

## ARTIGOS TÉCNICOS E NOTA TÉCNICA

- Remoção de sulfetos em reatores UASB microaerados tratando esgoto sanitário
- Desenvolvimento e validação de métodos espectrofotométricos para determinação de corantes azos em ensaios de adsorção em fase aquosa
- Influência da concentração de carbono orgânico e diuron no tratamento de água
- Fitotoxicidade em águas residuárias domésticas utilizando sementes como bioindicadores
- Influência da temperatura sobre o desempenho do tratamento anaeróbio de esgoto
- Inativação Fotocatalítica de *Escherichia coli* em Sistema Semicondutor de Fibras de Vidro/TiO<sub>2</sub> e Fibras de Vidro/TiO<sub>2</sub> - Fe
- Modelo multicritério de decisão para análise da vulnerabilidade à desertificação no semiárido brasileiro
- Índice de estado trófico para fósforo total (IET-PT) aplicado em afluente da Represa Bortolan em Poços de Caldas (MG)
- Análise comparativa da eficácia de políticas públicas de coleta de resíduos sólidos em três comunidades rurais brasileiras
- Avaliação do desempenho da distribuição de bocas de lobo com base na curva de saturação da sarjeta

# Óleo e água não se misturam

A solução é reciclar

Não jogue óleo na rede de esgoto ou no solo, nem em ralos e vasos sanitários.

Cada litro de óleo de fritura pode poluir até 25 mil litros de água, se descartado de forma errada.

Uma solução mais responsável e ecológica é reciclar para fabricar sabão e biocombustível.

Ao se desfazer do óleo usado, utilize garrafas PET usadas, embalagens de amaciantes ou de sucos.

Leve seu óleo usado até um dos pontos de coleta para que seja descartado de forma correta.

Conheça o PROL - Programa de Reciclagem de Óleo de Fritura no site [www.sabesp.com.br](http://www.sabesp.com.br)

# editorial

Prezados leitores,

É com grande satisfação que apresentamos a edição do trimestre abril - junho com artigos oriundos de todas as partes do Brasil, abrangendo temas bem variados e relacionados diretamente ao ciclo do saneamento, como qualidade e tratamento de esgoto e água; fitotoxicidade; modelos multicritério de decisão para análise de vulnerabilidade à desertificação do semiárido; e validação de métodos analíticos, além de temas que indiretamente têm uma importante interface com o saneamento, como políticas públicas de resíduos sólidos urbanos e dimensionamento de águas pluviais, abordado detalhadamente no estudo de avaliação do desempenho da distribuição de bocas de lobo com base na curva de saturação da sarjeta, um assunto de extrema importância para o saneamento urbano de nossas cidades.

Programem-se para os cursos e treinamentos previstos a partir do segundo trimestre de 2019, relacionados na seção Eventos, e leia nossas resenhas na seção Publicações.

Boa leitura!



Engª Cristina Knorich Zuffo

EDITORA-CHEFE

### Missão

A Revista DAE tem por objetivo a publicação de artigos técnicos e científicos originais nas áreas de saneamento e meio ambiente.

### Histórico

Iniciou-se com o título Boletim da Repartição de Águas e Esgotos (RAE), em 1936, prosseguindo assim até 1952, com interrupções em 1944 e 1945. Não circulou em 1953. Passou a denominar-se Boletim do Departamento de Águas e Esgotos (DAE) em 1954 e Revista do Departamento de Águas e Esgotos de 1955 a 1959. De 1959 a 1971, passou a denominar-se Revista D.A.E. e, a partir de 1972, Revista DAE. Houve, ainda, interrupção de 1994 a 2007. Relançada em 2007 a revista está qualificada pela CAPES como periódico B2 e está indexada a dois diretórios: Latindex e Diadorim.

### Publicação

Trimestral (janeiro, abril, julho e outubro)

Diretoria de Tecnologia, Empreendimentos e Meio Ambiente – T Superintendência de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação Tecnológica – TX

Rua Costa Carvalho, 300 – Pinheiros – 05429 000

São Paulo – SP – Brasil

Tel (11) 3388 9422 / Fax (11) 3814 5716

### Editora-Chefe

MSc Engenheira Cristina Knorich Zuffo

### Editora Científica.

MSc Engenheira Iara Regina Soares Chao

### Conselho Editorial

Prof. Dr. Pedro Além Sobrinho (Universidade de São Paulo – USP), Prof. Dr. Cleverton Vitorio Andreoli (Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar), Prof. Dr. José Roberto Campos (USP), Prof. Dr. Dib Gebara (Universidade Estadual Paulista – Unesp), Prof. Dr. Eduardo Pacheco Jordão (Universidade Federal do Rio de Janeiro), Prof. Dr. Rafael Kospchitz Xavier Bastos (Universidade Federal de Viçosa), Prof. Dr. Wanderley S. Paganini (Faculdade de saúde Pública da USP), Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Emilia Wanda Rutkowski (Universidade Estadual de Campinas – Unicamp), Prof. Dr. Marcos Tadeu (USP), Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Dione Mari Morita (Escola Politécnica da USP), Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Angela Di Bernardo Dantas (Universidade de Ribeirão Preto/UNAERP). Coordenação da Eng. Cristina Knorich Zuffo (Sabesp).

### Capa

Crédito: Edna Della Libera. Cidade de Guararema

### Projeto Gráfico, Diagramação e Revisão

Beatriz Martins Gomes 29772393832

ISSN 0101-6040

As opiniões e posicionamentos expressos nos artigos são de total responsabilidade de seus autores e não significam necessariamente a opinião da Revista DAE ou da Sabesp.

Veja a revista eletrônica na internet:

<http://www.revistadae.com.br>

• Crédito: Edna Della Libera  
Cidade de Guararema

## nesta edição

### NOTAS TÉCNICAS

5

Remoção de sulfetos em reatores UASB microaerados tratando esgoto sanitário

*Sulphide removal in microaerated uasb reactors treating sanitary sewage*

20

Desenvolvimento e validação de métodos espectrofotométricos para determinação de corantes azos em ensaios de adsorção em fase aquosa

*Development and validation of spectrophotometric methods for determination of azo dyes in aqueous phase adsorption experiments*

31

Influência da concentração de carbono orgânico e diuron no tratamento de água

*Influence of concentration of organic carbon and diuron in water treatment*

44

Fitotoxicidade em águas residuárias domésticas utilizando sementes como bioindicadores

*Phytotoxicity in domestic wastewater using seeds as bioindicators*

52

Influência da temperatura sobre o desempenho do tratamento anaeróbio de esgoto

*Influence of the temperature on the performance of the anaerobic treatment of sewage*

70

Inativação Fotocatalítica de *Escherichia coli* em Sistema Semicondutor de Fibra de Vidro/TiO<sub>2</sub> e Fibra de Vidro/TiO<sub>2</sub>-Fe

*Photocatalytic Inactivation of Escherichia coli in Glass Fiber/TiO<sub>2</sub> and Glass Fiber/TiO<sub>2</sub>-Fe Semiconductor System*

78

Modelo multicritério de decisão para análise da vulnerabilidade à desertificação no semiárido brasileiro

*Multicriteria decision model for analysis of vulnerability to desertification in brazilian semi-arid*

95

Índice de estado trófico para fósforo total (IET-PT) aplicado em afluente da Represa Bortolan em Poços de Caldas (MG)

*Total phosphorus trophic state index (TP-TSI) applied for Bortolan Dam tributary in the Poços de Caldas (MG)*

109

Análise comparativa da eficácia de políticas públicas de coleta de resíduos sólidos em três comunidades rurais brasileiras

*Comparative analysis of the effectiveness of public policies for solid waste management in three Brazilian rural communities*

125

Avaliação do desempenho da distribuição de bocas de lobo com base na curva de saturação da sarjeta

*Gutter saturation point based storm drain placement performance evaluation*

132

PUBLICAÇÕES

133

EVENTOS

# Remoção de sulfetos em reatores UASB microaerados tratando esgoto sanitário

## *Suphide removal in microaerated UASB reactors treating sanitary sewage*

- **Data de entrada:**  
07/11/2017
- **Data de aprovação:**  
09/01/2018

Rodrigo de Andrade Barbosa<sup>1</sup>/José Tavares de Sousa/Wilton Silva Lopes/Valderi Duarte Leite/  
Luciana Leônico Bertino Cabral

DOI: 10.4322/dae.2019.011

### Resumo

O objetivo deste trabalho foi investigar a redução da concentração de sulfetos no efluente e no biogás, e consequentemente o aumentando de enxofre elementar no efluente de reator UASB microaerado. O monitoramento do sistema experimental foi realizado em duas fases diferentes. Na primeira foi monitorado um reator (R1) com capacidade volumétrica de 10,4 L, vazão de alimentação 24L/d, e vazão de ar de 30 L/d. Na segunda fase, o reator (R2) tinha capacidade volumétrica de 25L, vazão de alimentação de 50 L/d e vazão de ar de 10,4 L/d. Os reatores foram alimentados com o esgoto sanitário do interceptor Leste da CAGEPA, integrante do sistema de esgotamento sanitário de Campina Grande - PB. As eficiências de remoção de sulfeto total dissolvido foram de 94% e 84%; com relação ao enxofre elementar, foram obtidos 28% e 16% desse composto nos efluentes dos reatores R1 e R2, respectivamente. A remoção de sulfeto no biogás foi alta, com teor de gás sulfídrico de 0,009% (v/v) com concentração média de 8 ppm. Portanto, a microaeração diminuiu significativamente a emanção de odores e outros problemas relacionados à presença de sulfeto no efluente e no biogás.

**Palavras-chave:** Remoção de sulfetos. Microaeração. Enxofre elementar.

### Abstract

*The objective of this work was to investigate the reduction of sulfide concentration in effluent and biogas, and consequently the increase of elemental sulfur in the UASB reactor effluent. Monitoring of the experimental system was performed in two different phases. The first one monitored a reactor (R1) with volumetric capacity of 10,4 L, feed rate of 24L/d and air flow of 30 L/d. In the second phase, the reactor (R2) had volumetric capacity of 25L, feed rate of 50 L/d and air flow of 10.4 L/d. The reactors were fed with sanitary sewage from the East Interceptor of the CAGEPA, that is part of the sanitary sewage system of Campina Grande-PB. The efficiency of removal of total dissolved sulphide was 94% and 84%; as to elemental sulfur, 28% and 16% of this compound were obtained in the effluents of the reactors R1 and R2, respectively. Sulfide removal in the biogas was high, with a hydrogen sulfide content of 0.009% (v/v), with a mean concentration of 8 ppm. Therefore, the microaeration significantly reduced the emanation of odors and other problems related to the presence of sulfide in the effluent and biogas.*

**Keywords:** Removal of sulphides. Microaeration. Elementary sulfur.

**Rodrigo de Andrade Barbosa** – Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Pesquisador do Instituto Nacional do Semiárido-INSAs.

**José Tavares de Sousa** – Professor Doutor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

**Wilton Silva Lopes** – Professor Doutor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

**Valderi Duarte Leite** – Professor Doutor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

**Luciana Leônico Bertino Cabral** – Química Industrial pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Mestre em Ciência e Tecnologia pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

\***Endereço para correspondência:** Rua Getúlio Cavalcante, 1617, Ap 01, Jardim Paulistano, Campina Grande-PB, CEP: 58415-290. Telefone (83) 99650-9200. E-mail: rodrigo.barbosa@insa.gov.br

## 1 INTRODUÇÃO

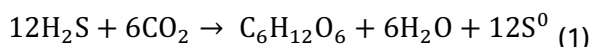
A utilização de reatores anaeróbios para o tratamento de esgotos é uma prática consolidada, principalmente, em regiões de clima quente. O esgoto sanitário contém concentrações de sulfato variando de 20 a 50 mg/L. Quando submetido à digestão anaeróbia em condições favoráveis, sofre a ação das bactérias redutoras de sulfato, obtendo energia para oxidar matéria orgânica e enxofre na forma reduzida, o que pode ser tóxico, corrosivo e causar mau odor. Esse processo é denominado sulfetogênese, em que as bactérias redutoras de sulfato competem diretamente com as bactérias responsáveis pela metanogênese. Isso pode influenciar a eficiência do processo de digestão, diminuindo a produção de metano (VISSER et al., 1996).

O principal subproduto da sulfetogênese é o sulfeto, que pode estar dissolvido ou na forma de gás sulfídrico. É extremamente tóxico para os micro-organismos e para seres humanos. Ele pode estimular a formação de ácido sulfúrico, causando corrosões nas tubulações ou no próprio reator de concreto ou aço. Além disso, ainda possui odor desagradável, que em concentrações elevadas causa danos à saúde, principalmente em pessoas que se expõem mais frequentemente, como é o caso dos operadores de ETE (JORDÃO E PESSOA, 2011).

Desta forma, torna-se imprescindível a remoção dos sulfetos gerados no tratamento anaeróbio de esgoto sanitário, preferencialmente, por meio de método que remova sulfato e sulfeto, simultaneamente, obtendo no efluente final enxofre elementar, o qual pode ser recuperado e reutilizado na agricultura ou em processos industriais (JASSEN, 1995).

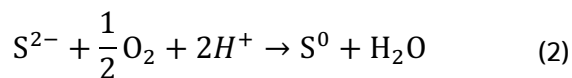
Madigan et al., (2010) afirmam que o  $H_2S$  pode ser oxidado a enxofre elementar em condições aeróbias e anaeróbias. Quando em ambientes com condições aeróbias, *Thiobacillus thioeparus* oxidam o  $S^{2-}$  para  $S^0$ . Enquanto em condições anaeróbias Bitton et al. (2005) confirmam que a maioria dos

micro-organismos fotoautótrofos são capazes de realizar a fotossíntese anoxigênica conforme a equação (1), na qual os micro-organismos utilizam o  $CO_2$  como uma fonte de carbono e  $H_2$  ou  $H_2S$  como doadores de elétrons. Algumas cianobactérias e bactérias fotossintéticas utilizam os sulfetos como doadores de elétrons. O subproduto dessas reações bioquímicas resulta na formação de  $S^0$  fora das suas células. Um exemplo mais comum são as bactérias *chromatiaceae*. Elas utilizam o  $CO_2$  como fonte de carbono, a luz como uma fonte de energia e sulfeto como doadores de elétrons, reação conhecida como fotossíntese anoxigênica, conforme descrito na Eq. 1.

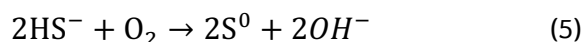
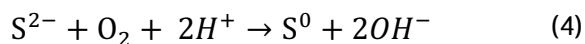
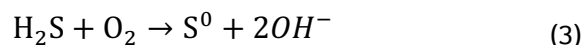


Neste caso, o sulfeto é convertido a enxofre elementar, o qual será depositado dentro das células, devido à ação de bactérias púrpuras, e fora das células em consequência da atividade das bactérias verdes (Bitton, 2005). Bactérias filamentosas de enxofre (*Beggiatoa*, *Thiothrix*) também realizam a oxidação do sulfeto para  $S^0$ , que é depositado em grânulos (Madigan et al., 2010).

Madigan et al. (2010) afirmam que o ( $S^{2-}$ ) pode ser oxidado a enxofre elementar em condições aeróbias, como mostra a reação (2).



A tecnologia de microaeração pode realizar a oxidação das formas de sulfeto para enxofre elementar por meio das reações de oxirredução 3, 4 e 5.



Para que essas reações realmente ocorram, a disponibilidade de oxigênio dissolvido no meio deve ser limitada; essa é a chave para o controle da microaeração na oxidação de sulfetos associada à obtenção de enxofre elementar no efluente e no lodo.

O presente trabalho teve como objetivo investigar a remoção de sulfetos e obtenção de enxofre elementar em reatores UASB associados à tecnologia de microaeração.

## 2 METODOLOGIA

O monitoramento do sistema experimental foi realizado em duas fases diferentes. Na primeira, foi monitorado um reator (R1); na segunda fase o reator (R2). Em ambas as fases, os reatores foram modificados para receber microaeração. Os períodos de operação dos reatores foram de 4 meses para cada reator. Os reatores microaerados possuem características distintas, as quais estão detalhadas na Tabela 1.

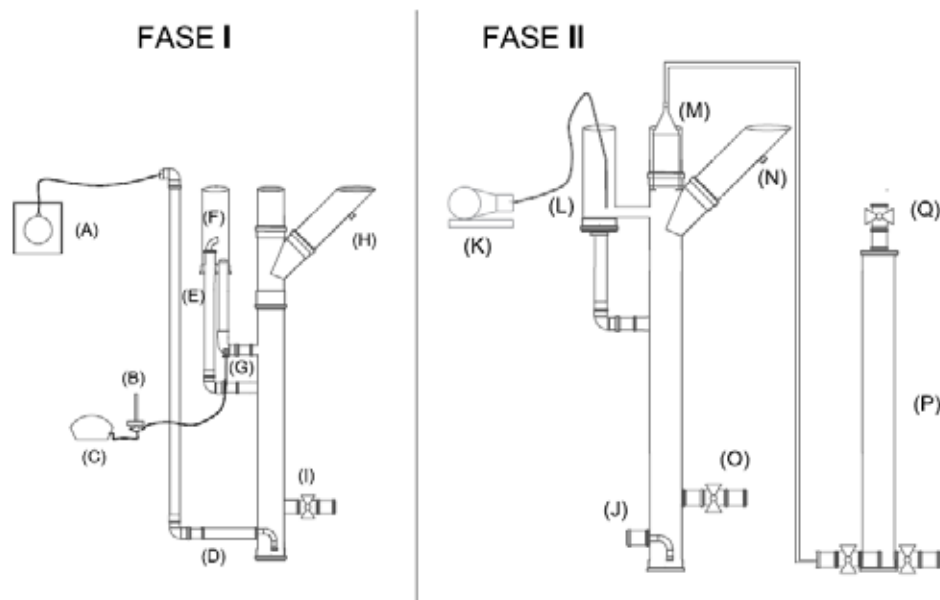
**Tabela 1-** Características dos reatores R1 e R2

Características	R1	R2
Volume útil (L)	10,4	24,8
Altura total (m)	1,42	1,50
Altura útil (m)	1,32	1,40
Diâmetro (mm)	100	150
Material Construtivo	PVC	PVC
Tempo de detenção hidráulica (h)	10,4 h	12 h
Vazão afluente (L/d)	24	50

### 2.1 Primeira fase

Nesta fase da pesquisa, o sistema experimental continha um reator UASB microaerado de fluxo de ar semicontínuo (R1), apresentado na Figura 1. O afluente era esgoto sanitário coletado no interceptor do setor leste da Companhia de Água e Esgoto da Paraíba – CAGEPA, responsável pelo sistema de esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande - PB. O esgoto foi recalcado até um tanque de equalização (TE) com volume de 150 L, provido de agitador mecânico para promover a homogeneização. A alimentação do sistema ocorreu de forma contínua, utilizando uma bomba dosadora eletromagnética MF-DLXB-MA/AD operando 24 h por dia.

**Figura 1-** Reatores R1 e R2 monitorados durante a pesquisa



(A) – Bomba dosadora MF-DLXB-MA/AD; (B) - Fluxômetro de oxigênio (modelo FX050); (C) - Nebulizador (Nebular Plus®, Daru, Inhauma, RJ, Brasil); (D) - Afluente 1; (E) - Tubo de PVC 20 mm para retorno do efluente oxigenado; (F) - Compartimento com efluente oxigenado; (G) - Pedra Porosa; (H) - Efluente 1; (I) - Descarte de lodo 1; (J) - Afluente 2; (K) - Mini compressor de ar Pumb; (L) - Compartimento de aeração (M) - Separador trifásico; (N) - Efluente 2; (O) - Descarte de lodo 2; (P) - Mariote; (Q) - Entrada de líquido.

A microaeração ocorria durante 15 minutos, com intermitência de 60 minutos, totalizando 19 ciclos diários. Era utilizando um tubo de PVC com 20 mm de diâmetro (E), localizado a 80 cm de altura do fundo do reator, onde uma pedra porosa presente no interior do tubo injetava de forma distribuída o ar atmosférico fornecido por um nebulizador (C).

Devido ao equilíbrio hidrodinâmico, ocorria o deslocamento de líquido do reator UASB para o recipiente (F), apresentado na Figura 1, onde havia a microaeração. Logo depois, o efluente oxigenado escoava pelo tubo de PVC 20 mm para o interior do reator. Então o líquido microaerado se misturava com a massa líquida efluente.

A vazão de ar foi quantificada utilizando um fluxímetro de oxigênio (modelo FX050). Durante a operação, obteve-se uma média de 0,1 mL de ar por minuto, 1,5 L de ar por ciclo. Dessa forma era introduzida uma vazão de 30 L.d<sup>-1</sup>, cerca de 7 LO<sub>2</sub>.d<sup>-1</sup>. Sabendo-se que o reator tratava 24 L de esgoto por dia, assegurando assim uma concentração de 0,29 LO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> de esgoto tratado.

O monitoramento do OD ocorreu com medições diárias, utilizando um respirômetro do tipo Beluga S32 com eletrodo YSI (Yellow Springs, OH, EUA). Antes de cada medição, os equipamentos foram calibrados seguindo método padrão fornecido no manual de cada equipamento. O eletrodo de oxigênio (YSI) era inserido no braço do reator R1 a uma profundidade de 30 cm com relação à saída do efluente. O respirômetro funcionou de forma contínua durante três dias, 24h por dia. Buscando evitar imprecisões causadas devido à colmatação ou desgaste da membrana do eletrodo (YSI), todos os dias dava-se uma pausa na captura de dados pelo software do equipamento, limpava-se a membrana e observava-se suas condições; caso necessário, a troca era realizada.

Para comprovar a difusão do oxigênio dissolvido do recipiente de microaeração para o interior do reator, as medições de OD também foram realiza-

das com o eletrodo inserido no recipiente do reator (20 cm) e no tubo de PVC central (30 cm), nas profundidades indicadas entre parênteses. Para diminuir imprecisões dos equipamentos, visando aumentar a qualidade dos dados, as medições de OD foram realizadas no reator microaeróbio e no reator controle anaeróbio (RC1).

## 2.2 Segunda fase

A investigação experimental da segunda fase consistiu na instalação, operação e monitoramento do Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (R2) microaerado, cujas características funcionais foram semelhantes às do reator R1, porém com vazão, TDH e técnica de microaeração diferentes. Além disso, o reator R2 possui um separador trifásico, como ilustrado na Figura 1. A operação teve início em junho de 2016 e fim em setembro do mesmo ano, com duração de 4 meses. Durante a pesquisa, os reatores foram operados sob condições ambientais idênticas. As características do reator estão contidas na Tabela 1.

O reator R2 foi submetido a microaeração com uma vazão de 10,3 L ar.d<sup>-1</sup>, cerca de 2,4 L O<sub>2</sub>.d<sup>-1</sup>, medida utilizando o método volumétrico de acordo com o descrito por Barbosa (2017).

As medições de OD foram realizadas diariamente com um medidor de oxigênio do tipo Lutron DO-5519. Antes de cada medição, o equipamento era calibrado seguindo método padrão. O eletrodo de oxigênio era inserido no braço do reator (reator em forma Y), na profundidade de 30 cm em relação à saída do efluente. Assim como na primeira fase, nesta fase as medições de OD foram realizadas no reator microaeróbio e no reator controle anaeróbio (RC2).



## 2.3 Monitoramento

Os reatores R1 e R2 foram inoculados com lodo de reatores UASB microaerados, lodos adaptados a pequenas quantidades de oxigênio no meio. Após a inoculação, iniciou-se a fase de monitoramento e avaliação dos reatores em termos de matéria orgânica, sulfato, sulfeto e enxofre elementar. Visando um acompanhamento mais preciso do que está acontecendo no interior dos reatores, realizavam-se duas análises semanais dos parâmetros sulfato (método tubidimétrico 4500 E./APHA, 2012), sulfeto (método azul de metileno 4500 B/APHA) e enxofre elementar (JORGENSEN, 1979). Os parâmetros pH (método potenciométrico 4500/APHA, 2012), Alcalinidade total (método Kapp/BUCHAUER, 1998) e DQO (método da refluxação fechada 5220 C./APHA, 2012) foram analisados semanalmente. Para essas análises químicas foram coletadas amostras de (400 mL) dos afluentes e efluentes aos reatores, possibilitando assim a caracterização e avaliação do desempenho.

### 2.3.1 Quantificação do biogás

Na segunda fase da pesquisa, o monitoramento do reator R2 incluiu a quantificação do biogás. A medição da quantidade de biogás produzida durante a digestão anaeróbia foi realizada utilizando-se um mariote de 13 L de volume preenchido com água e conectado diretamente ao separador trifásico do reator, como retrata a Figura 1.

A cada 24h eram realizadas medições do volume de água expulso do sistema, que deve ser aproximadamente igual ao volume de biogás produzido neste tempo. Após as medições, o mariote voltava a ser preenchido com água, para possibilitar a quantificação no dia seguinte. Foram realizadas dez medições durante o último mês de operação do sistema.

### 2.3.2 Qualificação do biogás

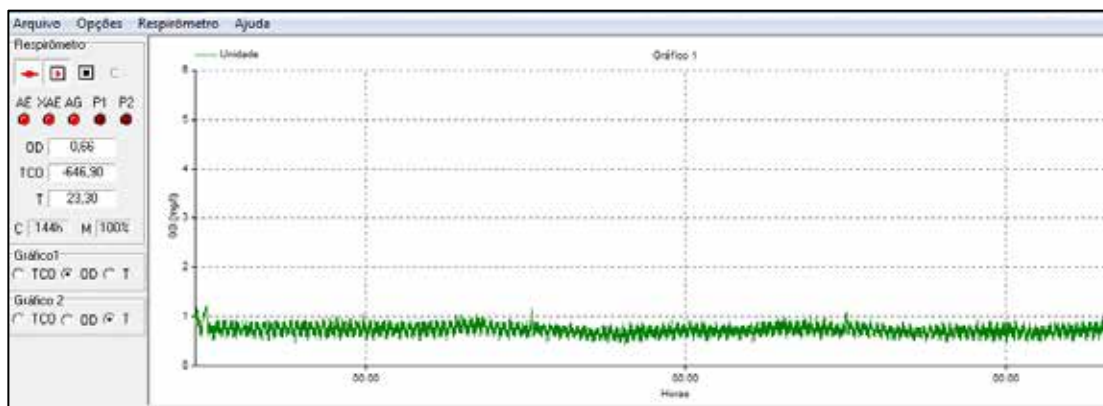
A qualificação do biogás foi realizada pelo equipamento denominado GasAlertMax-XtII, o qual mede as concentrações de metano (% v/v), oxigênio (% v/v) e sulfeto de hidrogênio (ppm). No caso da percentagem de metano, o equipamento mede a percentagem do lower explosive limit- LEL ou Limite inferior de explosividade, que posteriormente, por meio de cálculos, fornece o metano (% v/v). Para melhorar a qualidade das medições e possibilitar o uso deste equipamento com mais segurança, o biogás era coletado e diluído empregando-se um KitaGás de diluição de gases construído por Barbosa (2017). Para essas análises, eram coletados 60mL de biogás, inseridos no KitaGás, onde o biogás se mistura com ar, apresentando uma diluição de 16,66 vezes. Para garantir a mistura completa, aguardava-se 30 min; após este tempo, realizava-se a medida do metano e gás sulfídrico, utilizando o GasAlertMax-XtII. Antes de uma nova diluição, o KitaGás era lavado com ar, utilizando uma bomba a vácuo.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

#### 3.1 Oxigênio dissolvido

Os resultados do monitoramento do oxigênio dissolvido podem ser observados nas Figuras 2, 3 e 4.

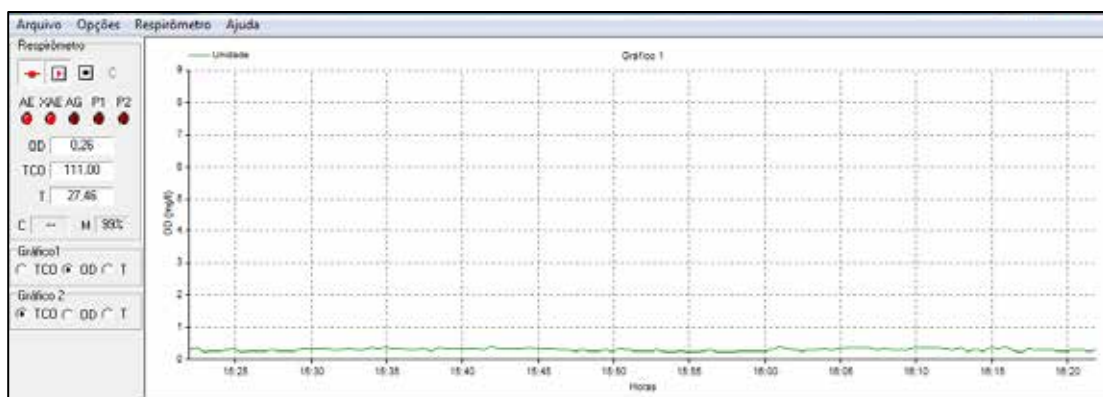
**Figura 2** - Resultado da medição de OD em R1



Durante o monitoramento, o oxigênio dissolvido no reator R1 manteve-se na média de 0,77 mg O<sub>2</sub> · L<sup>-1</sup>. Como se pode observar na Figura 2, houve uma pequena variação na concentração

durante os três dias de monitoramento, que pode ser explicada pela variação da temperatura ao longo dos dias e noites do período experimental.

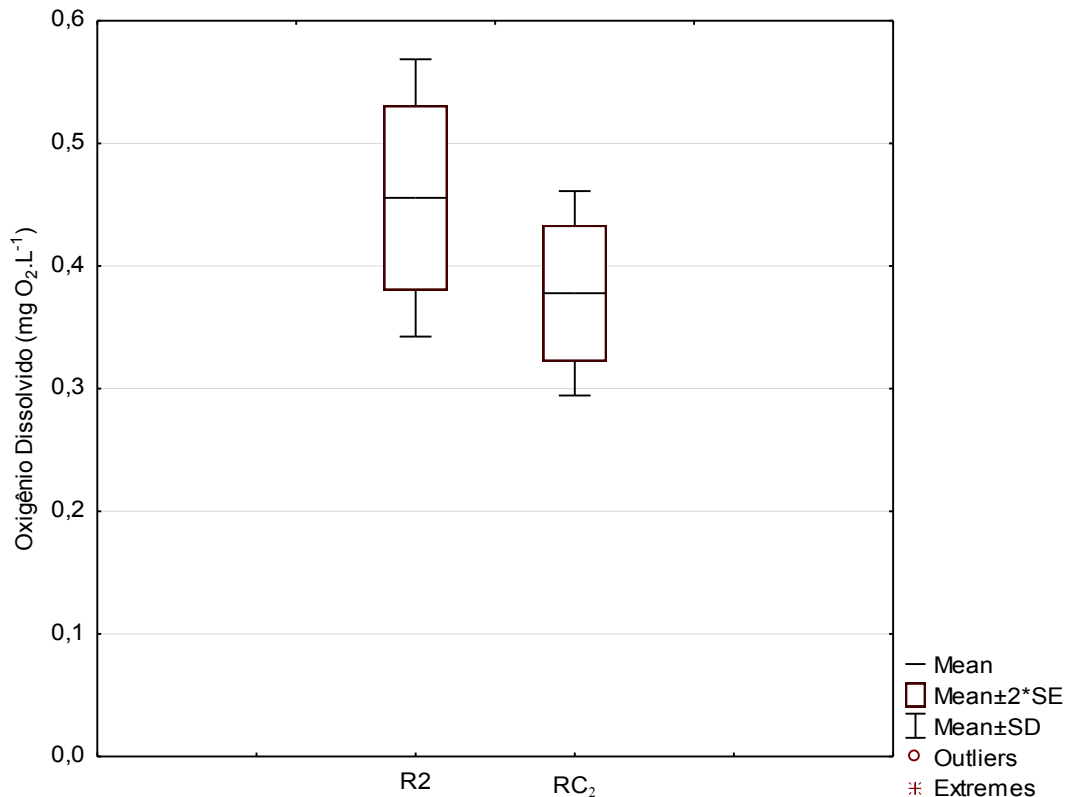
**Figura 3** - Resultados das medições de OD em RC1



As concentrações de OD no reator anaeróbio RC1 mantiveram uma média de 0,25 mg O<sub>2</sub> · L<sup>-1</sup>. Como os reatores RC1 e RC2 são anaeróbios, esperava-se que não houvesse OD presente no meio líquido dos reatores, porém uma pequena concentração se manifestou durante as medições; esse fato foi observado em ambas as fases da pesquisa. Uma possível explicação para esse

caso é que o equipamento utilizado não tem sensibilidade adequada para medir baixas concentrações de OD. Considerando-se essas imprecisões, a concentração de OD realmente fornecida pela microaeração pode ser obtida com a diferença entre os valores médios medidos nos reatores microaerados e o valor médio medido nos reatores controle.

Figura 4 - Resultados das medições de OD em R2 e RC2



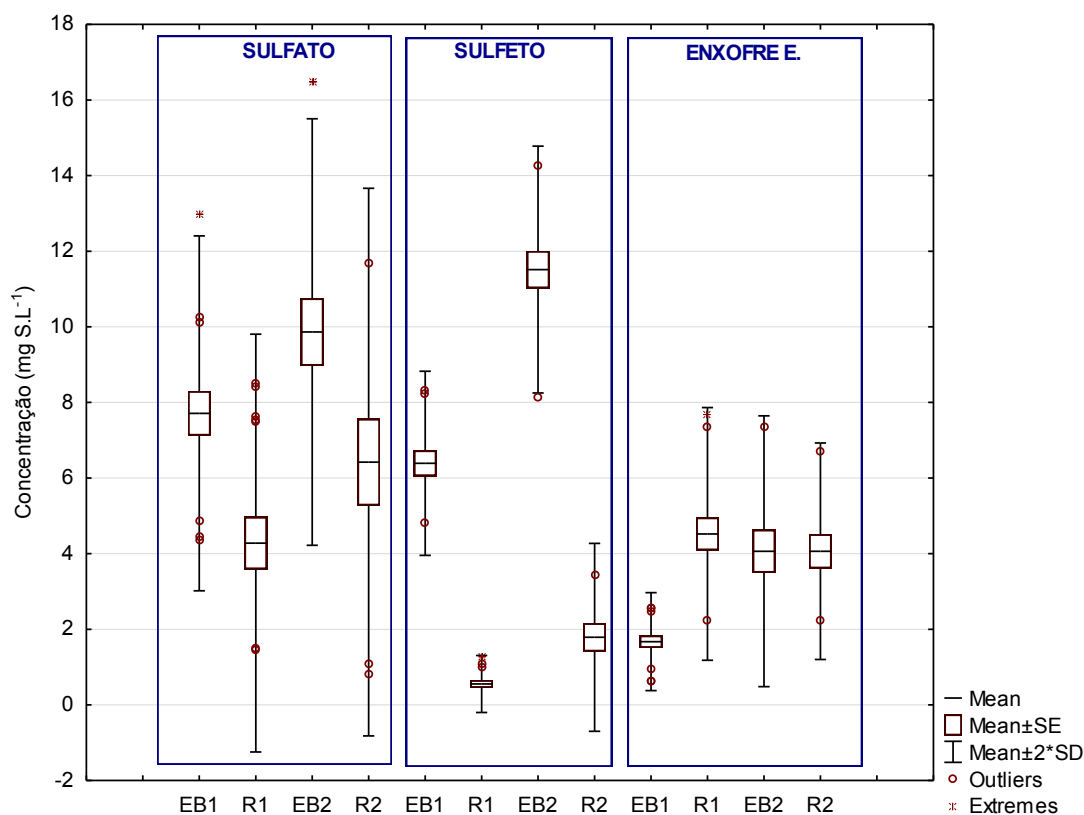
A concentração média encontrada nos reatores R2 e RC2 foi de  $0,46 \pm 0,06$  mg O<sub>2</sub>. L<sup>-1</sup> e  $0,38 \pm 0,07$  mg O<sub>2</sub>. L<sup>-1</sup>, respectivamente. Então os reatores microaerados R1 e R2 mantiveram-se na média de  $0,74$  mg O<sub>2</sub>. L<sup>-1</sup> e  $0,46$  mg O<sub>2</sub>. L<sup>-1</sup> respectivamente. Considerando-se as imprecisões e subtraindo os valores obtidos nos reatores controle de suas respectivas fases, as médias de OD fornecidas pela microaeração são de  $0,49$  e  $0,08$  mg O<sub>2</sub>. L<sup>-1</sup>, para R1 e R2, respectivamente.

Segundo Janssen et al. (1995), a concentração de OD não é um parâmetro totalmente adequado para o controle da microaeração, tendo em vista que para a formação de enxofre elementar os reatores podem apresentar concentrações de oxigê-

nio dissolvido inferiores a  $0,1$  mg O<sub>2</sub>. L<sup>-1</sup>, que é o menor limite de detecção de eletrodos de oxigênio facilmente disponíveis no mercado.

### 3.2 Sulfato, sulfeto total dissolvido e enxofre elementar

As concentrações de sulfato, sulfeto e enxofre elementar nos afluentes e efluentes foram monitoradas em ambas as fases desta pesquisa. Os resultados podem ser observados na Figura 5. Para melhor visualização, os afluentes e efluentes foram legendados da seguinte forma: EB1 – afluente (esgoto bruto fase 1), R1 – efluente do reator R1, R2 – efluente reator R2 e EB2 – afluente (esgoto bruto fase 2).

**Figura 5** - Resultados de monitoramento dos parâmetros, sulfato, sulfeto e enxofre elementar

\*Os números 1 e 2 se referem aos afluentes e efluentes das fases 1 e 2, respectivamente.

Com relação ao parâmetro sulfato, analisando na Figura 5, tem-se as concentrações médias para o EB1:  $7,7 \pm 2,3 \text{ mgS-SO}_4\text{-L}^{-1}$ , R1:  $4,3 \pm 2,8 \text{ mgS-SO}_4\text{-L}^{-1}$ , EB2:  $9,9 \pm 2,8 \text{ mgS-SO}_4\text{-L}^{-1}$  e R2:  $6,4 \pm 2,9 \text{ mgS-SO}_4\text{-L}^{-1}$ . Os afluentes dos reatores monitorados durante o período experimental mantiveram-se numa concentração média de sulfato variando entre  $7,7$  e  $9,9 \text{ mgS-SO}_4\text{-L}^{-1}$ , valores que se encontram dentro da faixa dos citados por Metcalf & Eddy (2003), o qual considera concentrações de sulfato variando entre  $6,7$  e  $16,7 \text{ mgS-SO}_4\text{-L}^{-1}$  para esgotos tipicamente domésticos.

As eficiências de remoção deste parâmetro foram de 44% e 35% nos reatores R1 e R2, nessa ordem. Essa redução de sulfato denota que, apesar da ocorrência da microaeração, as bactérias reductoras de sulfato não foram totalmente inibidas, pois os efluentes dos reatores tiveram reduções consideráveis nas concentrações deste compos-

to. Além disso, a microaeração pode proporcionar condições favoráveis para que o sulfato reduzido no início do processo para formas reduzidas de enxofre seja oxidado, ressurgindo como sulfato.

O parâmetro sulfeto total dissolvido manteve-se na média de EB1:  $6,41 \pm 1,31 \text{ mgS-S}^{2-}\text{-L}^{-1}$ , efluente do R1:  $0,55 \pm 0,36 \text{ mgS-S}^{2-}\text{-L}^{-1}$ , EB2:  $11,5 \pm 1,6 \text{ mgS-S}^{2-}\text{-L}^{-1}$  e efluente do R2:  $1,8 \pm 1,2 \text{ mgS-S}^{2-}\text{-L}^{-1}$ . Os reatores mantiveram as eficiências de remoção de sulfeto total dissolvido: 91% e 84%, para R1 e R2, respectivamente. As concentrações de sulfeto total dissolvido presente no afluente aos reatores desta pesquisa variaram de  $6,41$  a  $11,5 \text{ mgS-S}^{2-}\text{-L}^{-1}$ ; estes valores são considerados elevados para o esgoto bruto, fenômeno que pode ser associado ao racionamento de água que se iniciou na cidade de Campina Grande - PB. Outro fator que pode influenciar a concentração de sulfeto é a extensão da rede coletora de esgotos. Em cidades com rede co-

letora extensa, o esgoto permanece mais tempo na rede, favorecendo a ocorrência da sulfetogênese. Além dos fatores citados, a elevada concentração de sulfeto no afluente também pode estar relacionada ao fato de que durante a pesquisa o esgoto era bombeado do interceptor leste, com repouso em poço úmido, que inevitavelmente acumula lodo e favorece a ocorrência da sulfetogênese. Após o bombeamento, o esgoto bruto passava apenas por peneira; não esteve sujeito a agitação intensa, não permitindo o desprendimento do sulfeto produzido, conforme afirma Campos et al., (1999).

A aplicação da microaeração proporcionou eficiências de remoção de sulfetos superiores aos resultados obtidos por Lima et al., (2015), que operaram um reator UASB com adição de oxigênio na manta de lodo, no qual obtiveram uma redução de 81% do sulfeto, mantendo uma concentração de oxigênio dissolvido entre 0,6 e 1,2 mg O<sub>2</sub>. L<sup>-1</sup>. Esses resultados se aproximam das eficiências encontradas por Sousa et al. (2016a), que operaram um reator anaeróbio híbrido e um reator UASB microaerado e alcançaram eficiências de 89% e 79% na remoção de sulfeto total dissolvido, respectivamente – valores muito próximos aos encontrados nos reatores R1 e R2, nesta ordem. Krayzelova et al. (2014), operando um reator microaerado com volume de 2,7L e com vazão de ar de 1L por dia, tratando efluente de cervejaria a uma temperatura de 37°, obtiveram uma remoção de 74% de sulfeto; no entanto, a relação O<sub>2</sub>/S foi menor do que a utilizada no reator R1. O reator R2 removeu 84% do sulfeto afluente, valor inferior aos resultados obtidos em R1. Essa diminuição pode estar ligada à maior concentração de sulfeto afluente e à menor quantidade de ar adicionada ao reator.

As eficiências na remoção de sulfetos foram suficientes para proporcionar concentrações baixas de sulfeto dissolvido, com valores variando de 0,55 a 0,95 mg S-S<sup>2-</sup>. L<sup>-1</sup>, resultados semelhantes aos obtidos por Sousa et al. (2016a). Isso reafirma a aplicabilidade de reatores UASB microaerados na oxi-

dação de sulfetos dissolvidos, tecnologia com baixo custo de implantação quando comparada à remoção química e outros métodos de remoção de odor.

As concentrações de enxofre elementar foram monitoradas tanto no afluente como no efluente de cada reator. Os resultados obtidos podem ser observados na Figura 5. As médias encontradas foram de EB1: 1,7 ± 0,6 mg S-S<sup>0</sup>.L<sup>-1</sup>, R1: 4,5 ± 1,6 mgS-S<sup>0</sup>.L<sup>-1</sup>, EB2: 4,1 ± 1,7 mgS-S<sup>0</sup>.L<sup>-1</sup> e R2: 4,1 ± 1,1 mgS-S<sup>0</sup> L<sup>-1</sup>.

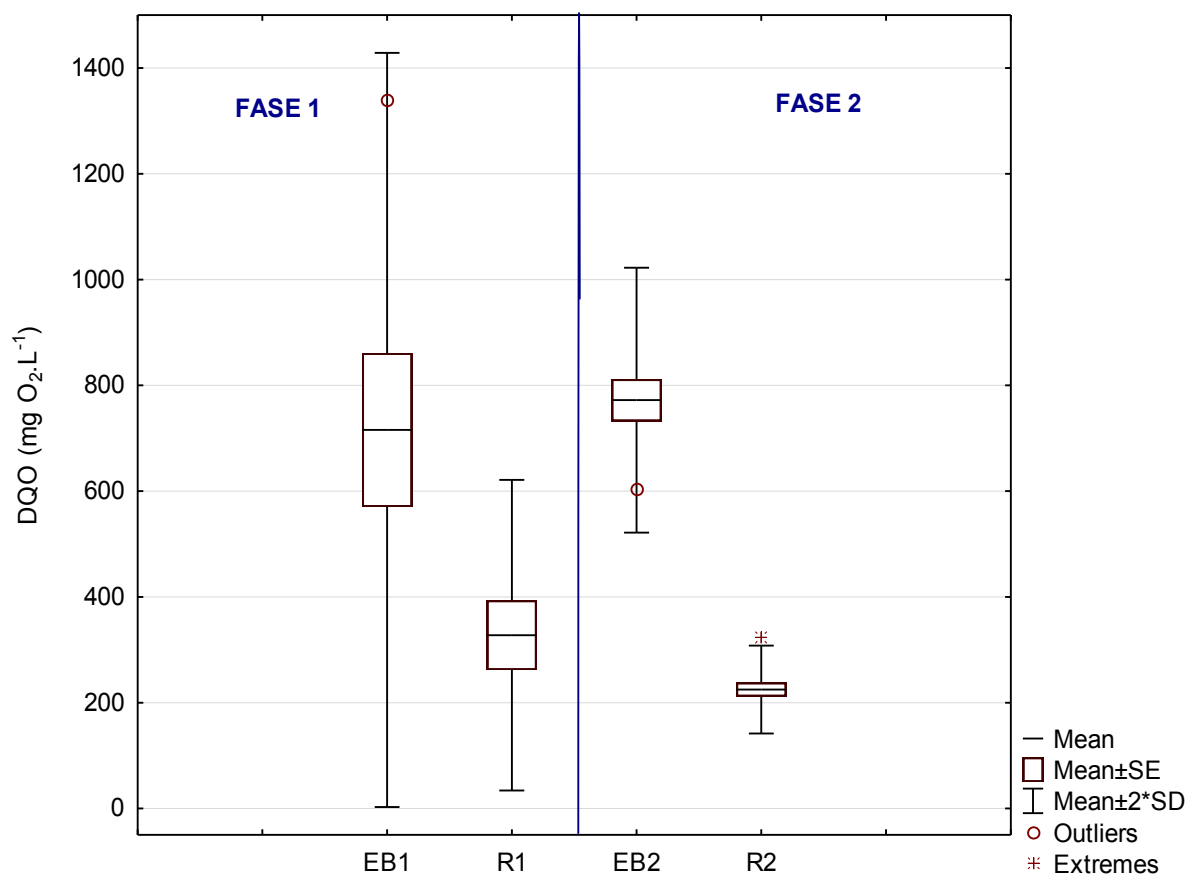
No balanço de massa, considerando todas as formas de enxofre afluentes aos reatores R1 e R2, o enxofre presente no efluente na forma de enxofre elementar foi de 28,5% e 16%, respectivamente. No lodo dos reatores foram encontrados 7% e 18,5% respectivamente, na forma de S<sup>0</sup>. Os resultados obtidos na primeira fase se assemelham aos obtidos por Krayzelova et al. (2014) e Sousa et al. (2016a). Krayzelova et al. (2014) operaram um reator microaeróbio com vazão de ar correspondente à razão estequiométrica de O<sub>2</sub>/S (0,5 mol O<sub>2</sub> por 1 mol de S<sup>2-</sup>) e obtiveram uma recuperação de enxofre elementar de 33% do enxofre total.

No reator R1, considerando-se todas as formas de enxofre no afluente, efluente, lodo de inóculo e lodo de descarte, obteve-se 84% de enxofre quantificado no final do tratamento. Lima et al. (2015) conseguiram ao final do tratamento valores variando entre 67% e 69% de enxofre, levando em consideração os parâmetros (sulfato e sulfeto). Então o reator R1 teve aproximadamente 17% mais enxofre total (sulfeto, sulfato e enxofre elementar) obtido ao final do processo de tratamento. Uma explicação possível para isso é a quantidade de parâmetros levados em consideração nesta pesquisa, que inclui o sulfato, sulfeto e enxofre elementar afluente e efluente. Além disso, as técnicas de microaeração com vazão de ar e local de entrada de ar foram distintas, fatos que podem justificar essa diferença no enxofre total encontrado na saída dos sistemas.

### 3.3 Remoção de material carbonáceo

As concentrações de DQO foram monitoradas tanto no afluente como no efluente de cada reator. Os resultados obtidos na primeira fase podem ser observados na Figura 6.

Figura 6 - Resultado do monitoramento do parâmetro DQO



A concentração média de DQO total encontrada durante o monitoramento foi de: EB1:  $715 \pm 206$  mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, R1:  $327 \pm 126$  mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, EB2:  $772 \pm 105$  mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> e R2:  $224 \pm 30$  mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>. As eficiências de remoção de material carbonáceo foram de 54% e 71%, nas fases 1 e 2, respectivamente. Resultados similares foram obtidos por Van der Zee et al. (2007) que operaram um reator anaeróbio e posteriormente microaeróbio, onde não identificam diferença significativa na eficiência de remoção de DQO com valores de  $86,3\% \pm 0,7\%$  e  $86,6\% \pm 0,7\%$  para as fases microaeróbia e anaeróbia, respectivamente. Por outro lado, Sousa et al. (2016b) encontraram diferença e afirmam que o aumento

na eficiência da remoção de DQO é atribuído principalmente à oxidação facultativa da matéria orgânica pela presença de oxigênio, ou efeito da diminuição da quantidade de sulfeto no interior do sistema, conseqüentemente, menor toxicidade.

### 3.4 Biogás

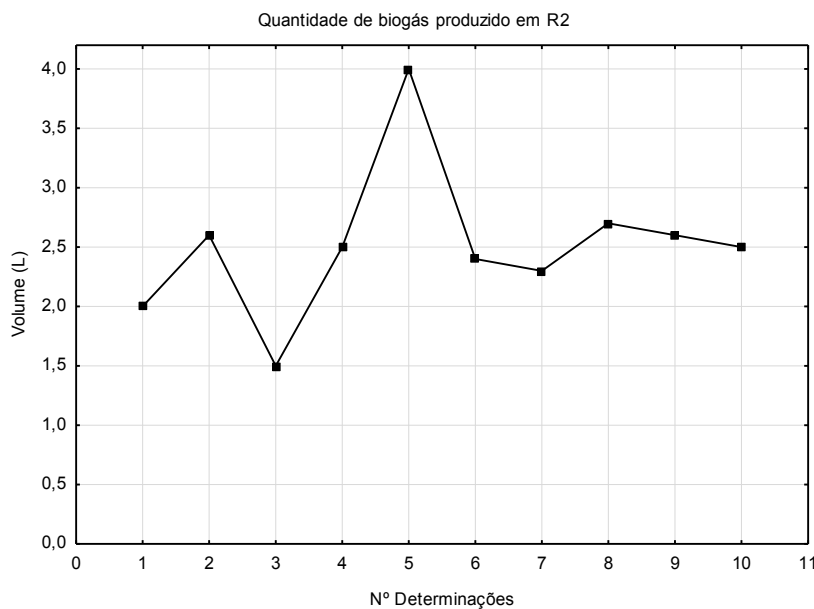
#### 3.4.1 Quantificação do biogás

O monitoramento da quantidade e qualidade do biogás produzido nos reatores anaeróbios é muito importante para o entendimento dos processos envolvidos durante o tratamento, assim como as

rotas da matéria orgânica e do enxofre. A quantificação do biogás e a qualificação do biogás dos reatores foram monitoradas apenas na segunda fase. Na Figura 7 estão apresentados os resulta-

dos da quantificação do biogás, durante as medições, a temperatura ambiente numa média de 27° C, e a altitude de aproximadamente 550 m acima do nível do mar.

**Figura 7** - Perfil de volume de biogás produzido no reator R2



O volume de biogás produzido pelo processo manteve-se na média de  $2,51 \pm 0,63 \text{ L.d}^{-1}$ . Em condições normais de temperatura e pressão (CNTP), a média de volume de biogás encontrada foi de  $2,12 \text{ NL. d}^{-1}$  e  $6,31 \text{ NL. d}^{-1}$  para os reatores R2 e RC2, respectivamente. A produção de biogás é diretamente proporcional à carga orgânica aplicada ao reator, então no reator RC<sub>2</sub> esperava-se uma maior quantidade de biogás produzido, pois a carga afluyente era o dobro da carga afluyente ao reator R2. Porém, a diferença de volume de biogás encontrada superou as expectativas. Visando a uma melhor comparação entre a quantidade de biogás produzida nos reatores, fez-se necessário calcular a quantidade de biogás específica (NmL biogás / NL de esgoto tratado). Levando em consideração a vazão de esgoto afluyente aos reatores e a produção de biogás, tem-se proporções de 42,3 NmL e 63,1 NmL de biogás por litro de esgoto tra-

tado, para os reatores R2 e RC2, respectivamente. Comparando os volumes específicos de biogás produzido, vemos que a quantidade de biogás quantificada no reator controle foi 49% superior à do reator R2. Como o reator R2 teve eficiências similares na remoção de DQO, as quantidades específicas de biogás produzido nos reatores deveriam serem próximas. Uma possível explicação é o vazamento de biogás através das extremidades abertas do reator R2; como visto na metodologia, ele tem o decantador e o braço expostos para atmosfera, o que favorece a perda de parcela do biogás. Então, para melhores resultados na quantificação do biogás, recomenda-se que os reatores sejam totalmente fechados.

A variação da quantidade de biogás produzida nos reatores UASB é comum. Lobato (2011) operou reatores UASB em escala real e, em situação

operacional típica, obteve uma média de 85,6 e no mínimo 46,4 mL de biogás por litro de esgoto tratado. Souza et al (2012) operaram três reatores UASB, com TDH de 5, 7 e 12h, obtiveram 69, 88 e 75 mL de biogás por litro de esgoto tratado, respectivamente.

Normalmente, os reatores microaerados tendem a ter uma maior produção específica de biogás, principalmente devido à injeção de ar, que em sua composição tem nitrogênio gasoso, o qual é praticamente inerte aos processos envolvidos, então passa a compor o biogás quantificado. Krazzelova et al. (2014) obtiveram uma produção de biogás de  $8,5 \pm 2,0$  e  $9,6 \pm 1,6$  L.d<sup>-1</sup> nos reatores anaeróbio e microaeróbio, respectivamente. E ainda

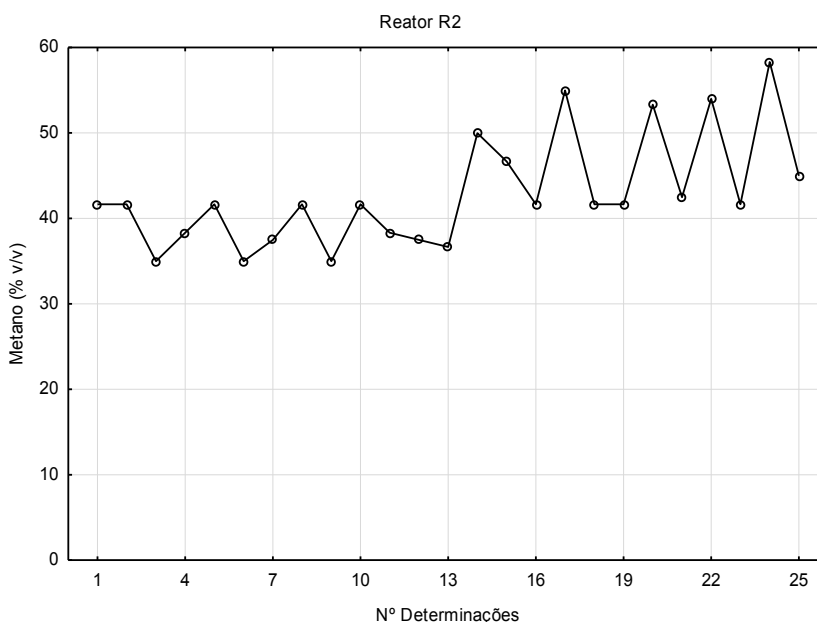
afirma que a maior produção de biogás no reator microaeróbio (8% de aumento) foi causada pelo nitrogênio dosado com ar (0,8 L.d<sup>-1</sup>), inerte a qualquer processo, portanto, escapa no biogás.

### 3.4.2 Qualificação do biogás

#### 3.4.2.1 Metano

O metano é um gás energético, com elevado poder calorífico, gerado em reatores anaeróbios. Esse biogás pode ser reaproveitado na geração de energia elétrica, então é de grande interesse o monitoramento da concentração de metano presente no biogás dos reatores. A proporção de metano no biogás tem seus resultados expostos na Figura 8.

Figura 8 - Resultados do monitoramento do metano em R2



A concentração média de metano no reator microaerado (R2) foi de 43% v/v, com valor mínimo de 35% e máximo de 58% entre os 25 dados obtidos no monitoramento. Liu et al. (2015) afirmam que a produção de metano no tratamento de esgotos é altamente dinâmica, com mudanças rápidas causadas pelas operações da estação de tratamento.

Diferentes taxas de produção também foram observadas no verão e no inverno indicando uma variação sazonal. Van Haandel e Letinga (1994) constataram que reatores UASB convencionais tratando esgoto sanitário produzem um biogás constituído por uma maior proporção de metano (70-80% v/v). Lobato, (2011) afirma que as concentrações de



metano no biogás de reatores UASB convencionais podem variar de 60 a 85%.

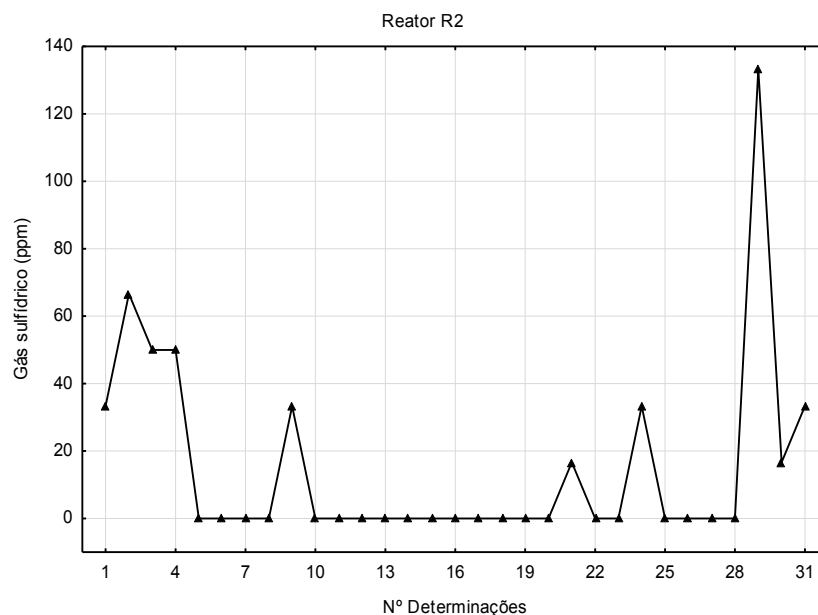
Operando reatores microaerados e tratando lodos com adição de 0,25 NL de oxigênio por litro, a uma temperatura de 35°C, Díaz et al. (2011) encontraram pequenas variações na concentração de metano, o biogás produzido com concentração média de aproximadamente 60%. Afirmam ainda que, nas condições do estudo, a oferta limitada de oxigênio não reduziu o conteúdo energético do biogás. Sousa et al. (2016b), operando um reator microaeróbio, observaram uma concentração média de metano de 52,4%. Krayzelova et al. (2014) encontraram concentração de metano no biogás de 75% e 77% (após subtração de nitrogênio) nos reatores microaeróbios e anaeróbio, respectivamente. Díaz et al. 2010

afirmam que a microaeração pode causar diluição do biogás devido à entrada de nitrogênio gasoso junto ao ar da microaeração, podendo reduzir a concentração de  $\text{CH}_4$ , a eficiência energética do biogás e consequentemente o poder calorífico do biogás.

#### 3.4.2.2 Gás Sulfídrico

O biogás é constituído de vários compostos, sendo o sulfeto de hidrogênio o principal composto tóxico. Além disso, é altamente solúvel e capaz de provocar corrosão, e ainda cria problemas de odores em torno das instalações onde é produzido. Então é de grande interesse o monitoramento da concentração de sulfeto presente no biogás dos reatores. Os resultados obtidos são revelados na Figura 9.

**Figura 9** - Resultado do monitoramento do gás sulfídrico presente no biogás



Durante a pesquisa, a concentração média de gás sulfídrico presente no biogás do reator microaeróbio R2 foi de 15 ppm (0,0015%). Resultados 99% inferiores aos valores encontrados por Van Haandel e Lettinga (1994), que afirmam que a concen-

tração de  $\text{H}_2\text{S}$  no biogás de reatores UASB varia de 1000 a 4000 ppm, 0,1% a 0,4% do biogás. Agrawal et al. (1997) reportam concentrações de  $\text{H}_2\text{S}$  no biogás de reatores UASB entre 0,11 e 0,39%. Lobato (2011) afirma que a concentração de  $\text{H}_2\text{S}$

no biogás de reatores UASB em escala real varia de 1000 a 2000 ppm, ou seja, de 0,1 a 0,2 %. Sousa et al. (2016b) antes da lavagem cáustica, obtiveram uma média de gás sulfídrico no biogás de 0,21%; após esse tratamento químico, a eficiência de remoção chegou a 100%. Em reator microaerado, Sousa et al. (2016b) encontraram uma concentração de 0,28% de gás sulfídrico no biogás em reator anaeróbio; após a microaeração, essa concentração passou para 0,02%, caracterizando uma remoção de 93%. Krayzelova et al. (2014) observaram uma remoção de 73% de  $H_2S$  no biogás. Utilizaram a técnica de microaeração e, após 10 dias do início da injeção de ar, a concentração de  $H_2S$  se aproximou de zero por quase um mês. Diaz et al. (2010) avaliaram o desempenho do  $O_2$  puro, ar e nitrato como reagentes oxidantes para remoção microaeróbia de  $H_2S$  presente no biogás produzido durante a digestão anaeróbia de lodo. Foram injetados no headspace do biorreator, enquanto o nitrato foi adicionado à recirculação do lodo. Em todos os casos, a eficiência de remoção de sulfeto do biogás se manteve acima dos 97%, e assim como nos casos anteriores, a concentração de sulfeto no biogás se aproximou de zero.

#### 4 CONCLUSÃO

As vazões de ar variando de 10 a 30  $L \cdot d^{-1}$  proporcionaram concentrações de oxigênio dissolvido de 0,40 a 0,76  $mg \ O_2 \cdot L^{-1}$ . A melhor eficiência na oxidação de sulfetos à enxofre elementar foi encontrada na presença de 0,76  $mg \ O_2 \cdot L^{-1}$ , com adição de 1,25 L de ar por litro de esgoto tratado, com relação molar de aproximadamente 24  $mmolO_2/mmols$ .

A tecnologia de microaeração teve eficiências de remoção de sulfetos variando de 84% a 94%. Os resultados mais expressivos na obtenção de enxofre elementar tiveram eficiências próximas a 28% do enxofre total afluente, na qual a razão molar foi maior.

A microaeração no meio líquido propiciou uma redução significativa da quantidade de gás sulfídrico presente no biogás. Nesta pesquisa encontrou-se uma média de 8,8 ppm de  $H_2S$  no biogás do reator UASB microaerado equivalente a 0,0009 % v/v, enquanto no biogás do reator controle a concentração de gás sulfídrico manteve-se na média de 264 ppm, com valor máximo de 1100 ppm.

#### 5 AGRADECIMENTOS

Os autores deste trabalho agradecem à Finep, ao CNPq e à Capes pelo incondicional apoio concedido em termos de rubrica de custeio, capital e bolsa de estudo para a realização deste trabalho.

#### 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGRAWAL, L. K.; HARADA, H.; OKUI, H. Treatment of Dilute Wastewater in a UASB Reactor at a Moderate Temperature: Performance Aspects. **Journal of Fermentation and Bioengineering**, v.83, n.2, p.179-184, 1997.
- AWWA/APHA/WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington. 2012.
- BARBOSA, R. A., 2017. **Remoção de sulfetos e obtenção de enxofre elementar em reatores UASB com adição de oxidantes**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). 102 f. Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande - PB.
- BITTON, G. 2005. **Wastewater Microbiology**. 3 ed. John Wiley & Sons, Inc.
- BUCHAUER, K. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to wastewater and sludge treatment processes. **Water SA**, v. 24, n. 1, p. 49-56, 1998.
- CAMPOS, J. R.; PAGLIUSO, J. D. **Tratamento de Gases Gerados em Reatores Anaeróbios. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. J. R.C. (coordenador). Rio de Janeiro, ABES: 464 p. 1999.
- DÍAZ, I.; LOPES, A.C; PÉREZ, S.I.; FDZ-POLANCO, M., 2010. Performance evaluation of oxygen, air and nitrate for the microaerobic removal of hydrogen sulphide in biogas from sludge digestion. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 7724-7730.
- DÍAZ, I.; PÉREZ, S.I.; FERRERO, E.M.; FDZ-POLANCO, M., 2011. Effect of oxygen posing point and mixing on the microaerobic removal of hydrogen sulphide in sludge digesters. **Bioresource Technology**, v.102, p.3768-3775.

- FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M., 2006. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**. v. 5, p. 3–19.
- JANSSEN, A.J.H.; SLEYSER, R.; VAN DER, K.A.A.; JOCHEMSEN, A.C.; BONT-SEMA J.; LETTINGA, G., 1995. Biological sulphide oxidation in a fed-batch reactor. **Biotechnol Bioeng.**, v 47, p. 327–333.
- JANSSEN, A.; LETTINGA, G.; KEISER, A., 1999. Removal of hydrogen sulphide from wastewater and waste gases by biological conversion to elemental sulphur: Colloidal and interfacial aspects of biologically produced sulphur particles. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, Elsevier, v. 15, p. 389–397.
- JORDÃO, E.P. e PESSÔA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6ª Edição. ABES, Rio de Janeiro, 2011. 969 p.
- JORGENSEN, B.B.; KUEN, J. G.; COHEN, Y., 1979. Microbial Transformations of sulfur Compounds in a Stratified Lake (Solar Lake, Sinai). **Lymnology and Oceanografym**. v. 24, n 5, p. 799–822.
- KRAYZELOVA, L.; BARTACEK, J.; KOLESAROVA, N.; JENICEK, P. 2014. **Microaeration for hydrogen sulfide removal in UASB reactor**. V. 172, p. 297–302. <doi: Http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.056>.
- LIMA, J.F. SOUSA, J.T. LIMA, D.A. HENRIQUE, I.N. SANTOS, E.V.M. Control and removal of sulfides in anaerobic reactors treating sewage. **DAE**, 2015.
- LIU, Y.; SHARM, R.K.; FLUGGEN, M.; O'HALLORAN, K.; MURTHY, S.; YUAN, Z., 2015. Online dissolved methane and total dissolved sulfide measurement in sewers. **Water research**. v. 68, p. 69–118.
- LOBATO, L. C. D. S. **Aproveitamento Energético De Biogás Gerado Em Reatores UASB Tratando Esgoto Doméstico**, 2011. 186 f. Tese (Doutorado em Saneamento) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.
- MADIGAN. M. T., et al., 2010. **Microbiologia de Brock**. 12ª Ed. Porto Alegre: Armad. p. 1160.
- METCALF & EDDY INC., 2003. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 4. ed. New York: McGraw-Hill Books, 1815p.
- SOUSA, M. R.; OLIVEIRA, C. J. S.; LOPES, A. C.; RODRIGUEZ, E.R.; HOLANDA, G.B.M.; LANDIM, P.G.C.; FIRMINO, P. I. M.; DOS SANTOS, A. B., 2016b. Technical, Economical, and Microbiological Aspect of the Microaerobic Process on H<sub>2</sub>S Removal for Low Sulfate Concentration Wastewaters. **Biochem Biotechnol**, <doi:10.1007/s12010-016-2174-9>.
- SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L.; MELO, G. C. B., 2012. Methane and hydrogen sulfide emissions in UASB reactors treating domestic wastewater. **Water Science & Technology**. v. 65.7, p 1229–1237.
- SOUSA, J.T.; LIMA, J.F.; SILVA, V.C.; LEITE, V.D.; LOPES, W.S., 2016a. Recovery of elemental sulphur from anaerobic effluents through the biological oxidation of sulphides. **Environmental Technology**. V 38:5, p 529–537, <doi:10.1080/09593330.2016.1201148>.
- VALLERO, M.V.G.; SIPMA J.; ANNACHATRE, A.; LENS, P.N.L.; HULSHOFFPOL, L.W., 2003. Biotechnological treatment of sulfur-containing wastewaters. In: Fingerman M & Nagabhushanam R (Eds) **Recent Advances in Marine Biotechnology**. Bioremediation Science. Publishers, Enfield, NH, USA, v. 8, p. 233–268.
- VAN DER ZEE, F. P.; VILLAVERDE, S.; GARCIA, P. A. 2007. **Sulfide removal by moderate oxygenation of anaerobic sludge environments**. **Bioresource Technology**, v. 98, n.3, p. 518–524, 2007.
- VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G., 1994. **Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate**. 1 ed. John Wiley and Sons, 222 p.
- VISSER, A.; HULSHOFF-POL, L. W.; LETTINGA, G., 1996. Competition of methanogenic and sulfidogenic bacteria. **Water Science and Technology**, v. 33, n. 3, p. 99–110. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/0273-1223(96)00324-1>. Acesso em: 01jun2015.

# Desenvolvimento e validação de métodos espectrofotométricos para determinação de corantes azos em ensaios de adsorção em fase aquosa

*Development and validation of spectrophotometric methods for determination of azo dyes in aqueous phase adsorption experiments*

- **Data de entrada:**  
06/08/2017
- **Data de aprovação:**  
16/01/2018

*Raquel Studart de Farias Lessa\*/Geovana Ferreira Ventura Alves/Hugo Leonardo de Brito Buarque/  
Lisiane Ferreira da Costa/Mayra Rodrigues/Rafael dos Santos Nogueira/Ronaldo Stefanutti/Thalita Moreira Azevedo*

DOI: 10.4322/dae.2019.012

## Resumo

Processos adsorptivos são tratamentos promissores para a remoção de corantes azos a partir de efluentes industriais aquosos. O objetivo deste estudo foi desenvolver e validar métodos espectrofotométricos de absorção molecular, confiáveis e de baixo custo, para quantificação de corantes azos em meio aquoso, oriundos de ensaios adsorptivos. Com esse intuito, varreduras espectrais de soluções dos corantes azos vermelho ácido 17 e azul de hidroxinaftol foram realizadas na presença de diferentes tampões e interferentes, bem como diferentes testes de validação (linearidade, precisão, exatidão etc.) foram conduzidos. A influência do pH das amostras e a seletividade na presença de íons cálcio também foram avaliadas e eliminadas por meio de tampões e sequestrantes de cátions usados como soluções estabilizadoras. As concentrações dos analitos estudados estavam faixa de concentrações de 5 a 60 mg.L<sup>-1</sup>.

**Palavras-chave:** Adsorção de corantes. Corantes azos. Análise espectrofotométrica, Validação de método.

**Raquel Studart de Farias Lessa** – Tecnóloga em Processos Químicos pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. Mestre e doutora em Engenharia Civil (Saneamento Ambiental) pela Universidade Federal do Ceará.

**Geovana Ferreira Ventura Alves** – Técnica em Química pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará.

**Hugo Leonardo de Brito Buarque** – Engenheiro Químico pela Universidade Federal do Ceará. Mestre em Engenharia Química pela Universidade Federal do Ceará. Doutor em Física pela Universidade Federal do Ceará. Professor Titular do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará.

**Lisiane Ferreira da Costa** – Tecnóloga em Processos Químicos pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará.

**Mayra Rodrigues** – Técnica em Química pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará.

**Rafael dos Santos Nogueira** – Técnico em Química pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. Graduando no Bacharelado em Engenharia de Alimentos da Universidade Federal do Ceará.

**Ronaldo Stefanutti** – Engenheiro Agrônomo pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Mestre e doutor em Ciências pelo Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo. Professor Associado da Universidade Federal do Ceará.

**Thalita Moreira Azevedo** – Técnica em Química pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. Graduanda no Bacharelado em Engenharia Química pela Universidade Federal do Ceará.

\***Endereço para correspondência:** Av. Treze de Maio, 2081, Benfica, CEP 60.426-086, Fortaleza-CE. E-mail: raquelstudartf@yahoo.com.br.

## Abstract

*Adsorption processes are promising treatments for the removal of azo dyes from aqueous industrial effluents. The aim of the present study was to develop and validate reliable and low cost molecular absorption spectrophotometry methods for the quantification of azo dyes from adsorption experiments in aqueous phase. Thus, spectral scans of solutions of the azo dyes acid red 17 and hydroxynaphthol blue were performed in the presence of different buffers and interferers as well as different validation tests (linearity, precision, accuracy etc.) were carried out. The influence of the pH of the samples and the selectivity in the presence of calcium ions were also evaluated and eliminated by means of buffers and a cation chelant used as stabilizing solutions. The concentrations of the evaluated analytes were in the concentration range of 5 to 60 mg.L<sup>-1</sup>.*

**Keywords:** Azo dyes. Spectrophotometric analysis. Adsorption of dyes.

## 1 INTRODUÇÃO

Os efluentes industriais podem conter vários poluentes, entre eles diferentes corantes que são largamente utilizados em diversos setores industriais (KATHERESAN, KANSEDO, LAU, 2018). Assim, o tratamento desses efluentes para a remoção de corantes é um tema de grande importância e tem motivado diversos estudos nos últimos anos (AHMED et al., 2011; ALI, 2010; ANANTHA SINGH, RAMESH, 2013; BATHIA et al., 2017; KATHERESAN, KANSEDO, LAU, 2018; PANIĆ et al., 2013; NOROOZI, SORIAL, 2013; YAGUB et al., 2014). Neste contexto, o tratamento de efluentes coloridos por meio de processos adsorptivos é de particular interesse (KAUSAR et al., 2018; KONICKI et al., 2017; NOROOZI, SORIAL, 2013; SALLEH et al., 2011; SINGH, ARORA, 2011; SINGH, RAMESH, 2013; SUBA, RATHIKA, 2016; WAMBA et al., 2018; WAN NGAH, TEONG, HANAFIAH, 2011; YAGUB et al., 2014).

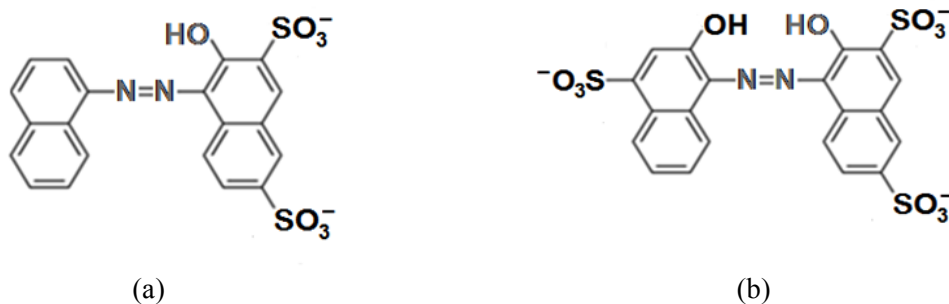
Na última década, sílica gel modificada com aminosilanos tem sido aplicada com sucesso na remoção de corantes (ANDRZEJEWSKA et al., 2007; CESTARI et al., 2009; CHEN et al., 2015; DONIA et al., 2009; LI et al., 2017; LIMA et al., 2016), particularmente os corantes azos, os mais comumente usados na indústria, constituindo 60% a 70% de todos os corantes e precursores de corantes produzidos. Mencione-se que os corantes azos se destacam por serem bastante diversificados

e economicamente muito importantes (CHUNG, 2016; KATHERESAN, KANSEDO, LAU, 2018; PANIĆ et al., 2013; RAUF, HISAINDEE, SALEH, 2015; SALLEH et al., 2011).

Para os estudos adsorptivos, vê-se a necessidade de métodos validados que quantifiquem com confiabilidade os corantes em meio aquoso. A validação de métodos analíticos comprova por meio de evidências objetivas que requisitos para uma determinada aplicação ou uso específico são atendidos (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2017). Ela pode ser definida como um processo que confere validade a um método analítico, instrumento ou equipamento, cujas especificações são aceitas como corretas, conferindo confiabilidade aos resultados obtidos (LEITE, 2008; SILVA, ALVES, 2006).

Nesse processo, o uso de técnicas estatísticas adequadas, tais como a análise de variância (ANOVA), torna as decisões menos subjetivas, fazendo com que a validação de métodos analíticos seja mais objetiva, mais fácil de demonstrar e implantar (BARROS, HIRATA, 2002). Dessa forma, a validação garante a aplicabilidade e o escopo de um método analítico e fornece evidências substanciais de que o método e os sistemas se adequam ao uso desejado (FERRÃO, ABRANTES, 2014; MAGNUSSON; ÖRNEMARK, 2014).

Assim, o objetivo do presente estudo foi desenvolver e validar métodos confiáveis e de baixo custo para quantificação, por espectrofotometria de absorção molecular, de corantes azos, tais como o azul de hidroxinaftol (AHN) e o vermelho ácido 17 (AR17) em meio aquoso, oriundos de células experimentais de adsorção em batelada.



**Figura 1:** Estruturas moleculares dos corantes: (a) vermelho ácido 17 e (b) azul de hidroxinaftol.

As medições espectrofotométricas dos corantes estudados foram realizadas em espectrofotômetro de feixe duplo da marca Shimadzu, modelo UV-1601PC, utilizando cubeta de vidro de 1,0 cm de caminho ótico. As medidas de pH foram conduzidas em um medidor de pH e íon seletivo da marca Thermo Scientific, modelo Orion Dual Star utilizando um eletrodo combinado de pH modelo Orion 8102BNUWP.

Foram desenvolvidos e validados métodos para quantificação por espectrofotometria de absorção molecular do teor de corantes azos em matrizes aquosas, baseando-se na metodologia utilizada por Lessa et al. (2018). Vale citar que os estudos de validação foram planejados e executados usando documentos de referência nacionais e internacionais (AOAC INTERNATIONAL, 2016; BRASIL, 2017; ICH, 2005; INMETRO, 2018; MAGNUSSON; ÖRNEMARK, 2014). Então, foram consideradas as seguintes figuras de mérito na validação do método: linearidade, precisão e exatidão, limites de detecção e de quantificação, especificidade, sele-

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

Todas as soluções utilizadas neste estudo foram preparadas com reagentes de grau analítico e água destilada e deionizada. O corante vermelho ácido 17 (CAS n° 5858-33-3) utilizado era da marca Acros Organics, e o azul de hidroxinaftol (CAS n° 63451-35-4), da marca Fluka. As estruturas moleculares desses corantes são mostradas na Figura 1.

tividade e robustez. Foi adotado um nível de significância ( $\alpha$ ) de 5 % em todos os testes estatísticos empregados na validação dos métodos.

É importante mencionar que a matriz líquida oriunda dos ensaios adsorptivos é separada por centrifugação do adsorvente sólido, antes da quantificação dos corantes, resultando em amostras contendo a priori somente o corante e água.

Para identificação dos comprimentos de ondas de máxima absorção e seleção do pH ideal de quantificação dos corantes foram realizadas varreduras espectrais na faixa visível de absorção (400 a 800 nm) em soluções aquosas tamponadas dos mesmos. Para isso tomaram-se soluções de três diferentes tampões (MORITA, ASSUMPÇÃO, 2007): um tampão acético (pH 5,5), um tampão de McIlvaine (pH 7,0) e um tampão de Ringer (pH 12).

O tampão acético foi preparado misturando-se 74,6 g de acetato de sódio anidro com 5,3 mL de ácido acético glacial e, então, diluindo a mistura para 1 L com água destilada. O tampão de McIl-

vaine foi preparado adicionando-se 16,5 mL solução 0,1 mol.L<sup>-1</sup> de fosfato dissódico e 3,5 mL de solução 0,1 mol.L<sup>-1</sup> de ácido cítrico. Já o tampão de Ringer foi obtido a partir da mistura de 50 mL de solução 0,1 mol.L<sup>-1</sup> de fosfato dissódico com 75 mL de solução 0,1 mol.L<sup>-1</sup> de hidróxido de sódio. Vale ressaltar que em todas as soluções tampões preparadas continham 2,5 mg.L<sup>-1</sup> de ácido etileno-diaminotetraacético (EDTA) objetivando eliminar a possível interferência de metais na absorção espectrofotométrica dos corantes.

No processo de validação, os testes de Shapiro-Wilk, de Grubbs e de Brown-Forsythe foram aplicados para verificação, respectivamente, da normalidade, da existência de valores aberrantes e de homocedasticidade em todas as séries de dados do estudo, inclusive nos resíduos oriundos das regressões lineares realizadas. Tal verificação subsidia os procedimentos e técnicas utilizadas na obtenção e análise das figuras de mérito avaliadas na validação. A aplicação destes testes foi conduzida no Programa R (R CORE TEAM, 2018), utilizando seus pacotes básicos e os pacotes “outliers” (KOMSTA, 2011) e “car” (FOX, WEISBERG, 2011).

A linearidade do método foi avaliada a partir da regressão linear, pelo método dos mínimos quadrados, de seis curvas analíticas conjuntas, as quais foram obtidas em triplicata para seis níveis de diferentes concentrações dos corantes, em conformidade com a orientação DOQ-CGCRE-008 do Inmetro (2018) e de outras referências já citadas. Para avaliar estatisticamente a qualidade da regressão realizada para cada corante, analisaram-se os coeficientes de correlação obtidos nos ajustes, bem como o teste F na ANOVA da regressão (INMETRO, 2018). A regressão linear e sua avaliação também foram realizadas com o auxílio do Programa R (R CORE TEAM, 2018).

Os limites de detecção (LD) e de quantificação (LQ) foram estimados a partir das curvas analíticas obtidas para os corantes na avaliação da linearidade

(INMETRO, 2018). Os cálculos para determinar os valores correspondentes de LD e LQ se baseiam no desvio padrão  $S_b$  do sinal (absorbâncias) de dez leituras do branco (amostra de ensaio adsorativo sem corante) no comprimento de onda de interesse e sua relação com a inclinação  $I$  (coeficiente angular) da reta de regressão ajustada na avaliação da linearidade, de acordo com as equações 1 e 2, respectivamente para o LD e o LQ.

$$LD = 3,3 \cdot \frac{S_b}{I} \quad (1)$$

$$LQ = 10 \cdot \frac{S_b}{I} \quad (2)$$

A precisão foi avaliada por meio da repetibilidade (BRASIL, 2017; ICH, 2005), na qual seis réplicas independentes em uma única corrida analítica, sob as mesmas condições de operação, mesmo analista e mesma instrumentação, foram conduzidas em uma mesma concentração de cada corante na faixa linear de trabalho dos métodos. Os coeficientes de variação (CV), razão percentual entre o desvio padrão e a média, das absorbâncias obtidas nos ensaios foram comparados com os valores limites propostos em AOAC International (2016).

A exatidão foi avaliada por meio do cálculo da recuperação aparente ( $R$ ) do analito em três diferentes concentrações (baixa, média e alta) da faixa linear do método (INMETRO, 2018; MAGNUSSON; ÖRNEMARK, 2014). Nesses ensaios, as amostras foram analisadas e as concentrações foram recalculadas a partir de uma curva de calibração (reta de regressão ajustada nos ensaios de linearidade). O cálculo da exatidão (recuperação aparente) foi realizado por intermédio da Equação 3, conforme preconizado em Brasil (2017). Os valores de recuperação foram também comparados com valores de referência apresentados em AOAC International (2016).

$$R = 100 \cdot \frac{\bar{C}_e}{C_t} \quad (3)$$

em que R é a recuperação aparente;  $\bar{C}_e$  é a concentração média experimental do corante, em mg.L<sup>-1</sup>; e  $C_t$  é a concentração teórica (esperada) do corante.

A especificidade e a seletividade foram avaliadas em relação à possível fotodegradação dos corantes, bem como em relação à capacidade dos métodos em determinar a concentração do analito na presença de uma água dura. Para o estudo da fotodegradação foram preparadas em triplicata soluções de concentração conhecida dos dois corantes estudados, as quais foram expostas à luz artificial (fluorescente) por um tempo determinado. Após decorridos os tempos previstos, foram efetuadas as leituras das soluções nos comprimentos de onda de cada corante no espectrofotômetro. ANOVA e testes de comparação de médias emparelhadas foram aplicados na análise dos resultados. A influência da dureza da água na quantificação dos corantes foi previamente avaliada no desenvolvimento dos métodos, adicionando-se cálcio nas amostras em diferentes proporções e EDTA, como descrito anteriormente.

No desenvolvimento dos métodos espectrofotométricos também foram realizados ensaios de robustez somente em relação à influência do pH das amostras, como sugerido em Brasil (2017), haja vista que as demais condições empregadas no método são controladas.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As varreduras espectrais obtidas para a seleção do tampão e do correspondente comprimento de onda para quantificação dos analitos estão apresentadas na Figura 2. O tampão ácido (pH 5,5) foi o que apresentou a maior absorbância para a quantificação do corante AR17, o qual será utilizado na

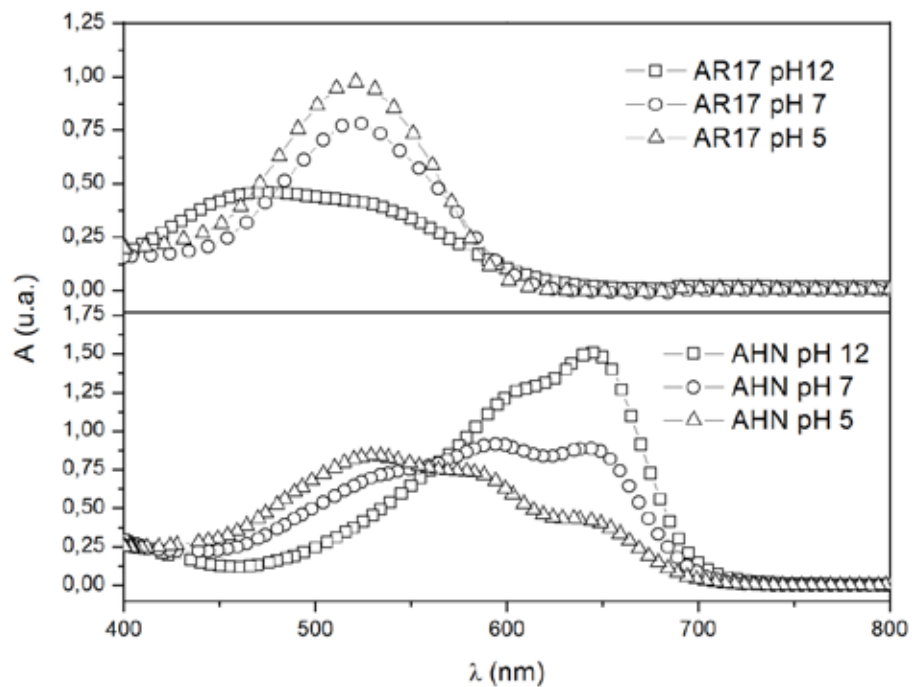
quantificação das amostras adsortivas desse corante no comprimento de onda de 518 nm. Para o azul de hidroxinaftol, o tampão de Ringer (pH 12) foi consideravelmente melhor na quantificação desse corante no comprimento de onda de 650 nm. Esse resultado indica que a influência do pH depende da estrutura química do corante azo e, nesse caso, dos grupos funcionais presentes no composto. Dessa forma, reforça-se o fato de que o desenvolvimento de metodologias deve sempre considerar o pH do meio analítico.

A presença de certos metais (dureza) pode alterar o sinal fotométrico dos corantes azos e, por isso, deve ser considerada no desenvolvimento do método. Assim, varreduras espectrais de soluções corantes contendo até 20 ppm de cálcio foram obtidas para avaliação da eficácia de uma solução estabilizante (tampão 5,5 ou 12 contendo EDTA) para eliminar possíveis interferências da dureza da água durante os ensaios, as quais foram observadas em estudos preliminares, viabilizando a seletividade do método desenvolvido. As varreduras obtidas estão apresentadas na Figura 3.

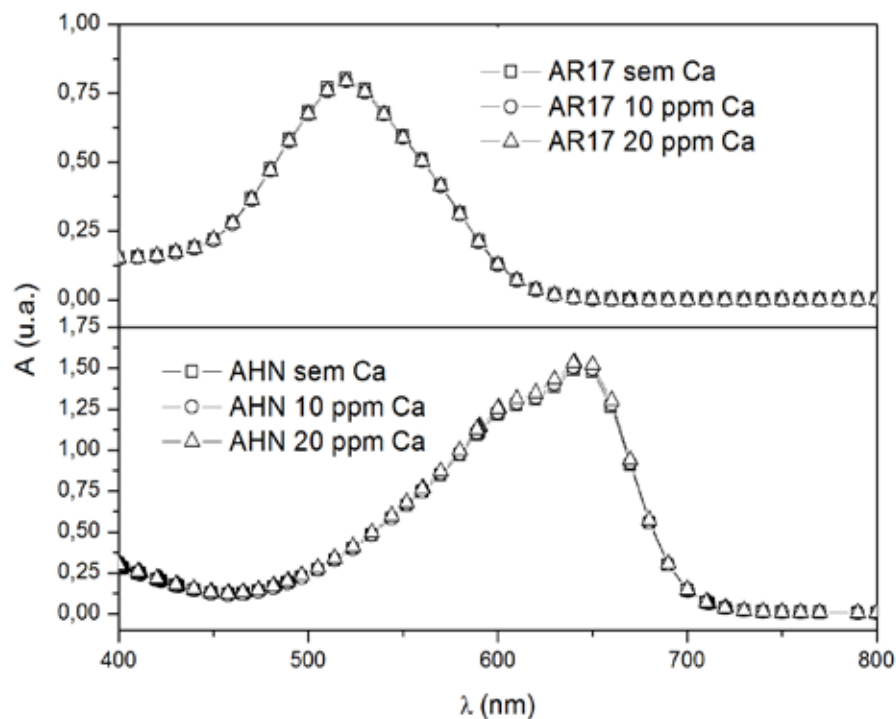
Observa-se na Figura 3 que as curvas espectrofotométricas dos corantes contendo as soluções estabilizadoras se sobrepõem para diferentes teores de cálcio adicionados, mostrando, assim, que a solução estabilizadora é muito eficaz em seu propósito. Ainda, a análise das varreduras obtidas para as diferentes razões entre volume amostral e volume de solução estabilizante, apresentada na Figura 4, indica que as variações nos picos de absorção se devem exclusivamente às correspondentes variações nas concentrações da mistura final.

Dessa forma, as razões volumétricas entre o volume de amostra e de solução estabilizadora selecionadas para o AHN e para o AR17 foram respectivamente 10:1,5 e 10:2. Essas razões foram escolhidas por apresentarem um maior poder de tamponamento e inibição de interferentes, sem comprometer significativamente a intensidade do sinal analítico.

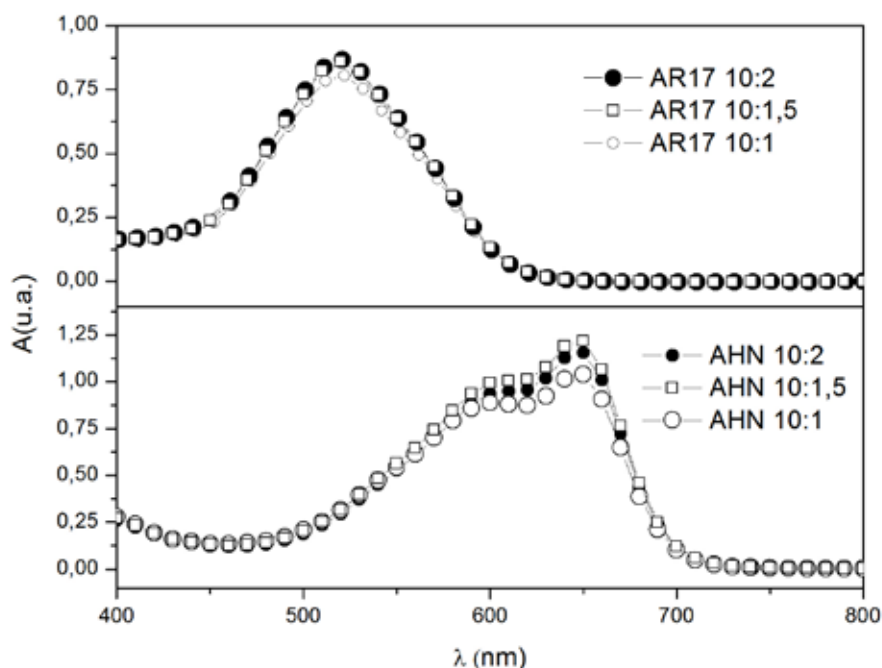




**Figura 2:** Varreduras espectrofotométricas de 400 a 800 nm de soluções aquosas de  $40 \text{ mg.L}^{-1}$  dos corantes AHN e AR17 na presença dos tampões acético, de McIlvaine e de Ringer.



**Figura 3:** Varreduras espectrofotométricas (400 a 800 nm) de soluções aquosas  $40 \text{ mg.L}^{-1}$  dos corantes AHN e AR17 contendo até  $20 \text{ mg.L}^{-1}$  de cálcio após adição da solução estabilizadora.



**Figura 4:** Varreduras espectrofotométricas (400 a 800 nm) das soluções aquosas 40 mg.L<sup>-1</sup> dos corantes AR17 e AHN em diferentes razões de volume de amostra e de solução estabilizadora.

Definidos os comprimentos de onda, as correspondentes composições e dosagens das soluções estabilizadoras do método desenvolvido, sua validação foi iniciada com a avaliação da linearidade numa faixa de

concentrações de 5 a 60 mg.L<sup>-1</sup>. As estatísticas descritivas (médias das concentrações e absorvâncias e respectivos desvios padrões) das seis curvas analíticas determinadas estão apresentadas na Tabela 1.

**Tabela 1:** Valores médios de absorvâncias e concentrações dos analitos nas seis curvas analíticas determinadas no processo de validação do método desenvolvido.

	Concentrações teóricas dos corantes <sup>(1)</sup>	Valor médio de absorvância <sup>(2)</sup> (± desvio padrão)	Valor médio de concentração <sup>(2)</sup> (± desvio padrão)
AHN	5	0,156 ± 0,004	4,82 ± 0,12
	15	0,478 ± 0,007	15,25 ± 0,22
	30	0,939 ± 0,012	30,21 ± 0,40
	40	1,248 ± 0,015	40,25 ± 0,48
	50	1,552 ± 0,025	50,12 ± 0,80
	60	1,844 ± 0,024	59,60 ± 0,79
AR17	5	0,103 ± 0,006	5,14 ± 0,60
	15	0,298 ± 0,008	14,89 ± 0,23
	30	0,628 ± 0,001	31,89 ± 0,15
	40	0,794 ± 0,013	40,59 ± 0,37
	50	0,990 ± 0,009	50,99 ± 0,65
	60	1,192 ± 0,019	59,59 ± 0,34

**Notas:** <sup>(1)</sup> Valores expressos em mg.L<sup>-1</sup>;

<sup>(2)</sup> Valores expressos em unidades de absorvância (u.a.)

Os valores de absorvância em cada nível de concentração nas curvas analíticas determinadas para os dois corantes provêm provavelmente de uma distribuição normal (nível de confiança de 95%), como sugerem os testes de Shapiro-Wilk realizados, todos com p-valor superior a 0,05. Alguns poucos valores obtidos para ambos os corantes foram considerados aberrantes (p-valor inferior a 5%) no teste de Grubbs e removidos dos testes posteriores, como recomenda o Inmetro (2018). O conjunto de valores de absorvância das curvas analíticas de cada corante apresentou comportamento homocedástico ( $p > 0,05$ ), de acordo com o teste de Brown-Forsythe.

Então, a partir da regressão linear simples das curvas analíticas determinadas, usando o método dos mínimos quadrados ordinários não ponderados, os coeficientes das retas ajustadas para o corante AHN e para o AR17 foram estimados e estão expressos, respectivamente, na Equação (3) e na Equação (4).

$$A_{\text{AHN}} = 0,0308 \cdot C_{\text{AHN}} + 0,0070 \quad (3)$$

$$A_{\text{AR17}} = 0,0198 \cdot C_{\text{AR17}} + 0,0056 \quad (4)$$

em que A é a absorvância molecular, em unidades de absorvância (u.a.), calculada para o correspondente corante no comprimento de onda selecionado (518 nm para o AR17 e 650 nm para o HNB); C é a concentração do corante em  $\text{mg.L}^{-1}$ ; e os índices AHN e AR17 indicam os respectivos corantes avaliados.

Os coeficientes de correlação dos dados usados nos ajustes lineares nessa etapa da validação e os p-valores obtidos nos testes ANOVA conduzidos para avaliação da qualidade desses ajustes estão

mostrados na Tabela 2. Ressalte-se que a análise dos resíduos da regressão indicou que esses desvios apresentaram comportamento aleatório e homocedástico e que eles são oriundos de uma distribuição normal.

**Tabela 2:** Coeficientes de correlação e p-valores calculados na avaliação da linearidade.

Corante	Coefficiente de correlação	p-valor do teste ANOVA
AHN	0,9998	< 0,01
AR17	0,9993	< 0,01

A análise estatística dos dados de regressão (coeficientes de correlação, teste ANOVA e análise de resíduos) não evidencia falta de ajuste do modelo, sugerindo que os métodos analíticos desenvolvidos para quantificação dos corantes AHN e AR17, oriundos de ensaios adsorptivos, possuem linearidade, satisfazendo a lei de Lambert-Beer, na faixa de teores ensaiados (5 a 60  $\text{mg.L}^{-1}$ ).

O desvio padrão obtido calculado para os valores determinados de absorvância nas dez leituras do branco, como também os valores de limite de detecção e de quantificação para ambos os corantes avaliados, estão apresentados na Tabela 5.

**Tabela 3:** Desvio padrão de leituras do branco e limites de detecção e quantificação estimados.

Corante	$S_b$ (u.a.)	LD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	LQ ( $\text{mg.L}^{-1}$ )
AHN	$5,2 \times 10^{-4}$	0,06	0,18
AR17	$2,5 \times 10^{-4}$	0,04	0,12

Os resultados dos ensaios de precisão dos métodos desenvolvidos para ambos os corantes avaliados neste estudo estão mostrados na Tabela 4. Os testes de repetibilidade resultaram em valores de coeficientes de variação (0,96 a 1,33%) bem inferiores ao valor limite (5,3%) proposto por AOAC International (2016).

**Tabela 4:** Valores de absorvância e concentração dos analitos avaliados nos testes de precisão.

Corantes	Valores obtidos nas réplicas analisadas							CV (%)
AHN	C (mg L <sup>-1</sup> ) <sup>(*)</sup>	30,41	29,95	30,38	30,38	29,53	30,64	1,33
	A (u.a.)	0,944	0,929	0,943	0,943	0,917	0,951	1,33
AR17	C (mg L <sup>-1</sup> ) <sup>(*)</sup>	30,28	30,35	29,98	30,72	30,18	29,9	0,97
	A (u.a.)	0,605	0,606	0,599	0,614	0,603	0,598	0,96

Nota: <sup>(\*)</sup> a concentração teórica de 30 mg.L-1 foi utilizada no teste por estar no centro da faixa de trabalho dos métodos.

Os resultados experimentais obtidos nos testes de exatidão (recuperação aparente) estão apresentados na Tabela 4. Os valores observados para a recuperação aparente média dos corantes AHN (96 a 101 %) e AR17 (100 a 102 %) se encontram dentro da faixa recomendada (80 a 110 %) por AOAC Inter-

national (2016). Os resultados do estudo de exatidão demonstram que pequenas variações da concentração da solução podem ser prontamente quantificadas pelo método, portanto o método analítico desenvolvido é suficientemente exato para os dois corantes na faixa de trabalho linear determinada.

**Tabela 5:** Valores de concentração e respectivas recuperações obtidas nos testes de exatidão.

Corantes	C <sub>i</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	Concentrações experimentais nos ensaios de exatidão						R (%)
AHN	5	4,88	4,86	4,68	4,74	4,74	5,01	96
	40	40,75	40,76	40,40	39,97	39,53	40,09	101
	60	59,92	60,13	59,51	60,39	58,16	59,48	99
AR17	5	4,76	4,96	5,32	5,12	5,07	5,17	101
	40	40,67	40,17	40,67	41,02	40,97	40,72	102
	60	60,06	59,81	60,32	60,01	60,62	60,22	100

As absorvâncias médias determinadas nos testes de fotodegradação para soluções 30 mg L<sup>-1</sup> dos corantes estão apresentadas na Tabela 6. Os coeficientes de variação, também mostrados na Tabela 6, sugerem que no período de avaliação somente houve fotodegradação do AHN, já que o CV observado para esse corante foi superior ao valor observado nos testes de precisão. O teste ANOVA aplicado aos dados corrobora o fato de que para o AR17 não houve variação (p-valor > 0,05) na absorvância

média no período de até 48 horas de exposição à luz, mostrando que esse corante é bastante estável nas condições laboratoriais. Em relação ao AHN, foi observada fotodegradação (p-valor < 0,05) somente após 24 horas de exposição, indicando que o método analítico desenvolvido deve ser aplicado em até 24 horas após os ensaios adsortivos. Dessa forma, recomenda-se que os testes espectrofotométricos com ambos os corantes sejam realizados em até 24 horas da obtenção das amostras.

**Tabela 6:** Valores de absorvância de solução 30 mg.L<sup>-1</sup> dos corantes no teste de fotodegradação.

Corantes	Absorvâncias médias (u.a.)					CV (%)
	0	12 h	24 h	36 h	48 h	
AHN	0,937	0,934	0,915	0,833	0,871	5,00
AR17	0,602	0,598	0,601	0,604	0,600	0,37

#### 4 CONCLUSÕES

Foram desenvolvidos e validados métodos espectrofotométricos de absorção molecular para analisar corantes azos (vermelho ácido 17 e azul de hidroxinaftol) oriundos de ensaios adsortivos em fase aquosa numa faixa linear de concentrações de 5 a 60 mg.L<sup>-1</sup>. Nos métodos é utilizada cubeta de vidro com caminho ótico de 1 cm e soluções estabilizadores (tampão e inibidor de interferentes metálicos). As soluções estabilizadoras eram constituídas de tampão (pH 5,5 ou pH 12) e 2,5 mg.L<sup>-1</sup> de EDTA. A quantificação dos corantes estudados deve ser conduzida em até 24 horas da obtenção das amostras.

No desenvolvimento dos métodos, foram verificadas a influência do pH e da presença de metais no meio, especificamente da dureza da água. Dessa forma, tampões apropriados e uma solução inibidora de interferentes foram selecionados para minimizar essa influência. Ademais, a seletividade na presença de íons cálcio também foi avaliada.

Testes estatísticos foram realizados para comprovar que os métodos seguem a lei de Lambert-Beer. Foram também realizados ensaios de fotodegradação e quantificaram-se os limites de detecção e de quantificação.

Os métodos desenvolvidos apresentaram características interessantes para a determinação de corantes em meio aquoso, além de serem simples e baratos, com baixa produção de resíduos. Este artigo ainda contribui para quantificação em meio aquoso de outros corantes azos que tenham fórmula estrutural e grupos cromóforos semelhantes aos dos avaliados nesse estudo, sejam eles provenientes de ensaios adsortivos ou não.

#### 5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Instituto Federal do Ceará (IFCE), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação Cea-

rse de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) pelo suporte acadêmico fornecido por meio das bolsas do programa institucional de bolsas de iniciação científica concedidas, e especificamente ao IFCE pelo financiamento aportado por meio do Edital 13-2013 PRPI PRÓ-INFRA-IFCE.

#### 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AHMED, S.; RASUL, M. G.; MARTENS, W. N.; BROWN, R.; HASHIB, M. A. Advances in heterogeneous photocatalytic degradation of phenols and dyes in wastewater: a review. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 215, n. 1-4, p. 3-29, 2011.
- ALI, H. Biodegradation of synthetic dyes – a review. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 213, n. 1-4, p. 251-273, 2010.
- ANANTHA SINGH; S. T.; RAMESH, S. T. New Trends in Electrocoagulation for the Removal of Dyes from Wastewater: A Review. **Environmental Engineering Science**, v. 30, n. 7, p. 333-349, 2013.
- ANDRZEJEWSKA, A.; KRYSZTAFKIEWICZ, A.; JESIONOWSKI, T. Treatment of textile dye wastewater using modified silica. **Dyes and Pigments**, v. 75, n. 1, p. 116-124, 2007.
- AOAC INTERNATIONAL. Guidelines for standard method performance requirements. In: **Official methods of analysis of AOAC International**. 20<sup>th</sup> ed. Gaithersburg, USA, 2016. Appendix F.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO/IEC 17025**: Requisitos gerais para a competência de laboratórios de ensaios e calibração. Rio de Janeiro, 2017.
- BARROS, C.; HIRATA, Y. **Estimativa da incerteza nas medições laboratoriais**. [Apostila do curso – Rev. 02]. São Paulo: CPTI, 2002.
- BHATIA, D.; SHARMA, N. R.; SINGH, J.; KANWAR, R. S. Biological methods for textile dye removal from wastewater: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 19, p. 1836-1876, 2017.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução da Diretoria Colegiada (RDC) nº 166, de 24 de julho de 2017. Dispõe sobre a validação de métodos analíticos e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: República Federativa do Brasil, nº141, de 25 jul. 2017. Seção 1, p. 87-89. Brasília: Imprensa Nacional, 2017.
- CESTARI, A. R.; VIEIRA, E. F. S.; VIEIRA, G. S.; DA COSTA, L. P.; TAVARES, A. M. G.; LOH, W.; AIROLDI, C. The removal of reactive dyes from aqueous solutions using chemically modified mesoporous silica in the presence of anionic surfactant – the temperature dependence and a thermodynamic multivariate analysis. **Journal of Hazardous Materials**, v. 161, n. 1, p. 307-316, 2009.
- CHEN, H. Y.; XU, Z. J.; LIN, Z. C.; HUANG, Y.F.; WANG, Q. Removal of Reactive Brilliant Red X-3B and Co(II) Ion with Amino-EDTA Func-

tionalized Silica Gel. In: International Conference on Information Engineering for Mechanics and Materials, 5, 2015, Huhhot, China. Proceedings... Paris: Atlantis Press, 2015. v. 21, p. 512-516.

CHUNG, K.-T. Azo dyes and human health: a review. **Journal of Environmental Science and Health, Part C**, v. 34, n. 4, p. 233-261, 2016.

DONIA, A. M.; ATIA, A. A.; AL-AMRANI, W. A.; EL-NAHAS, A. M. Effect of structural properties of acid dyes on their adsorption behaviour from aqueous solutions by amine modified silica. **Journal of Hazardous Materials**, v. 161, n. 2-3, p. 1544-1550, 2009.

FERRÃO, L. L.; ABRANTES, S. D. M. P. Development and validation of analytical method for determining the artificial dyes in breakfast cereals by means of high performance liquid chromatography. **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, v. 7, n. 1, p. 59-66, 2014.

FOX, J.; WEISBERG, S. **An {R} Companion to Applied Regression**. 2ª ed. Thousand Oaks: Sage, 2011. Disponível em: <<http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>>.

ICH. Validation of analytical procedures: text and methodology. In: International Conference on Harmonisation of Technical Requirements for Registration of Pharmaceuticals for human use, 2005, Genebra, Suíça. **ICH Guideline Q2 (R1)**, Genebra: International Council for Harmonisation of Technical Requirements for Pharmaceuticals for Human Use, 2005.

INMETRO. **DOQ-CGCRE-008: orientação sobre validação de métodos analíticos**. Revisão 07. Rio de Janeiro: Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia, 2018.

KATHERESAN, V.; KANSEDO, J.; LAU, S. Y. Efficiency of various recent wastewater dye removal methods: A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, n. 4, p. 4676-4697, 2018.

KAUSAR, A.; IQBAL, M.; JAVED, A.; AFTAB, K.; BHATTI, H. N.; NOUREN, S. Dyes adsorption using clay and modified clay: A review. **Journal of Molecular Liquids**, v. 256, p. 395-407, 2018.

KOMSTA, L. **Outliers: Tests for outliers**. R package version 0.14. 2011. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=outliers>>.

KONICKI, W.; ALEKSANDRZAK, M.; MOSZYŃSKI, D.; MIJOWSKA, E. Adsorption of anionic azo-dyes from aqueous solutions onto graphene oxide: equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 496, p. 188-200, 2017.

LEITE, F. **Validação em análise química**. 5ª ed. Campinas: Átomo, 2008.

LESSA, R. S. F.; BUARQUE, H. L. B.; NORBERTO, J. N.; MOTA, P. A. L.; STEFANUTTI, R. Validação de método para determinação de corantes em efluentes. **Revista DAE**, v. 66, n. 210, p. 67-77, 2018.

LI, X. S.; FAN, Y. H.; ZHANG, S. W.; QI, S. H. Enhanced adsorption removal of anionic dyes via a facile preparation of amino-functionalized magnetic silica. **Water Science and Technology**, v. 75, n. 6, p. 1399-1409, 2017.

LIMA, A. V.; MOTA, P. A. L.; SANTOS, A. F.; NOGUEIRA, N. G.; VIANA, A. A.; ARAÚJO, R. S.; LUNA, F. M. T.; BUARQUE, H. L. B. Adsorção em meio aquoso do corante azo Ponceau 4R sobre sílica gel organofuncionalizada com APTES. **Revista Conexões – Ciência e Tecnologia**, v. 10, n. 2, p. 7-16, 2016.

MAGNUSSON, B.; ÖRNEMARK, U. (Eds.) **Eurachem guide: the fitness for purpose of analytical methods – a laboratory guide to method validation and related topics**. 2nd ed. 2014. Disponível em: <[www.eurachem.org](http://www.eurachem.org)>.

MORITA, T.; ASSUMPÇÃO, R. M. V. **Manual de Soluções, Reagentes e Solventes: padronização, preparação, purificação com indicadores de segurança e de descarte de produtos químicos**. 2ª ed. São Paulo: Blucher, 2007.

NGAH, W. S. W.; TEONG, L. C.; HANAFIAH, M. A. K. M. Adsorption of dyes and heavy metal ions by chitosan composites: A review. **Carbohydrate polymers**, v. 83, n. 4, p. 1446-1456, 2011.

NOROOZI, B.; SORIAL, G. A. Applicable models for multi-component adsorption of dyes: A review. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25, n. 3, p. 419-429, 2013.

PANIĆ, V. V.; ŠEŠLIJA, S. I.; NEŠIĆ, A. R.; VELIČKOVIĆ, S. J. Adsorption of azo dyes on polymer materials. **Hemijska industrija**, v. 67, n. 6, p. 881-900, 2013.

R CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical computing**. Viena, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2018. Disponível em: <<https://www.R-project.org>>. Acesso em: 01 jan. 2018.

RAUF, M. A.; HISAINDEE, S.; SALEH, N. Spectroscopic studies of keto-enol tautomeric equilibrium of azo dyes. **RSC Advances**, v. 5, n. 23, p. 18097-18110, 2015.

SALLEH, M. A. M.; MAHMOUD, D. K.; KARIM, W. A. W. A.; IDRIS, A. Cationic and anionic dye adsorption by agricultural solid wastes: A comprehensive review. **Desalination**, v. 280, n. 1-3, p. 1-13, 2011.

SILVA, A. P.; ALVES, M. C. C. Como iniciar a validação de métodos analíticos. In: Congresso e Feira da Qualidade em Metrologia (ENQUALAB 2006), 1, 2006, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Rede Metrológica do Estado de São Paulo, 2006. p. 8-15.

SUBA, V.; RATHIKA, G. Novel Adsorbents for the Removal of Dyes and Metals from Aqueous Solution – A Review. **Journal of Advanced Physics**, v. 5, n. 4, p. 277-294, 2016.

WAMBA, A. G.; KOFA, G. P.; KOUNGOU, S. N.; THUE, P. S.; LIMA, E. C.; REIS, G. S.; KAYEM, J. G. Grafting of Amine functional group on silicate based material as adsorbent for water purification: A short review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, n. 2, p. 3192-3203, 2018.

YAGUB, M. T.; SEN, T. K.; AFROZE, S.; ANG, H. M. Dye and its removal from aqueous solution by adsorption: a review. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 209, p. 172-184, 2014.

# Influência da concentração de carbono orgânico e diuron no tratamento de água

## *Influence of concentration of organic carbon and diuron in water treatment*

- **Data de entrada:**  
31/03/2017
- **Data de aprovação:**  
18/01/2018

Matheus Vinícius de Oliveira\*/Angela Di Bernardo Dantas/Cristina Filomêna Pereira Rosa Paschoalato/  
Luiz Di Bernardo/Renan Henrique Rocha

DOI: 10.4322/dae.2019.013

### Resumo

O objetivo deste trabalho foi verificar a influência da concentração do diuron no processo de clarificação da água por meio da tecnologia por ciclo completo e, por meio de um balanço de massa, avaliar a remoção de carbono orgânico total (COT). Foram preparadas águas de estudo com características similares às do rio Pardo. Verificou-se que para diferentes concentrações de diuron não ocorreram alterações no processo de clarificação da água e na sedimentabilidade dos flocos. Observou-se que a tecnologia de tratamento de água em ciclo completo apresentou remoção do herbicida diuron entre 18,60% e 26,21%. Tal fato confirma a ineficiência da tecnologia para a remoção de diuron. Para a ausência de diuron na água de estudo, a remoção foi de até 53,23% de COT. Ao adicionar o herbicida nas diferentes concentrações analisadas, a remoção de COT foi reduzida significativamente, obtendo-se percentuais de remoção com variação de 8,72% a 18,34%.

**Palavras-chave:** Carbono orgânico total. Coagulação. Diuron. Tratamento de água.

### Abstract

*The objective of this study was to verify the influence of the diuron concentration in the process of the water clarifying using the full cycle technology and, through a mass balance, evaluate the total organic carbon (TOC). Water with similar characteristics as the Pardo River water was prepared. It was observed that for different diuron concentrations alterations in the process of the water clarifying and flock settling didn't occur. It was observed that the technology for water treatment in complete cycle presented diuron removal of 18.60% and 26.21%. Such a fact confirms the inefficiency of this technology to remove the diuron. For the absence of diuron in the sample, the removal was 53.23% of TOC. When the herbicide was added in different concentrations analyzed, the removal of TOC was reduced significantly, obtaining removal percentages of 8.72% to 18.34%.*

**Keywords:** Coagulation; diuron; total organic carbon; water treatment.

**Matheus Vinícius de Oliveira** – Engenheiro Civil. Especialista em Saneamento Básico e Meio Ambiente pela (FESP/UEMG). Mestre em Tecnologia Ambiental pela Universidade de Ribeirão Preto (UNAERP). Docente na Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG) - Unidade de Passos - MG.

**Angela Di Bernardo Dantas** – Engenheira Civil. Mestre e Doutora em Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP. Docente do Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade de Ribeirão Preto.

**Cristina Filomêna Pereira Rosa Paschoalato** – Engenheira Química. Mestre e Doutora em Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP. Docente do Curso de Engenharia Química e do Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade de Ribeirão Preto.

**Luiz Di Bernardo** – Engenheiro Civil. Mestre e Doutor em Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP. Docente do Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade de Ribeirão Preto.

**Renan Henrique Rocha** – Iniciação Científica de Engenharia Química da Universidade de Ribeirão Preto (UNAERP).

\***Endereço para correspondência:** Rua dos Estudantes, 259, Bloco P, Apartamento 26 -Bairro Penha, Passos - MG - CEP: 37903-010. E-mail: matheusviniciuseng@gmail.com.

## 1 INTRODUÇÃO

A manutenção da qualidade e a crescente escassez das águas para consumo humano têm sido um desafio para os profissionais da área de saneamento básico, principalmente após o período de seca ocorrido em 2014 no Estado de São Paulo (CEMADEN, 2015). A emissão de poluentes, combinada com a redução de volumes dos mananciais, tem como consequência o aumento da concentração de microcontaminantes nas águas, destacando-se os agroquímicos, também conhecidos como defensivos agrícolas ou agrotóxicos.

De acordo com a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), o Brasil é destaque no cenário mundial como maior consumidor de agrotóxicos, cuja abrangência na América Latina foi de 86% dos produtos vendidos (IBGE, 2012).

Os estados de São Paulo e Mato Grosso ocuparam o 1º e 2º lugar no ranking por Unidade de Federação, respectivamente, liderando a comercialização nacional de produtos agrotóxicos e afins (IBAMA, 2012).

O herbicida diuron se encontra entre os dez ingredientes ativos mais comercializados no país, de 2009 a 2012, em décimo lugar no ano de 2010 e em oitavo lugar no ano de 2012 (IBAMA, 2012).

A exposição crônica a inúmeros agrotóxicos é considerada a causadora de alguns tipos de cânceres, como leucemia e tumor no cérebro, e podem provocar abortos, infertilidade masculina, esterilidade, má formação congênita do aparelho genital masculino, entre outros, além de perturbação do sistema nervoso e do comportamento, como mal de Parkinson, Alzheimer e Esclerose Lateral Amiotrófica (SENS et al., 2009).

No Brasil, a Portaria MS nº 2.914 (2011), que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, estabelece para o diuron o valor máximo permissível de 90 µg L<sup>-1</sup>.

Em um estudo realizado por Jiang (2015), foi destacada a eficiência da associação da coagulação com outras tecnologias nos processos híbridos, como a coagulação integrada no processo de separação por membrana, cujo desempenho geral são a redução da pressão transmembrana e a melhoria de remoção de ácidos orgânicos, antimônio e micropoluentes (por exemplo, 17 beta-estradiol). O processo de coagulação com Fenton tem a função de envolver sais de ferro com peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) para a produção de radicais hidroxila, resultando em uma melhora no desempenho do tratamento, ou seja, degradando os poluentes orgânicos (por exemplo, pesticidas); reduzindo a toxicidade; removendo DBO, DQO, odor e cor e melhorando a biodegradação de poluentes. Cabe ressaltar também que a coagulação química multifuncional com ferrato, que possui um forte potencial de oxidação e o desempenho geral, resulta em desinfecção eficaz; oxidação dos poluentes inorgânicos; remoção de partículas coloidais e em suspensão, DBO e DQO e efetiva degradação das porções orgânicas micropoluentes rica em elétrons.

A Agência Nacional das Águas (ANA, 2010) aponta para a necessidade de novos mananciais para as cidades de Matão, Ribeirão Preto e Serrana, pois os atuais são subterrâneos e a estimativa de investimentos para essas localidades soma um total de 66,37 milhões de reais. Neste âmbito é imprescindível o desenvolvimento de pesquisas contemplando estudos sobre tecnologias adequadas ao tratamento de água. Considerando a extensiva área cultivada de cana-de-açúcar na referida região, infere-se sobre a provável presença de herbicidas do tipo diuron nos mananciais.

O município de Ribeirão Preto, pertencente à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 4 (UGRHI 04-PARDO), é abastecido exclusivamente por água subterrânea. Há alguns anos, esse município vem registrando problemas ligados ao rebaixamento do lençol, sendo que em 2006 foi aprovada, pelo Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do rio Pardo (CBH-PARDO), em con-



junto com outros órgãos estaduais e municipais, a Deliberação PARDO 004/06, que restringe e limita o aumento do número de poços na área central do município e serviu como base para a formulação da Deliberação CRH 82/08 (SSRH, 2011).

Brito et al. (2012) avaliaram o risco de contaminação por herbicida diuron e ametrina no alto da sub-bacia do rio Poxim a montante das plantações de cana-de-açúcar. Foram encontrados resultados de diuron entre 0,2 a 0,9  $\mu\text{g L}^{-1}$ . Esses resultados confirmam que a qualidade das águas superficiais tem uma relação direta com o uso e a ocupação do solo da bacia hidrográfica.

Rodrigues; Pastich e Albuquerque Junior (2014) investigaram a ocorrência do herbicida diuron nas águas e sedimentos dos corpos hídricos do riacho Catucá e rios Pilão e Botafogo em Pernambuco. Os resultados mostraram que os níveis detectados nas estações de coleta, apesar de estarem de acordo com o permitido pela legislação brasileira, deixam evidente que o ambiente está sendo impactado pela presença deste herbicida.

Rigobello et al. (2013) realizaram uma pesquisa sobre a remoção de diclorofenaco em água empregando o tratamento em ciclo completo combinado com a adsorção em carvão ativado granular. Os resultados foram conclusivos, indicando a ineficiência do tratamento pela tecnologia de ciclo completo na remoção do microcontaminante, e o sucesso da combinação com o CAG, obtendo-se uma remoção de 99,7%.

Paschoalato et al. (2009), realizaram uma pesquisa com água sintética, de características semelhantes às do rio Pardo, contendo 50  $\text{mg L}^{-1}$  de um produto comercial, composto por 46,8% de diuron e 13,2% de hexazinona, resultando em uma concentração de 23,40  $\text{mg L}^{-1}$  de diuron e 6,60  $\text{mg L}^{-1}$  de hexazinona na água de estudo. Nesse estudo ficou comprovado que o ciclo completo não foi eficiente na remoção dos herbicidas diuron e hexazinona. No entanto, o sucesso da remoção foi

obtido com o uso da tecnologia de adsorção em Carvão Ativado Granular (CAG) e Carvão Ativado Pulverizado (CAP). Os pesquisadores recomendaram a verificação do efeito da concentração de contaminação na eficiência de remoção dos herbicidas diuron e hexazinona no ciclo completo.

Martinez et al. (2011) realizaram uma pesquisa sobre a capacidade adsorptiva de CAG e CAP de babaçu para remoção de diuron e hexazinona. Os resultados foram mais efetivos na adsorção do herbicida diuron frente à hexazinona.

Segundo Voltan et al. (2016), em um estudo realizado em escala piloto, do tipo adsorção em coluna reduzida, sobre a performance do CAG na remoção de herbicidas, os resultados obtidos apontaram que a difusividade intrapartícula entre o carvão e os herbicidas diuron e hexazinona foi constante em relação à granulometria do CAG.

A maioria das estações de tratamento de água no Brasil emprega a tecnologia por ciclo completo. Em estudos já realizados, foi constatado que a tecnologia não apresenta eficiência para remoção de tais compostos. Nesse sentido, o presente artigo vem contribuir com a avaliação do efeito da concentração do herbicida diuron na água submetida ao tratamento pela tecnologia de ciclo completo simulado em escala de laboratório com água sintética, bem como a verificação da remoção de diuron e a avaliação da remoção do carbono orgânico total.

Para tanto, foram necessários os seguintes objetivos específicos: desenvolver uma metodologia de preparação da água de estudo, simulando a qualidade da água bruta do rio Pardo no período de chuvas; realizar estudo de tratabilidade para determinar condições otimizadas de coagulação; avaliar o efeito da concentração de diuron na água de estudo e seu desempenho da tecnologia de ciclo completo; verificar a interferência do herbicida diuron no processo de clarificação e na sedimentabilidade dos flocos na água; avaliar a remoção do carbono orgânico total em diferentes concentrações de diuron na água de estudo.

## 2 METODOLOGIA

### 2.1 Preparação e caracterização da água de estudo

As amostras de água de estudo foram preparadas em laboratório com o objetivo de simular os valores típicos de turbidez e cor verdadeira da água do rio Pardo na época de chuva. Em função dos resultados de monitoramento do rio Pardo obtidos por Bonádio (2005), Faleiros (2008) e Rosa (2008), a turbidez fixada para a preparação das amostras de água de estudo foi de 75 uT.

As amostras de água de estudo foram preparadas a partir da mistura de 1000 L de água de poço artesiano após descloração com tiosulfato de sódio, com sedimento do rio Pardo e suspensão de caulinita.

Os parâmetros empregados na caracterização das amostras da água de estudo seguiram a metodologia da APHA; AWWA e WPCF (2012), listados na Tabela 1.

**Tabela 1**– Parâmetros físico-químicos, unidades, métodos de medição e limites de detecção

Parâmetro	Unidade	Metodologia	Limite de detecção (LDM)	Referência APHA et al. (2012)
Absorbância UV 254 nm	cm <sup>-1</sup>	Espectrofotométrico-UV	0,001	5910B
Alcalinidade bicarbonato	mgL <sup>-1</sup> CaCO <sub>3</sub>	Titrimétrico	1	2320B
Amônia	mgL <sup>-1</sup> NH <sub>3</sub>	Espectrofotométrico	0,001	4500-NH3D
Condutividade Elétrica	µS cm <sup>-1</sup>	Potenciométrico	0,1	2510B
Cor Aparente	uH	Espectrofotométrico	1	2120E
Cor Verdadeira	uH	Espectrofotométrico	1	2120E
Diuron	mgL <sup>-1</sup>	Cromatografia à gás	0,01	(a)
Dureza Total	mgL <sup>-1</sup> CaCO <sub>3</sub>	Titrimétrico	1	2340C
Ferro Total	mgL <sup>-1</sup> Fe	EAA-Chama	0,01	3111B
Alumínio	mgL <sup>-1</sup> Al	Espectrofotométrico	0,01	3111D
Manganês Total	mgL <sup>-1</sup> Mn	EAA-Chama	0,01	3111B
pH	adimensional	Potenciométrico	0,01	4500H* B
Sólidos Dissolvidos Totais	mgL <sup>-1</sup>	Gravimétrico	1	2540C
Sólidos Suspensos Totais	mgL <sup>-1</sup>	Gravimétrico	1	2540C
Sólidos Totais	mgL <sup>-1</sup>	Gravimétrico	1	2540C
Turbidez	uT	Nefelométrico	0,1	2130B
Carbono Orgânico Total	mg L <sup>-1</sup>	Combustão infravermelho	0,1	(b)

(a) Método USEPA 507 revisão 2.1 (1995); (b) Método de leitura direta TOC-L Shimadzu; EAA-Chama: Espectrofotometria de absorção atômica com chama de ar e acetileno.

O sedimento do rio Pardo foi coletado no ponto localizado a montante do município de Ribeirão Preto - SP (aproximadamente 100 m da ponte Serrana). Foi preparada uma suspensão a partir da mistura de 4,47 kg de sedimento seco, macerado e peneirado, e 50 L de água de poço artesiano (após descloração com tiosulfato de sódio). Em seguida, a suspensão foi mantida sob agitação por 5 h, e após 7 dias de repouso, o sobrenadante foi coletado e utilizado na preparação da água de estudo. A suspensão de caulinita (modo de preparo conforme Dantas, 2004) foi usada para incrementar a turbidez, sem aumento da cor verdadeira.

Para determinar a concentração do herbicida diuron, utilizou-se a técnica de CG-DNF, com uso de cromatógrafo modelo 3800, marca Varian. A otimização das condições operacionais ocorreram em conformidade com a metodologia adaptada da USEPA 507-2.1. (1995), sendo: temperatura do injetor: 250°C; temperatura do detector: 300°C; corrente da pérola: 3.300 A; tempo total: 9,5 min; Range:12; coluna capilar modelo CP8944, marca Varian, fase estacionária: VF-5ms, espessura do filme: 0,25 µm, comprimento: 30 m, diâmetro interno: 0,25 mm e diâmetro externo: 0,39 mm. A etapa de extração em fase sólida foi necessária para a obtenção de extrato em meio orgânico. As amostras fo-

ram extraídas através da técnica de fase sólida com cartuchos do tipo C18 e a eluição com metanol.

## 2.2 Preparação da água de estudo com diuron

Para a preparação das amostras de água de estudo nas concentrações de diuron de 0,5, 2,0 e 5,0 mg L<sup>-1</sup>, foi utilizado um produto comercial composto de 80% em massa de diuron, conhecido pelo nome comercial “Karmex”, de composição: 3-(3,4-dichlorophenyl)-1,1-dimethylurea (diuron) 800 g kg<sup>-1</sup> e outros ingredientes 200 g kg<sup>-1</sup>. O Karmex está registrado no Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) sob nº 01198902, lote 076-12-2240.

Com o intuito de confirmar a composição do produto Karmex, foram preparadas duas soluções aquosas do produto, com concentrações de 10 e 20 mg L<sup>-1</sup>. Após extração em fase sólida, quantificou-se por cromatografia a gás com detector de nitrogênio e fósforo (CG-DNF) as concentrações de diuron das soluções.

## 2.3 Ensaios em jarreste para definição das condições de coagulação

Os ensaios para definição das condições de coagulação foram executados em equipamento de jarreste da marca Nova Ética, modelo 218-6 LDB.

Os parâmetros dos ensaios de coagulação, floculação e sedimentação foram: tempo de mistura rápida de 10 s; gradiente de velocidade de mistura rápida de 1000 s<sup>-1</sup>, tempo de floculação de 20 min, gradiente de velocidade de floculação de 25 s<sup>-1</sup>, velocidade de sedimentação de 3,0 cm min<sup>-1</sup>. Foram realizadas medidas de turbidez da água decantada e pH de coagulação. Seguindo as recomendações de Rosa (2008) e Faleiros (2008), foi utilizado o policloreto de alumínio (PAC) como coagulante (preparo da solução a partir do produto comercial líquido com 10% Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>), e para o ajuste do pH de coagulação utilizou-se o hidróxido de sódio (preparo da solução a partir do produto em escamas). Para a preparação do coa-

gulante e alcalinizante, bem como a realização dos ensaios, foram observados os procedimentos descritos por Di Bernardo; Dantas e Voltan (2011).

Inicialmente foram executados 20 ensaios com a amostra da água de estudo, sem a adição de diuron, objetivando otimizar a dosagem de coagulante em função do pH de coagulação. Com os resultados, foram escolhidas algumas condições (dosagem de coagulante e pH de coagulação), com as quais foram obtidos valores de turbidez da água decantada inferiores a 5,0 uT, e repetidos os ensaios com as amostras de água de estudo preparadas com as concentrações de diuron de 0,5 mg L<sup>-1</sup>; 2,0 mg L<sup>-1</sup> e 5,0 mg L<sup>-1</sup> (amostras preparadas diariamente para evitar a degradação do diuron). Foram preparados, para cada concentração, 40 L de água de estudo, e o volume foi transferido para um reservatório. A massa de diuron sólido, macerado, foi adicionada com constante agitação para total solubilização. A massa de diuron foi obtida a partir do cálculo da concentração desejada, baseando-se nos testes de confirmação da concentração do produto Karmex.

## 2.4 Ensaios em jarreste para verificação da influência da concentração de diuron na água de estudo na eficiência do tratamento em ciclo completo

Com os resultados dos ensaios de definição das condições de coagulação, foram escolhidas duas condições (dosagem de coagulante e pH de coagulação) para cada amostra de água de estudo (sem diuron e com as concentrações de diuron de 0,5 mg L<sup>-1</sup>; 2,0 mg L<sup>-1</sup> e 5,0 mg L<sup>-1</sup>), e executados ensaios em jarreste de coagulação, floculação, sedimentação (em jarreste) e filtração em filtros de laboratório de areia (foto da Figura 1), conforme procedimentos de Di Bernardo; Dantas e Voltan (2011).

Os parâmetros analisados da água decantada foram a turbidez e a cor aparente. Na água filtrada, foram feitas medidas de turbidez, cor aparente, COT e diuron.



Figura 1 – Reator estático do tipo jar teste acoplado aos filtros de laboratório com areia.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

#### 3.1 Caracterização das águas de estudo

A água de estudo foi preparada com características bem similares às das águas do rio Pardo, por meio do monitoramento realizado por Bonádio (2005), Faleiros (2008) e Rosa (2008).

Entre os resultados obtidos no período de 12 meses, pode-se destacar a turbidez, na qual o menor valor foi de 3,39 uT, e o maior valor foi de 90,30 uT. Em função dos resultados de monitoramento do rio Pardo obtidos por Bonádio (2005), Faleiros (2008) e Rosa (2008), a turbidez adotada para a preparação das águas de estudo foi de aproximadamente de 75 uT.

Por meio de um tratamento estatístico analisado no trabalho de Rosa (2008), observou-se que

34,48% das amostras apresentaram valores de cor verdadeira entre 10 e 19,99 uH. Confirmando ainda mais a escolha desse parâmetro, no trabalho de Faleiros (2008) observou-se que 25,81% das amostras apresentaram valores entre 10 e 19,99 uH. Sendo assim, optou-se por adotar o valor de cor verdadeira da água de estudo igual a  $19 \pm 1$  uH.

Por fim, os resultados da caracterização das águas de estudo ficaram bem similares às características da água bruta do rio Pardo, por meio do monitoramento realizado por Rosa (2008) e Faleiros (2008).

Na Tabela 2 são apresentados os resultados da caracterização das amostras de água de estudo preparadas.

**Tabela 2** - Resultados da caracterização das águas de estudo

Parâmetro	Unidade	Água de estudo (sem diuron)	VMP CONAMA 357 Classe 2 (2005)
pH	adimensional	6,30 a 6,47	-
Turbidez	uT	66,9 a 71,4	< 100
Cor aparente	uH	305 a 312	-
Cor verdadeira	uH	18 a 20	< 75
Alcalinidade Total	mg CaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup>	14,2 a 40,7	-
Dureza Total	mg CaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup>	9,69 a 13,29	-
Amônia	mg N-NH <sub>3</sub> L <sup>-1</sup>	0,018 a 0,263	3,7
Sólidos Totais	mg L <sup>-1</sup>	85 a 98	-
Sólidos suspensos Totais	mg L <sup>-1</sup>	22 a 55	-
Sólidos dissolvidos Totais	mg L <sup>-1</sup>	43 a 63	500
Absorbância 254 nm	cm <sup>-1</sup>	0,1946 a 0,2296	-
Condutividade Elétrica	µS cm <sup>-1</sup>	52,7 a 55,0	-
Manganês Total	mg Mn L <sup>-1</sup>	<0,01	0,1
Ferro Total	mg Fe L <sup>-1</sup>	0,32 a 0,66	0,3 *
Alumínio	mg Al L <sup>-1</sup>	0,07 a 0,12	0,1
COT	mg C L <sup>-1</sup>	1,223	-

\* Dissolvido.

### 3.2 Verificação da pureza do Karmex

Os resultados dos testes com o Karmex comprovaram as especificações fornecidas pelo fabricante referentes ao percentual existente do diuron no produto, ou seja, 80% é composto por diuron. Para a solução aquosa contendo 10 mg L<sup>-1</sup> de Karmex, extração em 10 mL de solução e eluição em 10 mL de metanol, o resultado foi de 7,99 mg L<sup>-1</sup> de diuron. Para a solução aquosa contendo 20 mg L<sup>-1</sup> de Karmex com extração de 5 mL de solução e eluição em 10 mL de metanol, o resultado foi de 16,00 mg L<sup>-1</sup> de diuron.

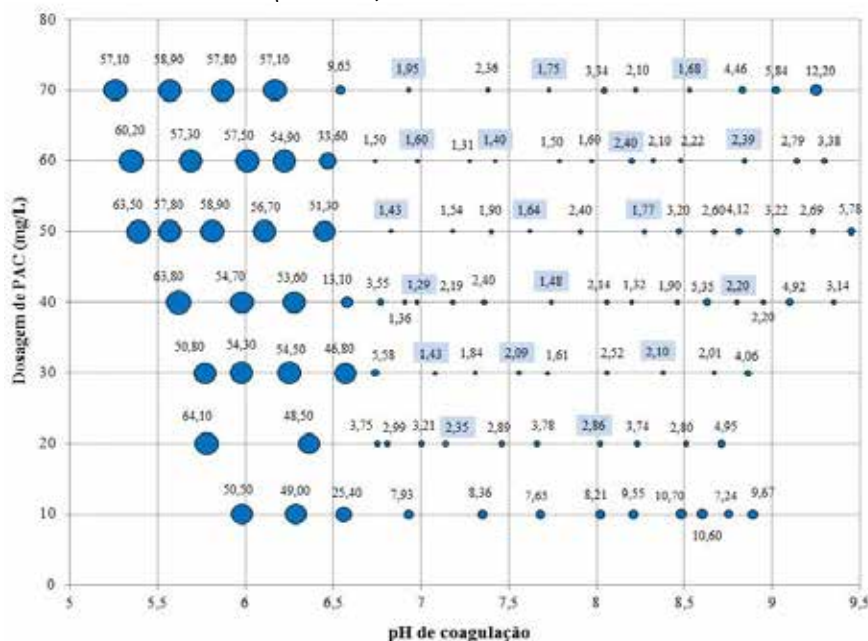
### 3.3 Ensaios para definição das condições de coagulação

Foi construído o diagrama de coagulação para a velocidade de sedimentação de 3,0 cm min<sup>-1</sup> (Fi-

gura 2), no qual tem-se a turbidez da água decantada em função da dosagem de coagulante e do pH de coagulação. Os menores valores de turbidez remanescente (< 5,0 uT) resultaram na região com valores de pH entre 6,80 e 8,30 e dosagens de coagulante PAC entre 20 e 60 mg L<sup>-1</sup>.

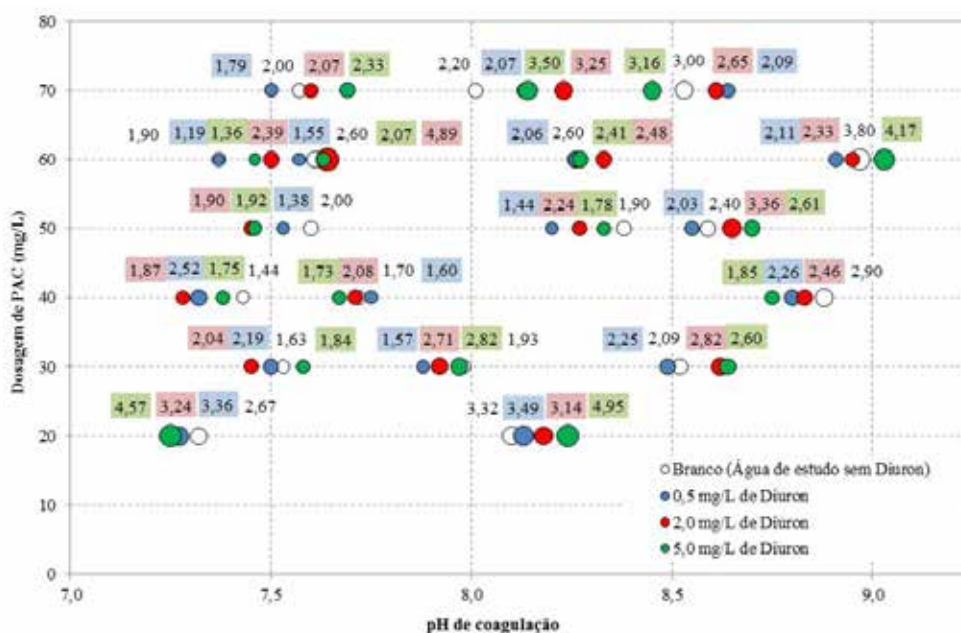
Por meio dos ensaios de otimização da dosagem de coagulante em função do pH de coagulação, sem a adição de diuron, foram selecionadas algumas condições (dosagem de coagulante e pH de coagulação) com as quais foram obtidos valores de turbidez da água decantada inferiores a 5,0 uT. Encontram-se em destaque na Figura 2 as 18 condições de coagulação que foram selecionadas sem a adição de diuron, para a posterior execução dos ensaios com as amostras da água de estudo contendo diuron.

**Figura 2** - Turbidez remanescente em função da dosagem de PAC e do pH de coagulação para velocidade de sedimentação  $V_s = 3,0 \text{ cm min}^{-1}$  na ausência de diuron



Na Figura 3 são apresentados os resultados de turbidez da água decantada obtidos nos ensaios de coagulação, floculação e sedimentação com as amostras da água de estudo pre-

paradas com diuron nas concentrações de  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ ;  $2,0 \text{ mg L}^{-1}$  e  $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ , sobrepostos ao digrama de coagulação obtido com a água de estudo sem diuron.



**Figura 3** – Sobreposição dos diagramas de coagulação de turbidez da água decantada em função da dosagem de PAC e do pH de coagulação para a velocidade de sedimentação de  $3,0 \text{ cm min}^{-1}$  com as amostras de água de estudo sem diuron (branco) e na presença de diuron

Nas condições do presente estudo, percebe-se que praticamente não houve interferência da concentração de diuron na sedimentabilidade dos flocos, com produção de água com turbidez inferior a 5,0 uT em praticamente todas as condições de dosagem e pH selecionados.

### 3.4 Ensaios em jarteste para verificação da influência da concentração de diuron na água de estudo na eficiência do tratamento em ciclo completo

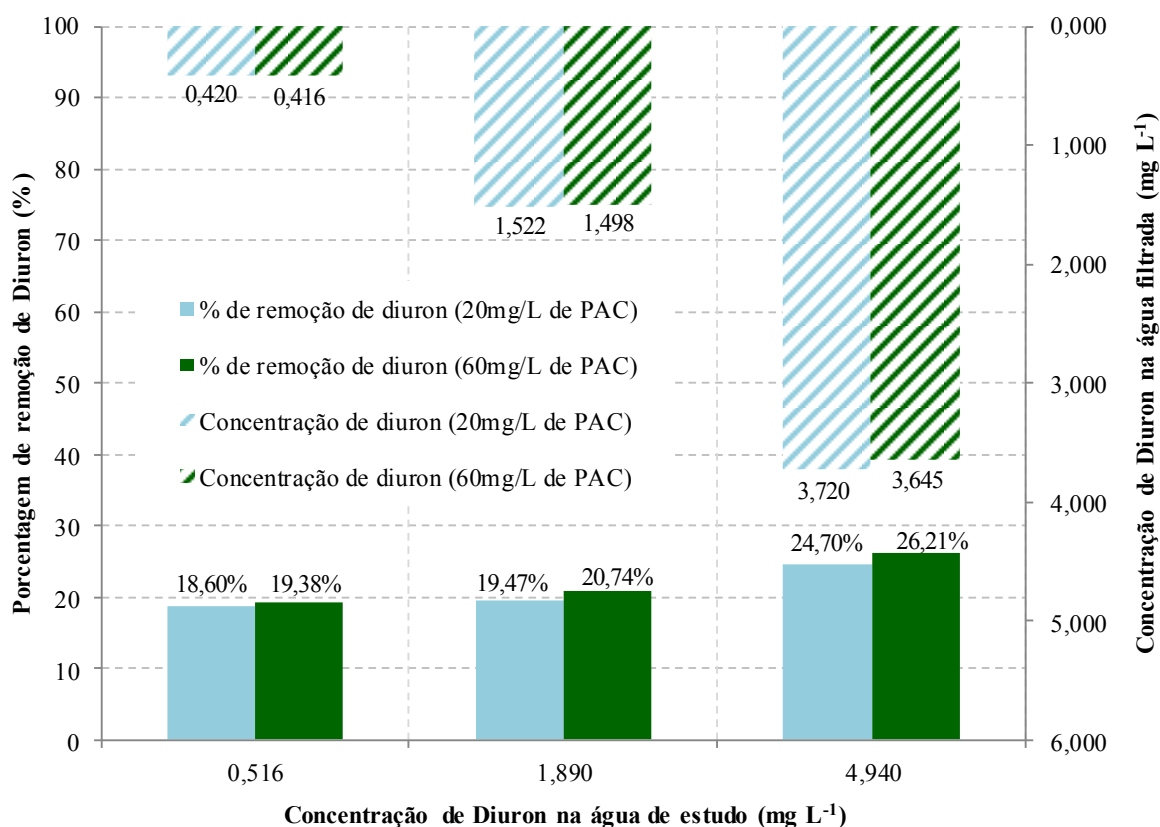
Os critérios adotados para a seleção das duas condições foram: a menor dosagem de coagulante para a obtenção de turbidez remanescente da água coagulada menor que 5 uT com valor de pH entre 7 e 7,5; e a dosagem ótima em que foi obtido o menor valor de turbidez remanescente na água

coagulada. Esses dados podem ser observados na Figura 2.

Foram selecionadas duas condições de coagulação para a execução dos ensaios em ciclo completo (cada condição foi feita em réplica):

- Ponto de mínima dosagem: 20 mg L<sup>-1</sup> de PAC; 3,3 mg L<sup>-1</sup> de alcalinizante; pH de coagulação 7,14; Turbidez remanescente de 2,35 uT.
- Ponto de dosagem ótima: 60 mg L<sup>-1</sup> de PAC; 8,0 mg L<sup>-1</sup> de alcalinizante; pH de coagulação 7,28; Turbidez remanescente de 1,31 uT.

Na Figura 4 são apresentadas as concentrações de diuron na água filtrada e os percentuais de remoção de diuron obtidos após o tratamento em ciclo completo das amostras de água de estudo com diuron nas concentrações de 0,5; 2,0 e 5,0 mg L<sup>-1</sup>.



**Figura 4** - Percentuais de remoção e concentração remanescente de diuron na água filtrada após tratamento em ciclo completo da água de estudo para diferentes concentrações de diuron

Para efeito do cálculo de percentual de remoção, foi considerada a concentração de diuron, medida pela técnica de cromatografia, após sua adição na água de estudo. O percentual de remoção aumentou com o acréscimo da concentração do diuron na água de estudo, passando de 18,60% para aproximadamente 26,21%. Para todas as condições estudadas, as concentrações de diuron na água filtrada superaram o valor máximo permitido na Portaria MS 2.914/2011 de 0,090 mg L<sup>-1</sup>, sendo o menor valor residual de 0,416 mg L<sup>-1</sup>.

Os resultados obtidos evidenciaram a ineficiência do tratamento em ciclo completo na remoção deste herbicida, pois independentemente da concentração, os residuais de diuron na água tratada pela tecnologia de ciclo completo superaram 90 µg L<sup>-1</sup>, resultado similar ao obtido por Paschoalato et al. (2009) com concentração de diuron de 23,4 mg L<sup>-1</sup> na água de estudo.

### 3.5 Avaliação da remoção de carbono orgânico total

Considerando que a molécula de diuron (C<sub>9</sub>H<sub>10</sub>Cl<sub>2</sub>N<sub>2</sub>O) tem massa molar de 233 g mol<sup>-1</sup>, na

qual 46,35% dessa massa é carbono e a concentração de COT presente na água de estudo, pôde-se calcular o valor do COT teórico, conforme a Equações 1.

$$COT_{teórico} = COT_{água\ estudo} + 0,4635.C_{diuron}$$

Equação 1

Em que:

COT<sub>teórico</sub>: Concentração de COT teórico na água de estudo contendo diuron (mg L<sup>-1</sup>);

COT<sub>água estudo</sub>: Concentração de COT na água de estudo sem diuron (mg L<sup>-1</sup>) e;

C<sub>diuron</sub>: Concentração de diuron na água de estudo (mg L<sup>-1</sup>).

Na Tabela 3 está apresentado o resumo dos resultados obtidos e o cálculo dos valores teóricos de COT das amostras da água de estudo, sendo os valores teóricos ou calculados pela Equação 1 e os valores reais ou medidos obtidos pela técnica analítica de cromatografia a gás com detector de nitrogênio e fósforo.

**Tabela 3** - Resultados das concentrações de COT real e de COT teórico das amostras da água de estudo contendo diuron e os percentuais de erro relativo

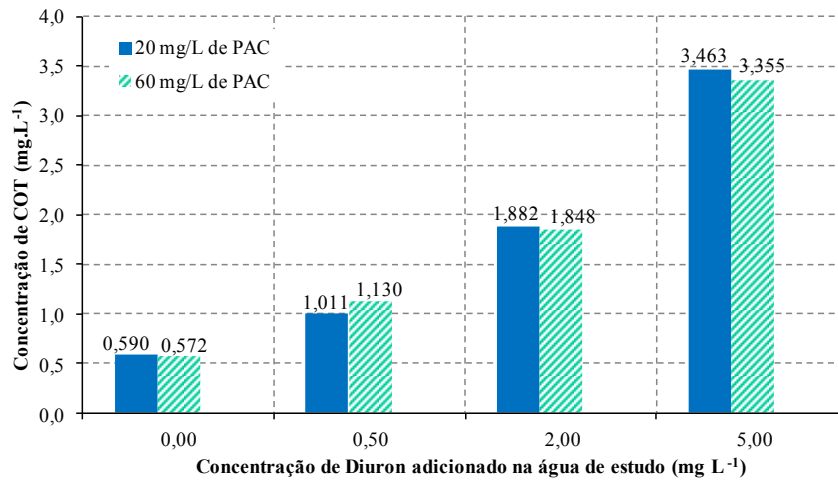
Descrição	Concentração de diuron medido (mg L <sup>-1</sup> )	COT medido ou real (mg L <sup>-1</sup> )	COT teórico (mg L <sup>-1</sup> )	Erro Relativo de COT (%)
Água de estudo sem diuron	0,000	1,223	-	-
Água de estudo com 0,5 mg L <sup>-1</sup> diuron	0,516	1,238	1,462	-15,3%
Água de estudo com 2,0 mg L <sup>-1</sup> diuron	1,890	2,102	2,098	0,2%
Água de estudo com 5,0 mg L <sup>-1</sup> diuron	4,940	3,924	3,510	11,8%

Os resultados de COT indicam que os valores teóricos (esperados) diferem dos valores reais de COT com erros relativos inferiores a 15,3%, inferindo que o método analítico empregado na determinação de COT foi adequado. Os resultados obtidos da concentração de diuron na água antes do tratamento de ciclo completo foram próximos ao

nominal, sendo: 0,516; 1,890 e 4,940 mg L<sup>-1</sup> para as concentrações nominais de 0,5; 2,0 e 5,0 mg L<sup>-1</sup> respectivamente.

A Figura 5 mostra as concentrações de COT da água filtrada obtida após o tratamento em ciclo completo das amostras de água de estudo com 0,5, 2,0 e 5,0 mg L<sup>-1</sup> de diuron.





**Figura 5** – Concentração de COT na água filtrada após tratamento em ciclo completo das amostras de água de estudo em função de diferentes concentrações de diuron

Observa-se que a concentração de diuron adicionada à água de estudo para atingir a concentração desejada (0,5, 2,0 e 5,0 mg L<sup>-1</sup>) contribui para o aumento da quantidade de COT.

Para entendimento das remoções de COT no tratamento em ciclo completo, foram realizadas simulações do balanço de massa de COT considerando que apenas o COT devido ao diuron foi removido:

$$COT_{teórico\ água\ filtrada} = COT_{real\ água\ de\ estudo} - 0,4635 \cdot C_{diuron\ removido} \quad \text{Equação 2}$$

Em que:

$COT_{teórico\ água\ filtrada}$ : Concentração teórica de COT na água filtrada (mg L<sup>-1</sup>);

$COT_{real\ água\ de\ estudo}$ : Concentração de COT real na água de estudo (mg L<sup>-1</sup>);

$C_{diuron\ removido}$ : Concentração de diuron removida após tratamento em ciclo completo (mg L<sup>-1</sup>).

Na Tabela 4 são apresentados os resultados das concentrações medidas de COT medido ou real e

das concentrações teóricas de COT da água filtrada com uso da Equação 2.

**Tabela 4** - Comparação das concentrações de COT teórica e real da água filtrada em função das diferentes condições de tratabilidade

Dosagens de PAC (mg L <sup>-1</sup> )	Concentração de diuron			Concentração de COT da água de estudo (mg L <sup>-1</sup> )	Concentração de COT na água filtrada		Erro Relativo do COT (%)
	medida na água de estudo (mg L <sup>-1</sup> )	na água filtrada (mg L <sup>-1</sup> )	removida (mg L <sup>-1</sup> )		Medido ou real (mg L <sup>-1</sup> )	teórico (mg L <sup>-1</sup> )	
20	0,516	0,420	0,096	1,238	1,011	1,194	-15,3%
60		0,416	0,100	1,238	1,130	1,192	-5,2%
20	1,890	1,522	0,368	2,102	1,882	1,932	-2,6%
60		1,498	0,392	2,102	1,848	1,921	-3,8%
20	4,940	3,720	1,220	3,924	3,463	3,359	3,1%
60		3,645	1,295	3,924	3,355	3,324	0,9%

Os valores de COT teóricos das amostras de água filtrada resultaram próximos aos valores mensurados de COT, com destaque para o maior erro relativo obtido de 15,3% (valor de COT mensurado de 1,011 e 1,194 mg L<sup>-1</sup>), que pode ser justificado pela dificuldade de homogeneização do volume de 1000 L. Considerando a técnica analítica empregada, que expressa a concentração em mg L<sup>-1</sup>, esse erro pode ser considerado des-

prezível. Os demais erros relativos ficaram entre 0,9% e 5,2%. Esses resultados corroboram a hipótese de que a parcela de COT removida no tratamento em ciclo completo foi decorrente da remoção do diuron. Para consolidar essa afirmação, os resultados de remoção de COT da Tabela 4 foram comparados aos resultados do ensaio com a água de estudo sem diuron, informações apresentadas na Tabela 5.

**Tabela 5** - Comparação das remoções de COT no tratamento em ciclo completo em função das diferentes condições de tratabilidade

Dosagens de PAC (mg L <sup>-1</sup> )	Concentração de diuron na água de estudo (mg L <sup>-1</sup> )	Concentração de COT			
		água de estudo (mg L <sup>-1</sup> )	água filtrada (remanescente) (mg L <sup>-1</sup> )	removido (mg L <sup>-1</sup> )	removido (%)
20	sem diuron	1,223	0,590	0,633	51,76
60			0,572	0,651	53,23
20	0,516	1,238	1,011	0,227	18,34
60			1,130	0,108	8,72
20	1,890	2,102	1,882	0,220	10,47
60			1,848	0,254	12,08
20	4,940	3,924	3,463	0,461	11,75
60			3,355	0,569	14,50

De acordo com os percentuais de remoção de COT, percebe-se uma interferência do diuron na remoção do COT de origem natural após o tratamento em ciclo completo, pois na ausência do diuron na água de estudo a remoção obtida foi de até 53,23% de COT. Vale destacar que a técnica analítica empregada de combustão em infravermelho tem limite de detecção de 0,1 mg L<sup>-1</sup> e limite de quantificação de 0,5 mg L<sup>-1</sup>. Dessa forma, os valores obtidos de COT remanescente na água filtrada ficaram próximos ao limite de quantificação da metodologia (0,572 e 0,590 mg L<sup>-1</sup>). Os resultados demonstraram que na presença do herbicida diuron em diferentes concentrações na água de estudo, a remoção de COT de origem natural não foi satisfatória, obtendo-se percentuais de remoção com variação de 8,72% a 18,34%. Em que, considerando o limite de quantificação do método de 0,5 mg L<sup>-1</sup>, os valores obtidos de COT foram superiores.

#### 4 CONCLUSÕES

Nas condições experimentais em que foram realizados os ensaios, pode-se concluir que a tecnologia de tratamento de água em ciclo completo apresentou remoção do herbicida diuron entre 18,60% e 26,21%, o que confirma a sua ineficiência na remoção desse herbicida, reforçando a necessidade de tratamentos complementares, como a adsorção em carvão ativado, oxidação e membranas filtrantes.

A presença de diuron nas concentrações de aproximadamente 0,5, 2,0 e 5,0 mg L<sup>-1</sup> não influenciou a sedimentabilidade dos flocos formados, com produção de água decantada com características similares em termos de turbidez. As simulações sobre os balanços de massa de diuron e de COT indicaram que, na presença de diuron, a remoção da matéria orgânica natural da água de estudo foi reduzida no tratamento em ciclo completo.

## 5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao MCT/FINEP/Ação Transversal Saneamento Ambiental e Habitação (07/2009) pelo auxílio financeiro.

## 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Atlas Brasil: abastecimento urbano de água: resultados por estado**. Brasília: ANA: Engecorps/Cobrape, 2010. v. 2.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORK ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WPCF). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22th edition. Washington DC, 2012. 937 p.

BONADIO, S. L. **Avaliação da Qualidade das Águas do Rio Pardo no trecho situado entre o Clube de Regatas de Ribeirão Preto e a Ponte da Rodovia Vicinal Pontal/Cândia**. 2005. 113 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Ribeirão Preto. Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnológicas, Ribeirão Preto, 2005.

BRASIL (2011). Ministério da Portaria do MS nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. **Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade**. Disponível em: <<http://www.novaambi.com.br/portaria-2914-potabilidade>>. Acesso em: 04 jul. 2013.

BRITO, F. B.; VASCO, A. N.; PEREIRA, A. P. S.; MÉLLO JUNIOR, A. V.; NOGUEIRA, L. C.. Herbicidas no alto rio Poxim, Sergipe e os riscos de contaminação dos recursos hídricos. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 43, n. 2. p. 390-398, abr./jun. 2012.

Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (Cemaden). **Relatório da Situação Atual e Projeção Hidrológica para o Sistema Cantareira**. São José dos Campos, 13 maio 2015. 12 p. Disponível em: <[http://www.cemaden.gov.br/cantareira/arquivos/Relatorio\\_SistemaCantareira\\_20150513.pdf](http://www.cemaden.gov.br/cantareira/arquivos/Relatorio_SistemaCantareira_20150513.pdf)>. Acesso em: 15 maio 2015.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; VOLTAN, P. E. N. **Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: LDiBe, 2011. 454 p.

FALEIROS, R. J. R.. **Uso de carvão ativado pulverizado para remoção dos herbicidas diuron e hexazinona de água superficial**. 2008. 101 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Ribeirão Preto. Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnológicas. Ribeirão Preto, 2008.

IBAMA. **Boletim de comercialização de agrotóxicos e afins: histórico de vendas 2000 a 2012**. Disponível em: [http://www.ibama.gov.br/phocadownload/Qualidade\\_Ambiental/boletim%20de%20comercializacao\\_2000\\_2012.pdf](http://www.ibama.gov.br/phocadownload/Qualidade_Ambiental/boletim%20de%20comercializacao_2000_2012.pdf). Acesso em: 20 jun. 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Indicadores de desenvolvimento Sustentável**. (Estudos e pes-

quisas; n. 9), 2012. Disponível em: <[ftp://geoftp.ibge.gov.br/documentos/recursos\\_naturais/indicadores\\_desenvolvimento\\_sustentavel/2012/ids2012.pdf](ftp://geoftp.ibge.gov.br/documentos/recursos_naturais/indicadores_desenvolvimento_sustentavel/2012/ids2012.pdf)>. Acesso em: 14 jul. 2014.

JIANG, J. The role of coagulation in water treatment. **Current Opinion in Chemical Engineering**, n. 8, p. 36-44, 2015.

MARTINEZ, M. S.; PIZA, A. V. T.; DANTAS, A. D. B.; PASCHOALATO, C. F. P. R.; DI BERNARDO, L.. Remoção dos herbicidas diuron e hexazinona de água por adsorção em carvão ativado. **Revista DAE**, São Paulo, n. 185, p. 35-39, jan. 2011.

PASCHOALATO, C. F. P. R.; DANTAS, A. D. B.; ROSA, I. D. A.; FALEIROS, R. J. R.; DI BERNARDO, L.. Uso de carvão ativado para remoção dos herbicidas diuron e hexazinona. **Revista DAE**, São Paulo, n. 179, p. 34-41, jan. 2009.

RIGOBELLO, E. S.; DANTAS, A. D. B.; DI BERNARDO, L.; VIEIRA, E. M. Removal of diclofenac by conventional drinking water treatment processes and granular activated carbon filtration, **Chemosphere**, v. 92, p. 184-191, 2013.

RODRIGUES, H. O. S.; PASTICH, E. A.; ALBUQUERQUE JUNIOR, E. C. Ocorrência do herbicida diuron em área de atividade sucroalcooleira na bacia do Rio Botafogo, litoral norte de Pernambuco. XXXIV Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, **Anais...**, Monterey México. 2014.

ROSA, I. D. A. **Remoção dos herbicidas diuron e hexazinona de água superficial no tratamento em ciclo completo com adsorção em carvão ativado granular**. 2008. 87 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Ribeirão Preto. Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnológicas. Ribeirão Preto, 2008.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos; Coordenadoria de Recursos Hídricos. **Relatório de Situação dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo: Ano base 2009**. São Paulo: SSRH/CRHi, 2011. Disponível em: <[http://www.agenciapcj.org.br/novo/images/stories/gestao/relatorio\\_situacao\\_2011.pdf](http://www.agenciapcj.org.br/novo/images/stories/gestao/relatorio_situacao_2011.pdf)>. Acesso em: 13 jul. 2015.

SENS, M. L.; PASCHOALATO, C. F. P. R.; COELHO, E. R. C.; DALSASSO, R. L.; GÓIS SANTOS, D. C.; DANTAS, A. Di. B.; MARTINEZ, M. S.; CASA-GRANDE, J.; DI BERNARDO, L.. Remoção e Transformação de Agrotóxicos. In: PADUA, V. L. (coord.). **Remoção de microorganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano PROSAB**. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Method 507 Determination of Nitrogen and Phosphorus containing pesticides in water by gas chromatography with a Nitrogen-Phosphorus Detector**. J. W. Munch, 1995.

VOLTAN, P. E. N.; DANTAS, A. D. B.; PASCHOALATO, C. F. P. R.; DI BERNARDO, L.. Predição da performance de carvão ativado granular para remoção de herbicidas com ensaios em coluna de escala reduzida. **Eng. Sanit. Ambient.**, São Paulo, v. 21, n. 2, p. 241-250, abr./jun. 2016.

# Fitotoxicidade em águas residuárias domésticas utilizando sementes como bioindicadores

## *Phytotoxicity in domestic wastewater using seeds as bioindicators*

- **Data de entrada:**  
15/12/2017
- **Data de aprovação:**  
23/01/2018

Miguel David Fuentes Guevara\*/Antônio Guimarães de Mello/Érico Kunde Corrêa/Hugo Alexandre Soares Guedes/  
Luciara Bilhalva Corrêa/Mateus Torres Nazari

DOI: 10.4322/dae.2019.014

### Resumo

Este estudo objetivou verificar a toxicidade de águas residuárias domésticas em diferentes etapas do tratamento por meio de ensaios de fitotoxicidade, utilizando sementes de alface e pepino como bioindicadores. Para isso, avaliaram-se as etapas de uma estação de tratamento de esgoto doméstico mediante amostragens nos pontos: Afluente (esgoto bruto), Efluente do Reator UASB e Efluente (esgoto tratado). As amostras foram submetidas a análises químicas e os bioindicadores ao ensaio de fitotoxicidade. As águas residuárias domésticas nas três etapas de tratamento da estação se caracterizaram como não fitotóxicas para os bioindicadores testados ( $p < 0,05$ ), embora se tenha observado uma diminuição significativa do índice de germinação no efluente tratado para sementes de alface, enquanto que no efluente do reator UASB para sementes de pepino. Foi possível concluir que os efluentes domésticos gerados durante as etapas de tratamento podem ser dispostos no ambiente por não apresentarem riscos potencialmente toxicológicos.

**Palavras-chave:** Efluentes. Índice de Germinação. Fitotoxicidade.

### Abstract

*This research aimed to verify the domestic wastewater toxicity in different treatment stages through phytotoxicity tests with lettuce (*Lactuca sativa L.*) and cucumber (*Cucumis sativus L.*) seeds. Therefore, the stages of a domestic sewage treatment plant were assessed according to the sampling points: the affluent (raw sewage), the UASB Reactor effluent and the effluent (treated sewage). The samples were submitted to chemical analysis, and the bioindicators, to the phytotoxicity test. The domestic wastewater in the three stages of treatment of the plant were characterized as non-phytotoxic to the bioindicators analysed ( $p < 0,05$ ); however, there was a significant decrease of Germination Index in the effluent treated for lettuce seeds and in the UASB Reactor effluent treated for cucumber seeds. It was possible to conclude that the domestic effluents generated during the treatment stages can be disposed in the environment because they do not present potentially toxicological risks.*

**Keywords:** Effluent. Germination Index. Phytotoxicity.

**Miguel David Fuentes Guevara** – Engenheiro Ambiental e Sanitarista pela Universidad Popular del Cesar (Valledupar, Colômbia). Mestre em Ciência pela Universidade Federal de Pelotas - UFPel. Doutorando no Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água na UFPel.

**Antônio Guimarães de Mello** – Engenheiro Civil pela UFPel.

**Érico Kunde Corrêa** – Engenheiro Agrônomo. Mestre em Zootecnia e Doutor em Biotecnologia pela UFPel. Professor Adjunto da Engenharia Ambiental e Sanitária na UFPel.

**Hugo Alexandre Soares Guedes** – Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Juiz de Fora. Mestre e Doutor em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa. Professor Adjunto da Engenharia Civil na UFPel.

**Luciara Bilhalva Corrêa** – Bacharel em Ciências Domésticas pela UFPel. Mestra e Doutora em Educação Ambiental pela Universidade Federal de Rio Grande. Professora Adjunta da Engenharia Ambiental e Sanitária na UFPel.

**Mateus Torres Nazari** – Engenheiro Ambiental e Sanitarista pela Universidade Federal de Pelotas. Mestrando no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Passo Fundo.

\***Endereço para correspondência:** CEng/UFPel - Centro de Engenharias - Rua Benjamin Constant, 990 - Simões Lopes, Pelotas - RS, CEP: 96010-020. Telefone: (53) 98148-9700. E-mail: miguelufuge@hotmail.com.

## 1 INTRODUÇÃO

Para determinar a ecotoxicidade e/ou os efeitos dos poluentes no ambiente, a toxicologia usa distintos bioensaios, que servem para avaliação da qualidade de águas e da carga poluidora de efluentes. Esses ensaios mostram-se necessários, uma vez que as análises físico-químicas, comumente utilizadas e estabelecidas pelas legislações ambientais, não são capazes de diferenciar entre as substâncias que podem afetar os sistemas biológicos das que se encontram inertes no ambiente (COSTA et al., 2008).

Embora sejam encontradas limitações para realizar alguns ensaios ecotoxicológicos, existem diferentes métodos que podem auxiliar a determinar se um efluente ou algum despejo de água contaminada no ambiente representa um potencial de risco tóxico à fauna, à flora e até mesmo ao ser humano (PÉREZ et al., 2012). Os bioensaios são utilizados como técnicas para a detecção dos efeitos ocasionados pelos compostos tóxicos mediante procedimentos que quantificam as respostas biológicas e os riscos (FOTI et al., 2005; GONZÁLEZ et al., 2003; ORTEGA et al., 2000), sendo capazes de identificar o efeito das substâncias tóxicas nos organismos (bioindicadores) por meio das alterações fenotípicas.

Dentre esses bioensaios, a técnica de fitotoxicidade com sementes de alface (*Lactuca sativa*) e pepino (*Cucumis sativus*) se destaca, haja vista que apresenta inúmeras vantagens, tais como ser de fácil implementação, rápida, confiável, econômica, além de não requerer a utilização de grandes equipamentos (CHARLES et al., 2011). As sementes de alface e pepino são utilizadas como os principais bioindicadores em diversos estudos para avaliar os riscos potenciais no ambiente, visto que se encontram entre as espécies de plantas mais usadas e recomendadas pela US Environmental Protection Agency na detecção de efeitos ecotoxicológicos (EPA U.S., 1996).

A fitotoxicidade vem sendo empregada na avaliação de compostos biossólidos, efluentes industriais, efluentes de biorreatores anaeróbicos e qualidade de águas de origens distintas, analisando-se o efeito desses sobre o crescimento radicular de diferentes espécies de plantas na etapa inicial do desenvolvimento vegetal (CHARLES et al., 2011; FOTI et al., 2005; MENDES et al., 2016; TIQUIA & TAM, 1998; YOUNG et al., 2012; ZUCCONI et al., 1981). Nessas análises, a redução do índice de germinação (IG) das sementes é a resposta biológica negativa esperada para determinar o efeito fitotóxico ocasionado por diferentes agentes nos bioensaios de germinação.

Uma alternativa potencial para realizar o monitoramento das águas residuais é a análise da sua toxicidade por meio dos ensaios de fitotoxicidade, pois apresentam inúmeras causas como vantagem, enquanto que a não identificação das causas específicas da toxicidade é considerada uma desvantagem do método (TIQUIA, 2010). Sendo assim, mostra-se necessário também determinar os principais parâmetros físico-químicos dos efluentes, visando uma abordagem integrada dos impactos ambientais que poderiam causar, caso sejam despejados no corpo hídrico (WANG & FREEMARK, 1995; YOUNG et al., 2012), ou destinados no solo.

A utilização do ensaio de fitotoxicidade para determinar os riscos e efeitos ocasionados pelos efluentes domésticos no ambiente são escassos, sendo de interesse o uso e aplicação de bioindicadores para a avaliação dos seus riscos potenciais. Diante disso, o objetivo deste estudo foi avaliar a toxicidade de águas residuárias domésticas nas diferentes etapas de uma estação de tratamento de esgoto, por meio de ensaios de fitotoxicidade utilizando sementes de alface (*Lactuca sativa* L.) e pepino (*Cucumis sativus* L.) como bioindicadores.

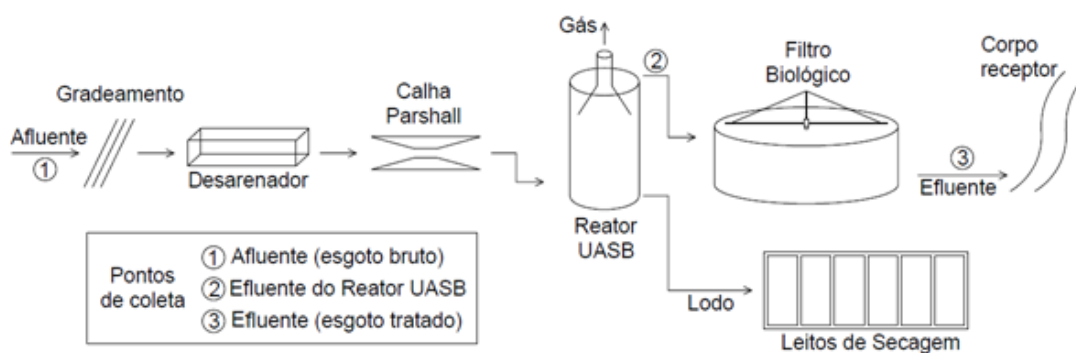
## 2 MATERIAL E MÉTODOS

A estação de tratamento de esgoto (ETE) utilizada como objeto de estudo se constituía por estruturas de tratamento preliminar (gradeamento, desarenador e calha Parshall), secundário (reator UASB + Filtro Biológico Percolador Aeróbio - FBPA) e leitos de secagem de lodos (Figura 1). O efluente tratado na ETE é despejado em um corpo hídrico receptor, o qual tem sua foz na La-

guna dos Patos, a qual é utilizada para recreação e pesca.

As amostras foram coletadas durante cinco meses em três pontos da ETE (Figura 1). Os pontos de coletas designados foram o afluente da estação, proveniente da rede coletora da cidade (esgoto bruto); o efluente após passar pelo reator UASB; e o efluente de saída do filtro biológico percolador aeróbio (esgoto tratado).

**Figura 1** - Fluxograma dos processos da ETE e pontos de amostragem.



Foi programada uma amostragem composta nos distintos pontos de coleta para um total de quatro amostragens por mês. As amostras foram coletadas nos dias e turnos previamente determinados e, logo em seguida, embalados e mantidos a 4°C, para a realização das análises químicas. As análises foram realizadas na Agência de Desenvolvimento da Lagoa Mirim (ALM), da Universidade Federal de Pelotas (UFPel). Os parâmetros quantitativos verificados foram: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Sólidos Suspensos Totais (SST) e potencial Hidrogeniônico (pH), seguindo a metodologia descrita pela APHA (2012). Todas as amostras foram avaliadas em duplicata, totalizando 40 amostras por parâmetro.

Além das análises químicas, foram realizadas análises de fitotoxicidade segundo metodologia estabelecida por Gerber et al. (2017) e Mendes et al. (2016), com adaptações; onde foram utilizadas

sementes de duas espécies como bioindicadores, recomendadas pelas diretrizes de ensaios de efeitos ecológicos (EPA U.S., 2012), sendo elas alface (*Lactuca sativa L.*) e pepino (*Cucumis sativus L.*). As sementes foram adquiridas comercialmente de um mesmo fornecedor, cada uma pertencente ao mesmo lote para todas as repetições. Dez sementes de cada espécie foram distribuídas em placas de Petri de 9 mm de diâmetro com papel filtro, nas quais foram colocadas uma alíquota de 5 mL de solução (efluente avaliado), fazendo-se repetições para cada tratamento. Também foram determinados os controles (branco) em triplicata para cada espécie bioindicadora, com a aplicação de 5 mL de água destilada na placa contendo as respectivas sementes. Na sequência, as placas foram fechadas com papel Parafilm para evitar a perda de umidade e, por fim, levadas à incubadora (BOD) a 25 °C, na ausência de luz, durante 48 horas.

No total, foram realizados vinte ensaios de fitotoxicidade para cada ponto de coleta amostrado, referentes aos 5 meses de avaliação, fazendo-se três repetições por análise, totalizando, assim, 600 sementes para cada espécie bioindicadora. Após 48 horas, as placas de Petri foram retiradas da BOD e, então, realizou-se a contagem das sementes germinadas, sendo medidos os comprimentos de suas radículas por meio da utilização de um paquímetro digital com precisão de 0,1 mm. Para a medição, consideraram-se sementes germinadas aquelas que obtiveram comprimento de raiz superior a 1 mm.

Para avaliação da fitotoxicidade foram determinados os parâmetros indicadores: germinação-relativa das sementes (Equação 1), alongamento relativo das raízes (Equação 2), e o índice de germinação (Equação 3), conforme metodologia de Gerber et al. (2017). No estudo, os valores dos parâmetros indicadores superiores a 80% foram considerados como não fitotóxicos (GERBER et al., 2017; MENDES et al., 2016).

$$GR (\%) = (NSC / NSB) * 100 \quad (1)$$

Em que:

GR (%): Germinação relativa;

NSC: Número de sementes germinadas no extrato do composto; e

NSB: Número de sementes germinadas no grupo controle.

$$AR (\%) = \left( \frac{\sum ARC}{\sum ARB} \right) * 100 \quad (2)$$

Em que:

AR (%): Alongamento relativo da radícula;

ARC: Alongamento das radículas no composto (mm); e

ARB: Alongamento das radículas no grupo controle (mm).

$$IG (\%) = (GR * AR) / 100 \quad (3)$$

Em que:

IG (%): Índice de Germinação;

GR (%): Germinação relativa; e

AR (%): Alongamento relativo da radícula.

Em seguida, os dados foram analisados estatisticamente mediante a montagem de um delineamento experimental inteiramente casualizado, com o objetivo de observar os efeitos da água residual doméstica nos três pontos de coleta da estação de tratamento sobre os parâmetros indicadores. Para isso, estabeleceram-se como fatores tratamento os diferentes pontos de coleta, enquanto que as variáveis respostas foram os parâmetros: DBO, SST, pH, AR, GR e IG. Primeiramente, verificou-se a distribuição normal dos resíduos das variáveis pelo teste Shapiro-Wilk e a verificação de dados atípicos mediante a análise de resíduos studentizados (AGUIAR & SILVA, 2011). Após, foi aplicada a técnica de análise de variância (ANOVA), onde se verificou a diferença significativa pelo teste F e, em seguida, empregou-se o teste Duncan ( $p < 0,05$ ) para comparação das médias.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Análises químicas

Observa-se na Tabela 1 altas concentrações de DBO nos pontos referentes ao afluente bruto e ao reator UASB, com valores de 1289,40 e 176,16 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. No esgoto bruto, a concentração de DBO esteve muito distante do valor médio característico do esgoto doméstico de 527 mg.L<sup>-1</sup>, segundo reportado por Von Sperling (2005).

**Tabela 1** - Concentrações médias e erro padrão da média (SE) dos parâmetros químicos

Tratamento	DBO	SST	pH
	(mg.L <sup>-1</sup> )		
Bruto	1289,40±50,31 <sup>a</sup>	12,93±1,82 <sup>b</sup>	6,86±0,03 <sup>b</sup>
UASB	176,16±29,72 <sup>b</sup>	9,11±1,67 <sup>b</sup>	6,88±0,04 <sup>b</sup>
Tratado	98,92±13,91 <sup>b</sup>	18,61±1,74 <sup>a</sup>	7,42±0,04 <sup>a</sup>

<sup>a,b</sup> médias ± SE com índices distintos diferem pelo teste de Duncan (p<0,05).

O valor médio de DBO no efluente após o tratamento do reator UASB (176,16 mg.L<sup>-1</sup>) encontra-se distante das concentrações médias (67-129 mg.L<sup>-1</sup>) referidas por Oliveira e Von Sperling (2006), sendo que as concentrações de DBO achadas pelos autores são inferiores aos resultados encontrados no presente estudo, em que a DBO variou de 27,93 a 410 mg.L<sup>-1</sup>, indicando remoções de carga orgânica inferiores às projetadas para o dimensionamento do reator. Por outro lado, um possível fator contribuinte é a falta de manutenção e limpeza nas calhas de coleta do efluente do reator UASB, o que pode resultar no carreamento de partículas que se encontram acumuladas, repercutindo na eficiência de remoção no reator UASB.

A concentração média de DBO do efluente após passar pelo FBPA (tratado) também ficou acima do usual, com 98,92 mg.L<sup>-1</sup>. Os valores usuais de DBO pós-reator UASB devem ficar entre 13 e 63 mg.L<sup>-1</sup> (OLIVEIRA & VON SPERLING, 2006) e inferiores aos 80 mg.L<sup>-1</sup>, de acordo com a legislação (RIO GRANDE DO SUL, 2006), o que evidencia a baixa eficiência de remoção de DBO pelo FBPA.

Os valores médios de SST, em todos os pontos de monitoramento, mostraram-se muito inferiores aos avaliados em diversas ETEs (ABOU-ELELA et al., 2015; CHERNICHARO & NASCIMENTO, 2001) e dentro das faixas recomendadas de SST em muitos países para ser utilizado em fertirrigação (BECERRA-CASTRO et al., 2015), cumprindo, também, os valores estabelecidos pela legislação brasileira, sendo inferiores a 80 mg.L<sup>-1</sup> (RIO GRANDE DO SUL, 2006). De acordo com Horochoski et

al. (2011), os valores inferiores de SST podem ser justificados em função do sistema de coleta de esgoto não ser separador absoluto, o que permite a infiltração de águas pluviais no sistema coletor de esgoto, ocasionando sua diluição.

O fato da concentração média de SST no efluente tratado (18,61 mg.L<sup>-1</sup>) ter resultado em um valor maior que a concentração de SST no efluente do reator UASB (9,11 mg.L<sup>-1</sup>) (processo que antecede o FBPA) pode estar relacionado à operação do distribuidor rotativo do FBPA, que faz a aplicação do efluente sobre o meio filtrante ser irregular. Atualmente, a estrutura encontra-se inativa devido a falhas no motor funcional para a sua movimentação, aumentando, assim, a taxa de aplicação superficial sobre uma única faixa da superfície do meio de suporte.

Após passar pelo reator UASB e o FBPA, o pH apresentou-se neutro e levemente alcalino, respectivamente, sendo seu aumento significativo no efluente devido à produção de carbonatos no processo de digestão anaeróbia da matéria orgânica que ocorre no reator UASB, o que indica que o reator converte de forma eficiente a matéria orgânica para ácidos voláteis e carbonatos, os quais podem ser transferidos por meio do FBP (CERVANTES-ZEPEDA et al., 2011). De forma geral, durante todo o processo de tratamento da estação, o pH manteve-se dentro dos padrões recomendados (BECERRA-CASTRO et al., 2015; RIO GRANDE DO SUL, 2006).

### 3.2 Análises de fitotoxicidade

De forma geral, os resultados obtidos para todos os indicadores de fitotoxicidade, tanto para as sementes de alface (Tabela 2) como para as de pepino (Tabela 3), mantiveram-se acima do 80%, indicando que os efluentes domésticos analisados não possuem efeitos fitotóxicos em nenhuma das etapas de tratamento da estação (GERBER et al., 2017; MENDES et al., 2016). É importante salien-



tar que os resultados de indicadores de fitotoxicidade, utilizando como bioindicadores sementes de alface e pepino, apresentaram coeficientes de variação (CV) menores do que 30%, resultados similares ao estudo realizado por Camarillo-Ravelo et al. (2015).

**Tabela 2** - Fitotoxicidade de efluentes domésticos para sementes de alface (n = 600 sementes/tratamento)

Tratamento	Alongamento das Raízes (%)	Germinação de Sementes (%)	Índice de Germinação (%)
Bruto	104,51±4,03 <sup>a</sup>	100,74±1,41 <sup>a</sup>	104,75±5,28 <sup>a</sup>
UASB	106,23±4,06 <sup>a</sup>	98,51±1,66 <sup>a</sup>	102,34±5,12 <sup>ab</sup>
Tratado	99,27±5,73 <sup>a</sup>	93,32±2,12 <sup>b</sup>	87,83±6,28 <sup>b</sup>

<sup>a,b</sup> médias ± SE com índices distintos diferem pelo teste de Duncan (p<0,05).

**Tabela 3** - Fitotoxicidade de efluentes domésticos para sementes de pepino (n= 600 sementes/tratamento)

Tratamento	Alongamento das Raízes (%)	Germinação de Sementes (%)	Índice de Germinação (%)
Bruto	100,30±3,26 <sup>a</sup>	99,54±2,92 <sup>a</sup>	98,56±4,60 <sup>ab</sup>
UASB	89,35±3,30 <sup>b</sup>	97,67±3,31 <sup>a</sup>	86,90±3,79 <sup>b</sup>
Tratado	97,80±3,13 <sup>ab</sup>	100,03±3,19 <sup>a</sup>	101,57±4,35 <sup>a</sup>

<sup>a,b</sup> médias ± SE com índices distintos diferem pelo teste de Duncan (p<0,05).

É possível observar na Tabela 2 que o índice de germinação (IG) e a germinação de sementes (GR) para as sementes de alface diminuíram significativamente (p<0,05) ao entrar em contato com o efluente tratado. Entretanto, não houve diferença significativa (p<0,05) ao entrar em contato com o efluente bruto e o UASB, sendo considerado como efluente não fitotóxico. Apesar da remoção dos parâmetros químicos na estação (Tabela 1), durante as etapas de tratamento biológico podem se formar, permanecer e serem transferidos à água residual tratada metabólitos tóxicos, capazes de influenciar os valores de IG e GR encontrados no presente estudo (SÁNCHEZ et al., 2007). Garcia-González et al. (2005) também confirmaram que, ao serem liberadas durante o tratamento, essas substâncias afetam os indicadores de fitotoxicidade. Além disso, o aumento

do pH no efluente tratado pode ter influenciado o GR e o IG de sementes de alface, o qual se relaciona com a moderada salinidade do meio, que pode afetar a dormência e, conseqüentemente, atrasar a germinação das sementes, mas não são prejudiciais (BARBERA et al., 2014).

A diminuição do IG somente para a semente de alface no efluente tratado (Tabela 2) em relação à de pepino (Tabela 3) pode-se atribuir à capacidade de resposta particular dos diferentes embriões das sementes de alface (BOHÓRQUEZ-E-CHEVERRY & CAMPOS-PINILLA, 2007). No caso específico de sementes de pepino, o aumento do IG para 101,5%, observado no efluente tratado (Tabela 3), indica que o efluente possui potencial para estimular o crescimento das sementes de pepino em 1,5% a mais em relação ao grupo controle (água destilada).

As diminuições nos indicadores IG e AR (p<0,05) no efluente do reator UASB para sementes de pepino (Tabela 3), com tendência à fitotoxicidade, podem estar relacionadas à concentração de carga orgânica expressa pela concentração da DBO no reator (Tabela 1) (BOHÓRQUEZ-E-CHEVERRY & CAMPOS-PINILLA, 2007), onde a inibição dos indicadores se dá pela presença de possíveis componentes químicos, elementos e metais pesados de caráter tóxicos encobertos pela matéria orgânica ou junto com os sólidos suspensos presentes no reator UASB, que provavelmente não são removidas completamente devido às falhas de operação e manutenção da estação (CHARLES et al., 2011; CAMARILLO-RAVELO et al., 2015). Sánchez et al. (2007) reportam que, em alguns casos, a toxicidade depois do tratamento aumentava, ao passo que diminuía os valores de DBO, ao invés de decrescer a fitotoxicidade. Reyes (2015) verificou uma diminuição dos valores de IG no bioindicador *Lactuca sativa* ao analisar amostras provenientes de águas de rio, principalmente nos pontos onde havia baixas concentrações de matéria orgânica.

#### 4 CONCLUSÕES

As águas residuárias domésticas nas diferentes etapas da estação de tratamento não apresentaram risco para as sementes de alface e pepino, uma vez que os parâmetros indicadores (alongamento das raízes, germinação das sementes e índice de germinação) permaneceram acima do 80%, o que classifica as águas residuárias como não fitotóxicas.

As análises químicas nas águas residuárias são necessárias para analisar o efeito de certas substâncias sobre os bioindicadores que ocasionam a fitotoxicidade e os riscos ambientais que essas apresentam.

O ensaio de fitotoxicidade é uma metodologia de fácil execução para a avaliação das águas residuais domésticas, para que possam ser despejadas no solo ou nos recursos hídricos sem causar impactos negativos.

#### 5 REFERÊNCIAS

ABOU-ELELA, S.I.; FAWZY, M.E.; EL-GENDY, A. S. Potential of using biological aerated filter as a post treatment for municipal wastewater. **Ecological Engineering**, v. 84, p. 53-57, 2015.

AGUIAR, D. C.; SILVA, E. L. Análise de resíduos através de uma técnica de dependência: regressão múltipla. **Revista Brasileira de Informações Científicas**, v. 2, n. 4, p. 28-41, 2011.

APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination the water and wastewater**. APHA, AWWA, WEF. 22nd ed. Washington DC, USA. 2012.

BARBERA, A. C. et al. Effects of olive mill wastewater physico-chemical treatments on polyphenol abatement and Italian ryegrass (*Lolium multiflorum* Lam.) germinability. **Water Research**, v. 52, n. 1, p. 275-281, 2014.

BECERRA-CASTRO, C. et al. Wastewater reuse in irrigation: a microbiological perspective on implications in soil fertility and human and environmental health. **Environmental International**, v. 75, p. 117-135, 2015.

BOHÓRQUEZ-ECHEVERRY, P.; CAMPOS-PINILLA, C. Assessment of *Lactuca sativa* and *Selenastrum capricornutum* like Indicators of Water Toxicity. **Universitas Scientiarum**, v. 12, p. 83-98, 2007.

CAMARILLO-RAVELO, D.; BARJAS-ACEVES, M.; RODRÍGUEZ-VÁZQUEZ, R. Evaluación de la fitotoxicidad de jales mineros en cuatro especies empleadas como bioindicadoras de metales pesados. **Revista Internacional Contaminación Ambiental**, v. 31, n. 2, p. 133-143, 2015.

CERVANTES-ZEPEDA, A. I.; CRUZ-COLÍN, M. R.; AGUILAR-CORONA, R. Caracterización físico-química y microbiológica del agua tratada en un reactor UASB escala piloto. **Revista Mexicana de Ingeniería Química**, v. 10, n. 1, p. 67-77, 2011.

CHARLES, J. et al. Evaluation of the phytotoxicity of polycontaminated industrial effluents using the lettuce plant (*Lactuca sativa*) as a bioindicator. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 74, p. 2057-2064, 2011.

CHERNICHARO C. A. L.; NASCIMENTO M. C. P. Feasibility of a pilot scale UASB/trickling filter system for domestic sewage treatment. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 4, p. 221-228, 2001.

COSTA, C. R. et al. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008.

EPA U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Ecological effects test guidelines (OPPTS 850.4200)**: Seed germination/root elongation toxicity test. 1996.

EPA U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Ecological Effects Test Guidelines (OCSPP 850.4100)**: Seedling Emergence and Seedling Growth. Washington, D.C. (EPA 712-C-012, January). 2012.

FOTI, N. M.; BILLARD, C.; LALLANA, V. H. Bioensayos de germinación con semillas de rucula y lechuga para monitoreo de calidad de agua. **Revista Científica Agropecuaria**, v. 9, n. 1, p. 47-53, 2005.

GARCÍA-GONZALEZ, V., SÁNCHEZ-MEZA, J. C., PACHECO-SALAZAR, V. F., GONZALEZ, C. D., PAVÓN-SILVA, T. B., GERRERO-GONZALEZ, P. G. (2005). **Respuestas de Toxicidad de Bioensayos Empleados en la Industria**. Disponível em: <[http://www.uaemex.mx/Red\\_Ambientales/docs/memorias/Extenso/TA/EO/TAO-57.pdf](http://www.uaemex.mx/Red_Ambientales/docs/memorias/Extenso/TA/EO/TAO-57.pdf)>. Acesso em: 08 nov. 2017.

GERBER, M. D. et al. Phytotoxicity of effluents from swine slaughterhouses using lettuce and cucumber seeds as bioindicators. **Science of the Total Environment**, v. 592, p. 86-90, 2017.

GONZÁLEZ, A. M.; PRESA, M. F.; LURÁ, M. C. Ensayo de Toxicidad a *Artemia salina*: puesta a punto y aplicación a micotoxinas. **Revista FABICIB**, v. 7, p. 117-122, 2003.

HOROCHOSKI, L.; WIECHETECK, G. K.; VAZ, M. S. M. G. Evaluation of the coefficient of return of sewage in the watershed of the gertrudes stream – Ponta Grossa (PR). **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 3, p. 59-68, 2011.

MENDES, P. M. et al. Phytotoxicity as an indicator of stability of broiler production residues. **Journal of Environmental Management**, v. 167, p. 156-159, 2016.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgoto. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 4, p. 389-398, 2006.

ORTEGA, M. C. et al. Propuesta de Bioensayos para detectar factores fitotóxicos en sustratos y enmiendas. **Actas de Horticultura**, v. 32, p. 363-376, 2000.

PÉREZ, G. Y. et al. Aplicación de un bioensayo ecotoxicológico en la evaluación de una mezcla compleja ambiental. **Higiene y Salud Ambiental**, v. 12, n. 1, p. 839-845, 2012.

PRIAC, A.; BADOT, P.; CRINI, G. Treated wastewater phytotoxicity assessment using *Lactuca sativa*: Focus on germination and root elongation test parameters. **Comptes Rendus Biologies**, v. 340, p. 188-194, 2017.

REYES, R. A. Estudio Diagnóstico de la Ecotoxicidad de Afluentes del Río Guadalquivir, en el área comprendida entre Las Tipas y El Angosto de San Luis, Provincia Cercado – Tarija. **Acta Nova**, v. 7, n. 1, p. 28-46, 2015.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Meio Ambiente. Conselho Estadual do Meio Ambiente. **Resolução nº 128/2006**. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. 2006.

SÁNCHEZ, J.; PACHECO, V. F.; PAVÓN, T. B. Toxicity assessment of a complex industrial wastewater using aquatic and terrestrial bioassays *Daphnia pulex* and *Lactuca sativa*. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 42 n. 10, p. 1425-1431, 2007.

TIQUIA, S. M.; TAM, N. F. Y. Elimination of phytotoxicity during co-composting of spent pig-manure sawdust litter and pig sludge. **Bioresource Technology**, v. 65, p. 43-49, 1998.

TIQUIA, S. M. Reduction of compost phytotoxicity during the process of decomposition. **Chemosphere**, v. 79, p. 506-512, 2010

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 243p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 1), 2005.

WANG, W.; FREEMARK, K. The use of plants for environmental monitoring and assessment. **Ecotoxicology Environmental Safety**, v. 30, p. 289-301, 1995.

YOUNG, B. J. et al. Toxicity of the effluent from an anaerobic bio-reactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 76, p. 182-186, 2012.

ZUCCONI, F. et al. Evaluating toxicity of immature compost. **Bio-Cycle**, v. 22, p. 54-57, 1981.

# Influência da temperatura sobre o desempenho do tratamento anaeróbico de esgoto

## *Influence of the temperature on the performance of the anaerobic treatment of sewage*

- ▶ **Data de entrada:**  
13/09/2017
- ▶ **Data de aprovação:**  
30/01/2018

Silvânia Lucas dos Santos\*/ Adrianus van Haandel

DOI: 10.4322/dae.2019.015

### Resumo

O objetivo deste trabalho foi desenvolver uma relação entre a eficiência da digestão anaeróbia e as duas variáveis operacionais mais importantes: temperatura e idade de lodo, gerando uma expressão empírica para estimar a eficiência da digestão para qualquer temperatura e idade de lodo. Para avaliar a influência da temperatura sobre a digestão anaeróbia, foram utilizados 4 reatores UASB com volume de 25 L cada, aplicando-se temperaturas de 25, 20, 15 e 12°C. Diferentes valores do tempo de detenção hidráulica aplicado resultaram em diferentes idades de lodo nos reatores. Os resultados obtidos mostraram que o reator atinge o seu desempenho máximo a uma idade de lodo de 100 d aproximadamente, para todas as temperaturas. Usando os dados experimentais obtidos, foi possível desenvolver equações empíricas, que permitem calcular a divisão da DQO do afluente nas frações descarregadas no efluente, convertidas em lodo e transformadas em biogás.

**Palavras-chave:** Reator UASB. Desempenho. Temperatura. Idade de lodo.

### Abstract

*The objective of this work was to develop a relation between the efficiency of anaerobic digestion and the two most important operational variables: temperature and sludge age, generating an empirical expression to estimate the digestion efficiency at any temperature and sludge age. To evaluate the influence of temperature on anaerobic digestion, four UASB reactors with a volume of 25 L each were used, applying temperatures of 25, 20, 15 and 12°C. Different values of the applied hydraulic retention time led to different sludge ages in the reactors. The results showed that the reactor reaches its maximum performance at a sludge age of 100 d for any temperature. By using the obtained experimental data, it was possible to develop empirical equations which allow estimation of the division of the influent COD load into fractions discharged in the effluent, converted into sludge and transformed into biogas.*

**Keywords:** UASB reactor. Performance. Temperature. Sludge age.

**Silvânia Lucas dos Santos** – Doutora em Engenharia Ambiental. Professora da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN).

**Adrianus van Haandel** – PhD em Engenharia Civil na University of Cape Town - África do Sul. Professor da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG.

\***Endereço para correspondência:** Departamento de Engenharia civil, Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Av. Salgado Filho, 3000, CEP: 59078-970, Natal, RN.

## 1 INTRODUÇÃO

Nos digestores anaeróbios, o material orgânico afluente é dividido em três frações que podem ser determinadas de forma independente: (1) a fração orgânica presente no efluente; (2) a fração orgânica convertida em lodo por processos anabólicos e físico-químicos; e (3) a fração orgânica convertida em metano por meio do processo de catabolismo fermentativo. A diminuição da temperatura afeta o desempenho de todos os processos biológicos e, por conseguinte, influi sobre o valor de cada fração de material orgânico no reator, uma vez que as frações presentes no efluente e as frações que são convertidas em lodo irão aumentar em detrimento da baixa fração digerida. Com a diminuição da eficiência da digestão anaeróbia, haverá conseqüente redução da produção de biogás, portanto haverá pouca mistura no reator, já que há menos bolhas de gás. Dessa forma, a diminuição da temperatura pode provocar um efeito adverso sobre a intensidade do contato entre o substrato e o lodo biológico, um dos pré-requisitos para um tratamento eficiente (LETTINGA et al., 1993).

Quando a temperatura do esgoto é baixa, a taxa de hidrólise diminui, havendo, portanto, aumento da massa do material biodegradável particulado que se tornará parte do lodo. Assim, ocorrerá um aumento na produção de lodo e, uma vez que a capacidade de retenção desse material no reator é fixa, a idade de lodo irá diminuir. A idade de lodo de um sistema é longa quando a massa de lodo retida no reator é alta ou quando a taxa de produção de lodo é baixa. A retenção máxima do lodo em um reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) depende basicamente do volume do reator, da eficiência do separador de fases e da sedimentabilidade do lodo. A redução da idade de lodo com a diminuição da temperatura tem sido relatada por muitos pesquisadores e pode ser considerada um

fator preponderante para o bom desempenho do processo (CHONG et al., 2012; LEW et al., 2011; VAN LIER et al., 2008; HALALSHEH, 2005).

A temperatura também afeta a produção de biogás, pois a baixas temperaturas a solubilidade do metano na água aumenta. No esgoto, a baixas temperaturas, a fração dissolvida pode representar até 50% da quantidade produzida total (CHERNICHARO et al., 2015). Essa fração dissolvida no efluente é indesejável porque reduz a produção de biogás, e assim o metano dissolvido vai acabar na atmosfera, contribuindo para a liberação de gases do efeito estufa. Desse modo, a diminuição da temperatura ocasiona vários efeitos indesejáveis: (1) deterioração da qualidade do efluente; (2) diminuição da produção de biogás; (3) diminuição da intensidade de mistura com o aumento da produção de lodo; (4) diminuição da idade do lodo; e (5) aumento da fração de metano produzido que permanece dissolvido no efluente.

A temperatura em um sistema de tratamento de esgoto geralmente é conhecida, mas não se sabe a priori a idade de lodo máxima, que só pode ser determinada quando o reator já está em operação. Diante do exposto, o objetivo do trabalho foi desenvolver uma relação entre a eficiência da digestão anaeróbia e as variáveis operacionais: temperatura e idade de lodo, gerando uma expressão empírica que permita estimar a eficiência da digestão anaeróbia e a idade de lodo para qualquer temperatura, quando esta é aplicada no tratamento de esgoto doméstico. É importante salientar que essa expressão é fruto da interpretação dos dados gerados na investigação experimental, e como tal a sua aplicabilidade é limitada a esgotos que tenham uma composição semelhante à usada na investigação, principalmente no que concerne às frações não-biodegradáveis solúvel e particulada.

## 2 METODOLOGIA

### 2.1 Sistema experimental

O sistema experimental compreendia o monitoramento de quatro reatores UASB operados a diferentes temperaturas: 25, 20, 15 e 12°C, sendo denominados R25, R20, R15 e R12, respectivamente, e alimentados com esgoto bruto da cidade de Campina Grande, na Paraíba. Os reatores tinham um volume útil de 25 L, altura de 1,35 m e diâmetro interno de 0,15 m. Os reatores UASB foram confeccionados em tubos de PVC, com registros de esfera, também em PVC, espaçados a cada 0,20 cm, ao longo da zona

de digestão. O separador de fases convencional do reator foi substituído por dois separadores bifásicos (gás/sólidos e líquido/sólidos). Optou-se por essa configuração pois esse modelo vem apresentando excelentes resultados na eficiência da digestão de material orgânico, se comparado aos modelos convencionais operados nas mesmas condições, o que, segundo Coelho e colaboradores (2003), acontece porque o separador bifásico tem uma eficiência superior na retenção do lodo. Na Figura 1 são mostradas a foto e a representação esquemática dos reatores utilizados na pesquisa.

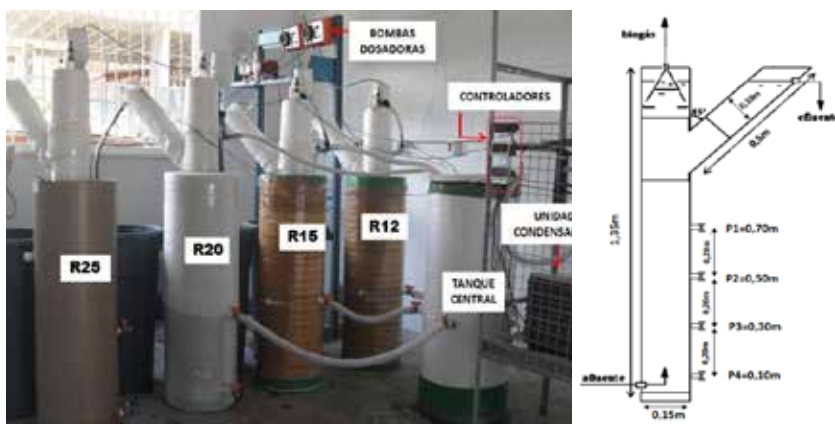


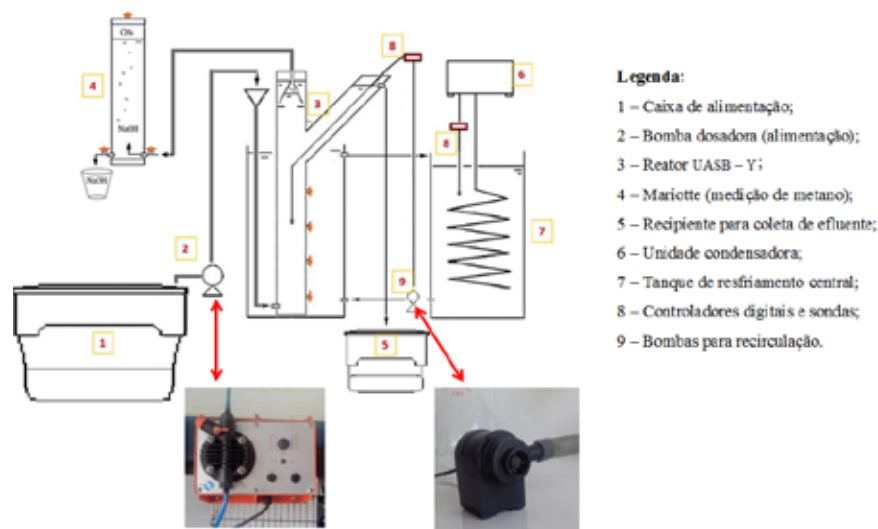
Figura 1 - Foto e representação esquemática dos reatores utilizados no experimento.

### 2.2 Sistema de resfriamento dos reatores

Para manter as temperaturas na faixa de 12, 15 e 20°C, foi instalado um sistema de refrigeração constituído por uma unidade condensadora de ½ HP (220V. 60HZ. R.22-ELGIN) conectada a uma serpentina de cobre mergulhada na água em um tanque central de 100 L. A temperatura no tanque central era mantida em aproximadamente 7°C. Os reatores R20, R15 e R12 foram imersos em água mantida em tanques cilíndricos de 70 litros cada. As temperaturas desejadas foram obtidas e mantidas mediante resfriamento da água desses tanques, por meio da recirculação da água gelada (7°C) da unidade central de resfriamento.

Para controlar a temperatura de cada reator, foi utilizado um sensor de temperatura, alocado no

interior do reator e um controlador digital para acionar uma bomba submersível (220V. 60HZ -JAD), transferindo água do tanque central de resfriamento para os tanques onde os reatores estavam imersos. Assim, sempre que a temperatura no reator ficava acima da temperatura de referência (12, 15 ou 20°C), a bomba era acionada automaticamente pelo controlador e a água do tanque era resfriada até ser obtida a temperatura desejada no interior dos reatores. Vale ressaltar que todos os tanques foram cobertos com placas de isopor e envolvidos por uma manta térmica para minimizar a troca de calor com o meio externo. Na Figura 2 é apresentado o esquema de uma unidade experimental com detalhes da unidade de resfriamento, utilizada nesta pesquisa.



**Figura 2** - Representação esquemática da unidade experimental e do sistema de refrigeração utilizados na pesquisa.

### 2.3 Condições operacionais

Os reatores foram inoculados com lodo proveniente de unidades anaeróbias (lagoas anaeróbias) de tratamento de esgotos. Após receber o inóculo, o sistema foi operado até ser estabelecido o estado estacionário. Posteriormente iniciaram-se as fases experimentais, que foram caracterizadas pela variação do Tempo de Detenção Hidráulica (TDH). Nos reatores R25 e R20 foram aplicados os TDH de 6, 4, 3 e 2,4 horas, enquanto nos reatores R15 e R12 foram aplicados os TDH de 12, 8, 6 e 4 horas. A temperatura de operação em cada reator foi reduzida 1°C por dia até atingir as temperaturas desejadas de 20, 15 e 12°C.

Durante a investigação experimental não houve a descarga intencional de lodo, de modo que, ao atingir o limite máximo da massa de lodo, a produção excedente foi naturalmente descarregada com o efluente. Dessa forma, a taxa de produção de lodo nos reatores foi igualada à taxa de expulsão de lodo. Logo, utilizou-se a massa de lodo descarregada no efluente para estimar a produção deste.

Foram realizadas 17 coletas pontuais para o esgoto bruto e para o efluente final num período de

390 dias. O comportamento dos sistemas foi avaliado a partir do monitoramento dos parâmetros DQO (bruta e decantada), alcalinidade, pH, Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), para o afluente e para o efluente. A vazão era monitorada diariamente pela medição do efluente acumulado em 24 horas.

A fim de caracterizar o lodo no interior dos reatores, seu conteúdo era descarregado quinzenalmente, de modo a possibilitar a coleta de uma amostra completamente misturada. Essa amostra era então utilizada para a determinação da massa de lodo nos reatores e para a análise da sedimentabilidade e da Atividade Metanogênica Específica (AME). Esses parâmetros também foram avaliados para as amostras do lodo expulso dos reatores.

### 2.4 Determinação das frações de DQO e da idade de lodo

A fração de DQO experimental solúvel no efluente foi estimada a partir da razão entre a DQO média presente no efluente e no afluente, conforme Equação (1). De modo análogo, calcula-se a fração experimental de DQO convertida

em lodo, pela diferença entre a DQO do efluente bruto e do efluente decantado dividida pela DQO afluente, Equação (2).

$$f'_s = S_{se} / S_{ta} \quad (1)$$

$$f'_x = (S_{re} - S_{se}) / S_{ta} \quad (2)$$

em que:

$f'_s$  = Fração de DQO solúvel no efluente (valores experimentais)

$f'_x$  = Fração de DQO convertida em biomassa (valores experimentais)

$S_{re}$  = Concentração de DQO no efluente bruto

$S_{se}$  = Concentração de DQO no efluente decantado

$S_{ta}$  = Concentração de DQO no esgoto bruto

A idade de lodo nos reatores foi calculada utilizando-se os dados de DQO obtidos para cada tempo de detenção hidráulica aplicados, em dois passos sequenciais:

I - A concentração de sólidos voláteis foi calculada a partir da constante introduzida por Marais e Ekama (1976):

$$X_{ve} = (S_{re} - S_{se}) / f_{cv} \quad (3)$$

em que:

$X_{ve}$  = Concentração de sólidos voláteis no efluente bruto

$f_{cv}$  = Relação DQO/ sólidos suspensos voláteis do lodo = 1,5 mgDQO/mgSSV

Em seguida, a massa de lodo volátil no efluente foi calculada como o produto da concentração do lodo volátil do efluente e a vazão:

$$MX_{ve} = Q_a * X_{ve} \quad (4)$$

em que:

$MX_{ve}$  = Massa de lodo expulsa diariamente

$Q_a$  = Vazão afluente

II – Assim, a idade de lodo foi calculada como a razão entre a massa de lodo volátil no reator e a massa de lodo descarregada no efluente diariamente (ambas determinadas experimentalmente):

$$R_s = MX_v / MX_{ve} = X_v * V_r / Q_a * X_{ve} \quad (5)$$

em que:

$X_v$  = Concentração média de sólidos voláteis no reator

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Eficiência dos reatores UASB

Na Tabela 1 são apresentados os valores médios de DQO obtidos para o efluente bruto e o efluente decantado nos quatro reatores nas diferentes fases em que estes foram operados (distintos TDH).



**Tabela 1** - Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão e eficiências de remoção de DQO obtida para os reatores R25, R20, R15 e R12 para o TDH de 8, 6, 4 e 3 h.

	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	S <sup>to</sup>	R25		R20		R15		R12	
			S <sub>re</sub>	S <sub>se</sub>	S <sub>re</sub>	S <sub>se</sub>	S <sub>re</sub>	S <sub>se</sub>	S <sub>re</sub>	S <sub>se</sub>
TDH 8	N	17	-		-		16	17	15	17
	Média	<b>698</b>					<b>248</b>	<b>207</b>	<b>297</b>	<b>242</b>
	Mínimo	504					139	62	179	135
	Máximo	926					352	326	408	312
	DP	124					69	70	66	55
	Eficiência (%)	-					65	70	56	65
TDH 6	N	17	15	15	15	15	16	17	17	17
	Média	<b>672</b>	<b>198</b>	<b>150</b>	<b>263</b>	<b>193</b>	<b>281</b>	<b>231</b>	<b>357</b>	<b>254</b>
	Mínimo	530	134	84	135	95	146	93	228	160
	Máximo	883	310	224	489	268	420	368	552	405
	DP	108	54	39	92	56	74	69	85	74
	Eficiência (%)	-	<b>71</b>	<b>78,5</b>	<b>62</b>	<b>72</b>	<b>58</b>	<b>66</b>	<b>47</b>	<b>62</b>
TDH 4	N	15	15	15	15	15	15	15	15	15
	Média	<b>750</b>	<b>238</b>	<b>148</b>	<b>266</b>	<b>196</b>	<b>548</b>	<b>363</b>	<b>586</b>	<b>383</b>
	Mínimo	481	73	33	139	149	811	567	811	662
	Máximo	895	465	256	496	295	247	170	367	107
	DP	117	96	53	101	42	157	144	129	157
	Eficiência (%)	-	<b>64</b>	<b>77</b>	<b>60</b>	<b>70</b>	<b>27</b>	<b>52</b>	<b>22</b>	<b>49</b>
TDH 3	N	15	15	15	15	15	-		-	
	Média	<b>776</b>	<b>432</b>	<b>232</b>	<b>487</b>	<b>280</b>				
	Mínimo	172	754	110	219	87				
	Máximo	1099	247	355	717	443				
	DP	561	132	59	145	103				
	Eficiência (%)	-	<b>44</b>	<b>70</b>	<b>37</b>	<b>64</b>				

Legenda: S<sub>to</sub> = DQO no afluente (mg.L<sup>-1</sup>); S<sub>re</sub> = DQO no efluente bruto (mg.L<sup>-1</sup>); S<sub>se</sub> = DQO no efluente decantado (mg.L<sup>-1</sup>); DP = Desvio Padrão.

Na Tabela 2 são apresentados os valores da idade de lodo e das frações experimentais de DQO obtidas para os reatores R25, R20, R15 e R12, em função do tempo de detenção hidráulica. Também são apresentados os valores da massa de lodo total e volátil, obtidos experimentalmente quando era feita a descarga de lodo dos reatores, quinzenalmente.

**Tabela 2** - Frações experimentais de DQO solúvel no efluente e DQO convertida em biomassa, idade de lodo, massa de lodo total e volátil para os diferentes TDH aplicados.

TDH	Parâmetro	T = 25° C	T = 20° C	T = 15° C	T = 12° C
8 h	f <sub>s</sub>	-	-	0,30	0,35
	f <sub>x</sub>			<b>0,10</b>	<b>0,08</b>
	X <sub>t</sub>			24,5	26,2
	X <sub>v</sub>			15,8	16,7
	R <sub>s</sub>			192	154
6 h	f <sub>s</sub>	<b>0,22</b>	<b>0,28</b>	<b>0,34</b>	<b>0,38</b>
	f <sub>x</sub>	0,07	0,10	0,08	0,15
	X <sub>t</sub>	<b>29,6</b>	<b>30,1</b>	<b>27,1</b>	<b>26</b>
	X <sub>v</sub>	18,7	19,4	17,6	16,4
	R <sub>s</sub>	146	104	131	60
4 h	f <sub>s</sub>	0,22	0,29	0,48	0,51
	f <sub>x</sub>	<b>0,13</b>	<b>0,10</b>	<b>0,25</b>	<b>0,27</b>
	X <sub>t</sub>	29,1	19,6	23	25,1
	X <sub>v</sub>	<b>18,7</b>	<b>12,4</b>	17,9	18,8
	R <sub>s</sub>	52	45	24	23
3 h	f <sub>s</sub>	0,31	0,37	-	-
	f <sub>x</sub>	0,27	0,28		
	X <sub>t</sub>	<b>25,3</b>	<b>25</b>		
	X <sub>v</sub>	<b>17</b>	<b>14,8</b>		
	R <sub>s</sub>	<b>16</b>	<b>13</b>		

Legenda: f<sub>s</sub> - frações de DQO solúvel no efluente; f<sub>x</sub> - frações de DQO convertida em biomassa; X<sub>t</sub> - massa de lodo total; X<sub>v</sub> - Massa de lodo volátil; R<sub>s</sub> - Idade de lodo.

Em um trabalho anterior, Santos et al. (2016) estabeleceram uma relação entre as frações de DQO solúvel e particulada no efluente (frações simuladas) com a idade de lodo e para a temperatura fixa de 25°C, tendo sido formuladas as equações descritas a seguir:

$$f_s = 0,14 + 0,25 * \exp [-0,04 (R_s - 6)] \quad (6)$$

$$f_x = 0,12 + 0,20 * \exp [-0,04 (R_s - 6)] \quad (7)$$

### 3.2 Determinação das frações de DQO (Teóricas)

No presente estudo, os dados experimentais apresentados na Tabela 2 foram usados com o objetivo de estender a relação empírica apresentada por Santos et al. (2016), incluindo também as diferentes temperaturas. Para tanto, o seguinte procedimento de cálculo foi adotado:

#### 3.2.1 Determinação das frações não-biodegradáveis

Os resultados experimentais indicam que as frações de DQO solúvel e particulada no efluente bruto tendem a valores constantes para idades de lodo longas, porém há um aumento dessas frações com a diminuição da temperatura. Considerando inicialmente a fração solúvel e utilizando-se a expressão de Arrhenius, tem-se: (1) o aumento da fração de DQO solúvel no efluente com a diminuição da temperatura; e (2) a fração não biodegradável é mínima à temperatura mesófila ótima de 35°C.

$$f_{ust} = f_{us} 351,037^{(35-T)} = 0,15 * 1,037^{(35-T)} \quad (8)$$

em que:

$f_{ust}$  = Fração solúvel não-biodegradável no efluente para diferentes temperaturas

$f_{us}$  = Fração solúvel não-biodegradável no efluente

Deve ser enfatizado que os valores da fração não-biodegradável em ambiente anaeróbio são maiores que aqueles em sistemas aeróbios, onde os valores de  $f_{ust}$  iguais a 0,10 têm sido relatados, independentemente da temperatura. Possivelmente tal fato possa ser atribuído a particularidades da rede de esgoto na região de coleta: devido a entupimentos, o esgoto escoar lentamente, e parte do material orgânico biodegradável pode ser digerido, particularmente a fração solúvel, havendo o aumento da fração não-biodegradável. Dessa forma, pode-se considerar que o aumento da fração particulada não-biodegradável depende em parte da configuração da rede coletora.

Os dados experimentais expressos nos gráficos das Figuras 2 (a, b, c e d) foram utilizados para derivar a seguinte expressão, que estima a fração da matéria orgânica particulada e não-biodegradável:

$$f_{upt} = f_{up} 351,015^{(35-T)} = 0,07 * 1,015^{(35-T)} \quad (9)$$

em que:

$f_{upt}$  = Fração particulada e não-biodegradável para diferentes temperaturas

$f_{up}$  = Fração particulada e não-biodegradável

No entanto, essa fração abrange não só o material inerte particulado no afluente, mas também a massa de microrganismos, resultante do metabolismo microbiano.

#### 3.2.2 Fração solúvel total e biodegradável no efluente decantado

A fração solúvel biodegradável no efluente é determinada pela diferença entre a fração solúvel no efluente  $f'_s$  (Equação 1) e a fração solúvel não-biodegradável no efluente,  $f_{ust}$  (Equação 8):

$$f_{bst} = f'_s - f_{ust} \quad (10)$$

em que:

$f_{bst}$  = Fração solúvel biodegradável no efluente

Estendendo o trabalho desenvolvido por Santos et al. (2016) para incluir a temperatura como variável, uma expressão empírica foi desenvolvida pelo método da tentativa e do erro; essa equação mostrou boa correlação entre os valores experimentais e simulados para as frações de DQO solúvel total e biodegradável:

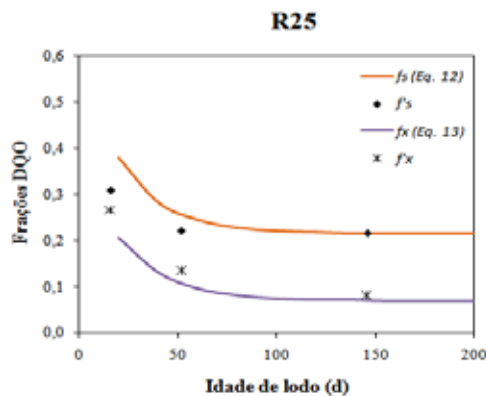
$$f_{bst} = 0,20(1,011)^{(T-35)}Exp(-0,04(R_s - 3,8 * 1,06^{(35-T)})) \quad (11)$$

$$f_s = f_{ust} + f_{bst} = f_{us} 351,037^{(35-T)} + 0,20(1,011)^{(T-35)}Exp(-0,04(R_s - 3,8 * 1,06^{(35-T)})) \quad (12)$$

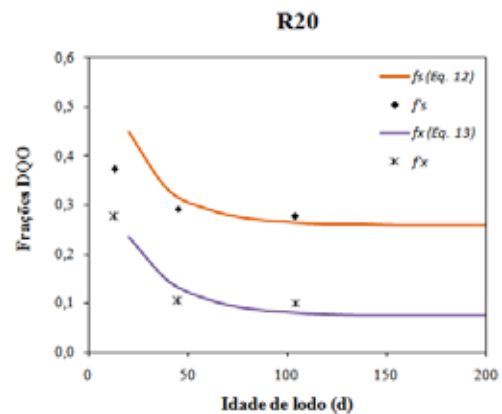
Na Equação (11), o termo  $3,8 * 1,06^{(35-T)}$  representa a idade de lodo mínima para que a digestão anaeróbia seja viável a diferentes temperaturas. Para uma idade de lodo maior que o valor mínimo, a Equação (11) mostra a fração de DQO do afluente que está presente no efluente como

DQO biodegradável. O aumento dessa fração com a diminuição da idade de lodo indica que os processos biológicos tornam-se progressivamente menos capazes de transformar os substratos biodegradáveis solúveis em metano. No entanto, as medições dos Ácidos Graxos Voláteis (AGVs) no efluente mostraram que sua concentração não aumentou consideravelmente para as idades de lodo curtas. Diante do exposto, concluiu-se que a ineficiência observada foi consequência principalmente dos processos incompletos de acidogênese e acetogênese, e não apenas da etapa de metanogênese.

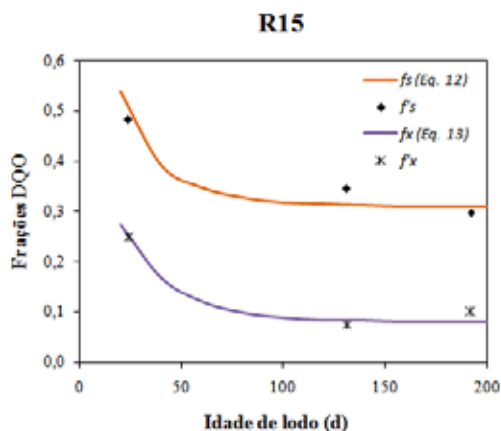
Nas Figuras 3 (a, b, c e d) são apresentados gráficos em que foram feitas correlações entre os valores experimentais ( $f'_s$  e  $f'_x$ ) e os valores obtidos por simulação com uso da Equação (12), para  $f_s$  e Equação 13, para  $f_x$ .



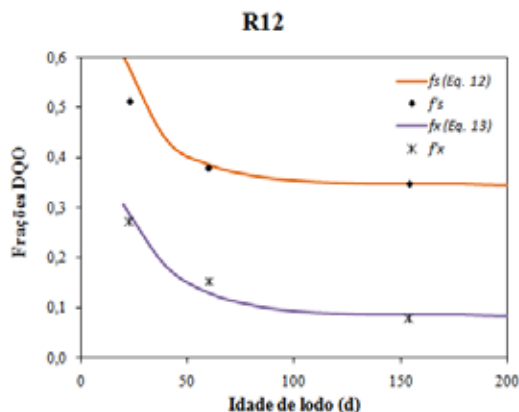
**Figura 3a** - Correlação entre os valores experimentais ( $f'_s$  e  $f'_x$ ) e simulados ( $f_s$  e  $f_x$ ) das frações de DQO em função da  $R_s$  para a temperatura de 25°C.



**Figura 3b** - Correlação entre os valores experimentais ( $f'_s$  e  $f'_x$ ) e simulados ( $f_s$  e  $f_x$ ) das frações de DQO em função da  $R_s$  para a temperatura de 20°C.



**Figura 3c** - Correlação entre os valores experimentais ( $f'_s$  e  $f'_x$ ) e simulados ( $f_s$  e  $f_x$ ) das frações de DQO em função da  $R_s$  para a temperatura de 15°C.



**Figura 3d** - Correlação entre os valores experimentais ( $f'_s$  e  $f'_x$ ) e simulados ( $f_s$  e  $f_x$ ) das frações de DQO em função da  $R_s$  para a temperatura de 12°C.

Como é mostrado nas Figuras 3a, 3b, 3c e 3d, há uma boa correlação entre os valores experimentais (dados Tabela 2) e os valores simulados (Eqs 12 e 13) para as frações de DQO afluente que são descarregadas no efluente ou convertidas em lodo, para as diferentes idades de lodo e temperaturas. Os dados experimentais indicam, ainda, que tanto a temperatura como a idade de lodo influenciam os valores das frações de DQO.

Usando a Equação empírica (12) nas Figuras 3a, 3b, 3c e 3d, as curvas são desenhadas para mostrar o valor simulado da  $f_s$  em função da idade de lodo para as diferentes temperaturas nos reatores. Pode ser observada uma estreita correlação entre os valores experimentais (também indicado na Figura 3) e os valores simulados da fração de DQO no efluente decantado para todas as idades de lodo e todas as temperaturas, mostrando que a Equação (12) é uma expressão adequada para estimar esta fração.

### 3.2.3 Fração particulada

As Figuras 3a, 3b, 3c e 3d mostram ainda a fração experimental de DQO sedimentável ( $f'_x$ ) descarregada do reator UASB. A fração  $f'_x$  calculada a partir

da Equação (2) tende a diminuir com o aumento da temperatura e com o aumento da idade de lodo, mas a redução é menor quando comparada com a fração solúvel,  $f'_s$ , Equação (1). Considera-se que  $f'_x$  é constituída por três partes: (1) uma fração inerte gerada a partir da sedimentação da matéria orgânica afluente não-biodegradável; (2) a massa bacteriana; e (3) material orgânico biodegradável particulado afluente, que não foi hidrolisado no reator e foi descarregado como lodo de excesso.

Para idades de lodo longas (>100 d), a fração  $f'_x$  é essencialmente constante, o que indica que o material particulado biodegradável, em grande parte, foi completamente metabolizado. Nesse caso, o lodo é composto apenas por material inerte e massa biológica, mas não se sabe a exata proporção de cada um. De qualquer forma, essas pequenas frações ( $f'_x \approx 0,08$  a 25°C e >100 d) diminuem com o aumento da temperatura. Assim, conclui-se que, em condições operacionais reais, em que a idade de lodo pode ser menor do que 100 d, parte dos sólidos descarregados dos reatores UASB são na verdade o material orgânico particulado biodegradável presente no afluente que não foi hidrolisado.

Uma estimativa da fração inerte e biológica para longas idades de lodo pode ser feita da seguinte forma: a 25°C e 200 d de idade de lodo a fração  $f'_x = 0,08$  foi obtida. Considerando que a fração de DQO particulada não biodegradável não é inferior a 3% da DQO total (geralmente têm sido relatados valores mais elevados), a fração da DQO que é convertida em lodo é  $0,08 - 0,03 = 0,05$ . Por outro lado, para  $T = 25^\circ\text{C}$  e  $R_s = 200$  d, a fração solúvel no efluente é de 0,22 (Figura 3a). Em conjunto com a fração inerte, isso significa que 25% da DQO afluente não é digerida. Assim, uma fração de DQO de  $0,75 * 1,5 * Y$  é convertida em lodo que representa um valor de 0,05. Diante do exposto, calcula-se que o fator de rendimento  $Y$  igual a  $0,05 / (0,75 * 1,5)$  resulta em uma produção de lodo  $0,044 \text{ gX}_v/\text{gDQO}$ . Esse é um valor coerente, uma vez que o valor mínimo é de  $0,02 \text{ gX}_v/\text{gDQO}$  para metanogênese (HENZE; HARREMOES, 1983) e uma maior produção de lodo seria esperada, uma vez que existem também populações bacterianas. Um valor de  $Y = 0,05 \text{ mgSSV}/\text{mgDQO}$  vem sendo relatado em pesquisas anteriores (WENTZEL et al., 2006; IKUMI et al., 2014; SANTOS et al., 2016). É importante salientar que, para os dados experimentais obtidos, foi necessário admitir um baixo valor da fração de DQO particulada não-biodegradável, tendo em vista que, indiretamente, essa fração baixa favorece o bom desempenho da digestão anaeróbia, uma vez que ocorre um baixo acúmulo de material inerte no reator e, portanto, possibilita uma idade de lodo longa.

Com base nos dados experimentais disponíveis, foi deduzida uma expressão empírica para o cálculo da fração de DQO que é convertida em lodo em um reator UASB tratando esgoto doméstico, partindo do princípio que essa fração é influenciada por dois parâmetros operacionais: a temperatura e a idade do lodo. Considerando novamente que a fração mínima de DQO particulada não-biodegradável é encontrada a 35°C, obteve-se a seguinte expressão:

$$f_x = f_{up35} 1,015^{(35-T)} + 0,16 * 1,014^{(35-T)} \exp(-0,04(R_s - 3,81,06^{(35-T)})) \quad (13)$$

### 3.2.4 Fração digerida

Tendo estabelecido as frações de DQO afluente que permanecem no efluente e que são convertidas em lodo, a fração digerida pode ser expressa pela Equação (14). No caso dessa equação, a mesma pode ser aplicada tanto para os valores das frações teóricas como para as experimentais.

$$f_d = 1 - f_s - f_x \quad (14)$$

em que:

$f_d$  = Fração digerida

Idealmente, a produção medida de  $\text{CH}_4$  deve ser igual à produção calculada com base na Equação (14). A produção de metano calculada ( $\text{gCH}_4/\text{d}$ ) pode ser facilmente determinada, sabendo-se que a massa de metano produzido corresponde a  $1/4$  da massa de DQO digerida (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

$$M_{\text{CH}_4} = f_d MS_{ta} / 4 = f_d Q_a S_{ta} / 4 \quad (15)$$

em que:

$M_{\text{CH}_4}$  = Massa diária de metano produzido

$MS_{ta}$  = Massa diária de DQO aplicada no reator

Na realidade, a quantidade de metano no biogás não será igual à massa teórica de metano obtida pela Equação (15) por duas razões: (1) uma pequena fração do material orgânico pode ser oxidado por sulfato presente no esgoto, um processo que se desenvolve paralelamente à digestão anaeróbia; e (2) uma fração do metano produzido permanecerá dissolvido na fase líquida e será descarregado com o efluente. Uma vez que o esgoto utilizado no experimento tinha uma baixa concentração de sulfato ( $2\text{-}4 \text{ mgSO}_4 \cdot \text{L}^{-1}$ ), a fração oxidada foi desprezada.

A quantidade de metano dissolvido pode ser calculada com base na lei de Henry (solubilidade dos gases): quando as concentrações na fase líquida e

gasosa de um gás estão em equilíbrio, a solubilidade (concentração de saturação) no líquido é proporcional à pressão na fase gasosa. Com a diminuição da temperatura, a produção de metano tende a diminuir e a solubilidade tende a aumentar. Para uma combinação de baixa temperatura e idade de lodo curta, mais de 50% do metano produzido podem permanecer dissolvidos. A Figura 4 mostra os valores da produção total de metano, calculados a partir da Equação (15). Analisando esse gráfico podem ser destacados os seguintes aspectos:

1. Os valores da produção total de metano se tornam praticamente constantes a uma idade de

lodo acima de 100 d. Isso ocorre porque a eficiência da digestão está perto do seu máximo, para todas as temperaturas investigadas.

2. Mesmo em condições favoráveis, isto é, com idade de lodo elevada e a alta temperatura, a produção de metano a partir do esgoto é baixa e seu uso só é viável economicamente para grandes sistemas, como por exemplo >500.000 habitantes.

3. A eficiência máxima de digestão depende da temperatura: a 25°C, a eficiência máxima de digestão foi de cerca de 70%, enquanto que a 12°C foi ligeiramente superior a 50%.

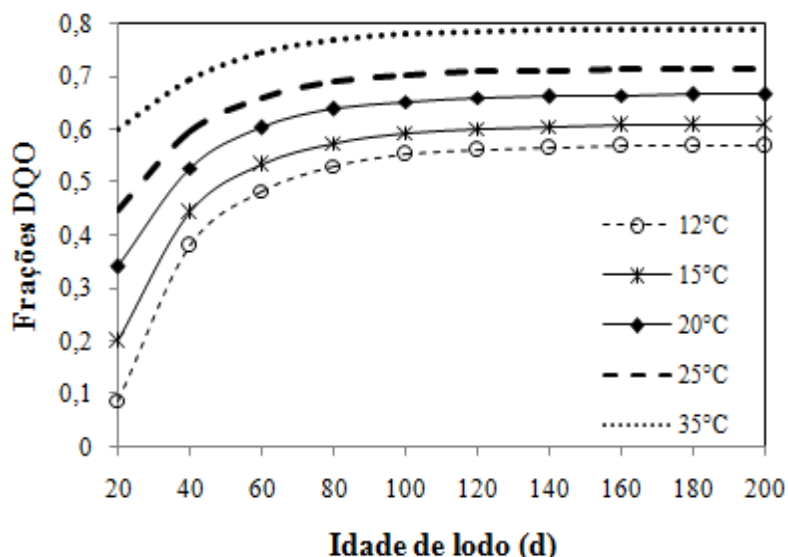


Figura 4 - Fração da DQO total convertida em metano em função da idade de lodo para diferentes temperaturas.

### 3.3 Sedimentabilidade do lodo

Além dos aspectos relacionados à determinação do efeito da temperatura e da idade de lodo sobre a eficiência da digestão, a influência de parâmetros relacionados às características do lodo, como sedimentabilidade e AME, também foram investigadas.

A Tabela 3 mostra os valores das constantes de sedimentabilidade do lodo mantido nos reatores e do lodo deles expulso, para diferentes tempos

de retenção hidráulica aplicados. Os resultados apresentados mostram que a sedimentabilidade do lodo foi apenas marginalmente influenciada pelo tempo de permanência do lodo (ou idade de lodo) e a temperatura. Isso, até certo ponto, é surpreendente, porque a composição dos lodos é muito afetada por esses parâmetros, como mostra a Tabela 2. Pelo contrário, os valores das constantes do lodo no reator eram muito diferentes daqueles do lodo expulso pelos reatores. A sedimentabilidade do lodo expulso do reator foi inferior.

**Tabela 3** - Valores das constantes de sedimentabilidade  $k$  e  $v_0$  do lodo nos reatores e do lodo expulso em função da temperatura e do TDH.

TDH	Variáveis	R25		R20		R15		R12	
		a <sup>1</sup>	b <sup>2</sup>	a	b	a	b	a	b
8	$k$ (L.g <sup>-1</sup> )	–	–	–	–	0,12	0,28	0,13	0,22
	$v_0$ (m.h <sup>-1</sup> )	–	–	–	–	13	18	16	13
6	$k$ (L.g <sup>-1</sup> )	0,06	0,21	0,08	0,28	0,14	0,19	0,16	0,19
	$v_0$ (m.h <sup>-1</sup> )	9	27	10	18	14	20	19	23
4	$k$ (L.g <sup>-1</sup> )	0,11	0,20	0,11	0,19	0,13	0,21	0,14	0,18
	$v_0$ (m.h <sup>-1</sup> )	16	14	22	20	13	15	16	20
3	$k$ (L.g <sup>-1</sup> )	0,15	0,18	0,16	0,14	–	–	–	–
	$v_0$ (m.h <sup>-1</sup> )	24	13	16	8	–	–	–	–
2,4	$k$ (L.g <sup>-1</sup> )	0,11	0,13	0,12	0,12	–	–	–	–
	$v_0$ (m.h <sup>-1</sup> )	13	10	14	13	–	–	–	–

**Legenda:** \*TDH em horas; a<sup>1</sup> – constantes obtidas para o lodo de dentro dos reatores; b<sup>1</sup> – constantes obtidas para o lodo expulso dos reatores;  $k$  – constante de compressibilidade do lodo;  $v_0$  – velocidade de sedimentação.

É interessante a comparação entre a massa de lodo medida (real) que foi retida nos reatores com a massa de lodo teórica, que poderia ser retida. Por exemplo, para um TDH = 6 horas e T= 25°C, os valores das constantes de sedimentabilidade foram:  $k = 0,06$  L.g<sup>-1</sup> e  $v_0 = 9$  m.h<sup>-1</sup>. Para esse tempo de detenção hidráulica e com a altura de 1,35 m do reator (Figura 1), a velocidade do líquido é de 0,22 m.h<sup>-1</sup>. Assim, usando a equação proposta por Vesilind descrita na Equação 16, tem-se:  $0,22 = 9 \cdot \exp(0,06X_t)$ , logo,  $X_t = 61$  g.L<sup>-1</sup>. Concluiu-se que a concentração real de lodo (27 g.L<sup>-1</sup>) foi bem inferior à máxima teórica. As características de sedimentabilidade do lodo que foi expulso do reator ( $k = 0,21$  L.g<sup>-1</sup> e  $v_0 = 27$  m.h<sup>-1</sup>) permitiriam uma concentração de lodo de até 23 g.L<sup>-1</sup>, o que equivale à concentração de lodo média medida no reator. Isso indica que houve uma expulsão seletiva do lodo menos sedimentável, que provavelmente é oriunda da desagregação de partículas dos flocos de lodo.

$$v = v_0 \exp(-kX_t) \quad (16)$$

em que:

$v$  = Velocidade de sedimentação em zona (m.h<sup>-1</sup>)

$X_t$  = Concentração de sólidos totais (gST.L<sup>-1</sup>)

$v_0, k$  = Constantes de sedimentabilidade de Vesilind

### 3.4 Atividade metanogênica específica

A Tabela 4 mostra os valores da atividade metanogênica específica do lodo nos reatores e do lodo expulso, para as diferentes temperaturas e TDH aplicados. Os valores de AME do lodo dos reatores foram aproximadamente os mesmos que os valores obtidos para o lodo expulso em condições operacionais comparáveis. Esses dados podem ser utilizados para calcular a capacidade metanogênica de tratamento dos reatores e, assim, permitem traçar um comparativo entre esses valores e a carga orgânica biodegradável aplicada.

**Tabela 4** - Valores da atividade metanogênica específica do lodo nos reatores e do lodo expulso em função da temperatura e do TDH.

TDH	Parâmetros	R25	R20	R15	R12
12 h	AME <sub>reator</sub>	-	-	0,034	0,022
	AME <sub>expulso</sub>			ND*	ND*
8 h	AME <sub>reator</sub>	-	-	0,048	0,024
	AME <sub>expulso</sub>			0,045	0,020
6 h	AME <sub>reator</sub>	0,124	0,073	0,061	0,058
	AME <sub>expulso</sub>	0,110	0,069	0,058	0,060
4 h	AME <sub>reator</sub>	0,149	0,122	0,012	0,018
	AME <sub>expulso</sub>	0,136	0,114	0,010	0,020
3 h	AME <sub>reator</sub>	0,125	0,062	-	-
	AME <sub>expulso</sub>	0,118	0,072		
2,4 h	AME <sub>reator</sub>	0,126	0,061	-	-
	AME <sub>expulso</sub>	0,122	0,064		

**Legenda:** \*Valor não determinado porque foi baixa a concentração de lodo expulso; AME<sub>reator</sub> – Valores de AME para o lodo de dentro do reator; AME<sub>expulso</sub> – Valores de AME para o lodo expulso dos reatores.

A capacidade metanogênica de tratamento pode ser expressa pela Equação (17):

$$P_{CH4} = AME * MX_t \quad (17)$$

em que:

$P_{CH4}$  = Metano produzido

$MX_t$  = Massa de lodo total no reator

A carga orgânica biodegradável é calculada pela Equação (18) da seguinte maneira:

$$MS_{bi} = MS_{ta} (1 - f_{ust} - f_{upl}) \quad (18)$$

em que:

$MS_{bi}$  = Carga orgânica biodegradável

$MS_{ta}$  = Massa diária de DQO aplicada

Na Tabela 5, a capacidade metanogênica de tratamento é comparada com a carga orgânica biodegradável para as diferentes temperaturas e tempos de detenção hidráulica. Na maioria dos casos, a carga biodegradável é maior do que o potencial metanogênico do lodo. No entanto, mesmo a baixas temperaturas e baixos tempos de detenção hidráulica (cargas elevadas), a capacidade metanogênica de tratamento foi suficiente para a remoção eficiente do substrato da metanogênese, pois a concentração de AGV não foi alta (<2 mEq/L) para todas as temperaturas e cargas orgânicas investigadas. Concluiu-se que, no caso do tratamento de esgoto doméstico, a redução da eficiência da digestão, a baixas temperaturas e cargas orgânicas elevadas, é devida principalmente à diminuição da eficiência dos processos de hidrólise, acidogênese e acetogênese.

**Tabela 5** - Capacidade metanogênica de tratamento e carga orgânica biodegradável aplicada em função da temperatura e do TDH.

TDH	Parâmetro	T = 25° C	T = 20° C	T = 15° C	T = 12° C
12 h	$P_{CH4}$	-	-	17,8	11,4
	$MS_{bi}$			17,0	16,0
8 h	$P_{CH4}$	-	-	19,0	10,0
	$MS_{bi}$			31,7	29,6
6 h	$P_{CH4}$	70,8	42,4	26,7	23,8
	$MS_{bi}$	50,0	46,6	40,8	38,2
4 h	$P_{CH4}$	67,0	59,0	5,6	6,6
	$MS_{bi}$	72,2	67,0	68,2	63,8
3 h	$P_{CH4}$	58,1	19,0	-	-
	$MS_{bi}$	107,0	100,0		
2,4 h	$P_{CH4}$	49,0	20,8	-	-
	$MS_{bi}$	138,6	29,3		

**Legenda:**  $P_{CH4}$  - Metano produzido;  $MS_{bi}$  - Carga orgânica biodegradável.



Os dados experimentais mostram que a eficiência de remoção de DQO por meio da digestão anaeróbia de esgoto doméstico é reduzida à medida em que a temperatura diminui, a partir do seu valor ótimo de 35-37°C. Por um lado, isso se deve à diminuição da eficiência dos processos iniciais da digestão (acidogênese e acetogênese) e também à diminuição da taxa de metanogênese, que levam a uma maior concentração de material orgânico biodegradável solúvel no efluente decantado. Por outro lado, a taxa de hidrólise do material orgânico biodegradável particulado também diminui, e o material que não é hidrolisado tende a sedimentar, acumulando-se no reator. Assim, quando a hidrólise é lenta, a taxa de produção de lodo é elevada, considerando que a massa de lodo que pode ser retida no reator é constante, e a idade de lodo diminui, prejudicando o desempenho do processo de digestão anaeróbia.

A aplicabilidade da digestão anaeróbia a baixas temperaturas pode ser estendida se a idade de lodo for aumentada ou utilizando o calor da combustão do metano produzido, para acelerar a taxa de hidrólise do material particulado. Nesse contexto, três alternativas são particularmente promissoras: (1) aumentar a massa de lodo no reator, aumentando o volume do reator ou por meio da aplicação de um separador de fases mais eficiente; (2) fazer a separação dos sólidos sedimentáveis do afluente antes da digestão anaeróbia e digerir o lodo primário obtido em um reator separado e aquecido aproveitando o calor de combustão do metano produzido, para aumentar a taxa de hidrólise; e (3) recircular o lodo descarregado no efluente, após separação por sedimentação, aumentando assim a massa de lodo no reator.

### 3.4.1 Massa de lodo no reator

Santos et al. (2016) mostraram a influência do separador de fases sobre o desempenho do reator UASB e concluíram que a retenção de lodo pelo

separador de fases mais eficiente resultou em um aumento na massa de lodo e, conseqüentemente, em um aumento da idade de lodo no reator, melhorando, assim, o desempenho do sistema.

No que diz respeito ao aumento do volume do reator e do TDH, pode ser observado o seguinte: Os dados experimentais da Tabela 2 indicam que a concentração média de lodo durante a investigação experimental foi de  $X_v = 17$  gSSV/L ou  $MX_v = 423$  gSVS, sendo esses valores pouco influenciados pela temperatura e pela idade de lodo. A taxa de produção de sólidos voláteis pode ser expressa como:

$$R_x = f_x MS_{ta} / f_{cv} = f_x QS_{ta} / f_{cv} \quad (19)$$

em que:

$$R_x = \text{Taxa de produção de lodo volátil (gSSV/d)}$$

Assim, a idade de lodo pode agora ser expressa como a razão entre a massa de lodo e a taxa de produção de lodo:

$$R_s = MX_v / R_x \quad (20)$$

A Figura 4 mostra que não existe necessidade de operar um reator UASB a uma idade de lodo superior a 100 d, porque para essa idade de lodo a eficiência da digestão é próxima da máxima para todas as temperaturas. Assim, para o máximo desempenho do processo de digestão anaeróbia:

$$MX_v = V_r X_v = 100R_{100x} \quad (21)$$

e

$$V_r = R_s R_x / X_v = 100R_{100x} / 17 \quad (22)$$

Portanto,

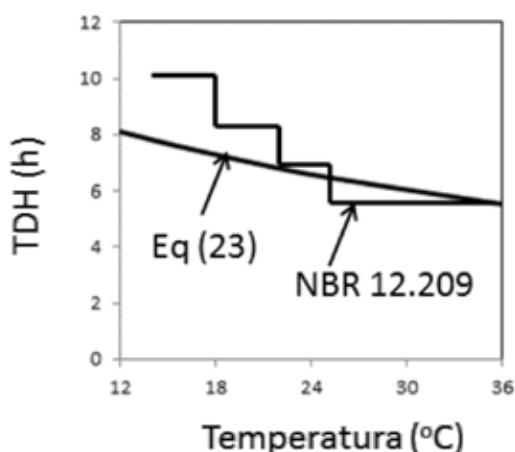
$$TDH = V_r / Q = R_s f_x S_{ta} / (f_{cv} X_v) = 100 f_{100x} S_{ta} / (1,5 * 17) \quad (23)$$

em que:

$f_{100x}$  = Fração de DQO convertida em lodo para uma idade de lodo de 100 d.

A Figura 5 mostra o TDH necessário em função da temperatura para a máxima eficiência da digestão, ou seja, para  $R_s = 100$  d,  $S_{ca} = 0,8$  g/L e  $X_v = 17$  g/L. É importante salientar que os valores da concentração de DQO e a concentração do lodo nos reatores são os valores médios obtidos durante a investigação experimental e podem ser diferente para outras condições. Em particular, se as frações não-biodegradáveis do esgoto bruto forem diferentes, isso causará um impacto sobre o desempenho dos reatores.

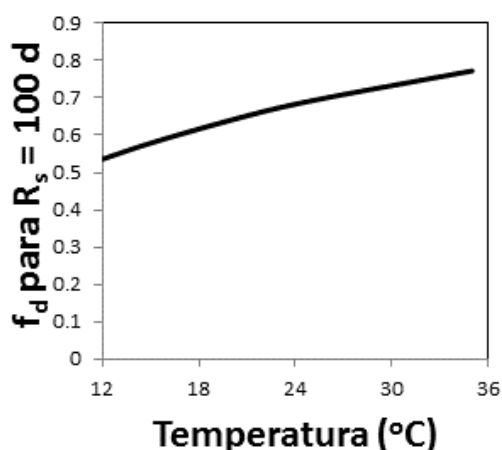
O valor calculado do tempo de permanência para eficiência máxima do reator UASB pode ser comparado com o valor recomendado pela norma brasileira NBR 12.209 (ABNT, 2011). Essa norma especifica o tempo de detenção hidráulica em função da temperatura conforme indicado também na Figura 5. Pode-se observar que há uma boa correlação entre



**Figura 5** - TDH necessário para a eficiência de digestão máxima (idade de lodo = 100 d) em função da temperatura.

o TDH para eficiência máxima da digestão anaeróbia, calculado a partir da investigação experimental apresentado e o recomendado pela norma.

Na Figura 6, a fração máxima de DQO digerida, calculada a partir da Equação (15), é representada graficamente em função da temperatura para uma idade de lodo de 100 d. Na análise da viabilidade do tratamento anaeróbio de esgoto numa situação específica com baixa temperatura, deve-se avaliar se vale a pena a construção de um reator UASB com o TDH necessário para que a eficiência de digestão seja próxima à máxima (Figura 5). Ao considerar a fração de DQO afluyente que será digerida (Figura 6), e as frações que serão convertidas em lodo (Equações 13 e 14), deve-se analisar a necessidade de um tratamento adicional (aeróbio), especialmente se a temperatura for baixa.



**Figura 6** - A máxima eficiência de digestão em função da temperatura para uma idade de lodo de 100 d e uma concentração de lodo volátil de 17 g/L no reator.

### 3.4.2 Separação dos sólidos sedimentáveis do afluente

Uma grande fração de material orgânico no esgoto bruto (geralmente mais de 50%) pode ser separada pela aplicação da gravidade, decantação ou filtração antes do tratamento anaeróbio. Os sólidos separados podem ser sedimentados, concentrando-se em um pequeno volume (<10% no caso de sedimentação). Esses sólidos podem reduzir ainda mais o seu volume, formando tortas, por meio de processos mecânicos (GHASIMI et al., 2015).

Esses processos de separação abrem possibilidades para a utilização do calor da combustão do metano produzido no reator UASB para operar uma unidade de tratamento dos sólidos separados a uma temperatura mais elevada, ou seja, a temperatura mesófila ou termófila ótima. Ghassimi et al. (2015) mostraram que é preferível operar um digestor termófilo, pois é mais eficiente na hidrólise de celulose, material predominante no lodo primário. Assim, a hidrólise e possivelmente também a metanogênese poderiam acontecer a uma maior taxa e eficiência mais elevada se comparada ao desempenho em temperatura ambiente. A separação dos sólidos do afluente melhoraria também o desempenho do reator UASB, tratando o material afluente não sedimentável, bem como o material liquefeito a partir do reator de hidrólise, de duas maneiras: (1) o material hidrolisado seria convertido pelo menos parcialmente em metano, aumentando a produção de biogás, e (2) o aumento da hidrólise iria reduzir o acúmulo do material orgânico biodegradável particulado, reduzindo assim a produção de lodo e aumentando a idade de lodo, resultando num aumento da eficiência da digestão anaeróbia.

A separação de sólidos influi positivamente no processo de digestão anaeróbia, pois a hidrólise, processo limitante, é acelerada. Por outro lado, o material que não foi solubilizado pode ser separado e retido, enquanto o material hidrolisa-

do é transferido para o reator UASB. Assim, de forma eficaz, evita-se que o material orgânico particulado não-biodegradável seja introduzido no reator UASB. Nesse caso, as frações de lodo seriam compostas basicamente de lodo inerte e lodo ativo. Dessa forma, uma idade de lodo longa poderá ser mantida, mesmo para um volume de reator pequeno. O ganho de ter um volume menor do reator UASB deve ser comparado com aspectos negativos: a operação do sistema de separação e hidrólise do material orgânico. Dependendo da temperatura, a vantagem pode ser maior que a desvantagem.

### 3.4.3 Recirculação do lodo

O experimento mostrou que a massa de lodo nos reatores UASB é sempre menor que a massa de lodo que poderia ser retida. Com base na sua sedimentabilidade, concluiu-se que a perda de partículas menores, provenientes da desagregação dos flocos de lodo e que possuem baixa sedimentabilidade, é a razão do aumento da perda de lodo em reatores UASB. Por outro lado, foi demonstrado que os sólidos no efluente dos reatores tendem a flocular e sedimentar. Portanto, o lodo no efluente pode ser separado por decantação e devolvido ao reator, eventualmente, depois de um tratamento para melhorar a sedimentação, por exemplo, com o uso de polieletrólitos. Assim, o reator pode ser operado com uma massa de lodo e idade de lodo maiores, resultando em um melhor desempenho. Naturalmente, o retorno de lodo pode não ser total: existe uma capacidade de retenção máxima de lodo nos reatores, o que limita esse processo. Se o máximo for alcançado, qualquer lodo adicional será descarregado junto com o efluente.

## 4 CONCLUSÃO

O objetivo do tratamento anaeróbio de águas residuárias é a transformação do material orgânico em metano, mas no sistema de tratamento parte,

uma fração desse material orgânico é descarregado no efluente e outra se converte em lodo.

A partir dos dados obtidos na investigação experimental foi possível desenvolver expressões para as frações do material orgânico no efluente, no lodo e no transformado em metano. Os dados e as expressões mostram que a eficiência do tratamento anaeróbio é fortemente influenciada por duas variáveis operacionais independentes: a temperatura e a idade de lodo.

As expressões mostram que para a faixa de temperaturas de 12 a 35°C os sistemas anaeróbios atingem sua eficiência máxima para uma idade de lodo inferior a 100 d, não havendo, portanto, vantagem na aplicação de uma idade de lodo maior.

O tempo de detenção hidráulica que se calcula no reator UASB para uma idade de lodo de 100 d é praticamente igual ao valor do TDH adotado na norma Brasileira NBR 12.209 para a faixa de temperaturas encontrada para o esgoto no Brasil: 16 a 30 °C.

Mesmo para a eficiência máxima do tratamento anaeróbio, a produção de metano é relativamente baixa e seu aproveitamento econômico só é possível em sistemas grandes sob as condições de preço de energia no Brasil

A massa de lodo que é retida em reatores UASB é bem menor do que a máxima que se calcula com base na sedimentabilidade do lodo, o que indica que a sedimentação de lodo não é o único processo que determina a massa de lodo retida.

A sedimentabilidade do lodo é pouco influenciada pela variação de temperatura ou a idade de lodo, mas a sedimentabilidade do lodo no efluente dos reatores tende a ser inferior à do lodo mantido no reator, indicando que há mecanismos que causam desagregação das partículas dos flocos do lodo.

Os dados mostram que quando a temperatura diminui o processo de hidrólise se torna progressivamente ineficiente e é a principal razão para o fraco desempenho do sistema anaeróbio de tratamento de águas residuárias. A metanogênese é menos afetada pela diminuição da temperatura como evidenciada pela concentração de ácidos graxos voláteis que se mantém sempre baixa.

## 5 AGRADECIMENTOS

A pesquisa foi realizada com financiamento da FINEP, por meio do projeto da rede BIOGÁS.

## 6 REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12.209**: Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários. Rio de Janeiro, 2011. 53p.
- CHERNICHARO, C. A. L.; VAN LIER, J. B.; NOYOLA, A.; BRESSANI R. T. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. **Rev Environ Sci Bio technol.** v. 14, p. 649-679, 2015.
- CHONG, S.; SEN, T. K.; KAYAALP, A.; ANG, H. M. The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment e a state-of-the-art review. **Water Research** v. 46, p. 3434-3470, 2012.
- COELHO, A. L.; DO NASCIMENTO, M. B. CAVALCANTI, P. F. VAN HAANDEL, A. C. The UASB reactor as an alternative for the septic tank for on-site sewage treatment accepted for publication. **Water Science Technology.** V.48, n. 11-12. P.221 – 226, 2003.
- GHASIMI, D. S. M.; TAO, Y.; DE KREUK, M. K.; ZANDVOORT, M. H.; and VAN LIER, J. B. Microbial population dynamics during long-term sludge adaptation of thermophilic and mesophilic sequencing batch digesters treating sewage fine sieved fraction at varying organic loading rates. **Biotechnol Biofuels.** v. 8:171, n. 1, p. 1-15, 2015.
- HALALSHEH, Z.; SAWAJNEH, M.; ZU BI.; G. ZEEMAN.; LIER, J.; FAYYAD, M.; LETTINGA, G. Treatment of strong domestic sewage in a 96 m3 UASB reactor operated at ambient temperatures: two-stage versus single-stage reactor. **Bioresource Technology.** v. 96, p. 577-585, 2005.
- HENZE, M.; HARREMOES, P. Anaerobic treatment of waste water in fixed film reactors – a literature review. **Water Science and Technology.** v.15, n. 8-9, p. 1-101, 1983.
- IKUMI, D. S.; HARDING, T. H.; EKAMA, G. A. Biodegradability of wastewater and activated sludge organics in anaerobic digestion. **Water Research.** v. 56, p. 267-279, 2014.

LETTINGA, G.; DE MAN, A. W. A.; VAN DER LAST, A. R. M.; WIEGANT, W.; KNIPPENBERG, K.; FRIJNS, J.; VAN BUUREN, J. C. L. Anaerobic treatment of domestic sewage and wastewater. **Water Sci. Technol.** v.27, p. 67–73, 1993.

LEW, B.; LUSTIG, I.; BELIAVSKI, M.; TARRE, S.; GREEN, M. An integrated UASB-sludge digester system for raw domestic wastewater treatment in temperate climates. **Bioresource Technology**, v. 102 p. 4921–4924, 2011.

MARAIS, G. V. R.; EKAMA, G. A. The Activated Sludge Process Part I: Steady State Behaviour. **Water SA**. v. 2, n. 4, p. 164-200, 1976.

SANTOS, S. L.; CHAVES, S. R. M.; VAN HAANDEL, A. Influence of phase separator design on the performance of UASB reactors treating municipal wastewater. **Water S. A.** v. 42, n. 2, p. 176-182, 2016.

SANTOS, S. L.; CHAVES, S. R. M.; VAN HAANDEL, A. Influence of phase separator design on the performance of UASB reactors treating municipal wastewater. **Water S. A.** v. 42, n. 2, p. 176-182, 2016.

VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. **Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate.** John Wiley and Sons, 1994. 222 p.

VAN LIER, J. B.; MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G. Anaerobic Wastewater Treatment. In: **Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design.** London, UK: IWA Publishing, 2008. 415-456p.

WENTZEL, M. C.; EKAMA, G. A.; SÖTEMANN, S. W. Mass balance-based plant-wide wastewater treatment plant models – Part 1: Biodegradability of wastewater organics under anaerobic conditions. **Water S.A.** v. 32, n. 3, p. 269–275, 2006.

# Inativação Fotocatalítica de *Escherichia coli* em Sistema Semicondutor de Fibra de Vidro/ $\text{TiO}_2$ e Fibra de Vidro/ $\text{TiO}_2$ -Fe

## Photocatalytic Inactivation of *Escherichia coli* in Glass Fiber/ $\text{TiO}_2$ and Glass Fiber/ $\text{TiO}_2$ -Fe Semiconductor System

- **Data de entrada:**  
14/01/2018
- **Data de aprovação:**  
05/02/2018

Rafael de Alencar Neves\*/Fernando Rodrigues da Silva/Wallas Teixeira Menezes/  
Renato Garcia de Freitas Sobrinho/Eduardo Beraldo de Moraes/Rossean Golin

DOI: 10.4322/dae.2019.016

### Resumo

O aumento de aparecimento de bactérias resistentes aos antibióticos demanda novos e mais potentes agentes e materiais antibacterianos, tais como os Processos Oxidativos Avançados (POAs). Nesse sentido, o tratamento fotocatalítico se apresenta como uma alternativa à inativação microbiológica das águas. Sendo assim, o presente trabalho buscou avaliar a eficiência de um sistema fotocatalítico para a inativação da bactéria *Escherichia coli* em água nas temperaturas de 25 e 35 °C. Para isso, desenvolveram-se semicondutores de fibra de vidro revestidos com dióxido de titânio e dopados com composto férrico em concentração de 1% pelo método Pechini, submetido a um reator com radiação de luz UV. Os resultados obtidos para todos os tratamentos realizados demonstraram comportamentos satisfatórios, atingindo 100% de inativação bacteriana em apenas 2 minutos de tempo de detenção hidráulico. De modo geral, os resultados são promissores para a aplicação dessa técnica na desinfecção de águas.

**Palavras-chave:** Processos Oxidativos Avançados. Inativação Microbiana. Dopagem.

### Abstract

*The increased appearance of bacteria resistant to antibiotics demands new and more potent antibacterial agents and materials, such as Advanced Oxidative Processes (AOPs). Accordingly, the photocatalytic treatment presents itself as an alternative to the waters' microbiological inactivation. Therefore, this paper aimed to evaluate the efficiency of a photocatalytic system to the inactivation of *Escherichia coli* bacteria in water at temperatures of 25 and 35 °C. For this, our team developed fiberglass semiconductors coated with titanium dioxide and doped with ferric compound in a concentration of 1% by the Pechini method, which were submitted to UV light radiation's reactor. The results obtained for all treatments were satisfactory, reaching 100% bacterial inactivation in only 2 minutes of hydraulic detention time. Thus, the results are promising to the application of this technique in water disinfection.*

**Keywords:** Advanced Oxidative Processes. Microbial Inactivation. Doping.

**Rafael de Alencar Neves** – Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal de Mato Grosso. Mestrando no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil na área de Saneamento e Ambiente pela Universidade Estadual de Campinas.

**Fernando Rodrigues da Silva** – Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal de Mato Grosso. Mestrando no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

**Wallas Teixeira Menezes** – Químico pela Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT). Mestrando no Programa de Pós-Graduação em Química pela UFMT.

**Renato Garcia de Freitas Sobrinho** – Professor-adjunto da Universidade Federal de Mato Grosso. Mestre e Doutor em Físico-Química pela Universidade Federal de São Carlos.

**Eduardo Beraldo de Moraes** – Professor-adjunto da Universidade Federal de Mato Grosso. Mestre e Doutor em Ciências Biológicas na área de Microbiologia Aplicada pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho.

**Rossean Golin** – Técnica do Laboratório de Microbiologia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT). Mestre em Recursos Hídricos pela UFMT.

\***Endereço para correspondência:** Rua Saturnino de Brito, 224 - Cidade Universitária Zaferino Vaz - Campinas - São Paulo - CEP: 13083-889. E-mail: rafaalencar\_@hotmail.com.

## 1 INTRODUÇÃO

A Organização Mundial de Saúde reconhece a desinfecção das águas como um dos mais importantes desafios para proteção da saúde humana na atualidade, sendo que a disseminação de infecções microbianas transmitidas pela água é um problema inerente aos países em desenvolvimento e aos países desenvolvidos (Sikong et al., 2011). Nesse sentido também existem preocupações quanto aos possíveis efeitos em longo prazo da exposição sistêmica a determinadas classes de toxinas, como por exemplo, endotoxinas de *Escherichia coli* liberadas após a lise celular (Subrahmanyam et al., 2008). Desse modo, vem se observando necessidade crescente de desenvolvimento e aprimoramento de novas tecnologias para um tratamento mais eficiente da água em termos de inativação microbiana, principalmente aquela destinada ao consumo humano.

Em função do aumento de aparecimento de bactérias resistentes aos antibióticos, novos e mais potentes agentes e materiais antibacterianos têm sido requisitados e, sob essa perspectiva, há grandes expectativas de que os Processos Oxidativos Avançados (POAs) possam oferecer novas possibilidades de aplicação nesta área (Campoccia et al., 2013).

A fotocatalise heterogênea é uma tecnologia avançada de oxidação que utiliza radiação solar e diversos semicondutores, tais como o dióxido de titânio ( $\text{TiO}_2$ ), óxido de ferro ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), óxido de níquel ( $\text{NiO}$ ), óxido de cobre ( $\text{Cu}_2\text{O}$ ), dentre outros, que surgiram nos últimos anos como um método inovador para o tratamento de águas de abastecimento e residuais (Ashkarran et al., 2014). Dentre estes, observou-se que o semicondutor  $\text{TiO}_2$ , conhecido por sua estabilidade química e sua competência óptica, tem sido amplamente utilizado para inativar diferentes grupos de microrganismos, incluindo bactérias, fungos e vírus (Haghi et al., 2012).

Além disso, a atividade fotocatalítica do  $\text{TiO}_2$  pode ser aprimorada a partir de técnicas de modificações estruturais morfológicas e eletrônicas. Tais modificações resultam em novas estruturas de bandas, que tendem a aumentar o espectro de absorção da radiação do material resultante. Diversos estudos demonstraram que o aumento da fotossensibilidade do  $\text{TiO}_2$  é capaz de provocar a absorção da radiação solar fotocatalítica na região compreendida como visível no espectro eletromagnético. Dessa forma, há métodos que, ao serem empregados na síntese de compostos nanoestruturados de  $\text{TiO}_2$ , são capazes de elevar a sua sensibilidade óptica, como é o caso da inserção de um metal dopante (Nocun et al., 2012).

Tais dopagens podem ser realizadas com metais e não-metais. A dopagem comumente utilizada com  $\text{TiO}_2$  é realizada com metais de transição, já que ele contribui com o melhoramento da fotossensibilidade no comprimento de onda do espectro visível, que ocorre por meio dos defeitos, também conhecidos como armadilhas para absorção de luz, acima da Banda de Valência (BV) e abaixo da Banda de Condução (BC) (Kapilashram et al., 2014). Estudos relataram que a adição de  $\text{Fe}^{3+}$  em  $\text{TiO}_2$  é capaz de aumentar a sua eficiência fotocatalítica (Stoyanova et al., 2013). O íon  $\text{Fe}^{3+}$ , como próprio agente desinfetante, é conhecido por causar a desnaturação das proteínas presentes nas paredes das células bacterianas e retardar o crescimento bacteriano (Sangchay e Ubonchonlakat, 2015).

Dentro deste contexto, a presente pesquisa teve como objetivo avaliar a eficiência de inativação da bactéria *Escherichia coli* por meio de um sistema de semicondutores de fibra de vidro revestidos por uma camada fina de  $\text{TiO}_2$  e  $\text{TiO}_2$  dopado com composto férrico ( $\text{TiO}_2\text{-Fe}$ ) a concentração de 1%, sintetizados por método sol-gel, e seu comportamento em função da temperatura.

## 2 METODOLOGIA

Os semicondutores de fibra de vidro com  $\text{TiO}_2$  e  $\text{TiO}_2\text{-Fe}$  foram desenvolvidos a partir do método de Pechini, também conhecido como método sol-gel para elaboração de filmes finos. O método consiste na fabricação de uma resina obtida por meio da dissolução de ácido cítrico em etilenoglicol em uma temperatura de cerca de  $60^\circ\text{C}$ , sob constante agitação, adicionando-se posteriormente isopropóxido de titânio, em função da relação 32,4379g de ácido cítrico em 37,602 mL de etilenoglicol para 6,282 mL de isopropóxido de titânico, elevando-se a temperatura para  $80^\circ\text{C}$ , ainda sob agitação até a sua completa solubilização, que tende a durar cerca de 2 horas. O processo de dopagem com composto férrico foi desenvolvido após a completa solubilização do isopropóxido de titânio, tendo sido adicionado cloreto férrico para dopagem à concentração de 1% até a sua completa solubilização (Pereira et al., 2013).

Para que se obtivessem filmes finos sobre a superfície de fibras de vidro, pincelou-se a resina obtida pelo método sol-gel em ciclos de cinco vezes. As superfícies dos semicondutores foram lixadas previamente, para que houvesse maior aderência dos compostos nanoestruturados. Por fim, calcinou-se por 30 minutos em uma temperatura de  $600^\circ\text{C}$ , para que toda a matéria orgânica proveniente do etilenoglicol e ácido cítrico fosse evaporada, restando, portanto, apenas os óxidos metálicos.

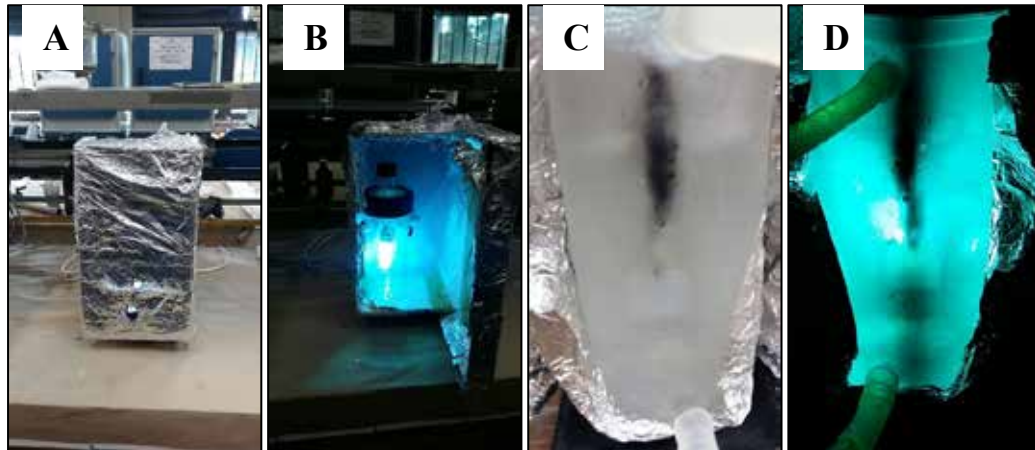
Para realizar a avaliação do sistema, ressuspendeu-se a linhagem bacteriana *Escherichia coli*

ATCC 25922 em água deionizada, utilizando-se como efluente a ser tratado nesta pesquisa. As células da bactéria foram cultivadas aerobicamente em 50 mL de caldo triptona de soja a  $37^\circ\text{C}$  durante 24 horas. Posteriormente as células foram recuperadas por meio de centrifugação em 3.600 rpm por 10 minutos, lavadas e ressuspensas em solução salina estéril à concentração de 0,85%. Após o procedimento ter sido repetido por três vezes, obteve-se uma suspensão bacteriana padronizada a absorvância de 0,2 ao comprimento de onda de 600 nm e utilizada nos experimentos fotocatalíticos do presente trabalho.

Os experimentos de inativação microbiana por ação fotocatalítica ocorreram em um reator com capacidade de 300 mL, envolvido por um banho de água termostabilizada, primeiramente a uma temperatura de  $25^\circ\text{C}$  e posteriormente de  $35^\circ\text{C}$ . Avaliaram-se os tratamentos estritos sob incidência direta da radiação UV, proveniente de uma lâmpada de vapor de mercúrio com potência de 125 W, além dos testes da catálise sob incidência da mesma fonte luminosidade nos semicondutores de fibras de vidros com  $\text{TiO}_2$  e  $\text{TiO}_2\text{-Fe}$ .

Durante o procedimento experimental, o reator foi alocado em uma caixa de madeira recoberta com papel alumínio para evitar a presença de luz que não fosse proveniente da fonte de radiação UV. O efluente ficou em completa agitação durante os tratamentos desenvolvidos. A Figura 1 apresenta o aparato experimental e seus componentes.





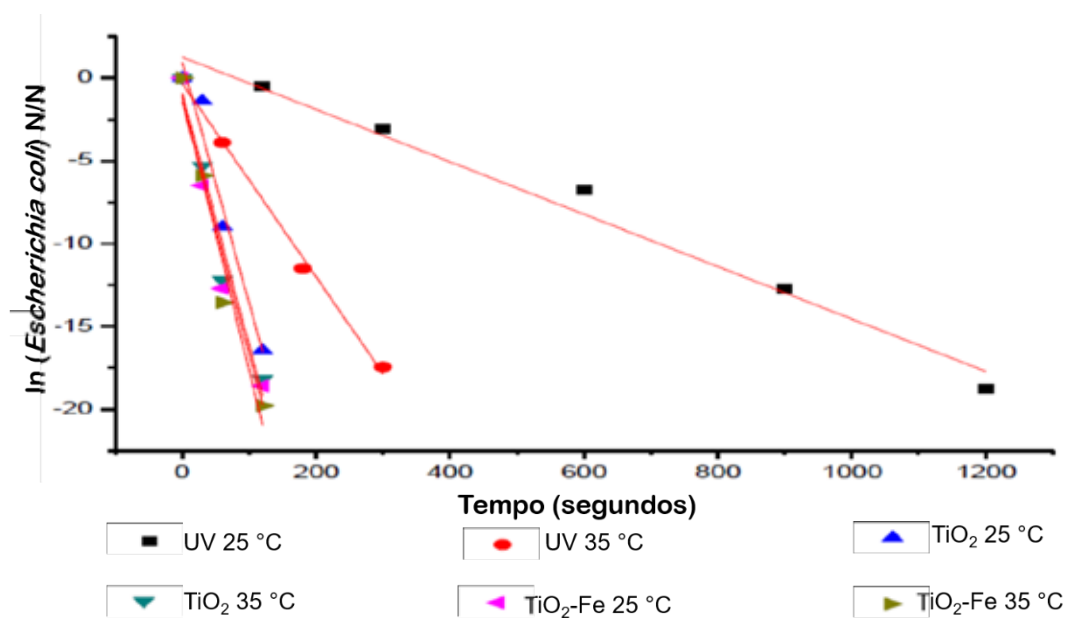
**Figura 1.** Aparato experimental e seus componentes. A, vista geral do reator analítico; B, vista geral do reator ligado; C, vista detalhada do reator termostabilizado; D, vista detalhada do reator ligado.

Os tratamentos com ação estrita da luz UV tiveram tempo de exposição de 20 minutos, tendo sido retiradas alíquotas para análise a cada 5 minutos, enquanto os tratamentos com os semicondutores tiveram tempo de detenção hidráulica total de 3 minutos, com amostragem entre cada 30 segundos. Para a avaliação da eficiência do tratamento, ou seja, da inativação microbiana, efetuou-se o plaqueamento em superfície com as amostras,

segundo-se as recomendações apresentadas no Standard Methods (APHA, 2012).

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos nas diferentes configurações de tratamento fotocatalítico para inativação da bactéria *Escherichia coli* podem ser observados na Figura 2.



**Figura 2.** Decaimento da bactéria *Escherichia coli* em função das diferentes configurações do tratamento fotocatalítico.

A partir dos resultados de decaimento bacteriano e, por conseguinte, a sua inativação microbiana, pôde-se determinar a cinética de reação do processo, que se ajustou a um modelo cinético de primeira ordem. As constantes de inativação bacteriana ( $k$ ) determinadas nesta pesquisa podem ser observadas na Tabela 1.

**Tabela 1.** Cinética de reação das diferentes configurações do tratamento fotocatalítico para inativação da bactéria *Escherichia coli*.

Configuração do Tratamento	K	R <sup>2</sup>
UV 25 °C	0,01581	0,97725
UV 35 °C	0,05846	0,99403
TiO <sub>2</sub> 25 °C	0,14564	0,94400
TiO <sub>2</sub> 35 °C	0,15235	0,94875
TiO <sub>2</sub> -Fe 25 °C	0,15303	0,93682
TiO <sub>2</sub> -Fe 35 °C	0,16563	0,93964

A avaliação da cinética de reação das diferentes configurações do tratamento fotocatalítico é uma variável muito importante e possibilita a comparação entre as eficiências de inativação bacteriana. Observou-se nos resultados obtidos uma constante maior de velocidade de decaimento microbiano nos tratamentos realizados à temperatura de 35 °C, quando comparados com os realizados à de 25 °C. Isso implica que a velocidade de decaimento da bactéria *E. coli* é dependente da temperatura, aumentando-se a produção de radicais hidroxilas (OH\*) como principal fator na presente inativação. Corroborando esses resultados, Cho et al. (2004) observaram melhor eficiência de inativação da *E. coli* em função do aumento de temperatura, tendo sido encontrado resultado mais satisfatório em 35 °C.

Foi possível observar que os tratamentos com semicondutores de fibra de vidro com TiO<sub>2</sub>-Fe demonstraram os melhores resultados de inativação microbiana de *E. coli*, ainda melhores quando operado em temperatura de 35 °C. Nesse sentido, pôde-se verificar que a dopagem com compostos férricos à concentração de 1% proporcionou melhores meca-

nismos de inativação. Trabalhos similares, como Liu (2003), também encontraram maior eficiência no decaimento microbiológico com a dopagem com compostos férricos em tratamento fotocatalítico. De modo geral, aumentou-se a eficiência fotocatalítica do material em função da maior produção de radicais livres, que pode ter sido alcançada em virtude de maiores taxas de separação dos pares do buraco de elétron, o que leva a uma diminuição de recombinação desses portadores.

Além disso, corroborando os resultados obtidos, o ferro metálico se caracteriza particularmente interessante para o uso de dopagens no processo de tratamento por fotocatalise, tendo em vista a sua capacidade de atuação como doador e receptor de elétrons, sendo que quando age para atrair foto-geradores de elétrons ele ainda possui a capacidade de promover a separação do buraco de elétrons e previne a recombinação do elétron com o TiO<sub>2</sub> após a foto-adsorção. O ferro também pode modificar o tamanho das partículas de TiO<sub>2</sub>, aumentando a área superficial, que por sua vez pode aumentar a sua capacidade de fotoatividade (Zhang et al., 2011).

A Tabela 2 apresenta as eficiências obtidas nas diferentes configurações do tratamento fotocatalítico com os seus respectivos tempos de detenção hidráulico capazes de alcançar a inativação total da bactéria *E. coli*, ou seja, 100% de eficiência.

**Tabela 2.** Eficiência de inativação da *E. coli* das diferentes configurações do tratamento fotocatalítico.

Configuração do Tratamento	[ <i>E. coli</i> ] Inicial	% Inativação	Tempo
UV 25 °C	1,40 x 10 <sup>8</sup>	100	20
UV 35 °C	3,80 x 10 <sup>7</sup>	100	5
TiO <sub>2</sub> 25 °C	1,40 x 10 <sup>7</sup>	100	2
TiO <sub>2</sub> 35 °C	7,90 x 10 <sup>7</sup>	100	2
TiO <sub>2</sub> -Fe 25 °C	1,20 x 10 <sup>8</sup>	100	2
TiO <sub>2</sub> -Fe 35 °C	3,90 x 10 <sup>8</sup>	100	2

Os resultados em função das diferentes configurações do tratamento fotocatalítico demonstra-

ram completa inativação da bactéria *E. coli* em todas as condições estabelecidas. O tratamento realizado com apenas irradiação dos raios UV demonstrou que à temperatura de 25 °C o tempo de detenção hidráulico necessário para eficiência máxima do sistema é de 20 minutos. Para a temperatura de 35 °C houve um ganho na eficácia de 75%, demonstrando serem necessários apenas 5 minutos de exposição, tendo em vista a sua cinética de reação. Os tratamentos fotocatalíticos em sistema semicondutores de fibras de vidros com  $\text{TiO}_2$  e  $\text{TiO}_2\text{-Fe}$  obtiveram inativação microbiana em tempo de detenção de 2 minutos, tanto à temperatura de 25 °C como à de 35 °C, inferindo no ganho de 10 e 2,5 vezes no tempo necessário para atingir a máxima eficiência, respectivamente.

Os resultados satisfatórios podem ser explicados em função dos mecanismos concomitantes que ocorrem no tratamento com radiação UV e  $\text{TiO}_2$ , o ataque nas células pelos radicais hidroxilas, que são gerados pela degradação na superfície do fotocatalisador e a absorção direta da radiação UV pelas células bacterianas, sendo que ela é absorvida por muitos compostos intracelulares, mas o DNA é o que sofre o maior dano (Cordeiro et al., 2004).

Sangchay e Ubonchonlakat (2015) obtiveram resultados que corroboram a presente pesquisa, tendo sido observado o potencial de inativação da bactéria *E. coli* em função da dopagem com compostos férricos em  $\text{TiO}_2$  em fibras de vidro em diversas concentrações, encontrando-se incremento na fotoatividade. Não obstante, embora este trabalho tenha sido desenvolvido com efluente sintético produzido estritamente com água deionizada e a ressuspensão da bactéria *Escherichia coli*, os resultados encontrados corroboraram a pesquisa similar de Venieri et al. (2015), que utilizaram amostras reais de efluentes provenientes de uma estação de tratamento.

Nesse sentido, deve-se ressaltar que a presença de materiais em suspensão no efluente pode pro-

teger os microrganismos no processo de inativação, pois se cria uma barreira física, interferindo em todo o processo de reação. Além disso, inibe-se a penetração da luz, que é necessária para produzir a reação desejada, portanto infere-se na baixa eficiência da inativação microbiana (Foster et al., 2011).

Entretanto, diversos estudos sobre a desinfecção da água mostraram que  $\text{TiO}_2$  nanoparticulado em suspensão é mais ativo que o imobilizado em superfícies, em função do aumento da extensão do dano oxidativo acarretado pelo contato próximo entre as bactérias e o  $\text{TiO}_2$  (Lee et al., 1997; Otaki et al., 2000; Sun et al., 2003; Gummy et al., 2006b; Marugan et al., 2006; Marugan et al., 2008; Cohen-Yaniv et al., 2008). Vários estudos confirmam a importância desse contato e o aumento de área superficial de reação na inativação microbiana (Horie et al., 1996a, 1996b, 1998; Gummy et al., 2006a; Pratap Reddy et al., 2008; Caballero et al. 2009; Cheng et al., 2009). Apesar disso, o presente estudo, que utiliza  $\text{TiO}_2$  e  $\text{TiO}_2\text{-Fe}$  imobilizado, demonstrou alcance de eficiência e eficácia satisfatória, apresentada por uma completa inativação microbiana em apenas 2 minutos de teste.

Outro aspecto importante sobre a aplicabilidade dessa tecnologia se dá em relação às possíveis dificuldades na implantação em escala real em estações de tratamento de água e esgotos, principalmente as concernentes ao custo com energia elétrica. Apesar disso, grandes avanços tecnológicos nos últimos anos têm permitido o desenvolvimento de vários sistemas comerciais de tratamento, tais como os sistemas UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$ , UV/ $\text{O}_3$ , UV/ $\text{H}_2\text{O}_2/\text{O}_3$ , foto-Fenton e UV/ $\text{TiO}_2$  (Almeida et al., 2004; Carp et al., 2004; Pan et al., 2006; Villa et al., 2006). Além disso, é possível encontrar a aplicação da desinfecção em águas por sistema fotocatalítico em grande escala e nas escalas semipiloto e piloto na Espanha (Jiménez et al., 2015; Philippe et al., 2016; Malato et al., 2016).

#### 4 CONCLUSÃO

O revestimento do dióxido de titânio e dióxido de titânio dopado com compostos férricos em fibras de vidro para atuarem como semicondutores do sistema de tratamento fotocatalíticos de uma água residuária sintética com bactéria *Escherichia coli* se apresentou satisfatório, inferindo em resultados promissores à temática de inativação microbiológica em águas, alcançando-se 100% de eficiência em apenas 2 minutos de tempo de detenção hidráulico.

Sugere-se que estudos futuros investiguem a liberação de endotoxinas, assim como a formação de seus subprodutos mediante o processo de tratamento, além de ser necessário avaliar o processo em efluentes com maiores concentrações de materiais em suspensão, assim como a interação de outros compostos, para melhor compreensão da aplicabilidade de compostos de TiO<sub>2</sub> imobilizados na desinfecção de efluentes domésticos como sistema de tratamento terciário.

#### 5 REFERÊNCIAS

ALMEIDA, E.; ASSALIN, M. R.; ROSA, M. A.; DURÁN, N. Tratamento de efluentes industriais por processos oxidativos avançados na presença de ozônio. *Química Nova*, v. 27, n. 5, p. 818-824, 2004.

APHA - American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22<sup>nd</sup> ed. Washington: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Pollution Control Federation; 2012.

ASHKARRAN, A. A.; HAMIDINEZHAD, H.; HADDADI, H.; MAHMOUDI, M. Double-doped TiO<sub>2</sub> nanoparticles as an efficient visible-light-active photocatalyst and antibacterial agent under solar simulated light. *Applied Surface Science*, v.301, p.338-345, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsusc.2014.02.074>.

CABALLERO, L.; WHITEHEAD, K. A.; ALLEN, N. S.; VERRAN, J. Inactivation of *Escherichia coli* on immobilized TiO<sub>2</sub> using fluorescent light. *Journal of Photochemical Photobiology A*, v. 202(2-3), p. 92-98, 2009.

CAMPOCCIA, D.; MONTANARO, L.; ARCIOLA, C. R. A review of the biomaterials Technologies for infection-resistant surfaces. *Biomaterials*, v.34, n.34, p.8533-8554, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biomaterials.2013.07.089>.

CARP, O.; HUISMAN, C. L.; RELLER, A. Photoinduced reactivity of titanium dioxide. *Progress in Solid State Chemistry*, v. 32, n. 1-2, 2004.

CHENG, C. L.; SUN, D. S.; CHU, W. C.; TSENG, Y. H.; HO, H. C.; WANG, J. B.; CHUNG, P. H.; CHEN, J. H.; TSAI, P. J.; LIN, N. T.; YU, M. S.; CHANG, H. H. The effects of the bacterial interaction with visible-light responsive titania photocatalyst on the bactericidal performance. *Journal of Biomedical Science*, v. 16(7), p. 10, 2009.

CHO, M.; CHUNG, H.; CHOI, W.; YOON, J. Linear correlation between inactivation of *E. coli* and OH radical concentration in TiO<sub>2</sub> photocatalytic disinfection. *Water Research*, v.38, n.4, p.1069-1077, 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.029>.

COHEN-YANIV, V.; NARKIS, N.; ARMON, R. Photocatalytic inactivation of *Flavobacterium* and *E. coli* in water by a continuous stirred tank reactor (CSTR) fed with suspended/immobilised TiO<sub>2</sub> medium. *Water Science Technology*, v. 58(1), p. 247-252, 2008.

CORDEIRO, A. C. S.; LEITE, S. G. F.; DEZOTTI, M. Inativação por oxidação fotocatalítica de *Escherichia coli* e *Pseudomonas sp.* *Química Nova*, Vol. 27, No. 5, 689-694, 2004. <http://www.scielo.br/pdf/%0D/qn/v27n5/a02v27n5.pdf>

FOSTER, H. A.; DITTA, I. B.; VARGHESE, S.; STEELE, A. Photocatalytic disinfection using titanium dioxide: spectrum and mechanism of antimicrobial activity. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 90, n. 6, pp. 1847 -1868, 2011.

GUMY, D.; MORAIS, C.; BOWEN, P.; PULGARIN, C.; GIRALDO, S.; HADJU, R.; KIWI, J. Catalytic activity of commercial of TiO<sub>2</sub> powders for the abatement of the bacteria (*E. coli*) under solar simulated light: influence of the isoelectric point. *Applied Catalysis B*, v. 63, p. 76-84, 2006a.

GUMY, D.; RINCON, A. G.; HAJDU, R.; PULGARIN, C. Solar photocatalysis for detoxification and disinfection of water: different types of suspended and fixed TiO<sub>2</sub> catalysts study. *Solar Energy*, v. 80 (10), p. 1376-1381, 2006b.

HAGHI, M.; HEKMATAFSHAR, M.; JANIPOUR, M. B.; GHOLIZADEH, S. S.; FARAZ, M. K.; SAYYADIFAR, F.; GHAEDI, M. Antibacterial effect of TiO<sub>2</sub> nanoparticles on pathogenic strain of *E. coli*. *International Journal of Advanced Biotechnology and Research*, v.3, n.3, p.621-624, 2012. <http://www.bipublication.com>.

HORIE, Y.; DAVID, D. A.; TAYA, M.; TONE, S. Effects of light intensity and titanium dioxide concentration on photocatalytic sterilization rates of microbial cells. *Industry Engineering Chemical Resources*, v. 35(11), p. 3920-3926, 1996a.

HORIE, Y.; TAYA, M.; TONE, S. Photocatalytic sterilization of microbial cells with titania thin film prepared by sol-gel method. *Kagaku Kogaku Ronbunshu*, v. 22(5), p. 1244-1245, 1996b.

HORIE, Y.; TAYA, M.; TONE, S. Effect of cell adsorption on photosterilization of *Escherichia coli* over titanium dioxide-activated charcoal granules. *Journal of Chemical Engineering Jpn*, v. 31(6), p. 922-929, 1998.

- JIMÉNEZ, M.; MALDONADO, M. I.; RODRÍGUEZ, E. M.; HERNÁNDEZ-RAMÍREZ, A.; SAGGIORO, E.; CARRA, I.; PÉREZ, J. A. S. Supported TiO<sub>2</sub> solar photocatalysis at semi-pilot scale: degradation of pesticides found in citrus processing industry wastewater, reactivity and influence of photogenerated species. **Journal of Chemical Technology Biotechnology**, v. 90, p. 149-157, 2015.
- KAPILASHRAM, M.; ZHANG, Y.; LIU, Y. S.; HAGFELDT, A.; GUO, J. Probing the optical property and electronic structure of TiO<sub>2</sub> nanomaterials for renewable energy applications. **Chemical Review**, v.114, n.19, p.9662-9707, 2014. <http://dx.doi.org/10.1021/cr5000893>.
- LEE S.; NISHIDA, K.; OTAKI, M.; OHGAKI, S. Photocatalytic inactivation of phage Q $\beta$  by immobilized titanium dioxide mediated photocatalyst. **Wat Sci Technol**, v. 35, p. 101-106, 1997.
- LIU, H. L.; YANG, T. C. K. Photocatalytic inactivation of *Escherichia coli* and *Lactobacillus helveticus* by ZnO and TiO<sub>2</sub> activated with ultraviolet light. **Process Biochemistry**, v.39, n.4, p.475-481, 2003. [http://dx.doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00084-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00084-0).
- MALATO, S.; MALDONADO, M. I.; FERNÁNDEZ-IBÁÑEZ, P.; OLLER, I.; POLO, I.; SÁNCHEZ-MORENO, R. Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: The pilot plants of the Plataforma Solar de Almería. **Materials Science in Semiconductor Processing**, v. 42, p. 15-23, 2016.
- MARUGAN, J.; VAN GRIEKEN, R.; PABLOS, C.; SORDO, C. Analogies and differences between photocatalytic oxidation of chemicals and photocatalytic inactivation of microorganisms. **Water Resources**, v. 44(3), p. 789-796, 2006.
- MARUGAN, J.; VAN GRIEKEN, R.; SORDO, C.; CRUZ, C. Kinetics of the photocatalytic disinfection of *Escherichia coli* suspensions. **Applied Catalysis B**, v. 82 (1-2), p. 27-36, 2008.
- NOCUN, M.; ZONTEK, J.; KWAŚNY, S. Synthesis, chemical characterization and antifungal activity of thin layers prepared by sol-gel method. **Optica Applicata**, v.XLII, n.2, p.315-322, 2012. <http://dx.doi.org/10.5277/oa120209>.
- OTAKI, M.; HIRATA, T.; OHGAKI, S. Aqueous microorganisms' inactivation by photocatalytic reaction. **Water Science Technology**, v. 42, p. 103-108, 2000.
- PAN, S. H.; LO, K. V.; LIAO, P. H.; SCHREIER, H. Microwave pretreatment for enhancement of phosphorus release from dairy manure. **Journal of Environmental Science and Health, Part B**, v. 41, p. 451-458, 2006.
- PEREIRA, R.; MARCHESI, L. F.; FREITAS, R. G.; MATOS, R.; PEREIRA, E. C. A. Low-cost platinum film deposited direct on glass substrate for electrochemical counter electrodes. **Journal of Power Source**, v.232, p.254-257, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jpowsour.2013.01.040>.
- PHILIPPE, K. K.; TIMMERS, R.; VAN GRIEKEN, R.; MURUGAN, J. Photocatalytic disinfection and removal of emerging pollutants from effluents of biological wastewater treatments, using a newly developed large-scale simulator. **Industry Engineering Chemical Research**, v. 55, p.2952-2958, 2016.
- PRATAP REDDY, M.; PHIL, H. H.; SUBRAHMANYAM, M. Photocatalytic disinfection of *Escherichia coli* over titanium (IV) oxide supported on Zeolite. **Catalysis Letter**, v. 123(1-2), p. 56-64, 2008.
- SANGCHAY, W.; UBONCHONLAKAT, K. Photocatalytic disinfection of water containing *E. coli* using Fe<sup>3+</sup> doped TiO<sub>2</sub> thin films coated on glass fibers. **Digest Journal of Nanomaterials and Biostructures**, v.10, n.1, p.283-290, 2015.
- SIKONG, L.; KONGSONG, P.; RACHPECH, V. Water Disinfections Using Fe<sup>3+</sup> and N-Doped 3SnO<sub>2</sub>/TiO<sub>2</sub> Thin Films Coated on Glass Fibers. **Advanced Materials Research**, v.48-149, p.1501-1506, 2011. <http://dx.doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.148-149.1501>.
- STOYANOVA, A. M.; HITKOVA, H. Y.; IVANOVA, N. K.; BACHVAROVA-NEDELICHEVA, A. D.; IORDANOVA, R. S.; SREDKOVA, M. P. Photocatalytic and antibacterial activity of Fe-doped TiO<sub>2</sub> nanoparticles prepared by nonhydrolytic sol-gel method. **Bulgarian Chemical Communications**, v.45, n.4, p.497-504, 2013.
- SUBRAHMANYAM, M.; BOULE, P.; KUMARI, V. D.; KUMAR, D. N.; SANCELME, M.; RACHEL, A. Pumice stone supported titanium dioxide for removal of pathogen in drinking water and recalcitrant in wastewater. **Solar Energy**, v.82, p.1099-1106, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.solener.2008.05.007>.
- SUN, D. D.; TAY, J. H.; TAN, K. M. Photocatalytic degradation of *E. coli* in water. **Water Resources**, v. 37 (14), p. 3452-3462, 2003.
- VENIERI, D.; GOUNAKI, I.; BINAS, V.; ZACHOPOULOS, A.; KIRIAKIDIS, G.; MANTZAVINOS, D. Inactivation of MS2 coliphage in sewage by solar photocatalysis using metal-doped TiO<sub>2</sub>. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 178, p. 54-64, 2015.
- VILLA, R. D.; SILVA, M. R. A.; NOGUEIRA, R. F. P. Potencial de aplicação do processo foto-fenton/solar como pré-tratamento de efluente da indústria de laticínios. **Química Nova**, v. 30, n. 8, p. 1799-1803, 2007.
- ZHANG, J.; CHEN, X.; HEN, Y.; LI, Y.; HU, Z.; CHU, J. **Synthesis, surface morphology, and photoluminescence properties of anatase iron-doped titanium dioxide nano-crystalline films**. Vol. 13, pp. 13096-105, 2011.

# Modelo multicritério de decisão para análise da vulnerabilidade à desertificação no semiárido brasileiro

*Multicriteria decision model for analysis of vulnerability to desertification in brazilian semi-arid*

- **Data de entrada:**  
21/01/2018
- **Data de aprovação:**  
05/02/2018

Lucas Araújo Abreu\*/Flavia Telis de Vilela Araújo/Ana Bárbara de Araújo Nunes

DOI: 10.4322/dae.2019.017

## Resumo

O presente trabalho tem como objetivo estimar a vulnerabilidade à desertificação no Semiárido brasileiro em função das pressões antrópicas resultantes das atividades de exploração econômica da região sob a ótica da utilização do modelo multicritério de decisão conhecido como *Analytic Hierarchy Process (AHP)*. A desertificação, compreendida como uma combinação entre fenômeno natural com causas relacionadas às condições climáticas e ao uso inadequado dos recursos naturais, contribui para o aumento da vulnerabilidade local, tornando o espaço físico impróprio para a manutenção da vida. Portanto, pretende-se com esse trabalho construir uma hierarquização das principais atividades antrópicas desenvolvidas na região no que tange à intensificação de impactos ambientais. Com isso, pretende-se desenvolver medidas de combate, convivência, mitigação e adaptação voltadas à redução dos cenários de vulnerabilidade à desertificação na região, auxiliando gestores públicos em suas tomadas de decisão.

**Palavras-chave:** AHP. Desertificação. Impactos ambientais.

## Abstract

*This work intends to estimate the Brazilian semi-arid's vulnerability to desertification as function of the resulting anthropic pressure from the economical exploitation activities of the Region under the optic of utilization of the multicriteria decision model known as Analytic Hierarchy Process (AHP). The desertification, established as the combination of natural phenomenon with causes related to climatic conditions and as the inadequate use of natural resources, contributes to increasing the local vulnerability, making the physical space inappropriate to maintain life. Therefore, this study intends to build a hierarchy of the main anthropic activities developed in the region in reference of the intensification of environmental impacts. Thus, it is expected the development of combat measures, coexistence measures, measures of mitigation and adaptation aiming the scenario reduction of desertification vulnerability in the region, assisting public managers in their decision-making.*

**Keywords:** AHP. Desertification. Environmental impact.

**Lucas Araújo Abreu** – Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Mestrando no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil - Recursos Hídricos pela UFC.

**Flavia Telis de Vilela Araújo** – Engenheira de Materiais pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Mestra em Economia e Doutora em Engenharia Civil - Recursos Hídricos pela Universidade Federal do Ceará (UFC).

**Ana Bárbara de Araújo Nunes** – Professora da Universidade Federal do Ceará (UFC). Mestra em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) e doutora em Engenharia Civil - Recursos Hídricos pela UFC.

\***Endereço para correspondência:** Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Bloco 713, Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Campus do Pici, Fortaleza (CE), CEP 60440-970. E-mail: lucasaa07@hotmail.com.

## 1 INTRODUÇÃO

A história do Semiárido brasileiro é marcada pela luta do homem para se adaptar às condições naturais adversas, sendo as secas sua batalha mais constante ao longo da história, as quais contribuem diretamente para a ocorrência de atrasos econômico e social, migrações, fome e degradação ambiental (CAMPOS, 2009). As secas tendem a aumentar a vulnerabilidade dos ecossistemas à degradação, bem como a degradação contribui para agravar os efeitos das secas (ARAÚJO; NUNES; SOUZA FILHO, 2014). Essa relação de causa e efeito converge para o declínio das condições de vida da população e da manutenção do equilíbrio humano, econômico e ambiental, representando o fenômeno conhecido como desertificação (ARAÚJO, 2014).

Nesse contexto, a desertificação pode ser compreendida como uma combinação entre fenômeno natural, resultante da degradação crítica, com causas relacionadas às condições climáticas e ao uso inadequado dos recursos naturais (BRASIL, 2004), o que torna o espaço físico impróprio para a manutenção da vida. Dessa forma, analisar os impactos oriundos do modelo econômico da região do Semiárido no aumento da vulnerabilidade ambiental à desertificação faz-se extremamente necessário para que esses impactos sobre o meio sejam mitigados.

Considerando o termo risco como algo ligado à noção de ameaça, na medida em que um evento indesejável e com efeitos adversos pode ocorrer, o aumento da vulnerabilidade à desertificação representaria um risco, que pode ser mensurado, considerando que tal análise possibilita a quantificação da probabilidade de um efeito adverso de um agente ou ação (AMARAL E SILVA, 2004). Dessa forma, propõe-se, neste trabalho, utilizar um modelo multicritério de decisão para analisar a vulnerabilidade à desertificação no Semiárido mediante uma avaliação que mescle o grau de impacto das ações antrópicas com as principais

alterações ambientais sobre o Semiárido através de uma perspectiva que englobe as diversas atividades econômicas desenvolvidas na região.

## 2 OBJETIVOS

O presente trabalho tem como objetivos:

- Construir metodologia de avaliação de vulnerabilidade à desertificação sob a perspectiva do apoio multicritério à decisão utilizando a ferramenta AHP;
- Avaliar os impactos ambientais das principais ações antrópicas desenvolvidas no Semiárido;
- Estudar medidas de combate, convivência, mitigação e adaptação voltadas à redução dos cenários de vulnerabilidade à desertificação no Semiárido.

## 3 DESCRIÇÃO DO PROBLEMA

No Brasil, as áreas suscetíveis ao fenômeno da desertificação estão concentradas principalmente na Região Semiárida, abrangendo cerca de 1.338.076 km<sup>2</sup>, o que corresponde a 15,72% de todo território nacional, abrangendo uma população estimada em 32 milhões de habitantes (BRASIL, 2004, p. 23). Em função de suas vulnerabilidades naturais, as regiões secas são, também, reconhecidas pela sua elevada vulnerabilidade às ações humanas. São áreas que, sob o impacto da ação antrópica, podem apresentar desequilíbrios nos compartimentos de seus ecossistemas (GOMES; PEREIRA, 2011).

Consoante Matallo Junior (2001), o processo de desertificação é resultado da imposição dos processos de produção em larga escala, com técnicas importadas de regiões de clima temperado. Essas técnicas requerem uma grande quantidade de recursos naturais, como a água, os quais são bastante escassos nas regiões secas, o que contribui para acelerar o processo de degradação ambiental. Geist e Lambin (2004) apontam que o fenô-

meno é impulsionado por um conjunto limitado de variáveis, das quais as mais representativas são as de ordem climática, econômica e política e o crescimento populacional, que impulsionam a expansão de terras agrícolas, o sobrepastoreio e a expansão da infraestrutura.

Nesse contexto, analisar e hierarquizar o grau de impacto das ações antrópicas sobre o meio ambiente na região do Semiárido brasileiro através de uma perspectiva que englobe as diversas atividades econômicas desenvolvidas na região se faz extremamente necessário para que medidas mitigadoras sejam propostas pelos gestores públicos.

Quando se trabalha com estruturação de um problema multicritério, uma das principais etapas consiste em formular a questão central, isto é, definir qual o objetivo que se pretende avaliar e/ou decidir. Nesse cenário, objetiva-se com esse estudo de caso construir uma metodologia de avaliação de vulnerabilidade à desertificação no Semiárido Brasileiro sob a perspectiva do modelo multicritério de decisão. Para tal, uma hierarquização das principais atividades antrópicas desenvolvidas na região, sob a perspectiva de impactos ambientais, foi realizada, tornando possível a elaboração de medidas de combate, convivência, mitigação e adaptação voltadas à redução dos cenários de vulnerabilidade à desertificação no Semiárido.

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 Estruturação do Problema

#### 4.1.1 Identificação dos atores

Na estruturação do problema sob o enfoque multicritério, devem ser definidos os atores que serão envolvidos na decisão, ou seja, aqueles que participam ou não do processo decisório, considerando que as funções executadas por eles são distintas.

Os atores envolvidos no problema relacionado à avaliação de vulnerabilidade à desertificação in-

cluem o autor do trabalho, atuando como analista; e a orientadora do estudo, como facilitadora do processo: professora Vanessa Campos. Os diversos especialistas que contribuíram para a formatação do trabalho, a partir de consultas, entrevistas e discussão, também podem ser incluídos como atores externos participantes do processo.

Como atores centrais do processo de avaliação encontram-se os decisores a serem consultados na etapa de modelagem de preferências, essencial ao processo decisório. Nesse caso, os decisores constituíram um grupo de especialistas a serem consultados para emitir opiniões traduzidas em forma de notas atribuídas a uma matriz que relaciona diversas ações antrópicas com os impactos sobre os meios abiótico, biótico e antrópico relacionados ao aumento de vulnerabilidade à desertificação. Esse grupo de especialistas contou com a participação de estudiosos em áreas como gestão ambiental e avaliação de impactos ambientais, agricultura e clima. A vivência no tema, suas diferentes formações e áreas de atuação dão ao estudo um caráter mais técnico e científico.

#### 4.1.2 Definição das alternativas

As ações selecionadas como principais responsáveis pelos impactos ambientais relacionados ao aumento de vulnerabilidade à desertificação no Semiárido foram: desmatamento; queimadas; substituição da vegetação nativa; manejo da água de irrigação; e sobrepastoreio. A sistematização das ações considerou apenas as que contribuísem para a geração de impactos adversos, uma vez que se objetiva estimar o risco de aumento de vulnerabilidade, e a medida de risco procura estimar o efeito negativo de uma ação.

O levantamento dessas alternativas baseou-se em consulta a especialistas na área de desertificação, os quais as consideraram as ações mais relevantes no que tange ao aumento da vulnera-



bilidade ao fenômeno. Essas alternativas, além de favorecerem a ocorrência da desertificação, estão intimamente ligadas ao desempenho das principais atividades econômicas no Semiárido Brasileiro. Entre elas, constam a pecuária, a mineração, a agricultura, a urbanização, as obras hidráulicas, e a exploração de recursos florestais.

#### 4.1.3 Critérios de avaliação

Em tomada de decisão, é comum deparar-se, muitas vezes, com problemas que requerem o alcance de mais de um objetivo. Quando isso ocorre, tem-se um conjunto de critérios ou atributos. Os critérios são comumente utilizados como parâmetros de avaliação para um dado conjunto de alternativas, isto é, por meio da definição dos atributos é que se torna possível a realização de comparações entre as alternativas (Campos & Almeida, 2006). Vincke (1992) aponta que os critérios representam as preferências do decisor segundo o seu ponto de vista.

Nesse contexto, os métodos multicritério de apoio à decisão buscam o estabelecimento de uma relação de preferências, muitas vezes subjetivas, entre as alternativas que estão sendo avaliadas sob a influência de vários critérios no processo decisório (Gomes, 2002; Almeida & Costa, 2003).

Para esse estudo de caso, a tabela 1 a seguir apresenta os critérios de avaliação utilizados para analisar as alternativas elencadas.

**Tabela 1:** Descrição dos critérios de avaliação de vulnerabilidade à desertificação

Critérios	Descrição
1	Aumento da erosão do solo
2	Aumento da compactação do solo
3	Aumento da salinização do solo
4	Aumento da temperatura ambiental
5	Diminuição da precipitação
6	Diminuição da cobertura vegetal
7	Redução da produção e produtividade agropecuária

Fonte: Araújo, 2014.

#### 4.1.4 Caracterização da problemática

Na estruturação de um problema, definir o tipo de problemática com a qual se está trabalhando é uma etapa de grande relevância, considerando que essa definição pode auxiliar na compreensão do problema como um todo. Roy (1996) aponta para a existência de quatro tipos de problemática: de escolha, descritiva, de classificação e de ordenação.

Neste estudo de caso, o tipo de problemática abordado é de ordenação, de tal modo que o principal objetivo do trabalho é hierarquizar quais ações antrópicas acarretam em maior vulnerabilidade para a ocorrência do fenômeno da desertificação. A problemática de ordenação tem por finalidade construir um ranking das alternativas em ordem decrescente de preferência, apresentando-as para todos os atores envolvidos no processo.

#### 4.1.5 Escolha do método multicritério

O processo de escolha do método multicritério como ferramenta de apoio durante um processo de tomada de decisão envolve diversos aspectos. Entre eles, destacam-se: as características do problema; o contexto; a estrutura de preferência do decisor; e o tipo de problemática (Almeida & Costa, 2003).

Nesse contexto, o método escolhido para a realização desse trabalho foi o *Analytic Hierarchy Process (AHP)*, considerando que ele reúne todos os aspectos desejados. Costa (2002) aponta que este método se baseia em três etapas do pensamento analítico: construção de hierarquias; definição de prioridades; e consistência lógica. O AHP é uma ferramenta que permite a consolidação das diferentes naturezas, grandezas e importâncias das dimensões de análise, possibilitando até mesmo a realização de avaliações baseadas em múltiplas comparações, nos casos

em que medidas individuais não têm significado. Esse método viabiliza a análise e hierarquização de projetos e programas de forma justificável, utilizando-se de uma base matemática consistente. Além disso, é frequentemente empregado em situações em que se pretende analisar a importância relativa de cada um dos critérios previamente estabelecidos, partindo do pressuposto de que eles podem possuir diferentes importâncias para cada decisor (SILVA; CÂNDIDO; MARTINS, 2009).

## 5 O MÉTODO AHP

### 5.1 Modelagem de decisão em AHP

Retchless (2005) aponta que grande parte das decisões seguem quatro passos considerados fundamentais: identificação do problema; definição das alternativas; avaliação das alternativas; e, por fim, implementação da melhor alternativa. Dentre essas etapas, a mais importante é a de avaliação das alternativas, considerando que ela exige mais atenção durante o processo de tomada de decisão.

Nesse contexto, Saaty (2008) e Chan (2004) elencaram passos a serem seguidos para decompor uma decisão no AHP, como pode ser visto na Tabela 2. Chan (2004) ainda atribui maior relevância ao último passo do processo: cálculo do “Índice de Consistência”, pois se ele não for satisfatório, será necessário refazer os julgamentos adotados.

**Tabela 2:** Etapas de decomposição da decisão utilizando AHP

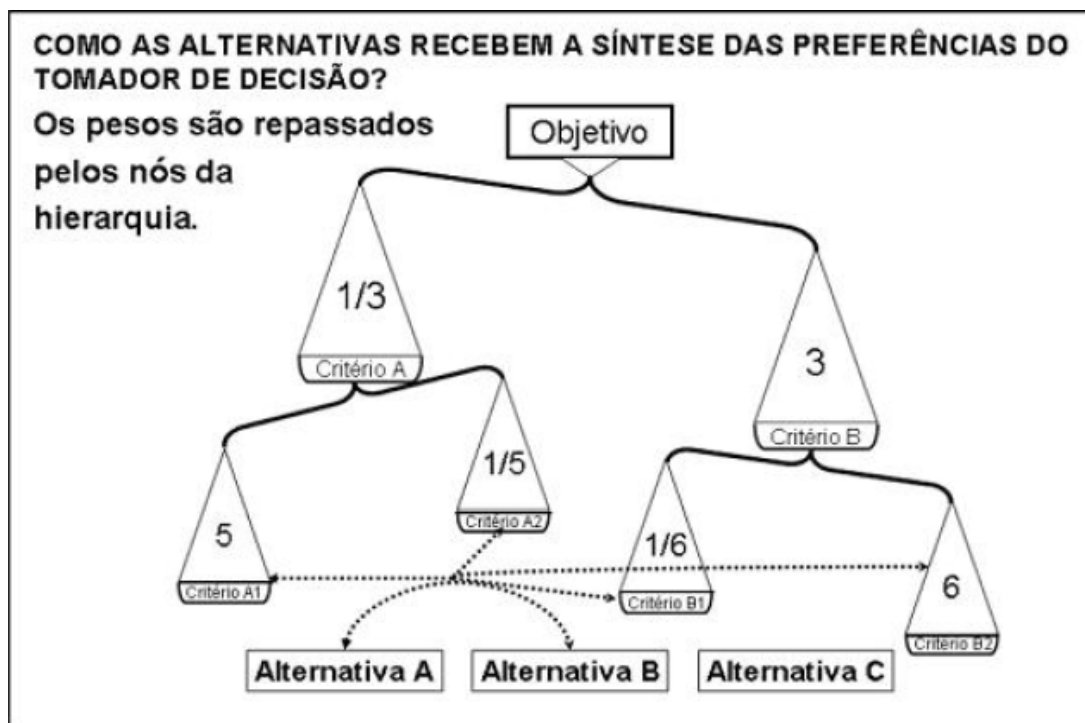
Passo	Execução
1	Definir o problema e determinar o tipo de conhecimento procurado.
2	Estruturar a hierarquia de decisões a partir do topo, com o objetivo da decisão, nos níveis intermediários (critérios para os quais os elementos subsequentes dependem), para o nível mais baixo (que é geralmente um conjunto de alternativas).
3	Construir um conjunto de matrizes de comparação de pares.
4	Usar as prioridades obtidas das comparações para pesar as prioridades no nível imediatamente abaixo e obter sua prioridade total ou global. Continuar o processo de comparação entre critérios e entre alternativas.
5	Calcular o Índice de Consistência (IC). Se não for satisfatório, refazer julgamentos.

Fonte: Adaptado de Saaty (2008) e Chan (2004).

### 5.2 Peso das preferências nas hierarquias

Em tomada de decisão, é comum se definirem pesos para os critérios, de tal forma que eles sejam capazes de refletir sua importância relativa segundo as preferências dos decisores. Na literatura especializada, vários são os métodos utilizados para a definição de pesos, dentre os quais o mais empregado é baseado nas comparações de critérios par a par, ou paritárias, fazendo uso de uma escala que normaliza todos os julgamentos efetuados (SILVA; CÂNDIDO; MARTINS, 2009). Na matriz de comparação em pares, é construída uma comparação entre dois itens, seja entre os critérios existentes ou mesmo dentre as alternativas disponíveis. O peso atribuído tanto a critérios como para as alternativas é determinante na decisão que será apontada pelo método (GODOI, 2014). A figura 1 a seguir exemplifica a influência que os pesos atribuídos nos julgamentos pelo decisor exercem sobre as alternativas.

Figura 1: Influência dos pesos em tomadas de decisão



Fonte: Nunes Jr., 2006.

### 5.3 A escala numérica de Saaty

A escala de Saaty se baseia em aspectos psíquicos que justificam a atribuição de pesos nos julgamentos e a utilização de níveis de importância, por meio de uma escala numérica que varia de 1 a 9. Trata-se,

portanto, de uma escala verbal, no momento em que os pesos são definidos, apoiada em uma escala cardinal, que denota a intensidade dos pesos (GODOI, 2014). A tabela 3 a seguir resume como funciona essa metodologia proposta por Saaty.

Tabela 3: Escala numérica de Saaty

Escala numérica	Escala Verbal	Explicação
1	Ambos elemento são de igual importância.	Ambos elementos contribuem com a propriedade de igual forma.
3	Moderada importância de um elemento sobre o outro.	A experiência e a opinião favorecem um elemento sobre o outro.
5	Forte importância de um elemento sobre o outro.	Um elemento é fortemente favorecido.
7	Importância muito forte de um elemento sobre o outro.	Um elemento é muito fortemente favorecido sobre o outro.
9	Extrema importância de um elemento sobre o outro.	Um elemento é favorecido pelo menos com uma ordem de magnitude de diferença.
2, 4, 6, 8	Valores intermediários entre as opiniões adjacentes.	Usados como valores de consenso entre as opiniões.
Incremento 0.1	Valores intermediários na graduação mais fina de 0.1.	Usados para graduações mais finas das opiniões.

Fonte: Roche, 2004.

## 6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1 Matriz de comparação paritária

A importância dos critérios, subcritérios e alternativas é obtida por meio de comparações em pares, considerando que a hierarquia por si só não é uma ferramenta tão importante no processo de tomada de decisão, já que ela simples-

mente representa as relações entre os diferentes critérios e subcritérios de um problema (Saaty, 1980). Essas comparações geram valores numéricos que seguem a escala de importância proposta por Saaty. A tabela 4 a seguir apresenta a matriz de comparação paritária dos critérios adotados no presente trabalho.

**Tabela 4:** Matriz de comparação paritária

	Aumento da erosão do solo	Aumento da compactação do solo	Aumento da salinização do solo	Aumento da temperatura ambiental	Diminuição da precipitação	Diminuição da cobertura vegetal	Redução da produção e produtividade agropecuária
Aumento da erosão do solo	1	4	8	1/3	1/3	1/3	2
Aumento da compactação do solo	1/4	1	5	1/5	1/5	1/5	1/3
Aumento da salinização do solo	1/8	1/5	1	1/9	1/9	1/9	1/7
Aumento da temperatura ambiental	3	5	9	1	1	1	3
Diminuição da precipitação	3	5	9	1	1	1	3
Diminuição da cobertura vegetal	3	5	9	1	1	1	3
Redução da produção e produtividade agropecuária	1/2	3	7	1/3	1/3	1/3	1

Fonte: Elaborada pelo autor, 2017.

Os julgamentos são feitos comparando-se o elemento linha aos pares respectivos nas colunas. Dessa forma, tem-se: o critério “aumento da erosão do solo” tem importância mais moderada sobre o critério “aumento da compactação do solo”. Apresenta ainda importância muito mais forte sobre o critério “aumento da salinização do solo” e importância ligeiramente superior ao critério “redução da produção e produtividade agropecuária”. As células que apresentam frações representam os julgamentos recíprocos, ou seja, valores apresentados na forma inversa ao peso atribuído na avaliação, de tal forma que se o critério “aumento da erosão do solo” é

4 vezes mais importante que o critério “aumento da compactação do solo”, logo, “aumento da compactação do solo” apresentará um quarto da força de “aumento da erosão do solo”. As mesmas análises podem ser realizadas comparando os demais critérios em pares.

### 6.2 Cálculo do Índice de Consistência

Inicialmente, os julgamentos paritários serão normalizados para a obtenção do Índice de Consistência (IC), dividindo os valores dos pesos de julgamento sobre a soma apurada para cada coluna, como mostram as tabelas 5 e 6.

**Tabela 5:** Totalização das colunas para normalização

	Aumento da erosão do solo	Aumento da compactação do solo	Aumento da salinização do solo	Aumento da temperatura ambiental	Diminuição da precipitação	Diminuição da cobertura vegetal	Redução da produção e produtividade agropecuária
Aumento da erosão do solo	1	4	8	1/3	1/3	1/3	2
Aumento da compactação do solo	1/4	1	5	1/5	1/5	1/5	1/3
Aumento da salinização do solo	1/8	1/5	1	1/9	1/9	1/9	1/7
Aumento da temperatura ambiental	3	5	9	1	1	1	3
Diminuição da precipitação	3	5	9	1	1	1	3
Diminuição da cobertura vegetal	3	5	9	1	1	1	3
Redução da produção e produtividade agropecuária	1/2	3	7	1/3	1/3	1/3	1
TOTAL	10,88	23,20	48,00	3,98	3,98	3,98	12,48

Fonte: Elaborada pelo autor, 2017.

**Tabela 6:** Normalização dos julgamentos

	Aumento da erosão do solo	Aumento da compactação do solo	Aumento da salinização do solo	Aumento da temperatura ambiental	Diminuição da precipitação	Diminuição da cobertura vegetal	Redução da produção e produtividade agropecuária
Aumento da erosão do solo	0,092	0,172	0,167	0	0	0	0,160
Aumento da compactação do solo	0,023	0,043	0,104	0	0	0	0,027
Aumento da salinização do solo	0,011	0,009	0,021	0	0	0	0,011
Aumento da temperatura ambiental	0,276	0,216	0,188	1/4	1/4	1/4	0,240
Diminuição da precipitação	0,276	0,216	0,188	1/4	1/4	1/4	0,240
Diminuição da cobertura vegetal	0,276	0,216	0,188	1/4	1/4	1/4	0,240
Redução da produção e produtividade agropecuária	0,046	0,129	0,146	0	0	0	0,080

Fonte: Elaborada pelo autor, 2017.

Em seguida, é preciso calcular o vetor de Eigen, o qual determina a contribuição de cada critério para atingir a meta organizacional. Esse vetor é obtido pela mé-

dia aritmética dos valores de cada um dos critérios (VARGAS, 2010). A tabela 7 a seguir apresenta os valores encontrados para este estudo de caso.

**Tabela 7:** Vetor de Eigen

Aumento da erosão do solo	Aumento da compactação do solo	Aumento da salinização do solo	Aumento da temperatura ambiental	Diminuição da precipitação	Diminuição da cobertura vegetal	Redução da produção e produtividade agropecuária
0,120	0,050	0,019	0,239	0,239	0,239	0,093

Fonte: Elaborada pelo autor, 2017.

Esses valores representam a participação percentual de cada um dos itens, ou seja, sua importância, o que é de grande relevância quando se trabalha com AHP. Após o cálculo do vetor de Eigen, calcula-se o número principal de Eigen, o qual é

resultado da somatória do produto de cada elemento do vetor de Eigen pelo valor total de cada coluna obtida na matriz de comparação paritária. A seguir é apresentado o cálculo do número principal de Eigen.

$$(0,12 \cdot 10,88) + (0,05 \cdot 23,20) + (0,019 \cdot 48) + (0,239 \cdot 3,98) + (0,239 \cdot 3,98) + (0,239 \cdot 3,98) + (0,093 \cdot 12,48) = 7,41$$

Em seguida, é preciso calcular o índice de Consistência (CI). Saaty (2013) determina que esse índice é obtido pela equação 1 a seguir:

De tal forma que o valor de “RI” pode ser observado na tabela 8 a seguir proposta por Saaty (2008).

**Tabela 8:** Índices de consistência aleatória

N	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
R1	0	0	0,58	0,9	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49

Equação 1: Índice de Consistência

$$CI = (\lambda_{Max} - n) / (n - 1)$$

Em que:

$\lambda_{Max}$ : número principal de Eigen;

n: número de critérios da matriz.

Em que:

N: Número de critérios adotados.

Logo:

$$CI = (7,41 - 7) / (7 - 1) = 0,069$$

$$CR = 0,069 / 1,32 = 0,052$$

Em seguida, será calculada a taxa de consistência (CR), de tal forma que a matriz será considerada consistente se a razão for menor que 10% (0,1), segundo Vargas (2010). Logo, a equação 2 a seguir representa a taxa de consistência:

Logo:  $0,052 < 0,1$ . Portanto, a matriz de comparação paritária dos critérios é consistente.

Equação 2: Taxa de consistência

$$CR = (CI/RI) < 0,1 \sim 10\%$$

Em que:

RI: Índice de Consistência Aleatória.

### 6.3 Julgamento holístico dos critérios e das alternativas

Julgamento holístico é um tipo de julgamento pautado na observação a partir do todo. No processo sugerido para esse estudo de caso, são atribuídos pesos a todos os critérios e alternativas. Nessa etapa foram construídas matrizes comparando todas as alternativas, tendo como norteador cada um dos critérios escolhidos. Dessa forma, o deci-

sor foi orientado a atribuir pesos conforme a força da alternativa diante das demais, pautando-se pelo critério norteador. A equação 3 a seguir apresenta a atribuição de julgamentos.

Equação 3: Atribuição de julgamentos

$$\text{Se } R_j > j.: (R_j - j) + 1$$

$$\text{Se } R_j < j.: 1 / [(j - R_j) + 1]$$

Em que:

R<sub>j</sub>: referência de julgamento (elemento linha na matriz de comparação paritária);

J: julgado (elemento coluna na matriz de comparação paritária).

No julgamento holístico, três passos devem ser seguidos, segundo Godoi (2014). São eles:

- 1) Atribuir peso aos itens;
- 2) Utilizar as fórmulas para a construção dos julgamentos na matriz de julgamentos paritários;
- 3) Proceder às análises de consistência e verificação da melhor alternativa.

Nesse contexto, seguem as etapas de execução do julgamento holístico para esse estudo de caso. A tabela 9 apresenta os pesos dos critérios e a tabela 10 apresenta o julgamento para os critérios e seu respectivo CR.

**Tabela 9:** Pesos dos critérios

CRITÉRIOS	Aumento da erosão do solo	Aumento da compactação do solo	Aumento da salinização do solo	Aumento da temperatura ambiental	Diminuição da precipitação	Diminuição da cobertura vegetal	Redução da produção e produtividade agropecuária
<b>PESO</b>	3	1	1	5	5	5	2

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

**Tabela 10:** Julgamento holístico dos critérios

	Aumento da erosão do solo	Aumento da compactação do solo	Aumento da salinização do solo	Aumento da temperatura ambiental	Diminuição da precipitação	Diminuição da cobertura vegetal	Redução da produção e produtividade agropecuária
Aumento da erosão do solo	1	3	3	0,333	0,333	0,333	2
Aumento da compactação do solo	0,333	1	1	0,2	0,2	0,2	0,5
Aumento da salinização do solo	0,333	1	1	0,2	0,2	0,2	0,5
Aumento da temperatura ambiental	3	5	5	1	1	1	4
Diminuição da precipitação	3	5	5	1	1	1	4
Diminuição da cobertura vegetal	3	5	5	1	1	1	4
Redução da produção e produtividade agropecuária	0,5	2	2	0,25	0,25	0,25	1

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

CR= 0,015

Como  $CR < 0,1$ , os pesos atribuídos na matriz de julgamento dos critérios se mostraram consistentes.

A partir disso, o julgamento holístico foi aplicado a cada uma das alternativas existentes, seguindo o mesmo roteiro da etapa descrita anteriormente. As tabelas 11 a 24 a seguir demonstram o desenvolvimento do julgamento holístico das alternativas.

**Tabela 11:** Pesos das alternativas - critério “aumento da erosão do solo”

ALTERNATIVAS	Desmatamento	Queimadas	Substituição da vegetação nativa	Manejo da água de irrigação	Sobrepastoreio
<b>PESOS</b>	7	2	4	4	2

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

**Tabela 12:** Julgamento holístico das alternativas - critério “aumento da erosão do solo”

Aumento da erosão do solo	Desmatamento	Queimadas	Substituição da vegetação nativa	Manejo da água de irrigação	Sobrepastoreio
Desmatamento	1	6	4	4	6
Queimadas	0,167	1	0,33	0,33	1
Substituição da vegetação nativa	0,25	3	1	1	3
Manejo da água de irrigação	0,25	3	1	1	3
Sobrepastoreio	0,167	1	0,33	0,33	1

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

CR= 0,016

**Tabela 13:** Pesos das alternativas - critério “aumento da compactação do solo”

ALTERNATIVAS	Desmatamento	Queimadas	Substituição da vegetação nativa	Manejo da água de irrigação	Sobrepastoreio
<b>PESOS</b>	1	1	1	1	5

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

**Tabela 14:** Julgamento holístico das alternativas - critério “aumento da compactação do solo”

Aumento da compactação do solo	Desmatamento	Queimadas	Substituição da vegetação nativa	Manejo da água de irrigação	Sobrepastoreio
Desmatamento	1	1	1	1	0,2
Queimadas	1	1	1	1	0,2
Substituição da vegetação nativa	1	1	1	1	0,2
Manejo da água de irrigação	1	1	1	1	0,2
Sobrepastoreio	5	5	5	5	1

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.



CR= 0

**Tabela 15:** Pesos das alternativas - critério “aumento da salinização do solo”

ALTERNATIVAS	Desmatamento	Queimadas	Substituição da vegetação nativa	Manejo da água de irrigação	Sobrepastoreio
PESOS	1	1	1	5	1

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

**Tabela 16:** Julgamento holístico das alternativas - critério “aumento da salinização do solo”

Aumento da salinização do solo	Desmatamento	Queimadas	Substituição da vegetação nativa	Manejo da água de irrigação	Sobrepastoreio
Desmatamento	1	1	1	0,2	1
Queimadas	1	1	1	0,2	1
Substituição da vegetação nativa	1	1	1	0,2	1
Manejo da água de irrigação	5	5	5	1	5
Sobrepastoreio	1	1	1	0,2	1

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

CR= 0

**Tabela 17:** Pesos das alternativas - critério “aumento da temperatura ambiental”

ALTERNATIVAS	Desmatamento	Queimadas	Substituição da vegetação nativa	Manejo da água de irrigação	Sobrepastoreio
PESOS	1	5	1	1	1

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

**Tabela 18:** Julgamento holístico das alternativas - critério “aumento da temperatura ambiental”

Aumento da temperatura ambiental	Desmatamento	Queimadas	Substituição da vegetação nativa	Manejo da água de irrigação	Sobrepastoreio
Desmatamento	1	0,2	1	1	1
Queimadas	5	1	5	5	5
Substituição da vegetação nativa	1	0,2	1	1	1
Manejo da água de irrigação	1	0,2	1	1	1
Sobrepastoreio	1	0,2	1	1	1

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

CR= 0

**Tabela 19:** Pesos das alternativas - critério “diminuição da precipitação”

ALTERNATIVAS	Desmatamento	Queimadas	Substituição da vegetação nativa	Manejo da água de irrigação	Sobrepastoreio
<b>PESOS</b>	4	2	1	1	1

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

**Tabela 20:** Julgamento holístico das alternativas - critério “diminuição da precipitação”

Diminuição da precipitação	Desmatamento	Queimadas	Substituição da vegetação nativa	Manejo da água de irrigação	Sobrepastoreio
Desmatamento	1	3	4	4	4
Queimadas	0,33	1	3	3	3
Substituição da vegetação nativa	0,25	0,33	1	1	1
Manejo da água de irrigação	0,25	0,33	1	1	1
Sobrepastoreio	0,25	0,33	1	1	1

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

CR= 0,016

**Tabela 21:** Pesos das alternativas - critério “diminuição da cobertura vegetal”

ALTERNATIVAS	Desmatamento	Queimadas	Substituição da vegetação nativa	Manejo da água de irrigação	Sobrepastoreio
<b>PESOS</b>	5	1	1	1	1

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

**Tabela 22:** Julgamento holístico das alternativas - critério “diminuição da cobertura vegetal”

Diminuição da cobertura vegetal	Desmatamento	Queimadas	Substituição da vegetação nativa	Manejo da água de irrigação	Sobrepastoreio
Desmatamento	1	5	5	5	5
Queimadas	0,2	1	1	1	1
Substituição da vegetação nativa	0,2	1	1	1	1
Manejo da água de irrigação	0,2	1	1	1	1
Sobrepastoreio	0,2	1	1	1	1

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

CR= 0

**Tabela 23:** Pesos das alternativas - critério “redução da produção e produtividade primária”

ALTERNATIVAS	Desmatamento	Queimadas	Substituição da vegetação nativa	Manejo da água de irrigação	Sobrepastoreio
PESOS	3	2	1	2	1

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

**Tabela 24:** Julgamento holístico das alternativas - critério “redução da produção e produtividade primária”

Redução da produção e produtividade agropecuária	Desmatamento	Queimadas	Substituição da vegetação nativa	Manejo da água de irrigação	Sobrepastoreio
Desmatamento	1	2	3	2	3
Queimadas	0,5	1	2	1	2
Substituição da vegetação nativa	0,33	0,5	1	0,5	1
Manejo da água de irrigação	0,5	1	2	1	2
Sobrepastoreio	0,33	0,5	1	0,5	1

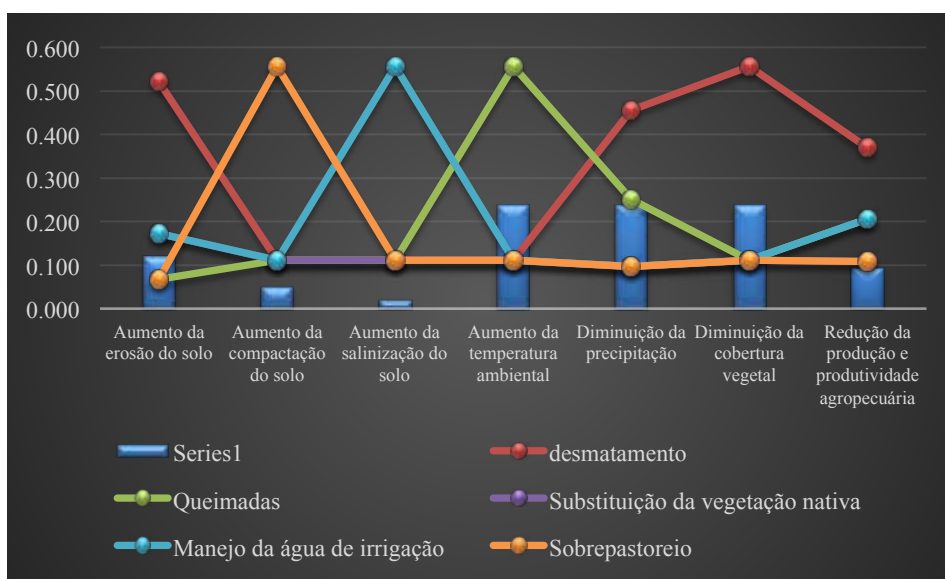
Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

CR= 0,001

De acordo com as interpretações dos valores de CR para as alternativas perante cada um dos critérios, observa-se que todos os valores são consistentes.

A partir daí é possível inferir a hierarquização das ações antrópicas, as quais estão mais vulneráveis ao processo de desertificação. Isso pode ser observado no gráfico a seguir.

**Figura 2:** Gráfico de performance das alternativas



Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

A tabela 25 a seguir exemplifica como se comportou, portanto, a hierarquia da vulnerabilidade das ações antrópicas para a ocorrência da desertificação. Percebe-se, portanto, que o desmatamento é a alternativa mais vulnerável para a ocorrência do fenômeno, seguido de queimadas, manejo de água de irrigação, sobrepastoreio e substituição da vegetação nativa.

**Tabela 25:** Hierarquização das alternativas

Hierarquia	
Desmatamento	0,319
Queimadas	0,202
Manejo da água de irrigação	0,195
Sobrepastoreio	0,166
Substituição da vegetação nativa	0,118

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

#### 6.4 Análise de sensibilidade

Em tomada de decisão, a análise de sensibilidade é uma etapa muito importante. Em suma, esse tipo de análise é utilizado para tomar melhores decisões, ou ainda, decidir quais dados estimados devem ser refinados antes de tomar uma decisão. Ademais, sua utilização é necessária para concentrar-se nos elementos críticos durante a implementação de uma ação. Geralmente ela é realizada considerando a sensibilidade do valor da variável dependente, devido a mudanças dos valores das variáveis independentes (ESCHENBACH, 1999).

Para esse estudo de caso, a análise de sensibilidade foi realizada da seguinte forma: os valores dos pesos atribuídos para cada uma das alternativas (ações antrópicas) foram completamente alterados, com o objetivo de mudar totalmente as preferências dos decisores para analisar o comportamento das variáveis utiliza-

das. As tabelas 26 a 32 a seguir resumem como essas alternativas se comportaram perante as mudanças de cenário.

**Tabela 26:** Análise de sensibilidade - critério “aumento da erosão do solo”

Critério	Aumento da erosão do solo	
Alternativas	Pesos	Hierarquia
Queimadas	7	0,344
Sobrepastoreio	7	0,344
Substituição da vegetação nativa	5	0,133
Manejo da água de irrigação	5	0,133
Desmatamento	2	0,045

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

**Tabela 27:** Análise de sensibilidade - critério “aumento da compactação do solo”

Critério	Aumento da compactação do solo	
Alternativas	Pesos	Hierarquia
Desmatamento	6	0,485
Manejo da água de irrigação	4	0,227
Substituição da vegetação nativa	3	0,143
Queimadas	2	0,089
Sobrepastoreio	3	0,057

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

**Tabela 28:** Análise de sensibilidade - critério “aumento da salinização do solo”

Critério	Aumento da salinização do solo	
Alternativas	Pesos	Hierarquia
Desmatamento	4	0,484
Queimadas	1	0,229
Sobrepastoreio	3	0,147
Substituição da vegetação nativa	3	0,095
Manejo da água de irrigação	3	0,045

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

**Tabela 29:** Análise de sensibilidade - critério “aumento da temperatura ambiental”

Critério	Aumento da temperatura ambiental	
Alternativas	Pesos	Hierarquia
Desmatamento	4	0,349
Sobrepastoreio	3	0,184
Substituição da vegetação nativa	3	0,184
Manejo da água de irrigação	3	0,184
Queimadas	2	0,098

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

**Tabela 30:** Análise de sensibilidade - critério “diminuição da precipitação”

Critério	Diminuição da precipitação	
Alternativas	Pesos	Hierarquia
Queimadas	5	0,402
Manejo da água de irrigação	4	0,245
Sobrepastoreio	3	0,137
Substituição da vegetação nativa	3	0,137
Desmatamento	2	0,079

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

**Tabela 31:** Análise de sensibilidade - critério “diminuição da cobertura vegetal”

Critério	Diminuição da cobertura vegetal	
Alternativas	Pesos	Hierarquia
Queimadas	4	0,298
Substituição da vegetação nativa	4	0,298
Manejo da água de irrigação	3	0,158
Sobrepastoreio	3	0,158
Desmatamento	2	0,088

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

**Tabela 32:** Análise de sensibilidade - critério “redução da produção e produtividade agropecuária”

Critério	Redução da produção e produtividade agropecuária	
Alternativas	Pesos	Hierarquia
Queimadas	5	0,298
Manejo da água de irrigação	5	0,298
Substituição da vegetação nativa	4	0,158
Sobrepastoreio	4	0,158
Desmatamento	3	0,088

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

Portanto, sintetizando o que foi exposto nas tabelas acima, teremos como nova hierarquia, considerando a análise de sensibilidade, o que está descrito na tabela 33.

**Tabela 33:** Hierarquia após análise de sensibilidade

Hierarquia	
Queimadas	0,251
Desmatamento	0,231
Manejo da água de irrigação	0,184
Sobrepastoreio	0,169
Substituição da vegetação nativa	0,164

Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

Nesse contexto, percebe-se que, mesmo após a análise de sensibilidade, a hierarquia das alternativas se manteve praticamente inalterada, já que somente houve uma mudança de posições entre as alternativas “queimadas” e “desmatamento”. Dessa forma, segundo as preferências do decisor, a hierarquia a ser considerada como resultado final desse trabalho é a elaborada após a realização do julgamento holístico das alternativas, descrita na tabela 25.

## 7 CONCLUSÃO

Com a realização desse trabalho pode-se observar o quanto as ações antrópicas inerentes à realização das diversas atividades econômicas desenvolvidas no Semiárido brasileiro afetam a qualidade da área e a levam a um patamar de desertificação acentuada. Tal fenômeno compromete a qualidade não somente do meio, mas também da população que lá reside, a qual depende da produtividade dos recursos disponíveis na região.

Com a utilização do método AHP, sob a ótica do modelo multicritério de decisão, foi possível hierarquizar e avaliar quais dessas ações antrópicas merecem maior destaque e, portanto, maiores cuidados por parte dos gestores públicos em suas tomadas de decisão, principalmente no que diz respeito à priorização de medidas emergenciais com foco na minimização do problema da desertificação. A facilidade de aplicação da metodologia ainda permite replicá-la para outros problemas ambientais que assolam o país e que comprometem a manutenção da vida, o que pode vir a contribuir em demasia tanto para a ciência como para a gestão pública.

## 8 REFERÊNCIAS

ALMEIDA, A.T. & COSTA, A.P.C.S. (2003). **Aplicações com Métodos Multicritério de Apoio a Decisão**. Universitária UFPE, Recife.

AMARAL E SILVA, C. C. **Gerenciamento de riscos ambientais: Curso de Gestão Ambiental**. São Paulo: USP, 2004.

ARAÚJO, F. T. V. **Metodologia de Avaliação Multicritério da Vulnerabilidade à Desertificação no Semiárido**. 2014. 200f. (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Ceará, Ceará, 2014. Disponível em: < [http://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/11592/1/2014\\_tese\\_ftvaraujo.pdf](http://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/11592/1/2014_tese_ftvaraujo.pdf)> Acesso em: 23 out. 2017.

ARAÚJO, F. T. V.; NUNES, A. B. A.; SOUZA FILHO, F. A. Desertificação e pobreza: existe um equilíbrio de baixo nível? **Revista Econômica do Nordeste**, Fortaleza, v. 45, n. 1, p. 106-119, jan./mar., 2014.

BRASIL. **Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca** – PAN BRASIL. Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Recursos Hídricos, Brasília, 2004.

CAMPOS, J. N. B. Vulnerabilidades hidrológicas do semi-árido às secas. **Planejamento e Políticas Públicas**, n. 16, p. 261-298, 2009.

CAMPOS, V. R.; ALMEIDA, A. T. Modelo Multicritério de Decisão para localização de Nova Jaguaribara com *Vip Analysis*. **Pesquisa Operacional**, v. 26, n. 1, p. 91-107. 2006.

CHAN, A H.S., KWOK W.Y., DUFFY V. G. Using AHP for determining priority in a safety management system. **Industrial Management & Data Systems**, v. 104, n. 5, p 430–445, 2004.

COSTA, Helder Gomes. Introdução ao método de análise hierárquica: análise multicritério no auxílio a decisão. Niteroi: H.G.C., 2002.

ESCHENBACH, T. G. **Spiderplots versus Tornado diagrams for Sensitivity Analysis**; Interfaces, 1999,6, p.40.

GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. Dynamic causal patterns of desertification. **Bioscience**, v. 54, n. 9, p. 817-829, 2004.

GODOI, W. C. **Métodos de Construção das Matrizes de Julgamento Paritários no AHP- Método do Julgamento Holístico**. Universidade Tecnológica Federal do Paran, v.10, n 3, p. 474-493, 2014.

GOMES, L.F.A.M.; GOMES, C.F.S. & ALMEIDA, A.T. (2002). **Tomada de Decisão Gerencial: Enfoque Multicritério**. Editora Atlas, Rio de Janeiro.

GOMES, M. A. F.; PEREIRA, L. C. **Áreas Frágeis no Brasil: Subsídios à Legislação Ambiental**. EMBRAPA Meio Ambiente. 2011.

MARINS, C. S; SOUZA, D. O; BARROS, M. S. O uso do método de análise hierárquica (AHP) na tomada de decisões gerenciais: um estudo de caso. In: SBPO 2009, 41, 2009, Porto Seguro. **Anais...** Porto Seguro: UEM, 2009.

MATALLO JUNIOR, H. **Indicadores de desertificação: histórico e perspectivas**. Edições UNESCO: Brasil, 2001, 80p.

NUNES JUNIOR, L. F. **Tomada de decisão com múltiplos critérios: Pesquisa-Ação sobre o Método AHP em Pequenas Empresas**. 2006. 126 f. (Mestrado em Gestão e Desenvolvimento Regional). Departamento de Economia, Universidade de Taubaté, Taubaté, 2006.

RETCHLESS, T. P. **Ranking u.s. army generals of the twentieth century using the group analytic hierarchy process**. 2005. 125 f. (Doutorado em Decision And Information Technologies), Department Of Decision And Information Technologies, University Of Maryland, Baltimore, 2005.

ROCHE, H. Analisis multicriterio em la toma de decisiones. Metodos Cuantitativos aplicados a la administracion. **Analisis multicriterio - AHP**. 2004. Material apoyo AHP, 11 f.

SAATY, T. L. **The Analytic Hierarchy Process**. New York: McGraw-Hill, 1980.

SAATY, T. L. Decision making with the analytic hierarchy process. **International Journal Of Services Sciences**, Pittsburgh, v. 1, n. 1, p.83-98, 01 jan. 2008.

SILVA, M. G.; CÂNDIDO, G. A.; MARTINS, M. F. Método de Construção do Índice de Desenvolvimento Local Sustentável: Uma Proposta Metodológica e Aplicada. **Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais**, Campina Grande, v. 11, n.1, p. 55-72, 2009.

VARGAS, R. V. Utilizando a programação multicritério (analytic hierarchy process - AHP) para selecionar e priorizar projetos na gestão de portfólio. In: PMI GLOBAL CONGRESS 2010, 2010, Washington. **Anais**. Washington: Pmi Global, 2010. p. 1 - 22.

VINCKE, P. (1992). **Multicriteria Decision-aid**. John Wiley & Sons.

# Índice de estado trófico para fósforo total (IET-PT) aplicado em afluente da Represa Bortolan em Poços de Caldas (MG)

*Total phosphorus trophic state index (TP-TSI) applied for Bortolan Dam tributary in the Poços de Caldas (MG)*

- **Data de entrada:**  
14/07/2017
- **Data de aprovação:**  
20/02/2018

Diego de Souza Sardinha\*/Antonio Donizetti Goncalves de Souza/Antonio Marciano da Silva/  
Cochise Ricci Libanio/Paulo Henrique Bretanha Junker Menezes/Rafael de Oliveira Tiezzi

DOI: 10.4322/dae.2019.018

## Resumo

O exutório da bacia do Córrego da Ariranha situa-se na represa Bortolan, importante reservatório para geração de energia e atividades de recreação em Poços de Caldas (MG). Como a eutrofização pode levar à alteração da qualidade da água, este trabalho avaliou o índice de estado trófico para fósforo total nas águas pluviais e fluviais durante um ano hidrológico. Os valores indicam que as águas pluviais apresentaram qualidade de boa a intermediária, oligotróficas ( $47 < IET \leq 52$ ) a mesotróficas ( $52 < IET \leq 59$ ) com potencial de desenvolvimento do processo de eutrofização. Para as águas pluviais, os valores indicam água limpa, ultraoligotróficas ( $IET \leq 47$ ) e oligotróficas ( $47 < IET \leq 52$ ), com concentrações insignificantes e/ou baixas de nutrientes que não acarretam em prejuízos aos usos da água de chuva. Este trabalho reúne informações importantes para subsidiar o monitoramento das águas e permitir o emprego de ações preventivas de manejo neste importante reservatório.

**Palavras-chave:** Bacia hidrográfica. Águas pluviais. Águas pluviais. Eutrofização.

## Abstract

*The Ariranha Stream basin mouth is located at the Bortolan dam, an important reservoir for power generation and recreation activities at Poços de Caldas (MG). As eutrophication can lead to water quality changes, this work evaluated rainwater and river waters trophic state index for total phosphorus during a hydrological year. The river waters presented a good to intermediate quality, oligotrophic ( $47 < IET \leq 52$ ) to mesotrophic ( $52 < IET \leq 59$ ), with potential eutrophication process development. Data indicate clean water for rainwater, ultraoligotrophic ( $IET \leq 47$ ) to oligotrophic ( $47 < IET \leq 52$ ), with insignificant and/or low nutrients concentrations that do not cause damages to the rainwater uses. This work gathers important information in order to support water monitoring and allows preventive management actions in this important reservoir.*

**Keywords:** Watershed. River waters. Rainwater. Eutrophication.

**Diego de Souza Sardinha** – Engenheiro Ambiental. Mestre e Doutor em Geologia Regional. Professor-adjunto do Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT) da Universidade Federal de Alfenas (Unifal).

**Antonio Donizetti Goncalves de Souza** – Biólogo. Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental. Doutor em Ecologia e Recursos Naturais. Professor Associado do Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT) da Universidade Federal de Alfenas (Unifal).

**Antonio Marciano da Silva** – Engenheiro Agrônomo. Mestre em Hidrologia Aplicada. Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Professor Visitante Sênior Nacional do Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT) da Universidade Federal de Alfenas (Unifal) com bolsa CAPES.

**Cochise Ricci Libanio** – Geógrafo. Mestrando em Ciências Ambientais. Técnico do Laboratório de Ecossistemas Aquáticos de Solos do Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT) da Universidade Federal de Alfenas (Unifal).

**Paulo Henrique Bretanha Junker Menezes** – Engenheiro Ambiental, Mestre e Doutor em Geociências Aplicadas. Professor-adjunto do Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT) da Universidade Federal de Alfenas (Unifal).

**Rafael de Oliveira Tiezzi** – Engenheiro Ambiental. Mestre em Planejamento Energético. Doutor em Recursos Hídricos, Energéticos e Ambientais. Professor-adjunto do Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT) da Universidade Federal de Alfenas (Unifal).

\***Endereço para correspondência:** Rodovia José Aurélio Vilela, nº 11.999 (BR 267 - Km 533) Cidade Universitária - CEP 37715-400 - Poços de Caldas (MG). E-mail: diego.sardinha@unifal-mg.edu.br.

## 1 INTRODUÇÃO E OBJETIVO

A bacia hidrográfica é uma área de captação natural da água de precipitação, que faz convergir os escoamentos para um único ponto de saída, o exutório. Seus limites são estabelecidos topograficamente pela linha que une os pontos de maior altitude e que definem os divisores de água. A área de uma bacia hidrográfica contempla atividades agrícolas, industriais, formações vegetais, nascentes, córregos e riachos, lagoas e represas, rochas e solos, ou seja, todos os habitats e unidades da paisagem antrópica e natural.

Em condições naturais, a qualidade da água em uma bacia hidrográfica é afetada pelo escoamento superficial, infiltração e interação água-rocha/solo, resultantes da precipitação atmosférica. Em condições antrópicas, a qualidade da água pode ser afetada pelos despejos domésticos, industriais e/ou agrícolas, por meio da aplicação de fertilizantes, defensivos agrícolas e materiais particulados presentes na atmosfera. Assim, segundo Sardinha et al. (2015), o estudo da qualidade e disponibilidade dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica é primordial para a compreensão das alterações causadas por fenômenos naturais e/ou antrópicos.

A mudança provocada no sistema aquático por meio de ações antrópicas domésticas, industriais e/ou agrícolas interfere diretamente na eutrofização do sistema aquático (CARLSON, 1977; KRATZER & BREZONIK, 1981; OSGOOD, 1982; WHITMORE, 1989; SALAS & MARTINO, 1991; DODDS et al., 1991; DICENZO et al., 1996; MATTHEWS et al., 2002; SMITH et al., 2006; ZANINI et al., 2010; ANDRIETTI et al., 2016, ALVES et al., 2017). A eutrofização é o aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio nos ecossistemas aquáticos, que tem como consequência o aumento de suas produtividades e pode levar a alteração no sabor, odor, turbidez, redução de oxigênio dissolvido e contaminação da água (ESTEVES, 1998; LAMPARELLI, 2004; TUNDISI,

2005). A produção de energia hidroelétrica também pode ser afetada pela presença excessiva de macrófitas aquáticas.

O estado trófico é uma propriedade importante dos ecossistemas aquáticos, pois reflete a influência antropogênica na qualidade da água e o funcionamento ecológico de rios, lagos e reservatórios (CUNHA et al., 2013). De forma a se poder caracterizar o estágio de eutrofização em que se encontra um corpo d'água, possibilitando a tomada de medidas preventivas e/ou corretivas, é interessante a adoção de um sistema classificatório (VON SPERLING, 2014). Segundo Fia et al. (2009), um índice de estado trófico funciona como um registro das atividades humanas em bacias hidrográficas, oferecendo subsídios para a formulação de planos de manejo e gestão de ecossistemas aquáticos. Nesse sentido, o índice de estado trófico classifica os corpos d'água em diferentes graus de trofia, avaliando a qualidade das águas quanto ao enriquecimento por nutrientes e seus efeitos relacionados ao crescimento de cianobactérias, algas e macrófitas aquáticas.

O exutório da bacia do Córrego da Ariranha situa-se na represa Bortolan, que movimenta as turbinas da Central Geradora Hidrelétricas (CGH de Bortolan) e é frequentada por praticantes de esportes náuticos e turistas em geral. A alteração na qualidade de água deste importante sistema pode promover vários efeitos em níveis biológicos, econômicos, sociais e de saúde pública. Nesse sentido, o presente trabalho tem como objetivo avaliar o índice de estado trófico para fósforo total (IET-PT) das águas pluviais e fluviais da bacia do Córrego da Ariranha, Poços de Caldas (MG). O fósforo total é um dos nutrientes que atuam como agente causador de interferências para os usos desejáveis da água. Além disso, são poucos os estudos, como o de Garcia & Cardoso (2015), que relacionam o índice de estado trófico para fósforo total nas águas superficiais em relação à deposição atmosférica em uma bacia hidrográfica.



## 2 CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO

A bacia do Córrego da Ariranha possui uma área de 6,3 km<sup>2</sup> e situa-se entre os paralelos 21°47'55" e 21°49'07" S e meridianos 46°38'27" e 46°40'17" W, na região noroeste do município de Poços de Caldas (Figura 1), região de expansão comercial e imobiliária, segundo a revisão do Plano Diretor Municipal (PMPC, 2006). O Córrego da Ariranha possui um uso do solo diversificado com culturas anuais como a batata, o milho e o café, antigas áreas de mineração de bauxita reflorestadas com silvicultura de eucaliptos, pastos para a criação de gado de corte e leite, matas nativas e pequenos aglomerados, áreas consolidadas para empreendimentos imobiliários (Figura 1). Quanto à cobertura vegetal, a região possui uma diversidade variada, e caracteriza-se por contatos transicionais da floresta estacional semidecidual à floresta ombrófila mista, com a ocorrência de cerrado gramíneo lenhoso e, em áreas restritas, florestas estacionais (IBAMA, 1990).

O contexto geomorfológico de Poços de Caldas com relevos e declividades contrastantes, reflete-se na área da bacia do Córrego da Ariranha. A região Oeste da bacia é acompanhada em toda a

sua extensão pela cadeia de montanhas de maior declividade (dique anelar que possui estrutura circular e compreende as montanhas com topos restritos), de onde drenam oito das nove nascentes que contribuem com suas águas para a bacia do Córrego da Ariranha. A região Leste da bacia é formada pelo maciço alcalino interno, com morros e morrotes de topos arredondados e colinas.

Quanto à geologia, na área da bacia afloram tinguaitos de coloração acinzentada; são rochas equigranulares, porfíricas, mais grossas do que os fonólitos vulcânicos. Os tufos vulcânicos e/ou brechas de tinguaito afloram como brechas caóticas maciças, com fragmentos angulosos e acessórios de tamanhos variados, rodeados por material muito fino de coloração cinza. Na bacia afloram latossolos profundos, com pouca diferenciação entre horizontes, e cambissolos com sequência de horizontes A, Bi e C. Solos indiferenciados de várzea, pouco profundos, com características orgânicas e arenosas, e solos de brecha vulcânica, com pedogênese controlada pelo material de origem, também fazem parte da paisagem.

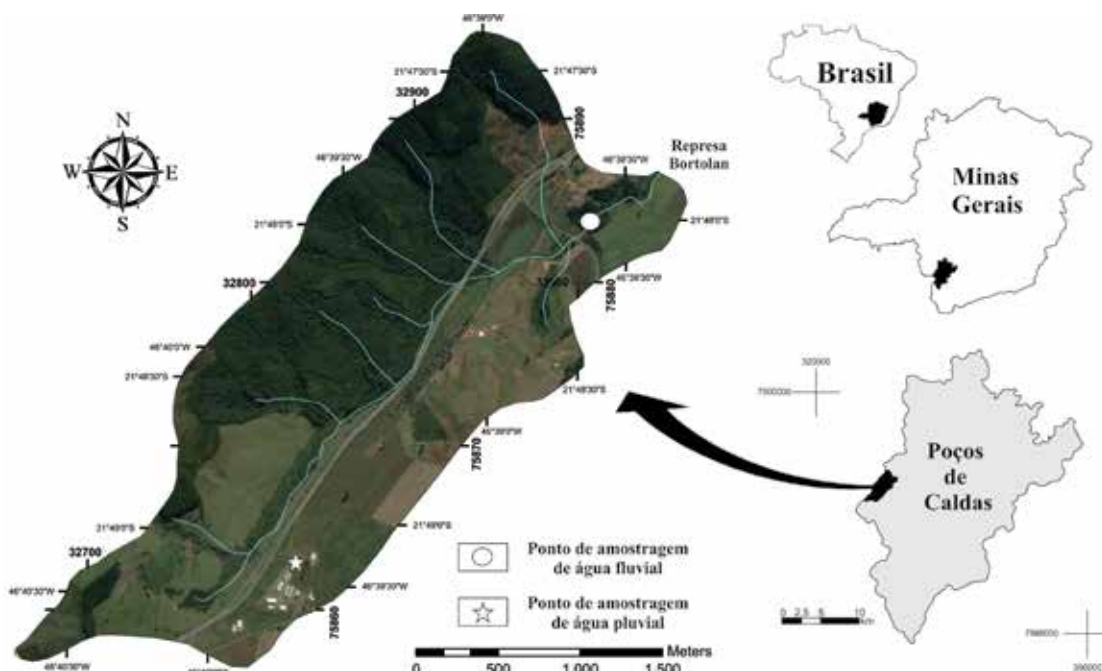


Figura 1. Localização e imagem do uso e ocupação do solo na bacia do Córrego da Ariranha em Poços de Caldas (MG).

Fonte: Imagem Google Earth Pro, 2015.

O clima da região da bacia é do tipo Cwb, de acordo com a classificação de Koppen, ou seja, mesotérmico com invernos secos e verões brandos. A estação seca ocorre de abril a setembro, com temperatura média de 15°C e total médio de chuvas de 315 mm; já a estação chuvosa, de outubro a março, tem temperatura média de 21°C e precipitações médias de 1430 mm (PMPC, 2007).

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

A fim de avaliar o índice de estado trófico para fósforo total, realizaram-se coletas de águas fluviais e pluviais na bacia do Córrego da Ariranha (Figura 1) durante um ano hidrológico. As águas pluviais foram coletadas entre 27/07/14 e 11/05/2015, totalizando 18 amostras. Para as águas fluviais foram realizadas amostragens mensalmente entre 04/06/2014 e 11/05/2015, sendo o ponto de amostragem localizado próximo ao exutório, onde se localiza a Represa Bortolan.

Para a amostragem das águas pluviais, foi utilizado coletor do tipo bulk (deposição seca e úmida), sendo composto por um recipiente de polietileno cilíndrico de 2600 mL, acoplado a um funil de aproximadamente 14 cm de diâmetro coberto por uma malha de 0,075 mm de abertura, ambos fixados a 1,50 metros do solo e próximo ao pluviômetro semiautomático Delta OHM 2013-DB. Para as águas fluviais foram coletadas amostras em três pontos na calha do Córrego Ariranha, margens direita e esquerda e no eixo principal da corrente, que foram compostas em uma única alíquota ainda em campo.

As amostras de águas foram analisadas em relação a temperatura ( $-10$  a  $55^{\circ}\text{C} \pm 0,3^{\circ}\text{C}$ ), pH ( $0$  a  $14 \pm 0,1$ ) e condutividade elétrica ( $0$  a  $100 \mu\text{S}/\text{cm} \pm 0,1\%$ ). Para isso, foi utilizado o equipamento com eletrodos de leitura direta, medidor portátil U-50 Multiparameter Water Quality Checkers (Horiba), previamente calibrado em laboratório

para pH  $4,00$  ( $4,01 \pm 0,01$  a  $25 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$ ) e  $7,00$  ( $7,01 \pm 0,01$  a  $25 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$ ). A condutividade elétrica foi calibrada usando solução padrão de KCl ( $1.0 \text{ mmol}/\text{L}$ ) de condutividade elétrica conhecida,  $147 \mu\text{S}/\text{cm}$  a  $25^{\circ}\text{C}$ .

Amostras também foram coletadas e armazenadas em garrafas de polietileno, previamente lavadas, e encaminhadas ao laboratório IV da Universidade Federal de Alfenas (Unifal), para análise de alcalinidade e fósforo total. A alcalinidade foi realizada por titulação em triplicata segundo metodologia APHA (2012). As concentrações de fósforo total também foram determinadas em triplicata por meio de espectrofotometria pela metodologia de Strickland & Parsons (1960) e Valderama (1981), por meio da curva de calibração com solução padrão de fosfato monobásico de potássio.

A vazão foi determinada utilizando-se uma régua limnométrica graduada para medida de nível da água, trena de aço graduada para largura e micromolinete Flow Rate Sensor Vernier para velocidade ( $0,00$  a  $4,00 \text{ m}/\text{s} \pm 0,01 \text{ m}/\text{s}$ ). A vazão foi estimada de acordo com a Equação (1).

$$Q = H.L.V \quad (1)$$

Onde:  $Q$  = vazão ( $\text{m}^3/\text{s}$ );  $H$  = profundidade do canal (m);  $L$  = largura do canal (m);  $V$  = velocidade de escoamento no canal ( $\text{m}/\text{s}$ ).

Neste trabalho, os resultados correspondentes ao fósforo total (IET-PT) devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que esse nutriente atua como o agente causador do processo. Com isso, o índice do estado trófico será composto pelas concentrações de fósforo total (IET-PT), modificados por Lamparelli (2004), sendo estabelecidos para ambientes lóticos, segundo a Equação (2).

$$IET_{PT} = 10 \times \left[ 6 - \left( \frac{0,42 - 0,36 \times \ln PT}{\ln 2} \right) \right] - 20 \quad (2)$$

Onde: PT = concentração de fósforo total medida à superfície da água, em µg/L; ln = logaritmo natural.

Os limites estabelecidos para as diferentes classes de trofia para a bacia do Córrego da Ariranha encontram-se na Tabela 1. A partir do cálculo do IET-PT, os rios de uma bacia hidrográfica podem ser classificados como (LAMPARELLI, 2004; CETESB 2016):

(a) ultraoligotrófico, corpos d'água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam em prejuízos aos usos da água;

(b) oligotrófico, corpos d'água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água, decorrentes da presença de nutrientes;

(c) mesotrófico, corpos d'água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos;

(d) eutrófico, corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos;

(e) supereutrófico, corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem com frequência alterações indesejáveis na qualidade da água, como a ocorrência de episódios florações de algas, e interferências nos seus múltiplos usos;

(f) hipereutrófico, corpos d'água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a episódios de florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

**Tabela 1.** Classificação do estado trófico para rios segundo índice de Carlson (1977). Adaptado de Lamparelli (2004).

Estado trófico	Critério	PT (µg/L)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	P ≤ 13
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	13 < P ≤ 35
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	35 < P ≤ 137
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	137 < P ≤ 296
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	296 < P ≤ 640
Hipereutrófico	IET > 67	640 < P

A fim de comparar os resultados obtidos nas águas fluviais e pluviais neste trabalho, foi calculado o transporte específico (t/ano) para o elemento fósforo. Para conhecer o transporte específico de fósforo total nas águas fluviais da bacia do Córrego da Ariranha, foi necessário relacionar a concentração média ponderada para cada parâmetro com a vazão média do rio durante o período de amostragem, ou seja, estimou-se a quantidade total evacuada pelo rio em t/ano. A concentração média ponderada do parâmetro (CEF) foi obtida pela Equação 3.

$$C_{EF} = \frac{\sum_{i=1}^n C_i \cdot Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} \quad (3)$$

Onde:  $C_{EF}$  = média ponderada do parâmetro nas águas fluviais (mg/L);  $C_i$  = concentração do parâmetro na i-ésima amostra (mg/L);  $Q_i$  = vazão do rio durante a coleta da i-ésima amostra (m<sup>3</sup>/s).

No caso da água pluvial, pode-se obter a deposição atmosférica de fósforo total (t/ano), considerando a concentração média ponderada pelo volume de precipitação (CEP), dada pela Equação 4, a área da bacia e a quantidade de precipitação durante o período de amostragem.

$$C_{EP} = \frac{\sum_{i=1}^n C_i \cdot P_i}{\sum_{i=1}^n P_i} \quad (4)$$

Onde:  $C_{EP}$  = concentração média ponderada pelo volume de precipitação;  $C_i$  = concentração do constituinte (mg/L) medida no evento  $i$ ;  $P_i$  = volume de precipitação (mm) medido no evento  $i$ .

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 4.1 Águas fluviais

As águas fluviais de pequenas bacias hidrográficas localizadas em áreas rurais, importantes produtoras de água, como o Córrego da Ariranha, estão sendo modificadas devido ao mau uso e ocupação do solo por atividades agrícolas, expansão urbana e atividades de mineração sem planejamento. Com isso, a fim de verificar aportes de fósforo total que possam resultar na deterioração dessa importante fonte de água, a Tabela 2 e a Figura 2 apresentam os resultados obtidos para as águas superficiais da bacia do Córrego da Ariranha.

**Tabela 2.** Vazão e parâmetros físicos e químicos analisados nas águas fluviais da bacia do Córrego Ariranha.

Amostragem	Vazão (m³/s)	T°C	pH	Cond <sup>1</sup> (µS/cm)	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	P <sup>2</sup> (µg/L)
04/06/2014	0,07	17,60	6,20	30,00	7,00	30,00
23/07/2014	0,07	15,90	5,90	30,00	7,70	20,00
22/08/2014	0,05	16,70	6,80	50,00	7,80	60,00
23/09/2014	0,04	19,90	6,60	60,00	14,20	60,00
14/10/2014	0,05	18,50	6,30	50,00	28,30	40,00
11/11/2014	0,12	22,40	5,90	40,00	7,50	20,00
17/12/2014	0,30	21,10	6,10	33,00	6,80	70,00
15/01/2015	0,29	21,80	6,20	33,00	7,50	120,00
11/02/2015	0,20	23,20	7,00	35,00	12,50	80,00
17/03/2015	0,12	21,60	7,10	38,00	15,00	40,00
27/04/2015	0,10	20,60	7,10	35,00	14,50	20,00
11/05/2015	0,08	19,10	5,90	78,00	12,50	20,00
<b>Média</b>	0,12	19,80	6,40	42,60	11,70	48,30
<b>Desvio Padrão</b>	0,09	2,23	0,45	13,88	5,88	29,67
<b>Média ponderada (C<sub>EP</sub>)</b>	--	--	--	--	10,2	62,7

<sup>1</sup>Condutividade elétrica <sup>2</sup>Fósforo Total.

A média de vazão de Córrego Ariranha foi de 0,12 m³/s, com os menores e maiores valores de vazão registrados nos meses de setembro (0,04 m³/s) e dezembro (0,30 m³/s) respectivamente, mostrando que esse parâmetro possui influência sazonal (figura 2a). Os períodos hidrológicos podem ser estimados tendo como limite os tempos distintos de potamofase (período de cheia ou acima da vazão média) e limnofase (período de estiagem ou abaixo da vazão média). Nesse sentido, observa-se que agosto é

o mês de menor vazão, com início dos períodos de chuva entre novembro e dezembro, fim do período de estiagem e/ou limnofase e predominância de dias acima da vazão média e/ou potamofase.

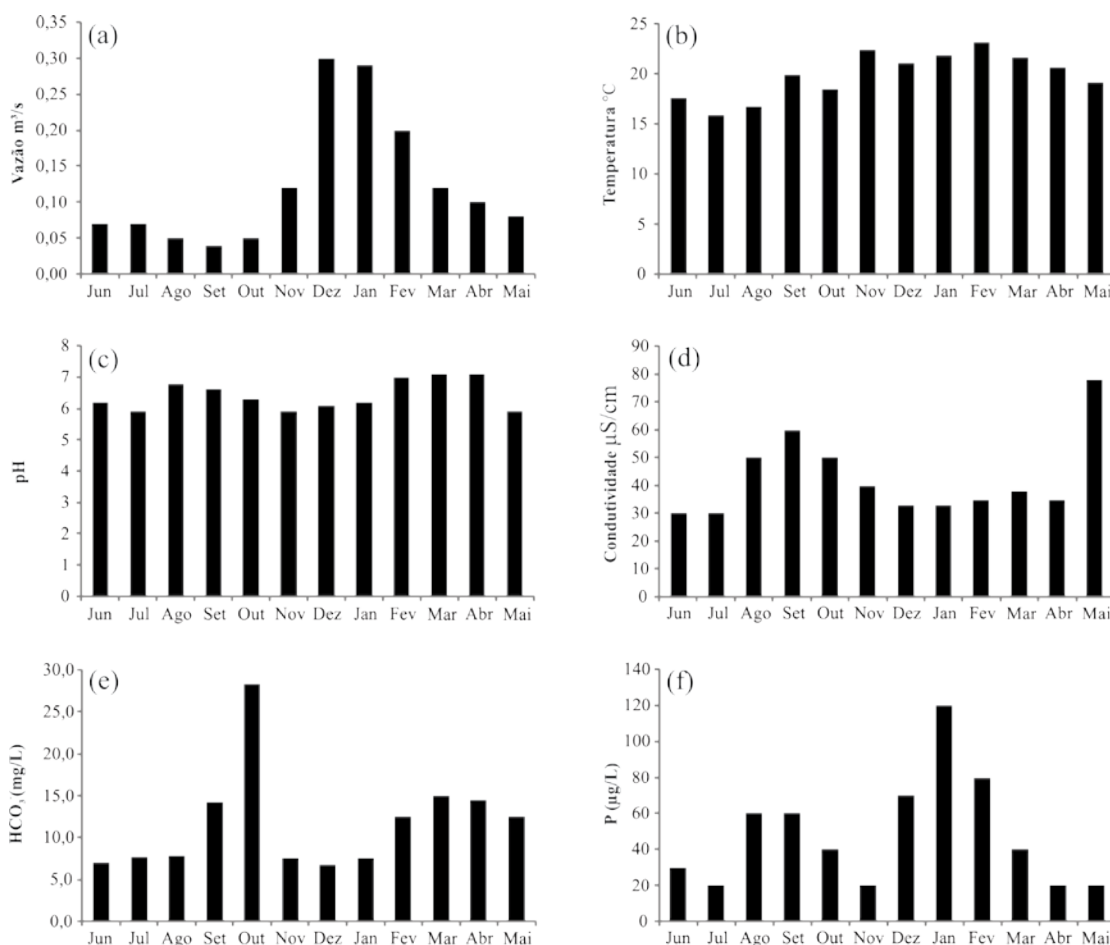
A temperatura é um fator determinante no direcionamento das reações que afetam os processos químicos, físicos e biológicos. Além disso, aumentos na temperatura da água podem estar relacionados com a sua origem natural ou antrópica, radiação, condução, convecção e despejos de

efluentes. Os menores valores para a temperatura da água foram observados em julho (15,9°C), e os maiores, em fevereiro (23,2°C), podendo assim observar uma variação de aproximadamente 7°C de temperatura da água entre o verão e o inverno (Figura 2b). A temperatura média da água foi 20,8°C, indicando uma região de temperatura amena.

Os valores de pH situaram-se próximos à neutralidade (6,4), com valor mínimo de 5,9 e máximo de 7,1 (Figura 2c). A resolução Conama 357/05 (Brasil 2005) estipula uma faixa entre 6,0 e 8,0 para cursos de água doce de Classe II. Segundo Von Sperling (2014), a diminuição do pH pode ocorrer de forma natural, como, por exemplo, pela dissolução de rochas que compõem a bacia hidro-

gráfica, ou de forma antropogênica, tendo como exemplo a oxidação da matéria orgânica.

Houve uma variação de 48  $\mu\text{S}/\text{cm}$  nos valores de condutividade elétrica ao longo ao ano hidrológico (Figura 2d). Os valores entre 30 e 78  $\mu\text{S}/\text{cm}$  estão abaixo do esperado para águas naturais, 100 S/cm, segundo Hermes & Silva (2004). A variação dos valores de condutividade elétrica pode ter sido ocasionada por fontes naturais, como a litologia da bacia de drenagem; no entanto, águas de drenagem de sistemas de irrigação e escoamento superficial de áreas agrícolas podem ter contribuído para o aumento dos valores nos meses de agosto, setembro, outubro e maio.



**Figura 2.** Parâmetros físico-químicos e químicos quantificados nas águas fluviais da bacia do Córrego Ariranha: (a) vazão (m<sup>3</sup>/s); (b) temperatura (°C); (c) potencial hidrogeniônico (pH); (d) condutividade elétrica (µS/cm); (e) alcalinidade (mg/L); (f) fósforo total (µg/L).

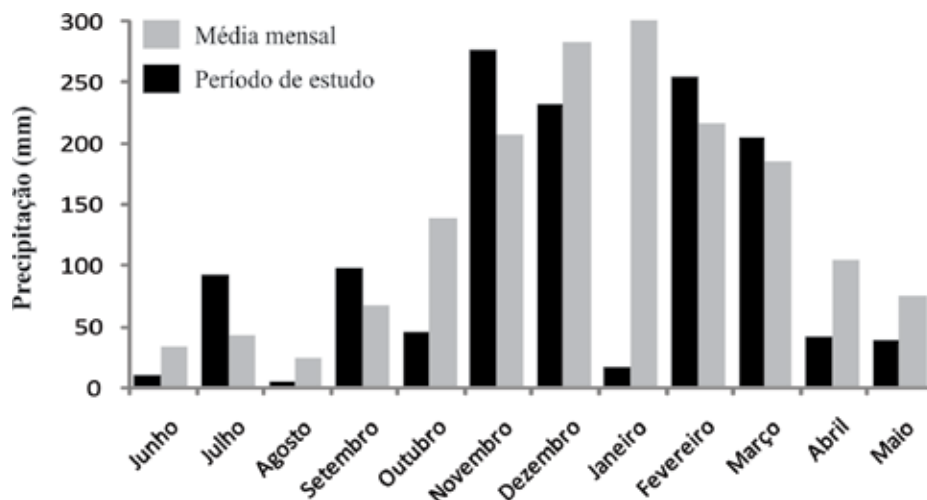
A alcalinidade variou entre 6,8 e 28,3 mg/L com uma média ponderada de 10,2 mg/L durante o período de estudo (Figura 2e). A alcalinidade pode ser entendida como a quantidade de íons presentes em um determinado corpo hídrico que reagem para neutralizar os íons hidrogênio ou ácidos (capacidade de resistir a mudanças de pH: capacidade tampão) (VON SPERLING, 2007). As variações encontradas na bacia (21,5 mg/L) podem estar associadas com a dissolução de rochas ou reações do CO<sub>2</sub>, advindo da atmosfera ou da decomposição da matéria orgânica, com a água.

Em águas naturais que não foram submetidas a processos de poluição, a quantidade de fósforo varia de 0,005 mg/L a 0,020 mg/L (HERMES & SILVA 2004). Geralmente, a presença de fósforo nos mananciais, em concentrações superiores a 0,01 mg/l, determina proliferações de algas, o que pode causar problemas quanto à utilização desses locais (USEPA 2016). Os valores de fósforo variam

entre 0,02 e 0,12 mg/L (Figura 2f), sendo que o limite de fósforo para o Córrego da Ariranha, tributário direto de ambiente lântico, pode ser de até 0,05 mg/L, segundo Resolução Conama 357/05 para rios de Classe 2 (BRASIL, 2005).

#### 4.2 Águas pluviais

A precipitação média anual entre os anos de 2003 e 2016 foi de 1.627 mm (CBA 2016), sendo janeiro o mês mais chuvoso (média de 339 mm) e agosto o mês mais seco (média de 25 mm) (Figura 3). O ano mais chuvoso durante esse período foi 2009 (2.373 mm), e o menos chuvoso, 2014 (1.300 mm). A precipitação total observada no período de estudo, de junho de 2014 a maio de 2015, foi de 1.494 mm, valor inferior em somente 8% da média histórica anual. Apesar das variações observadas, a precipitação total no período de estudo pode ser considerada próxima à média histórica da região (Figura 3).



**Figura 3.** Precipitação média mensal entre 2003 e 2016 na região da bacia do Córrego da Ariranha (CBA, 2016) e precipitação mensal durante o período de estudo, de junho de 2014 a maio de 2015 (Autores). Fontes: CBA 2016 e autores.

Os gases e materiais particulados presentes na atmosfera durante a condensação (processo chamado “rainout”) e precipitação (lavagem da atmosfera, denominada de “washout”), dissolvem-se nas gotas de chuva e acabam sendo depositados nas reservas de água doce explorável

(BERNER & BERNER, 1996). As espécies dissolvidas contidas nas águas pluviais podem ser divididas em três grupos: derivados de aerossóis marinhos; derivados de aerossóis terrestres (poeira de solo e emissões biológicas) e derivados de fontes antrópicas (NEGREL & ROY, 1998).

Várias atividades humanas são significantes fontes de emissões de elementos e compostos para a atmosfera, tais como queima de combustíveis fósseis, emissões industriais, incineração de resíduos, agropecuária e minerações, podendo depositá-los no próprio local ou transportá-los por grandes distâncias (MOLINAROLI et al., 1999). Com o intuito de verificar aportes de fósforo total via precipitação, a Tabela 3 apresenta os resultados obtidos para as águas de chuva da bacia do Córrego da Ariranha durante o período de estudo.

Os valores de pH das amostras coletadas variam entre 4,70 e 6,90, com média de 5,80. O valor de pH de 5,6 em águas de chuva “limpas” ocorre em função da solubilização parcial do dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) e pelo equilíbrio de dissolução parcial do ácido carbônico (H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) formado (GALLOWAY et al., 1982). Contudo, águas pluviais com valores de pH inferiores a 5,0 podem ser consideradas

chuva ácida (GALLOWAY et al., 1982). Algumas amostras apresentam valores de pH acima e/ou muito próximos aos valores das águas de chuva ácidas (Tabela 3 e Figura 4a).

Os resultados de condutividade elétrica mantiveram-se praticamente constantes e baixos por todo o ano de estudo, com média de 9,7 µS/cm (Tabela 3 e Figura 4b). No entanto, há uma variação de 29 µS/cm nas amostras de dezembro, fator que pode estar relacionado com a temperatura e a quantidade de íons presentes na precipitação. Em relação a HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, a bacia apresenta uma média ponderada de 2,59 mg/L (Tabela 3 e Figura 4c). As deposições de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> podem estar relacionadas com a dissolução de CaCO<sub>3</sub> emitido para a atmosfera pelas atividades de mineração de rochas que contêm carbonato de cálcio e à poeira de solos derivados da alteração de rochas alcalinas presentes na região da Caldeira Vulcânica de Poços de Caldas.

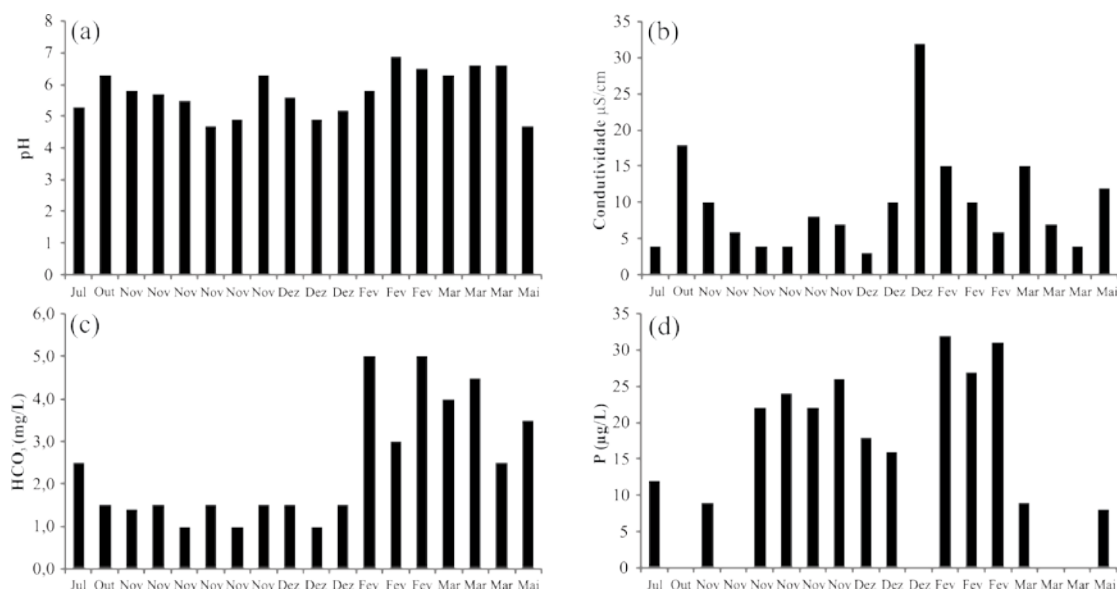
**Tabela 3.** Precipitação e parâmetros físicos e químicos quantificados nas águas pluviais da bacia do Córrego Ariranha.

Amostragem	Precipitação (mm)	pH	Cond <sup>1</sup> (µS/cm)	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	P <sup>2</sup> (µg/L)
27/07/2014	45,0	5,3	4,0	2,5	12,0
26/10/2014	26,0	6,3	18,0	1,5	0,0
03/11/2014	40,0	5,8	10,0	1,4	9,0
08/11/2014	58,0	5,7	6,0	1,5	0,0
24/11/2014	27,0	5,5	4,0	1,0	22,0
25/11/2014	44,0	4,7	4,0	1,5	24,0
26/11/2014	22,0	4,9	8,0	1,0	22,0
30/11/2014	41,0	6,3	7,0	1,5	26,0
11/12/2014	28,0	5,6	3,0	1,5	18,0
13/12/2014	49,0	4,9	10,0	1,0	16,0
22/12/2014	58,0	5,2	32,0	1,5	0,0
02/02/2015	27,0	5,8	15,0	5,0	32,0
05/02/2015	40,0	6,9	10,0	3,0	27,0
19/02/2015	87,0	6,5	6,0	5,0	31,0
09/03/2015	31,0	6,3	15,0	4,0	9,0
15/03/2015	68,0	6,6	7,0	4,5	0,0
17/03/2015	33,0	6,6	4,0	2,5	0,0
11/05/2015	30,0	4,7	12,0	3,5	8,0
<b>Média</b>	41,9	5,8	9,7	2,4	14,2
<b>Desvio Padrão</b>	17,0	0,7	7,1	1,4	11,5
<b>C<sub>EP</sub></b>	--	--	--	2,6	13,9

<sup>1</sup> Condutividade elétrica <sup>2</sup> Fósforo Total.

Em relação a fósforo total, os valores obtidos neste trabalho, média ponderada de 13,9  $\mu\text{g/L}$  (Tabela 3), podem ser atribuídos à queima de combustível fóssil por veículos, carvoarias e queimadas que ocorrem na região. Outros fatores que podem contribuir para a concentração de fósforo total

nas águas pluviais são a volatilização derivada da aplicação de fertilizantes fosfatados em águas de cultivo, poeiras de solos agrícolas e de solos derivados da alteração de rochas alcalinas, dispersas como material particulado no revolvimento da terra (Figura 4d).



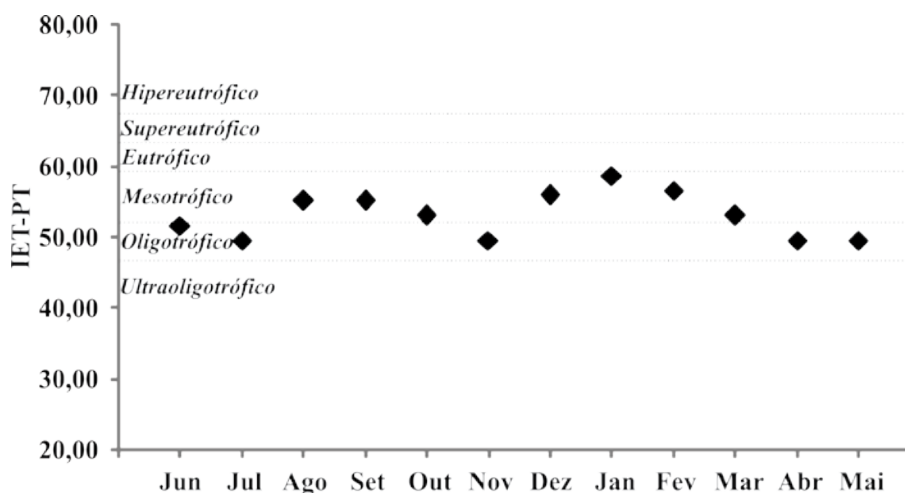
**Figura 4.** Parâmetros físico-químicos e químicos quantificados nas águas pluviais da bacia do Córrego Ariranha: (a) potencial hidrogeniônico (pH); (b) condutividade elétrica ( $\mu\text{S/cm}$ ); (c) alcalinidade (mg/L); (d) fósforo total ( $\mu\text{g/L}$ ).

### 4.3 Índice de estado trófico para fósforo total (IET-PT)

Os valores do índice de estado trófico para fósforo total (IET-PT) indicam que as águas fluviais da bacia do Córrego da Ariranha apresentaram qualidade da água entre boa e intermediária, com potencial de desenvolvimento de processo de eutrofização, conforme resultados apresentados na

Figura 5. As diferenças identificadas nas amostras durante o período de estudo podem, segundo Soares & Schröder (2015), estar relacionadas com o início da primavera e o aumento da temperatura da água; nesse período ocorre uma maior disponibilidade de nutrientes e condições propícias de penetração de luz na água.





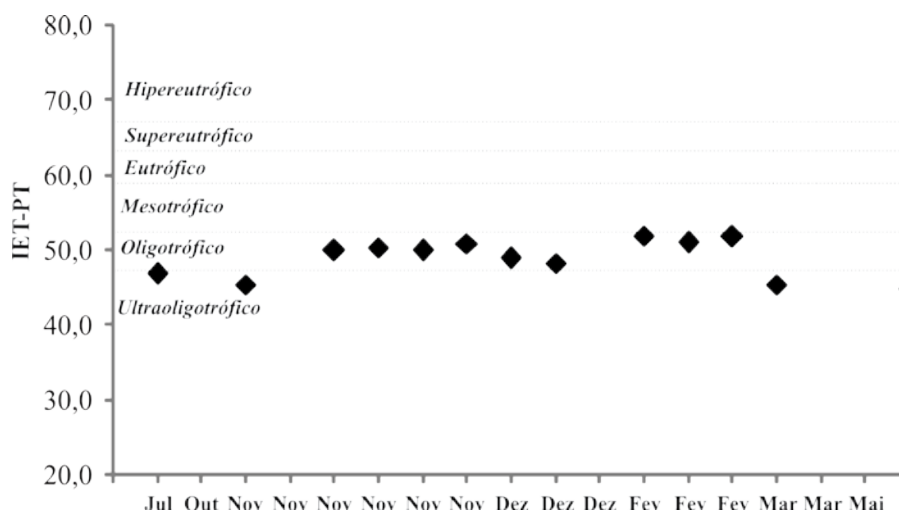
**Figura 5.** Índice de estado trófico para fósforo total (IET-PT) aplicada nas águas fluviais da bacia do Córrego da Ariranha.

Em termos gerais, verificou-se pelos valores de IET-PT que o nível trófico das águas do Córrego da Ariranha entre junho (51,61), julho (49,50), novembro (49,50), abril (49,50) e maio (49,50) apresenta um índice oligotrófico entre  $47 < IET \leq 52$ , ou seja, ambiente de baixa produtividade. Isso se deve muito provavelmente às características relacionadas ao período de ano, turbilhonamento e baixo tempo de residência da água na bacia hidrográfica.

Para os meses de agosto (55,21), setembro (55,21), outubro (53,10), dezembro (56,01), janeiro (58,81), fevereiro (56,70) e março (53,10), os valores de IET-PT apresentaram um índice mesotrófico entre  $52 < IET \leq 59$ , indicando uma produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água. Os maiores valores de IET (Figura 6) podem coincidir com a estação do ano e o período de práticas agrícolas, como preparo do solo e aplicações de fertilizantes

NPK nas lavouras de batata, milho e café, situação favorável ao carregamento de fósforo para as águas da bacia.

Os valores dos índices de estado trófico para fósforo total (IET-PT) para as águas pluviais da bacia do Córrego da Ariranha indicam uma qualidade da água limpa, com concentrações insignificantes e/ou baixas de nutrientes, que não acarretam prejuízos aos usos da água de chuva (Figura 6). As águas de precipitação são classificadas como ultraoligotróficas ( $IET \leq 47$ ) e oligotróficas ( $47 < IET \leq 52$ ), provavelmente em virtude da variabilidade sazonal (estações do ano e intensidade de precipitação) e dos processos que têm influência sobre o grau de eutrofização (práticas agrícolas e movimentação de solo). Esses processos podem apresentar variações no decorrer do ano, havendo épocas em que se desenvolve de forma mais intensa e outras em que pode ser mais limitado (Figura 6).



**Figura 6.** Índice de estado trófico para fósforo total (IET-PT) aplicada nas águas pluviais da bacia do Córrego da Ariranha.

A concentração média ponderada de fósforo total nas águas fluviais e pluviais (Tabelas 2 e 3) foi calculada em função da vazão direta (m<sup>3</sup>/s) e do volume total de chuva para o período estudado (mm). A média ponderada de fósforo total (67,2 µg/L) nas águas fluviais foi multiplicada pela vazão média durante o período de amostragem (124,7 L/s) e pelo tempo (s) do período de amostragem (1 ano hidrológico), obtendo assim a massa de fósforo total evacuada no exutório da bacia (0,25 t/ano – Tabela 4). A média ponderada de fósforo total (13,9 µg/L) nas águas pluviais foi multiplicada pela precipitação ocorrida durante o período de estudo, entre os meses de junho de 2014 a maio de 2015 (1.494 mm L/m<sup>2</sup>, 1 mm = 1 L/m<sup>2</sup>) e pela área de 6300000 m<sup>2</sup>, obtendo a massa de fósforo precipitada anualmente na área da bacia (0,13 t/ano Tabela 4).

O valor da diferença (0,12 t/ano) entre a massa de fósforo total evacuada anualmente no exutório da bacia pelas águas fluviais (0,25 t/ano) e a massa de fósforo total precipitada anualmente na área da bacia (0,13 t/ano) pode indicar que a presença desse parâmetro nas águas superficiais também pode ser proveniente das águas de chuva. Assim, apesar dos índices de estado trófico para fósforo

total (IET-PT) para as águas pluviais indicarem uma qualidade da água limpa, as entradas atmosféricas de fósforo total também podem contribuir, em longo prazo, para o processo de eutrofização do Reservatório Bortolan, visto que esse reservatório é o exutório da bacia do Córrego da Ariranha.

**Tabela 4.** Carga de fósforo total (t/ano) avaliada nas águas pluviais e fluviais da bacia do Córrego da Ariranha.

	Água fluvial	Água pluvial	Água fluvial - Água pluvial
Fósforo total (t/ano)	0,25	0,13	0,12

Com isso, algumas medidas de manejo poderiam ser adotadas visando à manutenção desse importante ecossistema aquático: cumprimento legal e conservação de APPs; recuperação de áreas degradadas; aplicar técnicas de uso e conservação do solo com o controle e planejamento da expansão urbana e da produção agrícola; fomentar atividades florestais sustentáveis. Além dessas sugestões, um programa de monitoramento deveria ser realizado, visando a um melhor entendimento desse importante sistema hídrico utilizado para recreação e geração de energia elétrica.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho reporta as variações no índice de estado trófico para fósforo total nas águas fluviais e pluviais durante um ano hidrológico na bacia do Córrego da Ariranha, afluente do Reservatório Bortolan em Poços de Caldas (MG). De acordo com os parâmetros analisados, a bacia ainda não foi fortemente afetada pelos tipos de uso e ocupação do solo, no entanto, concentrações desse elemento indicam valores maiores e/ou muito próximos ao máximo permitido pela legislação vigente. As características geológicas e pedológicas da área de estudo podem causar alterações naturais na qualidade da água, no entanto, essas características não são favoráveis para as alterações da qualidade da água em relação a fósforo total. Quanto ao índice de estado trófico para fósforo total (IET-PT), os resultados indicam que a bacia possui águas limpas, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam em prejuízos aos usos da água em determinados períodos/estações do ano. Em outros períodos/estações do ano, os resultados indicam corpos d'água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água. Além disso, constata-se que os materiais sólidos, líquidos e gasosos presentes na atmosfera podem modificar quimicamente as águas de chuva e, por consequência, alterar a concentração de fósforo total nas águas superficiais da bacia, podendo contribuir com o processo de eutrofização do Reservatório Bortolan em Poços de Caldas (MG).

## 6 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Eng<sup>a</sup> Lara Chao e aos revisores anônimos que contribuíram com a melhora deste manuscrito. Os autores também gostariam de agradecer à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais, processo CAG - APQ-02933-14.

## 7 REFERÊNCIAS

- ALVES, W. S.; SANTOS, L.N.S.; MEDEIROS, V.S.; AQUINO, D.S.; MORAIS, W. A.; SALEH, B.B.; PEREIRA, V.C.; MOURA, D.M.B. Avaliação da qualidade da água e estado trófico do Ribeirão das Abóboras, em Rio Verde - GO, Brasil. **Geociências**. 36 (1): 13-29, 2017.
- ANDRIETTI, G.; FREIRE, R.; AMARAL, A.G.; ALMEIDA, F.T.; BONGIOVANI, M.C.; SCHNEIDER, R.M. Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. **Rev. Ambient. Água**. 11 (1): 163-175, 2016.
- APHA. American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22<sup>o</sup>ed., Washington, American Public Health Association Pub., 1935 p, 2012.
- BERNER, E.K.; BERNER, R.A. **Global environment: water, air and geochemical cycles**. Prentice Hall, North Haven, Connecticut, 367p., 1996.
- BRASIL Conselho Nacional do Meio Ambiente. CONAMA, Resolução n<sup>o</sup> 357, de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 27p, 2005.
- CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. **Limnol. Oceanogr.** 22 (2): 361-369, 1977.
- CBA. Companhia Brasileira de Alumínio. **Relatório interno: dados pluviométricos da estação bauxita**. Poços de Caldas, 13p, 2016.
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo IET – Índice do Estado Trófico. Disponível em: <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/04.pdf/>. Acesso em: 28 de novembro 2016.
- CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M.C.; LAMPARELLI, M.C. **Ecological Engineering**. 60: 126-134, 2013.
- DICENZO, V.J.; MACEINA, M.J.; STIMPERT, M.C. Relations between Reservoir Trophic State and Gizzard Shad Population Characteristics in Alabama Reservoirs. **North American Journal of Fisheries Management**. 16 (4): 888-895, 1996.
- DODDS, W.K.; JONES, J.R.; WELCH, E.B. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. **Wat. Res.** 32 (5): 1455-1462, 1998.
- ESTEVEZ, F.A. Fundamentos de Limnologia. **Interciência**, 2 ed. Rio de Janeiro, 602p, 1998.
- FIA, R.; MATOS, A.T.; CORADI, P.C.; PEREIRA-RAMIREZ, O Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. **Rev. Ambient. Água**. 4 (1): 132-141, 2009.
- GALLOWAY, J.N.; LIKENS, G.E.; KEENE, W.C.; MILLER, J.M. The composition of precipitation in remote areas of the world. **Journal of Geophysical Research**. 87 (1): 8771-8786, 1982.
- GARCIA, G.; CARDOSO, A.A. A importância da deposição atmosférica seca como fonte de Nitrogênio e fósforo para ecossistemas lacustres. In: **Ecologia de reservatórios e interfaces**. Organização:

Marcelo Pompêo; Viviane Moschini-Carlos; Paula Yuri Nishimura; Sheila Cardoso da Silva; Julio Cesar López Doval. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015, 460 p.

GOOGLE EARTH. Imagens de satélite. Disponível em <https://earth.google.com/>. Acesso em: 16 de setembro de 2015.

HERMES, L.C.; SILVA, A.S. **Avaliação da qualidade das águas: manual prático**. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, 55p, 2004.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Manual de Recuperação pelas Áreas Degradadas pela Mineração: técnicas de revegetação**. Brasília: Ibama, 96p, 1990.

KRATZER, C.R.; BREZONIK, P.L. A Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. **JAWRA**. **17** (4): 713-715, 1981.

LAMPARELLI, M.C. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. (Doutorado), Universidade de São Paulo, São Paulo, 235p, 2004.

MATTHEWS, R.; HILLES, M.; PELLETIER, G. Determining trophic state in Lake Whatcom, Washington (USA), a soft water lake exhibiting seasonal nitrogen limitation. **Hydrobiologia**. 468 (1): 107-121, 2002.

MOLINAROLI, E.; PISTOLATO, M.; RAMPAZZO, G.; GUERZONI, S. Geochemistry of natural and anthropogenic fall-out (aerosol and precipitation) collected from the N W Mediterranean: two different multivariate statistical approaches. **Applied Geochemistry**. 14(1): 423-432, 1999.

NÉGREL, P.; ROY, S. Chemistry of rainwater in the Massif Central (France): a strontium isotope and major element study. **Applied Geochemistry**. 13(1): 941-952, 1998.

OSGOOD, R.A. Using differences among Carlson's trophic state index values in regional water quality assessment. **Water Resources Bulletin**. American Water Resources association. 18 (1): 67-74, 1982.

PMPC. Prefeitura Municipal de Poços de Caldas. Revisão do Plano Diretor. Poços de Caldas: Secretaria de Planejamento e Coordenação, 178 p, 2006.

PMPC. Prefeitura Municipal de Poços de Caldas. **Zoneamento Ambiental do Município de Poços de Caldas (MG): subsídios**

**ao planejamento territorial**. Relatório técnico. Poços de Caldas, 41p, 2007.

SALAS, H.J.; MATINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Yat. Res.** **25** (3): 341-350, 1991.

SARDINHA, D.S.; GODOY, L.H.; CONCEIÇÃO, F.T. **Modelagem hidrogeoquímica aplicada a bacias hidrográficas**. Editora Novas Edições Acadêmicas, 165p., 2015.

SMITH, V.H.; JOYE, S.B.; HOWARTH, R.W. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. **Limnol. Oceanogr.** **51**(1) 351-355, 2006.

SOARES, G.; SCHRÖDER, N.T. Análise do estado trófico de uma bacia de acumulação em um complexo industrial. **Revista de Iniciação Científica da Ulbra**. 13(1): 218-231, 2015.

STRICKLAND, J.D.; PARSONS, T.R. A manual of seawater analysis. **Bull. Fih. Res. Bel. Can.**, 125 (1): 1-185, 1960.

TUNDISI, J.G. **Água no Século XXI - Enfrentando a Escassez**. Rima, 2ª edição, São Carlos, 247 p, 2005.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **National Strategy for the Development of Regional Nutrient Criteria Factsheet**. Disponível em: <https://www.epa.gov/nutrient-policy-data/national-strategy-development-regional-nutrient-criteria-factsheet>. Acesso em: 30 de novembro 2016.

VALDERRAMA, J.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine Chemistry**, 10 (1): 109-122, 1981.

VON SPERLING, M. **Estudo e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: UFMG, 588 p, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª ed. UFMG, Belo Horizonte, 470p, 2014.

WHITMORE, T.J. Florida diatom assemblages as indicators of trophic state and pH. **Limnol. Oceanogr.** 34 (5): 882-895, 1989.

ZANINI, H.L.H.T.; AMARAL, L.A.; ZANINI, J.R.; TAVARES, L.H.S. Caracterização da água da microbacia do Córrego Rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico. **Eng. Agríc.** **30** (4): 732-741, 2010.

# Análise comparativa da eficácia de políticas públicas de coleta de resíduos sólidos em três comunidades rurais brasileiras

*Comparative analysis of the effectiveness of public policies for solid waste management in three Brazilian rural communities*

- **Data de entrada:**  
16/05/2017
- **Data de aprovação:**  
21/02/2018

Nathalia Roland\*/Marielle Aparecida de Moura Raid/Anderson Gomes da Silva/Jéssyca Guimarães/  
Uende Aparecida Figueiredo Gomes/Sonaly Rezende

DOI: 10.4322/dae.2019.019

## Resumo

Avaliaram-se qualitativamente três políticas públicas de coleta de resíduos sólidos em comunidades rurais, levando-se em consideração dois enfoques principais: a atuação do poder público e a atuação dos cidadãos. Foram realizadas pesquisas de campo metodologicamente embasadas na *Grounded Theory* na Comunidade Rural de Queimadas - CE, na Comunidade Quilombola de Barra de Oitis - PB e na Comunidade Quilombola Caçandoca - SP. Para a coleta e análise dos dados foram utilizados os métodos de observação direta não participante, entrevistas semiestruturadas, análise documental e de conteúdo. Conclui-se que, aliado ao planejamento que contemple as particularidades das áreas rurais por parte do poder público, é necessária a sensibilização das comunidades para garantir a eficácia das políticas públicas de manejo de resíduos sólidos nessas áreas. Os conceitos e as práticas precisam ser assimilados e incorporados ao cotidiano da população envolvida a fim de garantir a sustentabilidade dos serviços.

**Palavras-chave:** Resíduos sólidos. PMGIRS. Comunidades rurais. Pesquisa qualitativa.

## Abstract

*This article qualitatively evaluates three public policies for solid waste management in rural communities, based on two main points: the performance of the public authority and the users of the services. Field surveys were carried out, methodologically based on the Grounded Theory, on Comunidade Rural de Queimadas - CE, Comunidade Quilombola de Barra de Oitis - PB and Comunidade Quilombola Caçandoca - SP. For data collection and analysis, the methods of direct non-participant observation, semi-structured interviews, documentary and content analysis were used. It was concluded that in addition to the planning that*

**Nathalia Roland** – Graduada em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG.

**Marielle Aparecida de Moura Raid** – Graduada em Engenharia Ambiental pelo Centro Universitário de Sete Lagoas. Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais.

**Anderson Gomes da Silva** – Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG.

**Jéssyca Guimarães** – Graduada em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Mestranda em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG.

**Uende Aparecida Figueiredo Gomes** – Graduada em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Mestre e Doutora em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG. Professora do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG.

**Sonaly Rezende** – Graduada em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG. Doutora em Demografia pelo Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional da UFMG. Professora do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG.

\***Endereço para correspondência:** Universidade Federal de Minas Gerais - Escola de Engenharia - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, sala 4402A - avenida Antônio Carlos, 6627, Pampulha - Belo Horizonte - MG - CEP: 31270-901. Telefone: (31) 3409-1018. E-mail: nathaliaroland@outlook.com.

*contemplates the particularities of the rural areas by the public authority, the sensitization of the communities is necessary to guarantee the effectiveness of the public policies for solid waste management in these areas. The concepts and practices need to be assimilated and incorporated into the routine of the population involved in order to achieve the sustainability of services.*

**Keywords:** Solid waste. PMGIRS. Rural community. Qualitative research

## 1 INTRODUÇÃO

Embora nas últimas décadas tenha ocorrido uma intensificação do processo de urbanização de forma generalizada, em todos os continentes, cerca de 47% da população mundial e 15% do contingente populacional brasileiro ainda residem em zonas rurais (BANCO MUNDIAL, 2014). Em grande parte dessas áreas não há acesso universal aos serviços básicos de infraestrutura, o que inclui os serviços de saneamento básico, dentre os quais a coleta e o manejo dos resíduos sólidos. No Brasil, os dados do último censo demográfico revelam que a coleta de resíduos sólidos ocorre em 95% das áreas urbanas e em apenas 25% das áreas rurais, onde cerca de 74% de todos os resíduos produzidos são queimados ou dispostos em locais abertos (BRASIL, 2011).

A instituição do marco legal do setor de resíduos sólidos, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), por meio da Lei nº 12.305/2010, promoveu maior estruturação do setor, muito embora, como apontam Rocha et al. (2012), esse marco deixe uma lacuna no que diz respeito aos resíduos domiciliares na zona rural. Tal lacuna é percebida facilmente ao se analisar a destinação dada por moradores de áreas rurais aos resíduos sólidos gerados no âmbito do domicílio. A PNRS, por meio de sua legislação, proíbe, segundo o artigo 47º, as seguintes formas de destinação ou disposição final de resíduos sólidos ou rejeitos, a saber:

*I - lançamento em praias, no mar ou em quaisquer corpos hídricos;*

*II - lançamento in natura a céu aberto, excetuados os resíduos de mineração;*

*III - queima a céu aberto ou em recipientes, instalações e equipamentos não licenciados para essa finalidade;*

*IV - outras formas vedadas pelo poder público (BRASIL, 2010).*

Entretanto, as três primeiras formas de destinação dos resíduos sólidos são usualmente praticadas nas comunidades rurais em decorrência da ausência de serviços públicos de coleta de resíduos. Como apontado por Bernardes e Gunther (2014), geralmente as soluções adotadas variam de acordo com o material envolvido e resultam de decisões locais e individuais, comumente no nível das famílias, tendo como objetivo o rápido afastamento dos resíduos sólidos, sem nenhuma preocupação com os impactos ambientais subsequentes que podem afetar as pessoas, individual ou coletivamente. De acordo com dados do Censo Demográfico de 2010, 60% da população residente nas áreas rurais pratica a queima (IBGE, 2010).

Diante desse quadro, a relevância de uma política nacional para o setor e seus instrumentos de planejamento para as políticas públicas municipais torna-se mais evidente. Sabe-se que, no Brasil, o foco do planejamento clássico em saneamento básico invariavelmente é pautado por investimentos em obras para a conformação de infraestruturas físicas. O Plano Nacional de Saneamento Básico - PLANASAB incentiva uma mudança desse paradigma, fortalecendo ações de gestão dos serviços (BRASIL, 2013). Nesse sentido, uma definição central do plano é o conceito de medidas estruturantes, caracterizadas por serem medidas que fornecem suporte político e gerencial à sustentabilidade da prestação dos serviços, situando-se na esfera do aperfeiçoamen-

to da gestão, em todas as suas dimensões, assim como na melhoria cotidiana da infraestrutura física (BRASIL, 2013).

Com a publicação da Política Nacional dos Resíduos Sólidos, tem-se um marco legal que direciona o planejamento e a gestão de resíduos sólidos no país. A partir de então são estimuladas a implementação de programas e ações compatíveis com os princípios e diretrizes propostos pela política do Governo Federal, tais como: a implementação da logística reversa em cinco cadeias produtivas, a eliminação dos lixões e a implantação de coleta seletiva, além da realização de campanhas de comunicação social e de educação ambiental, buscando promover a conscientização da população no que se refere à temática dos resíduos sólidos e estimular a redução do volume no destino final (BRASIL, 2010).

É importante mencionar também que a PNRS estabeleceu a elaboração de Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos – PMGIRS como condição para os municípios terem acesso aos recursos da União destinados a empreendimentos e serviços relacionados à limpeza urbana e ao manejo de resíduos sólidos (BRASIL, 2010). A realização do PMGIRS representa um avanço significativo na construção de instrumentos de gestão de serviços de destinação dos resíduos sólidos, pois dá início à fase de ordenamento do gerenciamento desses serviços com parcimônia, dirimindo conflitos de interesse dentro do município. Além disso, a disseminação de práticas de planejamento, desde que bem desenvolvidas metodologicamente, promovem uma série de benefícios, como apontado por Heller e Rezende (2013):

“... podem tornar menos arbitrárias as decisões cotidianas dos gestores e dos técnicos, tornando igualmente mais nítidos os propósitos dos prestadores, mais articulada a tomada de decisões com objetivos de mais longo prazo, e menos descontínuas

as políticas, sobretudo quando da alternância de dirigentes políticos” (HELLER; REZENDE, 2013, p. 18).

Existem diversos métodos disponíveis para o planejamento público. Entretanto, estes apenas fornecem diretrizes sobre como conduzir o processo, ou seja, o conteúdo não é ditado pelo método. Sabe-se que em áreas rurais existem muitas peculiaridades, necessitando-se de abordagens específicas para o cumprimento eficaz dos objetivos propostos nos instrumentos de planejamento. Quando se exclui a população da prática do planejamento, corre-se o risco de que as ações decorrentes das políticas públicas sejam parcialmente associadas aos contextos sociais nas quais se encontram ou dissociadas deles.

Dessa maneira, acredita-se que práticas de planejamento que levem em consideração o conhecimento local, que complementa o saber científico, proporcionam melhores resultados para suprir as necessidades da população, especialmente nos casos das áreas rurais. Segundo Moisés et al. (2010), a qualificação da gestão e a participação da sociedade são fundamentais para o sucesso no planejamento e na execução de políticas de saneamento, uma vez que essas medidas melhor orientam a definição de estratégias e contribuem para a promoção do controle social dos serviços públicos. Quando os atores sociais agregam o próprio conhecimento ao saber dos técnicos e especialistas, além de possibilitar um aprofundamento no conhecimento do problema, também se promove o envolvimento da população interessada no debate, contribuindo para a quebra da resistência às mudanças.

Bringhenti e Gunther (2011), ao estudarem a implantação de programas de coleta seletiva, relatam que uma das principais dificuldades é a mensuração da participação da população, e concluem que a adequação do projeto à realidade local, a regularidade no funcionamento da logística implantada e a eficiência da estratégia de marketing

para sensibilização e motivação da população são fundamentais para o sucesso da política pública. Nesse sentido, além do envolvimento da população no processo de planejamento e implantação dos serviços, ressalta-se outra variável de grande relevância: a educação. Quando se trata de políticas de resíduos sólidos, é necessária a conscientização do usuário. As práticas educativas devem ser voltadas aos aspectos ambientais que a geração de resíduos sólidos provoca e devem envolver a participação não somente do indivíduo, mas também do coletivo (Beco et al., 2014).

Diante do exposto e tendo como enfoque a problemática da gestão dos resíduos sólidos em áreas rurais, questiona-se quais fatores podem contribuir para a eficácia do processo de implantação de uma política pública de coleta de resíduos sólidos nessas áreas, entendendo-se a eficácia como balizadora do cumprimento dos objetivos da referida política. A fim de contribuir para essa discussão, o presente artigo tem como objetivo avaliar a eficácia de políticas públicas de coleta de resíduos sólidos em comunidades rurais levando em consideração dois enfoques principais: a atuação do poder público – titular e prestador dos serviços – e a atuação dos cidadãos, os usuários dos serviços. Tendo como base três estudos de caso, parte-se da hipótese de que as áreas rurais necessitam de planejamento específico para suas políticas públicas de coleta de resíduos sólidos além de medidas que promovam o envolvimento da comunidade.

Para a realização de uma análise comparativa, adota-se neste trabalho o conceito de eficácia, no âmbito das políticas públicas, utilizado por Torres (2004) *apud* Castro (2006):

“... se relaciona simplesmente com o atingimento dos objetivos desejados por determinada ação estatal, pouco se importando com os meios e mecanismos utilizados para atingir tais objetivos”.

Cabe ressaltar que a participação do poder público no fornecimento, financiamento e intervenções nas ações de saneamento representa uma questão de interesse nacional, tendo em vista se tratar de serviços essenciais para a população e constituírem monopólios naturais. Dessa forma, a promoção de análises da atuação do poder público no setor permite a avaliação da situação atual e subsidia o planejamento da atuação futura, além de despertar a consciência das lacunas necessárias para a implantação de políticas públicas eficazes.

## 2 METODOLOGIA

### 2.1 Casos de estudo

Os três casos analisados no presente artigo compõem o conjunto de localidades estudadas no âmbito do estudo de concepção e elaboração do Programa Nacional de Saneamento Rural - PNSR, uma parceria entre a Fundação Nacional de Saúde - Funasa e a Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG.

#### a) Comunidade rural de Queimadas - CE

Localizada no município de Crateús, no estado do Ceará, a comunidade rural de Queimadas se constitui de cerca de 190 famílias. Desenvolvendo-se às margens da rodovia BR-226, a comunidade se situa a 25 km da sede municipal. O município de Crateús possui uma população total de 72.812 habitantes. Desse contingente, 20.168 habitantes pertencem à população rural (IBGE, 2010), representando, portanto, aproximadamente 30% da população total.

O município de Crateús se destaca nacionalmente por sua atuação no tocante à lida com os resíduos sólidos. Especificamente com relação à área rural, o município implantou a coleta convencional de resíduos em 2009, em dois de seus distritos, ampliando-a desde então. Crateús buscou firmar parcerias para continuar a ampliação dos serviços



e a promoção de melhorias na prestação desses serviços, como a implementação do serviço de coleta seletiva de recicláveis também nas áreas rurais. Em 2013 inicia-se a coleta seletiva em outros dois distritos, incluindo o de Tucuns, distrito do qual faz parte a comunidade rural de Queimadas. Apesar dos avanços, a disposição final dos resíduos sólidos ainda ocorre no lixão municipal.

No que tange às questões de planejamento e gestão pública, faz-se saber a elaboração, em 2014, do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Crateús (CRATEÚS, 2014) e, no ano seguinte, do Plano Municipal de Coleta Seletiva (CRATEÚS, 2015). Atualmente, aproximadamente 75% da população de Crateús possui acesso ao serviço de coleta seletiva de resíduos sólidos (CRATEÚS, 2015).

#### **b) Comunidade Quilombola Barra de Oitis - PB**

A comunidade quilombola Barra de Oitis, composta por aproximadamente 160 famílias, localiza-se no município de Diamante, no estado da Paraíba. O município de Diamante possui uma população total de 6.616 habitantes, sendo a população rural de 2.798 habitantes (IBGE, 2010), ou seja, cerca de 42% da população total. A comunidade dista 7 km da sede do município, sendo que o acesso se dá por uma estrada de terra que corta o rio Piancó. Em épocas chuvosas, quando ocorre a elevação do nível d'água do rio, torna-se impossível o acesso à comunidade por essa estrada.

No que se refere à temática dos resíduos sólidos, Diamante apresenta diversas limitações. Na esfera do planejamento e da gestão pública, o município não possui quaisquer planos elaborados relacionados ao tema, seja específico de resíduos sólidos, como o PMGIRS, ou mesmo planos municipais de saneamento. O serviço de coleta é ofertado prioritariamente à área urbana do município, sendo a comunidade de Barra de Oitis a única localidade rural contemplada com o serviço, o qual

atende apenas a parte da comunidade. A partir de 2014, atendendo a pedidos da comunidade, Barra de Oitis passa a receber a coleta de resíduos sólidos. Antes da prestação do serviço, havia um depósito irregular de lixo na entrada da comunidade, o qual foi limpo pela prefeitura municipal. Contudo, a destinação de todos os resíduos coletados no município é um lixão localizado em Diamante.

#### **c) Comunidade Quilombola Caçandoca - SP**

A Comunidade Quilombola Caçandoca encontra-se no município de Ubatuba, no litoral norte do estado de São Paulo. Integrante da chamada Região dos Lagos, a cidade de Ubatuba possui 78.801 habitantes, sendo a população rural de 1.894 habitantes (IBGE, 2010), ou seja, equivalente a apenas 2,4% do contingente populacional. A cerca de 30 km do centro de Ubatuba, o quilombo Caçandoca possui uma população flutuante, variando de cerca de 15 a 40 famílias.

O serviço de coleta de resíduos sólidos é previsto pelo Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do município de Ubatuba. Nas dependências no quilombo há coleta porta-a-porta de resíduos somente em sua via principal e há coleta em caçambas, localizadas na região da Praia da Caçandoca. Ambas são realizadas por caminhão basculante e vêm ocorrendo na comunidade há cerca de oito anos. A coleta, de responsabilidade da Prefeitura Municipal de Ubatuba, é realizada por meio de uma empresa terceirizada, a SANEPAV, também responsável pela coleta no restante do município. Os resíduos coletados são levados ao aterro sanitário de Jambeiro, município vizinho.

## **2.2 Coleta e análise dos dados**

A pesquisa em questão é qualitativa, sendo os dados dos três estudos de caso que a compõem levantados com base na *Grounded Theory* ou Teoria

Fundamentada nos dados. Essa teoria consiste em uma abordagem realizada de modo sistemático, porém flexível, para o angario e a análise de dados qualitativos. Uma das características estratégicas dessa teoria é o processo simultâneo de coleta e análise dos dados, que permite, dessa maneira, que os pesquisadores possam realizar adaptações da metodologia à realidade de campo, conduzindo assim trabalhos de campo mais eficientes e análises mais eficazes (CHARMAZ; MITCHELL, 2001).

Para a realização de coleta de dados em campo foram montadas equipes de aproximadamente três pesquisadores, previamente capacitados, que conviveram cerca de dez dias em cada uma das comunidades em estudo, realizando a observação direta e não participante. Nesse período, ocorrido no primeiro semestre de 2016, foram realizadas entrevistas semiestruturadas com moradores das comunidades visitadas e atores-chave locais envolvidos no planejamento e na execução da política de resíduos sólidos. Foi estabelecido um roteiro de entrevistas utilizado em todas as comunidades em estudo. As entrevistas ocorreram de forma que o entrevistador e o entrevistado possuíam relativa flexibilidade, sendo que as questões não precisavam seguir rigidamente a ordem prevista no roteiro, permitindo, caso necessário, a inserção de novas questões (FLICK, 2011).

No intento de obter um diagnóstico situacional mais rico das comunidades, também foram realizadas pesquisas documentais fomentadas por leis federais e documentos públicos oficiais das prefeituras. Essa etapa permitiu a triangulação de dados com o angario e a análise do material verbal, constituindo um corpus de pesquisa mais denso e proporcionando um melhor embasamento aos resultados alcançados.

O tratamento dos dados foi realizado por meio da análise de conteúdo, aplicando-se a técnica de análise categorial (BARDIN, 2008). A avaliação foi

desenvolvida de acordo com as seguintes categorias analíticas:

- a) Planejamento e gestão do serviço: verificam-se os instrumentos de planejamento utilizados pelo poder público municipal;
- b) Oferta do serviço pelo poder público: procura-se identificar as ações utilizadas pelo poder público municipal para a realização do serviço, bem como os principais fatores intervenientes na prestação;
- c) Envolvimento e atuação social: busca-se identificar a participação e a satisfação da comunidade no que se refere à coleta de resíduos sólidos.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Visando abordar os diferentes enfoques preestabelecidos, a apresentação e a discussão dos resultados da avaliação da política pública de coleta de resíduos sólidos nas três comunidades rurais estudadas serão divididas de acordo com as categorias definidas para análise: planejamento e gestão do serviço, oferta do serviço pelo poder público e envolvimento e atuação social.

#### 3.1 Aspectos de planejamento e gestão dos resíduos sólidos

Com as novas definições, diretrizes e exigências introduzidas pela PNRS (Lei No 12.305/2010), os planos de resíduos sólidos foram instituídos como instrumentos de planejamento para a estruturação do setor público na gestão dos resíduos sólidos. Em concordância com a legislação federal, o município de Crateús (CE), ao reconhecer a existência de problemas relacionados ao tema de resíduos sólidos em seu território, tais como a necessidade de ampliação do sistema de coleta seletiva e de erradicação do lixão municipal, elaborou o seu Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos - PMGIRS, em 2014. O documento apresenta um diagnóstico

do setor, bem como um conjunto de diretrizes, objetivos e metas para nortear, planejar e monitorar as ações de manejo de resíduos sólidos municipais em médio e longo prazo. Além disso, aspectos relacionados à gestão dos serviços – incluindo medidas, políticas e tecnologias – também são contemplados (CRATEÚS, 2014).

Outro importante avanço identificado no PMGIRS de Crateús diz respeito ao caráter de gestão participativa, reconhecendo a importância do envolvimento da comunidade desde a elaboração até as etapas de execução e monitoramento das ações decorrentes da política pública local. Dessa maneira, o plano encontra-se concatenado também com a Política Nacional de Saneamento Básico - PNSB (Lei 11.445/07), a qual estabelece como um de seus princípios a participação social nas políticas setoriais. Nesse sentido, o PMGIRS de Crateús apresenta a relatoria de grupos de trabalho e reuniões de consulta e audiência pública realizadas durante sua elaboração, os quais envolveram diversos atores sociais, como representantes da comunidade, catadores de material reciclável, gestores ambientais, especialistas de universidades locais, técnicos do governo municipal, dentre outros.

Além do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, Crateús também elaborou, em 2015, um plano específico para a coleta seletiva. O Plano Municipal de Coleta Seletiva - PMCS tem por objetivo definir princípios, diretrizes e estratégias para a priorização e apoio à implantação e ampliação de serviços de coleta seletiva pela administração municipal visando à melhoria da qualidade ambiental (CRATEÚS, 2015).

Assim como em Crateús, o município de Ubatuba (SP) também elaborou o PMGIRS em atendimento e concordância com a PNRS. O plano de Ubatuba foi aprovado em 2014 e possui como objetivo propiciar gestão eficiente e promover a melhoria da qualidade de vida da população e do meio ambiente, além de atender as diretrizes estabelecidas

pela PNSB (UBATUBA, 2014). De forma análoga ao plano de Crateús, o instrumento de Ubatuba contempla o diagnóstico no âmbito dos resíduos sólidos municipais, resultados das consultas públicas, planos de metas de curto, médio e longo prazo e aspectos relacionados à gestão dos serviços. O processo de elaboração iniciou-se em 2013, em uma Conferência Municipal de Meio Ambiente, coordenada pela Secretaria Municipal de Meio Ambiente. A partir dessa conferência, estabeleceram-se etapas para o desenvolvimento do plano municipal. Dentre tais etapas destacam-se o levantamento de dados sobre a operacionalização dos resíduos, realizado junto a outros setores da administração pública municipal, a revisão do Plano Municipal de Saneamento Básico - PMSB e as reuniões com a população – considerando cada região e suas especificidades – e com associações de empresários, poder público, trabalhadores da reciclagem e operadores do sistema. Essas reuniões objetivavam contribuir com a construção do diagnóstico e identificar propostas relacionadas à gestão dos resíduos. Além das reuniões, foram realizadas uma audiência pública e disponibilizado o PMGIRS no site oficial da Prefeitura Municipal de Ubatuba, possibilitando sugestões de alteração e complementação do documento.

Ressalta-se aqui a relevância do controle social nas políticas públicas de saneamento, pois como enfatizam Teixeira e Heller (2003), quando as decisões são tomadas exclusivamente por governantes e gestores, os investimentos em saneamento privilegiam demandas políticas, nem sempre legítimas, em detrimento do interesse social. Sendo assim, quanto mais democrático for o processo de tomada de decisões, maior a chance de serem contemplados os interesses dos usuários. Todavia, conforme destacam Heller et al. (2007), a história do saneamento do Brasil revela poucas situações de participação e controle social e, nessas, baixo nível nas escalas de participação. Os processos de planejamento e gestão da coleta de resíduos sólidos estudados em Crateús e Ubatuba confirmam

a constatação de Heller et al. (2007). Apesar de se utilizarem de instrumentos que possibilitam o envolvimento da sociedade, há um predomínio do caráter consultivo nas instâncias promotoras de participação da sociedade civil, propiciando um baixo nível nas escalas de participação promovidas nos dois municípios.

Ainda que apresentem certas deficiências, as etapas para a elaboração dos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Crateús e Ubatuba demonstram preocupação com o atendimento aos princípios contidos na PNRS, como a cooperação entre as diferentes esferas do poder público, o setor empresarial e demais segmentos da sociedade; o respeito às diversidades locais e regionais; e o direito da sociedade à informação e ao controle social.

Apesar dos avanços mencionados, os PMGIRs de ambos os municípios apresentam lacunas relacionadas ao manejo dos resíduos domiciliares nas áreas rurais. Entretanto, em Ubatuba, percebe-se a preocupação com a abordagem às áreas rurais, uma vez que consta no plano municipal a intenção de elaboração de um plano específico para áreas isoladas. A elaboração de instrumentos de planejamento e gestão dos serviços de manejo dos resíduos sólidos em áreas rurais é de vital importância para a alteração do atual quadro de desaparecimento do setor. Mesmo que as soluções para a gestão de resíduos sólidos em áreas rurais não sejam sempre baseadas na eficiência econômica, como apontado por Bernardes e Gunther (2014), os tomadores de decisão responsáveis pelo desenvolvimento e planejamento do setor devem apresentar soluções social, tecnológica, ambiental e economicamente adequadas para esse contexto.

A despeito de apresentarem falhas quanto à contemplação das áreas rurais em seus planos municipais, os municípios de Crateús e de Ubatuba demonstram que a questão dos resíduos sólidos é uma preocupação que se encontra inserida na

agenda municipal, levando a um planejamento de longo prazo caracterizado pela elaboração dos PMGIRs e pela implementação de ações em consonância com os planos.

Por outro lado, em Diamante (PB) observa-se a ausência de um plano municipal relacionado aos resíduos sólidos. A inexistência de um plano, por si só, não necessariamente caracteriza a falta de planejamento, uma vez que o planejamento é um ato praticado consciente ou inconscientemente pelos seres humanos. Pensar o futuro, estabelecer algum tipo de objetivo e executar ações para atingi-lo, ainda que de maneira não formalizada, são atos de planejamento. No entanto, como bem ressaltado por Heller e Rezende (2013), a inexistência de um plano formalizado traz diversos limites ao processo de planejamento setorial:

“as decisões podem ser fortemente marcadas pela visão do decisor; as decisões podem ser muito influenciadas pela visão da conjuntura e não de futuro; as decisões podem não formar um conjunto coerente e estratégico, sendo pontuais e desconectadas; não se estabelecem objetivos e metas claros; não existem mecanismos de acompanhamento e de correções de rumo, face às mudanças conjunturais, o que pode produzir descontinuidades e fragmentação das ações, e contribuir para o desperdício de recursos e para a ineficiência dos serviços” (HELLER; REZENDE, 2013, p. 01).

Os depoimentos de gestores públicos municipais e de moradores da comunidade quilombola Barra de Oitis demonstram a ausência de um planejamento com visão de futuro, caracterizado pela realização de medidas pontuais e imediatistas no setor:

*“O terreno ali [na entrada de Barra de Oitis] estava cheio de lixo. Aí quando o governador [do estado da Paraíba] veio aqui, uns dias antes veio máquina de Itaporanga, veio máquina de Diamante... (...) Foram tiradas umas sete caçambas de lixo”.*

### 3.2 Aspectos da oferta dos serviços de coleta de resíduos sólidos pelo poder público

A coleta de resíduos sólidos na comunidade rural de Queimadas, em Crateús (CE), ocorre semanalmente. Concomitantemente à coleta convencional também é realizada a coleta seletiva, sendo os moradores instruídos a separar os resíduos na fonte. As principais vias da comunidade são percorridas pelo caminhão de coleta da prefeitura municipal, atendendo a maior parte dos moradores locais com a coleta porta-a-porta. No entanto, parte dos moradores é atendida apenas por um ponto de coleta e outra parte não recebe qualquer atendimento.

Essa situação evidencia a necessidade de melhorias na oferta dos serviços. Os moradores que não possuem acesso a nenhum tipo de coleta são orientados a levar seus resíduos até o ponto de coleta mais próximo. Contudo, a necessidade de percorrer distâncias relativamente longas para realizar a disposição do lixo é um fator limitante da atuação dos usuários. Alguns moradores, com maior consciência ambiental, disponibilizam-se a realizar o serviço que compete ao poder público:

*“Eles não querem vir porque têm preguiça de vir deixar [o lixo] aqui [no ponto de coleta]. Jogam pra lá [no mato] porque não querem vir deixar aqui, porque é longe. Eu disse até: (...) se não quisesse deixar, podia juntar [o lixo] lá e mandar o recado que eu mesma ia pegar.”*

Já os moradores atendidos pelo ponto de coleta recebem orientação para depositar seus resíduos em dois tambores separadamente, com o intuito de facilitar a coleta: um específico para resíduos comuns e outro para os recicláveis. Entretanto, os moradores demonstram dificuldades no entendimento:

*“Rapaz, eu nem sei se tem diferença [entre os tambores], não. Porque nem tem nome nenhum aí. Pra mim, jogo tudo misturado, não tem divisa, não! No carro [de coleta] que eles vão dividir. Dentro do carro, lá. Depois.”*

Tais situações demonstram a necessidade de um trabalho contínuo de educação ambiental. As ações educativas não devem ser iniciativas isoladas, mas sim periódicas e dinâmicas, pois somente assim é possível manter os resultados alcançados e retransmitir os ensinamentos às novas gerações (DURAZZINI; PARADELO, 2010; BECO; LEME; GONÇALVES, 2014). O PMGIRS de Crateús ressalta a importância do desenvolvimento de ações de conscientização da comunidade como meio de garantir êxito no manejo dos resíduos sólidos municipais, principalmente na coleta seletiva (CRATEÚS, 2014). Nesse sentido, a prefeitura municipal de Crateús promove diversas ações a fim de fomentar o envolvimento da população na coleta seletiva de resíduos. Palestras nas comunidades rurais, escolas e associações comunitárias; projetos nas escolas para o recolhimento de materiais recicláveis, como o LEVE - Local de Entrega Voluntária Escolar; contatos telefônicos incentivando e agradecendo a participação dos cidadãos, dentre outros, são as principais estratégias adotadas.

Além disso, a principal inovação promovida pelo poder público local refere-se à utilização de caixas de som no caminhão de coleta para a reprodução de músicas regionais, como um estímulo para a convocação da população a participar da coleta seletiva. De acordo com um gestor público, na

ausência do sistema de som, o índice de resíduos coletados reduz-se em até 50% no município. Trata-se, portanto, de uma importante estratégia de adaptação à realidade local que vai ao encontro de um dos princípios estabelecidos na Lei No 11.445/2007, em seu artigo 2º: “adoção de métodos, técnicas e processos que considerem as peculiaridades locais e regionais” (BRASIL, 2007).

A baixa cooperação dos moradores em separar os resíduos recicláveis dificulta a atuação dos catadores da RECICRATIÚ, a associação dos catadores de materiais recicláveis de Crateús. Diversos autores (APHALE et al., 2015; BABAEI et al., 2015; BOONROD et al., 2015) ressaltam a separação na fonte como um método eficaz para a promoção da reciclagem. Logo, a falha nessa etapa do processo pode comprometer a qualidade do resultado final obtido com a coleta de resíduos recicláveis. Para superar essa falha e aumentar a efetividade da triagem de materiais recicláveis nas áreas rurais de Crateús, houve a necessidade de adaptar o caminhão caçamba utilizado para a coleta. Dessa forma, um catador é responsável por realizar uma pré-triagem contínua dos resíduos durante a coleta. Esse catador abre e identifica as sacolas com resíduos recicláveis e as sacolas com rejeitos, separando-as com o auxílio de uma divisão interna instalada no caminhão.

A disposição dos resíduos sólidos não recicláveis atualmente é realizada no lixão municipal de Crateús. Um gestor municipal entrevistado comenta sobre a necessidade de erradicar o lixão, mas destaca que ainda assim é possível avançar em outras questões relacionadas ao gerenciamento dos resíduos, como, por exemplo, a iniciativa da coleta seletiva de materiais recicláveis, que contribui para a diminuição da quantidade de resíduos depositados no lixão.

*“Eu acredito que mesmo o município não tendo erradicado o lixão ele pode fazer [coleta seletiva], por isso nós es-*

*tamos fazendo. (...) Dá para fazer muita coisa mesmo sem encerrar o lixão. É outra etapa. Tem que encerrar o lixão? Tem que encerrar o lixão. Mas é outra etapa.”*

Diferentemente de Queimadas, na comunidade de Caçandoca, em Ubatuba (SP), a coleta de resíduos sólidos não tem frequência regular. Conforme depoimento de um gestor municipal, a coleta é realizada duas vezes por semana, devido ao fato de a localidade ser uma área menos populosa. Contudo, essa frequência pode ser alterada em períodos de alta temporada e dias chuvosos:

*“(...) por aqui ser uma cidade litorânea, e isso é muito importante, que é uma das características que diferencia e que problematiza também. (...) A cidade litorânea, a gente vive de temporada, então existe uma população flutuante (...) que impacta as comunidades nesse sentido, a questão do resíduo, da frequência da coleta. (...) E a gente tem a questão do trânsito, tudo isso que acaba dificultando a logística dessa coleta. (...) Em época de chuva se agrava, porque a estrada fica muito ruim, o caminhão não consegue descer.”*

Em relação a Caçandoca, durante o período de levantamento de dados para o estudo, ocorrido em época de alta temporada, a coleta ocorreu uma vez em um período de dez dias. As lixeiras comunitárias encontravam-se em condições insalubres. Sendo assim, diante da intermitência da oferta dos serviços, os próprios moradores da comunidade são obrigados a buscar soluções alternativas para destinação do lixo:

*“[Em época de] temporada, ele [o caminhão de coleta] fica quinze dias [sem vir]. Ai tem que tocar fogo no lixo. (...) Nós não podemos deixar acumular lixo, senão começa a feder. Nós mesmos, da própria comunidade, temos*

*que dar um jeito de consumi-lo. Quando não enterramos, queimamos.”*

No que se refere ao tipo de coleta, a situação vivenciada em Caçandoca assemelha-se à de Queimadas. A comunidade é contemplada com a coleta porta-a-porta apenas na via principal. Os moradores que residem em áreas isoladas, onde não é possível o acesso de veículos, necessitam se deslocar até a via principal ou até a praia, onde estão posicionadas as lixeiras comunitárias. Os resíduos coletados são levados à Estação de Transbordo do Município de Ubatuba, a cerca de 37 km da comunidade, para em seguida serem transportados ao aterro sanitário da cidade de Jambeiro, a 135 km da estação.

O município de Ubatuba não oferece o serviço de coleta seletiva para as comunidades rurais. Dessa forma, em Caçandoca, a destinação de materiais recicláveis, principalmente metais, como latas de alumínio e sucatas, é realizada informalmente por meio de comercialização, conforme relatado por um morador:

*“Tem o ‘cara da latinha’... (...) Mais na fase quando tem bastante movimento, ele desce pra comprar. E aí quando a gente tem, a gente já junta tudo e deixa mesmo aí no quintal: uma geladeira que estragou, um freezer que parou, motor de tanquinho, latinha que minha filha tá juntando (...). Quando ele vem a gente leva ali e vende.”*

A venda informal dos materiais metálicos proporciona uma fonte de renda para os moradores, porém tal serviço não ocorre de forma recorrente. Outros materiais recicláveis, como papelão e PET, também são recolhidos, contudo o responsável pela comercialização não recompensa financeiramente os moradores pela coleta desses materiais. Estudos indicam que, até certo ponto, algumas famílias moradoras de áreas rurais separam espontaneamente os resíduos recicláveis

e restos de alimentos (BERNARDES; GUNTHER, 2014; ZENG et al., 2016). Logo, a coleta seletiva nessas áreas poderia ser melhor trabalhada e incentivada pelo poder público local. Trata-se de uma prática já incorporada na rotina das populações rurais, que facilita a gestão de resíduos sólidos, uma vez que promove a redução do volume de materiais levados à disposição final. Todavia, apesar desse potencial de separação de resíduos na fonte apresentado pelas áreas rurais, de acordo com Zarate et al. (2008), a prestação de serviços relacionada aos resíduos sólidos nessas localidades é rara e, quando existe, é reduzida somente à coleta convencional e ao descarte, como é o caso de Caçandoca.

Na comunidade quilombola Barra de Oitis, em Diamante (PB), a situação da oferta de serviços de coleta de resíduos sólidos é mais crítica. A comunidade apresenta núcleos dispersos e apenas a parte central é atendida pela coleta. Trata-se da única comunidade rural atendida pelo serviço municipal de Diamante, o qual destina todos os resíduos coletados ao lixão local. Os problemas enfrentados pelo município com relação ao manejo de resíduos sólidos são grandes, não havendo previsão de estender a coleta para outras localidades na área rural, como informa um gestor público municipal:

*“Não tem condições, não. Tem comunidades aqui que não tem como ir. Teria que passar um mês pra fazer [a coleta de resíduos] do município todinho... porque a gente tem comunidade aqui (...) a 24 km, (...) é um dia só pra ir lá.”*

Dada a dispersão geográfica das populações nas zonas rurais, as soluções de gestão de resíduos sólidos não podem se basear na eficiência econômica do serviço. No entanto, como discorrem Bernardes e Gunther (2014), isso não deve ser um fator restritivo nas discussões sobre como integrar a gestão de resíduos sólidos domésticos rurais com os sis-

temas municipais de gestão de resíduos sólidos, devendo-se levar em consideração os direitos humanos, a saúde pública e as questões ambientais.

Em Barra de Oitis, assim como em Queimadas, a coleta de resíduos sólidos é realizada uma vez por semana, nas principais vias da comunidade. Contudo, uma queixa comum dos moradores é a baixa frequência do serviço, resultando em grande acúmulo de lixo:

*“O caminhão passa na sexta-feira. Aí também a gente não tem canto pra botar todo o lixo pra esperar o caminhão, porque ele só passa na sexta... Aí a gente joga no mato! Quando tá muito [lixo acumulado], a gente queima. Mas quando é sexta, que o caminhão passa, a gente bota pro caminhão.”*

Além disso, os entrevistados relatam falta de confiança na prestação do serviço, devido às comuns intermitências na passagem do caminhão de coleta. A condição da estrada de terra que dá acesso à comunidade é um fator limitante para a prestação do serviço. Em razão das dificuldades de acesso, a prefeitura municipal disponibiliza um caminhão caçamba para a realização da coleta na área rural. Entretanto, um gestor municipal reconhece a ocorrência de quebras e falhas mecânicas, prejudicando a prestação do serviço. Ademais, em caso de cheias, o caminhão fica impedido de acessar a comunidade, já que a estrada de acesso se torna intransitável devido à elevação do nível de água do rio.

Nas três comunidades envolvidas neste estudo, os serviços de manejo de resíduos sólidos não são cobrados das populações rurais, uma vez que tal cobrança ocorre por meio do Imposto Predial e Territorial Urbano - IPTU. Contudo, o fato de o serviço ser realizado de forma gratuita para os moradores das áreas rurais não exime o poder público de cumprir seu dever de propiciar condições que garantam a saúde e um ambiente salubre e adequado para essas populações.

### 3.3 Envolvimento e atuação da comunidade

A comunidade rural de Queimadas já era atendida pela coleta convencional de resíduos sólidos quando, em 2013, teve início também a coleta seletiva. Previamente à alteração foi realizada toda uma estrutura de educação ambiental para que os moradores realizassem a separação de resíduos na fonte e entregassem para a coleta os resíduos recicláveis e os resíduos comuns separados em diferentes embalagens. Os moradores da comunidade foram cadastrados e receberam instruções da Secretaria de Meio Ambiente de Crateús por meio de palestras proferidas em reuniões na associação comunitária. Os esforços promoveram alguns resultados positivos:

*“Eu tenho três lixos: dois orgânicos e um reciclado. Um que fica em cima da pia pra colocar os resíduos, restos de comida; o outro que é orgânico também que é a parte da terra, da limpeza da casa; e o outro que é reciclado.”*

Contudo, apesar dos esforços da prefeitura municipal para a conscientização da população, um gestor municipal relata que a comunidade de Queimadas é uma das localidades que apresentam maior deficiência na separação dos resíduos recicláveis em Crateús, uma vez que os moradores não eram acostumados a fazer a separação anteriormente:

*“Queimadas é uma das comunidades que a gente tem mais deficiência. Eu acho que por eles já estarem mais acostumados anteriormente com o processo de juntar tudo e jogar no lixo, (...) eles não evoluíram como os demais, sabe? (...) E os outros [moradores de outras comunidades] já foram acostumados a separar. O processo [de coleta] já começou separando.”*

Logo, apesar das iniciativas da prefeitura para a promoção da coleta seletiva e a conscientização



da população, observa-se certa dificuldade por parte dos moradores da comunidade de Queimadas na separação dos resíduos, evidenciando-se a necessidade de aprimoramento das estratégias de educação ambiental adotadas. De acordo com Sampaio (2008), muitas vezes as ações de educação ambiental têm o objetivo apenas de informar e não de conscientizar as pessoas. Dessa forma, a educação ambiental não é interiorizada pela população, comprometendo o êxito da coleta dos resíduos, uma vez que a população deixa de separá-los adequadamente.

Além da dificuldade de separação dos resíduos, os próprios moradores de Queimadas relatam a ocorrência de queimas ou descarte no mato. Os moradores da comunidade que não são contemplados com a coleta de resíduos se mostram divididos. Alguns gostariam de ser atendidos pela coleta porta-a-porta, enquanto outros estão conformados com a situação, mostrando-se habituados à prática da queima do resíduo:

*“Eu acho que não adiantava muito não [ser atendido pela coleta]. Nós juntamos só as garrafas plásticas mesmo. O que sobra de comida é pros bichos... então, acho que é melhor deixar no que tá. (...) A gente já tá acostumado assim mesmo.”*

Mas, de maneira geral, os moradores de Queimadas encontram-se satisfeitos com a forma atual de descarte do lixo, principalmente quando lembram de épocas anteriores, quando eram desprovidos de serviços de coleta de resíduos:

*“Agora a gente tem onde recolher [o lixo]. De primeiro não tinha, tudo quanto era [lixo] no mato (...). Agora, de uns tempos destes para cá, foi que inventaram [a coleta]. Isso aí foi bom demais!”*

Por outro lado, em Barra de Oitis, apesar da coleta de resíduos sólidos ser consequência de apelos populares, observa-se a baixa atuação da comu-

nidade. Segundo os próprios moradores, cerca de “40% das pessoas não queima nem bota na coleta de lixo”. Alguns moradores relacionam esse pouco comprometimento com a falta de conscientização das pessoas:

*“Ele [motorista do caminhão de coleta] até se admira quando chega aqui. Ele diz: ‘rapaz, só tem lixo na tua casa?’ Porque o povo não junta. Vocês não vieram, não? A bagunça de lixo que tem aí na estrada? [Os moradores de Barra de Oitis] não têm paciência de acumular no saco, guardar e esperar. Vai e joga no terreno.”*

Diferentemente do ocorrido em Queimadas, em Barra de Oitis a coleta de resíduos não foi acompanhada de campanhas ou palestras direcionadas aos moradores. Sendo assim, observa-se também a ausência de informações por parte dos moradores. Uma das entrevistadas, residente em uma rua na rota do caminhão de coleta, nunca juntou o lixo para coleta, preferindo realizar o descarte no mato. Apesar de ter conhecimento da passagem do veículo, ela não sabe informar sobre a realização da coleta:

*“Não tem essas de guardar porque tem carro que pegue. Sim, tem um carro que vem da prefeitura, pega lá de Barra, mas pra cá não. (...) Ele passa aqui, mas a gente nunca acostumou de pegar e botar, não. A gente joga fora. (...) Não sei [se o caminhão coleta lixo em sua rua], eles nunca falaram nada.”*

Assim como ocorrido em Barra de Oitis, em Caçandoca também não houve orientação em relação aos resíduos sólidos, possibilitando assim a continuidade de práticas prejudiciais à saúde da população e do ambiente, tais como a queima indiscriminada dos resíduos e a disposição sob o solo na área externa das residências. Os moradores da comunidade mostram-se insatisfeitos com

o serviço de coleta, e dois pontos peculiares desta localidade contribuem para que a ausência de envolvimento e atuação da comunidade seja ainda mais preocupante. O primeiro relaciona-se à atividade de turismo, que tem como consequência a geração de grande volume de resíduos, já que não existem ações educativas ou orientadoras acerca dessa componente do saneamento direcionadas para os visitantes. Além disso, ressalta-se o fato de não haver a oferta de coleta seletiva pelo poder público, a qual possibilitaria o reaproveitamento de materiais e consequente ganho econômico, social e ambiental. O segundo ponto relaciona-se às características físicas do território. Caçandoca está situada em uma área de grande relevância ambiental: mata atlântica com grande quantidade de recursos hídricos em confluência com zona litorânea. Ou seja, a disposição inadequada dos resíduos pode ocasionar danos aos recursos hídricos locais, afetando não apenas o ambiente, mas a população que vive e frequenta a localidade.

#### 4 CONCLUSÃO

O presente estudo foi desenvolvido com o objetivo de avaliar a eficácia de políticas públicas de coleta de resíduos sólidos em comunidades rurais levando-se em consideração dois enfoques principais: a atuação do poder público – titular e prestador dos serviços – e a atuação dos usuários dos serviços. Para tanto, adotaram-se como critérios de análise o planejamento e a oferta dos serviços pelo poder público e o envolvimento e atuação dos moradores das comunidades estudadas na coleta de resíduos sólidos.

Com relação ao planejamento do manejo de resíduos sólidos, a avaliação se deu na esfera municipal, por meio dos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos. A partir da análise de conteúdo dos planos disponíveis, conclui-se que a elaboração desses instrumentos específicos de planejamento, apesar de não garantir a eficácia

na prestação dos serviços, auxilia na promoção de um diagnóstico da real situação do manejo de resíduos sólidos e na implementação de medidas de longo prazo, consonantes com o planejado para o setor. No entanto, observa-se a necessidade de que o planejamento municipal abranja também as especificidades de suas áreas rurais. O município de Crateús (CE) apresenta o maior avanço, tendo elaborado além do PMGIRS um Plano Municipal de Coleta Seletiva, seguido por Ubatuba (SP), que também possui o PMGIRS, enquanto Diamante (PB) apresenta a situação mais delicada.

Apesar de os planos municipais de Crateús não abordarem especificamente suas áreas rurais, observa-se, por meio do estudo de caso em Queimadas, a existência dessa preocupação no planejamento do gestor municipal, refletindo-se na qualidade do serviço prestado nessas áreas, caracterizado pela cobertura das áreas rurais com coleta seletiva de resíduos sólidos e na existência de diversas inovações para atrair e incentivar o envolvimento da população, além de palestras de educação ambiental. A qualidade dos serviços prestados pelo município alia-se ao interesse da maior parte dos moradores da comunidade de Queimadas. A união da boa atuação do poder público e da conscientização da sociedade promove uma maior eficácia na política pública de coleta de resíduos sólidos local.

Já em Ubatuba, a despeito dos avanços no planejamento urbano da gestão dos resíduos sólidos, a prestação dos serviços na comunidade de Caçandoca apresenta certas dificuldades, principalmente no que se refere à frequência da coleta, às variações com a população flutuante e à dificuldade de acesso decorrente da qualidade da estrada. Apesar das dificuldades na oferta do serviço pelo poder público, a comunidade se mostra interessada e participativa, contribuindo para a coleta dos resíduos e adotando soluções alternativas para a manutenção da limpeza local.

Em Diamante (PB), por sua vez, a ausência de planejamento reflete-se na baixa qualidade da prestação dos serviços nas áreas rurais, sendo Barra de Oitis a única comunidade no município contemplada com a coleta. A baixa qualidade do serviço prestado, caracterizado pelas irregularidades da coleta e pela ausência de práticas de educação e conscientização ambiental, somada ao desinteresse da grande parte dos moradores da comunidade quilombola resulta em uma comunidade rural que, apesar de contemplada pela coleta de resíduos sólidos, convive com o acúmulo de lixo espalhado pelos quintais e áreas comunitárias.

Conclui-se, portanto, que aliado ao planejamento que contemple as particularidades das áreas rurais, são necessárias a sensibilização e a motivação das comunidades para garantir a eficácia das políticas públicas de manejo de resíduos sólidos nessas áreas. Os conceitos e práticas precisam ser assimilados e incorporados ao cotidiano da população envolvida, com vistas a assegurar sua operacionalização, viabilidade e continuidade, fatores fundamentais para atingir os resultados esperados e garantir a sustentabilidade dos serviços.

## 5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à equipe responsável pela elaboração do Programa Nacional de Saneamento Rural - PNSR, cujos estudos de caso proporcionaram a elaboração do artigo; aos demais integrantes das equipes de campo, que participaram da coleta dos dados; e à Fundação Nacional de Saúde - FUNASA, pelo apoio financeiro para a realização dos trabalhos de campo.

## 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHALE, O.; THYBERG, K. L.; TONJES, D. J. Differences in waste generation, waste composition and source separation across three waste districts in a New York suburb. *Resour. Conserv. Recycl.*, v. 99, p. 19-28, 2015.

BABAEI, A. A.; ALAVI, N.; GOUDARZI, G.; TEYMOURI, P.; AHMADI, K.; RAFIEE, M. Household recycling knowledge, attitudes and practices towards solid waste management. *Resour. Conserv. Recycl.*, v. 102, p. 94-100, 2015.

BANCO MUNDIAL. **World development indicators: rural environment and land use**. 2014. Disponível em: <<http://wdi.worldbank.org/table/3.1>>. Acesso em: 22 jun. 2016.

BARDIN, L. **Análise do conteúdo**. Lisboa: Prol, 2008. 281 p.

BECO, L. A. R.; LEME, P. C. S.; GONÇALVES, D. Atividades de educação ambiental: como minimizar e lidar com o resíduo. *Revista Cultura e Extensão USP*, n. 12, p. 83-93, 2014.

BERNARDES, C.; GUNTHER, W. M. R. Generation of domestic solid waste in rural areas: case study of remote communities in the Brazilian Amazon. *Human Ecology Magazine*, v. 42, n. 4, p. 617-623, 2014.

BOONROD, K.; TOWPRAYOON, S.; BONNET, S.; TRIPETCHKUL, S. Enhancing organic waste separation at the source behavior: a case study of the application of motivation mechanisms in communities in Thailand. *Resour. Conserv. Recycl.*, v. 95, p. 77-90, 2015.

BRASIL. Lei Federal Nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e dá outras providências. Brasília, 2010. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-010/2010/lei/112305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-010/2010/lei/112305.htm)>. Acesso em nov. 2016.

BRASIL. Lei Federal Nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e dá outras providências. Brasília, 2007. Disponível em: <[https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm)>. Acesso em nov. 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Versão Preliminar do Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, 2011. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/253/\\_publicacao/253\\_publicacao02022012041757.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_publicacao/253_publicacao02022012041757.pdf)>. Acesso em: 24 jun. 2016.

BRASIL. Ministério das Cidades. Plano Nacional de Saneamento Básico - PLANSAB. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2013, 173 p.

BRINGHENTI, J. R.; GUNTHER, W. M. R. Participação social em programas de coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.16, n.4, p. 421-430, 2011.

CASTRO, R. B. Eficácia, Eficiência e Efetividade na Administração Pública. In: Encontro Anual Da Anpad, 30, 2006, Salvador. *Anais...*. Salvador: ANPAD, 2006.

CHARMAZ, K.; MITCHELL, R. G. Grounded Theory in Ethnography. In: ATKINSON, P.; COFFEY, A.; DELAMONT, S.; LOFLAND, J.; LOFLAND, L. (Org.). **Handbook of ethnography**. Londres: Sage Publications, 2001.

CRATEÚS. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos**. Ceará, 2014.

CRATEÚS. **Plano Municipal de Coleta Seletiva**. Ceará, 2015.

DURAZZINI, A. M. S.; PARADELO, E. S. Lixo rural no Brasil: a problemática da destinação correta de embalagens vazias de agrotóxicos e a realização de coleta seletiva. **Revista Agrogeoambiental**, v. 2, n. 2, p. 57-63, 2010.

FLICK, U. **Introdução à Pesquisa Qualitativa**. Porto Alegre: Artmed, 2011. 405 p.

HELLER, L.; REZENDE, S. C.; HELLER, P. G. B. Participação e controle social em saneamento básico: aspectos teórico-conceituais. In: GALVÃO JÚNIOR, A. C.; XIMENES, M. M. A. F. (Org.). **Regulação: controle social da prestação dos serviços de água e esgoto**. Fortaleza: Pouchain Ramos, 2007. p. 37-68.

HELLER, L.; REZENDE, S. **Planejamento em saneamento básico: aspectos teórico-metodológicos**. Fundação Vale, 2013. Disponível em: < <http://unesdoc.unesco.org/images/0022/002230/223068POR.pdf>>. Acesso em nov. 2016.

IBGE. Censo Demográfico 2010. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010.

MOISÉS, M.; KLINGERMAN, D. C.; COHEN, S. C.; MONTEIRO, S. C. F. A política federal de saneamento básico e as iniciativas de participação, mobilização, controle social, educação em saúde e ambiental nos programas governamentais de saneamento. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 15, n. 5, p. 2581-2591, 2010.

ROCHA, A. C.; CERETTA, G. F.; BOTTON, J. S.; BARUFFI, L.; ZAMBERLAN, J. F. Gestão de resíduos sólidos domésticos na zona rural: a realidade do município de Pranchita – PR. **Revista de Administração da UFSM**, v. 5, n. 4 - Edição Especial, p. 699-714, 2012.

SAMPAIO, L. F. S. **Estudo da percepção da população de Catas Altas - MG sobre o sistema de coleta seletiva do município**. 2008. 213 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2008.

TEIXEIRA, J. C.; HELLER, L. Priorização de investimentos em saneamento baseada em indicadores epidemiológicos e financeiros. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 8, n. 3, p. 187-195, 2003.

TORRES, M. D. F. **Estado, democracia e administração pública no Brasil**. Rio de Janeiro: Editora FGV, 2004. 224 p.

UBATUBA. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos**. São Paulo, 2014. Disponível em: <<http://www.ubatuba.sp.gov.br/download/PMGIRS%20-%20%20FINAL%20-site%20%20publica%C3%A7%C3%A3o.pdf>>. Acesso em nov. 2016.

ZARATE, M. A.; SLOTNICK, J.; RAMOS, M. Capacity building in rural Guatemala by implementing a solid waste management program. **Waste Management**, v. 28, n.12, p. 2542-2551, 2008.

ZENG, C.; NIU, D.; LI, H.; ZHOU, T.; ZHAO, Y. Public perceptions and economic values of source-separated collection of rural solid waste: a pilot study in China. **Resour. Conserv. Recycl.**, v. 107, p. 166-173, 2016.

# Avaliação do desempenho da distribuição de bocas de lobo com base na curva de saturação da sarjeta

## *Gutter saturation point based storm drain placement performance evaluation*

- **Data de entrada:**  
28/08/2017
- **Data de aprovação:**  
14/09/2017

José Anderson do Nascimento Batista

DOI: 10.4322/dae.2019.027

### Resumo

A solução teórica para a distribuição de bocas de lobo para projetos de sistemas de águas pluviais urbanas (SAPU) é obtida por meio do levantamento de pontos de saturação de sarjetas. Os manuais de projetos, porém, aceitam alternativamente a distribuição linear de bocas de lobo, uniformemente distribuídas no perímetro das quadras. Por outro lado, o crescimento urbano mundial e o número de acidentes de trânsito causados por alagamentos de bocas de lobo motivaram esta avaliação de desempenho de distribuição de bocas de lobo obtida por ambos os critérios de distribuição. Os resultados a partir de um estudo de caso mostram que a distribuição linear de bocas de lobo, que segue direta e simplesmente a distribuição de quadras no terreno, pode ter comportamento inverso em relação à distribuição pelos pontos de saturação, levando a uma quantidade significativa de bocas de lobo a seções de sarjetas sobrecarregadas.

**Palavras-chave:** Bocas de lobo. Águas pluviais. Drenagem urbana

### Abstract

*The storm drain placement to urban storm water systems (USWS) is fully obtained by determining the so-called gutter saturation points. Nevertheless, design manuals state that uniformly distributing those drains linearly over gutters is also a solution. On the other hand, the urban population growth and a number of pedestrians and car accidents caused by that drain ponding have motivated this storm drain placement hydraulic performance study for both placement criteria. Results for a case-study reveal that the linear distribution of storm drains, which follows straight and simply the block morphology over the terrain, may have inverse behavior in respect to that distribution for gutter saturation points, leading to a signifying amount of storm drains over saturated gutter cross-sections.*

**Keywords:** Storm drains. Storm water. Urban drainage

**José Anderson do Nascimento Batista** – Doutor de Ciências da Engenharia Ambiental (USP). Mestre de Engenharia Sanitária (UFRN). Engenheiro Civil (UFRN). Professor Doutor do Departamento de Recursos Hídricos da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp. \***Endereço para correspondência:** Rua Saturnino de Brito, 224, Cidade Universitária, Campinas, SP, CEP 13083-889. E-mail: nbatista@fec.unicamp.br.

## 1 INTRODUÇÃO

As normas de projeto e execução de sistemas de águas pluviais urbanas (SAPU), no Brasil e outros países que adotam o sistema separador absoluto, são definidas pelos próprios órgãos contratantes, frequentemente pertencentes às prefeituras municipais. A pluralidade dos valores dos parâmetros de projetos é em parte explicada pela sensibilidade do sistema a condicionantes físicos locais, como o clima e o relevo. Não obstante, as técnicas de parametrização de tais condicionantes são amplamente conhecidas pelo meio técnico e acadêmico. Entretanto, a realidade da frequência elevada com que ocorrem os alagamentos e as inundações no Brasil e demais países localizados em regiões não desérticas demonstra que o período de retorno adotado para os sistemas convencionais de drenagem não é o observado em campo. Entre os fatores determinantes para a sobrecarga de um sistema de microdrenagem estão as mudanças do uso e ocupação do solo, que resultam no aumento da taxa de ocupação do solo (e.g. o adensamento da população e a reconfiguração de zonas residenciais para zonas comerciais). Outros fatores, por outro lado, estão relacionados a erros de execução e/ou projeto 1) da tubulação da rede, em face da elevada sensibilidade do escoamento às declividades encontradas; e 2) da alocação de bocas de lobo, que são os elementos de entrada do escoamento na rede. O transbordamento do escoamento em redes de drenagem pluvial urbana através de um poço de visita não é analisado na etapa de elaboração do projeto, pois essas redes são entendidas no Brasil como redes que devem trabalhar sob escoamento livre. No estudo de caso de uma rede pluvial urbana, Boldrin e Batista (2017) identificaram por meio de simulação computacional que 10% dos poços de visita dessa rede estão sujeitos a transbordar a cada cinco anos. O estudo mostra também, para a mesma chuva, que o funcionamento hidráulico da rede em 90% dos trechos é afogado.

Os critérios de distribuição utilizados para o lançamento de bocas de lobo são diversos, incluindo-se o espaçamento uniforme, seja a cada 60 m do perímetro da quadra (distribuição linear) seja a cada quadra, conforme encontrado na literatura técnica nacional e internacional (e.g. SMDU, 2012; UDFCD, 2008). Outros parâmetros baseados no trânsito são a presença de faixa de pedestres, calçadas e lombadas. A vazão de saturação da sarjeta é o único parâmetro de lançamento com base no comportamento hidráulico do escoamento superficial direto. Nesse caso, a boca de lobo deve ser lançada à posição em que a vazão do escoamento superficial gerado por uma determinada área de contribuição atinge o equilíbrio com a capacidade efetiva de condução da sarjeta, condição esta denominada saturação da sarjeta. Sem a definição de uma metodologia minimamente detalhada, ou, ainda, um programa computacional capaz de auxiliar o projetista no lançamento de bocas de lobo, a solução usual tem sido adotar bocas de lobo a cada quadra, visando à alternativa de menor custo de implantação. Entretanto, a incompatibilidade com a capacidade de condução das sarjetas pode comprometer a segurança do escoamento, provocando alagamentos e eventualmente erosão do pavimento.

Alagamentos na microdrenagem provocam acidentes com prejuízos significativos. Eventualmente são represados em superfície milhares de metros cúbicos, de forma que o lançamento e o dimensionamento das bocas de lobo sejam elementos decisivos para o desempenho do sistema. Embora a velocidade de tráfego das vias primárias e secundárias seja reduzida, o que inibe os riscos de aquaplanagem, os alagamentos da microdrenagem provocam acidentes a veículos e a pedestres, quer devido à força cinética da enxurrada, quer devido a empoçamentos acima de meio metro de profundidade. Em todo novo continente e países em desenvolvimento, a realidade do crescimento populacional pressiona as administrações locais pela expansão urbana. No Brasil, a taxa de

crescimento populacional das áreas urbanas é de 1,5% ao ano (UNFPA, 2007), enquanto o déficit habitacional chega a 8,8% da população (FJP, 2016). Esse quadro de expansão urbana acelerada indica que a segurança contra os danos causados por alagamentos ainda depende da definição de uma metodologia adequada para o projeto de novas redes de drenagem urbana. Não obstante os projetos urbanísticos e o planejamento urbano influenciarem diretamente o comportamento dos componentes superficiais do sistema de drenagem, poucos ou nenhum parâmetro da morfologia urbana tem sido utilizado para fundamentar o lançamento dos elementos de entrada do escoamento na rede.

O presente estudo consiste em uma avaliação dos resultados obtidos por meio do critério da distribuição linear e por meio do critério da saturação da sarjeta, aplicados sobre uma determinada planta urbanística experimental. A planta urbanística aqui utilizada foi desenvolvida para a prática didática de projetos de redes de saneamento

básico em disciplinas do curso de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Campinas.

## 2 OBJETIVOS

Avaliar a representatividade de uma dada distribuição de bocas de lobo por meio da curva de saturação da sarjeta.

Avaliar o comportamento de uma solução convencional de lançamento de bocas de lobo em relação ao lançamento de bocas de lobo com base na curva de saturação da sarjeta.

## 3 MATERIAIS E MÉTODOS

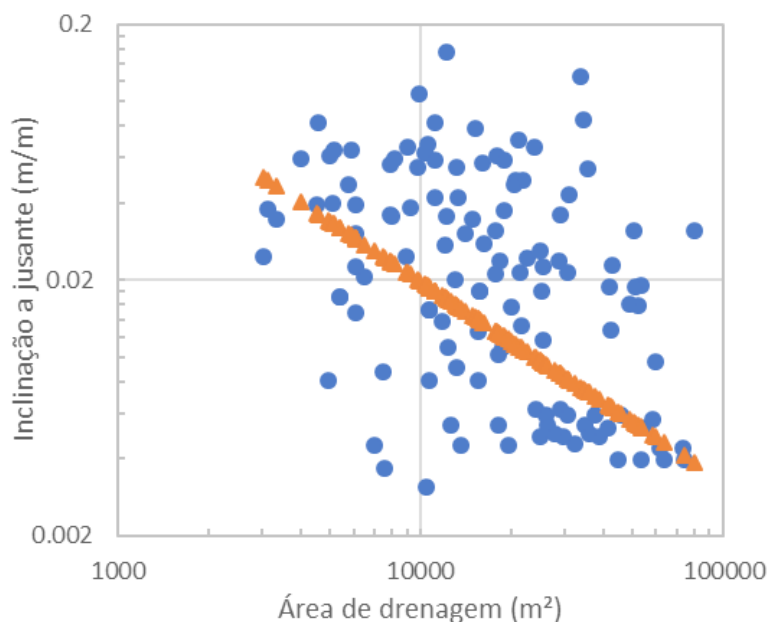
A área de estudo consiste em uma planta urbanística experimental cuja área de implantação corresponde a 949 mil m<sup>2</sup>, constituída de 146 quadras. As quadras são distribuídas segundo critérios urbanísticos, sobre a topografia de um relevo ondulado cuja altimetria varia dentro do intervalo de 30 metros (Figura 1).



Figura 1 - Planta urbanística de estudo

A morfologia da planta possui uma curva declividades-áreas de drenagem decrescente, tipicamente encontrada em relevos ondulados, conforme apresentado na Figura 2. A curva representa as declividades ao longo das trajetórias de escoamento encon-

tradas na planta e as respectivas áreas de drenagem acumuladas ao longo da trajetória. A curva apresentada na Figura 2 corresponde ao levantamento sobre 31 trajetórias encontradas na planta. Cada trajetória foi examinada em média com 4 pontos.



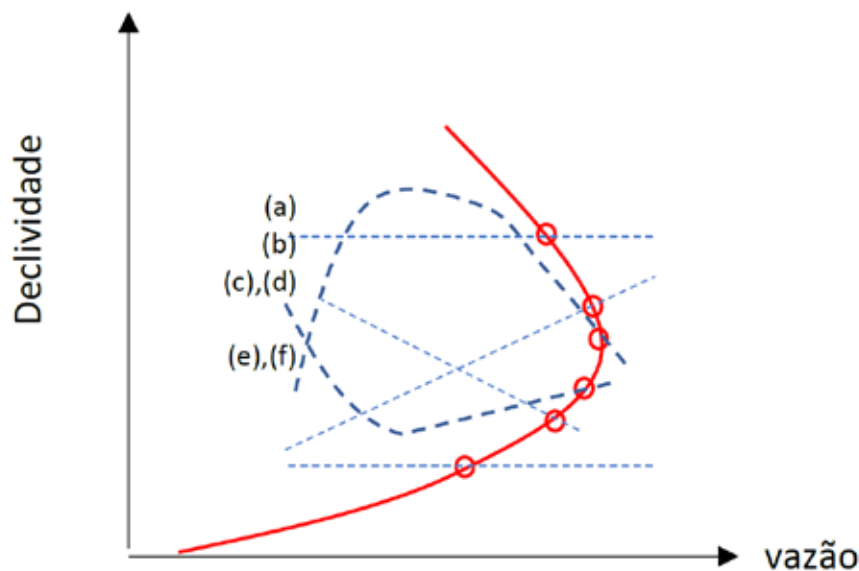
**Figura 2** - Curva declividades-áreas de drenagem (pontos em triângulos) e valores observados (círculos) para a área de estudo

À medida que as áreas de drenagem aumentam, também a vazão de escoamento da água pluvial a jusante aumenta. Por outro lado, ao observar-se que a declividade do terreno cai no mesmo sentido, as sarjetas de um modo geral têm menor capacidade de condução a jusante. Uma vez que a sarjeta a jusante de determinadas quadras possui declividade baixa, a capacidade de condução eventualmente pode não comportar a vazão de escoamento superficial. O contrário pode-se dizer da sarjeta de maior declividade, pois sua capacidade de condução pode estar sendo subutilizada pela vazão afluente, permitindo um maior espaçamento entre as bocas de lobo. Para determinar o ponto de saturação das sarjetas, é necessário conhecer a curva de saturação da sarjeta. A experiência demonstra que a deposição de sedimentos e a deterioração do conjunto guia-sarjeta reduzem a capacidade efetiva de condução do escoamento. Assim, SMDU

(2012) adota um conjunto de fatores de redução a serem aplicados a estimativas teóricas da capacidade de condução das sarjetas, na qual o pico de capacidade é obtido à declividade de 2,0%.

De forma conceitual, a saturação da sarjeta ocorre no exato momento em que a vazão acumulada ao longo de uma trajetória alcança a capacidade efetiva de condução da sarjeta. A acumulação de vazão do escoamento superficial é representada graficamente essencialmente por seis padrões sobre a curva de saturação (Figura 3). Os pontos à direita da curva representam seções com excesso de vazão em relação à capacidade efetiva de condução. Pontos à esquerda da curva de saturação representam seções com vazão abaixo da capacidade efetiva de condução da sarjeta. Assim, os pontos sobre a curva de saturação demonstram o equilíbrio entre a vazão afluente na seção e a capacidade efetiva de condução da sarjeta.





**Figura 3** - Esboço de curva de saturação da sarjeta (linha cheia) e pontos de saturação (círculos) de seis trajetórias típicas: a) declividade elevada constante, b) declividade decrescente, c) declividade variável por um máximo, d) declividade variável por um mínimo, e) declividade crescente, f) terreno plano.

A vazão gerada pela chuva efetiva foi obtida neste estudo pela aplicação do método racional. Para tanto, o coeficiente de deflúvio foi assumido constante, conforme definido em SMDU (2013), de acordo com as ocupações definidas para cada quadra na planta urbanística. A chuva intensa foi calculada pela fórmula IDF de Campinas (DAEE, 2016), com duração igual ao tempo de concentração de cada seção, respeitando-se o mínimo de 5 minutos. O tempo de concentração foi calculado pelo método cinemático,  $t_c = x/V$ , sendo  $x$  a posição da seção na trajetória estudada e  $V$  a velocidade do escoamento na sarjeta.

#### 4 RESULTADOS

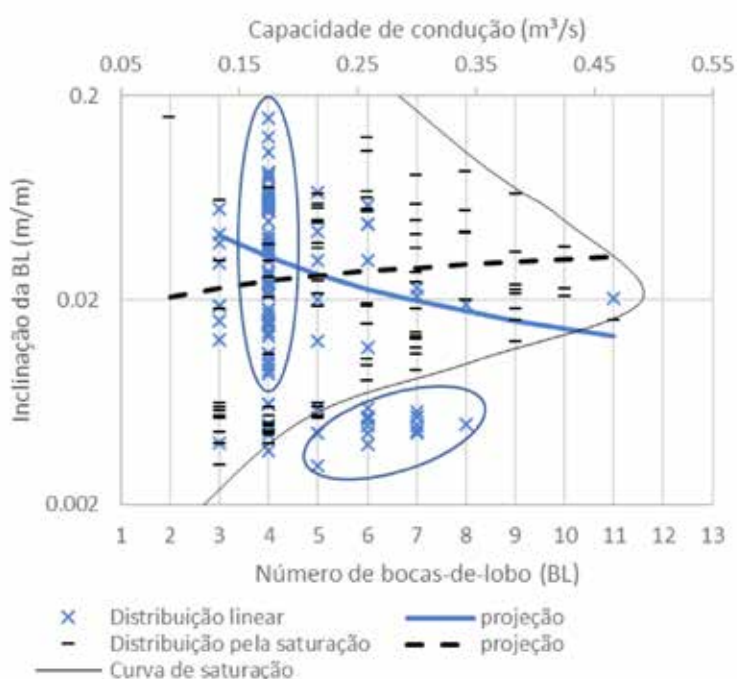
A distribuição linear, uniformemente ao longo do perímetro de cada quadra, a cada 60 m, é um dos critérios aceitos pela SMDU (2012). Sem que a distribuição linear represente a distribuição de áreas de contribuição das quadras, a distribuição das bocas de lobo não oferece ajuste à acumulação de vazão do escoamento superficial direto. Tal discrepância entre a distribuição linear e a distri-

buição de áreas fica evidente nos casos em que as quadras são mais estreitas (menor razão de aspecto). As 146 quadras da planta experimental, neste caso, exigem que sejam distribuídas 488 bocas de lobo na área da planta, de acordo com o perímetro de cada quadra (Figura 4). A distribuição linear de bocas de lobo na planta é representada na figura de acordo com as declividades do terreno em cada quadra e a quantidade de bocas de lobo para o perímetro de cada quadra. Uma vez que a distribuição de bocas de lobo é uniforme, observa-se também na mesma nuvem de pontos que a distribuição dos tamanhos de quadras é decrescente (ver curva de projeção da distribuição linear na Figura 4) à medida que sobem as inclinações do terreno. Portanto, a distribuição linear reflete diretamente e simplesmente os aspectos urbanísticos do local.

Na mesma Figura 4, observa-se o desempenho da distribuição linear de bocas de lobo, com o apoio da curva de saturação das sarjetas. Observa-se que as bocas de lobo da distribuição linear localizam-se em baixo número (quatro) em um grande número de quadras. Comparativamente à distri-

buição de bocas de lobo obtida pelos pontos de saturação, em que a boca de lobo é posicionada de modo a evitar que a vazão do escoamento superficial de uma determinada trajetória ultrapasse a curva de saturação, as bocas de lobo da distribuição linear concentram-se mais à esquerda, já distantes da curva de saturação. Essa distribuição é determinada pela disposição arquitetônica das quadras, que nesse caso claramente diverge dos

alvos correspondentes aos pontos de saturação das sarjetas. Nesse caso, o posicionamento de bocas de lobo a ser obtido no projeto determina uma quantidade expressiva de bocas de lobo subutilizadas, 52% (círculo à esquerda da curva de saturação, na Figura 4) e uma quantidade também significativa de bocas de lobo sobrecarregadas, 10% (indicadas à esquerda da curva de saturação, na Figura 4).



**Figura 4** - Distribuição linear de bocas de lobo e distribuição de bocas de lobo de acordo com a saturação da sarjeta. Círculo à esquerda da curva de saturação indica posições subutilizadas e círculo à direita indica posições sobrecarregadas.

A avaliação do escoamento ao longo das sarjetas permitiu determinar 93 posições em que a vazão do escoamento superficial atinge a saturação da sarjeta. O número de bocas de lobo necessárias é calculado de acordo com a capacidade de engolimento da boca de lobo a ser adotada. Nesse caso, foram obtidas 532 bocas de lobo no total entre as posições determinadas. Observe-se que a projeção da distribuição de bocas de lobo por saturação possui comportamento inverso ao da distribuição linear de bocas de lobo. Essa inversão

de comportamento também se reflete em relação à distribuição arquitetônica das quadras. O fato de a projeção da distribuição de bocas de lobo ser crescente acompanha o comportamento da curva de saturação das sarjetas, que é crescente até o pico em 2% de declividade.

A avaliação da saturação da sarjeta ainda não encontra na literatura uma metodologia que dirija o projetista na utilização desse conceito. A análise visual da planta topográfica-urbanística em busca de trajetórias é uma tarefa por um lado puramen-

te morfológica (que é objetiva), mas, que, por outro lado, deixa espaço para a definição de parâmetros, o que torna a análise subjetiva. Por exemplo, o número de trajetórias e o número de subáreas de contribuição dentro da planta. A resolução topográfica também influencia a interpretação visual das trajetórias sobre a planta. Esta, por sua vez, tem sido objeto de avanços tecnológicos significativos, permitindo levantamentos dentro de 5m<sup>2</sup> por sensoriamento remoto a laser e o detalhamento dentro do lote. A resolução topográfica determina, por exemplo, a participação das quadras nas subáreas de drenagem, seja no sentido de incluir apenas quadras inteiras ou se há viabilidade para subdividi-las entre duas ou mais subáreas de drenagem, conforme sua disposição sobre as curvas de nível. Em princípio, traçados urbanos possuem um conjunto mínimo de seções cujas vazões correspondentes mais se aproximam da curva de saturação da sarjeta. A determinação matemática desses pontos consiste na solução ótima do problema da distribuição de bocas de lobo nas quadras. O equacionamento matemático desse problema depende, antes, da objetividade da determinação do número de subáreas e da resolução topográfica da área, como parâmetros da análise da morfologia do traçado urbano.

## 5 CONCLUSÕES

A distribuição linear de bocas de lobo, que leva à distribuição uniforme de bocas de lobo orientada pela urbanização das quadras, desvia-se significativamente dos pontos de saturação das sarjetas. Esse resultado é evidenciado, por um lado, pelo distanciamento da representação das bocas de lobo obtidas linearmente distribuídas em relação à curva de saturação. Tal discrepância fica evidenciada pelo fato de a representação do comportamento da distribuição linear de bocas de lobo ser decrescente em relação às declividades, conforme os perímetros das quadras, ao passo que a distribuição pelos pontos de saturação tem o comportamento inverso, crescente. No estudo

de caso, foi obtido 54% de bocas de lobo subutilizadas, e 10% delas foram seções sobrecarregadas. Por outro lado, conforme demonstrado, à medida que a morfologia das quadras aproximasse da curva de saturação, melhor a distribuição linear de bocas de lobo tenderia a se aproximar da distribuição pelos pontos de saturação.

O comportamento da representação da distribuição de bocas de lobo pelos pontos de saturação segue o comportamento da curva de saturação, que é crescente em relação à declividade. A solução encontrada pelos pontos de saturação não é exata. Entretanto, em princípio, a formulação matemática do problema, a partir da definição objetiva de parâmetros de resolução da análise morfológica das quadras, forneceria o número mínimo de seções das sarjetas que mais se aproxima da curva de saturação.

## 6 AGRADECIMENTOS

À Professora Colaboradora Eglé Novaes Teixeira e ao Professor Dr. Adriano Toneti, por compartilharem a planta urbanística experimental utilizada em suas disciplinas e que permitiu a realização deste estudo.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BOLDRIN, A. J. ; BATISTA, J. A. N. . Avaliação do desempenho hidráulico de um sistema de drenagem de águas pluviais urbanas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, p. 263-273, 2018.
- 2.DAEE **Precipitações Intensas no Estado de São Paulo**. São Paulo. DAEE. CTH. 270p, 2016.
- 3.Fundação João Pinheiro (FJP) **Déficit Habitacional no Brasil: 2013 - 2014**. Belo Horizonte. 92p, 2016.
- 4.SMDU **Manual de drenagem e manejo de águas pluviais: aspectos tecnológicos: diretrizes para projetos**, v3, São Paulo, 128 p., 2012.
- 5.United Nation Population Fund (UNFPA). **State of World Population: unleashing the potential of urban growth**. New York. EUA. 108 p., 2017.
- 6.Urban Drainage and Flood Control District of Denver (UDFCD) **Urban Drainage Design Criteria**. Denver, EUA, 2008



## 100 Barragens Brasileiras

**Paulo Teixeira da Cruz**

Esta é primeira e mais completa coletânea da experiência brasileira em Geotecnia de Barragens. São 680 páginas com desenhos, fotos e gráficos ilustrando a análise das várias fases de projeto e construção de cem barragens brasileiras, distribuídas em todo o território nacional.

“100 Barragens Brasileiras” é dividido três partes: a primeira é dedicada à revisão de casos históricos; a segunda, à mecânica dos solos residuais, saprolíticos e coluviais, entre outros, típicos de nosso clima; e a terceira, voltada a uma “filosofia de projeto” comparada com projetos de barragens de outros países. O livro consolida teoria e prática, discute e dá diretrizes para Projeto de Barragens: critérios de projeto, cálculos de estabilidade, sistemas de vedação e drenagem, instrumentação etc. Ensecadeiras, aterros hidráulicos e barragens de enrocamento com face de concreto complementam os tipos de barragens mais convencionais abordados.

“100 Barragens Brasileiras” preenche uma lacuna no cenário brasileiro de barragens. Versa sobre uma Geotecnia real, para os solos que o profissional encontra no cotidiano, nem sempre considerados na Mecânica dos Solos clássica. A obra vem atender à demanda mais recorrente de profissionais da área de Geotécnica, professores e estudantes universitários.

**Mais informações:** <https://www.ofitexto.com.br/livro/100-barragens-brasileiras/>



## Geossintéticos em Geotecnia e Meio Ambiente

**Ennio Marques Palmeira**

“Geossintéticos em Geotecnia e Meio Ambiente” reúne os 40 anos de experiência do autor no tema para tratar das aplicações dos geossintéticos por meio de uma sólida base teórica e de diversos exemplos práticos.

O livro parte dos recursos envolvidos, como tipos de geossintéticos e polímeros e suas propriedades, para em seguida apresentar suas aplicações em diferentes projetos, como drenagem e filtração, obras de proteção ambiental, obras hidráulicas, reforço de obras viárias, aterros sobre solos moles, contenções e reforço de solos.

Uma referência atualizada e completa sobre o tema, “Geossintéticos em Geotecnia e Meio Ambiente” traz exemplos práticos, ilustrações, requisitos para instalação, dimensionamento, avaliação de desempenho e exemplos de cálculos.

**Mais informações:** [www.ofitexto.com.br/livro/geossinteticos-em-geotecnia-e-meio-ambiente/](http://www.ofitexto.com.br/livro/geossinteticos-em-geotecnia-e-meio-ambiente/)



## Rebaixamento Temporário de Aquíferos - 2ª edição

**Urbano Rodriguez Alonso**

Rebaixar o nível d’água para realizar escavações e construções em ambiente seco e seguro é uma operação cotidiana em engenharia urbana. Apesar de ser uma instalação temporária, é fundamental que seja corretamente dimensionada, implantada e mantida, a fim de assegurar condições técnicas e econômicas adequadas para a implantação da obra de engenharia definitiva. “Rebaixamento Temporário de Aquíferos” é um valioso manual. Abrange vários sistemas de rebaixamento e apresenta os critérios para seleção e dimensionamento de cada um deles e de seus equipamentos. Esses projetos específicos são completados pelo quadro de referência a respeito dos aspectos geotécnicos, hidráulicos e mecânicos de motores, bombas e demais componentes importantes, sem descuidar da drenagem superficial e profunda que os complementam. Entre os sistemas de rebaixamento, são tratados: bombeamento direto; ponteiros; injetores e ejetores; e bombeamento submerso. Exemplos de casos reais e exercícios resolvidos permitem ao leitor compartilhar da grande experiência do engenheiro Urbano Alonso, um nome de destaque na prática da Engenharia.

**Mais informações:** [www.ofitexto.com.br/livro/raebaixamento-temporario-de-aquiferos/](http://www.ofitexto.com.br/livro/raebaixamento-temporario-de-aquiferos/)

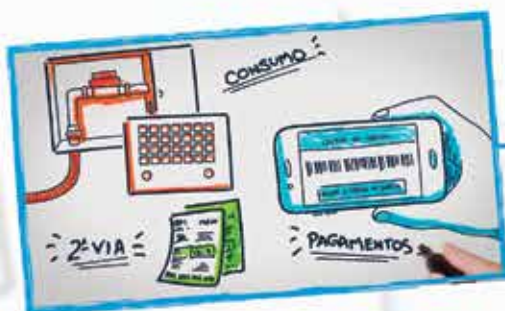
Mês	Dias	Evento	Local
Maio	7 a 10	Residuals and Biosolids Conference 2019	Local: Fort Lauderdale, Estados Unidos Mais informações: <a href="http://www.wef.org/ResidualsBiosolids/">www.wef.org/ResidualsBiosolids/</a>
	8 a 10	Stormwater and Green Infrastructure Symposium 2019	Local: Fort Lauderdale, Estados Unidos Mais informações: <a href="http://www.wef.org/events/conferences/upcoming-conferences/stormwater-and-green-infrastructure-symposium-2019/">www.wef.org/events/conferences/upcoming-conferences/stormwater-and-green-infrastructure-symposium-2019/</a>
	7 a 9	10 <sup>th</sup> International Conference on Sustainable Water Resources Management	Local: Alicante, Espanha Mais informações: <a href="http://www.wessex.ac.uk/conferences/2019/water-resources-management-2019">www.wessex.ac.uk/conferences/2019/water-resources-management-2019</a>
	8 a 10	10 <sup>th</sup> International Conference on River Basin Management Including all Aspects of Hydrology, Ecology, Environmental Management, Flood Plains and Wetlands	Local: Alicante, Espanha Mais informações: <a href="http://www.wessex.ac.uk/conferences/2019/river-basin-management-2019">www.wessex.ac.uk/conferences/2019/river-basin-management-2019</a>
	14 a 16	IX Congresso sobre Planeamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa	Local: Lisboa, Portugal. Mais informações: <a href="http://www.aprh.pt/ZonasCosteiras2019/">www.aprh.pt/ZonasCosteiras2019/</a>
	15 a 16	SWAN 2019 Annual Conference	Local: Miami, Estados Unidos Mais informações: <a href="http://www.wef.org/events/meetings--other-events/upcoming-partner-events/swan-9th-annual-conference/">www.wef.org/events/meetings--other-events/upcoming-partner-events/swan-9th-annual-conference/</a>
Junho	23 a 24	8 <sup>th</sup> Annual Water Reuse in Texas 2019	Local: Texas, Estados Unidos Mais informações: <a href="http://www.weat.org/event/water-reuse-texas/2019-05-23">www.weat.org/event/water-reuse-texas/2019-05-23</a>
	4 a 7	Collection Systems Conference 2019	Local: Indianápolis, Estados Unidos Mais informações: <a href="http://www.wef.org/events/conferences/upcoming-conferences/collectionsystems/">www.wef.org/events/conferences/upcoming-conferences/collectionsystems/</a>
	10 a 14	LET2019 - The 16 <sup>th</sup> IWA Leading Edge Conference on Water and Wastewater Technologies	Local: Edimburgo, Reino Unido Mais informações: <a href="http://iwa-let.org">iwa-let.org</a>
	16 a 19	30 <sup>o</sup> CBESA - Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES	Local: Natal, RN Mais informações: <a href="http://abes-dn.org.br/abeseventos/30cbesa-natal/">http://abes-dn.org.br/abeseventos/30cbesa-natal/</a>
	17 a 19	Ideas 2019 - Interdisciplinary ideas leading to innovation	Local: Manaus, AM Mais informações: <a href="http://eventos.ufabc.edu.br/ideas/">http://eventos.ufabc.edu.br/ideas/</a>
	16 a 20	12 <sup>th</sup> IWA International Conference on Water Reclamation and Reuse "Overcoming Water Stress by Water Reclamation and Reuse"	Local: Berlim, Alemanha Mais informações: <a href="http://iwareuse2019.org/">http://iwareuse2019.org/</a>
	16 a 20	16 <sup>th</sup> IWA - World Congress on Anaerobic Digestion	Local: Delft, Holanda Mais informações: <a href="https://www.ad16conference.com/">https://www.ad16conference.com/</a>
	19 a 21	10 <sup>th</sup> IWA International Symposium on Waste Management Problems in Agro-Industries	Local: Rodes, Grécia Mais informações: <a href="http://agro2019.itu.edu.tr">agro2019.itu.edu.tr</a>

Mês	Dias	Evento	Local
Julho	23 a 26	Smart Future 2019	Local: São Paulo, SP Mais informações: <a href="http://www.automacaoindustrial.info/fee-smart-future-2019-e-anunciada-pela-reed-exhibitions-alcantara-machado/">www.automacaoindustrial.info/fee-smart-future-2019-e-anunciada-pela-reed-exhibitions-alcantara-machado/</a>
Agosto	27 a 30	9 <sup>th</sup> International Conference on Sewer Processes and Networks	Local: Aalborg, Dinamarca Mais informações: <a href="http://www.spn9.dk">www.spn9.dk</a>
Setembro	8 a 12	3 <sup>rd</sup> IWA Resource Recovery Conference	Local: Veneza, Itália Mais informações: <a href="http://www.iwarr2019.org">www.iwarr2019.org</a>
	8 a 11	34 <sup>th</sup> Annual WaterReuse Symposium	Local: San Diego, Estados Unidos Mais informações: <a href="https://wateruse.org/event/34th-annual-waterreuse-symposium/">https://wateruse.org/event/34th-annual-waterreuse-symposium/</a>
	16 a 20	14º SILUSBA	Local: Cidade da Praia, Cabo Verde Mais informações: <a href="http://www.aprh.pt/14silusba/inscricao.html">www.aprh.pt/14silusba/inscricao.html</a>
	24 a 27	16º Congresso Nacional de Meio Ambiente	Local: Poços de Caldas, MG Mais informações: <a href="http://www.meioambientepocos.com.br">www.meioambientepocos.com.br</a>
	25 a 27	6 <sup>th</sup> International Conference on Disaster Management and Human Health Risk: Reducing Risk, Improving Outcomes	Local: Ancona, Itália Mais informações: <a href="http://www.wessex.ac.uk/conferences/2019/disaster-management-2019">www.wessex.ac.uk/conferences/2019/disaster-management-2019</a>
Outubro	1 a 3	13 <sup>th</sup> International Conference on Urban Regeneration and Sustainability	Local: Valência, Espanha Mais informações: <a href="http://www.wessex.ac.uk/conferences/2019/sustainable-city-2019">www.wessex.ac.uk/conferences/2019/sustainable-city-2019</a>

# QUER GANHAR TEMPO E COMODIDADE?

## CONHEÇA O APLICATIVO SABESP MOBILE

BAIXE O NOVO APLICATIVO DA SABESP, DISPONÍVEL PARA ANDROID E IOS, E TENHA ACESSO FÁCIL E RÁPIDO A INÚMERAS FUNCIONALIDADES.



SEGUNDA VIA  
DE CONTAS



HISTÓRICO  
DE CONSUMO



AVISO DE  
VAZAMENTOS



INFORMAR  
FALTA DE ÁGUA



# O site da Revista DAE está repleto de novidades

Assine gratuitamente o boletim  
eletrônico, é só se cadastrar!



No site você  
pode baixar  
o conteúdo  
completo da  
Revista.