV,  $38,5 \text{ mg.L}^{-1}$  de  $N\text{-NO}_x$  foram reduzidos, mas com aumento de concentração das formas nitrogenadas oxidadas ( $N\text{-NO}_2^-$  e  $N\text{-NO}_3^-$ ) durante a sedimentação (Figura 6). A taxa específica de desnitrificação foi de  $0,07 \text{ Kg nitrito.Kg}^{-1} \text{ SSV} \cdot \text{d}$  após 4,33 h de fase anóxica no

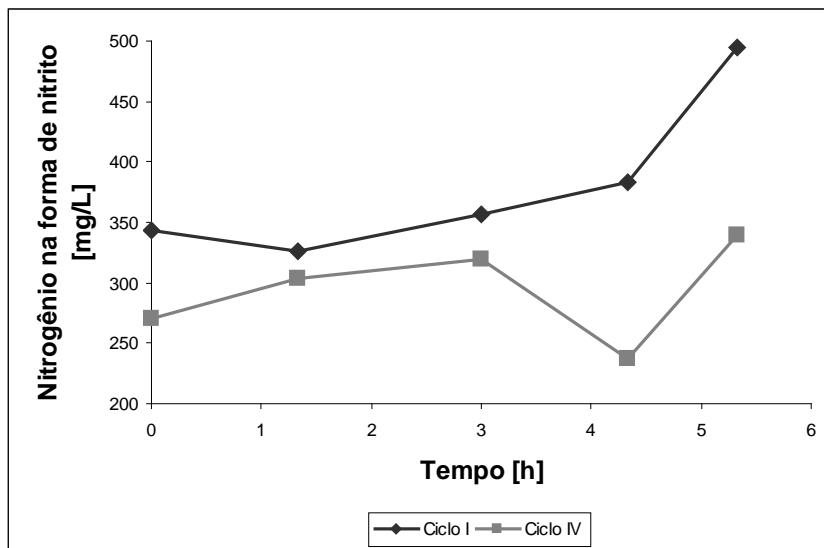


Figura 5: Variação da concentração de nitrogênio na forma de nitrito durante os ensaios desnitrificantes.

ciclo IV. Como o lixiviado bruto não foi capaz de desnitrificar totalmente o nitrito e o nitrato presentes no reator, indica-se a adição de fontes externas de carbono biodisponíveis como metanol, etanol, glicose, acetato e melão de cana, de modo a ampliar a reação de desnitrificação. Spagni e Marsili-Libelli (2008) conseguiram remover 95% do nitrito presente no reator, pela adição de acetato. Quan

et. al (2005) verificaram que a utilização de melão hidrolisado proporcionou maiores índices de desnitrificação ( $91,6 \pm 1,6 \%$ ) comparado ao uso do metanol ( $85,3 \pm 2,0 \%$ ). Kulikowska e Klimiuk (2004) por sua vez avaliaram a utilização de metanol como fonte de carbono, e verificaram a desnitrificação máxima aplicando-se uma dosagem de metanol de  $5,4 \text{ mg DQO.mg}^{-1} \text{ N}_{\text{NO}_3^-}$ .

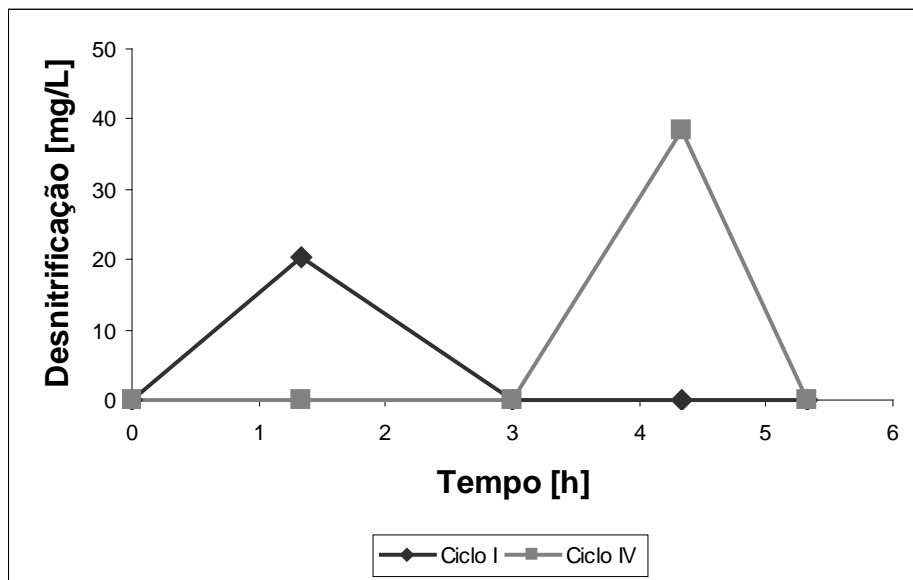


Figura 6: Desnitrificação de nitrogênio na forma de nitrato e nitrito.

Diante do exposto, a avaliação da fonte de carbono de maior disponibilidade aos micro-organismos através de ensaios de bancada se mostra como importante ferramenta na busca de soluções que visem aumentar ao máximo a desnitrificação, e desta maneira, proporcionar um efluente tratado de melhor qualidade.

Em relação aos sólidos suspensos voláteis (SSV), o sistema apresentou perda de biomassa após o quarto ciclo experimental (12%), reduzindo de 3055 mg.L<sup>-1</sup> de biomassa inicial para 2675 mg.L<sup>-1</sup>. Quanto ao índice volumétrico de lodo (IVL), o lodo apresentou boa decantabilidade e adensamento, com o lodo biológico ocupando um volume de 53,5 mL.g<sup>-1</sup> SSV após o quarto ciclo experimental.

## CONCLUSÕES

A DBO do lixiviado bruto não foi capaz de desnitrificar completamente as formas nitrogenadas oxidadas presentes no reator em estudo. Uma fonte de carbono externa é necessária para aumentar a eficiência da desnitrificação.

Após os ensaios experimentais, observou-se concentração elevada de DQO remanescente, devido a compostos recalcitrantes presentes em lixiviados de aterros sanitários antigos.

A redução das formas nitrogenadas (N-NO<sub>2</sub> e N-NO<sub>3</sub>) não foi eficiente, devido a baixa razão C/N do efluente bruto, além do sistema sofrer a própria oxidação do nitrogênio amoniacal proveniente do efluente bruto, dadas as concentrações de nitrito e nitrato na fase de sedimentação superarem a concentração inicial dos ensaios experimentais. Os resultados observados de redução de pH e alcalinidade total também poderiam ser explicados pela ocorrência do

processo Annamox no RBS. Análises de variação da concentração de nitrogênio amoniacal são necessárias para confirmar essa hipótese.

A taxa específica de desnitrificação nos ensaios sem adição de melão de cana foi de 0,07 Kg nitrito. Kg<sup>-1</sup> SSV\*d.

O sistema apresentou perda de biomassa e bom adensamento do lodo biológico.

Fontes externas de carbono devem ser avaliadas, como forma de otimizar a desnitrificação via nitrito e via nitrato, como forma de minimizar impactos ambientais pelo excesso de nutrientes.

## AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer a CAPES pelo suporte financeiro, a Proactiva Meio Ambiente Brasil pelo oferecimento da estrutura e apoio financeiro e a FURB (Fundação Universidade Regional de Blumenau) pelo suporte técnico prestado.

## REFERÊNCIAS

AHN, Y. – H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochemistry*, v. 41, p. 1709–1721, 2006.

APHA, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Ed: Port City Press, Baltimore, EUA, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – Procedimentos: NBR 8419. São Paulo. 13 p., 1984.

BARBOSA, R. M. O chorume dos depósitos de resíduos urbanos: Composição, Evolução, Diluição, Extensão, Processos, Poluição e Atenuação. *Revista Brasileira de Tecnologia*, v. 14, p. 111-125, 1999.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA n° 430, de 13 de maio de 2011.

Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA.

BUTKOVSKIY, A. Leachate treatment at Filborna Landfill with focus on nitrogen removal. Dissertação de mestrado, Departamento de Engenharia Química, Universidade de Lund, Suécia, 2009.

CAMPOS, J. L.; GARRIDO, J. M.; MOSQUERA-CORRAL, A.; MÉNDEZ, R. Stability of a nitrifying activated sludge reactor. *Biochemical Engineering Journal*, v. 35, p. 87–92, 2007.

CARNEIRO, R. M. A.; TAKAYANAGUI, A. M. M.; NERY, A. A.; BARBOSA, A. L. M. Experiências municipais sobre resíduos perigosos: avaliação, percepção e comunicação de riscos. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 2, p. 5-13, 2004.

CARRERA, J.; VICENT, T.; LAFUENTE, F. J. Influence of temperature on denitrification of an industrial high-strength nitrogen wastewater in a two-sludge system. *Water SA*, v. 29, n. 1, 2003.

DEL BORGHI, A.; BINAGHI, L.; CONVERTI, A.; DEL BORGHI, M. Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by activated sludge. *Chem. Biochem. Eng. Q.*, v. 17, n. 4, p. 277–283, 2003.

ESTUARDO, C.; MARTÍ, M. C.; HUILIÑIR, C.; LILLO, E. A.; VON BENNEWITZ, M. R. Improvement of nitrate and nitrite reduction rates prediction. *Electronic Journal of*

- Biotechnology, v. 11, n. 3, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile, 2003.
- GOMES, L. P. In: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
- GUERRA, A. F.; VIDAL, C. M. S.; SOUZA, J. B. Proposta de melhoria de aterro de resíduos sólidos urbanos para um pequeno município. Rev. Acad., Ciência Agrária e Ambiental, v. 8, n. 2, p. 191-203, 2010.
- KLIMIUK, E; KULIKOWSKA, D. The influence of hydraulic retention time and sludge age on kinetics of nitrogen removal from leachate in SBR. Polish J. Environ. Stud. v. 15, n. 2, p. 283–289, 2006.
- KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. Removal of Organics and Nitrogen from Municipal Landfill Leachate in Two-Stage SBR Reactors. Polish Journal of Environmental Studies, v. 13, n. 4, p. 389 – 396, 2004.
- LANGE, L. C.; ALVES, J. F.; AMARAL, M. C. S.; MELO JÚNIOR, W. R. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de Fenton. Eng. Sanit. Amb., v. II, n. 2, p. 175-183, 2006.
- LEE, H. L.; NIKRAZ, H.; HUNG, Y. T. Influence of waste age on landfill leachate quality. International Journal of Environmental Science and Development, v. 1, n. 4, out. 2010.
- MARCHETTO, M.; GIANOTTI, E. P.; CAMPOS, J. R.; PIRES, R. C.; MORAES, E. M. Estimate of denitrifying microbiota in tertiary sewage treatment and kinetics of the denitrification process using different sources of carbon. Brazilian Journal of Microbiology, v. 34, p. 104–110, 2003.
- MARTINS, C. L.; CASTILHOS JUNIOR, A. B.; COSTA, R. H. R. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. Eng. Sanit. Ambient., v. 15, n. 4, p. 401–410, 2010.
- PEIXOTO, A. L. C.; IZÁRIO FILHO, H. J. Statistical evaluation of mature landfill leachate treatment by homogeneous catalytic ozonation. Brazilian Journal of Chemical Engineering, v. 27, n. 04, p. 531 – 537, 2010.
- PEREIRA-RAMIREZ, O.; ANTUNES, R. M.; QUADRO, M. S.; KOETZ, P. R. Remoção da DQO e nitrificação em reator biológico aerado no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura. Revista Brasileira de Agrociência, v. 9, n. 3, p. 279–286, 2003.
- QUAN, Z.-X.; JIN, Y.-S.; YIN, C.-R.; LEE, J. J.; LEE, S.-T. Hydrolyzed molasses as an external carbon source in biological nitrogen removal. Abstract, Bioresource Technology, v. 96, n. 15, p. 1690-1695, out 2005.
- QUEIROZ, L. M.; AUN, M. V.; MORITA, D. M.; ALEM SOBRINHO, P. Biological nitrogen removal over nitritation/denitritation using phenol as carbon source. Brazilian Journal of Chemical Engineering, v. 28, n. 02, p. 197–207, 2011.
- SPAGNI, A.; MARSILI-LIBELLI, S.; LAVAGNOLO, M. C. Optimisation of sanitary landfill leachate treatment in a sequencing batch reactor. Water Science & Technology, 58.2, 2008.
- TENGRUI, L.; AL-HARBAWI, A. F.; BO, L. M.; JUN, Z.; LONG, X. Y. Characteristics of Nitrogen Removal from Old Landfill Leachate by Sequencing Batch Biofilm Reactor. American Journal of Applied Sciences, v. 4, n. 4, p. 211–214, 2007.
- VON SPERLING, M. In: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Lodos Ativados. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, v. 4, 1997.
- VON SPERLING, M.; NETO, C. O. A.; VOLSCHAN JÚNIOR, I.; FLORÊNCIO, L. Impacto dos nutrientes do esgoto lançado em corpos de água. In: MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. (COORDENADORES). Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
- WILLIAMS, P. T. In: Waste Treatment and Disposal. England: 2 ed., 2006.
- ZAFARZADEH, A.; BINA, B.; NIKAEEN, M.; ATTAR, H. M.; KHIADANI, M. H. Effect of dissolved oxygen and chemical oxygen demand to nitrogen ratios on the partial nitrification/denitrification process in moving bed biofilm reactors. Iranian Journal of Biotechnology, v. 9, n. 3, 2011.

Recebido em: jun/2012

Aprovado em: dez/2013

# Sub-bacia hidrográfica do córrego das Pitas – Mato Grosso: diferentes olhares da população araputanguense

## Hydrographic sub-basin of the Pitas creek – Mato Grosso: Araputanga population viewpoints

### RESUMO

O estudo teve como objetivo, conhecer os diferentes olhares da população de Araputanga – Mato Grosso sobre o córrego das Pitas como subsídio para educação ambiental. Os procedimentos metodológicos adotados foram: aplicação de questionários com perguntas abertas e fechadas; o tratamento das respostas foi analisado de acordo com a faixa etária, para comparar as opiniões das pessoas de diferentes idades, se houve analogia entre si, e perceber qual o grau de afetividade ou não com o córrego das Pitas. A maioria indicou a água do córrego como essencial para vida e que por meio desta unidade natural poderiam tecer novas comunicações e desfrutar deste recurso hídrico.

**PALAVRAS-CHAVE:** Cidade de Araputanga, Córrego das Pitas, População Araputanguense, Educação Ambiental.

### SUMMARY

This study was conducted to identify the Araputanga population's viewpoints on the Pitas creek as subsidy to the environmental education. The following methodological procedures were adopted: questionnaire applications with open and closed questions; the answer treatment was analyzed according to the age range, in order to compare the opinions of the peoples at different ages. The most of them indicated the creek water to be essential to life, besides the possibility for new communications and the usufruct of this water resource.

**KEYWORDS:** Araputanga County, Pitas Creek, Araputanguense Population, Environmental Education.

**Leila Nalis Paiva da Silva Andrade**

Profª Departamento de Geografia  
Universidade do Estado de Mato Grosso  
Cáceres, MT, Brasil  
leilanaliss@hotmail.com

**Célia Alves de Souza**

Profª Departamento de Geografia  
e do Programa de Pós Graduação  
Mestrado em Ciências Ambientais  
- Universidade do Estado de Mato Grosso  
Cáceres, MT, Brasil  
celiaalvesgeo@globocom

**Gustavo Roberto dos Santos**

**Leandro**  
Mestrando pelo Programa de Pós-  
Graduação em Geografia  
Universidade Federal Fluminense  
- UFF  
Niterói, RJ, Brasil  
gustavogeociencias@hotmail.com



## INTRODUÇÃO

Ao educador ambiental cabe investigar como a comunidade se relaciona com o recurso hídrico e, conseqüentemente, identificar os obstáculos existentes, para que se possa então, programar práticas sócio-educativas na concepção de investigação-ação educacional (BERLINCK *et al.*, 2003).

Conforme Jacobi (2004), nestes tempos em que a informação assume um papel cada vez mais relevante, a educação para a cidadania representa a possibilidade de motivar e sensibilizar as pessoas para transformar as diversas formas de participação na defesa da qualidade de vida. Nesse sentido cabe destacar que a educação ambiental assume cada vez mais uma função transformadora, onde a co-responsabilização dos indivíduos torna-se um objetivo essencial para promover um novo tipo de desenvolvimento – o desenvolvimento sustentável. O autor destaca ainda que, o educador tem a função de mediador na construção de referenciais ambientais e deve saber usá-los como instrumentos para o desenvolvimento de uma prática social centrada no conceito da natureza.

Percepção concebe tanto a resposta dada pelos nossos órgãos do sentido aos estímulos externos, como também a atividade

proposital, na qual registramos certos fenômenos com clareza, enquanto ignoramos outros, permitindo que estes “retrocedam para a sombra” (TUAN, 1983).

Por possuírem órgãos de sentido similares, todos os seres humanos compartilham percepções comuns, tendo então, um mundo em comum, do ponto de vista fisiológico. Porém, a percepção de cada um se difere diante de uma mesma paisagem, por exemplo. Isto porque, o que cada pessoa seleciona para ver depende muito de sua história de vida e bagagem cultural (LUDKE & ANDRÉ, 1986).

Fatores como aptidões, predileções, formação pessoal e grupo social a que pertence fazem com que uma pessoa se concentre em determinados aspectos da realidade, desviando-se de outros. Considera-se ainda, que “as percepções estão impregnadas de lembranças” (BOSI, 1994).

A partir da percepção ambiental dos atores sociais, definidos por Nascimento e Drummond (2001) como indivíduos, grupos, organizações ou Estados, que tem identidade própria, reconhecimento social e capacidade de modificar seu contexto, não esquecendo de que estes são movidos por interesses, valores e percepções que são próprias de cada um, procurou-se discutir como cada indivíduo observa, pensa e atua. Assim é possível propor e efetuar um planejamento

participativo com o poder público, os representantes sociais e a comunidade, pois cada um contribui com sua experiência acumulada de visão de mundo e de suas expectativas afloram contradições, o que, facilita a compreensão e a atuação integral e integrada da realidade vivenciada (GUIMARÃES, 1995).

O estudo teve como objetivo conhecer os diferentes olhares, os indicadores e as possíveis sugestões da população da cidade de Araputanga – Mato Grosso, para recuperar e associar práticas de educação ambiental na sub-bacia hidrográfica do córrego das Pitas.

## METODOLOGIA

A escolha da sub-bacia hidrográfica do córrego das Pitas justifica-se por dois motivos: a participação no projeto de pesquisa “Bacia hidrográfica do rio Jauru: estudos das alterações nos canais fluviais, decorrentes da intensificação do uso do solo” e a sua importância enquanto recurso hídrico, sendo o córrego das Pitas um dos principais afluentes da margem esquerda do rio Jauru.

Os dados populacionais do município de Araputanga foram adquiridos junto ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2007) onde constam 15.335 habitantes, sendo que deste total, 14.256 habitantes residem na zona urbana distribuídos nos 11 bairros da cidade (Tabela 1).

Tabela 1 - Dados da População da cidade de Araputanga – Mato Grosso

BAIRRO	Residências	População	Questionários Aplicados
Centro*	344	1.376	10
Cidade Alta	251	1.004	07
Jardim do Brás	382	1.528	11
Jardim Eldorado	241	964	07
Jardim Primavera	404	1.616	12
Jardim São Luiz	195	780	06
Santo Antônio	425	1.700	12
São Francisco	186	744	05
São Sebastião*	726	2.904	21
Sato*	109	436	03
Vila Manati	301	1.204	09

\* Bairros próximos ao córrego das Pitas

## Aplicação dos Questionários

Para realização da presente pesquisa, foram aplicados questionários semi-estruturados, com perguntas abertas e fechadas. Para aplicação dos questionários, escolheu-se a população de Araputanga – Mato Grosso por ser esta cidade a única que contém o perímetro urbano inserido na sub-bacia hidrográfica do córrego das Pitas.

Optou-se por aplicar os questionários a apenas moradores com mais de 18 anos, pois, se subentende que, os mesmos tenham maior conhecimento da importância da água para o consumo e dos impactos ambientais nas bacias hidrográficas, gerados devido ao desenvolvimento sócio-espacial de forma desordenada.

Os questionários foram divididos em três partes, sendo a primeira a caracterização dos entrevistados (sexo, idade, tempo de residência e nível de instrução); a segunda, o conhecimento dos mesmos sobre bacia hidrográfica, mananciais, mata ciliar, corpo d' água local e água para abastecimento da cidade e; a terceira parte abordou as propostas dos entrevistados para recuperação do córrego das Pitas.

Para o dimensionamento da amostra utilizou-se da fórmula apresentada por Steveson (1981):

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

Onde:

n = tamanho da amostra;

$\sigma^2$  = nível de confiança escolhido, expresso em número de desvio padrão;

p = porcentagem com a qual o fenômeno será verificado;

q = porcentagem complementar;

N = tamanho da população;

$e^2$  = erro máximo permitido.

Das questões elaboradas deu-se ênfase a questão de número 24, que indagou os entrevistados a

opinar sobre o que poderia ser feito para recuperar o córrego das Pitas. Para tanto se utilizou o disco de respostas (Figura 1) para não influenciar a opinião dos mesmos, uma vez que, geralmente, as pessoas tendem a responder à primeira ou a última opção fornecida. Foram disponibilizadas sete opções diretas e uma onde eles poderiam sugerir novas propostas para contemplar a discussão. Para tabulação das respostas fechadas que permitiram apenas uma opção foi considerado o nível de confiança de 95% com erro amostral de 4,5% e para aquelas com mais de uma opção, utilizou-se da quantidade absoluta, portanto a soma de algumas questões pode ultrapassar os 100%.

Durante a aplicação dos questionários, além da divisão por bairro, considerou-se apenas um morador por domicílio, independentemente da quantidade de residentes neste. Buscou-se ainda aplicar questionários de forma que abrangesse todo o bairro, empregando para isto, o método de amostragem sistemática, que “consiste na escolha aleatória da primeira unidade amostral e seleção das unidades subsequentes através de um intervalo uniforme, constante e pré-estabelecido” (GERARDI e

SILVA, 1981), ou seja, aplicaram-se questionários proporcionais ao número de residências em cada bairro. Os mesmos foram aplicados nas residências entre os dias 05 a 09 de maio de 2008.

## Entrevistas

Para realização das entrevistas foram selecionadas pessoas que residiam a mais tempo próximo às margens do córrego das Pitas, com intuito de perceber a relação desses moradores com o recurso hídrico.

Foram realizadas onze entrevistas com perguntas referentes à cultura e o saber da população em relação ao córrego. A seleção dos moradores foi por meio de indicação, onde, ao iniciar as entrevistas, cada entrevistado indicou o próximo morador a ser entrevistado. Os resultados estão apresentados na forma de gráficos, relatos, tabelas e quadros.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Processo Histórico do Município de Araputanga

A ocupação espacial da região ocorreu em função do movimento de colonização

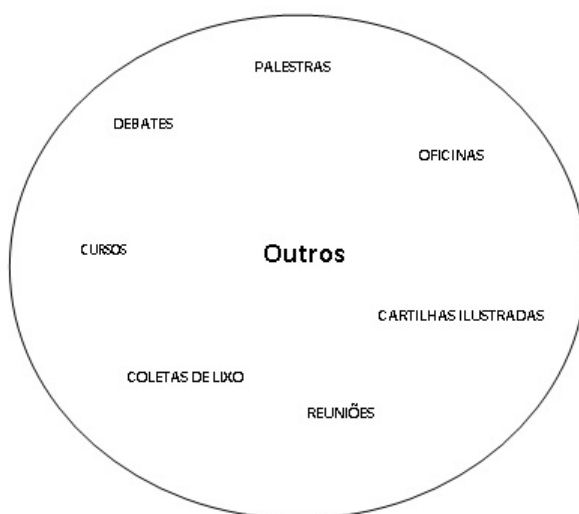


Figura 1 – Fonte de Informação para sugerir como recuperar o córrego das Pitas no município de Araputanga

Tabela 2 - Índice populacional dos anos de 1986, 2000, 2003 e 2007 do município de Araputanga

MUNICÍPIOS	POPULAÇÃO RURAL			POPULAÇÃO URBANA			POPULAÇÃO TOTAL
	1986	2000	2003	1986	2000	2003	2007
<b>Araputanga</b>	9.323	3.184	5.795	4.045	9.943	13.989	15.335

\* População total em 2003

Fonte: SEPLAN (2006), IBGE (2008)

promovido pelos governos Federal e Estadual no início da década de 1940, com a criação do Departamento de terra e a Comissão de Planejamento e Produção (CPP). O governo estadual vendia a terra à colonizadora, por menor valor e em contrapartida teria que abrir estradas (MORENO e HIGA, 1993).

Na década de 1950, houve grandes incentivos aos programas de colonização pelo governo de Mato Grosso. Colonos vindos principalmente do Estado de São Paulo chegaram à região no início da década de sessenta, à procura de terras e madeira de lei, em abundância na região, mais notadamente o mogno e a cerejeira, cujo extrativismo dava lucro imediato suavizando a tomada de posse efetuada pelos intrépidos desbravadores (AVELINO, 1999).

Na década de 1950 em Araputanga houve tentativa de implantar um modelo de colonização por grupos coreanos e japoneses, na margem esquerda do córrego das Pitas. Entretanto, a criação do projeto não funcionou, outros assentamentos foram implantados com a finalidade de desenvolver a agricultura de subsistência.

O processo ocupação começou em áreas determinadas rurais, mas com a expansão de terras e a chegada de várias famílias deu-se início ao povoado de Araputanga em meados dos anos de 1950. Em 1977 foi criado o Distrito de Araputanga, ligado ao município de Cáceres. Em 14 de dezembro de 1979, o decreto lei n.º 4.153, que entrou em vigor em 31 de janeiro de 1981 criou o município de Araputanga.

O município de Araputanga corresponde a área total de 1.602,32 km<sup>2</sup> e encontra-se na sub-bacia do córrego das Pitas. Existem no referido município alguns povoados: Cachoeirinha, Farinópolis, Monterlândia e Nova Floresta, Cantão, Santa Maria, Batuleba, José Bueno, Rio Vermelho, Córrego Rico, Arapongas, Harmonia, Mata Preta, Santa Rosa e Jaime Pedrosa.

As nascentes principais do córrego das Pitas encontram-se no distrito de Mortelândia, no município de Araputanga que começou a ser povoado na década de 1970, pelos imigrantes de Goiás e São Paulo. Os colonos vieram por causa da madeira e da terra fértil que havia em abundância na região. As principais atividades econômicas estavam voltadas a cultura de arroz, milho, feijão e banana.

A população do município de Araputanga em 1986 era de 9.323 habitantes na zona rural, enquanto no mesmo ano no perímetro urbano o número era de 4.045 habitantes. No entanto, nos anos de 2000 e 2003 a concentração da população passou para o perímetro urbano com estimativa de 13.989 habitantes em 2003. Em 2007 a população total do município atinge 15.335 habitantes (Tabela 2).

### Distribuição Social Dos Entrevistados Na Cidade De Araputanga

Foram realizadas cento e três entrevistas com a população da zona urbana da cidade de Araputanga, onde as questões se classificam entre abertas e fechadas. Foi constatado durante a aplicação dos questionários diferenças entre o

sexo e idade. Houve predomínio de respostas de pessoas do sexo feminino devido à permanência das mulheres no período matutino e vespertino nos seus lares (Figura 2).

Em relação ao grau de escolaridade foram tabulados os dados de acordo com a idade. Na faixa etária entre 15-30 anos, quinze entrevistados concluíram o 2º grau completo, onze o 1º grau completo, quatro o 2º grau incompleto, três o superior incompleto, três o superior completo e um não escolarizado (Figura 3).

No que se refere às pessoas com idade entre 30-45 anos, onze possuíam 1º grau incompleto, quatro concluíram o 1º grau, sete concluíram o 2º grau, duas pessoas não eram escolarizadas, um entrevistado não possuía o ensino superior completo e um possuía pós-graduação.

A população com idade entre 45-60 anos, treze não concluiu o 1º grau, quatro terminaram o 2º grau, uma possuía o ensino superior, uma durante a pesquisa estava cursando o ensino superior e pós-graduação e três pessoas não foram escolarizadas.

Dentre os participantes com idade acima de 60 anos, a maioria não frequentou a escola, treze pessoas não foram escolarizadas e três não concluíram o 1º grau. Ao comparar os dados percebe-se que o maior número de pessoas não escolarizadas tem idade acima de 60 anos, a maior porcentagem de pessoas que não terminaram o 1º grau estavam entre aquelas com idade entre 45 e 60 anos. Na faixa etária de quinze a trinta anos, houve o maior índice de pessoas que

possuíam o ensino superior (Figura 3).

Ao analisar o tempo de residência, de acordo com a faixa etária, percebe-se que a maioria dos moradores, vinte e oito entrevistados, com idade entre 15-30 anos nasceu em Araputanga e sete tinha aproximadamente 15 anos de residência na cidade (Figura 4).

Dos entrevistados com idade entre 30-45 anos, dezessete tinha no máximo 15 anos de permanência na cidade, seis com 15 a 30 anos e três entre 30 a 45 anos de residência. O tempo de residência do grupo com idade entre 45 a 60 anos variou entre 15 a 45 anos. Na faixa etária acima de 60 anos, oito entrevistados tinha aproximadamente 15 anos na cidade, sete entre 15 a 30 anos e quatro pessoas moravam entre 30 a 45 anos em Araputanga. Os dados mostraram que as pessoas com idade entre 15 a 30 anos residem há mais tempo na cidade, pois algumas nasceram e moram até hoje na mesma localidade.

### Bacia Hidrográfica

Ao perguntar a população araputanguense se sabiam o que era uma bacia hidrográfica, quatorze pessoas com idade entre 15 a 30 anos responderam que sim e vinte e um disseram não conhecerem essa terminologia. A maioria das pessoas com idade entre 30 e 45 anos e acima de 60 anos disseram não saber o que é bacia hidrográfica e a minoria possuíam algum conhecimento (Figura 5). Foram utilizados termos de fácil compreensão para esclarecer o que seria uma bacia hidrográfica. No entanto, alguns se sentiram receosos a responder a questão.

Ao perguntar em qual bacia hidrográfica o município de Araputanga está inserido vinte e dois dos moradores com idade entre 15-30 anos responderam a do córrego das Pitas, um morador a do córrego Grande e quatorze moradores não responderam. Entre

os moradores com idade entre 30-45 anos, 16 responderam a do córrego das Pitas, um morador a do rio Juru, um a do córrego Grande e dez moradores não opinaram.

Dos entrevistados com idade entre 45-60 anos, dezessete

responderam a do córrego das Pitas, um a do córrego Grande, um a do Bugres, três indicaram o rio Juru e seis pessoas não responderam. Acima de 60 anos, oito pessoas disseram que é a do córrego das Pitas a bacia hidrográfica da cidade,

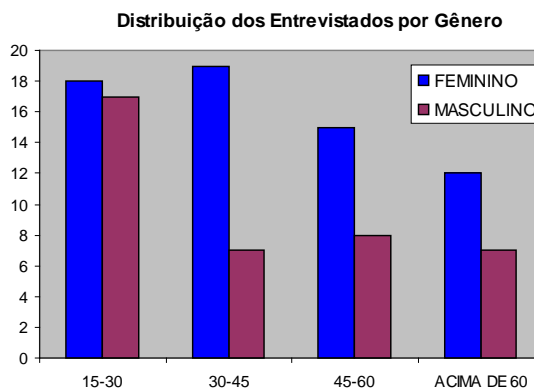


Figura 2 - Distribuição dos entrevistados e gênero feminino e masculino na cidade de Araputanga

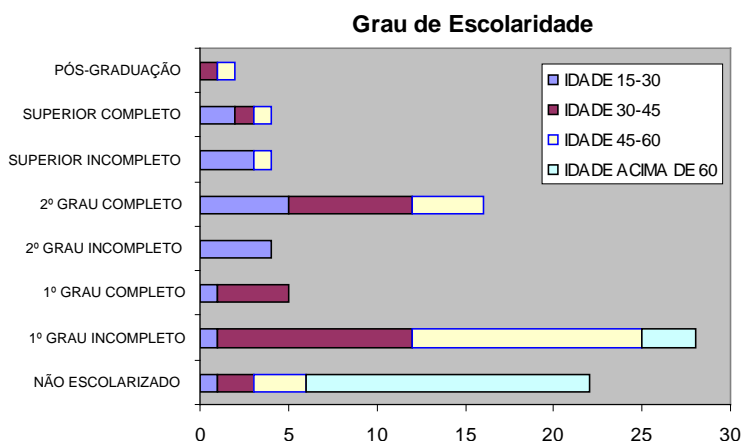


Figura 3 - Distribuição dos entrevistados pelo grau de escolaridade na cidade de Araputanga

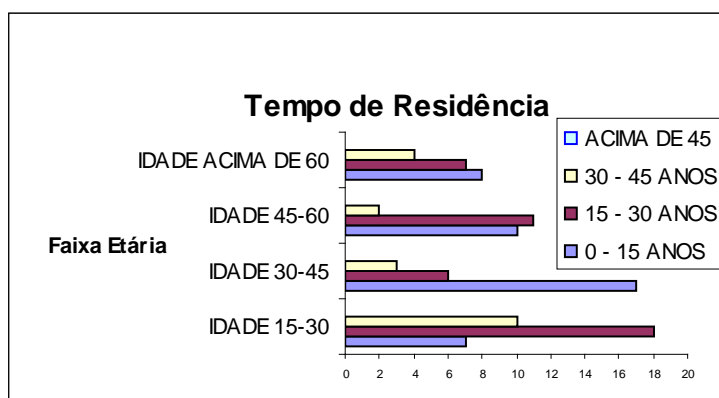


Figura 4 - Distribuição dos entrevistados pelo tempo de residência na cidade de Araputanga

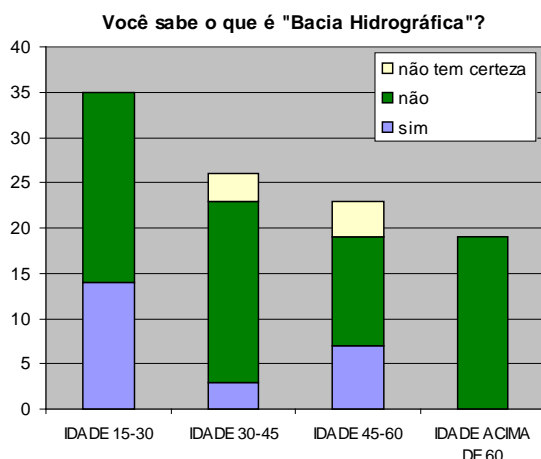


Figura 5 - Distribuição dos entrevistados para saber se conhecem o que é Bacia Hidrográfica

uma pessoa indicou a do rio Jauru, outra a do córrego Grande e Raizama, duas responderam a do córrego Água Clara e onze pessoas não opinaram.

### Mananciais

Com relação ao abastecimento da cidade, os moradores responderam que a principal fonte de água era o córrego das Pitãs. Da população com idade entre 15-30 anos, vinte e oito entrevistados disseram que conheciam a origem da água para o abastecimento urbano, duas desconheciam e cinco não tinham certeza.

Quanto às pessoas com idade entre 30-45 anos, dezoito sabiam de onde vinha a água e quatro pessoas não conheciam. Entre a população de 45-60 anos, dezessete pessoas tinham o conhecimento sobre a fonte de água para o abastecimento e três desconheciam sua origem (Figura 6).

Dos entrevistados com idade acima de 60 anos, dezesseis conheciam a origem da água que abastece a cidade e três desconheciam. Alguns entrevistados não sabiam a origem da água para o abastecimento da cidade por que possuíam poços artesanais em suas casas.

Ao abordar o cenário de qualidade das áreas de mananciais para o abastecimento da cidade trinta pessoas com idade entre 15-

30 anos disseram que essas áreas precisam de melhorias e cinco não tinham certeza da qualidade da água. Entre a idade de 30-45 anos, quatorze pessoas confirmaram que as áreas devem ser preservadas e nove dessas não souberam responder. Na faixa etária de 45-60 anos, vinte pessoas concordaram que as áreas de mananciais precisam ser melhoradas e três não opinaram. Quanto à população acima de 60 anos, dez pessoas disseram que as áreas precisam de cuidado e nove não responderam a questão (Figura 7).

### Você sabe de onde vem a água para o abastecimento da cidade de Araputanga?

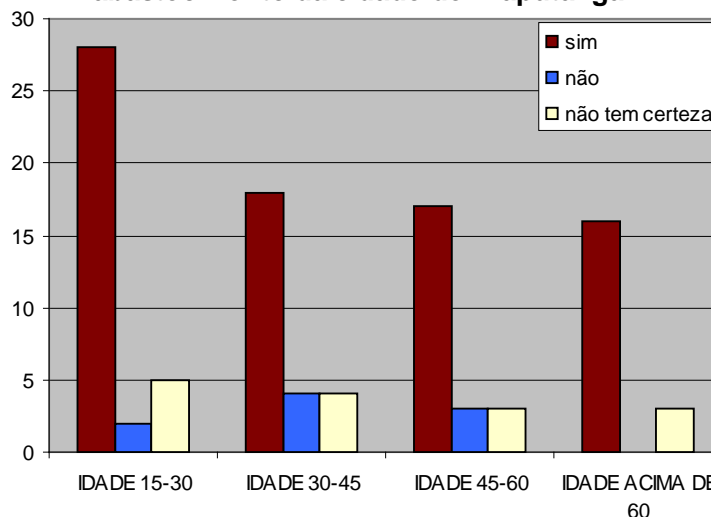


Figura 6 - Localização da água para abastecimento da cidade de Araputanga

### Você acha que as áreas de mananciais de abastecimento precisam ser melhoradas?

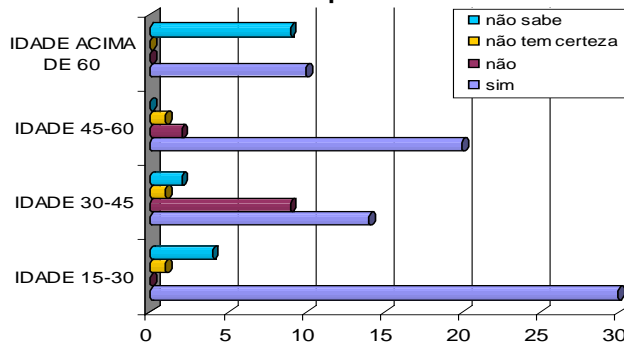


Figura 7 - Opinião dos moradores da cidade de Araputanga sobre as áreas de Mananciais

Ao questionar como as áreas podem ser recuperadas, as pessoas com idade entre 15-30 anos responderam que precisavam de tratamento, revegetação, fiscalização e rede de esgoto. A revegetação da área foi a preferência entre elas. Muitos alegaram que a falta da vegetação contribui para a degradação do córrego e que o desmatamento advém das ações humanas realizadas no entorno da cidade.

A população com idade entre 30-45 anos sugeriu o tratamento da água, entretanto, muitos não opinaram. Os participantes com 45-60 anos concordaram com a população de faixa etária entre 15-30 anos quando propuseram a revegetação da área e o seu tratamento (Figura 8).

Na população com idade acima de 60 anos, seis disseram que as áreas precisam de tratamento. Dentre as diversas respostas duas pessoas na faixa etária entre 30-45 anos responderam que há a necessidade de prática/ações que envolvam a educação ambiental, com objetivo de discutir meios que minimizem os impactos nessas áreas. A educação ambiental torna-se fundamental para despertar no cidadão o efetivo interesse pela gestão ambiental e questões inerentes a ela. Sobre isso, Jacobi (2003a) destaca que, não basta assegurar legalmente à população o direito de participar da gestão ambiental, estabelecendo-se conselhos, audiências públicas, fóruns, procedimentos e práticas. O desinteresse e frequente apatia da população quanto à participação é generalizada, resultado do pequeno desenvolvimento de sua cidadania e do descrédito nos políticos e nas instituições.

Essas considerações só poderão ser colocadas em prática a partir de um processo de aprendizagem que implique na reorganização das relações entre o setor privado, o governo e a sociedade civil. Isto provocará mudanças culturais e de

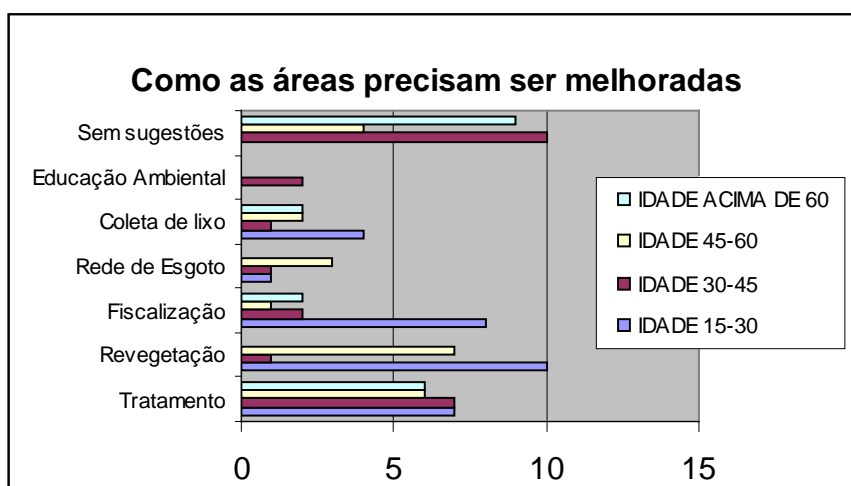


Figura 8 - A opinião da população da cidade de Araputanga para melhorar as áreas de mananciais

comportamento no sistema de prestação de contas à sociedade pelos gestores públicos e privados. Dependemos de uma mudança de paradigma para assegurar uma cidadania efetiva, uma maior participação e a promoção do desenvolvimento sustentável (JACOBI, 2003a).

Machado (2003) ao contextualizar a realidade de muitas cidades brasileiras, atribui a degradação dos mananciais às desigualdades sociais e regionais, à pressão antrópica e à expansão das atividades industriais. Assim, rios,

riachos, canais e lagoas foram assoreados, aterrados e desviados abusivamente e até mesmo canalizados; suas margens foram ocupadas, as matas ciliares e áreas de acumulação suprimidas. Imensas quantidades de lixo acumulam-se no seu interior e nas encostas desmatadas sujeitas à erosão. Regiões no passado alagadiças, com pântanos, mangues, brejos ou várzeas foram primeiro, aterradas e, depois impermeabilizadas e edificadas.

Tabela 3 - Como alguns moradores Araputanguense definem mata ciliar

Como você definiria o termo mata ciliar? O que significa para você?
Reforça a permanência da água, equilíbrio ambiental.
Mata que fica na beira do rio.
Em volta do rio.
Aquelas mais situadas às margens de rios e córregos servem para proteger de desmoronamento dos barrancos.
A mata nas margens do rio.
Vegetação que protege a margem do rio.
Árvores na beira do rio.
Mata que fica na beira do rio.
Em volta do rio.
A mata ciliar é aquela próxima a margem do rio.
Acho que as árvores que tem no rio, nas margens dele.
As matas próximas do rio.
Aquela mata perto do rio do barranco.
São as matas próximas aos rios e córregos.
É toda mata próxima de rios.
Mata próximo dos rios ela segura os barrancos.
Árvore perto do rio para preservar o rio

## Mata Ciliar

Ao questionar os entrevistados se sabiam o que é mata ciliar, três pessoas disseram que sim, vinte não responderam e três não tinham certeza. Quando questionado como eles definiam o que seria mata ciliar houve várias opiniões e respostas de acordo com o grau de escolaridade e percepção da população. Dentre os entrevistados vinte e uma pessoas não responderam o que seria mata ciliar (Tabela 3).

Ao interligar as áreas de mananciais e mata ciliar, percebe-se que a maioria das pessoas desconhece esse termo. Quando perguntou se a população tem observado matas ciliares no córrego das Pitas na área urbana de Araputanga muitos responderam que às vezes, raramente ou nunca observam as matas no córrego.

Após esclarecimento sobre esse tipo de vegetação, muitos puderam indicar a qualidade da mata no entorno do córrego das Pitas (ruim, péssima, regular, boa e ótima). Treze pessoas com idade entre 15-30 anos disseram que a mata está ruim, cinco classificaram como péssima, uma como boa, duas opinaram como regular e quatorze pessoas não souberam como está a qualidade da mata ciliar no córrego (Figura 9).

Treze dos participantes entre 30-45 anos não conhecem a área, três pessoas opinaram entre as respostas boa, regular e péssima e quatro disseram que a qualidade da mata ciliar está ruim. As respostas da população com idade entre 45-60 anos se divergiram, seis pessoas responderam que não visitam a área com frequência, duas disseram que a qualidade da mata está ótima, três responderam que está boa, quatro falaram que está regular e oito comentaram que está péssima. Entre as pessoas com idade acima de 60 anos, muitos responderam que não sabem como está a qualidade da mata ciliar, três disseram que é boa, uma disse que está regular e duas falaram que a

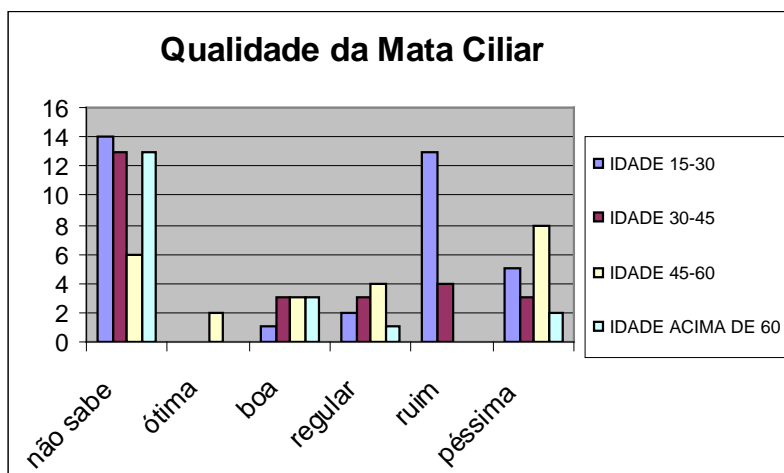


Figura 9 - Opinião dos moradores da cidade de Araputanga sobre a qualidade da mata ciliar no entorno do córrego das Pitas

mata está péssima (Figura 9). Ao analisar todas as faixas etárias pode-se observar que a maioria não sabe como se encontra a mata ciliar no entorno do córrego.

Ao perguntar como estas áreas precisam ser melhoradas e quais são os indicadores do nível de qualidade, a população respondeu que, o desmatamento, a escassez de árvores, a falta de administração e o lixo acumulado são os principais responsáveis pela degradação da área.

Os participantes com idade entre 15-30 anos responderam que, o maior problema é a escassez de árvores e, destes, onze pessoas disseram que a precariedade da administração pública contribui com a má qualidade das áreas. Algumas pessoas responderam que, o desmatamento prejudica a área e seis pessoas desconhecem o motivo.

A população com faixa etária de 30-45 anos disseram que a escassez de árvore é o principal indicador do nível da qualidade da área, dez pessoas responsabilizam a administração do poder público e cinco disseram que o agente causador da degradação ambiental da área é o desmatamento no entorno do córrego das Pitas.

As respostas das pessoas com idade entre 45-60 anos divergiram, três desconhecem o motivo da má qualidade da área,

seis responderam que, o desmatamento é responsável pelo referido índice de qualidade, sete dos participantes falaram que é a escassez de árvores, duas confirmam que as áreas foram desmatadas, duas pessoas disseram que é a má administração e o lixo que provocam alterações no nível da qualidade da área.

Os participantes com idade acima de 60 anos responderam que o responsável pela degradação dessas áreas é a administração local. Outros atribuíram a baixa qualidade e degradação do entorno do córrego das Pitas ao lixo, desmatamento e a escassez de árvores.

## Corpo D' Água Local

Ao perguntar a população araputanguense sobre a qualidade da água no córrego das Pitas a maioria das pessoas com idade entre 15-30 anos responderam que está ruim, sete disseram que está péssima, seis falaram que está regular, duas comentaram que está boa e quatro não souberam responder.

Os participantes com idade entre 45-60 anos concordaram com o grupo de faixa etária entre 15-30 anos, onde nove responderam que a água do córrego está ruim, três confirmaram que está péssima, quatro arriscaram em dizer que se



encontra regular e uma acredita que a água está ótima.

Dos participantes com idade acima de 60 anos, cinco não souberam como se encontra a água, uma pessoa disse que está ótima, três confirmaram que é boa, cinco classificaram a água como sendo regular, quatro comentaram que é ruim e uma disse que a água do córrego está péssima.

Os entrevistados atribuíram a própria população a responsabilidade pelo estado atual da qualidade da água do córrego das Pitás, devido à falta de sensibilização das próprias pessoas que residem na cidade e do poder público que não se preocupam em adotar medidas para minimizar os impactos no córrego. Muitos comentaram que o principal indicador deste problema é o lixo doméstico e industrial lançado diretamente no córrego, o esgoto da cidade que não recebe nenhum tipo de tratamento e a falta de arborização.

Nesse sentido, a apropriação dos recursos hídricos é exemplar quanto à possibilidade de causar uma tragédia comum. Essa apropriação, em benefício privado, pode ser tanto uma exploração dos mananciais, superficial e/ou subterrâneo, em termos de quantidade quanto em termos de poluição, adicionando aos corpos hídricos componentes como esgotos domésticos e efluentes químicos, etc (PEREIRA & JOHNSSON, 2005).

Ao questionar os moradores sobre a opinião deles em relação à qualidade da água para o abastecimento da cidade, os entrevistados com idade entre 15-30 anos, em sua maioria, responderam que é ruim ou péssima, um disse que é regular e quatro disseram que a água é boa para o abastecimento urbano.

As respostas das pessoas com idade entre 30-45 anos divergiram, principalmente entre péssima, ruim e regular. Algumas responderam que a água é de qualidade e serve para abastecer a cidade. No entanto, algumas

disseram que não sabem como está a água para o abastecimento da zona urbana.

Dentre os participantes com idade entre 45-60 anos, cinco disseram que a água está péssima, seis que é regular, três comentaram que a água está ruim e quatro falaram que não sabem como é a qualidade da água para abastecimento da cidade.

As pessoas com idade acima de 60 anos confirmaram que a água é péssima, duas disseram que é classificada como regular e boa, uma disse que é ótima e três não opinaram. Ao relacionar a opinião e a percepção da população sobre a qualidade da água, destacam-se como principais indicadores o lixo e esgoto urbano (doméstico e industrial), a poluição e a falta de arborização.

As pessoas de 15-30 anos disseram que a poluição e o lixo urbano doméstico são os grandes causadores da degradação, alguns não responderam, outras

desconhecem o motivo e duas pessoas falaram que é o lixo industrial que prejudica a qualidade da água do córrego das Pitás.

A população de 30-45 anos responsabiliza principalmente a poluição das águas, outras responderam que são os lixos e esgotos urbanos (domésticos e industriais) que ocasionam a contaminação da água.

A maioria das pessoas com idade acima de 60 anos não responderam a pergunta, outras responsabilizaram a poluição, o lixo e o esgoto doméstico. A falta de conhecimento de como se encontravam as áreas de entorno fez com que três pessoas indicassem que as águas do córrego das Pitás é boa para o consumo humano.

O lixo lançado pela população na cidade é carregado para o córrego das Pitás e no período da cheia o lixo transborda para as margens do canal espalhando-se nas imediações (Figura 10).

Os entrevistados indicaram



Figura 10 - Lixo no entorno do córrego das Pitás na cidade de Araputanga. Fonte: Andrade (2008).

a qualidade da água, fornecida pelo sistema de abastecimento da cidade, de acordo com a finalidade de uso empregado por eles. Muitos disseram que utilizam a água principalmente para os afazeres domésticos (limpar casa, lavar roupa e entre outros), e que, dificilmente é utilizada para o consumo humano. A maioria compra água para cozinhar e beber. No entanto, alguns moradores de baixa renda utilizam da água captada do córrego das Pitas para todos os fins. Parte dos entrevistados não soube opinar sobre o estado da qualidade da água por possuírem poços artesanais.

Bühler (2011) enfatiza que, as intervenções nos recursos hídricos apresentam consequências de ordem ambiental e social, podendo levar a perda de biodiversidade, aparecimento de doenças e prejuízos econômicos, afetando de modo mais significativo as populações de baixa renda. Corroborando com esta problemática, ressalta que as ações governamentais, durante muito tempo, desconsideraram os anseios e a percepção das populações locais, ditando as regras sobre o uso dos mananciais, levando ao aumento da dicotomia homem-natureza.

## Propostas

Com relação à qualidade da água perguntou-se a população quais medidas poderiam ser adotadas para solucionar ou diminuir os problemas ambientais. Dos entrevistados com idade entre 15-30 anos e 45-60 anos a maioria disse ter sugestões para minimizar os impactos. Entre os grupos com idade de 30-45 anos e acima de 60 anos muitos disseram não saber indicar sugestões para o problema (Figura 11).

As pessoas com idade entre 15-30 anos e 45-60 anos consideram que, deveria haver mais tratamento, fiscalização, revegetação da área e sugeriram ainda que, houvesse educação ambiental para a

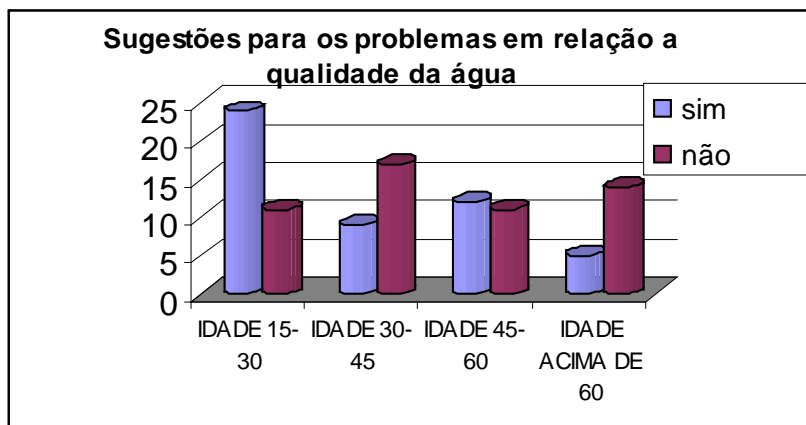


Figura 11 - Índice de sugestões da população Araputanguense para os problemas relacionados a qualidade da água do córrego das Pitas

população local. A maioria dos participantes com idade entre 30-45 anos e acima de 60 anos não sugeriu nenhuma solução.

Ao comparar os problemas perguntou a população da cidade de Araputanga, quais eram as principais atividades que prejudicam o córrego das Pitas. Os entrevistados com idade entre 15-30 anos responderam que os problemas estão voltados principalmente ao esgoto e lixo doméstico, em seguida pelo desmatamento, o lixo industrial, as atividades humanas (agricultura e pecuária).

As pessoas com idade entre 30-45 anos quase não opinaram, cinco participantes disseram que o esgoto e lixo industrial são as principais fontes de contaminação do córrego das Pitas e quatro atribuíram a degradação ao

desmatamento, atividades humanas, esgoto e lixo doméstico.

Os participantes de 45-60 anos disseram que o principal agente que prejudica o córrego é o lixo industrial, por conseguinte o desmatamento, o lixo doméstico e as atividades humanas.

A população acima de 60 anos responsabiliza o lixo e esgoto doméstico, algumas pessoas não opinaram e outras disseram que o desmatamento e o lixo industrial. Deve-se ressaltar que, nesta faixa etária duas pessoas consideraram que não existe nenhuma atividade que prejudica o córrego das Pitas (Figura 12).

Algumas pessoas que não indicaram quais eram as atividades que degradam o córrego das Pitas tiveram receio de responder por pensar que prejudicariam as

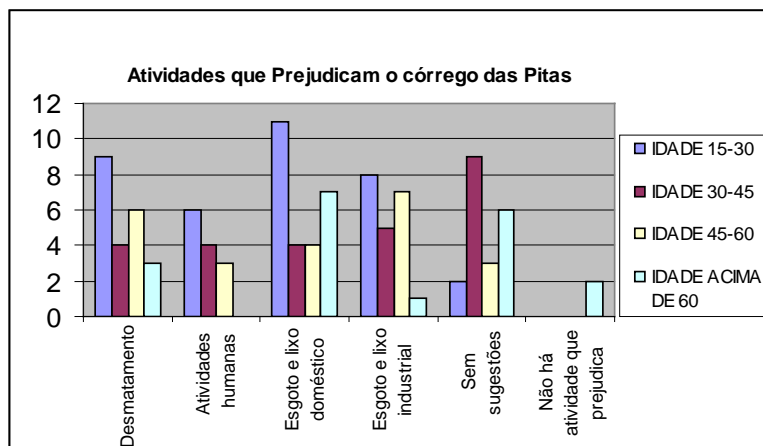


Figura 12 - Atividades da população Araputanguense que prejudica o córrego das Pitas

Tabela 4 - Opinião dos moradores Araputanguense para recuperar o córrego das Pitas

OPINIÕES	IDADE 15-30	IDADE 30-45	IDADE 45-60	ACIMA DE 60
Campanhas educativas	24	13	9	13
Coleta de lixo	23	14	13	14
Debates	10	6	7	11
Oficinas	6	5	5	11
Cursos	7	6	6	11
Reuniões	8	6	6	13
Palestras	13	7	6	11
Cartilhas ilustrativas	14	5	5	11
Outros*	5	3	5	1
Não soube	2	0	0	0

\* Revegetação, Preservação

principais indústrias da cidade, sendo essas que fortalecem a economia local proporcionando emprego a população.

Várias foram às opiniões e sugestões da população em relação à recuperação do córrego das Pitas, tais como: campanhas educativas, coletas de lixo, debates, reuniões, entre outros (Tabela 4).

Ao perguntar qual a importância do córrego das Pitas para a cidade de Araputanga as pessoas com idade de 15-30 anos responderam que a água é como fonte de vida, por conseguinte serve para o abastecimento urbano e rural e como instrumento de lazer.

Os participantes com faixa etária entre 30-45 anos disseram que a água do córrego serve principalmente para o abastecimento da cidade, oito pessoas responderam que a água é como fonte de vida, outras apreciam para o lazer. No entanto, algumas pessoas disseram que a água do córrego das Pitas não tem nenhuma importância.

A população com idade entre 45-60 anos percebe a água como fonte de vida, conseqüentemente para o abastecimento urbano da cidade e outras pessoas consideraram como ponto de lazer.

As pessoas acima de 60 anos consideram fundamental o

córrego das Pitas como fonte de vida, duas priorizam o abastecimento urbano e quatro pessoas não opinaram.

### Percepção dos Moradores Ribeirinhos Sobre o Córrego das Pitas

As entrevistas realizadas com os antigos moradores ribeirinhos, que residem às margens do córrego das Pitas, serviram para discutir e conhecer o grau de afetividade e o processo de ocupação no entorno do córrego. Nogueira (1990) firma tal fato, pois segundo este autor, a visão dos habitantes locais sobre as questões regionais devem ser valorizadas, mesmo que sejam baseadas em conhecimento empírico ou em experiências de vida. E ainda, Tuan (1980) reforça que o envolvimento do sujeito com o ambiente leva ao estabelecimento de laços afetivos, cuja intensidade possibilita um profundo conhecimento sobre o ecossistema e seu funcionamento, determinando, por consequência, as suas formas de exploração.

De acordo com os onze entrevistados o processo de ocupação iniciou-se as margens do córrego das Pitas, com imigrantes de Minas Gerais e Goiás. As pessoas utilizavam das águas do córrego para todos os fins (lavar roupa,

pescar, tomar banho e dentro outros).

Os relatos de memória possibilitam conhecer um pouco mais os acontecimentos cotidianos sobre o momento da ocupação dessa área de terras. São fragmentos de um tempo vivido que apontam para a especificidade da abertura dessas terras, que de outra forma não seria possível aflorarem (HEINST, 2003). De acordo com Montenegro (2000), as análises desses relatos de memória convergem, no caminho da construção de todo um conjunto de experiências, de comportamentos, de imaginários, de sonhos e reflexões, que, comumente não se conseguiria com fontes tradicionais.

“Ah...cada família que chegava fazia o seu barraco no seu local, porque quem chegava e gostava já comprava logo seu pedacinho de terra. Aí fazia seus barracos. Tinha a madeira, a madeira que eu falo de araputanga, aí eles rachava e fazia o telhado. O telhado era feito de madeira. Por que a única água que tinha era das Pitas. Porque não tinha córrego. Era onde o pessoal pegava água pra beber, lavar roupa. Aí com o tempo é que foi chegando, mineiro, goiano, paulista”. Foi mais ocupado mais perto do córrego. Por que a única água que tinha era das Pitas. Porque não tinha córrego. Era onde o pessoal pegava água pra beber, lavar roupa. Era a água corrente das Pitas, era água limpinha, saudável, você olhava assim e via no fundo as pedrinhas. Tudo limpinha! A água era brilhante, um cristal. Tinha peixe, tinha muita traíra. Nossa! Era um divertimento. E a gente hoje não tem como usar essa água porque tem muita química. Porque a gente viu lá o esgoto, né? Com aquela química. Não tem como você fazer o uso dessa água, só os animais mesmo que tomam.

A relação cultural que as pessoas possuíam com o córrego das Pitas fazia com que suas águas fossem palco de batizados, piquenique, pescaria. Aos finais de

semana a população reunia-se as suas margens com as crianças para momentos de lazer conforme relatado.

“... fazer piquenique, brincar... as meninas faziam cozinhadinha... que era muito gostoso né, à beira daquelas matas muito gostosas, né! sê olhava assim tudo limpinho...”.

Os onze entrevistados disseram que muitas pessoas cresceram e viveram bons momentos nas águas do córrego das Pitas, e que, possuem elevado grau de afetividade por relembrem fatos ocorridos que marcaram a sua infância como as brincadeiras a beira do córrego que aconteciam em épocas passadas.

“Sim! Inclusive a minha infância foi toda na beira do rio praticamente, né? Tomando aquele banho toda hora, todo dia, entendeu? Era totalmente diferente, né? Era outra a paisagem, água limpa, não tinha nenhuma poluição, nenhum assoreamento. Natureza total, cem por cento”.

“Tinha muitas árvores, muito verde, a natureza estava intacta, muitos animais, área muito linda, eu era muito criança mais me lembro ainda quando tomava banho no córrego das Pitas, era mais fundo, tenho muita saudade”.

Segundo relatos dos onze entrevistados a paisagem era totalmente diferente, pois, havia diversidade na flora e na fauna, muitas espécies de peixes, que, não existem nos dias atuais. Ao lembrar como era o entorno do córrego das Pitas, destacaram a importância da Araputanga no processo de ocupação da cidade que leva o mesmo nome.

“A árvore Araputanga, cedro módulo, peroba comum, figueirona ... aqui tinha árvore que eles demoravam até um dia para derrubar. Tinha mais, piau, traíra, hoje tem diminuído aqui agente cuida não deixa pescar de tarrafa e rede e vez enquanto temos peixinho pra comer. Em respeito à fauna capivara que apareceu de uns anos

pra cá tem aumentado, João de barro, pássaro preto algumas espécies tem desaparecido e outros surgiram”.

“...muitas das famílias que vieram pra cá eles chamavam essa terra..., tanto é que uma das denominações era Gleba Paixão, o primeiro nome era Gleba Paixão. Por quê? Porque segundo relato dos moradores e das famílias que vieram, inclusive a minha família, é que as terras eram muito bonitas, muita diversidade de árvores. E eles falam assim naquele sentido saudosista, aquela coisa saudosa. E eu até comento com as pessoas as vezes, são poucos que veio assim..., porque todo esse glamour que eles falam de diversidade de árvores, de plantas, de animais, de pássaros, riqueza de fauna e flora nós não vimos isso hoje. Raramente nos vemos uma matinha porque os sitiante que vieram pra cá eles fizeram questão de derrubar tudo, porque eles achavam que sinônimo de progresso, que essa época era uma consequência da marcha para o oeste de Getulio Vargas, criada no final da década de 30, 50, aquele discurso de progresso, de marcha para o oeste, de interiorização, de fazer fortuna, que a colonização aqui é uma consequência dessa marcha para o oeste lá de Vargas. Então, naquele discurso de progresso, progresso era fazer a terra produzir e para fazer a terra produzir era preciso desmatar tudo”.

Ao perguntar qual a importância do córrego das Pitas para a população que se beneficia desta unidade, percebe-se que, os onze entrevistados têm a preocupação de zelar e preservar o córrego.

“Plantar árvores fazer um reflorestamento evitar fazer gradeação na beira do córrego. É muito interessante que as pessoas tomam iniciativa atitude em pensar que isso ai vai sustentar a vida e as futuras gerações, arborizar evitar forma principalmente os fazendeiros ser mais consciente e não aproveitar até a beira do córrego que isso é

claro que estraga não deixar nascerem mais árvores e ainda a chuva vem leva tudo pra beira do córrego e areia tudo”.

“A primeira coisa eu acho que é a conscientização e pra acontecer a conscientização tem que começar, pra você colher os frutos daqui a cinco anos, daqui dez anos você tem que começar agora. Então, tem que ser feita essa conscientização”.

Nesse sentido, Jacobi (2003b) argumenta que, à medida que se observa cada vez mais dificuldade de manter-se a qualidade de vida nas cidades e regiões, é preciso fortalecer a importância de garantir padrões ambientais adequados e estimular uma crescente consciência ambiental, centrada no exercício da cidadania e na reformulação de valores éticos e morais, individuais e coletivos, numa perspectiva orientada para o desenvolvimento sustentável. A educação ambiental, como componente de uma cidadania abrangente, está ligada a uma nova forma de relação ser humano/natureza, e a sua dimensão cotidiana leva a pensá-la como somatório de práticas e, conseqüentemente, entendê-la na dimensão de sua potencialidade de generalização para o conjunto da sociedade.

De acordo com Freitas (2005), pode ser considerado representativo quando várias pessoas concordam com um determinado assunto e não apenas uma pessoa. Ao analisar todas as informações relatadas pelos onze entrevistados em relação ao córrego das Pitas, pode-se perceber que concordam sobre a importância da recuperação do córrego. Foi significativa a representatividade de respostas, pois nos seus relatos os antigos moradores lembram como ocorreu o processo de ocupação/e uso do solo nas margens do córrego, bem como as atividades desenvolvidas.

Os entrevistados responsabilizam a população e a

administração pela degradação da área da sub-bacia. Há uma grande preocupação em recuperar o córrego, pois é uma fonte de vida, sendo este que abastece toda cidade de Araputanga. A maioria sugeriu um meio de sensibilizar a população para discutir propostas de recuperação.

Sobre isso, Pereira e Johnsson (2005) destacam os princípios sobre os quais as políticas devem se basear para que haja a gestão dos recursos hídricos, a saber: reconhecimento da água como um bem público, finito e vulnerável, dotado de valor econômico; necessidade do uso múltiplo das águas: gestão integrada; prioridade do uso dos recursos hídricos, em situações de escassez: consumo humano e dessedentação de animais; adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão das águas: gestão descentralizada; participação dos diferentes níveis do poder público, dos usuários e da sociedade civil no processo de tomada de decisão: gestão participativa.

Os dados mostram que a própria população percebe que o desmatamento para a construção da cidade de Araputanga, o aumento da população e atividades econômicas desenvolvidas na região contribui para mudanças no córrego das Pitas.

Uma das preocupações está relacionada à quantidade de água, que diminui a cada ano, conforme os moradores. Destacam ainda a qualidade, que, está sendo comprometida devido ao lançamento de esgoto (urbano e industrial) e lixo e atividades agropecuárias. Sobre isso, Machado (2003) destaca que, o gerenciamento ambiental dessa unidade territorial depende de haver entendimento, da parte de cada agente, sobre seu papel, responsabilidades e atribuições, bem como adequados canais de comunicação com os demais agentes para que se evitem ações mutuamente neutralizadoras,

confrontos e desgastes. O pressuposto a defender é a prevalência dos interesses da coletividade sobre o particular. Daí a necessidade de sistemas colegiados de autogestão ou cogestão, formados por Comitês de Bacias.

Nesse sentido, a implementação de instrumentos de gestão, fortemente interdependentes e complementares do ponto de vista conceitual, demanda não somente capacidades técnicas, políticas e institucionais, mas requer também tempo para sua definição e operacionalização, pois sua implantação é, antes de tudo, um processo organizativo social, o qual demanda a participação e a aceitação por parte dos atores envolvidos, dentro da compreensão de que haverá um benefício coletivo global (PEREIRA & JOHNSSON, 2005).

Ao analisar as respostas de todos os entrevistados pode-se perceber que as questões ambientais estão presentes na consciência de cada pessoa, mas o que falta realmente é a sensibilização de cada um, para diminuir os impactos na área do córrego das Pitas.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A aplicação dos questionários serviu de subsídio para diagnosticar as principais atividades socioeconômicas que provocam mudanças na sub-bacia hidrográfica do córrego das Pitas na perspectiva da população araputanguense. A partir da percepção da população que reside no perímetro urbano de Araputanga várias questões emergiram, tais como, as relações e usos cotidianos, indicadores ambientais de degradação e sugestões e propostas para recuperação do canal e entorno, o que firma a importância social do recurso hídrico.

A população ribeirinha que reside há mais tempo no entorno do

canal possui certa topofilia com o ambiente devido à vivência e o grau de afetividade com o córrego das Pitas, o que definiu as respostas de determinadas questões. Algumas pessoas que convivem certo período no município consideram o córrego como algo majestoso, importante, essencial para toda a população e a sua preservação é necessária para que no futuro as próximas gerações possam desfrutá-lo para o lazer, pesca e o consumo humano. E ainda, defendem que, o uso múltiplo da água deve ocorrer de maneira equilibrada.

O grau de degradação, segundo os entrevistados, esta associado ao desmatamento, a poluição (industrial e doméstico) que ocasionam mudanças nesta unidade natural. Nesse sentido, a preocupação da população está voltada a recuperação do córrego das Pitas, com revegetação da área, tratamento da água e rede de esgoto, coleta de lixo e outras.

Alguns entrevistados atribuem à administração do poder público, os problemas existentes na sub-bacia hidrográfica do córrego das Pitas, mas também responsabilizam a população. Sobre isso sugerem que haja mais fiscalização e ações que promovam a educação ambiental, tais como: campanhas educativas, reuniões, palestras, organização de metas de recuperação e preservação do córrego.

Para discutir e sugerir propostas de gestão e gerenciamento desta sub-bacia há a necessidade de inter-relacionar com a população os problemas que ocasionam as transformações no córrego devido ao uso/ocupação do solo. Essas mediações com os moradores da cidade são fundamentais, pois muitas das respostas e questionamentos se pautam na cultura local e nos sentimentos que as pessoas demonstraram pelo lugar. Nesse sentido, o processo participativo de implantação de programas de

gestão ambiental deve ser incorporado à dinâmica social.

## REFERÊNCIAS

- AVELINO, P. H. M. **No contexto do Processo de Colonização da Amazônia Mato-grossense**. 1999. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Estadual Paulista – UNESP, Presidente Prudente – SP, 1999.
- BERLINCK, C. N., CALDAS, A. L. R., MONTEIRO, A.H.R.R., SAITO, C.H. Contribuição da Educação Ambiental na explicitação e resolução de conflitos em torno dos recursos hídricos. **Revista Ambiente e Educação**. v. 8, 2003.
- BOSI, E. **Memória e sociedade: lembranças de velhos**. 3 ed. São Paulo: Cia das Letras, 1994.
- BÜHLER, B. F. **Qualidade da água e aspectos sedimentares da bacia hidrográfica do rio Paraguai no trecho situado entre a baía do late e a região do Sadao, município de Cáceres (MT), sob os enfoques quantitativos e perceptivos**. 2011. 140 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Instituto de Ciências Naturais e Tecnológicas, Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT, Cáceres - MT, 2011.
- CORRALIZA, J. A. Emocion y ambiente. In: ARAGONÉS, J. L.; AMÉRIGO, M. (coords.). **Psicología ambiental**. Madrid: Ediciones Pirâmide, 2000.
- DELL GUERRA, R. J. **São José do Rio Pardo: história que muitos fizeram**. São José do Rio Pardo: Prefeitura Municipal, 1996. (Coleção Municipal, v.1).
- EDITORIAL. **Water Policy**. 2001. v. 3, p. 449 – 455.
- FERREIRA, M. A. V. **Uma análise dos olhares dos moradores e da imprensa escrita sobre a degradação do rio Pardo no município de São José do Rio Pardo, SP**. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de São Carlos - UFSCAR. São Carlos, 2002.
- FREITAS, L. C. Qualidade negociada: avaliação e contra-regulação na escola pública. **Educ. Soc.** v. 26, n. 92, 2005.
- GERARDI, L. H. de O ; SILVA, B. C. M. N. **Quantificação em Geografia**. São Paulo: DIFEL, 1981.
- GUIMARÃES, M. **A dimensão ambiental na educação**. Campinas: Papirus, 1995.
- HEINST, A. C. **Pioneiros do Século XX: memória e relatos sobre a ocupação da cidade de Mirassol D’oeste**. Dissertação (Mestrado em História), Universidade Federal de Mato Grosso, 2003.
- JACOBI, P. **Políticas sociais e ampliação da cidadania**. Rio de Janeiro: FGV Editora, 2000.
- JACOBI, P. R. (Org.) **Educação, Meio Ambiente e Cidadania- Reflexões e 14 Experiências**. São Paulo: SMA, 1998.
- JACOBI, P. R. Educação ambiental, cidadania e sustentabilidade. **Cadernos de Pesquisa**. n. 118, p. 189-205. 2003b.
- JACOBI, P. R. Educação e meio ambiente – transformando as práticas. **Revista Brasileira de Educação Ambiental**. v. 0, p. 28-36. 2004.
- JACOBI, P. R. Espaços públicos e práticas participativas na gestão do meio ambiente no Brasil. **Sociedade e Estado**. v. 18, n. 1, p. 315-338. 2003a.
- LANNA, A. E. L. **Gerenciamento de bacia hidrográfica: aspectos conceituais e metodológicos**. Brasília - DF: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 1995.
- LEI nº 9.795 de 27 de abril de 1999. **Política Nacional de Educação Ambiental**. Brasília: 1999; 178o da Independência e 111o da República.
- LÜDKE, M.; ANDRÉ, M. E. D. A. **Pesquisa em educação: abordagens qualitativas**. São Paulo: EPU, 1986.
- MACHADO, C. J. S. Recursos hídricos e cidadania no Brasil: limites, alternativas e desafios. **Ambiente & Sociedade**. v. 6, n. 2, p. 121-136. 2003.
- MEDINA, N. M.; SANTOS, E. C. **Educação Ambiental: uma metodologia participativa de formação**. Petrópolis-RJ: Editora Vozes, 1999.
- MINAYO, M. C. de S. (Org). **Pesquisa Social: teoria, método e criatividade**. Petrópolis/RJ: Vozes, 1994.
- MONTENEGRO, A. T. O sangue da terra. **Territórios e Fronteiras – Revista do Programa de Pós-Graduação em História da Universidade Federal de Mato Grosso**, v. 1, n.1, 2000.
- MORENO, G. e HIGA, T. C. S. **Geografia de Mato Grosso: Território Sociedade Ambiental**. Cuiabá: Entrelinhas, 2004.
- NASCIMENTO, E. P.; DRUMMOND, J. A. **Conflito, ordem e negociação: construindo a sociedade**. Disponível em: <[www.unbuds.pro.br/cursovirtual](http://www.unbuds.pro.br/cursovirtual)>. Brasília, DF, 2003.
- NOGUEIRA, A. X. **O que é Pantanal?** São Paulo: Brasiliense, 1990. (Coleção Primeiros Passos). 80 p.
- PEREIRA, D. S. P.; JOHNSON, R. M. F. Descentralização da gestão dos recursos hídricos em bacias nacionais no Brasil. **Revista de Gestão de águas da América Latina**. v. 2, n. 1, p. 53-72. 2005.
- STEVESON, W. J. **Estatística aplicada à Administração**. São Paulo: Harbra, 1981.
- TUAN, Y. F. **Espaço e Lugar: a perspectiva da experiência**. São Paulo: DIFEL, 1983.
- TUAN, Y. F. **Topofilia: um estudo da percepção, atitudes e valores do meio ambiente**. São Paulo: DIFEL, 1980. 288 p.
- ZAMPIERON, S.L.M.; FAGIONATO, S.; RUFFINO, P.H.P. Ambiente, Representação Social e Percepção. In: SCHIEL, D. (Org.) **O estudo de bacias hidrográficas: uma estratégia para educação ambiental**. 2 ed. São Carlos: Ed. RiMa, 2003.

Recebido em: mai/2012  
Aprovado em: out/2013

# Efeito de José e Noé nas Cotas do Rio São Francisco

## José and Noé Effect's of Levels in the São Francisco River

### RESUMO

O **Efeito do José e Noé** é observado em vários rios da América do Sul e da África; na América do Sul foi observado aumento de vazão após 1970 enquanto que na África, ocorreu o contrário. Com o auxílio das Análises de Ondeletas, objetiva-se neste trabalho identificar, na bacia hidrográfica do rio São Francisco, escalas das variabilidades temporais dominantes e suas possíveis causas climáticas e testar a hipótese do **Efeito do José e Noé** sobre variações de cotas de rios nesta bacia hidrográfica. Os dados diários de cotas de rio utilizados foram obtidos através da Agência Nacional das Águas (ANA) para o período de dados é de 1938-2010. Para o estudo, utilizou-se a Análise de Ondeletas, aplicada em alguns estudos de cotas ou vazões para entender a variabilidade de séries temporais (Nobre *et al.*, 1984; Marengo, 1995; Abreu Sá *et al.*, 1998; Trigo *et al.*, 1999). Concluiu-se que o efeito José e Noé também ocorreu na bacia hidrográfica do rio São Francisco, principalmente nas sub-bacias do ASF e MSF, não sendo tão marcantes no SMSF e BSF, as quais também sofrem intervenção de Sobradinho desde 1979.

**PALAVRAS-CHAVE:** Efeito do José e Noé; Análises de Ondeletas, bacia hidrográfica do rio São Francisco.

### ABSTRACT

The José and Noé Effect's is observed in several rivers of South America and Africa, South America was an increase of flow after 1970 whereas in Africa, the opposite occurred. With the help of Wavelet Analysis this paper aims to identify the river, San Francisco basin, dominant temporal scales of variability and their possible causes climate and to test the hypothesis José and Noé Effect's in changes in level of rivers in this basin. The data daily of level of rivers used were obtained through the National Water Agency (ANA) for the data period is 1938-2010. For the study used the Wavelet analysis applied in some studies of quotas or flows to understand the variability of time series (Nobre *et al.*, 1984, Marengo, 1995; Abreu Sá *et al.*, 1998, Trigo *et al.*, 1999). Concluded that José and Noé Effect's also occurred in the basin of the São Francisco rRiver, mainly in sub-basins of the ASF and MSF, not as marked in the SMSF and BSF, which also has Sobradinho intervention since 1979.

**KEYWORDS:** José and Noé Effect's, Wavelet Analysis, river São Francisco basin.

Djane Fonseca da Silva

Meteorologista, Dr<sup>a</sup> em Rec. Hídricas, Professora Universidade Federal do Ceará (UFC) Juazeiro do Norte, CE, Brasil djane.fonseca@cariri.ufc.br

## INTRODUÇÃO

Eventos de cheias e secas dos rios prejudicam atividades econômicas e realçam os infortúnios sociais decorrentes do episódio. Os períodos de inundação alternam-se com períodos de baixa precipitação, os quais, ambos, variam em intensidade e duração do evento.

Tucci (1993) defende que a variação de cotas ou de vazões de rios depende de características climatológicas e físicas da bacia hidrográfica, sendo as distribuições temporal e espacial da precipitação muito importantes neste contexto. Esta afirmativa foi endossada por Tucci e Braga (2003), os quais defendem que o conhecimento do comportamento climático tem sido avaliado com base em séries de dados hidrológicos.

Em Blumenau (Santa Catarina) desde 1852 são observadas as cotas máximas de inundação. Foram registradas todas as cotas acima de 9,0 m (cota do leito maior) desde de 1852. De 1912 a 1982 as cotas ficaram muito abaixo (< 13,0 m) das inundações que ocorreram antes e depois deste período. Este tipo de comportamento tem sido observado pelos hidrólogos ao longo do tempo e chamado de **Efeito do José e Noé** (Tucci e Braga, 2003).

Rios da América do Sul e da África já apresentaram esse comportamento, como citado por Tucci e Clarke (1980) e Collischonn et al. (2001), onde relataram que na América do Sul foi observado aumento de vazão após 1970 enquanto que na África ocorreu o contrário.

Tucci e Braga (2003) citaram que desde 1970 as regiões centro-oeste, sul e sudeste apresentaram vazão média cerca de 30% superior a do período anterior. Segundo os autores, o aumento de vazões ocorre, pelo menos parcialmente, como consequência de um aumento simultâneo, mas menos intenso, das precipitações da mesma região do Brasil.

Simultaneamente, em algumas regiões da África (exemplo, a Bacia do Congo e África subsaariana), passaram por período menos úmido do que períodos anteriores, o que ocasionou redução de vazões e cotas de rios (Tucci e Braga, 2003).

Já Tucci (2011), dá como exemplo as diferentes variações observadas no rio Paraguai e no Lago Vitória. A série de Ladário no rio Paraguai apresentou cotas máximas anuais de 1900 a 1960, quando flutuou perto de 4,0 m, enquanto que no período de 1960 a 1973, chegou um pouco acima de 2,0 m. Depois de 1974 a 2000 atingiu cerca de 5,0 m. No lago Vitória, na África, o período de níveis foi o oposto ao do rio Paraguai, cheia entre 1960 e 1973 e níveis muito abaixo no restante.

Alguns estudos utilizaram a técnica das Análises de Ondeletas (AO) em dados de cotas ou vazões para entender a variabilidade dessas séries, tendo como exemplo Nobre et al. (1984) e Marengo (1995), Abreu Sá et al. (1998), Trigo et al. (1999).

Nobre et al. (1984) encontraram diferenças entre o comportamento do rio Negro (em Manaus) antes de 1950 e após esse ano. Já Marengo (1995), identificou marcantes variações interanuais na vazão de importantes rios da América do Sul.

Abreu Sá et al. (1998) utilizaram a ondeleta de Morlet para estudar as escalas em que o nível do rio Paraguai em Ladário (MS) apresenta maior variabilidade. Verificou-se variabilidade dominante na escala anual, a qual se manteve estacionária; detectou-se variabilidade importante num intervalo de escalas de 2 a 5 anos, a qual não se mostrou persistente; observou-se outra variabilidade marcante no intervalo de escalas de 10 a 11 anos, aproximadamente, a qual se mostrou persistente.

Por fim, Trigo et al. (1999) ao aplicar as ondeletas no estudo da variabilidade de descargas diárias

em bacias portuguesas e brasileiras, determinaram para o rio Mondego, (localizado na região centro-oeste da Península Ibérica) foram determinados máximos do espectro de potência em torno das escalas de 64 a 128 dias, correspondente ao período semi-anual e da escala de 2 a 16 dias, referente a fenômenos meteorológicos de escala sinótica. O rio Piancó (situado no Estado da Paraíba, NEB) apresentou em vários anos, e de forma irregular, uma forte variabilidade nas escalas compreendidas entre 256 e 1024 dias, associada à frequência irregular dos episódios do El Niño.

Com o auxílio das Análises de Ondeletas, objetiva-se neste trabalho identificar, na bacia hidrográfica do rio São Francisco, períodos de maiores ou menores ocorrências de cotas, ciclos, variações aleatórias ou não, além das escalas das variabilidades temporais dominantes e suas possíveis causas climáticas. Testa-se, assim, a hipótese do **Efeito do José e Noé** sobre variações de cotas de rios desta bacia hidrográfica, verificando se há algum ano que seja "ponto de inversão", como observado nos outros estudos já citados.

Pretende-se assim, trazer informações que subsidiarão grandes e pequenos agricultores, setor de geração de energia hidroelétrica, população, defesa civil e demais setores ligados aos recursos hídricos locais. O fato de o estudo ser aplicado na Bacia hidrográfica do rio São Francisco ineditamente, resalta sua importância.

## DADOS E METODOLOGIA

### Área de Estudo: Bacia hidrográfica do rio São Francisco

O rio São Francisco é um dos rios brasileiros mais extensos e sua bacia hidrográfica está situada em áreas dos Estados de Minas Gerais, Bahia, Goiás, Distrito Federal,





Figura 1: Divisão político-administrativa da Bacia do Rio São Francisco (Fonte: ANA, 2004)

Pernambuco, Sergipe e Alagoas. A importância desse rio está no volume de água transportada por ele através da região semi-árida, na sua contribuição histórica e econômica para fixação das populações ribeirinhas e criação das cidades hoje plantadas ao longo do vale. Seu potencial hídrico é fundamental na geração de energia elétrica, com 10.000 MW de potência instalados à jusante de Barra (BA), e seu possível aproveitamento em futuros projetos de irrigação dos excelentes solos situados as suas margens (PBHSF, 2004).

A Bacia hidrográfica está dividida em quatro regiões fisiográficas (Figura 1): Alto, Médio, Submédio e Baixo São Francisco que, por sua vez, foram subdivididas, para fins de planejamento, em 34 sub-

bacias. Adicionalmente, a bacia do rio São Francisco foi subdividida em 12.821 microbacias, com a finalidade de caracterizar, por trechos, os principais rios da região.

O rio São Francisco tem uma extensão de 2.863 km, enquanto a área de drenagem da bacia corresponde a 636.920 km<sup>2</sup> (8% do território nacional), abrange 503 municípios e sete Unidades da Federação antes descritos.

A bacia apresenta grande diversidade quanto às áreas irrigáveis, cobertura vegetal e fauna aquática. No Alto, Médio e Submédio São Francisco, predominam solos com aptidão para a agricultura irrigada, o que não se reflete no restante da bacia. Em relação à cobertura vegetal, a bacia contempla fragmentos de diversos biomas, salientando-se a Floresta

Atlântica em suas cabeceiras, o Cerrado (Alto e Médio São Francisco) e a Caatinga (Médio e Submédio São Francisco). Com relação à fauna aquática, observa-se que o rio São Francisco apresenta a maior biomassa e diversidade de peixes de água doce da região Nordeste (PBHSF, 2004).

Apesar da diversidade apresentada, observa-se que a bacia hidrográfica do rio São Francisco apresenta pequeno número de Unidades de Conservação. Além disso, também pode ser observado um quadro de crescente degradação ambiental, em que se verifica a perda da biodiversidade e a alteração dos ecossistemas aquáticos decorrentes da deficiência dos serviços de saneamento, da construção de grandes barragens e das atividades industriais e agrícolas

na bacia, com prejuízos à qualidade da água, o que indica a necessidade de ações tanto de caráter educativo e preventivo quanto de recuperação e adaptação.

A bacia hidrográfica do rio São Francisco possui acentuados contrastes socioeconômicos, abrangendo áreas de acentuada riqueza e alta densidade demográfica e áreas de pobreza crítica e população bastante dispersa. A população total na bacia hidrográfica do rio São Francisco, no ano 2000, é de 12.796.082 habitantes, sendo 74,4% população urbana e 25,6% população rural. A densidade demográfica média na bacia hidrográfica é de 20,0 hab/km<sup>2</sup>. Do total de 503 municípios, 456 têm sede na bacia hidrográfica (PBHSF, 2004).

A bacia hidrográfica do rio São Francisco tem como uma de suas principais características a presença de todos os tipos de usos dos recursos hídricos, o que representa um grande desafio e exige uma análise do conjunto para que se possa planejar adequadamente sua gestão (PBHSF, 2004).

Para avaliar as potencialidades, vulnerabilidades e conflitos associados aos recursos hídricos é necessária análise dos diferentes tipos de usos e demandas associadas de recursos hídricos requeridas pelas atividades econômicas que prevalecem na bacia, visando à compatibilização do uso para o abastecimento de água e diluição de efluentes, a irrigação de solos agricultáveis, a geração de energia, a navegação, a pesca e a aquicultura, as atividades turísticas e de lazer e a manutenção de ecossistemas.

O período entre 1999 e 2001 foi crítico na Bacia hidrográfica do rio São Francisco em termos de disponibilidade de água, coincidindo com a crise energética que o país enfrentou e que culminou com o racionamento de energia durante o ano de 2001. A menor descarga anual na Bacia ocorreu no ano de

2001, quando a vazão natural média anual em Xingó foi de apenas 1.400 m<sup>3</sup>/s. Por outro lado, a maior cheia ocorreu no ano de 1979, em que a vazão natural média anual em Xingó alcançou 5.089 m<sup>3</sup>/s. A disponibilidade hídrica de águas subterrâneas na bacia é de 318 m<sup>3</sup>/s (PBHSF, 2004).

### Dados Utilizados

Os dados diários de cotas de rio utilizados foram obtidos através da Agência Nacional das Águas (ANA) no sítio [www.ana.gov.br/hidroweb](http://www.ana.gov.br/hidroweb). Foram analisadas as cotas nas quatro sub-bacias: Alto São Francisco, Médio São Francisco, Submédio São Francisco e Baixo São Francisco. O período de dados é de 1938-2010.

As estações representativas escolhidas para cada sub-bacia foram:

#### Alto São Francisco – Várzea da Palma

Código – 41990000  
Bacia- Rio São Francisco  
Sub-bacia - Rio São Francisco, Rio das Velhas  
Rio- Rio das Velhas  
Município- Várzea da Palma (MG)  
Latitude -17:35:41  
Longitude -44:42:50  
Altitude (m) 464

#### Médio São Francisco – Manga

Código – 44500000  
Bacia- Rio São Francisco  
Sub-bacia - Rio São Francisco, Rio Verde Grande  
Rio- Rio São Francisco  
Município- Manga (MG)  
Latitude -14:45:26  
Longitude -43:55:56  
Altitude (m) 474

#### Submédio São Francisco – Juazeiro

Código - 48020000  
Bacia- Rio São Francisco  
Sub-bacia- Rio São Francisco, Rio Pajeú  
Rio- Rio São Francisco  
Município- Juazeiro (BA)

Latitude -9:24:23  
Longitude -40:30:13  
Altitude (m) 357,74

#### Baixo São Francisco – Pão de Açúcar

Código - 49370000  
Bacia- Rio São Francisco  
Sub-bacia- Rio São Francisco, Rio Moxotó  
Rio- Rio São Francisco  
Município- Pão de Açúcar (AL)  
Latitude -9:45:5  
Longitude -37:26:47  
Altitude (m) 8,1

### Análise de Ondeletas

O termo ondeleta refere-se a um conjunto de funções com forma de pequenas ondas geradas por dilatações (a) e translações (b) de uma função simples  $\psi(t)$  de variável real t, algumas vezes chamada de *ondeleta-mãe*. As funções derivadas da *ondeleta-mãe* são denominadas *ondeletas filhas*, ou simplesmente *ondeletas* (Weng e Lau, 1994; Torrence e Compo, 1998). Esta função deve ser quadraticamente integrável dentro de um intervalo real, ou espaço  $[L^2(\mathbb{R})]$ , ou seja, deve apresentar energia finita. Define-se matematicamente a função ondeleta numa escala a e posição b, onde a e b são valores reais, e  $a > 0$ , como sendo:

$$\Psi_{a,b}(t) = \frac{1}{\sqrt{a}} \psi\left(t - b/a\right) \quad (1)$$

A transformada em ondeletas contínua da função (t) f é definida pela seguinte equação:

$$(W_{\psi}f)(a,b) = \frac{1}{\sqrt{a}} \int f(t) \psi\left(t - b/a\right) dt \quad (2)$$

Em que:  $f(t)$  é a função que constitui a série de dados a ser analisada. O termo  $1/a$  é utilizado para normalizar a energia de cada ondeleta.

A ondeleta Morlet é complexa e possui características semelhantes às de sinais hidro/meteorológicos, tais como simetria ou assimetria, e variação temporal brusca ou suave. Segundo a literatura, este é um critério para escolha da função ondeleta (Weng e Lau, 1994; Morettin, 1999).

A função de Morlet é dada pela seguinte expressão:

$$\psi(t) = e^{i\omega_0 t} e^{-\eta^2/2} \quad (3)$$

Em que:  $\eta = t/s$ , onde  $t$  é o tempo,  $s$  é a escala da ondaleta e  $\omega_0$  é uma frequência não dimensional, que tem valor 6 para o caso da ondaleta de Morlet. Todos introduzidos no "script" de programação do Software Matlab.

Pode-se então variar a "escala" da ondeleta mudando sua largura. Esta é a vantagem real da AO. Ondas Morlet apresentam alta frequência enquanto gaussianas apresentam baixa frequência. Para a determinação de ciclos curtos ou longos modifica-se o tipo da onda para Morlet ou Gaussiana, respectivamente.

A maneira de mudar o tamanho total das ondeletas em relação ao tempo, as chamadas "as ondeletas escaladas" é representada como:

$$\varphi[(n'-n)\delta t / s] = (\delta t / s)^{1/2} \varphi_0 [(n'-n)\delta t / s] \quad (4)$$

Em que:  $s$  é o parâmetro de "dilatação" usado para mudar a escala, e  $n$  é o parâmetro de transformação no tempo. O fator de  $s^{1/2}$  é uma normalização para manter a energia total da Wavelet. A transformação do conjunto da onda é dada por:

$$W_n(s) = \sum_{n'=0}^{N-1} x_{n'} \varphi^* [(n'-n)\delta t / s] \quad (5)$$

Em que: o asterisco (\*) denota o complexo conjugado de  $\varphi$ . A integral acima pode ser utilizada para valores de escalas (desde alta frequência até a mais baixa). Um retrato bidimensional da variabilidade pode então ser construído traçando a amplitude e a fase da Ondeleta.

Será gerado um índice normalizado no intuito de destacar as anomalias, já utilizado por Kousky e Chu, (1978), Aceituno (1988) e Andreoli *et al.* (2004), Da Silva (2003; 2009), Da Silva *et al.* (2010).

O índice de cotas de rio de cada uma das quatro regiões foi calculado para todo o período de 1938 a 2010 e se referem às anomalias mensais de cotas, normalizadas pelos respectivos desvios-padrão mensais, calculadas através de (Da Silva, 2009):

$$AVar_{ij} = (Var_{ij} - \overline{Var_i}) / \sigma_i \quad (6)$$

Em que:  $AVar_{ij}$  é a anomalia normalizada da cota no ano  $j = 1, 2, 3, \dots, N$  e mês  $i = 1, 2, 3, \dots, 12$ ;  $Var_{ij}$  é a cota no ano  $j = 1, 2, 3, \dots, N$  e mês  $i = 1, 2, 3, \dots, 12$ ;  $\overline{Var_i}$  e  $\sigma_i$  são a média histórica e o desvio padrão do mês  $i$ .

## RESULTADOS

### Alto São Francisco

Como observado em outros rios já estudados (Tucci e Braga, 2003), no ASF, o rio São Francisco também apresentou períodos com variações em suas cotas. Por exemplo, baixos valores de cotas são observados em 1938, 1955, 1967, 1975, entre outros enquanto que, nos anos de 1945, 1950, 1970, 1972,

1979, 1982, entre outros, as cotas apresentaram anomalias positivas (Figura 2a). Essas variações podem ser explicadas pelas análises de ondeletas mostrada nas Figuras 2b e 2c.

Variações interanuais em rios também foram encontradas por Marengo (1995) e Trigo *et al.* (1999).

Após o ano de 1970, os maiores valores foram maiores que no período anterior a este ano, ou seja, anomalias positivas foram mais intensas após 1970 e o contrário se observa para as anomalias negativas, as quais foram menos intensas após 1970 (Figura 2a). Esses resultados corroboram com os observados por Tucci e Clarke (1980), Collischonn *et al.* (2001) e Tucci e Braga (2003).

Os períodos de menores amplitudes nos valores de cotas do ASF ocorreram de 1955 a 1975 e de 1987 a 2010, quando não foram apresentados os sinais de ocorrência de El Niño Oscilação Sul - ENOS (2 anos) e nem os sinais de ocorrência da escala decadal de 11 anos. Nesses períodos anteriormente citados houveram oscilação nas cotas do rio mas sem atingir os máximos negativos nem positivos, valores mais próximos da média. Assim, a ausência das escalas temporais ligadas ao ENOS e a decadal de 11 anos, ocasionou uma leve diminuição na cota do rio neste trecho.

Abreu Sá *et al.* (1998) também mostrou o rio Paraguai dependente das escalas anual, do ENOS e decadal.

Os máximos valores de cotas ocorreram em 1945 e 1978-79, quando em ambos os casos, ocorreu a junção das escalas sazonal, interanual, interanual curta, escala de 2 anos ligada ao ENOS, escala de 7 anos como sinal persistente de ENOS, escala decadal de 11 e 22 anos, sugerindo assim, que quando essa união de vários fenômenos meteorológicos ocorrem é favorável ao aumento do nível do rio no Alto São Francisco. A enchente de 1979 é tida como uma das maiores

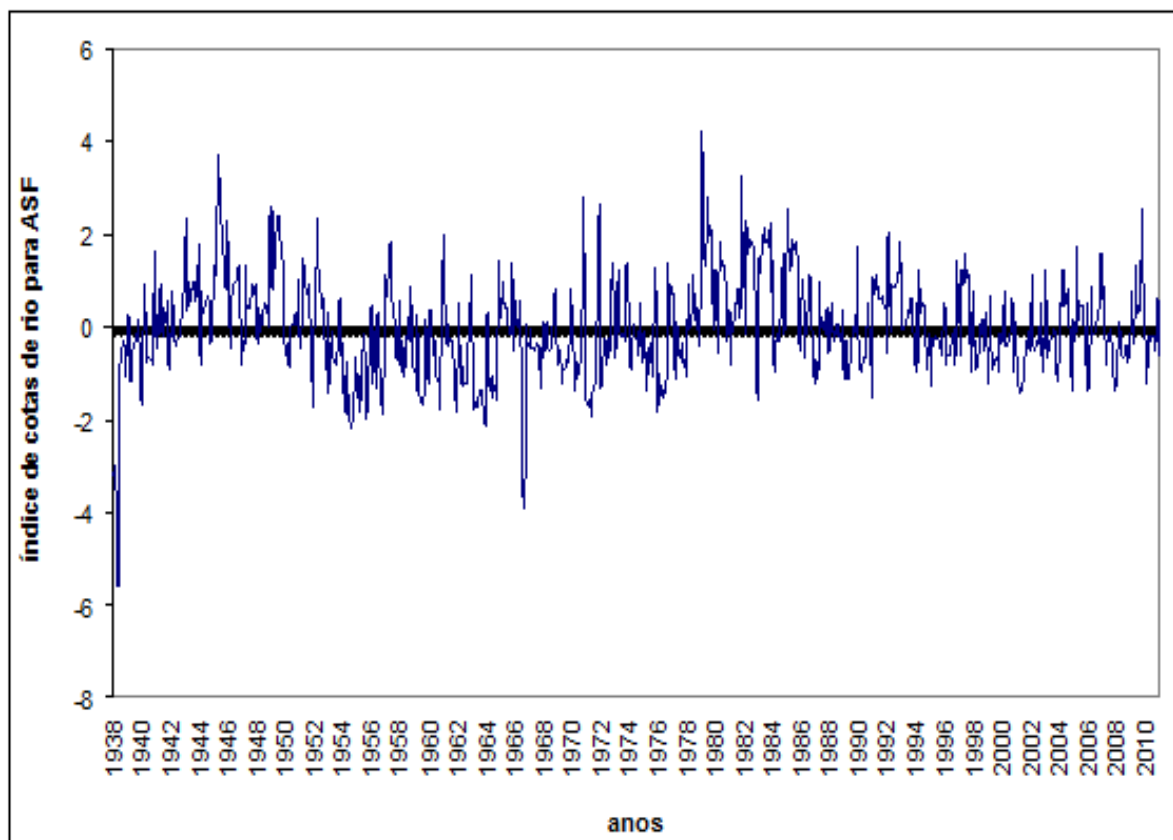


Figura 2a - Índice de cotas do ASF

ocorridas; teve destaque por suas consequências trágicas sociais e econômicas, tendo inclusive resultado na formação de uma Comissão Interministerial para estudar o assunto (ANA/GEF/PNUMA/OEA, 2004). No mesmo ano foi implantada a barragem de Sobradinho, que regularizou a vazão do rio a partir do MSF.

Após 1979, nas Figuras 2a e 2b, podem-se observar menores amplitudes nas cotas do rio, o que nessa parte do rio não em relação com Sobradinho e sim com os fenômenos meteorológicos atuantes e os ausentes.

A escala decadal de 22 anos, segundo a literatura específica (Mantua *et al.*, 1997), está relacionada à Oscilação Decadal do

Pacífico e a escala de 11 anos (Kerr, 1996) ao ciclo de manchas solares.

Nas Figuras 2b e 2c, é visível que a escala decadal de 22 anos é dominante ao longo da série, seguida pelas escalas de 11 anos e posteriormente a de 7 anos.

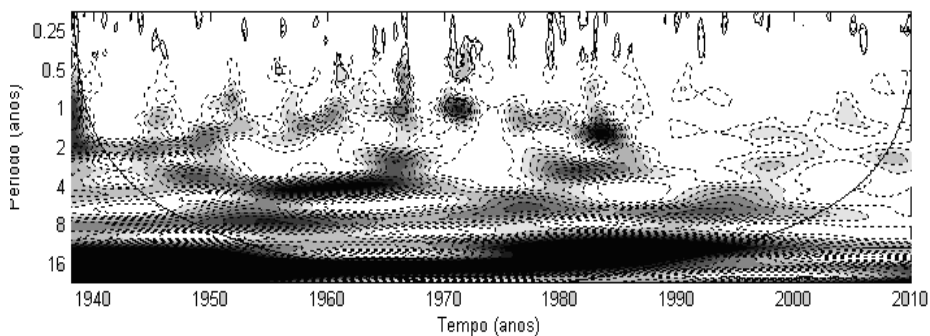


Figura 2b - Espectro de Potência de Ondeleta(EPO)

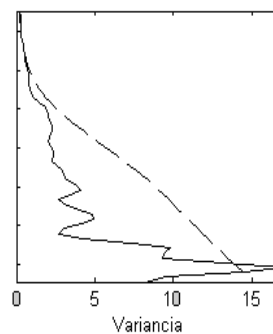


Figura 2c - Espectro de Potência Global(EPG)



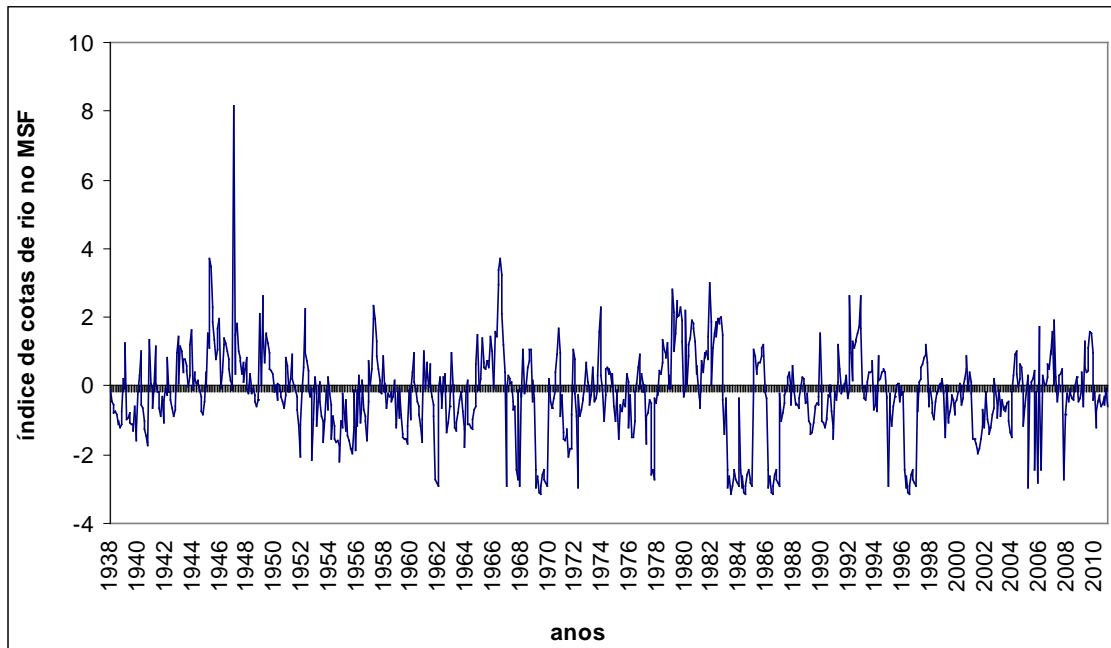


Figura 3ª - Índice de cotas do MSF

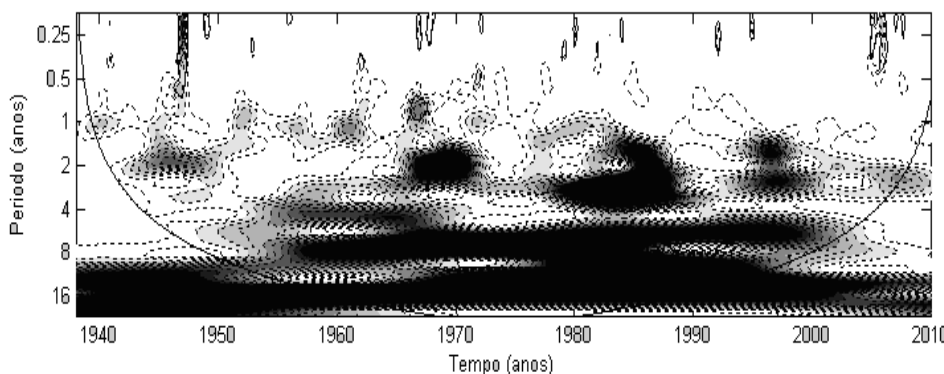


Figura 3b - Espectro de Potência de Ondeleta(EPO)

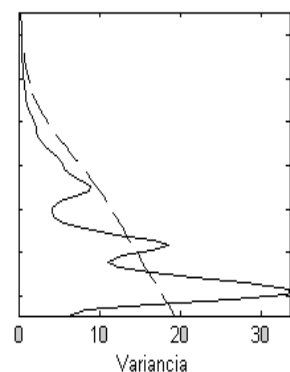


Figura 3c - Espectro de Potência Global(EPG)

Contornos tracejados correspondem a valores de variância normalizados. Contornos sombreados correspondem a variâncias significativas ao nível de confiança de 95%. A curva em forma de U representa o cone de influência, sob o qual o efeito de borda é importante; 2c) Espectro de Potência global, o contorno tracejado indica que o EPG é significativo ao nível de confiança de 95%.

### Médio São Francisco

O maior aumento ocorrido na série de índice de cotas no MSF foi em 1947 (Figura 3a), devido

associação de vários sistemas meteorológicos com escalas temporais distintas (sazonal + interanual + ENOS + escala decadal de 11 e 22 anos). Nos anos de 1966, 1970, 1980, 1985, 1990, também houve associação dessas escalas, mas com menor intensidade, gerando menores cotas (Figura 3b).

Após 1966 (2º maior índice de cotas), os máximos valores foram menores que o período anterior e pode-se observar diminuição nas cotas no MSF, contrário ao observado no ASF, onde após 1970 as cotas aumentaram.

No MSF, a escala temporal de 11 - 22 anos (Figura 3c) foi a escala

dominante e esteve presente e toda a série. A escala sazonal apresentou seu sinal em alguns anos específicos (1947, 1967, 1968, 1980, 1984, 1991, 1995, 2005, 2006, 2008). A escala temporal do ENOS pronunciou-se de 1944 a 1952, de 1967 a 1972, de 1979 a 1989 (longa fase de ENOS, ocasionando grande enchente de 1979 no rio São Francisco) e de 1995 a 1999. A escala de 5-7 anos, ligada ainda ao ENOS, esteve presente na série do MSF de 1955 a 2000. As escalas temporais persistentes no MSF são também encontradas no estudo de Abreu Sá *et al.* (1988), no rio Paraguai.

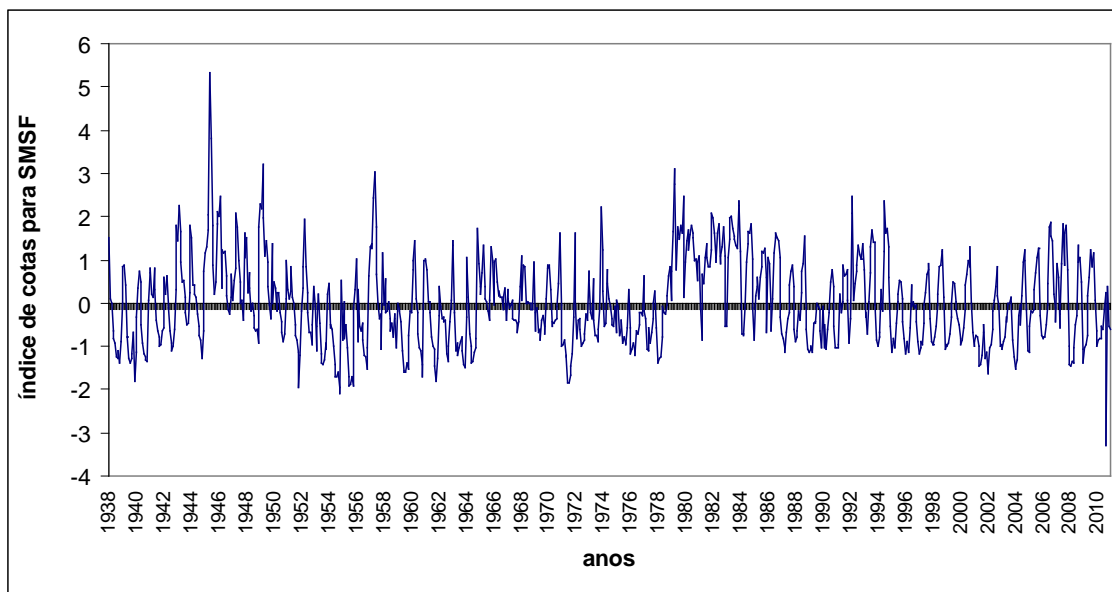


Figura 4a - Índice de cotas do SMSF

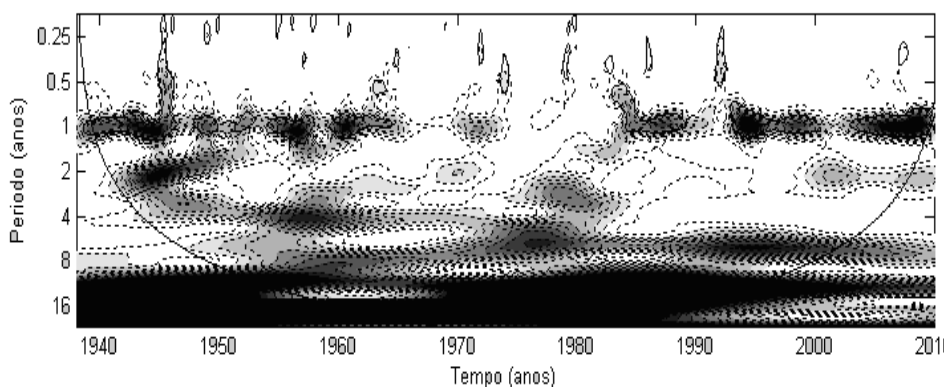


Figura 4b - Espectro de Potência de Ondeleta(EPO)

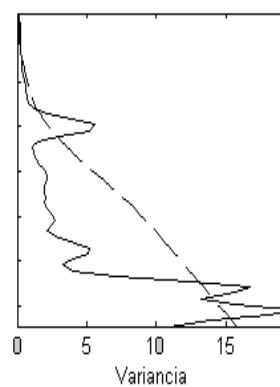


Figura 4c - Espectro de Potência Global(EPG)

Mesmo em vários rios da América do Sul terem apresentado aumento de cotas e vazão após 1970 (Tucci e Clarke, 1980; Collischonn *et al.* 2001; Tucci e Braga, 2003), em Ladário, no rio Paraguai, de 1960 a 1973 foram observadas menores cotas (Tucci, 2011). Assim, acredita-se que o ASF segue o comportamento de rios da América do Sul ((Tucci e Clarke, 1980; Collischonn *et al.* 2001; Tucci e Braga, 2003), e ao mesmo tempo, o MSF tem seu comportamento contrário e semelhante ao rio Paraguai (Tucci, 2011). Entretanto, tanto a sub-bacia do ASF quanto à do MSF, ambas apresentaram comportamento semelhante ao **efeito José e Noé**, com períodos de

máximas cotas e períodos de mínimas cotas.

Contornos tracejados correspondem a valores de variância normalizados. Contornos sombreados correspondem a variâncias significativas ao nível de confiança de 95%. A curva em forma de U representa o cone de influência, sob o qual o efeito de borda é importante; 3c) Espectro de Potência global, o contorno tracejado indica que o EPG é significativo ao nível de confiança de 95%.

### Submédio São Francisco

No SMSF a escala decadal (11-22 anos) é dominante, seguida pela

escala interanual (1-2 anos) (Figuras 4b e 4c). Também no SMSF observa-se o máximo valor de cota em 1947, mas com valor menor do visualizado no MSF (Figura 4a).

Contornos tracejados correspondem a valores de variância normalizados. Contornos sombreados correspondem a variâncias significativas ao nível de confiança de 95%. A curva em forma de U representa o cone de influência, sob o qual o efeito de borda é importante; 4c) Espectro de Potência global, o contorno tracejado indica que o EPG é significativo ao nível de confiança de 95%.

No SMSF as cotas apresentaram poucas variações mais

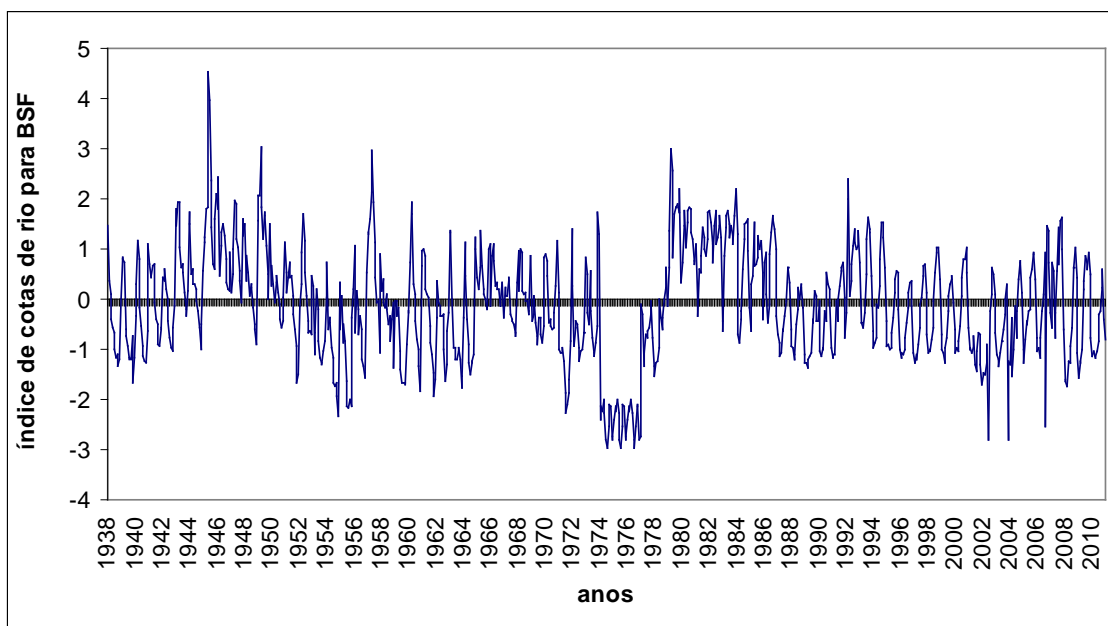


Figura 5a - Índice de cotas do BSF

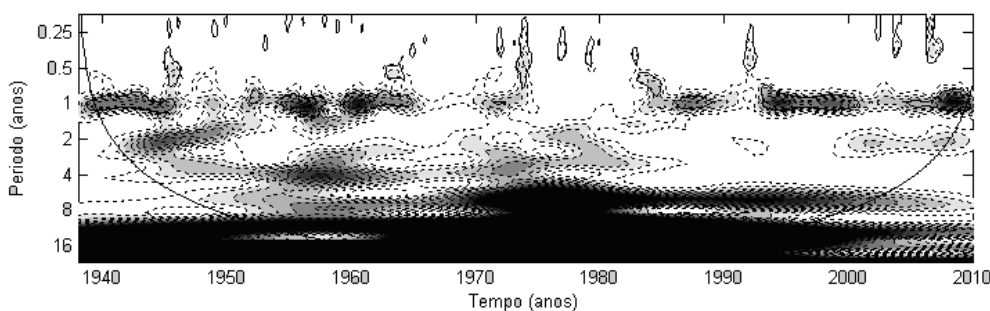


Figura 5b - Espectro de Potência de Ondeleta(EPO)

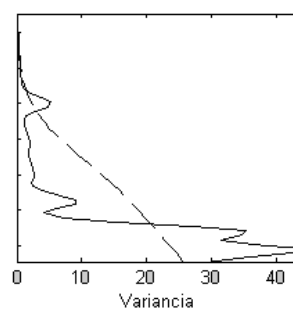


Figura 5c - Espectro de Potência Global(EPG)

acentuadas (exemplo os anos de 1950, 1953, 1957, 1974, 1979). Já após o ano de 1979, fica mais clara a influência de Sobradinho na série de cotas do SMSF, deixando as cotas mais próximas da média, principalmente as cotas negativas (Figura 4a).

Nessa sub-bacia a escala interanual é mais pronunciada que nas sub-bacias anteriores.

### Baixo São Francisco

No BSF, a escala interanual também se mostrou decisiva sobre a variação das cotas de rio, como também observado no SMSF, ambas sub-bacias no Nordeste do Brasil.

As escalas decadais de 11-22 anos também foram as escalas dominantes na série do BSF (Figura 5c). O máximo de cota de rio

ocorrido em 1947, também é observado no BSF, como no SMSF, em decorrência do mesmo motivo, associação de fenômenos meteorológicos com escalas temporais distintas.

Contornos tracejados correspondem a valores de variância normalizados. Contornos sombreados correspondem a variâncias significativas ao nível de confiança de 95%. A curva em forma de U representa o cone de influência, sob o qual o efeito de borda é importante; 5c) Espectro de Potência global, o contorno tracejado indica que o EPG é significativo ao nível de confiança de 95%.

A “normalização” das cotas após 1979 também é verificada da mesma forma que no SMSF, ou seja, as variações das duas sub-bacias

SMSF e BSF são semelhantes e distintas das outras duas sub-bacias (ASF e MSF).

### CONCLUSÕES

No ASF foram observadas variações interanuais, tendo como exemplo os anos de 1938, 1955, 1967, 1975, com baixos valores de cotas, e os anos de 1945, 1950, 1970, 1972, 1979, 1982, com anomalias positivas, corroborando com Marengo (1995) e Trigo *et al.* (1999). Ainda no ASF, anomalias positivas de cotas foram mais intensas após 1970, endossando os estudos de Tucci e Clarke (1980), Collischonn *et al.* (2001) e Tucci e Braga (2003). No ASF, a escala decadal de 22 anos é dominante, seguida pelas escalas de 11 anos e posteriormente a de 7 anos.

No MSF, após 1970, as cotas foram menores do que as observadas no ASF. Como na sub-bacia anterior, a escala decadal foi a dominante no MSF, seguida pela escala temporal de 7 anos. Tanto a sub-bacia do ASF quanto a do MSF, ambas apresentaram comportamento semelhante ao **efeito José e Noé**, com períodos de máximas cotas e períodos de mínimas cotas.

Já nas sub-bacias do SMSF e BSF, a escala decadal (11-22 anos) é dominante, seguida pela escala interanual (1-2 anos), escala a qual não se apresentava em destaque nas sub-bacias anteriores, sugerindo que as sub-bacias situadas no Nordeste recebiam maior influência da escala interanual.

Nessas sub-bacias fica mais clara a influência de Sobradinho na série de cotas do SMSF, deixando as cotas mais próximas da média, principalmente as cotas negativas.

Concluiu-se também que o efeito José e Noé também ocorreu na bacia hidrográfica do rio São Francisco, principalmente nas sub-bacias do ASF e MSF, não sendo tão marcantes no SMSF e BSF, as quais também sofrem intervenção de Sobradinho desde 1979.

## REFERÊNCIAS

- ABREU SÁ, L.D.; SAMBATTI, S.B.M.; GALVÃO, G.P. **Ondeleta de Morlet aplicada ao estudo da variabilidade do Nível do rio Paraguai em Ladário, MS**; Número Especial, Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, vol.33, p.1775-1785, out. 1998.
- ACEITUNO, P. On the functioning of the Southern Oscillation in the South American Sector. Part 1: surface climate, **Mon. Wea. Rev.**, v.116, p.505-524, 1988.
- ANDREOLI, R.V., KAYANO, M.T., GUEDES, R.L., OYAMA, M.D., ALVES, M.A.S. A influência da temperatura da superfície do mar dos Oceanos Pacífico e Atlântico na variabilidade de precipitação em Fortaleza, **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.19, n.3, 337-344, 2004.
- COLLISCHONN, W.; TUCCI, C.E.M.; CLARKE, R.T. Further evidence of change in the hydrological regime of the River Paraguay: part of a wider phenomenon of Climate Change? **Journal of Hydrology**, 245(2001), 218-238, 2001.
- DA SILVA, D.F. **Influência da Variabilidade Climática Interanual na Hidrologia da Bacia do rio São Francisco**, Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Meteorologia), Universidade Federal de Alagoas – UFAL, 2003.
- DA SILVA, D. F. **Análise de aspectos climatológicos, agroecômicos, ambientais e de seus efeitos sobre a bacia hidrográfica do rio Mundaú (AL E PE)**, 212 p., Tese de Doutorado em Recursos Naturais, UFCG, Campina Grande (PB), 2009.
- DA SILVA, D. F.; SOUSA, F. A. S.; KAYANO, M. T. Escalas temporais da variabilidade pluviométrica na bacia hidrográfica do rio Mundaú, **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 25, n. 3, p. 324-332, 2010.
- KERR, R.A. A now dawn for sun-climate links? **Science**, Washington, DC, v.271, nº5254, p.1360-1361, 1996.
- KOUSKY, V.E.; CHU, P.S. Fluctuations in annual rainfall for northeast Brazil, **J. Meteor. Soc. Japan**, v.56, p.457-466, 1978.
- MANTUA, N.J.; HARE, S.R.; ZHANG, Y.; WALLACE, J.M.; FRANCIS, R.C. A Pacific Interdecadal Climate Oscillation with Impacts on Salmon Production, **Bulletin of the American Meteorological Society**, Vol. 78, pp. 1069-1079, 1997.
- MARENGO, J.A. Variations and Change in South American streamflow. **Climate Change**, Dordrecht, v.31, nº1, p.99-117, 1995.
- MORETTIN, P.A. **Ondas e Ondeletas: Da Análise de Fourier à Análise de Ondeletas**, edusp, 193 p., 1999.
- NOBRE, C.; PAIÃO, L.B.F.C.; AMENDOLA, M. Análise espectral das cotas do rio Negro em Manaus. São José dos Campos, INPE, **Relatório técnico INPE**, 16p., 1984.
- PROJETO DE GERENCIAMENTO INTEGRADO DAS ATIVIDADES DESENVOLVIDAS EM TERRA NA BACIA DO SÃO FRANCISCO ANA/GEF/PNUMA/OEA, 2004. Subprojeto 4.5C – **Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco** - PBHSF (2004-2013).
- TORRENCE, C.; COMPO, G.P.: A practical guide to wavelet analysis. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v.79, p.61-78, 1998.
- TRIGO, R. M. ; GALVÃO, C. O. ; TRIGO, I. F. . **Aplicação de Wavelets ao estudo da variabilidade de caudais diários: uma comparação entre algumas bacias portuguesas e brasileiras**. In: IV Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, 1999, Coimbra. APRH, 1999. p. 1-15.
- TUCCI, C.E.M.; CLARKE, R.T. Adaptive forecasting with a conceptual rainfall-runoff model. **Hydrological Forecasting. Proc. Oxford Symp.**, IAHS n.129, pp 425-454, 1980.
- TUCCI, C.E.M. **Hidrologia: Ciência e aplicação**. Editora UFRGS, EDUSP, ABRH, 952 p., 1993.
- TUCCI, C.E.M; BRAGA, B. **Clima e Recursos Hídricos no Brasil**, Coleção ABRH, 348 p., 2003.
- TUCCI, C.E.M. **Estacionalidade e Variabilidade climática**. (blog do tucci, 2011. Acesso em 20/11/2011.



Ddisponível em  
<http://rhama.net/wordpress/?p=199>

WENG, H. LAU, K-M. Wavelets, period doubling, and time-frequency localization with application to organization of convection over the Tropical Western Pacific. **Journal of the Atmospheric Sciences**, v.51, n.17, p.2523-2541, 1994.

Recebido em: ago/2012  
Aprovado em: dez/2013

# Análise de casos de pesca esportiva no Brasil e propostas de gestão ambiental para o setor

## Analysis of sport fishing in Brazil and proposals the environmental management for sector

### RESUMO

A pesca esportiva é uma atividade de lazer importante no Brasil que gera recursos e com diversos praticantes. A atividade é favorecida pela biodiversidade de peixes e variedade de ambientes encontrados no país. No entanto, a gestão inadequada do setor pode gerar impactos maiores do que outras modalidades de pesca, pois os adeptos acessam habitats considerados críticos para diversas espécies de peixes. O estudo analisou e comparou quatro localidades que representam os cenários da pesca esportiva brasileira visando avaliar o modelo de gestão dos recursos envolvidos. As regiões foram agrupadas por meio de uma análise de *cluster* possibilitando identificar o padrão da atividade e constatar que a pesca esportiva brasileira possui duas modalidades bem distintas. Uma pesca urbana que é realizada por pescadores de grandes centros que realizam excursões curtas à procura de locais próximos para praticar a atividade e uma pesca turística realizada em regiões afastadas que, junto com o turismo, oferece a prática da pesca esportiva. Entretanto, as duas modalidades de pesca esportiva necessitam de métodos de avaliação e práticas de gestão ambiental diferenciada para a sustentabilidade do setor.

**PALAVRAS-CHAVE:** Pesca de recreação, gestão ambiental, análise de agrupamento, análise multivariada

### ABSTRACT

The sporting fishing is an activity of important leisure in Brazil that produces resources and with several apprentices. The activity is favored by the biodiversity of fishes and variety of environments found in the country. However, the unsuitable management of the sector can produce impacts bigger than other kinds of fishing, so the followers access habitats considered critical for several sorts of fishes. The study analyzed and compared four towns that represent the sceneries of the sporting Brazilian fishing aiming to value the model of management of the wrapped resources. The regions were grouped through an analysis of cluster making possible to identify the standard of the activity and to note that the sporting Brazilian fishing has two quite different kinds. An urbane fishing that is carried out by fishermen of great centers who carry out short excursions to the search of near places to practice the activity and a tourist fishing carried out in remote regions that, together with the tourism, offers the practice of the sporting fishing. Meantime, two kinds of sporting fishing need methods of evaluation and practices of environmental management differentiated for the sustainability of the sector.

**KEYWORDS:** Recreational fishing, environmental management, cluster analysis, multivariate analysis

**Cícero José Albano**

Mestre em Gestão Ambiental, Programa de Pós Graduação em Gestão Ambiental – Universidade Positivo  
Curitiba, PR, Brasil  
cicero.albano@ifpr.edu.br

**Eliane Carvalho de Vasconcelos**

Professora Titular  
Programa de Pós Graduação em Gestão Ambiental – Universidade Positivo  
Curitiba, PR, Brasil  
evasconcelos@up.com.br

## INTRODUÇÃO

A pesca esportiva é uma importante atividade na economia de diversos países, gerando de forma direta ou indireta bilhões de dólares em renda e impulsiona um segmento industrial desenvolvido (DONALDSON *et al.*, 2011; STOECKL; GREINER; MAYOCCHI, 2006). A gestão inadequada da pesca esportiva a torna mais impactante do que outras modalidades de pesca, pois seus praticantes têm acesso à maioria dos ecossistemas de água doce do mundo e as zonas costeiras dos oceanos, incluindo estuários, recifes, mangues, e enseadas, habitats críticos para múltiplas fases da vida dos peixes (COOKE; COWX, 2004).

Estimativas apontam que 730 milhões de pessoas praticam a pesca esportiva no mundo correspondendo a 11,5% da população mundial e a atividade é praticada geralmente em localidades isoladas com rios de água doce conservados e/ou orlas marítimas com relativa preservação (ARLINGHAUS *et al.*, 2009).

O Decreto Lei 221 de 28 de fevereiro de 1967 define a pesca como o ato de capturar ou extrair animais ou vegetais que tenham na água o seu meio de vida classificando-a em pesca comercial e não comercial. A pesca comercial pode ser artesanal praticada por pescador profissional autônomo, ou em regime familiar e a industrial realizada por pessoas físicas ou jurídicas em que pescadores profissionais empregados ou em regime de parceria se utilizam de embarcações de pequeno, médio e grande porte constituindo uma atividade empresarial, sendo que ambas visam a mercantilização do pescado. A pesca não comercial é composta pela pesca de subsistência, na qual seus praticantes visam o consumo doméstico, a pesca científica visando o desenvolvimento de pesquisas e por fim, a pesca amadora que é praticada por brasileiro ou

estrangeiro com a finalidade de lazer ou o desporto (NOGUEIRA, GHEDIN, 2010).

Assim, a pesca esportiva ou de lazer é uma modalidade da pesca amadora e define-se como a captura de peixes visando uma atividade de lazer (PITCHER, 1999) que não se destinam para a alimentação (ARLINGHAUS *et al.*, 2009).

### A pesca esportiva no Brasil

No Brasil a pesca constitui um meio de obtenção de alimento e também é uma atividade esportiva que visa o turismo e o lazer gerando recursos para a economia de diversas regiões (SHRESTHA; SEIDL; MORAES, 2002; FREIRE, MACHADO, CREPALDI, 2012)

A pesca esportiva no Brasil é praticada em rios como na Amazônia que detêm grande parte da maior bacia hidrográfica do mundo composta por diversos rios, igarapés e lagoas (HOLLEY *et al.*, 2008; REISS *et al.*, 2012) e no pantanal (SHRESTHA *et al.*, 2002) uma região alagada que faz parte da quarta maior bacia hidrográfica do planeta a Bacia do Rio da Prata (QUIRÓS, 1990). Alguns pontos da Bacia do Rio da Prata já se encontram impactados com a construção de hidroelétricas (AGOSTINHO; PELICICE; GOMES, 2008). Por isso a pesca esportiva nestas localidades, como em grande parte do sudeste e centro-oeste do Brasil, sofreu modificações, passando de uma pesca turística para uma pesca urbana que se utiliza de reservatórios (AGOSTINHO *et al.*, 2007) ou outros corpos hídricos próximos de grandes centros (GOMIERO; VILLARES-JUNIOR; NAOUS, 2009).

Outro cenário muito comum do pescador esportivo brasileiros é o estuário, devido a grande extensão de costa do país com mais de 8.000 km e que, por muitas vezes, se localiza próximo a grandes centros urbanos, o que faz com que rios e manguezais de estuário sejam procurados pelos

pescadores esportivos (PARANÁ, 2006).

No Brasil outro fator que modificou os cenários de pesca esportiva foi a introdução de espécies não nativas em reservatórios e rios visando incrementar a aquicultura e a pesca esportiva (CASAL, 2006; VITULE; FREIRE; SIMBERLOFF, 2009; ZAMBRANO *et al.*, 2006). A introdução de espécies invasoras é combatida em todo o mundo e em países como a Austrália e a Argentina que optaram pela sua soltura para incrementar a aquicultura e a pesca esportiva já identificam impactos na fauna aquática nativa (peixes, anfíbios e crustáceos), decorrentes da predação direta e da competição interespecífica em menor grau, ao ponto da eliminação de populações inteiras (JACKSON *et al.*, 2004; VIGLIANO *et al.*, 2009).

### Gestão da pesca esportiva

Apesar dos vários benefícios imputados à pesca esportiva, a avaliação da atividade sofre da falta de estudos científicos. Mesmo nos países que possuem a pesca esportiva ligada às suas culturas, não são realizadas avaliações técnicas de seus impactos (PITCHER, 1999).

O setor ainda vem sofrendo mudanças relacionadas com a atividade antrópica como poluição dos rios, eutrofização, barragens hidrelétricas que modificaram a prática, a qualidade e os ambientes da pesca esportiva (AGOSTINHO *et al.*, 2008; COWX; AYA, 2011). A atividade acaba não sendo a prioridade e é preterida em relação àquelas com importância econômica e social consideradas mais relevantes como a agricultura, a produção de energia ou prevenção de cheias (PITCHER, 1999).

Os conflitos entre os pescadores esportivos com outros setores que compartilham os recursos hídricos são comuns, como por exemplo, a pesca comercial

(QUACH; FLAATEN, 2010), praticantes de esportes náuticos, ou ambientalistas preocupados com a conservação (COWX; ARLINGHAUS; COOKE, 2010). Verifica-se que, para a formulação de um plano de gestão da pesca esportiva, deve ocorrer um levantamento da situação da atividade e dos setores que compartilham os recursos hídricos (COWX, 1999).

Para a manutenção da pesca esportiva como uma atividade viável no futuro é necessário que ocorra a gestão sustentável do setor com atenção às espécies e aos ecossistemas aquáticos e que tenha significado econômico e social para as localidades e países onde ela é praticada (PITCHER, 1999), sob pena da pesca esportiva produzir o declínio das populações de peixes da mesma forma que a pesca comercial ocasionou (COOKE; COWX, 2006).

É importante identificar qual o objetivo da pesca esportiva praticada na localidade. Com base nos estudos científicos sobre o setor é possível dividir a pesca esportiva em dois segmentos: uma pesca de lazer urbana realizada perto de grandes centros (ARLINGHAUS; BORK; FLADUNG, 2008) e uma pesca de turismo que se destina a fomentar a atividade econômica das localidades (DITTON; HOLLAND; ANDERSON, 2002; SHRESTHA *et al.*, 2002).

### Impactos da pesca esportiva

A pesca esportiva em decorrência da sua baixa captura de exemplares por esforço de pesca é apontada como menos prejudicial para os ecossistemas aquáticos do que a pesca comercial que se caracteriza por uma grande captura aliado a um baixo esforço de pesca, no entanto, a atividade pode produzir impactos diretos e indiretos aos recursos naturais envolvidos (COOKE; COWX, 2006; ARLINGHAUS *et al.*, 2012). O excesso de capturas superiores aos níveis sustentáveis, ou sobrepesca, afeta: o tamanho e as abundâncias das populações

(BARTHOLOMEW; BOHNSACK, 2005), o recrutamento das espécies para a reprodução da espécie alvo (CARLSON; ISERMANN, 2010) que pode afetar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (COOKE; SCHRAMM, 2007).

A pesca esportiva passou também a ser questionada por razões ético/morais e ganhou impulso a discussão sobre o bem estar animal com base no argumento da imposição desnecessária de dor e sofrimento aos peixes (ARLINGHAUS *et al.*, 2007; ARLINGHAUS *et al.*, 2009; COOKE; SNEDDON, 2007; DIGGLES *et al.*, 2011; HUNTINGFORD *et al.*, 2007; HUNTINGFORD *et al.*, 2006), tema que pode ser hoje a principal barreira para o desenvolvimento da pesca esportiva (LEEUW, 1996).

Contudo, a pesca esportiva gera benefícios sociais uma vez que possibilita o lazer a qualquer tipo de pessoa, econômicos permitindo que localidades se sustentem apenas com a atividade e ecológicos, pois permite a compreensão dos ecossistemas aquáticos e da sua complexidade (PITCHER, 1999) e a adoção de um código de ética da atividade contribui para a sustentabilidade do setor a longo prazo (COWX; ARLINGHAUS, 2008) e deve ser considerado pelas autoridades que defendam a atividade como instrumento de desenvolvimento social e econômico. Com este objetivo a *European Inland Fishery and Aquaculture Advisory Commission* (EIFAAC) membro da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) desenvolveu um código de conduta da pesca esportiva para ser aplicado mundialmente (ARLINGHAUS *et al.*, 2012). Apesar do órgão instituidor possuir jurisdição na Europa o código foi formulado com consultas aos interessados e praticantes de todo o mundo e pode ser aplicado na política de gestão do setor em qualquer contexto (ARLINGHAUS; COOKE; COWX, 2010) e traz os padrões mínimos para que a gestão

e o desenvolvimento sustentável da pesca esportiva sejam aceitos eticamente, socialmente e biologicamente (ARLINGHAUS *et al.*, 2012).

Neste contexto, este artigo apresenta resultado de pesquisa de campo que visou descrever e analisar os três cenários mais frequentados pelo pescador brasileiro, o estuário, os rios e reservatórios e os modelos de pesca esportiva ali praticados, comparando-os e identificando a melhor forma de gestão dos recursos ambientais envolvidos.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Levantamentos de campo

Objetivando verificar e analisar a modalidade de pesca esportiva praticada no Brasil foram escolhidas localidades que foram visitadas entre maio e outubro de 2011. A escolha buscou contrastar os principais cenários e as modalidades de pesca esportiva praticada no Brasil. Segundo o Ministério da Pesca e Aquicultura – MPA a pesca esportiva no Brasil concentra-se respectivamente, em rios, reservatórios e pesque e pagues e no mar (BRASIL, 2012).

A Amazônia foi escolhida para representar a pesca em rios, pois o bioma amazônico constitui-se de uma vasta planície alagada formada por inúmeros rios e tem na pesca uma das principais atividades. A cidade de Barcelos/AM (0°58'N; 62°55'O) às margens do Rio Negro tem na pesca esportiva a principal fonte da sua economia (AMAZONAS, 2011). O litoral norte de Santa Catarina e o litoral do Paraná foram escolhidos para representar a pesca esportiva em estuário (PARANÁ, 2006;2009). O reservatório de Serra da Mesa em Goiás (14°00'S; 48°20'O) foi escolhido para caracterizar a pesca em reservatórios. E o município de São José dos Ausentes/RS (28°43'5"S, 50°2'59'O) foi escolhido para avaliar

Tabela 1 - Roteiro temático para o levantamento de campo contendo a descrição dos itens verificados nas visitas realizadas nas localidades que exploram a pesca esportiva

ASPECTO	FATO VERIFICADO	DESCRIÇÃO
<b>Econômico</b>	Existência de programas de turismo de pesca para a região	Verificar se a atividade é uma política pública do governo local
	Infraestrutura para a pesca esportiva	Verificar se a região oferta condições mínimas para a prática da atividade tais como pousadas ou hotéis para os turistas pescadores, fornecimento de barcos e equipamentos na região
	Presença da pesca comercial	Verificar se existe pesca comercial na região que pode originar conflitos com os pescadores esportivos e que impacta duplamente os estoques pesqueiros da região.
<b>Social</b>	A existência de guias de pesca da região	Verificar se a pesca esportiva contribui para geração de empregos
	Conhecimento de pesca pelos profissionais que atuam no setor	Verificar se os profissionais que atuam na pesca esportiva orientam e auxiliam os turistas durante a prática da atividade.
	Orientações sobre a pesca na região localidade.	Verificar se os profissionais esclarecem o turista sobre as características da pesca esportiva na região.
	Distância dos grandes centros.	Verificar se as localidades de pesca esportiva se localizam próximas a grandes centros urbanos.
	Participação da comunidade local com a pesca esportiva.	Verificar o engajamento da comunidade com a atividade turística.
	<b>Ambiental</b>	Diversidade de locais para a prática da pesca esportiva.
	Impactos ambientais da pesca esportiva.	Verificar se existe degradação ambiental visível em razão da atividade de pesca esportiva.
	Diversidade de espécies alvo nativas.	Verificar se existe diversidade de espécies alvo possibilitando a distribuição dos impactos da pesca esportiva.
	Utilização de iscas naturais.	Verificar se a região oferta aos turistas iscas naturais;
	Utilização de iscas artificiais.	Verificar se o turista utiliza iscas artificiais;

a pesca esportiva de espécies introduzidas em um rio no caso á truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*).

### Roteiro temático

Para os levantamentos de campo foi criado um roteiro temático que busca obter o maior número de informações sobre a localidade, a modalidade de pesca, os profissionais que atuam na atividade turística de pesca, o envolvimento da comunidade local com a atividade e impressões sobre os impactos ambientais. As verificações consistiam em assinalar

se os tópicos previamente definidos estavam presentes (sim) ou ausentes (não). Dados complementares foram anotados em um caderno de campo, a fim de complementar eventual informação. O roteiro temático contendo os temas verificados no levantamento de campo e a descrição dos itens verificados pode ser visualizada na Tabela 1.

### Análise das localidades visitadas

Para a comparação das áreas visitadas e caracterização dos

cenários de pesca esportiva no Brasil foi realizada uma análise de similaridade de agrupamentos ou *clusters* (LUDEWIG *et al.*, 2009). Pelas técnicas hierárquicas, os grupos são classificados em subgrupos produzindo uma árvore de classificação. As medidas de proximidade mais conhecidas são: 1) distâncias (dissimilaridade) entre as observações; 2) o grau de associação (similaridade) entre elas (TIMM, 2002).

Com os dados obtidos no levantamento de campo foi possível a elaboração de matriz de similaridade a qual foi analisada pelo

programa estatístico *Minitab for Windows* versão 16 e o método *clusters observation*, utilizando o tipo de ligação de distância simples entre os grupos.

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

### Descrição dos cenários da pesca esportiva brasileira

#### Pesca esportiva em rios - Barcelos/AM

A cidade de Barcelos/AM (0°58'N; 62°55'O) caracteriza o cenário da pesca esportiva realizada em rios, a única atividade pesqueira autorizada pela legislação estadual (AMAZONAS, 2011), por meio de um programa de turismo de pesca esportiva. A modalidade da pesca esportiva praticada na região é turística, com excursões de turistas brasileiros e estrangeiros que partem do porto da cidade às margens do Rio Negro.

Toda a atividade de pesca esportiva é realizada com apoio e integração dos profissionais que trabalham na atividade turística da região que, como atrativo, oferecem a pesca esportiva. Existe uma cooperação entre os profissionais que exploram a pesca esportiva com uma logística de transporte dos turistas, rede de informações entre os guias de pesca que exploram a região, comunicação entre os barcos-hotéis visando à segurança e obtenção de informações sobre as condições dos locais de pesca. A pesca só é possível sob a orientação de guias da localidade que conhecem os rios e igarapés da região e as características e ciclo de vida dos peixes da região que sofrem variações dependendo do regime de chuvas, sendo o período mais indicado para a atividade o período de seca (setembro a março de cada ano).

O principal peixe-alvo das excursões é o tucunaré amazônico (*Cichla* spp.) e os mais capturados são o tucunaré borboleta (*Cichla*

*orinocensis*) e o tucunaré paca e tucunaré-açu, os quais apesar da diferença de coloração referem-se à mesma espécie (*Cichla temensis*)(REISS *et al.*, 2012). Também são capturados na pesca esportiva traíras (*Hoplias malabaricus*), bicudas (*Boulengerella cuvieri*) e aruanãs (*Osteoglossum bicirrhosum*). Não é permitido levar o pescado da região e o consumo é realizado apenas nas excursões de pesca.

A pesca do tucunaré é feita por meio de iscas artificiais, confeccionadas em resinas e madeira que são levadas e trazidas pelos turistas não gerando resíduos. Para a pesca dos bagres migratórios utiliza-se de isca natural (peixes menores), a qual deve ser primeiro capturada com iscas artificiais para depois ser utilizada como isca.

Quanto à infraestrutura turística constatou-se que os barcos-hotéis lançam dejetos e combustíveis diretamente nos rios o que causa impacto e deve ser readequada visando reduzir sempre a pressão sobre os ecossistemas, permitindo a exploração da atividade de forma sustentável (COOKE; COWX, 2006). Os profissionais que atuam no turismo de pesca esportiva estão orientados sobre os impactos da atividade de pesca e aplicam as medidas mitigadoras do pesque e solte, utilizam apenas iscas artificiais, observam o tamanho de captura e cota zero e passam essas orientações aos turistas pescadores esportivos (ARLINGHAUS; KLEFOTH *et al.*, 2008). No entanto, não existe uma política de gestão ambiental instituída pelas autoridades e tampouco formação ou fiscalização destes profissionais (NOGUEIRA, 2011). Não existe uma atividade econômica alternativa para a localidade e, se acaso a pesca esportiva entrar em colapso, os turistas não visitarão mais a região levando ao seu declínio econômico e social (STOECKL *et al.*, 2006).

#### Pesca esportiva em reservatório - Serra da Mesa (Niquelândia/GO)

A pesca esportiva em reservatório se tornou comum no Brasil em face da escolha da hidroeletricidade como matriz energética (AGOSTINHO *et al.*, 2008). O lago artificial de Serra da Mesa (14°00'S; 48°20'O) é um exemplo deste cenário de pesca esportiva e se formou pelo represamento de dois rios afluentes do Rio Tocantins, o Rio Ceará e o Rio Maranhão. O principal município da região é Niquelândia/GO. A atividade econômica predominante na região é a mineração (BRASIL, 2010).

Os pescadores esportivos chegam à região por voos com destino a Brasília/DF e percorrem de ônibus fretado ou vans 240km até a cidade de Niquelândia/GO às margens do reservatório que concentra pousadas que oferecem hospedagem e guias de pesca.

Segundo levantamento realizado trabalham na pesca esportiva da região mais de 100 profissionais entre guias de pesca, catadores de isca, cozinheiras e arrumadeiras das pousadas. Não existe uma cooperação entre os profissionais do setor de pesca esportiva, quer seja em relação ao transporte dos pescadores ou na pesca. A extensão de área das margens do reservatório possibilita que as atividades das pousadas não se relacionem. Esta situação cria uma divisão de zonas independentes de exploração de pesca para cada pousada do entorno do reservatório o que se assemelha a pesca esportiva urbana (ARLINGHAUS; BORK; *et al.*, 2008), além disso, existem muitas pessoas que partem para a região com sua própria embarcação e pescam no reservatório e não contratam guias de pesca da região.

Com o represamento e formação do lago, duas espécies de tucunaré nativos da região se

proliferaram e são alvo da pesca esportiva, o tucunaré amarelo (*Cichla kelberi*) e o tucunaré azul (*Cichla piquiti*) este último é capturado em maior número (BRASIL, 2010).

A fiscalização em relação ao descumprimento de cotas de captura é feita pelos próprios profissionais de pesca da região, existindo pousadas que concedem descontos na estadia ao turista que pratica o sistema de cota zero. Porém os guias relataram que são frequentes às vezes em que a cota de captura é desrespeitada por insistência do turista. Em geral os pescadores utilizam iscas artificiais, porém existe um comércio local de iscas vivas que podem ser disponibilizadas aos turistas.

Não existe nenhum programa de turismo, o que faz com que a pesca esportiva se caracterize ainda mais como urbana, principalmente devido aos conflitos existentes com outras atividades antrópicas como, por exemplo, a elevação do nível do reservatório. A inconstância do nível de reservatórios afeta outras localidades do país que possuem turismo de pesca em cenários semelhantes, pois a atividade se sujeita à demanda da produção de energia elétrica que faz com que os reservatórios constantemente se modifiquem (YOUNG; CECH; THOMPSON, 2011).

A pressão sobre os estoques do tucunaré amarelo (*Cichla kelberi*) e do tucunaré azul (*Cichla piquiti*) do reservatório foram apontados em levantamento realizado pelo IBAMA (BRASIL, 2010). Medidas mitigadoras foram sugeridas, como aumento do tamanho mínimo (ISERMANN *et al.*, 2007), instituição de um tamanho máximo de captura (CARLSON; ISERMANN, 2010) e a redução da cota de captura podendo inclusive levar a adoção de cota zero em determinadas áreas (BOCHENEK *et al.*, 2010; VAUGHAN; CARMICHAEL, 2002).

A infraestrutura turística com construção de pousadas nas margens do reservatório, utilização de embarcações movidas com motores à explosão e a atividade dos catadores de isca natural afetam a localidade e causam impactos devendo ser readequada visando reduzir a pressão sobre os ecossistemas permitindo a exploração da atividade de forma sustentável (COOKE; COWX, 2006).

Não existe qualquer formação ou orientação dos profissionais que atuam na pesca esportiva visto que o conhecimento da profissão foi adquirido de forma empírica. Os guias de pesca que atuam na atividade não são orientados sobre os impactos e as medidas mitigadoras como o pesque e solte, utilização de iscas artificiais, ou observação rígida do tamanho de captura e cota zero. Falta o repasse de orientações aos pescadores esportivos que praticam turismo na região (ARLINGHAUS; KLEFOTH; *et al.*, 2008), oficinas e programas de sensibilização dos pescadores esportivos locais que utilizam o reservatório (ARLINGHAUS; BORK; *et al.*, 2008). Não existe política de gestão ambiental da atividade ou programa de turismo de pesca instituído pelas autoridades locais e ainda existem demandas judiciais visando a retirada de algumas pousadas do entorno do reservatório, conflitos como estes entre os setores que utilizam os recursos hídricos prejudicam a atividade (COWX, I. G., 1999).

### Pesca esportiva em estuário - Garuva/SC e o litoral do Paraná

Para caracterizar a pesca em estuário foram realizadas visitas durante o ano de 2011 no litoral Norte de Santa Catarina, município de Garuva/SC (26°03'45"S, 48°48'50"O) e no Litoral Paranaense com visitas realizadas ao complexo estuarino lagunar de Paranaguá (25°29'S, 48°25'O), que compreende

os municípios de Paranaguá, Antonina, Morretes, Guaraqueçaba e a baía de Guaratuba (25°52'S, 48°39'O).

As regiões do Litoral Norte de Santa Catarina e Litoral do Paraná possuem um ecossistema caracterizado pelo predomínio da Mata Atlântica. Este ecossistema é de topografia variada com relevo montanhoso, planícies aluviais e bancos de areia nos seus rios e baías com predomínio de áreas de manguezais.

Não existe nenhum programa de turismo de pesca nas regiões e a modalidade de pesca esportiva praticada caracteriza-se como pesca esportiva urbana e não turística, pois está localizado perto de grandes centros populacionais e sofre a interferência de efeitos antrópicos (ARLINGHAUS; BORK; *et al.*, 2008). A pesca esportiva de estuário tem como principal espécie alvo o Robalo (*Centropomus spp.*). As capturas visam o robalo-peva (*Centropomus paralellus*) e o robalo-flecha (*Centropomus undecimalis*), este último apesar de ser encontrado em menor quantidade concentra os maiores exemplares. Para a pesca da espécie são utilizadas iscas artificiais ou iscas naturais.

Em Garuva/SC existem pousadas especializadas em pesca esportiva que disponibilizam aos usuários embarcações de alumínio com motores movidos a gasolina e guias de pesca. No Litoral Paraná não existem pousadas de pesca e os pescadores esportivos que visitam a região se deslocam de Curitiba/PR trazendo a sua própria embarcação.

Neste tipo de cenário os impactos da pesca esportiva somam-se aos impactos das demais atividades e conflitos são gerados em virtude da utilização concorrente dos recursos ambientais, como por exemplo, a pesca comercial e a navegação (COWX, 1999).

Não existe qualquer tipo de gestão ambiental e a implantação de políticas voltadas à atividade deve ser orientada com campanhas de

sensibilização sobre a situação ambiental e os impactos da pesca esportiva visando esclarecer diretamente os praticantes da atividade por meio de oficinas de orientação realizadas em clubes de pesca, torneios e marinas (ARLINGHAUS; BORK; *et al.*, 2008).

### Pesca esportiva de espécies introduzidas - São José dos Ausentes/RS

A cidade de São José do Ausentes/RS (28°43'5"S, 50°2'59"O) localiza-se na região serrana do Rio Grande do Sul com altitude acima do 1200m. A principal atividade econômica do município é a agropecuária e o turismo rural foi iniciado visando a visitação de fazendas da região. Os proprietários disponibilizam quartos nas respectivas sedes das fazendas que são ocupados durante as temporadas de inverno pelos turistas. A região possui rios de pedra com cachoeiras destacando-se o Rio Silveira e o Rio Divisa, nos quais foi introduzida a truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*), espécie nativa do hemisfério norte.

A prestação dos serviços turísticos se concentra apenas no oferecimento de hospedagem e nenhuma orientação ou suporte a pesca esportiva é oferecida. Não existem guias de pesca na região e

os turistas acessam os pontos de pesca caminhando pelos rios e trilhas.

Existe um projeto de turismo na localidade denominado de Graxaim Calçado que patrocina a soltura de peixes adultos, liberação esta denominada de "peixamentos" que ocorrem durante a temporada de pesca que se estende dos meses de maio a setembro.

Contudo, a introdução das espécies invasoras nos rios brasileiros é muito questionada em virtude dos impactos causados aos ecossistemas (MAGALHÃES *et al.*, 2002; VITULE; UMBRIA; ARANHA, 2006). A truta arco-íris introduzida na região é considerada uma das 100 maiores espécies invasoras no mundo e diversos países já a possuem na sua ictiofauna, com destaque para a Austrália e Argentina que realizaram estudos demonstrando impactos em seus ecossistemas (JACKSON *et al.*, 2004; VIGLIANO *et al.*, 2009), como redução de macro invertebrados, principal alimento da espécie e redução da biodiversidade de peixes nativos. Estudos já demonstram que a espécie se adaptou no Brasil e vem se reproduzindo e os impactos da sua introdução em rios de altitude, como na localidade visitada, tendem a ser maiores (MAGALHÃES *et al.*, 2002).

A exploração da pesca esportiva de espécie introduzida

deve ser melhor avaliada, ou até evitada, pois acaba sendo despropositada, tendo em vista o número de espécies catalogadas no Brasil (4218) (BRAGA; BORNATOWSKI; VITULE, 2012; FROESE; PAULY, 2011), das quais 188 são consideradas esportivas. A liberação de mais peixes nos chamados "peixamentos" contraria estudos dos países que vem tentando amenizar os efeitos causados por esta espécie em seus rios (JACKSON *et al.*, 2004; VIGLIANO *et al.*, 2009).

### Comparação dos cenários de pesca esportiva do Brasil

Com base nas informações coletadas nos levantamentos de campo foi possível a elaboração da matriz de similaridade, Tabela 2, que sintetiza as descrições das condições das localidades e o tipo de pesca esportiva praticada em cada uma delas.

Com base nos resultados obtidos no levantamento de campo foi formulada a Tabela 3 que contém o número de *clusters* encontrados entre as regiões visitadas, o nível de similaridade entre elas, a distância e as ligações resultantes, dados que demonstram os grupos resultantes da análise das localidades e utilizados para construção do respectivo dendrograma.

Tabela 2 - Relatório temático das visitas realizadas nas localidades que exploram a pesca esportiva com as respectivas respostas (0= ausente, 1=presente)

FATOR VERIFICADO	Barcelos	Ausentes	Serra da Mesa	Garuva	Litoral PR
	1	1	0	0	0
INFRAESTRUTURA	1	1	1	1	0
GUIA DE PESCA	1	0	1	1	1
CONHECIMENTO	1	0	1	1	1
ORIENTAÇÃO	1	0	0	0	0
PESCA COMERCIAL	0	0	1	1	1
DISTÂNCIA	1	1	0	0	0
PARTICIPAÇÃO	1	1	1	0	0
DIVERSIDADE	1	0	0	1	1
IMPACTOS	0	1	1	1	1
ESPÉCIE ALVO	1	0	1	1	1
ISCA NATURAL	0	0	1	1	1
ISCA ARTIFICIAL	1	1	0	1	1



Tabela 3 - Tabela contendo os valores das diferenças e similaridades apuradas pela comparação das localidades visitadas que exploram a pesca esportiva, com a respectiva ligação entre elas

Passo	Número de <i>clusters</i>	Nível de similaridade	Nível de distância	Ligações de cluster
1	4	68,3772	1,00000	4-5
2	3	55,2786	1,41421	3-4
3	2	22,5403	2,44949	1-2
4	1	16,334	2,64575	1-3

Como observado na Tabela 3, obteve-se um nível de similaridade de 68,3772 com nível distância unitário. Tais parâmetros endereçaram a ligação do *cluster* 4-5 (Garuva/SC e Litoral do Paraná). Sequencialmente, um aumento de pouco mais de 41% no nível de distância agrupou a localidade 2 (Serra da Mesa) ao *cluster* formado anteriormente. As localidades de Barcelos/AM e São José dos Ausentes/RS se agrupam com nível de similaridade de 22,5403 demonstrando propriedades e características que diferenciam estas localidades do *cluster* formado pelas localidades de Garuva/SC, Litoral do Paraná e Serra da Mesa. Sendo assim, formam-se dois agrupamentos distintos com uma

distância multivariada de 2,44949.

Com base nos resultados, o dendrograma apresentado na Figura 1 apresenta a visualização do agrupamento das áreas visitadas em 2011 que exploram a pesca esportiva. Verifica-se que as regiões visitadas se dividem em dois grupos distintos. A visualização desta divisão auxilia na implantação de políticas de gestão ambiental e implementação de diretrizes visando mitigar os impactos da pesca esportiva.

Com base no levantamento de campo a melhor representação das diferenças das modalidades de pesca esportiva foi o dendrograma elaborado com base na distância euclidiana e ligação simples que apresentou uma correlação

cofenética de 0,9641, ou seja, muito próxima da unidade, considerada a correlação ideal para a análise de um agrupamento pois apresenta o menor grau de deformação dos resultados. (TIMM, 2002).

O primeiro grupo é composto por São José dos Ausentes/RS e Barcelos/AM e, apesar de grandes diferenças regionais e de meio ambiente, se assemelham por representarem cenários de uma pesca esportiva voltada para a atividade turística (DITTON *et al.*, 2002). O efeito da interferência antrópica é menor neste grupo, o que pode decorrer do afastamento destas regiões em relação a grandes centros urbanos. A gestão ambiental neste grupo, visando mitigar os impactos da

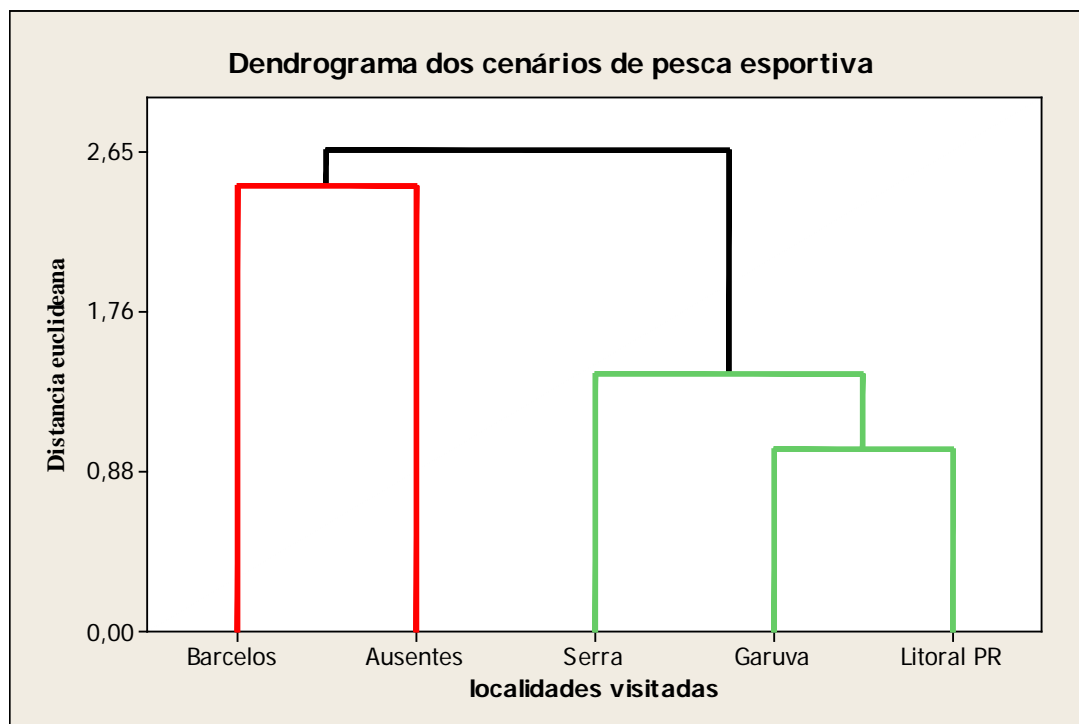


Figura 1 - Dendrograma demonstrando o agrupamento em *cluster* das regiões visitadas que exploram a atividade de pesca esportiva.

pesca esportiva, deve ser feita diretamente na localidade, direcionada aos profissionais do setor turístico de pesca que irão orientar os turistas que visitam a região (PITCHER, 1999). O valor econômico obtido com a pesca esportiva neste grupo tende a ser alto, pois inclui o custo da viagem, estadia, alimentação e deslocamento na região (SHRESTHA *et al.*, 2002).

O segundo grupo formado pelo reservatório de Serra da Mesa/GO, Garuva/SC e Litoral do Paraná representam cenários típicos da pesca esportiva urbana (ARLINGHAUS; BORK; *et al.*, 2008), modalidade que está gradativamente predominando na pesca de lazer realizada no Brasil nos últimos anos. As regiões estão localizadas próximas à grandes centros urbanos como o litoral catarinense e litoral paranaense ou formam cenários modificados pelo homem como reservatórios. Nestas localidades os impactos da pesca esportiva tendem a se somar com os efeitos da interferência antrópica. A gestão ambiental da pesca esportiva necessita de palestras e oficinas de sensibilização direcionada aos pescadores esportivos urbanos que não estão concentrados como na atividade turística, mas dispersos nas áreas de prática da pesca (ARLINGHAUS; BORK; *et al.*, 2008). O valor a ser gerado pela atividade de pesca esportiva tende a ser menor, pois as pescarias se realizam em períodos curtos de um ao no máximo três dias de pesca (KEARNEY, 1999). Serra da Mesa/GO, por ser um reservatório afastado, aparenta ser uma região de pesca turística, porém se assemelha com o grupo de pesca esportiva urbana devido à interferência antrópica (ARLINGHAUS; BORK; *et al.*, 2008).

A análise de *cluster* foi utilizada para diferenciar as modalidades de pesca esportiva urbana e turística, porém pode ser utilizada também para analisar e classificar localidades que realizam

pesca esportiva turística, ou somente pesca esportiva urbana. Para tanto, o conhecimento do fenômeno a ser investigado é fundamental para que os temas do roteiro temático sejam elaborados com precisão para apurar as semelhanças e dissimilaridade do grupo que está sendo investigado.

### Propostas de gestão da pesca esportiva

Os dados obtidos nos levantamentos de campo demonstram as semelhanças e diferenças das localidades, o que possibilitou uma análise de agrupamento (*cluster*) permitindo comparar e classificar as regiões. Os resultados encontrados no estudo demonstram que o Brasil possui um padrão de pesca esportiva com duas modalidades bem definidas e se assemelha a pesca esportiva praticada no resto do mundo. Uma modalidade turística (DITTON *et al.*, 2002) que era a base da pesca esportiva brasileira no passado e outra urbana (ARLINGHAUS; BORK; *et al.*, 2008) que atualmente está se tornando a principal. Ambas possuem diferentes necessidades de infraestrutura e gestão (COWX, 1999). Apesar de existir esta diferenciação a entidade que faz a gestão do setor (MPA) somente considera em suas políticas de gestão a pesca esportiva turística. Porém, mesmo em relação à pesca esportiva turística reconhecida a entidade gestora não estabelece políticas de gestão para o setor. Esta ausência de gestão é percebida nas localidades visitadas, ante a ausência de cursos de formação de guias turísticos de pesca, falta de orientações ou plano de atuação nas comunidades que exploram a pesca esportiva. Faltam estudos sobre os impactos da atividade nos ecossistemas atingidos e não há fiscalização adequada do setor.

Para que a atividade se torne sustentável é necessário um aprofundamento deste diagnóstico da pesca esportiva nacional com a diferenciação da gestão para as duas modalidades de pesca esportiva a turística e a urbana (COWX, 1999). A pesca esportiva turística já é praticada em muitas localidades no interior do país e uma vez identificada deve ser gerida visando reduzir eventuais conflitos existentes com a comunidade e outros setores que utilizam os ecossistemas aquáticos. Os profissionais que atuam na atividade devem ser orientados e capacitados objetivando a sustentabilidade do setor, atuando e fazendo com que os turistas utilizem medidas mitigadoras dos efeitos da pesca esportiva.

Localidades que ainda não possuem a pesca esportiva e que tenham interesse na sua implementação devem avaliar se os ecossistemas locais suportam a atividade e o grau de impacto que a atividade vai causar em relação aos seus recursos naturais. Se mesmo após os estudos a atividade se mostrar viável, a sua exploração só deve ocorrer após consulta a todos os usuários dos recursos hídricos com a resolução de conflitos que porventura existam. A infraestrutura deve ser a menos impactante e a capacitação dos profissionais deve ocorrer antes do início da atividade.

Quanto à pesca esportiva urbana os praticantes estão dispersos nas regiões do entorno dos ecossistemas aquáticos e a gestão ambiental da atividade deve se voltar para programas de conscientização do público alvo. Oficinas e orientações devem acontecer demonstrando a necessidade de adoção de medidas mitigadoras dos impactos da pesca esportiva direcionadas aos próprios pescadores esportivos. A infraestrutura deve ser voltada para a construção de estruturas de apoio

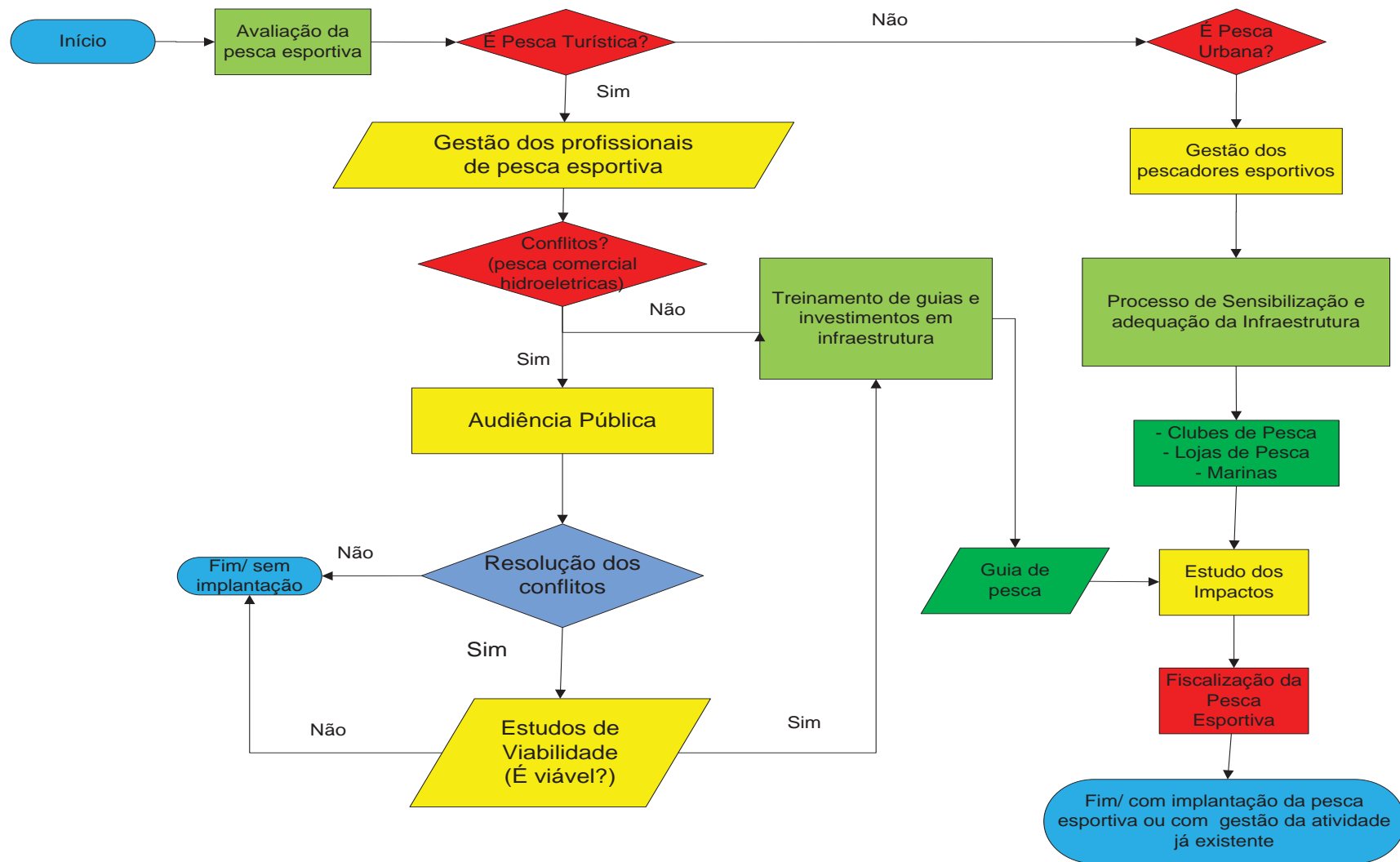


Figura 2 - Etapas da formulação de um plano de gestão de pesca esportiva.

deste pescador como marinas e rampas, porém deve haver uma fiscalização destas obras, pois rampas clandestinas acabam se tornando mais impactante que a própria pesca esportiva (ARLINGHAUS; BORK; *et al.*, 2008).

As etapas da formulação de um plano de gestão da pesca esportiva podem ser observadas na Figura 2 que apresenta uma proposta de processo de implementação da atividade de pesca esportiva e/ou monitoramento da atividade já existente. A fiscalização da pesca esportiva deve ser realizada em qualquer situação. Por fim, deve sempre existir pesquisas sobre o impacto da atividade, visando suprir a escassez de dados e informações sobre a pesca esportiva (ARLINGHAUS *et al.*, 2010).

## CONCLUSÃO

O presente estudo apurou que a pesca esportiva no Brasil segue o padrão mundial para a atividade com duas modalidades bem definidas, uma pesca esportiva turística praticada em Barcelos/AM e São José dos Ausentes/RS, e uma pesca esportiva urbana praticada no Litoral do Paraná, Garuva/SC e Serra da Mesa/GO. O Brasil vem sofrendo um processo de transição da primeira modalidade antes predominante para a segunda que passou a ser a opção dos pescadores esportivos devido ao processo de urbanização. O reservatório de Serra da Mesa demonstra bem esta transição, pois a pesca esportiva é realizada ainda por turistas, porém em um reservatório hidroelétrico símbolo da engenharia e da modernidade.

A gestão ambiental dos recursos naturais das duas modalidades tem que ser diferenciada e deve ser avaliada pelos órgãos de controle quando da identificação da atividade. Atualmente, o diagnóstico é feito apenas pela emissão das licenças de pesca amadora e de torneios de

pesca. Não há preparo dos pescadores esportivos, o que poderia ser realizado por meio de programas de educação ambiental. A gestão dos pescadores esportivos urbanos deve ser o foco dos órgãos de controle, ao contrário do que está ocorrendo, onde a preocupação maior é a pesca esportiva turística. O pescador esportivo urbano deve ser conscientizado e orientado, pois ele acessa locais sensíveis para diversas espécies como rios e manguezais e ainda será o pescador esportivo turístico, já que os pescadores iniciam a sua atividade perto de suas casas e, após adquirirem uma certa habilidade, realizam viagens para outras regiões. A gestão da pesca esportiva turística é realizada diretamente com os profissionais de turismo de pesca esportiva que se tornam multiplicadores das orientações e medidas mitigadoras dos impactos de pesca esportiva. No entanto, esta gestão ainda é ineficiente, pois o pescador esportivo urbano não é devidamente preparado para conhecer e minimizar os impactos ambientais decorrentes da sua atividade.

## AGRADECIMENTOS

Aos clubes de pesca Attack, Dourado e Veneto de Curitiba/PR que participaram da pesquisa. Ao guia de pesca Valdir Nogueira da Silva “Braguinha” que acompanhou os levantamentos de campo.

## REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 1119-1132, 2008. ISSN 1519-6984.

AGOSTINHO, A. A. *et al.* Fish diversity in the upper Parana River basin: habitats, fisheries, management and conservation. **Aquatic Ecosystem Health &**

**Management**, v. 10, n. 2, p. 174-186, Apr-Jun 2007. ISSN 1463-4988.

AMAZONAS. **Decreto nº 31.151 de 06 de Abril de 2011**. GOVERNADOR. 06/04/2011: Diário Oficial do Estado 2011.

ARLINGHAUS, R. *et al.* Benefits and Risks of Adopting the Global Code of Practice for Recreational Fisheries. **Fisheries**, v. 37, n. 4, p. 165-172, Apr 2012. ISSN 0363-2415.

ARLINGHAUS, R.; BORK, M.; FLADUNG, E. Understanding the heterogeneity of recreational anglers across an urban-rural gradient in a metropolitan area (Berlin, Germany), with implications for fisheries management. **Fisheries Research**, v. 92, n. 1, p. 53-62, Jul 2008. ISSN 0165-7836.

ARLINGHAUS, R.; COOKE, S.; COWX, I. Providing context to the global code of practice for recreational fisheries. **Fisheries Management and Ecology**, v. 17, n. 2, p. 146-156, 2010. ISSN 1365-2400.

ARLINGHAUS, R. *et al.* Fish welfare: a challenge to the feelings-based approach, with implications for recreational fishing. **Fish and Fisheries**, v. 8, n. 1, p. 57-71, Mar 2007. ISSN 1467-2960.

ARLINGHAUS, R. *et al.* Size selectivity, injury, handling time, and determinants of initial hooking mortality in recreational angling for northern pike: the influence of type and size of bait. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 28, n. 1, p. 123-134, Feb 2008. ISSN 0275-5947.

ARLINGHAUS, R. *et al.* Contrasting pragmatic and suffering-centred approaches to fish welfare in recreational angling. **Journal of Fish Biology**, v. 75, n. 10, p. 2448-2463, Dec 2009. ISSN 0022-1112.

BARTHOLOMEW, A.; BOHNSACK, J. A. A review of catch-and-release

angling mortality with implications for no-take reserves. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 15, n. 1-2, p. 129-154, Feb 2005. ISSN 0960-3166.

BOCHENEK, E. A. et al. Evaluating Catch, Effort, and Bag Limits on Directed Trips in the Recreational Summer Flounder Party Boat Fishery. **Marine and Coastal Fisheries**, v. 2, n. 1, p. 412-423, 2010. ISSN 1942-5120.

BRAGA, R. R.; BORNATOWSKI, H.; VITULE, J. R. S. Feeding ecology of fishes: an overview of worldwide publications. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, p. 1-15, 2012. ISSN 0960-3166.

BRASIL. **Relatório Parcial Monitoramento da Pesca Amadora no Reservatório de Serra da Mesa**. IBAMA 2010.

\_\_\_\_\_. **O Perfil do Pescador Amador, segundo a Licença de Pesca Amadora**. . MPA. Brasília 2012.

CARLSON, A. J.; ISERMANN, D. A. Mandatory Catch and Release and Maximum Length Limits for Largemouth Bass in Minnesota: Is Exploitation Still a Relevant Concern? **North American Journal of Fisheries Management**, v. 30, n. 1, p. 209-220, Feb 2010

CASAL, C. M. V. Global documentation of fish introductions: the growing crisis and recommendations for action. **Biological Invasions**, v. 8, n. 1, p. 3-11, 2006. ISSN 1387-3547.

COOKE, S. J.; COWX, I. G. The role of recreational fishing in global fish crises. **BioScience**, v. 54, n. 9, p. 857-859, 2004. ISSN 0006-3568.  
COOKE, S. J.; COWX, I. G. Contrasting recreational and commercial fishing: Searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. **Biological**

**Conservation**, v. 128, n. 1, p. 93-108, 2006. ISSN 0006-3207.

COOKE, S. J.; SCHRAMM, H. L. Catch-and-release science and its application to conservation and management of recreational fisheries. **Fisheries Management and Ecology**, v. 14, n. 2, p. 73-79, Apr 2007. ISSN 0969-997X.

COOKE, S. J.; SNEDDON, L. U. Animal welfare perspectives on recreational angling. **Applied Animal Behaviour Science**, v. 104, n. 3-4, p. 176-198, May 2007. ISSN 0168-1591.

COWX, I. G. **Are recreational fisheries sustainable in multiple aquatic resource user situations? Evaluating the Benefits of Recreational Fishing: Papers, Discussions and Issues**. PITCHER, T. J. Held at the UBC Fisheries Centre: 15-20 p. 1999.

COWX, I. G.; ARLINGHAUS, R. Recreational Fisheries in the Twenty-First Century: Towards a Code of Conduct. **Global challenges in recreational fisheries**, p. 338-352, 2008. ISSN 0470697598.

COWX, I. G.; ARLINGHAUS, R.; COOKE, S. J. Harmonizing recreational fisheries and conservation objectives for aquatic biodiversity in inland waters. **J Fish Biol**, v. 76, n. 9, p. 2194-2215, Jun 2010. ISSN 0022-1112.

COWX, I. G.; AYA, M. P. Paradigm shifts in fish conservation: moving to the ecosystem services concept. **J Fish Biol**, v. 79, n. 6, p. 1663-1680, Dec 2011. ISSN 0022-1112.

DIGGLES, B. K. et al. Ecology and welfare of aquatic animals in wild capture fisheries. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 21, n. 4, p. 739-765, Dec 2011. ISSN 0960-3166.

DITTON, R. B.; HOLLAND, S. M.; ANDERSON, D. K. Recreational fishing as tourism. **Fisheries**, v. 27, n.

3, p. 17-24, Mar 2002. ISSN 0363-2415.

DONALDSON, M. R. et al. Contrasting Global Game Fish and Non-Game Fish Species. **Fisheries**, v. 36, n. 8, p. 385-397, Aug 2011. ISSN 0363-2415.

FREIRE, K. M.; MACHADO, M. L.; CREPALDI, D., Overview of Inland Recreational Fisheries in Brazil, **Fisheries** 37:11, 484-494, Dec 2012. ISSN 0363-2415.

FROESE, R.; PAULY, D. FishBase. **World Wide Web electronic publication: www.fishbase.org**, p. 000-000, 2011.

GOMIERO, L. M.; VILLARES-JUNIOR, G. A.; NAOUS, F. Pesca Experimental do Tucunaré *Cichla kelberi* (Kullander & Ferreira 2006) Introduzido em um lago artificial no sudeste brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 4, n. 2, 2009.

HOLLEY, M. H. et al. Analysis of the trophy sport fishery for the speckled peacock bass in the Rio Negro River, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, v. 15, n. 2, p. 93-98, Apr 2008. ISSN 0969-997X.

HUNTINGFORD, F. et al. The implications of a feelings-based approach to fish welfare: a reply to Arlinghaus et al. **Fish and Fisheries**, v. 8, n. 3, p. 277-280, Sep 2007. ISSN 1467-2960.

HUNTINGFORD, F. A. et al. Current issues in fish welfare. **Journal of Fish Biology**, v. 68, n. 2, p. 332-372, Feb 2006. ISSN 0022-1112.

ISERMANN, D. A. et al. Yellow perch in south dakota: Population variability and predicted effects of creel limit reductions and minimum length limits. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 27, n. 3, p. 918-931, Aug 2007. ISSN 0275-5947.

JACKSON, J. E. et al. Alien salmonids in Australia: impediments to effective impact management, and future directions. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 38, n. 3, p. 447-455, Aug 2004. ISSN 0028-8330.

KEARNEY, B. **Evaluating Recreational Fishing: Managing Perceptions and/or Reality. Evaluating the Benefits of Recreational Fishing: Papers, Discussions and Issues.** PITCHER, T. J. Held at the UBC Fisheries Centre: 9-13 p. 1999.

LEEuw, A. D. Contemplating the interests of fish: the angler's challenge. **Environmental Ethics**, v. 18, 1996. ISSN 0163-4275.

LUDEWIG, D. R. et al. O processo de gestão de custos e planejamento de resultados utilizando técnicas de análise estatística de agrupamentos-DOI: 10.4025/actascitechnol. v31i2. 845. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 31, n. 2, p. 215-220, 2009. ISSN 1807-8664.

MAGALHÃES, A. L. B. et al. Ocorrência da truta arco-íris *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792)(Pisces: Salmonidae) no alto rio Aiuruóca e tributários, bacia do rio Grande, Minas Gerais, Brasil. **Brasil. Bol. Museu Biol. Mello Leitão**, v. 14, p. 35-42, 2002.

NOGUEIRA, E. M. TURISMO NO BAIXO RIO BRANCO: DIAGNÓSTICO DE CAPACITAÇÃO E INFRA-ESTRUTURA. **Norte Científico**, v. 1, n. 1, 2011. ISSN 2236-2940.

NOGUEIRA, E. M. ; GHEDIN, L. M.. A pesca esportiva como suporte para o turismo de base local no baixo Rio Branco no Estado de Roraima. In: ENCONTRO NACIONAL DE TURISMO COM BASE LOCAL - ENTBL. TURISMO TRANSDISCIPLINARIDADE: NOVOS DESAFIOS, XI, 2010, Niterói - RJ, 12 a 14 de abril de 2010. Acessado <http://eventos.uff.br/entbl2010/site>

s/default/files/5\_TURISMO\_E\_MEIO\_AMBIENTE.pdf .

PARANÁ. **Paraná - Mar e Costa. Subsídios ao ordenamento das Áreas Estuarinas e Costeiras do Paraná.** Curitiba: 2006. ISBN 85-62333-02-6.

\_\_\_\_\_. **RESOLUÇÃO N° 016/2009 - SEMA AMBIENTE**, S. E. D. M. 2009.

PITCHER, T. J. **Evaluating the Benefits of Recreational Fishing: Papers, Discussions and Issues: a Conference Held at the UBC Fisheries Centre, June 1999.** Fisheries Centre, University of British Columbia, 1999.

QUACH, T. K. N.; FLAATEN, O. Protected Areas for Conflict Resolution and Management of Recreational and Commercial Fisheries. **Marine Resource Economics**, v. 25, n. 4, p. 409-426, 2010. ISSN 0738-1360.

QUIRÓS, R. The Paraná river basin development and the changes in the lower basin fisheries. **Interciencia**, v. 15, n. 6, p. 442-451, 1990.

REISS, P. et al. Color pattern variation in *Cichla temensis* (Perciformes: Cichlidae): Resolution based on morphological, molecular, and reproductive data. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 1, p. 59-70, Jan-Mar 2012. ISSN 1679-6225.

SHRESTHA, R. K.; SEIDL, A. F.; MORAES, A. S. Value of recreational fishing in the Brazilian Pantanal: a travel cost analysis using count data models. **Ecological Economics**, v. 42, n. 1-2, p. 289-299, Aug 2002. ISSN 0921-8009.

STOECKL, N.; GREINER, R.; MAYOCCHI, C. The community impacts of different types of visitors: an empirical investigation of tourism in North-west Queensland. **Tourism Management**, v. 27, n. 1, p. 97-112, Feb 2006. ISSN 0261-5177.

TIMM, N. H. **Applied multivariate analysis.** Springer, 2002.

VAUGHAN, D. S.; CARMICHAEL, J. T. Estimating improvement in spawning potential ratios for south Atlantic red drum through bag and size limit regulations. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 22, n. 3, p. 895-906, Aug 2002. ISSN 0275-5947.

VIGLIANO, P. H. et al. Quantifying Predation on Galaxiids and Other Native Organisms by Introduced Rainbow Trout in an Ultraoligotrophic Lake in Northern Patagonia, Argentina: a Bioenergetics Modeling Approach. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 138, n. 6, p. 1405-1419, Nov 2009. ISSN 0002-8487.

VITULE, J.; UMBRIA, S.; ARANHA, J. Introduction of the African Catfish & Clarias gariepinus (BURCHELL, 1822) into Southern Brazil. **Biological Invasions**, v. 8, n. 4, p. 677-681, 2006. ISSN 1387-3547.

VITULE, J. R. S.; FREIRE, C. A.; SIMBERLOFF, D. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. **Fish and Fisheries**, v. 10, n. 1, p. 98-108, 2009. ISSN 1467-2979.

YOUNG, P. S.; CECH, J. J.; THOMPSON, L. C. Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 21, n. 4, p. 713-731, Dec 2011. ISSN 0960-3166.

ZAMBRANO, L. et al. Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in American freshwater systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 63, n. 9, p. 1903-1910, 2006. ISSN 0706-652X.

Recebido em: nov/2012  
Aprovado em: ago/2013



**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)