

Edição especial comemorativa  
29º Congresso ABES/Fenasan  
• Distribuição gratuita

## ARTIGOS TÉCNICOS E REVISÃO DE LITERATURA

- Seleção de variáveis em análise por envoltória de dados na análise da eficiência do instrumento da cobrança pela água bruta no setor do abastecimento público nas bacias cearenses por meio da ferramenta computacional SIAD (Sistema Integrado de Apoio à Decisão)
- Influência de dureza e pH na capacidade adsorptiva de diuron em carvão ativado
- Codigestão anaeróbia de resíduos orgânicos
- Revisão crítica da literatura sobre aplicação da avaliação de Ciclo de Vida ao tratamento de esgotos
- Fotocatálise solar por UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> no tratamento de lixiviado de aterro sanitário aliado ao uso de inibidor na remoção de DQO e cor
- Desaguamento de lodo de efluente saneante domissanitário em leito de drenagem
- Proposição de critérios para a hierarquização de softwares utilizados na avaliação de perdas e indicadores de desempenho em sistemas de abastecimento de água
- Detecção de tendências hidroclimáticas interanual na bacia do rio São Francisco
- Caracterização do atendimento por redes de abastecimento de água em áreas rurais do Ceará: evidências do impacto da implantação do Sistema Integrado de Saneamento Rural (Sisar)
- Utilização de válvulas redutoras de pressão no controle de perdas em redes de abastecimento de água





# CONGRESSO ABES FENASAN 2017

O maior encontro de Saneamento  
Ambiental das Américas

2 A 6  
OUT/2017  
SÃO PAULO-SP  
RESERVE A DATA!  
PARTICIPE.

Tema central:  
**Saneamento ambiental:  
desenvolvimento e  
qualidade de vida na  
retomada do crescimento**

Informações: [www.abesfenasan2017.com.br](http://www.abesfenasan2017.com.br)

Realização



Apoio



Patrocínio Supremo



Estande VIP



Apoio Especial



Apoio institucional



Organização



---

# editorial

Prezado leitor,

O reenquadramento no Qualis/CAPES, que nos elevou da categoria B3 para B2, levou a um aumento exponencial de submissões de artigos. Desta forma, para contribuir ainda mais com a difusão do conhecimento científico e tecnológico, razão principal da existência deste periódico, as próximas edições terão o número de artigos ampliados.

Para reforçar ainda mais nosso compromisso em atender aos anseios dos nossos autores e leitores, cumprindo a missão de publicar artigos técnicos e científicos originais nas áreas de saneamento e de meio ambiente, lançamos esta edição extra número 208 da revista DAE, uma maneira de aumentar ainda mais a velocidade de divulgação dos trabalhos aprovados, consequentemente reduzindo a lista de espera das publicações.

Além disso, esta edição também comemora a união do 29º Congresso ABES com a 28º FENASAN da AESA-BESP, eventos que acontecem neste ano na cidade de São Paulo – nada mais representativo do que termos na capa uma foto artística de um chafariz, localizado em um dos pontos turísticos mais emblemáticos de nossa cidade, o Pátio do Colégio.

Essa é nossa missão e nosso compromisso!

Desejamos a todos uma 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

Quadrimestral (janeiro, maio e setembro)

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

Engenheira Cristina Knorich Zuffo

### Editora Científica.

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

Fonte do Pátio do Colégio. Fotógrafo Altair Nascimento

### 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>



● Fotógrafo Altair Nascimento - Chafariz no Pátio do Colégio, Centro Antigo, São Paulo, Brasil.

## nesta edição

### ARTIGOS TÉCNICOS E REVISÃO DE LITERATURA

5

Seleção de variáveis em análise por envoltória de dados na análise da eficiência do instrumento da cobrança pela água bruta no setor do abastecimento público nas bacias cearenses por meio da ferramenta computacional SIAD (Sistema Integrado de Apoio à Decisão)  
*Selection of variables in data envelopment analysis of the raw water charging instrument's efficiency in the public supply sector in Ceara's basins through computational tool SIAD (Integrated System for Decision Support)*

21

Influência de dureza e pH na capacidade adsorptiva de diuron em carvão ativado  
*Influence of hardness and pH on adsorption capacity of diuron on activated carbon*

35

Codigestão anaeróbia de resíduos orgânicos  
*Anaerobic codigestion of organic waste*

47

Revisão crítica da literatura sobre aplicação da avaliação de Ciclo de Vida ao tratamento de esgotos  
*A critical review of the literature on the application of Life Cycle Assessment to wastewater treatment*

56

Fotocatálise solar por UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> no tratamento de lixiviado de aterro sanitário aliado ao uso de inibidor na remoção de DQO e cor  
*Solar photocatalysis for UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> in landfill leachate treatment ally to inhibitor use in cod and color removal*

68

Desaguamento de lodo de efluente saneante domissanitário em Leito de Drenagem  
*Dewatering of wastewater household cleaning sanitizing sludge in Drainage Bed*

83

Proposição de critérios para a hierarquização de softwares utilizados na avaliação de perdas e indicadores de desempenho em sistemas de abastecimento de água  
*Proposal of criteria for the harmhorization of software used in the evaluation of losses and performance indicators in water supply systems*

88

Deteção de tendências hidroclimáticas interanual na bacia do rio São Francisco  
*Detection of interannual hydro-climate trends in the São Francisco river basin*

108

Caracterização do atendimento por redes de abastecimento de água em áreas rurais do Ceará: evidências do impacto da implantação do Sistema Integrado de Saneamento Rural (Sisar)  
*Characterization of the water supply systems attendance in rural areas in Ceara: evidence of the impact of the implementation of Sistema Integrado de Saneamento Rural (SISAR)*

122

Utilização de válvulas redutoras de pressão no controle de perdas em redes de abastecimento de água  
*Use of reducing pressure valves in control of water losses in the distribution network*

# Seleção de variáveis em análise por envoltória de dados na análise da eficiência do instrumento da cobrança pela água bruta no setor do abastecimento público nas bacias cearenses por meio da ferramenta computacional SIAD (Sistema Integrado de Apoio à Decisão)

*Selection of variables in data envelopment analysis of the raw water charging instrument's efficiency in the public supply sector in Ceará's basins through computational tool SIAD (Integrated System for Decision Support)*

- **Data de entrada:**  
08/06/2015
- **Data de aprovação:**  
19/09/2016

Marcus Vinícius Sousa Rodrigues\*/Marisete Dantas de Aquino/Antônio Clécio Fontelles Thomaz/

DOI:10.4322/dae.2017.002

## Resumo

A cobrança pela água no Ceará teve início no ano de 1996, adotando como base de cálculo apenas o consumo efetivo, não fazendo uma distinção entre captação e consumo. Sabe-se que múltiplos são os fatores que podem ser usados em uma análise de eficiência do instrumento de cobrança em uma bacia hidrográfica. Para uma avaliação que considera simultaneamente vários fatores, utiliza-se um modelo de análise multicritério. O objetivo principal deste trabalho consiste em realizar uma análise da eficiência relativa da cobrança pelo uso da água bruta do setor do abastecimento público nas bacias hidrográficas cearenses por meio da aplicação da análise por envoltória de dados, de modo a obter um diagnóstico do setor em todo o Estado. A AED pode ser definida como uma ferramenta de programação matemática não paramétrica que é utilizada para comparar eficiências (desempenhos) de várias unidades que realizam tarefas semelhantes. A medida de eficiência foi obtida por meio da modelagem de AED com retorno de escala variável (o modelo BCC), com uma orientação a produto. As cobranças nas bacias do Curu e Metropolitana, de um total de 11 bacias, apresentaram-se com eficiência relativa máxima (igual a 100%). O instrumento de cobrança em todo o Estado pode ser considerado eficiente, uma vez que a eficiência média de todo o conjunto analisado foi igual a 91,04%. A pesquisa desen-

**Marcus Vinícius Sousa Rodrigues\*** – mestre e doutor em Engenharia Civil, graduado em Engenharia Mecânica pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Professor Adjunto da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Departamento de Ciências Exatas, Tecnológicas e Humanas (DCETH), Campus Angicos, Angicos (RN). E-mail: marcus@ufersa.edu.br.

**Marisete Dantas de Aquino** – doutora em Meio Ambiente Recursos Hídricos, mestre em Ciências e Técnicas de Meio Ambiente, ambos na École Nationale des Ponts et Chaussées (França). Mestre em Engenharia Civil, na área de Recursos Hídricos pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Professora Titular da Universidade Federal do Ceará (UFC), Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA), Campus do Pici, Fortaleza (CE).

**Antônio Clécio Fontelles Thomaz** – doutor em Engenharia de Sistemas e Computação pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) e mestre em Informática pela Pontifícia Universidade Católica (PUC) do Rio de Janeiro. Professor Titular Aposentado da Universidade Federal do Ceará (UFC) e Professor Adjunto da Universidade Estadual do Ceará (UECE), Centro de Ciências e Tecnologia, Campus do Itaperi, Fortaleza (CE).

\***Endereço para correspondência:** Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Departamento de Ciências Exatas, Tecnológicas e Humanas, Campus de Angicos, CEP: 59515-000, Alto da Alegria, Angicos - RN.



volvida neste trabalho pode ser considerada bastante inovadora ao aplicar a ferramenta de AED para avaliar o desempenho de um instrumento de uma política pública, tal como a cobrança pela água bruta. Recomenda-se fortemente o uso desta metodologia científica como apoio ao processo de tomada de decisão no setor de gerenciamento dos recursos hídricos para o cálculo de indicadores de desempenho de seus instrumentos.

**Palavras-chave:** Seleção de variáveis. Eficiência relativa. Cobrança pelo uso da água. Abastecimento público.

### Abstract

*The charge for water in Ceara began in 1996, taking as a basis for calculating only the actual consumption, without distinguishing between capture and consumption. It is known that the factors which can be used in an efficiency analysis of the collection instrument in a watershed are multiple. For an evaluation that simultaneously considers various factors, a multi-criteria analysis model is used. The main objective of this study is to conduct an analysis of the relative efficiency of charging for the use of raw water from the public supply sector in Ceara's basins through the application of data envelopment analysis in order to obtain a diagnosis of the sector in all the state. The DEA can be defined as a mathematical programming tool nonparametric which is used to compare efficiency (performance) of multiple units, which perform similar tasks. The measured efficiency was obtained by the DEA modeling variable scale return (BCC model), with guidance product. Charges in Curu and Metropolitana basin, a total of 11 basins, presented with maximum relative efficiency (exceeding 100%). The charge tool around the state can be considered efficient, since the average efficiency of the analyzed set was equal to 91.04%. The research developed in this work could be very innovative in applying the EDA tool to evaluate the performance of an instrument of public policy, such as charging for raw water. the use of this scientific methodology to support the process of decision making in the management sector of water resources for the performance indicators calculation of their instruments is strongly recommended.*

**Keywords:** Variables select. Relative efficiency. Charging for use of water. Public supply.

---

## 1 INTRODUÇÃO

O Estado do Ceará foi um dos Estados que se anteciparam à União ao instituir uma política de recursos hídricos, por meio da Lei nº 11.996, de 24 de julho de 1992. Posteriormente, essa lei foi substituída pela Lei nº 14.844, de 28 de dezembro de 2010, que dispõe sobre a Política do Estado do Ceará de Recursos Hídricos (PERH).

O Brasil, no entanto, só viria a instituir a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) no ano de 1997. Assim, em 8 de janeiro de 1997 é promulgada a Lei Federal nº 9.433, na qual se estabelece a cobrança pelo uso da água como um dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos. “A cobrança pelo uso da água pode ser uma poderosa ferramenta na promoção da conservação e do uso eficiente da água (AQUINO et al., 2013).”

A PERH-CE adota instrumentos de gerenciamento, tais como a cobrança pelo uso da água bruta e a outorga pelo direito de uso da água. A cobrança e a outorga são instrumentos que podem ser considerados complementares. Segundo Rodrigues; Aquino (2013), “a outorga pelo uso da água deve preceder a cobrança pelo uso da água, não devendo esses instrumentos serem tratados independentemente”.

A cobrança pelo uso da água bruta no Ceará já é aplicada desde o ano de 1996, sendo inicialmente regulamentada pelo Decreto nº 24.264, de 12 de novembro de 1996. A Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH) é o órgão responsável pelo gerenciamento da oferta hídrica cearense. Cabe a essa companhia, que atua como uma espécie de agência para todas as

bacias, realizar o cálculo e efetivar a cobrança pela água bruta (RODRIGUES, 2014).

Atualmente, está em vigor o Decreto nº 31.195, de 16 de abril de 2013, que “dispõe sobre a cobrança pelo uso dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos de domínio do estado do Ceará ou da União por delegação de competência (CEARÁ, 2013)”.

A cobrança pela água bruta, tanto superficial como subterrânea, no Estado do Ceará tem como base de cálculo apenas o consumo efetivo, apresentando um modelo matemático monomial de simples aplicação, dado pela equação:

$$T(u) = T_{ef}V_{ef} \quad (1)$$

onde:  $T(u)$  é a tarifa paga pelo usuário pela água bruta, em R\$;  $T_{ef}$  é a tarifa padrão de consumo, em R\$/m<sup>3</sup>; e,  $V_{ef}$  é o volume efetivamente consumido durante o mês pelo usuário, em m<sup>3</sup>.

Conforme Rodrigues; Aquino (2014), “os usos considerados no Estado para a cobrança pela água bruta são: indústria, abastecimento público, irrigação, piscicultura, carcinicultura, água mineral e potável de mesa, e demais usos”.

Desses usos, é possível afirmar que o setor do abastecimento público pode ser considerado uma das categorias de maior relevância em todo o Estado, tanto em consumo de água como em faturamento (e conseqüentemente, arrecadação) com a cobrança pelo uso da água.

O Estado do Ceará possui um total de 184 municípios, com uma população de aproximadamente 6,3 milhões de habitantes. A Companhia de Água e Esgoto do Ceará (Cagece) é responsável pelo abastecimento de água de aproximadamente 83% dos municípios cearenses (ANA, 2010). Vale salientar que em alguns municípios cearenses, como é o caso do município de Sobral na região

norte do Estado, os serviços de abastecimento de água são realizados também pelos Serviços Autônomos de Água e Esgoto (SAAE).

Na Tabela 1 são apresentados os valores das tarifas de consumo  $T_{ef}$  cobradas em vigência no Decreto nº 31.195/2013, para o setor do abastecimento público em todo o Estado. Conforme a tabela, uma vez que esses valores são aplicados em todas as bacias cearenses, então, pode-se concluir que a cobrança pode ser considerada uniforme em todo o território cearense.

**Tabela 1:** Tarifa de consumo para o setor do abastecimento público aplicada nas bacias cearenses

Característica	R\$/1.000 m <sup>3</sup>
Região Metropolitana de Fortaleza	105,36
Demais regiões (sem adução da COGERH)	34,79
Demais regiões (com adução da COGERH)	318,51

Fonte: CEARÁ, 2013.

Vale destacar que o setor de abastecimento público é um setor bem estratégico para o gerenciamento dos recursos hídricos, pois devido ao seu elevado consumo, medidas devem ser asseguradas de modo a garantir a oferta de água para todos, contribuindo assim para um desenvolvimento sustentável e o uso racional desse recurso, conforme a PERH.

Assim, os instrumentos de gerenciamento de recursos hídricos, tais como a cobrança pelo uso da água bruta, devem ser aplicados de forma eficiente em todo o Estado, conforme os regimentos legais relacionados ao uso desse recurso. Entretanto, o que se percebe na prática é que há muitas situações reais que estão em desacordo com as legislações vigentes, caracterizando, assim, uma ineficiência desse gerenciamento.

Logo, definir critérios e variáveis para analisar a eficiência dos instrumentos de políticas públicas, como a cobrança ou outorga pelo uso da água, é

de vital relevância para um bom gerenciamento de águas no Estado do Ceará, e que garanta um uso sustentável da água. Vale salientar que uma análise da eficiência da cobrança pela água bruta no setor do abastecimento pode indicar a situação real do gerenciamento em todo o Estado, além de ser de grande relevância para auxiliar a tomada de decisão por parte dos gestores.

Conforme Athanassopoulos (2012), a avaliação da eficiência é uma grande preocupação por parte dos gestores, e o desenvolvimento de ferramentas para a realização dessa análise se expandiu consideravelmente nos últimos anos.

Várias são as variáveis (ou critérios) que podem ser usadas para avaliar a eficiência da cobrança pelo uso da água bruta, e para uma avaliação que leve em consideração várias variáveis faz-se necessário o uso da metodologia científica de análise multicriterial. De acordo com Trevisan et al. (2011), uma análise como essa visa atribuir uma nota sobre determinado objetivo a ser alcançado, e para isso é feito um equacionamento de que constam os critérios a serem considerados, os pesos atribuídos e uma ordem entre os critérios.

Nesta pesquisa será usada a análise por envoltória de dados (AED), também conhecida como DEA (sigla em inglês de *data envelopment analysis*), como ferramenta multicriterial. Para Mirdehghan; Fukuyama (2016), a AED pode ser definida como um conjunto de técnicas de programação matemática usada para medir o desempenho (ou eficiência) de unidades tomadoras de decisão (UTD), ou DMU (sigla em inglês de *decision making unit*), que convertem múltiplas entradas (ou insumos) em saídas (ou produtos).

A ferramenta da AED é aplicada a um conjunto de unidades produtoras, de modo a estimar o uso dos recursos de forma eficiente e classificar essas unidades com base em suas performances (BANAEIAN; OMID; AHMADI, 2011). Assim, de acordo com Alper; Sinuany-Stern; Shinar (2015), a meto-

dologia DEA divide as unidades avaliadas em dois grupos: as eficientes e as ineficientes.

Segundo Barbosa; Bastos (2014), na avaliação, por meio da AED, de um conjunto de UTDs, é possível obter um diagnóstico de todo o conjunto, uma vez que essa análise permite verificar como uma unidade está operando em comparação com as demais unidades do conjunto.

É importante destacar que uma UTD pode representar qualquer conjunto que realiza fundamentalmente a mesma tarefa com o mesmo conjunto de variáveis (insumos e produtos). Assim, seguem alguns exemplos dos tipos de unidade que foram avaliadas:

- Bancos: Kaya; Cinar (2016);
- Companhias aéreas: Silveira; Soares de Mello; Ângulo Meza (2012);
- Hospitais: Jehu-Appiah et al. (2014);
- Prestadoras de serviços de abastecimento de água e de tratamento de esgoto: Barbosa; Bastos (2014);
- Times de basquete da NBA americana: Aizemberg et al. (2014);
- Tráfego urbano: Alper; Sinuany-Stern; Shinar (2015);
- Unidades acadêmicas de uma universidade: Giacomello; Oliveira (2014);
- Usinas de canadeaçúcar: Salgado Júnior et al. (2013).

O método AED apresenta uma fragilidade: que quanto maior o número de variáveis (insumos + produtos) em relação ao número de UTDs, menor será a sua capacidade de ordenação pelas medidas de eficiência, uma vez que muitas unidades tendem a ficar na fronteira de eficiência (SENRA et al., 2007). Para contornar esse problema, uma das estratégias é a restrição do número de variáveis usadas para o modelo, por meio da aplicação de um método de seleção de variáveis.

Pode-se afirmar que há uma escassez na literatura nacional de estudos que visem avaliar o desem-



penho (ou eficiência) da aplicação do instrumento de cobrança pela água bruta nas bacias do Estado em suas várias categorias de uso, como é o caso do abastecimento público. Na falta de estudos, a pesquisa visa propor critérios que auxiliem os gestores a avaliar a eficiência do instrumento da cobrança do setor do abastecimento nas bacias cearenses, utilizando para isso uma inovadora ferramenta de AED.

O objetivo principal desta pesquisa consiste em realizar uma análise da eficiência relativa do instrumento de cobrança pelo uso da água bruta do setor do abastecimento público nas bacias hidrográficas cearenses por meio da aplicação da ferramenta de análise por envoltória de dados, de modo a obter um diagnóstico do setor no Estado do Ceará. Para isso serão selecionadas as variáveis mais representativas, dentro de um conjunto proposto de variáveis (insumos e produtos), por meio da aplicação do método multicritério de seleção de variáveis, para compor assim um modelo de avaliação que será usado para o cálculo das eficiências relativas de cada unidade avaliada.

## 2 METODOLOGIA

### 2.1 O conceito de eficiência

A AED é uma ferramenta matemática usada para medir a eficiência relativa de um conjunto de UTDs, que utilizam múltiplos insumos para produzir um ou mais produtos. Conforme Cherchye; De Rock; Walheer (2016), a AED é uma técnica não paramétrica, pois não exige uma relação funcional entre insumos e produtos. É importante salientar que para a realização desse tipo de análise torna-se necessário o conhecimento preciso dos seguintes termos: eficácia, produtividade e eficiência.

A eficácia está relacionada ao que foi produzido, sem considerar os recursos empregados na produção. Assim, pode-se definir a eficácia como a capacidade de alcançar uma meta de produção. Em economia, o fato de uma unidade produtiva

ser eficaz não implica que a mesma está sendo produtiva. Logo, além de eficaz, uma unidade deve ser também produtiva (RODRIGUES, 2014).

Conforme Honglan; Ruyun; Xiaona (2014), a produtividade pode ser um importante indicador para medir o grau de desempenho de uma unidade produtiva. Matematicamente, a medida de produtividade total para  $m$  insumos e  $s$  produtos é dada pela seguinte expressão:

$$\text{Produtividade total} = \frac{\sum_{i=1}^s U_i Y_i}{\sum_{j=1}^m V_j X_j} \quad (2)$$

onde:  $U_i$  é o peso do  $i$ -ésimo produto,  $Y_i$  ( $i=1, \dots, s$ ); e,  $V_j$  é o peso do  $j$ -ésimo insumo,  $X_j$  ( $j=1, \dots, m$ ). É importante salientar que os pesos são atribuídos de forma subjetiva conforme a importância do insumo ou produto.

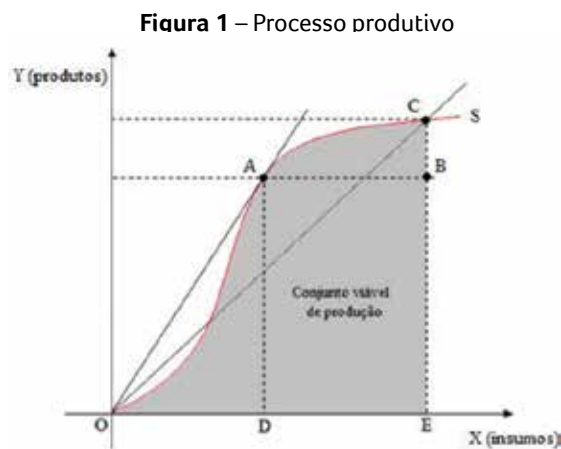
É possível usar a medida de produtividade para comparar desempenhos de várias unidades que utilizam os mesmos recursos para gerar os mesmos produtos, obtendo assim um comparativo entre as mesmas. Vários são os fatores que levam uma unidade a ser mais produtiva que outra e a Equação (2) pode ser usada para investigar a razão pela qual uma unidade produtiva não se apresenta tão produtiva quanto outra.

O conceito de eficiência está relacionado à comparação de produtividade de várias unidades produtivas. Esse conceito é relativo e compara o que foi produzido, dado os insumos disponíveis, com o que poderia ter sido produzido com os mesmos insumos.

A medida de eficiência de uma unidade produtiva pode ser obtida por meio de uma análise detalhada da relação existente entre insumos e produtos. Vale salientar que existem importantes distinções na forma de fazer essa análise. Os chamados métodos paramétricos supõem uma relação funcional pré-definida entre os insumos e os produtos, enquanto a AED não faz nenhuma relação funcio-

nal e considera que o máximo que poderia ter sido produzido é obtido por intermédio da observação das unidades mais produtivas.

A Figura 1, em que o eixo  $x$  representa os insumos e o eixo  $y$  representa os produtos, pode ser usada para reforçar o conceito de eficiência usada em AED.



Fonte: RODRIGUES; AQUINO; THOMAZ, 2015.

Dado um conjunto de insumos empregados na fabricação de produtos, a função de produção define uma relação ideal para a produção da quantidade máxima de produtos a partir de determinados insumos.

Conforme a Figura 1, a curva  $S$  representa o máximo que foi produzido para cada nível de recurso, sendo chamada de Fronteira de Eficiência, enquanto a área  $OACEO$  é chamada de Conjunto Viável de Produção e todo ponto localizado nessa região representa uma atividade produtiva.

Um ponto sobre a curva  $S$  indica a quantidade máxima de produtos para um dado nível de insumo, ou ainda a quantidade mínima de insumos necessária para atingir um nível estabelecido de produção, ou seja, representa uma atividade eficiente. Dessa forma, pode-se afirmar que as unidades  $A$  e  $C$  são consideradas eficientes, entretanto a unidade  $A$  é mais produtiva que  $C$ , pois a reta  $OA$  apresenta um coeficiente angular maior que a da reta  $OC$ .

## 2.2 Modelos matemáticos de AED

A abordagem por AED foi desenvolvida usando a programação linear para avaliar as medidas da eficiência relativa de um conjunto de unidades de produção (CHARNES; COOPER; RHODES, 1978). Em cada unidade, as variáveis necessárias para o cálculo da eficiência são divididas em insumos (dados de entrada) e produtos (dados de saída). Para Banker (1993), a AED avalia o grau de eficiência produtiva para várias unidades semelhantes, em que são considerados insumos de que se dispõe com os produtos alcançados.

Segundo Park et al. (2015), a AED é usada para construir uma fronteira eficiente usando as variáveis (ou fatores) de insumo e de produto de cada UTD, e em seguida apresenta uma medida de eficiência relativa para cada UTD. Desde o princípio, as representações gráficas têm sido usadas para mostrar a posição de cada UTD em relação à fronteira de eficiência. Então, para Costa; Soares de Mello; Ângulo Meza (2016), essas representações gráficas são poderosas ferramentas para os tomadores de decisão, uma vez que os gráficos podem mostrar o quão longe ou próxima uma unidade está da fronteira de eficiência.

“As melhores relações ‘produtos/insumos’ são consideradas mais eficientes, estando situadas na fronteira eficiente, enquanto as menos eficientes estarão situadas na região abaixo dessa curva, denominada de envoltória convexa (RODRIGUES; AQUINO; THOMAZ, 2015).” Para Singh; Mittal; Upadhyay (2014), as unidades com as melhores práticas estão situadas na fronteira eficiente.

Para um conjunto de variáveis de insumo e de produto, de uma UTD específica, a AED produz uma medida de desempenho, ou eficiência (WAGNER; SHIMSHAK, 2007). Essa medida varia de zero a unidade, ou 100%. Assim, o modelo AED classifica as UTDs em eficientes (medida igual a 100%) e não eficientes, ou ineficientes (medida inferior a 100%). Além disso, segundo Gomes Júnior; Soa-

res de Mello; Ângulo Meza (2013), a AED calcula metas a serem alcançadas para as unidades ineficientes se tornarem eficientes.

Para Souza; Wilhelm (2009), as unidades são comparadas de acordo com o conceito de eficiência de Farrel, que é definida como sendo a razão entre a soma ponderada das saídas (produtos) e a soma ponderada das entradas (ou insumos) de cada UTD.

As unidades tidas como eficientes (chamadas de *benchmarks*) servem de referência para as unidades ineficientes, de modo que essas unidades melhorem suas performances e atinjam a fronteira eficiente. Uma UTD ineficiente pode atingir a fronteira eficiente de duas formas distintas:

- a. Por meio da minimização das entradas (insumos), mantendo constantes as saídas (produtos), chamada de orientação a insumo;
- b. Por meio da maximização das saídas (produtos), mantendo constantes as entradas (insumos), chamada de orientação a produto.

Na orientação a insumo, o principal objetivo de uma UTD ineficiente é alcançar a eficiência por meio da redução do excesso de consumo de insumos, mantendo-se a produção constante, enquanto na orientação a produto essa eficiência é alcançada por meio do aumento da produção, mantendo-se o consumo de insumos constante (ALI; LERME; SEIFORD, 1995).

Existem dois modelos clássicos de AED, que são o modelo CCR (também conhecido como CRS, da sigla em inglês *Constant Return to Scale*), que admite retornos de escala constante, e o modelo BCC (também conhecido como VRS, da sigla em inglês de *Variable Return to Scale*), que admite retornos variáveis de escala (SILVEIRA; SOARES DE MELLO; ÂNGULO MEZA, 2012).

### Modelo CCR

A metodologia de análise por envoltória de dados teve o seu início com o trabalho publicado por Charnes et al. (1978), que objetivava analisar as eficiências de programas escolares no Estado do Texas (Estados Unidos). Esse modelo ficou conhecido como CCR (iniciais dos autores Charnes, Cooper e Rhodes), sendo desenvolvido originalmente com uma orientação a insumo, trabalhando com retornos constantes de escala.

A eficiência é calculada por meio da otimização da razão entre a soma ponderada dos produtos e a soma ponderada dos insumos. Vale ainda salientar que, conforme descrito anteriormente, o cálculo da eficiência de um modelo AED pode usar tanto medidas orientadas a insumo como medidas orientadas a produto.

Supondo que existam  $n$  UTDs, semelhantes entre si, que utilizam  $m$  insumos e  $s$  produtos, então os pesos dos insumos e dos produtos, de uma unidade objeto UTDO, são determinados por meio da resolução do problema:

$$\max E_{fo} = \sum_{i=1}^s U_i Y_{i0} \quad (3)$$

Sujeito a

$$\begin{aligned} \sum_{j=1}^m V_j X_{j0} &= 1 \\ \sum_{i=1}^s U_i Y_{ik} - \sum_{j=1}^m V_j X_{jk} &\leq 0, \quad (k = 1, \dots, n) \\ U_i &\geq 0 \quad (i = 1, \dots, s); \quad V_j \geq 0 \quad (j = 1, \dots, m) \end{aligned} \quad (4)$$

onde:  $E_{fo}$  é a eficiência relativa da UTD<sub>0</sub>;  $Y_{ik}$  e  $X_{jk}$  são as quantidades de produto observado  $i$  da unidade  $k$  e de insumo observado  $j$  da unidade  $k$ , respectivamente;  $U_i$  e  $V_j$  são os pesos dados ao produto  $i$  e ao insumo  $j$ , respectivamente; e,  $Y_{i0}$  e  $X_{j0}$  são as quantidades do produto  $i$  e do insumo  $j$  da unidade objeto, respectivamente.



O problema dado pelas equações (3) e (4) é um problema de Programação Matemática Linear (PML), sendo conhecido como Modelo dos Multiplicadores (ou Primal), com orientação a insumo.

A modelagem dos multiplicadores para o modelo CCR, orientado a produto, é dada da seguinte forma:

$$\min h_0 = \sum_{j=1}^m V_j X_{j0} \quad (5)$$

Sujeito a

$$\begin{aligned} \sum_{i=1}^s U_i Y_{i0} &= 1 \\ \sum_{i=1}^s U_i Y_{ik} - \sum_{j=1}^m V_j X_{jk} &\leq 0, \quad (k = 1, \dots, n) \\ U_i \geq 0 \quad (i = 1, \dots, s); \quad V_j \geq 0 \quad (j = 1, \dots, m) \end{aligned} \quad (6)$$

Vale salientar que o modelo multiplicador trata da relação das somas ponderadas de produtos e insumos com os pesos escolhidos de modo a se tornar mais favorável a cada UTD analisada.

### Modelo BCC

Esse modelo foi desenvolvido por Banker; Charnes; Cooper (1984), e é comumente conhecido como modelo BCC (devido às iniciais dos autores). Nele, os retornos de escala são considerados variáveis. O modelo BCC passa a admitir tecnologias com retornos variáveis de escala, o que resulta em uma fronteira formada por combinações convexas de unidades eficientes. A suposição de retornos constantes de escala do modelo CCR é relaxada para retornos de escala variáveis neste modelo por intermédio da adição de uma variável livre  $U^*$ , para orientação a insumo, e  $V^*$  para orientação a produto.

Dessa forma, o modelo BCC, orientado a insumo pode ser dado pelo problema de PML seguinte:

$$\max E_{f0} = \sum_{i=1}^s U_i Y_{i0} + U_* \quad (7)$$

Sujeito a

$$\begin{aligned} \sum_{j=1}^m V_j X_{j0} &= 1 \\ \sum_{i=1}^s U_i Y_{ik} - \sum_{j=1}^m V_j X_{jk} + U_* &\leq 0, \quad (k = 1, \dots, n) \\ U_i \geq 0 \quad (i = 1, \dots, s); \quad V_j \geq 0 \quad (j = 1, \dots, m); \quad U_* \in \mathbb{R} \end{aligned} \quad (8)$$

Se a variável livre  $U^*$  for positiva, então o modelo apresenta rendimentos de escala não decrescente (RND), enquanto se a variável for negativa, o modelo se apresenta com rendimentos de escala não crescente (RNC). A modelagem AED dos multiplicadores para o modelo BCC, orientado a produto, é dada da seguinte forma:

$$\min h_0 = \sum_{j=1}^m V_j X_{j0} + V_* \quad (9)$$

Sujeito a

$$\begin{aligned} \sum_{i=1}^s U_i Y_{i0} &= 1 \\ \sum_{i=1}^s U_i Y_{ik} - \sum_{j=1}^m V_j X_{jk} + V_* &\leq 0, \quad (k = 1, \dots, n) \\ U_i \geq 0 \quad (i = 1, \dots, s); \quad V_j \geq 0 \quad (j = 1, \dots, m); \quad V_* \in \mathbb{R} \end{aligned} \quad (10)$$

Se a variável livre  $V^*$  for positiva, então o modelo apresenta rendimentos de escala não crescente (RNC), enquanto se essa variável for negativa, o modelo se apresenta com rendimentos de escala não decrescente (RND). É importante enfatizar que na modelagem AED dos multiplicadores, tanto com orientação a insumo como com orientação a produto, as variáveis de decisão são os pesos  $U_i$  e  $V_j$ . Assim, pode-se afirmar que o conjunto dos pesos encontrados para cada UTD analisada deve ser tal que a medida da eficiência seja máxima.

### 2.3 Unidades tomadoras de decisão

As unidades avaliadas nesta pesquisa, as UTDs, são descritas na Tabela 2 e cada uma representa o instrumento de cobrança do abastecimento público como um todo na respectiva bacia hidrográfica indicada referente ao ano de 2013.

**Tabela 2** – Identificação das Unidades Tomadoras de Decisão (UTD)

UTD	Bacia Hidrográfica
UTD1	Metropolitana
UTD2	Curu
UTD3	Alto Jaguaribe
UTD4	Médio Jaguaribe
UTD5	Baixo Jaguaribe
UTD6	Salgado
UTD7	Litoral
UTD8	Acaraú
UTD9	Coreaú
UTD10	Parnaíba
UTD11	Banabuiú

Fonte: ELABORAÇÃO DO AUTOR, 2015.

É importante salientar que apesar de o Estado atualmente estar dividido em 12 bacias hidrográficas, nos dados da COGERH referentes à cobrança e à outorga o Estado ainda se encontra dividido em 11 bacias (os dados das bacias dos Sertões de Crateús e da Serra da Ibiapaba encontram-se juntos como bacia do Parnaíba).

### 2.4 Variáveis de avaliação

A pesquisa consiste em selecionar as variáveis mais representativas em uma análise da eficiência do instrumento de cobrança pelo uso da água bruta no setor do abastecimento público por bacia hidrográfica do Estado. Então, para essa finalidade será proposto um conjunto de variáveis, entre insumos e produtos. Assim, as variáveis, entre insumos e produtos, usadas nesta pesquisa, relacionam-se diretamente ao instrumento de cobrança pela água bruta nas bacias cearenses.

Na Tabela 3 são descritas as variáveis candidatas, de insumo e de produto, propostas neste trabalho.

Vale salientar que o valor dessas variáveis para cada unidade avaliada se encontra no Apêndice A.

**Tabela 3** – Variáveis de insumo e de produto propostas para a análise de eficiência

Insumos	
PNF	Percentual de usuários cadastrados que não estão faturados pela COGERH
PNO	Percentual de usuários faturados que não possuem outorgas emitidas pela SRH
VCM	Volume consumido médio, em m <sup>3</sup> /usuário
Produtos	
FVC	Razão entre o faturamento total e o volume total consumido, em R\$/m <sup>3</sup>
FM	Faturamento médio, em R\$/usuário
AM	Arrecadação média, em R\$/usuário

Fonte: ELABORAÇÃO DO AUTOR, 2015.

A variável de insumo PNF pode variar de zero, em que todos os usuários cadastrados em uma bacia estão pagando pela água bruta, até a unidade, em que não há usuários faturados com a cobrança pela COGERH.

A variável de insumo PNO também pode variar de zero, quando todos os usuários faturados estão regularmente outorgados pelo Estado, até a unidade, no caso em que nenhum usuário faturado possui outorga emitida pela SRH.

A variável de insumo VCM representa simplesmente a razão entre o volume total consumido (em 1.000 m<sup>3</sup>) pelo setor industrial e o número total de usuários faturados em cada bacia.

A variável de produto FVC é simplesmente a razão entre o faturamento total e o volume total consumido pelo setor industrial em cada bacia hidrográfica. Pode-se dizer que essa variável representa o preço do metro cúbico de água consumido pelo setor do abastecimento.

As variáveis de produto FM e AM representam, respectivamente, o faturamento total e a arrecadação total (ambos em R\$ 1.000,00), divididos pelo número de usuários faturados do setor industrial em cada bacia hidrográfica. Essas variáveis indicam, respectivamente, as médias do faturamento e da arrecadação em uma bacia hidrográfica.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Método multicritério para seleção de variável

Na prática, é recomendado que o número de unidades avaliadas seja no mínimo três vezes o número de variáveis (insumos + produtos). A pesquisa se propôs avaliar 11 UTDs, apresentando um conjunto com seis variáveis. Com essa quantidade de variável seria recomendado que se avaliassem pelo menos 18 UTDs. Devido à impossibilidade de aumentar o número de UTDs, deve-se obrigatoriamente reduzir o número de variáveis (insumos + produtos). Dessa forma, foi aplicado o método multicritério para seleção de variável de modo a selecionar os insumos e produtos mais significativos.

“Os métodos de seleção de variáveis devem ser vistos como instrumentos de auxílio à decisão, que orientarão a escolha final (ANGULO MEZA et al, 2007).” A etapa de seleção de variável teve o intuito de identificar dentre as variáveis propostas as que melhor descrevem o desempenho das unidades em avaliação. Essa etapa é justificada sempre que existir uma pequena quantidade de unidades a ser avaliada e um número grande de variáveis.

Em Soares de Mello et al. (2004), é proposto um modelo para seleção de variável onde se considera

o melhor ajuste à fronteira, medida pela eficiência média, como a máxima discriminação, medida pela quantidade de UTD na fronteira de eficiência. Esse modelo é denominado Método Multicritério de Seleção de Variáveis em DEA.

O ajuste à fronteira é medido pela eficiência média do conjunto de UTDs. A normalização da eficiência média cria o termo SEF, que atinge o valor “um” na eficiência máxima e “zero” na eficiência mínima. A máxima discriminação é medida pelo número de UTDs na fronteira de eficiência. Então, a normalização dessa medida produz o termo SDIS, que atinge o valor “um” para o menor número de UTDs na fronteira de eficiência e “zero” para o maior número de UTDs eficientes.

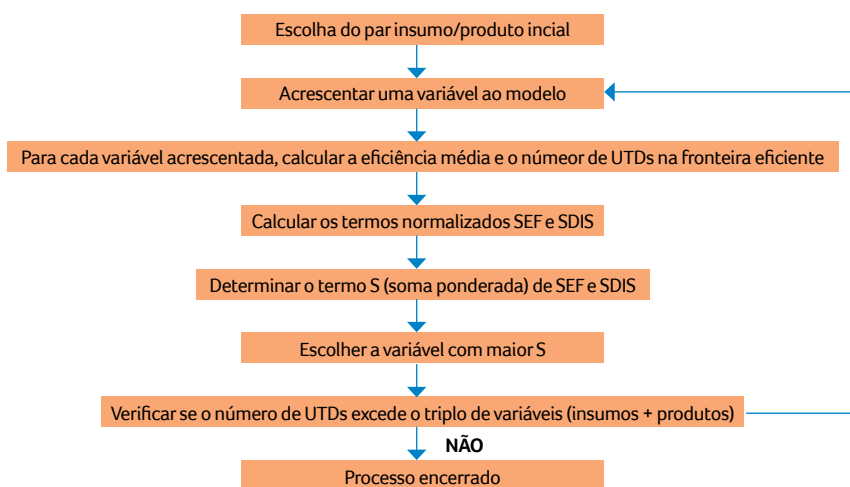
Segundo Soares Mello et al. (2004), o termo S é definido como uma soma ponderada de SEF e SDIS, com a restrição de que a soma dos pesos seja igual a unidade. Isto é,

$$S = \alpha SEF + (1 - \alpha)SDIS \quad (11)$$

onde  $0 \leq \alpha \leq 1$ .

Na Figura 2 são apresentados, por meio de um fluxograma, os passos do método multicritério para seleção de variáveis.

Figura 2 – Fluxograma do método multicritério de seleção de variáveis



Fonte: ELABORAÇÃO DO AUTOR, 2015.



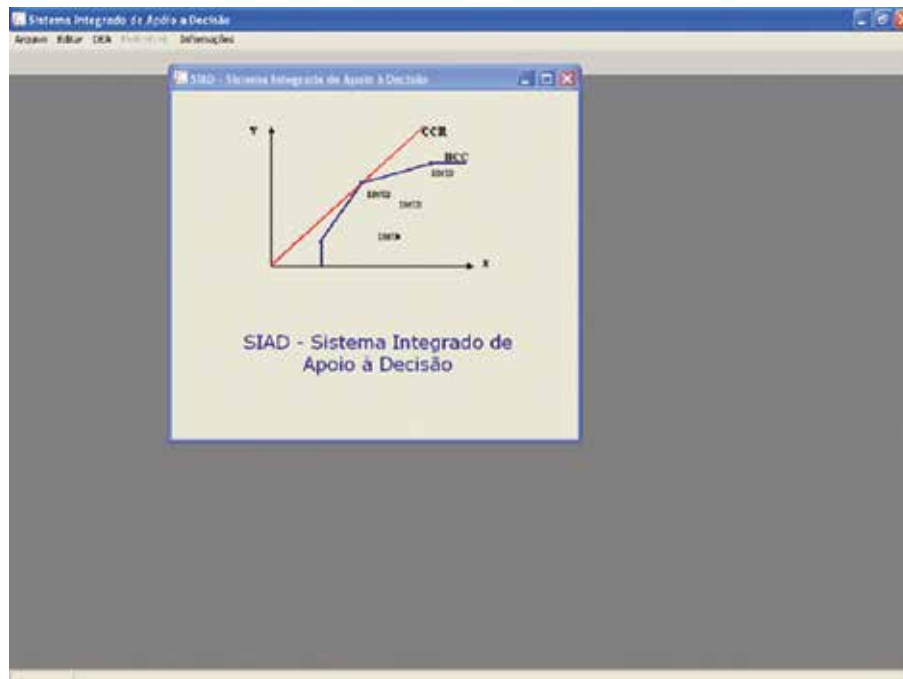
O modelo parte de um par insumo/produto inicial, que tanto pode ser escolhido como calculado utilizando algum critério sugerido pelo analista. Ao par inicial (duas variáveis) é acrescentada uma nova variável (insumo ou produto) e calcula-se o valor do termo S para cada caso. A variável que apresentar o maior S é incorporada ao par inicial, formando agora um conjunto com três variáveis.

O procedimento de incorporar a variável que produzir maior valor S é seguido até que o número de variáveis não exceda 1/3 do número de UTDs analisadas. Em caso, contrário, o procedimento é encerrado, ou seja, todas as variáveis que devem ser selecionadas ao modelo foram selecionadas.

Os cálculos das eficiências relativas das UTDs desta pesquisa foram realizados com auxílio da ferramenta computacional SIAD (Sistema Integrado de Apoio à Decisão), descrito em Angulo Meza et al. (2005).

O SIAD deve ser utilizado em uma plataforma Windows e permite trabalhar com até 150 unidades e 20 variáveis (insumos + produtos). O programa apresenta duas formas de entrada de dados: diretamente no programa, utilizando uma grade de entrada vazia (com a indicação prévia da quantidade prévia da quantidade de UTDs e variáveis), e por meio de um arquivo txt (ANGULO MEZA et al., 2005). Na Figura 3 tem-se uma ilustração da tela de apresentação do programa SIAD.

**Figura 3** – Tela de apresentação do software SIAD



Fonte: ANGULO MEZA et al., 2005

Uma vez que na literatura quase não existem aplicações com mais de cem UTDs, pode-se considerar esse número suficientemente grande para a maioria das situações práticas desse tipo de análise. Em relação às variáveis, pode-se considerar suficiente o número 20, uma vez que em muitas aplicações reais trabalha-se com no máximo dez variáveis (ANGULO MEZA et al., 2005).

A primeira etapa do método multicritério consistiu na escolha do par inicial insumo/produto. Buscando uma lógica para essa escolha, os autores optaram por selecionar o par que apresentasse a maior eficiência média ao conjunto das 12 UTDs. Na Tabela 4 são apresentadas todas as combinações insumo/produto com as suas respectivas eficiências médias. Então, conforme essa tabela, o par que apresentou a maior eficiência média foi VCM x FVC, com uma medida de 0,9104 ou 91,04%.

**Tabela 4** – Escolha do par inicial

Par insumo/produto	Eficiência média
PNF x FVC	0,4760
PNF x FM	0,2265
PNF x AM	0,2153
PNO x FVC	0,5811
PNO x FM	0,2838
PNO x AM	0,2623
<b>VCM x FVC</b>	<b>0,9104</b>
VCM x FM	0,6822
VCM x AM	0,5867

Fonte: ELABORAÇÃO DO AUTOR, 2015.

Escolhido o par inicial (VCM x FVC), então, agora dando sequência ao método, acrescenta-se ao modelo uma terceira variável (insumo ou produto) e calcula-se o valor do termo S, definido na equação (10). Na Tabela 5, podem ser vistos os dados referentes às simulações da segunda etapa do método multicritério para o cálculo do termo S.

**Tabela 5** – Determinação da terceira variável

	PNF	PNO	FM	AM
Efic. Média	0,9228	0,9133	0,9104	0,9104
Nº UTDs	3	3	2	2
SEF	1,0000	0,9897	0,9865	0,9865
SDIS	0,0000	0,0000	1,0000	1,0000
S	0,5000	0,4949	<b>0,9933</b>	0,9933

Fonte: ELABORAÇÃO DO AUTOR, 2015.

Vale salientar que no cálculo do S optou-se por usar pesos ponderados iguais para SEF e SDIS (ou seja,  $\alpha = 0,5$ ). Conforme o cálculo na normalização S, pode ser visto que as variáveis de produto FM e AM apresentaram os maiores valores para S, igual a 0,9933. Entretanto, os autores optaram por usar a variável FM por considerá-la mais importante do ponto de vista prático do que AM.

Logo, se for acrescentada mais uma variável ao modelo, então o modelo passa a ter quatro variáveis, o que excede o 1/3 do número de UTDs avaliadas (que é em torno de 3,7). Assim, o procedimento é encerrado e o modelo para avaliação da eficiência do conjunto de UTDs consta das seguintes variáveis: de insumo VCM, e de produto as variáveis FVC e FM.

### 3.2 Análise da eficiência

Foi aplicada a modelagem de análise por envoltória de dados com retorno de escala variáveis (ou seja, o modelo BCC), com uma orientação a produto, para medir as eficiências relativas do conjunto de UTDs definidas anteriormente, via SIAD, usando como variáveis o insumo VCM e os produtos FVC e FM.

Na Tabela 6 são apresentadas as eficiências relativas das UTDs (cobrança pela água bruta nas bacias cearenses no setor de abastecimento público), por meio da aplicação do modelo AED-BCC, com orientação a produto.

**Tabela 6** – Medidas das eficiências relativas das UTDs

Par insumo/produto	Eficiência relativa
<b>UTD2 (Curu)</b>	<b>1,0000</b>
<b>UTD1 (Metropolitana)</b>	<b>1,0000</b>
UTD9 (Coreaú)	0,9774
UTD3 (Alto Jaguaribe)	0,9770
UDT5 (Baixo Jaguaribe)	0,9670
UTD4 (Médio Jaguaribe)	0,9507
UDT7 (Litoral)	0,8691
UDT8 (Acarauá)	0,8631
UTD11 (Banabuiú)	0,8524
UDT10 (Parnaíba)	0,7816
UDT6 (Salgado)	0,7756

Fonte: ELABORAÇÃO DO AUTOR, 2015.

Conforme a Tabela 6, apenas duas unidades, UTD2 (Curu) e UTD1 (Metropolitana) se apresentaram com uma medida de eficiência máxima, igual à unidade (ou 100%), sendo, portanto, classificadas como eficientes. Dessa forma, pode-se afirmar que as cobranças do abastecimento público das bacias Metropolitana e do Curu são consideradas como *benchmarks* das unidades que não atingiram a eficiência máxima, podendo até mesmo ser usadas como modelos para as demais alcançarem a fronteira de eficiência.

Merecem destaques também as cobranças nas bacias do Coreaú (UTD9) e do Alto Jaguaribe (UTD6), que obtiveram medidas de eficiência iguais a 97,74%, e 97,70%, respectivamente, situando-se, portanto, muito próximas da fronteira eficiente. Essas duas bacias precisam de pequenos ajustes para atingir a fronteira eficiente. Ainda como destaque, só que negativamente, tem-se a cobrança na bacia do Salgado (UTD6), que obteve uma medida de eficiência igual a 0,7756 (ou 77,56%), sendo, portanto, a unidade menos eficiente de todo o conjunto estudado.

Como dito anteriormente, a metodologia DEA determina metas a serem alcançadas pelas UTDs não eficientes de modo que as mesmas possam atingir a fronteira de eficiência.

Assim, no Quadro 1 são apresentadas as projeções (alvos) a serem alcançadas pelas unidades ineficientes. Vale salientar que essas melhorias sugeridas nas

variáveis de uma UTD objetivam que a mesma otimize a sua relação insumo/produto. De acordo com os dados apresentados no Quadro 1 pode-se observar que a aplicação da metodologia de análise por envoltória de dados no conjunto analisado sugere variações positivas nas variáveis de produtos, FVC e FM. Os aumentos nas variáveis de produto podem ser interpretados como aumentos nas tarifas cobradas pela água e do faturamento com a cobrança, mantendo o consumo de água o mesmo, em cada bacia hidrográfica.

**Quadro 1** – Projeção a ser alcançada pelas variáveis de cada UTD ineficiente

3ª) UTD9 (Coreaú) – 0,9774			
	VCM	FVC	FM
Atual	713.990,17	0,0328	23.397,45
Projeção	713.990,17	0,0335	28.491,08
4ª) UTD3 (Alto Jaguaribe) – 0,9770			
	VCM	FVC	FM
Atual	715.311,63	0,0328	23.440,76
Projeção	715.311,63	0,0335	28.632,82
5ª) UTD5 (Baixo Jaguaribe) – 0,9670			
	VCM	FVC	FM
Atual	746.668,57	0,0328	24.468,33
Projeção	746.668,67	0,0339	31.996,10
6ª) UTD4 (Médio Jaguaribe) – 0,9507			
	VCM	FVC	FM
Atual	799.010,81	0,0328	26.183,59
Projeção	799.010,81	0,0345	37.610,23
7ª) UTD7 (Litoral) – 0,8691			
	VCM	FVC	FM
Atual	1.090.862,70	0,0328	35.747,56
Projeção	1.090.862,70	0,0377	68.913,66
8ª) UTD8 (Acarauá) – 0,8631			
	VCM	FVC	FM
Atual	1.114.859,60	0,0380	71.487,53
Projeção	713.990,17	0,0335	28.491,08
9ª) UTD11 (Banabuiú) – 0,8524			
	VCM	FVC	FM
Atual	1.157.881,40	0,0328	37.943,78
Projeção	1.157.881,40	0,0385	76.101,96
10ª) UTD10 (Parnaíba) – 0,7816			
	VCM	FVC	FM
Atual	1.114.859,60	0,0380	71.487,53
Projeção	713.990,17	0,0335	28.491,08
11ª) UTD6 (Salgado) – 0,7756			
	VCM	FVC	FM
Atual	1.501.485,74	0,0328	49.203,69
Projeção	1.501.485,74	0,0423	112.956,27

Fonte: ELABORAÇÃO DO AUTOR, 2015.



No Quadro 1 ainda é possível observar que quanto menor a medida de eficiência de uma UTD maiores são as mudanças sugeridas em suas variáveis. Assim, as maiores variações sugeridas ocorreram na UDT6, cobrança na bacia do Salgado, uma vez que a mesma foi a unidade com a menor eficiência medida (0,7756). Logo, para que a cobrança na bacia do Salgado atinja a eficiência máxima, sugere-se que a variável FVC passe de 0,0328 para 0,0423 R\$/m<sup>3</sup>, o que representa uma variação percentual de 28,9%, enquanto para a variável FM é sugerida uma alteração de 49.203,69 para 112.956,27 R\$/usuário, representando um aumento percentual de 129,6%.

É importante destacar que as projeções indicadas no Quadro 1 para as unidades ineficientes são simplesmente sugestões, não implicando necessariamente que as mesmas possam ser aplicadas na prática.

Finalmente, o conjunto todo das UTDs se apresentou com uma eficiência relativa média de aproximadamente 0,9104 (ou 91,04%). Dessa forma, pode-se concluir que a aplicação do instrumento de cobrança pela água bruta do setor do abastecimento público se mostrou bem eficiente em todo o território cearense nesse ano.

#### 4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O método multicritério para a seleção de variável atingiu o seu objetivo, que era obter uma alta eficiência para o conjunto de UTDs associada a uma boa ordenação desse conjunto, sem o prejuízo na relação causal. A opção de usar um critério lógico para determinação do par inicial (insumo/produto), maior eficiência média do conjunto analisado, em vez da opção de uma escolha aleatória foi no intuito de não incorporar a opinião do decisor (os autores), que pode afetar o resultado final das medidas de eficiência. Entretanto, a opinião do decisor foi incorporada para a escolha dos pesos dos termos SEF e SDIS.

Foram selecionadas as variáveis de insumo (VCM) e de produto (FVC e FM), e em seguida esse conjunto foi usado para medir a eficiência relativa das cobranças do abastecimento público nas bacias do Estado. A pesquisa mostrou que o instrumento de cobrança do setor se encontra bem eficiente, apresentando uma eficiência relativa média de 91,04%. Das 11 bacias hidrográficas do Estado, apenas duas, Curu e Metropolitana, apresentam a cobrança com 100% de eficiência, e a menor medida de eficiência relativa ocorreu na bacia do Salgado, com uma medida igual a 77,56%.

A metodologia AED ainda sugeriu como metas a serem alcançadas pelas unidades ineficientes aumentos nas variáveis de produto, FVC, faturamento por volume consumido, e FM, faturamento médio, de modo que essas unidades possam atingir a fronteira eficiente. De acordo com os resultados obtidos, a variável FVC passa a assumir valores diferentes para cada bacia hidrográfica. Vale ainda salientar que um aumento da variável FVC acarreta, automaticamente, um aumento do faturamento com a cobrança pela água, representada pela variável FM.

Conforme a Tabela A1, Anexo A, a variável FVC apresenta o mesmo valor em todas as bacias, excetuando-se a bacia Metropolitana, e isso se deve ao fato de que a tarifa cobrada pela água no setor do abastecimento público é a mesma em todo o Estado, excetuando-se a região Metropolitana de Fortaleza. Logo, é possível interpretar que a metodologia aplicada sugere que uma diferenciação na tarifa cobrada para o setor, representada por FVC, nas bacias cearenses acarretaria uma melhora na eficiência do setor em todo o Estado. Assim, pode-se afirmar que a AED pode auxiliar estudos que visam à implementação de uma diferenciação de tarifas cobradas pelo uso da água nas bacias do Estado do Ceará.

Pode-se considerar que o modelo se mostrou eficaz em obter um diagnóstico por meio da análise da eficiência do instrumento da cobrança no setor do abastecimento público nas bacias cearenses. É

importante ressaltar que a pesquisa desenvolvida neste trabalho pode ser considerada bastante inovadora ao aplicar a ferramenta de AED para avaliar o desempenho de um instrumento de uma política pública do Estado, como é o caso da cobrança pela água bruta, de um setor bem estratégico para o Estado como o abastecimento de água.

Por fim, recomenda-se fortemente o uso desta metodologia de análise por envoltória de dados como apoio ao processo de tomada de decisão no setor de gerenciamento dos recursos hídricos para o cálculo de indicadores de desempenho de seus instrumentos, tais como a cobrança pelo uso de recursos hídricos.

## REFERÊNCIAS

- AIZEMBERG, L.; ROBOREDO, M. C.; RAMOS, T. G.; SOARES DE MELLO, J. C. C. B.; ÂNGULO MEZA, L.; ALVES, A. M. **Measuring the NBA Teams' cross-efficiency by DEA game**. American Journal of Operations Research, 4, 101-112, 2014.
- ALI, A. I.; LERME, C. S.; SEIFORD, L. M. **Components of efficiency evaluation in Data Envelopment Analysis**. European Journal of Operational Research, 80, 462-473, 1995.
- ALPER, D.; SINUARY-STERN, Z.; SHINAR, D. Evaluating the efficiency of local municipalities in providing traffic safety using data envelopment analysis. **Accident Analysis and Prevention**, 78, 39-50, 2015.
- ANA - Agência Nacional de Águas (Brasil). **Atlas Brasil: Abastecimento Urbano de Água: Resultados por Estado**. Volume 2. Brasília, 2010.
- ANGULO MEZA, L.; BIONDI NETO, L.; SOARES DE MELLO, J. C. C. B.; GOMES, E. G. **ISYDS – Integrated System for Decision Support (SIAD – Sistema Integrado de Apoio à Decisão): A software package for data envelopment analysis model**. Pesquisa Operacional, v. 25, n. 3, p. 493-503, 2005.
- ANGULO MEZA, L.; SOARES DE MELLO, J. C. C. B.; GOMES, E. G.; FERNANDES, A. J. S. **Seleção de variáveis em DEA aplicada a uma análise do mercado de energia elétrica**. Investigação Operacional, v. 27, p. 21-36, 2007.
- AQUINO, T. S. de A.; GOMES, C. C.; SOUZA FILHO, F. de A. de; SILVA, S. M. O. da. **Impacto da recuperação do investimento em infraestrutura hídrica na cobrança pelo uso da água**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH), v. 18, n. 1, p. 87-98, 2013.
- ATHANASSOPOULOS, A. D. **Discriminating among relatively efficient units in data envelopment analysis: A comparison of alternative methods and some extensions**. American Journal of Operations Research, 2, 1 9, 2012.
- BANAEIAN, N.; OMID, M.; AHMADI, H. **Application of data envelopment analysis to evaluate efficiency of commercial greenhouse strawberry**. Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology, 3 (3): 185-193, 2011.
- BANKER, R. D. **Maximum likelihood, consistency and Data Envelopment Analysis: A statistical foundation**. Management Science, 39 (10): 1265-1273, 1993.
- BANKER, R. D.; CHARNES, A.; COOPER, W. W. **Some models for estimating technical and scale inefficiencies in Data Envelopment Analysis**. Management Science, 30 (9): 1078-1092, 1984.
- BARBOSA, R. de P.; BASTOS, A. P. V. **Utilização da análise por envoltória de dados (DEA) na mensuração da eficiência das prestadoras de serviços de água e esgotamento sanitário: Um enfoque no desempenho da companhia de saneamento do estado do Pará**. Revista Economia e Gestão, v. 14, n. 35, p. 151-181, 2014.
- CEARÁ. **Decreto nº 31.195, de 18 de abril de 2013**. Fortaleza, 2013.
- CHARNES, A.; COOPER, W. W.; RHODES, E. **Measuring the efficiency of decision making units**. European Journal of Operational Research, 2 (6): 429-444, 1978.
- CHERCHYE, L.; DE ROCK, B.; WALHEER, B. **Multi-output profit efficiency and directional distance functions**. Omega, 61, 100-109, 2016.
- COSTA, C. A. B. e; SOARES DE MELLO, J. C. C. B.; ÂNGULO MEZA, L. **A new approach to the bi-dimensional representation of the DEA efficient frontier with multiple inputs and outputs**. European Journal of Operational Research, 255, 175-186, 2016.
- FERREIRA, C. M. de C.; GOMES, A. P. **Introdução à análise envoltória de dados: teoria, modelos e aplicações**. Viçosa: Editora UFV, 2009. 389 p.
- GIACOMELLO, C. P.; OLIVEIRA, R. L. de. **Análise envoltória de dados (DEA): Uma proposta para avaliação de desempenho de unidades acadêmicas de uma universidade**. Revista Gestão Universitária na América Latina (GUAL), v. 7, n. 2, p. 130-151, 2015.
- GOMES JÚNIOR, S. F.; SOARES DE MELLO, J. C. C. B.; ÂNGULO MEZA, L. **DEA nonradial efficiency based on vector properties**. International Transactions in Operational Research, 20, 341-364, 2013.
- HONGLAN, L.; RUYUN, Y.; XIAONA, Q. **Productivity analysis and benchmark selection of X mining company by DEA**. Journal of Chemical and Pharmaceutical Research, 6(4): 162-168, 2014.
- JEHU-APPIAH, C.; SEKIDDE, S.; ADJUIK, M.; AKAZILI, J.; D ALMEIDA, S.; NYONATOR, F.; BALTUSSEN, R.; ASBU, E. Z.; KIRIGIA, J. M. **Ownership and technical efficiency of hospitals: Evidence from Ghana using data envelopment analysis**. Cost Effectiveness and Resource Allocation, 12:9, 2014.

KAYA, T.; CINAR, Y. **Analyzing internal efficiency dynamics of Turkish banks: Activity based multi-objective dynamics DEA model and its application.** The Journal of Applied Business Research, 32, 3, 729-746, 2016.

MIRDEHGHAN, S. M.; FUKUYAMA, H. **Pareto-Koopmans efficiency and network DEA.** Omega, 61, 78-88, 2016.

PARK, J. L.; YOO, S. K.; LEE, J. S.; KIM, J. H.; KIM, J. J. **Comparing the efficiency and productivity of construction firms in China, Japan and Korea using DEA and DEA based malmquist.** Journal of Asian Architectures and Building Engineering, 14 (1): 57-64, 2015.

RODRIGUES, M. V. S. **Avaliação do desempenho da cobrança da água bruta por categoria de uso nas bacias do Estado do Ceará utilizando a análise por envoltória de dados.** 2014. 174 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

RODRIGUES, M. V. S.; AQUINO, M. D. de. Análise comparativa entre a cobrança pelo uso da água bruta do Estado do Ceará com a cobrança aplicada no Estado de São Paulo. **Revista de Gestão de Águas da América Latina (REGA)**, v. 11, n. 2, p. 37-51, 2014.

RODRIGUES, M. V. S.; AQUINO, M. D. de. Estrutura legal da gestão das águas no Estado do Rio Grande Norte. **Revista de Gestão de Águas da América Latina (REGA)**, v. 10, n. 1, p. 17-28, 2013.

RODRIGUES, M. V. S.; AQUINO, M. D. de; THOMAZ, A. C. F. Análise por envoltória de dados utilizada para medir o desempenho relativo da cobrança pelo uso da água nas bacias hidrográficas do estado do Ceará. **Revista de Gestão de Águas da América Latina (REGA)**, v. 12, n. 1, p. 15-29, 2015.

SALGADO JÚNIOR, A. P.; CARLUCCI, F. V.; BONACIM, C. A. G.; NOVI, J. C.; PACAGNELLA JÚNIOR, A. C. Análise envoltória de dados (DEA) para avaliação da eficiência operacional de usinas de cana-de-açúcar. **Pesquisa e Desenvolvimento em Engenharia de Produção**, v. 11, n. 1, p. 58-73, 2013.

SENRÁ, L. F. A. de C.; NANJI, L. C.; SOARES DE MELLO, J. C. C. B.; ÂNGULO MEZA, L. Estudo sobre métodos de seleção de variáveis em DEA. **Pesquisa Operacional**, v. 27, n. 2, p. 191-207, 2007.

SILVEIRA, J. Q.; SOARES DE MELLO, J. C. C. B.; ÂNGULO MEZA, L. Evaluación de la eficiencia de las compañías aéreas brasileñas a través de um modelo híbrido de análisis envolvente de datos (DEA) y programación lineal multiobjetivo. **Revista Chilena de Ingeniería**, v. 20, n. 3, p. 331-342, 2012.

SINGH, M.; MITTAL, A. K.; UPADHYAY, V. Efficient water utilities: Use of performance indicator system and data envelopment analysis. **Water Science; Technology**, 2014.

SOARES MELLO, J. C. C. B.; GOMES, E. G.; ÂNGULO MEZA, L.; LINS, M. P. E. Selección de variables para el incremento del poder de discriminación de los modelos DEA. **Revista de la Escuela de Perfeccionamiento En Investigación Operativa**, 24, pp. 40-52, 2004.

SOUZA, P. C. T.; WILHELM, V. E. Uma introdução aos modelos DEA de eficiência técnica. **Revista Tuiuti: Ciência e Cultura**, n. 42, p. 121-139, 2009.

TREVISAN, M. L.; SILVEIRA, G. L. da; CRUZ, J. C.; CRUZ, R. C. Sensibilidade de fatores para valoração do ambiente com o uso de avaliação multicritério e geoprocessamento digital. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)**, v. 16, n. 2, p. 39-48, 2011.

WAGNER, J. M.; SHIMSHAK, D. G. Stepwise selection of variables in data envelopment analysis: Procedures and managerial perspectives. **European Journal of Operational Research**, 180, 57-67, 2007.

## APÊNDICE A

Para a composição dos dados apresentados na Tabela A1 foi usado o relatório de cobrança, fornecido pela COGERH, referente a ano de 2013 e os relatórios de outorgas, tanto para águas superficiais como para águas subterrâneas, referentes às outorgas emitidas até o mês de janeiro de 2014.

Tabela A1 – Dados de insumos e de produtos para UTD

UTD	PNF	PNO	VCM	FVC	FM	AM
UTD1 (Bacia Metropolitana)	0,5920	0,3100	6.713.583,89	0,1001	671.995,39	659.832,27
UTD2 (Bacia do Curu)	0,5330	0,0710	645.608,28	0,0328	21.156,58	14.691,13
UTD3 (Bacia do Alto Jaguaribe)	0,7270	0,0480	715.311,63	0,0328	23.440,76	13.098,70
UTD4 (Bacia do Médio Jaguaribe)	0,6460	0,5880	799.010,81	0,0328	26.183,59	16.364,74
UTD5 (Bacia do Baixo Jaguaribe)	0,8160	0,1430	746.668,57	0,0328	24.468,33	16.313,04
UTD6 (Bacia do Salgado)	0,6280	0,3440	1.501.485,74	0,0328	49.203,69	33.729,13
UTD7 (Bacia do Litoral)	0,7270	0,5000	1.090.862,65	0,0328	35.747,56	34.664,41
UTD8 (Bacia do Acaraú)	0,5070	0,6860	1.114.859,62	0,0328	36.533,95	30.765,24
UTD9 (Bacia do Coreaú)	0,6000	0,1670	713.990,17	0,0328	23.397,45	10.397,83
UTD10 (Bacia do Paruaíba)	0,5930	0,4550	1.471.850,60	0,0328	48.232,55	47.340,24
UTD11 (Bacia do Banabuiú)	0,8540	0,0770	1.157.881,39	0,0328	37.943,78	27.824,17

Unidades: VCM (m3/usuário); FVC (R\$/m3); FM (R\$/usuário); AM (R\$/usuário).

Fonte: ELABORAÇÃO DO AUTOR, 2015.



# Influência de dureza e pH na capacidade adsortiva de diuron em carvão ativado

## *Influence of hardness and pH on adsorption capacity of diuron on activated carbon*

- **Data de entrada:**  
08/06/2015
- **Data de aprovação:**  
22/09/2016

Vanessa da Costa Gomes\*/Bruno Moreira da Silva/Cristina Filomêna Pereira Rosa Paschoalato/Reinaldo Pisani Júnior DOI:10.4322/dae.2017.003

### Resumo

A capacidade adsortiva do diuron em CAG de babaçu foi determinada experimentalmente em função do tempo de contato (0,5 h a 4,0 h), da dureza total (< 1 a 500 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>) e do pH (6,0 a 9,0). Os resultados obtidos foram representados na forma de isotermas de adsorção segundo os modelos de Henry, Freundlich e Langmuir; dentre estes, a isoterma de Henry forneceu melhores ajustes. A constante de Henry tendeu a crescer em relação à dureza para pH de 6,0, enquanto que decresceu para os pH de 7,0 e 9,0, ou seja, a mudança de meio ácido para neutro ou básico fez com que as influências da dureza total em Cs e K se invertessem. Foi proposta uma correlação parametrizada na relação entre dureza total e pH para descrever esse comportamento e prever a constante de Henry com suficiente exatidão e, conseqüentemente, a capacidade adsortiva para diferentes condições, observados os limites de validade.

**Palavras-chave:** Carvão Ativado Granular. Diuron. Dureza Total. Isotermas de Adsorção.

### Abstract

*The adsorptive capacity of diuron on granular activated carbon (GAC) was experimentally determined as a function of contact time (0.5 h to 4.0 h), total hardness (<1 to 500 mgCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>) and pH (6.0 to 9.0). The results were represented as adsorption isotherms according to Henry, Freundlich and Langmuir models, among these, Henry isotherm provided the best data fit. The Henry's constant had tended to increase towards the hardness at pH 6.0, whereas it decreased to the pH 7.0 and 9.0, i.e., the change in acid medium to neutral or alkaline caused that influences of the total hardness and pH in Cs and K were reversed. A parametrized in Hardness per pH ratio empirical correlation was proposed to describe the data behavior to forecast the Henry constant accurately, and consequently, to estimate adsorptive capacity in accordance with operational conditions and agreement of validity limits.*

**Keywords:** Activated Carbon Granular. Adsorption Isotherms. Diuron. Total Hardness.

**Vanessa da Costa Gomes\*** – Bióloga e Pedagoga, Mestre em Tecnologia Ambiental pela Universidade de Ribeirão Preto, Doutoranda em Saúde Pública pela EERP/USP. E-mail: vanessaecobio@yahoo.com.br.

**Bruno Moreira da Silva** – Engenheiro Químico, Mestrando em Tecnologia Ambiental da Universidade de Ribeirão Preto. E-mail: brunomoreira.eng@gmail.com.

**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. E-mail: cpaschoa@unaerp.br.

\***Endereço para correspondência:** Rua Saldanha Marinho, 915 - Centro, Ribeirão Preto - SP CEP: 14010-060.

## 1 INTRODUÇÃO

O crescimento da produção agrícola da cana-de-açúcar tem requerido a aplicação de diversos insumos químicos, sendo mais comum o uso dos herbicidas constituídos principalmente por diuron e hexazinona. Esses compostos são orgânicos clorados e nitrogenados e através da infiltração no solo e do escoamento superficial das águas pluviais podem contaminar as águas subterrâneas e superficiais.

Em função dessa vulnerabilidade, Paschoalato et al. (2009), Dantas et al. (2011) e Martinez et al. (2011) realizaram estudos para avaliar tecnologias de tratamento de água que promovam a remoção de diuron para atender ao padrão de potabilidade estabelecido pela vigente Portaria MS nº 2914 (BRASIL, 2011), com valor máximo permissível de  $90 \mu\text{g.L}^{-1}$  de diuron.

Existem algumas normas e padrões internacionais que limitam a concentração máxima desses herbicidas na água tratada. Segundo a norma canadense, a concentração máxima de diuron é de  $150 \mu\text{g.L}^{-1}$ . Já a Comunidade Europeia recomenda a concentração máxima de agrotóxicos na água tratada de  $0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$  e de qualquer agrotóxico de  $0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$  (COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION, 1998).

Segundo Dantas et al. (2011), as estações de tratamento de água destinada ao consumo humano que empregam a tecnologia convencional (ciclo completo) não estão preparadas para remover tais compostos orgânicos, considerados microcontaminantes. O estudo de Pádua (2009) destaca que o carvão ativado tem propriedades físicas e químicas que o categorizam como um adsorvente universal, que pode ser empregado nas ETA para remoção de diversos compostos orgânicos indesejavelmente presentes nas águas de mananciais, como carbamatos, carbofurano, diuron, hexazinona, glifosato, 2-4-D e cianotoxinas.

Martinez et al. (2011) determinaram a capacidade adsorviva de 13 carvões ativados de diferentes fabricantes, matérias-primas e características na

remoção dos herbicidas diuron e hexazinona de águas sinteticamente contaminadas. Concluíram que o carvão ativado pulverizado (CAP) e o carvão ativado granular (CAG) de coco de babaçu foram os mais eficientes.

Já Paschoalato et al. (2009) avaliaram a remoção dos herbicidas diuron e hexazinona em água tratada utilizando a tecnologia ciclo completo sem e com adsorção em CAP e em CAG de babaçu. Comprovaram que o tratamento por ciclo completo não foi capaz de remover esses microcontaminantes. No entanto, quando complementada com adsorção com CAP ou CAG, a remoção foi quase completa, nas condições estudadas.

A escolha do adsorvente e a análise de viabilidade do uso da tecnologia de adsorção podem ser balizadas pela determinação experimental das isotermas de adsorção frente às condições operacionais e de qualidade da água afluyente em ETA. Quanto maior a capacidade adsorviva, menor a quantidade de adsorvente necessária para uma aplicação específica, quer na forma de um leito móvel decorrente da elutrição das partículas de CAP, adicionadas na etapa de mistura rápida e tempo de contato estabelecido durante a coagulação e floculação, ou de um leito fixo de CAG, localizado após a filtração em areia.

A relação entre a quantidade de uma determinada substância (adsorvato) retida na superfície do sólido (adsorvente), ou seja, capacidade adsorviva, em função da concentração do soluto remanescente em solução no equilíbrio, é denominada isoterma de adsorção, cuja representação pode ser feita por modelos ou equações. O fenômeno da adsorção depende de diversos fatores, tais como potencial hidrogeniônico (pH), dureza total, concentração do composto a ser adsorvido e das características do carvão (adsorvente) utilizado. A literatura apresenta diversos modelos para descrever isotermas de adsorção, nos quais os mais citados são os propostos por Freundlich e Langmuir (NETZ e ORTEGA, 2002).

O estudo de influência do parâmetro pH na adsorção é importante na otimização dos sistemas de adsorção, particularmente para adsorção em fase líquida, uma vez que, nesses sistemas as cargas de superfície do adsorvente dependem do valor do pH (BABEL e KURNIAWAN, 2004).

Em função das diferentes características de solo, do escoamento superficial das águas de chuvas, as águas superficiais e subterrâneas podem apresentar diferentes concentrações de dureza e alcalinidade, podendo até apresentar variações sazonais. A dureza e a alcalinidade podem afetar a adsorção de micropoluentes sobre carvão, uma vez que o aumento da concentração de sal reduz as interações eletrostáticas tanto atrativas como repulsivas entre adsorvato-adsorvente ou devido a um efeito de blindagem. Além disso, a solubilidade de micropoluentes orgânicos depende da concentração de sal (PASTRANA-MARTÍNEZ, et al., 2010).

A adsorção é influenciada pela carga superficial do adsorvente e pelo grau de ionização do adsorvato, que por sua vez, são influenciados pelo pH. O valor do pH da solução exerce influência sobre o processo global de adsorção e, particularmente, sobre a capacidade adsortiva, devido à influência nas propriedades de superfície do CAG. Um índice conveniente da tendência de uma superfície se tornar positiva ou negativamente carregada em função do pH é o valor de pH requerido para que a carga líquida do adsorvente seja nula, o chamado ponto de carga zero ( $pH_{zpc}$ ). Para valores de pH inferiores ao ( $pH_{zpc}$ ), a carga superficial é positiva e a adsorção de ânions é favorecida, e para valores de pH superiores ao ( $pH_{zpc}$ ) a carga superficial é negativa e a adsorção de cátions é favorecida (AL-DEGS et al, 2000).

Pastrana-Martínez et al. (2009) estudaram a adsorção de herbicida fluroxypyr (FLX) em diferentes tipos de carvão ativado, e os resultados mostraram que a retenção de FLX em carvões ativados decresceu com a elevação do pH de 2,0 para 10,0.

A dureza da água pode afetar a adsorção de contaminantes em carvões ativados; isso se deve ao fato de que a concentração de sais presentes no meio interfere na solubilidade de contaminantes orgânicos, dado que, quando a concentração dos sais aumenta, pode haver uma diminuição (fenômeno *salting-out*), ou aumento (fenômeno *salting-in*), na solubilidade do contaminante orgânico (BRESLOW e GUO, 1990; XIE, et al., 1997).

Os valores de pH e da dureza total na água potável distribuída pelas redes de abastecimento normalmente estão associados à incrustação de sais. A Portaria MS nº. 2914 (2011) estipula que a água potável deve ter pH no intervalo de 6,0 a 9,5 e dureza total máxima de 500 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>. Não há evidências claras de que a dureza total cause problemas sanitários. Contudo, em determinadas concentrações, pode ocasionar sabor, reduzir a formação de espumas e causar incrustações na rede e em trocadores de calor, devido principalmente à precipitação de sais de cálcio e magnésio, potencializada em temperaturas acima de 40°C. Portanto, o limite estabelecido de 500 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> está associado a questões econômicas, como aumento do consumo de sabões e interferência na qualidade de água para processos industriais (CORDEIRO, 2012).

Segundo Von Sperling (2005), embora não haja uma convenção formal, é usual empregar a seguinte classificação para representar a dureza da água: mole (0 – 50 mg CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>); moderada (50 – 150 mgCaCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>), dura (150 – 300 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>) e muito dura (>300 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>). Nesse sentido, para a investigação da influência do pH na capacidade adsortiva do diuron em CAG de babaçu, os pH utilizados foram de 6,0, 7,0 e 9,0 por estarem dentro da faixa estabelecida como qualidade aceitável de água potável. Da mesma forma, os valores de dureza total foram considerados de menor que 1, 100 e 500 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, para contemplar também as classificações referentes a águas mole, moderada e muito dura.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

O método foi realizado em laboratório com ensaios em bancada e análises químicas diversas para caracterização e controle dos ensaios. O composto diuron foi quantificado pela técnica de Cromatografia a gás com detector de nitrogênio e fósforo (CG-DNP), em um equipamento Modelo 3800 CX, marca Varian, segundo método 507 (USEPA, 1995).

### 2.1 Caracterização do carvão ativado granular

O carvão ativado granular utilizado foi o carvão produzido a partir do coco de babaçu, por ser o mesmo utilizado em outros estudos realizados no Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB-5) (PADUA, 2009). Na caracterização do CAG foram determinados os seguintes parâmetros: número de iodo (ABNT-NBR 12073, 1991) índice de azul de metileno (JIS-K 1474, 1991), massa específica aparente (ABNT-NBR 12076, 1991), teor de umidade (ABNT-NBR 12077, 1991), teor de cinzas (ABNT-NBR 8112, 1986) e pH (ASTM, D3838, 1980).

#### *Determinação da Capacidade Adsorviva de Diuron em Carvão Ativado Granular*

O procedimento experimental para determinar as capacidades de saturação do carvão ativado em reter o diuron foi baseado na Norma ASTM D3860-98 (2003) JIS-K 1474 (1991). Essas normas estipulam o tempo de contato dinâmico entre as fases de 2 h para que o adsorvente seja saturado pelo adsorvato. No entanto, os tempos de contato utilizados no estudo foram de 0,5 h a 4,0 h, mantida a massa de CAG em aproximadamente 50 mg, com o intuito de verificar o tempo suficiente para estabelecer o equilíbrio. A amostra de CAG foi processada em um moinho de alta energia com esferas de zircônia, para que 95% de sua massa fosse passante pela peneira com malha de 325 mesh (0,044 mm).

As massas de CAG utilizadas estiveram no intervalo de 0,0027 g a 0,0123 g, que foram alocadas em erlenmeyers de 250 mL para que os volumes totais das misturas fossem completadas até 200 mL, pela adição de solução de diuron em água destilada com concentração inicial de 25 mg.L<sup>-1</sup>, pH (6,0, 7,0 ou 9,0) e dureza (inferior a 1, 100 e 500 mg CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>) previamente estabelecidos. O pH dessas soluções foi mantido constante pelo emprego de soluções de tampão com fosfato (APHA, 2005), enquanto as durezas foram ajustadas e confirmadas por meio da determinação de dureza total por titrimetria, com EDTA 0,05M em presença do indicador de negro de Eriocromo T. Após a adição do CAG, a mistura foi realizada em mesa agitadora sob 100 rpm, de forma a promover o contato dinâmico com a solução a temperatura constante de 25°C. Após decorrido o tempo de contato entre as fases líquida e sólida, as suspensões foram filtradas em membrana porosa com abertura média de 0,45 µm para que a concentração residual de diuron pudesse ser realizada pela técnica de cromatografia a gás com detector de nitrogênio e fósforo (CG-DNP), segundo método 507 (USEPA, 1995).

Nos ensaios de adsorção em CAG foram utilizadas soluções tampão de fosfato de sódio para ajuste de pH em 6,0, 7,0 ou 9,0 e concentração inicial do adsorvato diuron de 25 mg.L<sup>-1</sup> para diferentes massas de CAG, no intervalo de 2,7 mg a 12,3 mg, mantidas em contato dinâmico mediante agitação a 25°C por 120 minutos. Em seguida, as soluções foram filtradas em membrana com abertura média de 0,45 µm para determinação das concentrações residuais de diuron. A medida do potencial hidrogênio foi feita em equipamento da marca Orion, modelo 230A, com eletrodo de vidro calomelano e calibrado com soluções, cujos pH eram de 4,0 e de 7,0. A dureza total foi determinada pelo emprego do método titrimétrico em presença de EDTA 0,05 M e negro de Eriocromo T como indicador (APHA, 2005). As águas de estudo foram sinteticamente



preparadas com adição de solução de carbonato de cálcio para obtenção de dureza total de 100 e 500 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> em água destilada.

### Modelos de Isotermas de Adsorção

As equações utilizadas na tentativa de descrever o comportamento da capacidade adsortiva de diuron no CAG em função da concentração residual foram correspondentes aos modelos de Freundlich, Langmuir e Linear. O modelo de Freundlich considera a distribuição do adsorvato entre as fases sólida (adsorvente) e fluida (adsorvato) no equilíbrio (Equação 1), cuja linearização resulta na Equação 2 (NG et al., 2002; KURODA et al., 2005):

$$C_s = K_F \cdot C_{eq}^{1/n} \quad \text{Equação 1}$$

$$\ln C_s = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_{eq} \quad \text{Equação 2}$$

em que  $C_s$  é a massa de adsorvato por unidade de massa de adsorvente (mg.g<sup>-1</sup>),  $C_{eq}$  é a concentração do adsorvato remanescente em solução, no equilíbrio (mg.L<sup>-1</sup>) e  $K_F$  (mg<sup>1-1/n</sup>.L<sup>1/n</sup>.g<sup>-1</sup>) e  $1/n$  (adimensional) são constantes de ajuste. No modelo de Freundlich o coeficiente  $K_F$  está relacionado à capacidade de adsorção do adsorvato pelo adsorvente, enquanto  $n$  depende das características da adsorção. Para valores fixos de  $C_{eq}$  e de  $1/n$ ,  $C_s$  será tanto maior quanto maior for  $K_F$  e, para valores fixos de  $K_F$  e de  $C_{eq}$ , energia de ligação entre adsorvente e adsorvato é crescente com o decréscimo do valor de  $1/n$ . Para valores de  $1/n$  muito baixos, a capacidade de adsorção independe da concentração de adsorvato em solução e a isoterma de adsorção (relação entre  $C_s$  e  $C_{eq}$ ) se aproxima de uma reta horizontal, com  $C_s$  aproximadamente constante, que é compatível com adsorção irreversível (quimissorção). Se o valor de  $1/n$  for

muito elevado, a ligação na adsorção é fraca, com  $C_s$  bastante dependente de  $C_{eq}$ . Quanto menor for o valor de  $1/n$ , mais heterogênea deve ser a superfície adsorvente (ÖZCAN e ÖZCAN, 2004; WALKER e WEATHERLEY, 2001).

O modelo de Langmuir é termodinamicamente consistente, considera a superfície do adsorvente homogênea e assume energia de ligação uniforme, uma vez especificado o par adsorvato e adsorvente (CHOY *et. al*, 1999). A isoterma de Langmuir é representada na Equação 3, cuja linearização resulta na Equação 4:

$$C_s = \frac{C_0 \cdot C_{eq}}{K_L + C_{eq}} \quad \text{Equação 3}$$

$$\frac{1}{C_s} = \frac{K_L}{C_0} \cdot \frac{1}{C_{eq}} + \frac{1}{C_0} \quad \text{Equação 4}$$

na qual  $C_s$  é a massa de adsorvato por unidade de massa de adsorvente (mg.g<sup>-1</sup>),  $C_{eq}$  é a concentração do adsorvato remanescente em solução (mg.L<sup>-1</sup>),  $C_0$  (mg.g<sup>-1</sup>) e  $K_L$  (mg.L<sup>-1</sup>) são constantes a serem ajustadas.

O modelo linear, ou isoterma de Henry, é normalmente válido para sistemas diluídos, nos quais a curva de equilíbrio pode ser aproximada por uma reta que necessariamente passa pela origem dos eixos coordenados (Equação 5):

$$C_s = K \cdot C_{eq} \quad \text{Equação 5}$$

em que  $C_s$  é a massa de adsorvato por unidade de massa de adsorvente (mg.g<sup>-1</sup> ou µg.mg<sup>-1</sup>),  $K$  é a constante do modelo (L.g<sup>-1</sup>) e  $C_{eq}$  é a concentração do adsorvato no equilíbrio (mg.L<sup>-1</sup> ou µg.L<sup>-1</sup>). A

quantidade adsorvida remanescente foi calculada pela Equação 6:

$$C_s = \frac{C_0 \cdot V - C_{eq} \cdot V}{M} \quad \text{Equação 6}$$

na qual  $C_s$  é a quantidade adsorvida no sólido ( $\text{mg.g}^{-1}$ ),  $C_0$  é a concentração inicial de diuron ( $\text{mg.L}^{-1}$ ),  $V$  é volume da amostra de água (L) e  $M$  é massa de CAG ( $\text{mg.g}^{-1}$ ).

### Avaliação da Qualidade dos Ajustes

As equações linearizadas (equações 2, 4 e 5) referentes aos modelos de Freundlich, Langmuir e Henry foram representadas graficamente para determinação dos coeficientes angulares e lineares. Posteriormente foi proposta uma correlação para prever as constantes a partir das condições experimentais estudadas de pH e dureza total.

A qualidade dos ajustes das capacidades de saturação experimentais ( $C_s$ ) às isothermas de Freundlich, Langmuir e Henry foi avaliada por meio da comparação dos valores dos coeficientes de determinação ( $R^2$  na Equação 7), visto que  $R^2$  mais próximos a 1,0 associados a menores valores de RMSE indicam melhor qualidade de ajuste.

$$R^2 = \left\{ \frac{\sum_{i=1}^n [C_{S_{exp_i}} - \overline{C_{S_{exp}}}] [C_{S_{calc_i}} - \overline{C_{S_{calc}}}]}{\left[ \sum_{i=1}^n (C_{S_{exp_i}} - \overline{C_{S_{exp}}})^2 \right]^{0,5} \cdot \left[ \sum_{i=1}^n (C_{S_{calc_i}} - \overline{C_{S_{calc}}})^2 \right]^{0,5}} \right\}^2$$

### Equação 7

Nas quais  $C_{S_{exp_i}}$  é a capacidade adsorativa experimental,  $C_{S_{calc_i}}$  é a capacidade adsorativa cal-

culada pelo modelo de isoterma,  $\overline{C_{S_{exp}}}$  é o valor médio das capacidades adsorativas experimentais e  $\overline{C_{S_{calc}}}$  é o valor médio das capacidades adsorativas calculadas.

Após a definição do melhor modelo de isoterma para representar  $C_s$  em função de  $C_{eq}$ , foi proposta

e testada uma função  $K_{(pH, Dureza)}$  para prever as constantes presentes no modelo de isoterma que melhor representou os resultados experimentais.

Os parâmetros de  $K = f_{(pH, Dureza)}$  foram determinados com a utilização do método dos mínimos quadrados, por intermédio da ferramenta Solver do programa Microsoft Excel. Novamente, a qualidade da representação foi avaliada dos valores de  $R^2$  e da raiz quadrada dos erros médios ao quadrado (RMSE) (equações 8 e 9 respectivamente), porém para as constantes existentes no modelo de isoterma escolhido. Já que é sabido que quanto menor for o valor de RMSE, melhor será o ajuste do modelo aos resultados a que se pretende representar.

A fim de verificar o grau de correlação linear entre as variáveis quantitativas independentes pH e dureza total nos valores das constantes previstas para as isothermas, foram calculados os coeficientes de Pearson ( $r$  nas equações 10 e 11 respectivamente), se  $r$  for igual a 1, há uma correlação positiva perfeita entre as variáveis dependente e independente e se  $r$  for igual a -1, verifica-se uma correlação negativa perfeita entre as variáveis, indicando que estas têm comportamentos opostos, ou seja, são inversamente relacionadas. Assim, foi possível priorizar as variáveis pH ou dureza para correlacionar os parâmetros presentes nas equações propostas.

$$R^2 = \left\{ \frac{\sum_{i=1}^n [K_{\text{exp}_i} - \bar{K}_{\text{exp}}][K_{\text{calc}_i} - \bar{K}_{\text{calc}}]}{\left[ \sum_{i=1}^n (K_{\text{exp}_i} - \bar{K}_{\text{exp}})^2 \right]^{0,5} \cdot \left[ \sum_{i=1}^n (K_{\text{calc}_i} - \bar{K}_{\text{calc}})^2 \right]^{0,5}} \right\}^2$$

Equação 8

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n [K_{\text{exp}_i} - K_{\text{calc}_i}]^2}{n}}$$

Equação 9

$$r = \frac{\sum (pH_i - \overline{pH})(K_{\text{exp}_i} - \bar{K}_{\text{exp}})}{\sqrt{\left( \sum (pH_i - \overline{pH})^2 \right)} \cdot \sqrt{\left( \sum (K_{\text{exp}_i} - \bar{K}_{\text{exp}})^2 \right)}}$$

Equação 10

$$r = \frac{\sum (Dureza_i - \overline{Dureza})(K_{\text{exp}_i} - \bar{K}_{\text{exp}})}{\sqrt{\left( \sum (Dureza_i - \overline{Dureza})^2 \right)} \cdot \sqrt{\left( \sum (K_{\text{exp}_i} - \bar{K}_{\text{exp}})^2 \right)}}$$

Equação 11

Nas quais  $K_{\text{exp}_i}$  é a constante existente no modelo de isoterma obtida a partir dos resultados experimentais,  $K_{\text{calc}_i}$  é a constante do modelo de isoterma calculada pela correlação proposta ( $K_{(pH, Dureza)}$ ),  $\bar{K}_{\text{exp}}$  é o valor médio das constantes existentes no modelo de isoterma obtidas experimentalmente e  $\bar{K}_{\text{calc}}$  é o valor médio das constantes do modelo de isoterma calculadas pela correlação proposta e analogamente para as variáveis independentes pH e dureza.

Constatado o grau de correlação entre o pH e a dureza nas constantes presentes nas isoterma, foram testadas diferentes funções para representar a dependência em relação ao pH e dureza total.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A seguir são mostrados os resultados obtidos na caracterização do CAG, dos ensaios de adsorção e de ajuste dos modelos de Freundlich, Langmuir e Henry, além da correlação proposta para descrever as influências do pH e da dureza total nos parâmetros existentes nas equações e na constante capacidade adsorptiva do CAG de babaçu.

#### 3.1 Resultados de Caracterização do Carvão Ativado Granular

Na Tabela 1 são mostrados os parâmetros utilizados para caracterizar o CAG utilizado no estudo. Por exemplo, o número de iodo é um parâmetro utilizado para inferir sobre a quantidade de microporos existentes no CAG, visto que o tamanho da molécula de iodo é de aproximadamente 0,27 nm. É desejável que o índice de iodo seja superior a 500 mg.g<sup>-1</sup> para a adsorção de solutos de massa molar da ordem de grandeza do iodo (253,8 g.mol<sup>-1</sup>) (JAGUARIBE et al., 2005; MARTINEZ et al., 2011). Já o índice de azul de metileno está associado à quantidade de mesoporo presente no CAG, porque sua molécula tem formato retangular com dimensões de 1,7 nm, 0,76 nm e 0,325 nm, com área projetada da molécula de aproximadamente 1,3 nm<sup>2</sup> (HANG & BRINDLEY, 1970). A molécula de azul de metileno tem secção transversal de cerca de 0,8 nm e estima-se que o diâmetro mínimo do poro que ela possa penetrar seja de 1,3 nm.

A molécula de diuron tem massa molar de 233 g.mol<sup>-1</sup>, comprimento de 0,92 nm e largura de 0,49 nm (CHEN et al., 2004). Sendo assim, carvões com predominância de mesoporos em detrimento de microporos devem possuir maiores capacidades adsorptivas para remover o diuron.

Segundo Streat et al. (1995), os carvões ativados que possuem áreas superficiais superiores a 600 m<sup>2</sup>.g<sup>-1</sup> têm um alto potencial de adsorção. De acordo com Droste (1997), o valor da área superficial específica recomendado para os carvões ativados comerciais é de um limite mínimo de 500 m<sup>2</sup>.g<sup>-1</sup>. O CAG do presente estudo apresentou área superficial específica de 551,34 m<sup>2</sup>.g<sup>-1</sup> o que condiz com o limite mínimo recomendado pela referência.

**Tabela 1:** Caracterização do carvão CAG de babaçu selecionado para o estudo.

Parâmetro	Unidade	CAG (Babaçu)
Granulometria	2,38 a 1,41 mm 1,00 a 0,707 mm 0,177 a 0,420mm	(8x14) mesh (18x25) mesh (40x80) mesh
Área superficial específica	m <sup>2</sup> .g <sup>-1</sup>	551,34
pH	adimensional	inicial 6,40 final 8,84 ± 0,08
Teor de umidade	% m/m	0,33
Teor de cinzas	% m/m	9,90
Massa específica aparente	g.cm <sup>-3</sup>	0,49
Número de iodo	mg.g <sup>-1</sup>	136
Índice de azul de metileno	mg.g <sup>-1</sup>	260

Nota-se que o CAG tem caráter alcalino, uma vez que pH da suspensão, formada por 10,00 g de CAG e 100 mL de água ultrapura, foi de 8,84. Os resultados do teor de umidade, também se mostraram adequados de acordo com a recomendação da AWWA (2005), que determina que a umidade do carvão ativado não seja superior a 8%. De acordo com Jaguaribe et al. (2005), o teor de cinzas de um carvão ativado comercial deve ser de até 15%. Nos resultados obtidos, o teor de cinza foi de 9,90%, abaixo do limite máximo recomendado. Os resultados da massa específica aparente se mostraram adequados de acordo com a recomendação da AWWA (2005), que estipula valores superiores a 0,25 g.cm<sup>-3</sup>.

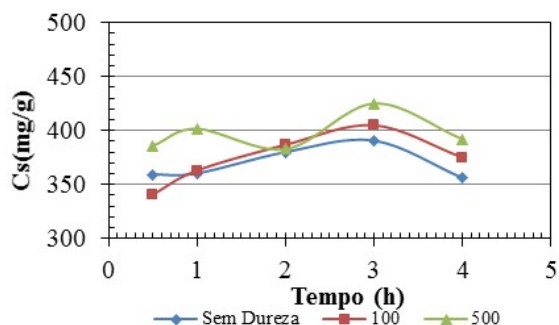
Baçauí et al. (2001) recomendaram que CAGs utilizados em sistemas de tratamento de água de-

vam apresentar índice de azul de metileno igual ou superior a 180 mg.g<sup>-1</sup>, condição obedecida, uma vez que valor obtido com o CAG de babaçu foi de 260 mg.g<sup>-1</sup>. No entanto, o número de iodo obtido (136,41 mg.g<sup>-1</sup>) foi inferior ao recomendado pela NBR 12073 (ABNT, 1991), que é de 600 mg.g<sup>-1</sup>. Esse parâmetro, porém, está associado à presença de microporo, que não deve exercer influência significativa na adsorção do diuron, em função do tamanho da molécula. Em síntese, o carvão ativado granular de babaçu apresentou características potencialmente favoráveis para adsorção do Diuron, que se pretendeu avaliar por meio da determinação experimental das capacidades de adsorção.

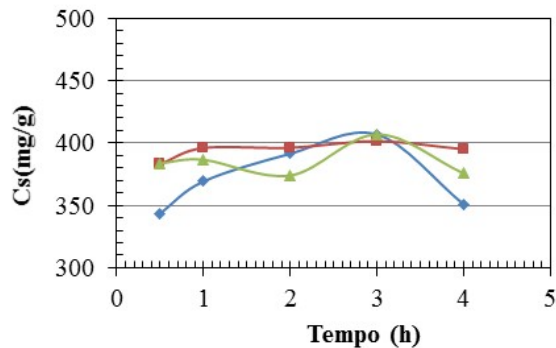
### 3.2 Influência do Tempo de Contato Dinâmico entre Adsorvato e Adsorvente

O tempo de contato dinâmico entre o adsorvato e o adsorvente utilizado no estudo e preconizado pela Norma ASTM D3860-98 (2003) foi de 2,0 h. A fim de comprovar se esse tempo foi suficiente para que o equilíbrio se estabelecesse, foram determinadas as capacidades adsorptivas de diuron sobre CAG para tempos de contato no intervalo de 0,5 h a 4,0 h (Figuras 1 a 3), uma vez que, no equilíbrio, as CS deveriam ser essencialmente constantes para as diferentes condições abordadas.

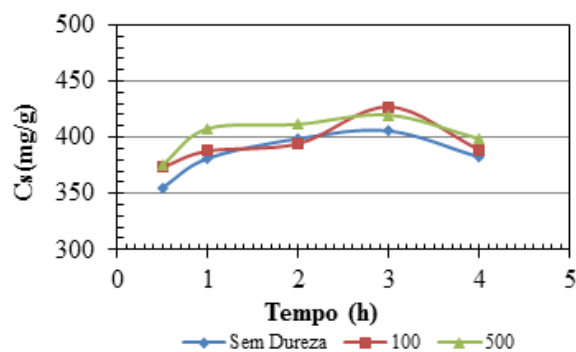
**Figura 1:** Capacidade adsorptiva de diuron sobre CAG de babaçu em função do tempo de contato e da dureza para o pH de 6,0.



**Figura 2:** Capacidade adsorptiva de diuron sobre CAG de babaçu em função do tempo de contato e da dureza para o pH de 7,0.



**Figura 3:** Capacidade adsorptiva de diuron sobre CAG de babaçu em função do tempo de contato e da dureza para o pH de 9,0.

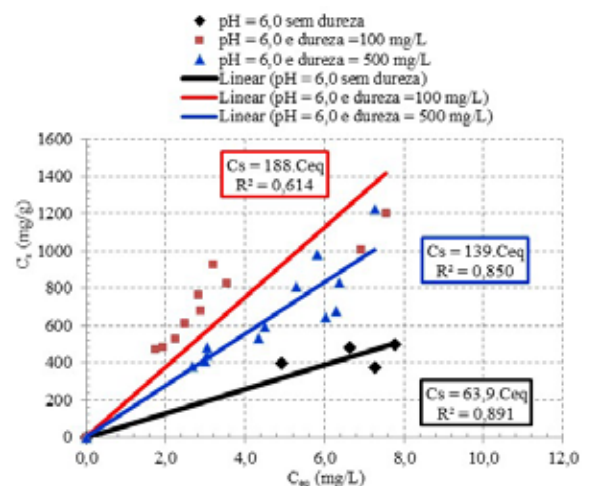


A norma JIS K 1474/1991 estipula que o tempo de contato entre o CAG e a solução seja de 2,0 h. Nota-se pelas Figuras 1 a 3 que a capacidade adsorptiva do diuron em GAC foi praticamente constante para tempos superiores a 0,5 h. O desvio percentual máximo em relação ao valor médio, calculado pela média aritmética de  $C_s$  obtida 2,0, 3,0 e 4,0 h, foi de 6%. Assim, o tempo de 2,0 h previsto na norma foi comprovadamente suficiente para que o equilíbrio entre o adsorvato e o adsorvente se estabelecesse. Além disso, pôde-se perceber que a capacidade adsorptiva foi influenciada pelo pH e pela dureza total na condição estudada de massa de CAG constante.

### 3.3 Ajuste dos Modelos de Isotermas de Freundlich, Langmuir e Henry

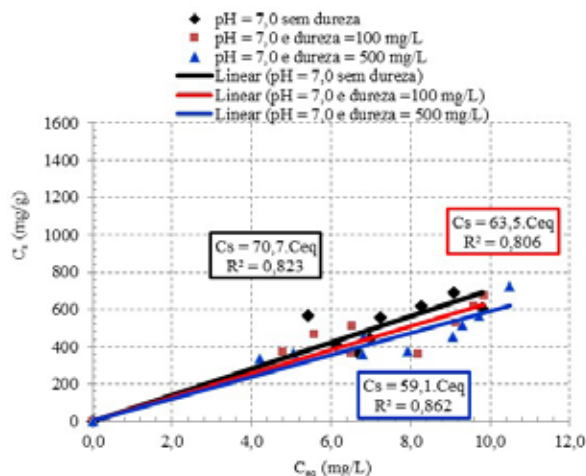
Os resultados obtidos experimentalmente para  $C_s$  e  $C_{eq}$  (Figuras 4, 5 e 6) foram ajustados aos modelos de Freundlich, Langmuir e Henry, com o intuito de descrever o comportamento da capacidade adsorptiva do diuron em CAG de babaçu. O critério de escolha do melhor modelo foi possuir maior coeficiente de determinação ( $R^2$ ) e fornecer resultados consistentes, como valores de  $C_s$  e  $C_{eq}$  necessariamente positivos. Na Tabela 2 são mostrados os parâmetros ajustados para os três modelos de isoterma e do  $R^2$  nas condições estudadas. Nota-se pela tabela que os melhores ajustes foram obtidos com o modelo de Henry, uma vez que apresentaram os maiores valores de coeficientes de determinação  $R^2$  (no intervalo de 0,614 a 0,954) e não forneceram inconsistência como capacidades adsorptivas ou concentrações de diuron no equilíbrio menores que zero.

**Figura 4:** Representação do modelo de Henry e dos valores experimentais da capacidade adsorptiva do diuron em CAG de babaçu para pH de 6,0.

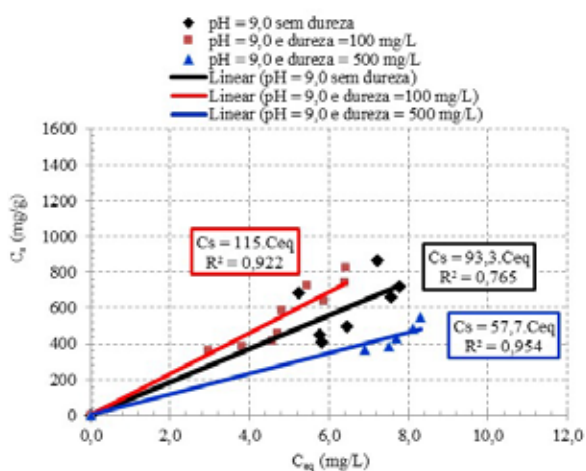




**Figura 5:** Representação do modelo de Henry e dos valores experimentais da capacidade adsortiva do diuron em CAG de babaçu para pH de 7,0.



**Figura 6:** Representação do modelo de Henry e dos valores experimentais da capacidade adsortiva do diuron em CAG de babaçu para pH de 9,0.



**Tabela 2:** Resultados obtidos com a aplicação dos modelos de Freundlich, Langmuir e Henry.

pH	Dureza total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	Freundlich			Langmuir			Henry	
		LnK <sub>F</sub>	1/n	R <sup>2</sup>	K <sub>L</sub> /C <sub>0</sub>	1/C <sub>0</sub> .10 <sup>3</sup>	R <sup>2</sup>	K <sub>expi</sub>	R <sup>2</sup>
pH 6,0	< 1	0,769	4,65	0,678	0,00997	0,685	0,595	63,9	0,894
pH 6,0	100	0,610	5,87	0,861	0,00309	0,384	0,915	188	0,614
pH 6,0	500	0,938	5,02	0,828	0,00648	0,185	0,881	139	0,850
pH 7,0	< 1	-1,62	13,1	0,390	0,00848	0,783	0,261	70,7	0,823
pH 7,0	100	0,597	4,98	0,427	0,00797	1,04	0,355	63,5	0,806
pH 7,0	500	0,662	4,78	0,667	0,00887	1,04	0,641	59,1	0,862
pH 9,0	< 1	0,980	4,55	0,285	0,0103	0,138	0,253	93,3	0,765
pH 9,0	100	1,12	4,54	0,832	0,00905	-0,006	0,808	115	0,922
pH 9,0	500	2,16	1,67	0,880	0,0370	-2,52	0,885	57,7	0,954

Percebe-se pela análise das Figuras 4 a 6 que tanto o pH como a dureza total interferiram nos valores da constante de Henry e consequentemente na capacidade adsortiva do diuron em CAG de babaçu, uma vez que a adsorção deve ser afetada pela carga superficial do adsorvente e pelo grau de ionização do adsorvato, que são influenciados pelo pH e pela quantidade de sal em solução representada pela dureza total. Isotermas obtidas para valores discretos de pH e dureza, porém, não permitem a interpolação dos valores para diferentes condições de dureza e pH daquelas obtidas experimentalmente. Sendo assim, é útil disponibilizar uma forma de obter as capacidades adsortivas (C<sub>s</sub>) para prever, ao menos de forma relativa, o impacto da mudança do pH e da dureza no desempenho de processos de adsorção envolvidos em tratamento de água ou efluentes. Por exemplo, a alteração da qualidade da água bruta com pH de 6,0 e dureza de 100 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> para pH de 7,0 e dureza de 500 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> faz com que a constante de Henry passe de 188 L.g<sup>-1</sup> para 59,1 L.g<sup>-1</sup>, ou seja, mantida a concentração do diuron, a sua retenção será reduzida em aproximadamente 70%.

### 3.4 Proposição de Correlação e Avaliação da Qualidade do Ajuste

De maneira geral, a constante de Henry tendeu a crescer em relação à dureza total para levemente ácido no pH de 6,0 (coeficiente de Pearson de 0,304), enquanto decresceu para os pH de 7,0 e 9,0 (coeficiente de Pearson de -0,890 e -0,840 respectivamente), ou seja a mudança de meio ácido para neutro ou básico fez com que a influência da dureza total em Cs e K se invertesse.

No entanto, para soluções de diuron sem adição de dureza total (inferior a 1 mg.L<sup>-1</sup>), a interferência do pH acarretou no acréscimo de K e favoreceu a interação adsorvato-adsorvente (coeficiente de Pearson de +0,994). No entanto, a presença de dureza adicional fez com que essa tendência se invertesse. Isso ficou evidenciado nos resultados mostrados na Tabela 3, em que se puderam observar valores do coeficiente de Pearson positivos e negativos em função das condições operacionais.

Qualitativamente, os módulos de r obtidos no intervalo entre 0,30 e 0,994 (Tabela 3) são compatíveis com moderada a forte correlação entre as variáveis. Pois, para Cohen (1988), valores entre 0,10 e 0,29 indicam fraca correlação, entre 0,30 e 0,49, média, e entre 0,50 e 1 forte correlação. Dancey e Reidy (2006) apontaram para uma a seguinte categorização: r de 0,10 a 0,30 (fraca), de 0,40 a 0,6 (moderada) e r de 0,70 a 1,00 (forte).

**Tabela 3:** Resultados da constante de Henry obtidas a partir dos dados experimentais e coeficientes de correlação de Pearson em relação ao pH e à dureza total.

pH	dureza (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	K <sub>exp</sub> (L/g)	r em relação à dureza
6,0	1	63,9	0,304
6,0	100	188	
6,0	500	139	
7,0	1	70,7	-0,890
7,0	100	63,5	
7,0	500	59,1	
9,0	1	93,3	-0,840
9,0	100	115	
9,0	500	57,7	
dureza (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	pH	K <sub>exp</sub> (L/g)	r em relação à dureza
1	6,0	63,9	0,994
1	7,0	70,7	
1	9,0	93,3	
100	6,0	188	-0,419
100	7,0	63,5	
100	9,0	115	
500	6,0	139	-0,766
500	7,0	59,1	
500	9,0	57,7	

Diferentes funções foram testadas para representar a dependência da constante de Henry em função do pH e da dureza total. A mais simples e ao mesmo tempo mais satisfatória consistiu de uma equação quadrática explicitada na relação entre a dureza total e o pH (Equação 12), cujos parâmetros foram dependentes apenas do pH (equações 13 a 15).

$$K_{calc(L/g)} = a_{(pH)} \cdot \left( \frac{Dureza}{pH} \right)^2 + b_{(pH)} \cdot \left( \frac{Dureza}{pH} \right) + c_{(pH)}$$

Equação 12

para o intervalo de  $0,111 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1} \leq \text{Dureza} / \text{pH} \leq 83,3 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ , com a, b e c obtidos pelas equações 13, 14 e 15:

$$a_{(pH)} = -4,5927 \cdot 10^{-2} \cdot (pH)^2 + 7,0239 \cdot 10^{-1} \cdot (pH) - 2,6602$$

Equação 13

$$b_{(pH)} = 3,8012 \cdot (pH)^2 - 59,2046 \cdot (pH) + 227,6$$

Equação 14

$$c_{(pH)} = 0,8991 \cdot (pH)^2 - 3,2745 \cdot (pH) + 49,656$$

Equação 15

válidas para o intervalo de 6,0 ≤ pH ≤ 9,0. Na Tabela 4 são mostradas as constantes de Henry obtidas a partir dos resultados experimentais e as previstas pela correlação proposta (equações 12 a 15), assim como os parâmetros utilizados para avaliar a qualidade do ajuste.

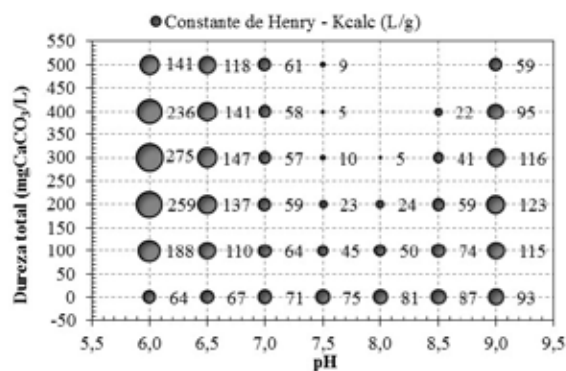
**Tabela 4:** Constantes de Henry obtidas a partir dos resultados experimentais e calculadas pela correlação proposta (equações 13 a 16).

pH	Dureza (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	K <sub>exp</sub> (L/g)	K <sub>calc</sub> (L/g)	R <sup>2</sup>	RMSE (L/g)
6,0	1	63,9	63,9	0,9997	1,31
6,0	100	188	188		
6,0	500	139	141		
7,0	1	70,7	70,7	0,9909	1,11
7,0	100	63,5	63,8		
7,0	500	59,1	61,0		
9,0	1	93,3	93,3	0,9998	0,845
9,0	100	115	115		
9,0	500	57,7	59,1		

Nota-se pelos resultados da Tabela 4 que a correlação proposta foi plenamente satisfatória em representar a dependência da constante de Henry em relação ao pH e à dureza total, tanto em comportamento como em módulo, em razão dos coeficientes de determinação bastante próximos a 1 e de raízes quadradas dos erros médios ao quadrado desprezíveis em relação aos valores previstos para K e conseqüentemente a curva de equilíbrio decorrente.

Assim, é possível inferir sobre o impacto de alterações no pH e na dureza total sobre o processo de adsorção do diuron sobre o CAG dentro do intervalo de amplitude estabelecido pela Portaria MS 2914 (2011). Na Figura 7 são mostrados valores da constante de Henry estimados pela correlação proposta (equações 12 a 15), em que se pode observar a influência simultânea do pH e da dureza total.

**Figura 7:** Constante de Henry prevista pela correlação proposta em função do pH e da dureza total.



Por exemplo, em sistemas de tratamento de água por ciclo completo que utilizam como coagulante os sais de alumínio, o pH de coagulação normalmente é de 6,5 associado a uma dureza total típica de  $50 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  resultando na capacidade adsortiva de  $90,5 \text{ L} \cdot \text{g}^{-1}$ . Na alteração de qualidade da água bruta que resulte na operação da ETA no pH de 7,4 e dureza total de  $200 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ , ainda compatível com a região de coagulação de sais de alumínio, a constante de Henry passaria a ser de  $27 \text{ L} \cdot \text{g}^{-1}$ , ou seja, uma redução de aproximadamente 70 %, que impactaria negativamente na remoção do diuron por meio de sistemas de adsorção em leitos fixos com CAG ou em leitos desluzantes com CAP.

#### 4 CONCLUSÕES

O tempo de 2,0 h foi suficiente para que o equilíbrio entre o adsorvato e o adsorvente fosse estabelecido, uma vez que não houve acréscimo considerável na capacidade adsortiva para tempos de contato dinâmico superiores a esse valor.

Os melhores ajustes foram obtidos com o modelo de Henry, com os maiores valores de coeficientes de determinação  $R^2$  (no intervalo de 0,614 a 0,954) e não forneceram inconsistência como capacidades adsortivas ou concentrações de diuron no equilíbrio menores que zero.

A correlação proposta por uma equação quadrática explicitada na relação entre dureza total e o pH foi plenamente satisfatória em representar a dependência da constante de Henry, tanto em comportamento como em módulo, com coeficientes de determinação próximos a 1 e de raízes quadradas dos erros médios ao quadrado desprezíveis em relação aos valores previstos para K e consequentemente a curva de equilíbrio decorrente.

O pH e a dureza total interferiram acentuadamente na constante de Henry e consequentemente, na capacidade adsortiva do diuron em CAG de babaçu que, a depender das alterações na qualidade

da água, pode impactar favorável ou desfavoravelmente na remoção do diuron em sistemas de adsorção em leitos fixos com CAG ou em leitos desluzantes com CAP.

#### REFERÊNCIAS

- AL-DEGS, Y.; ALLEN, STEPHEN; KHRAISHEH, M.. Effect of Carbon Surface Chemistry on the Removal of Reactive Dyes from Textile Effluent. **Water Research**, v. 34, n° 3, p. 927-935, 2000.
- AMERICAN SOCIETY OF TESTING AND MATERIALS (ASTM). D 3838-1980: **Standard Test Method for pH of Activated Carbon**. Estados Unidos, 1999.
- AMERICAN SOCIETY OF TESTING AND MATERIALS (ASTM) D3860-98: **Standard practice for determination of adsorptive capacity of activated carbon by aqueous phase isotherm technique**. Estados Unidos, 2003.
- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA) UNITED STATES. **Treatment Plant Design**. Estados Unidos: Editora McGraw-Hill, 2005, 4a edição.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORK ASSOCIATION(AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WPCF). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington: American Public Health Association, 2005.21a ed,p. 1368.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT), NBR 8112: **Carvão Vegetal. Análise imediata. Código Secundário: MB 1857**. Rio de Janeiro, 1986.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT), NBR 12073: **Carvão ativado pulverizado. Determinação do número de iodo. Código Secundário: MB 3410**. Rio de Janeiro, 1991.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT), **NBR 12076: Carvão ativado pulverizado. Determinação da massa específica aparente. Código Secundário: MB 3413**. Rio de Janeiro, 1991.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT), NBR 12077: **Carvão ativado pulverizado. Determinação da umidade. Código Secundário: MB 3414**. Rio de Janeiro, 1991.
- BABEL, S.; KURNIAWAN, T. A.. Removal from synthetic wastewater using coconut shell charcoal and commercial activated carbon modified with oxidizing agents and/or chitosan. **Chemosphere**, v. 54, p. 951-967, 2004.
- BAÇAOU, A.; YAACOUBI, A.; DAHBI, A.; BENNOUNA, C.; PHAN TAN LUU, R.; MALDONADO-HODAR, F.; RIVERAUTIRLLA, L.; MORENO-CASTILLA, C.. Optimization of conditions for the preparation of activated carbons from olive-waste cakes. **Carbons**, v.39, n.3, p. 425-432, 2001.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. Publicado no Diário Oficial da União, Brasília, DF. 14 dez. 2011. Disponível em: <[http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914\\_12\\_12\\_2011.html](http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html)> Acesso em 22 jul. 2014.

BRESLOW, R.; GUO, T.. Surface-tension measurements show that chaotropic salting-in denaturants are not just water-structure breakers. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**. v. 87, n 1, p.167-169, 1990.

COHEN, J. **Statistical power analysis for the behavioral sciences**. Hillsdale, NJ: Lawrence Earlbaum Associates, 1988, 2 ed.

CORDEIRO, M. M.; GADELHA, C. L. M.; BOMFIM, E. O.; SILVA, T. C.. Variações da dureza da água captada de poços do aquífero Beberibe na cidade de João Pessoa-PB. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n 4, p. 239-247, Out/Dez 2012.

COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION. Council Directive 98/83/EC Quality of Water intended for Human Consumption. **Official Journal of the European Communities**, 1998.

CHEN, S. S.; TAYLOR, J. S.; MULFORD, L. A.; NORRIS, C. D.. Influences of molecular weight, molecular size, flux, and recovery for aromatic pesticide removal by nanofiltration membranes. **Desalination**, v. 160, p. 103-111, 2004.

CHOY, K. K. H., MCKAY, G., PORTER, J. F.. Sorption of acid dyes from effluents using activated carbon. **Resources Conservation and Recycling**. v. 27, n.1-2, p. 57-71, 1999.

DANCEY, C; REIDY, J.. **Estatística sem matemática para psicologia: usando SPSS para Windows**. Porto Alegre: Artmed, 2006.

DANTAS, A. D. B; PASCHOALATO, C. F. P. R. P.; MARTINEZ, M. S.; BALLEJO, R. R.; DI BERNARDO, L.. Removal of diuron and hexazinone from guarany aquifer groundwater. **Braz. J. Chem. Eng.** v. 28, n. 3, p. 415-424, 2011.

DROSTE, R. L. **Theory and practice of water and wastewater**. Nova Iorque: John Wiley & Sons, 1997.

HANG, P. T. BRINDLEY, G. W.. Methylene blue absorption by clay minerals determination of surface areas and cation exchange capacities (clay-organic studies XVIII). **Clays and Clay Minerals**. v. 18, p. 203-212, 1970.

JAGUARIBE, E. F.; MEDEIROS, L. L.; BARRETO, M. C. S. and ARAUJO, L. P.. The performance of activated carbons from sugarcane bagasse, babassu, and coconut shells in removing residual chlorine. **Braz. J. Chem. Eng.**, v. 22, n.1, p. 41-47, 2005.

JAPANESE INDUSTRIAL STANDARD (JIS) K 1474. Test methods for activated carbon. **Japão**, p. 47, 1991.

KURODA, E. K.; ALBUQUERQUE JÚNIOR, E. C.; DI BERNARDO, L.; TROFINO, J. C.. Caracterização e escolha do tipo de carvão ativado a ser empregado no tratamento de águas contendo microcistinas. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2005, Anais, Campo Grande-MS, ABES.

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

NETZ, P. A.; ORTEGA, G. G. **Fundamentos de Físico-Química: uma abordagem conceitual para as ciências farmacêuticas**. Porto Alegre: Artmed, 2002.

NG, C.; LOSSO, J.N.; MARSHALL, W.E.; RAO, R.M.. Freundlich adsorption isotherms of agricultural by-productbased powdered activated carbons in a geosmin-water system. **Bioresource Technology**, v. 85, n. 2, p.131-135, 2002.

ÖZCAN, A. S; ÖZCAN, A. Adsorption of Acid Dyes from Aqueous Solutions Onto Acid-Activated Bentonite. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 276, p. 39-46, 2004.

PÁDUA, V. L. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROS-AB 5). Remoção de microrganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para o consumo humano. Rio de Janeiro: ABES, 2009, p.221-232.

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 de água. **Revista DAE**. v.179, p. 34-41, 2009.

PASTRANA-MARTÍNEZ, L.M.; LÓPEZ-RAMÓN, M.V.; MORENO-CASTILLA, C.. Adsorption and thermal desorption of the herbicide fluroxypyr on activated carbon fibers and cloth at different pH values. **Journal of Colloid and Interface Science**, 331. p. 2-7, 2009.

PASTRANA-MARTÍNEZ, L. M.; LÓPEZ-RAMÓN M.V.; FONTECHA-CÁMARA, M.A.; MORENO-CASTILLA, C.. Batch and column adsorption of herbicide fluroxypyr on different types of activated carbons from water with varied degrees of hardness and alkalinity. **Water Research**, v.44, p. 879-885, 2010.

STREAT, M.; PATRICK, W. J.; PEREZ CAMPORRO, M. J.. Sorption of phenol and para-chlorophenol from water using conventional and novel activated carbons. **Water Research**, v. 29, n. 2, p. 467-472, 1995.

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

VON SPERLING, M.. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. v.1. Belo Horizonte: Editora Universitária, 2005, 3ªed.

XIE, W. H.; SHIU, W-Y; MACKAY, D.. A review of the effect of salts on the solubility of organic compounds in seawater. **Marine Environmental Research**. v.44, n.4, p. 429-444, 1997.

WALKER, G. M.; WEATHERLEY, L. R. Adsorption of Dyes from Aqueous Solution – the Effect of Adsorbent Pore Size Distribution and Dye Aggregation. **Chemical Engineering Journal**, v. 83, p. 201-206, 2001.



# Codigestão anaeróbia de resíduos orgânicos

## Anaerobic codigestion of organic waste

- **Data de entrada:**  
02/09/2015
- **Data de aprovação:**  
23/09/2016

Valderi Duarte Leite/ Aldre Jorge Morais Barros/ Jorge Marcell C. Menezes/ José Tavares de Sousa/ Wilton Silva Lopes DOI:10.4322/dae.2017.004

### Resumo

Neste trabalho foi estudada a influência da concentração de resíduos vegetais (RV) mais lodo anaeróbio de esgoto sanitário (LAES) na proporção de 80 mais 20% respectivamente (porcentagem em peso), denominado neste trabalho de substrato, no processo de codigestão anaeróbia (CDA). O sistema experimental era constituído de nove reatores anaeróbios com capacidade volumétrica unitária de 1,1 litro e de demais unidades complementares. O delineamento experimental foi realizado em função das concentrações de sólidos totais dos substratos, que foram de 36,2; 48,5 e 59,9 g ST.L<sup>-1</sup>. Os reatores foram monitorados em temperatura ambiente e o período de monitoração foi de 160 dias. Foi constatado que o tratamento que apresentou melhor desempenho em termos de eficiência de transformação de massa de DQO e de taxa de produção de gás metano foi o do processo de CDA do substrato com concentração de sólidos totais igual a 36,2 g ST.L<sup>-1</sup>.

**Palavras-chave:** Resíduos vegetais. Lodo anaeróbio de esgoto sanitário. Codigestão anaeróbia.

### Abstract

*In this work, it was studied the influence of concentration of vegetables residues (VR) plus anaerobic sludge sewage (ASS) in the ratio of 80 more 20%, respectively (percentage by weight), called this substrate work in the process of anaerobic codigestion (CDA). The experimental system was constituted of nine anaerobic reactors with unit volume capacity of 1.1 liter and other complementary units. The experiment was carried out on the basis of total solids concentrations of substrates were 36.2; 48.5 and 59.9 g ST.L<sup>-1</sup>. The reactors were monitored at environment temperature and the monitoring period was 160 days. It has been found that treatment with the best performance in terms of mass conversion efficiency of COD and methane gas production rate was the process of CDA of substrate with total solids concentration equal to 36.2 g ST.L<sup>-1</sup>.*

**Keywords:** Vegetables residues. Anaerobic sludge sewage. Anaerobic codigestion.

**Valderi Duarte Leite** – Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/ USP). Mestre em Engenharia Sanitária pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Engenheiro Químico pela UFPB. Professor Adjunto da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

**Aldre Jorge Morais Barros** – Doutor em Química pela Universidade Federal da Paraíba. Mestre em Engenharia Sanitária pela UFPB. Bacharel em Química Industrial pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Professor Associado da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG).

**Jorge Marcell C. Menezes** – Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Bacharel em Química Industrial pela UEPB. Técnico em química pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

**José Tavares de Sousa** – Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/ USP). Mestre em Engenharia Sanitária pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Engenheiro Químico pela UFPB. Professor Adjunto da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

**Wilton Silva Lopes** – Doutor em Química pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Mestre em Saneamento Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Bacharel em Química Industrial pela UEPB. Professor Adjunto da UEPB.

## 1 INTRODUÇÃO

A taxa de geração per capita de resíduos quantificada em 23 países em desenvolvimento é de  $0,77 \text{ kg hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  e está aumentando progressivamente (TROSCHINETZ et al., 2009). Segundo Charles et al. (2009), no momento atual, a população do planeta Terra gera algo em torno de dois milhões de toneladas por ano de resíduos sólidos, e esse quantitativo deverá alcançar o patamar de três milhões de toneladas por ano em 2025.

No Brasil, com população estimada de 202.768.562 habitantes e em média 84% residente em zonas urbanas, a taxa de produção per capita de resíduos sólidos urbanos é de aproximadamente  $0,9 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ , propiciando um quantitativo de produção de resíduos sólidos urbanos de 153.298 toneladas.dia<sup>-1</sup> (IBGE, 2015). Em média, do quantitativo de resíduos sólidos urbanos produzidos no Brasil, 55% (porcentagem em peso) correspondem a matéria orgânica putrescível, algo em torno de  $84.314 \text{ toneladas.dia}^{-1}$ . Quando levadas em consideração as diversas outras frações de resíduos sólidos passíveis de fermentação, tais como os resíduos gerados nas atividades agrícolas, pecuária, agroindustrial e os lodos provenientes dos diversos sistemas de tratamento de águas residuárias domésticas e de fontes específicas, seria obtida uma produção de resíduos sólidos ainda bem mais significativa (LEITE, 2010).

Segundo Bouallagui et al. (2005), a produção de frutas e de resíduos vegetais vem crescendo acentuadamente e tornando-se uma fonte de grandes preocupações, haja vista serem resíduos com grande potencial de biodegradabilidade que, com resíduos de outras fontes, estão sendo dispostos em aterros sanitários ou em locais não controlados, gerando impactos ambientais de diferentes magnitudes. Atualmente, a fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos tem sido reconhecida como um recurso valioso que pode ser convertido em energia e outros produtos por meio de transformações microbianas (YU, 2009;

LESTEUR et al., 2010). Existem vários métodos disponíveis para o tratamento de resíduos orgânicos putrescíveis, porém a digestão anaeróbia parece ser uma promissora alternativa tecnológica (LEE et al., 2009).

A digestão anaeróbia é um processo complexo e envolve uma série de reações metabólicas em cadeia, tais como a hidrólise, a acidogênese, a acetogênese e a metanogênese (THEMELIS, 2007). Portanto, a digestão anaeróbia representa uma promissora alternativa tecnológica, pois propicia a redução da poluição ambiental, e, consequentemente, produz biogás e biofertilizantes. O tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos não é tão difundido quanto o processo aeróbio, principalmente devido ao longo tempo necessário para alcançar a bioestabilização (FERNANDEZ et al., 2010). O processo anaeróbio é também sensível a elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, em especial quando existe a biodegradação anaeróbia dos componentes proteicos ricos em nitrogênio (FOUNTOULASKIS et al., 2008).

O processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos pode ser influenciado por vários fatores, dentre os quais podem-se destacar a concentração de sólidos, a temperatura, a umidade, o pH e compostos orgânicos com características específicas de toxicidade, dentre outros (BEHERA et al., 2010; JEONG et al., 2010).

A digestão anaeróbia pode ser aplicada a uma ampla gama de material, incluindo a matéria orgânica putrescível presente nos resíduos sólidos urbanos, resíduos agrícolas, resíduos agroindustriais e determinados tipos de resíduo industrial (CHEN et al., 2008). Além disso, o processo anaeróbio tem algumas vantagens sobre o processo aeróbio frente ao baixo consumo de energia de operação e à baixa produção de lodo (KIM et al., 2006), além de ser considerada uma tecnologia viável ao tratamento de resíduos orgânicos energia renovável (JINGURA e MATENGAIFA, 2009).

A presença e a estrutura de materiais lignocelulósicos dificultam a taxa de biodegradação de resíduos sólidos orgânicos. Tem sido documentado que a hidrólise da matéria orgânica complexa de compostos solúveis é a etapa limitante da velocidade de processos anaeróbios de resíduos orgânicos putrescíveis, com elevada concentração de sólidos totais (MUMMEM et al., 2010). Portanto, a aplicação de vários pré-tratamentos físicos, químicos e enzimáticos é necessária para aumentar a solubilidade dos materiais passíveis de fermentação, e, conseqüentemente, acelerar a taxa de biodegradação (CHARLES et al., 2009).

A codigestão anaeróbia é um processo de tratamento de resíduos em que diferentes tipos de resíduo passíveis de fermentação são misturados e tratados conjuntamente (AGDAG, 2007).

A codigestão anaeróbia pode ser preferencialmente aplicada para melhorar o rendimento do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos, haja vista poder propiciar o equilíbrio de nutrientes e aumentar o quantitativo de material orgânico com maior potencial de biodegradabilidade, além de incorporar biomassa mais adaptada à bioestabilização dos resíduos (LOPES et al., 2004).

Segundo Jingura e Matengaiifa (2009), quando mais de um tipo de resíduo é tratado conjuntamente há maior desempenho do processo, favorecendo um expressivo aumento na taxa de produção de biogás e uma melhor qualidade dos biossólidos produzidos.

Efeito estimulador sobre a síntese de gás metano foi observado quando lodo industrial foi cobioestabilizado com os resíduos sólidos urbanos (AGDAG, 2007). A codigestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos com lodo industrial na proporção de 1:2 (percentagem em peso) proporcionou aumento quantitativo de gás metano, em comparação com resíduos sólidos urbanos bioestabilizados isoladamente (LEITE et al., 2014). O processo também tem sido útil na obtenção de resíduo valioso

parcialmente bioestabilizado que pode eventualmente ser utilizado na correção do solo após tratamento secundário (GOMEZ et al., 2006). Portanto, o objetivo deste trabalho é avaliar a influência da concentração de sólidos totais no processo de codigestão anaeróbia de resíduos vegetais e lodo anaeróbio de esgoto sanitário.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

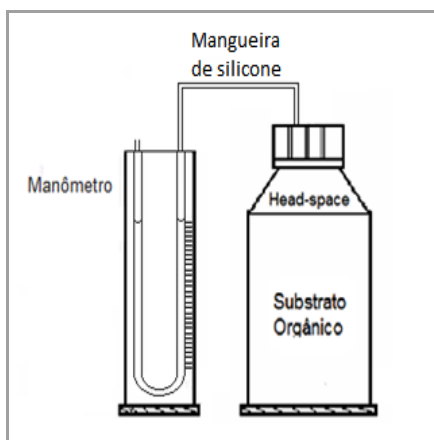
O sistema experimental foi projetado, construído, instalado e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (Extrabes) da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), na cidade de Campina Grande, estado da Paraíba, nordeste do Brasil.

Os substratos utilizados na alimentação dos reatores foram preparados a partir da mistura de resíduos vegetais (RV) e lodo anaeróbio de esgoto sanitário (LAES). Os RV eram constituídos basicamente de restos de frutas e verduras descartados no pátio da Empresa Paraibana de Abastecimento Agrícola da cidade de Campina Grande. Após coletados, os RV foram devidamente condicionados em sacos plásticos e em seguida transportados para a Extrabes. Na Extrabes, os RV foram submetidos à caracterização gravimétrica e em seguida ao processo de trituração em triturador da marca Trapp-TR 2000. Concluída a trituração, os RV foram submetidos ao peneiramento em peneira de malha 06 mesh, sendo obtido um licor de resíduos de consistência pastosa e uniforme. Em 32 kg da massa pastosa de RV foram adicionados 8 kg de lodo anaeróbio de esgoto sanitário, propiciando uma relação de 80 e 20% de massa de RV e LAES em base úmida (percentagem em peso), denominado neste trabalho de substrato. O delineamento experimental foi constituído de três diferentes tratamentos (T1ST1: tratamento 1; T1ST2: tratamento 2 e T1ST3: tratamento 3) e todos os tratamentos foram realizados em triplicata, totalizando nove reatores. Nos três diferentes tratamentos as concentrações de sólidos totais

adotadas foram  $d_{36,2}$ ; 44,5 e  $58,57g.L^{-1}$  e tempo de monitoração de 160 dias. Em se tratando de RV com características predominantemente ácidas, a adição de 20% de lodo anaeróbico não foi suficiente para elevar o pH para uma faixa superior a 6,5, sendo nesse caso necessário realizar o ajuste do pH, adicionando-se uma espécie alcalina, para que o pH da massa de substrato ficasse na faixa de 6 a 6,5 unidade de pH. Na Figura 1 apresenta-se o desenho esquemático de um dos nove reatores anaeróbios em batelada utilizados para realização do processo de bioestabilização dos substratos.

A capacidade volumétrica unitária de cada reator era de 1,15 litro, sendo destinado cerca de 15% do volume total para o headspace.

Os reatores foram monitorados por um período de 160 dias, e os procedimentos básicos do processo de monitoramento consistiram na caracterização do substrato afluente, na determinação da composição e do volume de biogás produzidos nos reatores e na caracterização do substrato bioestabilizado ao término do período de monitoração. Os parâmetros analíticos foram quantificados com frequência semanal, levando-se em consideração os procedimentos analíticos preconizados em APHA (2012), sendo necessário em algumas determinações a aplicação de alguns ajustes, haja vista a complexidade dos substratos.



**Figura 1.** Desenho esquemático representativo dos reatores.

Para quantificação do volume de biogás produzido diariamente foi utilizado um manômetro de tubo em “U” ( Figura 1), contendo como líquido manométrico álcool etílico hidratado 46° INPM. Diariamente quantificava-se a altura deslocada pelo líquido manométrico ( $h$ ), resultante da pressão que o biogás exercia no manômetro. Com esse valor, associado ao dado da pressão atmosférica local ( $P_y$ ), da massa específica do líquido manométrico ( $\rho$ ) e da aceleração de gravidade ( $g$ ), determinava-se a pressão exercida no head space reator ( $P_x$ ). A partir dos dados dessa pressão, da constante dos gases ( $R$ ), do volume do head space ( $V$ ) e da temperatura ambiente ( $T$ ), determinava-se o número de moles existente no biogás. Com o número de moles do biogás e levando-se em consideração as condições normais de temperatura e pressão (CNTP), quantificava-se o volume de biogás produzido.

Para a composição qualitativa do biogás, em relação à presença de  $N_2$ ,  $CH_4$  e  $CO_2$ , foi utilizado cromatógrafo gasoso, com um detector de condutividade térmica de 250 mA, coluna de aço inoxidável, preenchida com Porapak Q 100, de diâmetro interno de 2 mm, diâmetro externo de 6,4 mm e comprimento de 3 m. O gás de arraste utilizado nas determinações foi o hélio, com vazão de  $30 L min^{-1}$ . As temperaturas do vaporizador, da coluna e do detector foram mantidas a 75, 75 e  $100 ^\circ C$ , respectivamente. As amostras do biogás foram coletadas com o auxílio de uma seringa de 0,5 mL com trava para evitar a perda de gás para o ambiente. Para a coleta das amostras de gases, perfurava-se o septo localizado na tampa do reator, possibilitando o acesso da agulha ao *headspace* do reator, onde era acumulado o biogás. Lavava-se a seringa três vezes, com o próprio biogás a ser coletado, para possibilitar a remoção de biogás residual, e então, coletava-se 0,5 mL de amostra gasosa, sendo levada ao cromatógrafo para ser injetada e iniciada a análise.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1 são apresentados nominalmente os 17 diferentes tipos de resíduo vegetal utilizados para preparação dos substratos (mistura dos dois diferentes tipos de resíduo), no processo de codigestão anaeróbia. A justificativa para coleta e utilização desses resíduos é associada diretamente a suas disponibilidades de descarte no pátio da Empasa (Empresa Paraibana de Alimentos e Serviços Agrícolas - unidade da cidade de Campina Grande) na época de realização do trabalho. Dos 17 diferentes tipos de resíduo vegetal coletados, a banana foi o que apresentou maior percentual, com 11,93%, seguido do tomate com 10,80% e o melão espanhol com 10,33%. Por outro lado, os resíduos que contribuíram com menores percentuais foram o coentro, a acelga e o jerimum, com percentuais de 0,4; 2,8 e 4,4%, respectivamente.

Salienta-se que não foram estabelecidos critérios metodológicos específicos para coleta desses resíduos, haja visto não ser objeto de estudo, podendo essa composição qualitativa e quantitativa ser diferente em outras situações. Vale salientar que no Brasil, por razões de ordem conjuntural, grande parte das frutas, verduras e legumes que são produzidos na zona rural não chegam às mesas dos consumidores finais, haja visto existir um percentual expressivo

de perdas durante o percurso compreendido desde a produção até a comercialização final.

Na Tabela 2 são apresentados os dados de alguns parâmetros químicos advindos da caracterização química dos 17 tipos de resíduo vegetal.

**Tabela 1.** Dados quantitativos dos resíduos sólidos vegetais e os respectivos percentuais em relação ao peso total.

Resíduo	Peso (kg)	Percentual (%)
Acelga	2,8	1,45
Banana (1º)	23,2	11,98
Batata	13,2	6,82
Berinjela	5,7	2,94
Cenoura	8,0	4,13
Chuchu	4,8	2,48
Coentro	0,4	0,21
Couve	11,7	6,04
Jerimum	4,4	2,27
Mamão (5º)	19,2	9,92
Melancia (4º)	19,9	10,28
Melão Espanhol (3º)	20	10,33
Melão Português	13,2	6,82
Pepino	8,6	4,44
Pimentão	8,2	4,24
Repolho	9,4	4,86
Tomate (2º)	20,9	10,80
TOTAL	193,6	100,00

**Tabela 2.** Dados advindos da caracterização química dos resíduos vegetais.

Tipo de Resíduo	Umidade (%)	ST (%)	STV (%)	NTK (%)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%)	DQO (%)	pH	AT (g.L <sup>-1</sup> )	AGV (g.L <sup>-1</sup> )
Acelga	97,79	2,21	1,20	0,12	0,05	0,77	7,97	3,8	2,18
Banana	85,82	14,18	12,83	0,11	0,02	14,0	3,71	0	4,15
Batata	87,72	12,28	9,75	0,14	0,01	6,70	3,81	0	13,53
Berinjela	94,84	5,16	4,47	0,18	0,04	1,58	7,55	4,4	2,18
Cenoura	87,78	12,22	7,69	0,18	0,03	11,11	4,26	0,8	6,76
Chuchu	96,02	3,98	3,56	0,084	0,03	2,21	5,5	1,8	2,62
Coentro	92,24	7,76	3,91	0,19	0,08	2,62	8,49	15,6	3,93
Couve	93,28	6,72	5,11	0,12	0,07	1,13	8,01	4,4	1,53
Jerimum	93,35	6,65	5,31	0,12	0,03	5,78	5,61	6	7,2
Melancia	95,28	4,72	3,17	0,11	0,01	4,0	4,26	0,2	2,84
Melão Espanhol	91,82	8,18	6,62	0,11	0,01	5,33	4,44	1,2	2,18
Melão Português	94,74	5,26	3,88	0,22	0,07	5,0	4,31	1,8	12,22
Mamão	93,87	6,13	5,19	0,21	0,01	4,45	3,67	0	11,78
Pepino	97,59	2,41	1,60	0,11	0,03	2,35	5,39	3,2	3,27
Pimentão	95,88	4,12	3,27	0,16	0,05	2,91	5,58	3,8	4,80
Repolho	96,35	3,65	2,69	0,23	0,01	1,45	7,67	6	3,49
Tomate	97,21	2,79	1,72	0,12	0,08	2,40	5,58	4,2	5,45



Os resíduos vegetais que apresentaram maior percentual de umidade foram a acelga, o tomate e o pepino, com percentual de umidade superior a 97%. Com percentual de umidade em torno de 96% estão o chuchu, a melancia e o repolho, enquanto a banana e a cenoura são os resíduos vegetais com percentual de umidade em torno de 87%. No geral, dos 17 tipos de resíduo vegetal estudados, o que apresentou menor percentual de umidade foi a batata inglesa, com percentual de umidade de 85,82% e com percentual de sólidos totais de 14,18%. Nos resíduos vegetais estudados, o percentual de sólidos totais variou de um mínimo de 2,21 para 14,18% e de sólidos totais voláteis o percentual de variação foi 54,3 (acelga) a 90,4% (batata), em relação aos sólidos totais. A porcentagem do NTK variou de 0,084 a 0,23%, enquanto o percentual de nitrogênio amoniacal variou de 0,01 a 0,08%, para uma variação de pH de 3,7 a 7,9.

Os dados advindos da caracterização química do lodo anaeróbio de esgoto sanitário utilizado para preparação dos três diferentes tipos de substrato são apresentados na Tabela 3.

**Tabela 3.** Dados advindos da caracterização química do lodo anaeróbio de esgoto sanitário utilizado na preparação do substrato.

Parâmetros	Lodo
Umidade (%)	93,61
ST (g.L <sup>-1</sup> )	63,9
STV (g.L <sup>-1</sup> )	29,62
STF (g.L <sup>-1</sup> )	34,29
COT (g.L <sup>-1</sup> )	16,46
NTK (g.L <sup>-1</sup> )	0,70
N-NH <sub>3</sub> <sup>+</sup> (g.L <sup>-1</sup> )	0,14
DQO <sub>total</sub> (g.L <sup>-1</sup> )	48,48
pH	8,03
AT (g.L <sup>-1</sup> )	7,05
AGV (g.L <sup>-1</sup> )	3,00
Massa Específica (g.L <sup>-1</sup> )	1029,1
P <sub>total</sub> (g.L <sup>-1</sup> )	0,6115
C/N	23,51
C/P	26,91

Analisando os dados apresentados na Tabela 3, pode ser constatado que o lodo anaeróbio apresentou concentração de sólidos totais de 63,9 g.L<sup>-1</sup> (6,39%) e de matéria orgânica expresso em termos de STV e de DQO de 29,62 (2,96%) e 48,48 g.L<sup>-1</sup> (4,84%) respectivamente. O pH do lodo estava em torno de 8,0 unidades de pH e contribuiu significativamente para a elevação do pH dos resíduos vegetais. Da totalidade dos resíduos utilizados, em torno de 70% apresentaram magnitudes de pH inferiores a 6,0, além de uma favorável relação C/N para o processo de bioestabilização anaeróbia.

Os dados da caracterização química dos três diferentes tipos de substrato (T1ST1; T1ST2 e T1ST3) são apresentados na Tabela 4.

Os percentuais de umidade nos três diferentes tipos de substrato utilizados neste trabalho de pesquisa foram 96,38; 95,15 e 94,01%, o que significa dizer que os percentuais de sólidos totais nos tratamentos T1ST1, T1ST2 e T1ST3 foram respectivamente de 3,62; 4,85 e 5,99% denotando que todos os tratamentos se enquadram na alternativa tecnológica denominada de baixa concentração de sólidos (TCHOBANOGLIOUS, 1993).

O pH dos substratos variou de 6,33 a 6,52; as relações AGV/AT variaram de 0,88 a 0,94, e as de C/N de 18,21 a 18,78, o que pode ser considerado dentro de um padrão favorável para o processo de digestão anaeróbia (LEITE, 2010). Do percentual de sólidos totais presentes nos substratos, os percentuais de DQO total foram respectivamente de 94,6; 91,8 e 97,7%, percentuais estes bastantes representativos e que podem justificar a utilização desses tipos de resíduo vegetal no processo de bioestabilização.

**Tabela 4.** Dados quantitativos dos diversos parâmetros dos substratos utilizados nos três diferentes tratamentos

Parâmetros/Tratamentos	T1ST1	T1ST2	T1ST3
Umidade (%)	96,38	95,15	94,01
ST (g.L <sup>-1</sup> )	36,20	48,50	59,90
STV (g.L <sup>-1</sup> )	21,29	29,83	37,46
STF (g.L <sup>-1</sup> )	14,94	18,65	22,43
COT (g.L <sup>-1</sup> )	11,83	16,57	20,81
NTK (g.L <sup>-1</sup> )	0,63	0,91	1,12
N-NH <sub>3</sub> <sup>+</sup> (g.L <sup>-1</sup> )	0,17	0,21	0,25
DQO (g.L <sup>-1</sup> )	34,26	44,56	58,57
pH	6,52	6,33	6,45
AT (g.L <sup>-1</sup> )	8,95	12,45	15,1
AGV (g.L <sup>-1</sup> )	8,45	10,97	14,35
Massa Específica (g.L <sup>-1</sup> )	1009,6	1010,9	1015,9
P <sub>total</sub> (g.L <sup>-1</sup> )	0,16	0,27	0,28
C/N	18,78	18,21	18,58
C/P	73,93	61,37	74,32

Na Tabela 5 são apresentados os dados advindos da caracterização química dos resíduos parcialmente bioestabilizados que foram descarregados dos reatores após a conclusão do período de monitoramento. Nos resíduos sólidos parcialmente bioestabilizados descarregados dos reatores, o pH variou de 5,53 a 6,27, denotando reduções nas magnitudes do pH, principalmente para os tratamentos com maiores concentrações de sólidos totais.

**Tabela 5.** Dados advindos da caracterização química dos resíduos parcialmente bioestabilizados.

Parâmetros/Tratamentos	RPB1	RPB2	RPB3
Umidade (%)	97,41	96,29	95,13
ST (g.L <sup>-1</sup> )	25,9	37,1	48,7
STV (gST.L <sup>-1</sup> )	12,13	20,27	25,16
STF (gST.L <sup>-1</sup> )	13,72	16,84	23,58
COT (g.L <sup>-1</sup> )	6,76	11,26	13,98
NTK (gST.L <sup>-1</sup> )	0,45	0,63	0,81
N-NH <sub>3</sub> <sup>+</sup> (gST.L <sup>-1</sup> )	0,23	0,33	0,45
DQO (gST.L <sup>-1</sup> )	24,51	36,49	48,21
pH	6,27	5,88	5,53
AT (g.L <sup>-1</sup> )	5,56	7,63	8,82
AGV (g.L <sup>-1</sup> )	4,49	7,14	9,6
P <sub>total</sub> (gST/L)	0,11	0,17	0,21
C/N	15,02	17,78	17,25
C/P	61,45	66,23	66,5

Foi constatado consumo de alcalinidade total em todos os tratamentos estudados, e o consumo de alcalinidade total foi diretamente proporcional à concentração de sólidos totais nos substratos. Em relação aos ácidos graxos voláteis, as suas concentrações nos substratos foram diretamente proporcionais às concentrações de sólidos totais. Esse mesmo comportamento foi constatado nos resíduos parcialmente bioestabilizados descarregados dos reatores. Em termos quantitativos, as eficiências de transformações de massa de ácidos graxos voláteis nos três diferentes tratamentos foram de 47,0; 35,0 e 32,7%, para os tratamentos 1, 2 e 3, respectivamente. Portanto, no caso específico deste trabalho, com concentração de sólidos totais no substrato de 3,62%, foi propiciada a mais expressiva eficiência de transformação de massa de ácidos graxos voláteis e de DQO, e consequentemente a maior taxa de produção de gás metano. Frente à não caracterização qualitativa dos ácidos graxos voláteis em relação aos substratos e às massas parcialmente bioestabilizadas e também aos tipos de reatores monitorados, não é possível tecnicamente inferir a influência da concentração de ácidos graxos voláteis no desempenho dos reatores, em especial no que se refere a problemas associados à toxicidade. Relações ácidos graxos voláteis/alcalinidade total nos substratos, porém, variaram de 0,88 a 0,95 g H<sub>AC</sub> (gCaCO<sub>3</sub>)<sup>-1</sup>; nos resíduos parcialmente bioestabilizados, as variações foram de 0,8 a 1,05 g H<sub>AC</sub> (gCaCO<sub>3</sub>)<sup>-1</sup>, o que denota ausência de equilíbrio metabólico no processo de bioestabilização (ARUNBAATAR et al., 2014).

As relações C/N nos resíduos parcialmente bioestabilizados foram reduzidas para 15,02; 17,78 e 17,25, com redução mais significativa no tratamento 1. Portanto, é notório ser percebido que o processo de bioestabilização de resíduos dessa natureza é um processo muito complexo, haja visto terem sido investigados substratos com percentual mínimo de sólidos totais de 3,62%, pH igual a 6,3, granulometria de 2 mm, período de

monitoração de 160 dias e temperatura ambiente de 25,5°C, e ainda não ter propiciado eficiência de transformação de material carbonáceo que possa indicar uma confortável relação custo/benefício quando objetivado o aproveitamento energético desses resíduos.

Os dados resultantes da aplicação do balanço material para DQO total, STV e NTK são apresentados na Tabela 6.

**Tabela 6.** Dados advindos do balanço material dos parâmetros de DQO, STV e NTK

Tratamentos/ Parâmetros	DQO <sub>total</sub> (g)			STV (g)			NTK (g)		
	M <sub>al</sub>	M <sub>ac</sub>	M <sub>tr</sub>	M <sub>al</sub>	M <sub>ac</sub>	M <sub>tr</sub>	M <sub>al</sub>	M <sub>ac</sub>	M <sub>tr</sub>
T1ST1	34,26	24,51	9,75	21,29	12,13	9,16	1,26	0,89	0,37
T2ST2	44,56	36,49	8,07	29,83	20,27	9,56	1,82	1,27	0,55
T3ST3	58,57	48,21	10,36	37,46	25,16	12,30	2,24	1,62	0,62

Mal: massa alimentada; Mac: massa acumulada; MTR: massa transformada.

A variação do quantitativo de massa de DQO total aplicada aos reatores nos três diferentes tratamentos foi 34,26 a 58,57g. Portanto, é essa massa de DQO total alimentada aos reatores que, após passar pelas etapas do processo anaeróbio, que são basicamente a hidrólise, fermentação e metanogênese, será convertida em biogás. Nesse contexto, quanto maior o quantitativo de massa alimentada ao reator, e, conseqüentemente, a eficiência de transformação dessa massa, maior será o potencial de gás metano produzido.

No caso específico deste trabalho, a eficiência de transformação de massa de DQO variou de 17,6 a 28,4%, e a maior eficiência foi estabelecida no tratamento 1, em que a massa de DQO alimentada foi de apenas 34,26g, denotando que não foi o quantitativo de massa de DQO que limitou a eficiência de transformação, e sim o percentual de sólidos totais no substrato.

Portanto, para uma variação de carga de DQO total aplicada de 0,22 a 0,37 kg DQO m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup>, a diferença da eficiência de transformação de massa de DQO total foi de 10,8%, no caso das condições deste trabalho. Em termos de produção teórica de gás metano e tomando-se como referência os dados deste trabalho, uma carga orgânica aplicada de 0,37 kg DQO m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup>, produziria 68% a mais

de gás metano do que a carga orgânica aplicada de 0,22 kg DQO m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup>, considerando que os reatores apresentassem a mesma eficiência de transformação de massa de DQO. Quanto aos STV, a massa aplicada variou de 21,29 a 37,46 g, e as eficiências de transformações de massa de STV foram de 43, 32 e 32,8% para os tratamentos 1, 2 e 3, respectivamente. No tocante à transformação de massa de material orgânico, expressa em termos de DQO total e STV, não foi verificada diferença significativa entre os tratamentos 2 e 3. Isso significa dizer que para um acréscimo de 24,5% de sólidos totais na massa do substrato não foram constatadas diferenças significativas nas eficiências de transformações desse parâmetro.

Em se tratando de reatores em batelada, em que o processo de bioestabilização é processado por uma série de reações metabólicas em cadeia, e de resíduos em que na composição química existe percentual significativo de material celulósico, a hidrólise passa a ser a etapa limitante (AGDAG, 2007). Portanto, para que o percentual de transformação de material orgânico possa ser mais expressivo, dentro de uma escala temporal mais reduzida, seria necessário que esses resíduos fossem submetidos a um processo de pré-tratamento térmico, químico ou enzimático (LEE et al., 2009).

As constantes cinéticas que expressam as velocidades de bioestabilização dos três diferentes tipos de substrato são apresentados na Tabela 7.

**Tabela 7.** Magnitudes das constantes cinéticas dos parâmetros DQO, STV e NTK.

Tratamento	DQO <sub>total</sub> (k)	STV (k)	NTK(k)
T1ST1	$2,09 \cdot 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$	$3,52 \cdot 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$	$2,15 \cdot 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$
T2ST2	$1,25 \cdot 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$	$2,41 \cdot 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$	$2,24 \cdot 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$
T3ST3	$1,22 \cdot 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$	$2,49 \cdot 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$	$2,02 \cdot 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$

As magnitudes das constantes cinéticas (k) expressam as velocidades de biodegradação dos substratos e que os parâmetros DQO, STV e NTK se biodegradaram na ordem de  $10^{-3} \text{ dia}^{-1}$ , o que é muito baixo quando comparado com velocidade de biodegradação de resíduos com percentual de sólidos totais em torno de 0,1%, que é o caso de águas residuárias.

Esta, porém, tem sido a magnitude da velocidade de biodegradação de resíduos sólidos de outras naturezas, bioestabilizados com concentrações de sólidos totais variando de 3 a 8%, dentro da faixa do tratamento anaeróbico de resíduos sólidos com baixa concentração de sólidos totais (TCHO-BANOGLIOUS et al., 1993).

Na Tabela 8 são apresentados os modelos cinéticos utilizados para estimativa do processo de bioestabilização das massas de DQO total, STV e NTK. O objetivo desses modelos é propiciar a quantificação da massa bioestabilizada de resíduo em função da DQO, STV e NTK em um tempo estipulado.

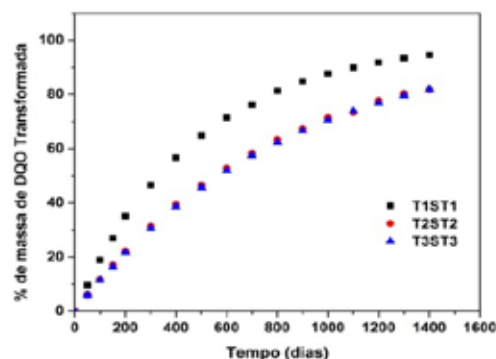
**Tabela 8.** Modelos cinéticos aplicados ao processo de bioestabilização.

Tratamento	DQO <sub>total</sub>	STV	NTK
T1ST1	$DQO = 34,26 \times e^{-0,00209t}$	$STV = 21,29 \times e^{-0,00352t}$	$NTK = 1,26 \times e^{-0,00215t}$
T2ST2	$DQO = 44,56 \times e^{-0,00125t}$	$STV = 29,83 \times e^{-0,00221t}$	$NTK = 1,82 \times e^{-0,00224t}$
T3ST3	$DQO = 58,57 \times e^{-0,00122t}$	$STV = 37,46 \times e^{-0,00249t}$	$NTK = 2,24 \times e^{-0,00202t}$

Aplicando-se os modelos cinéticos apresentados na Tabela 8 para o tratamento 1 estudado neste trabalho e para um tempo de bioestabilização estipulado em 360 dias, as eficiências de transformações de massa de DQO, STV e NTK seriam de 53,4; 72,3 e 54,4% respectivamente.

Na Figura 2 apresenta-se o comportamento da variação temporal das porcentagens da massa de DQO total transformada durante o período de monitoração de 160 dias e as estimativas das transformações para um período de 1400 dias nos três tratamentos estudados.

Analisando os comportamentos das transformações do material orgânico expresso em termos de DQO total, pode-se constatar que, até o tempo de 160 dias de monitoração, os percentuais de transformações da massa de DQO total foram de 28,37; 18,11 e 17,72% para os tratamentos 1, 2 e 3, respectivamente.



**Figura 2.** Comportamentos das porcentagens da massa de DQO total transformada.

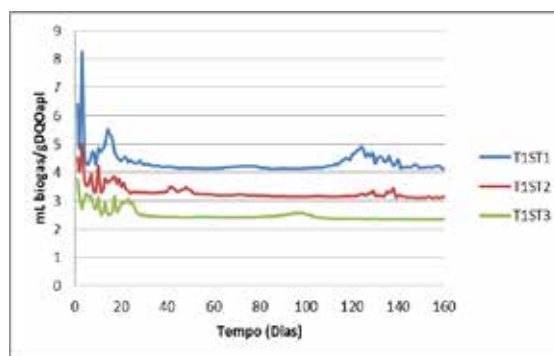
Para um tempo de bioestabilização estimado em 1400 dias, as eficiências de transformações da massa de DQO total passariam a ser de 94,65; 81,88 e 81,88% também para os tratamentos 1, 2 e 3, respectivamente. Portanto, constata-se que o processo de codigestão anaeróbica de resíduos advindos do processamento de frutas e verduras e lodo anaeróbico de esgoto sanitário na proporção de 80 + 20% (percentagem em peso) exige

período de bioestabilização bastante longo, haja visto que a etapa da hidrólise limita significativamente o alcance da etapa metanogênica (LEITE, 2010). Analisando pontualmente as eficiências de transformações da massa de DQO total nos três diferentes tratamentos, pode-se constatar que no tratamento 1, em que a concentração de sólidos totais no substrato foi de  $34,26 \text{ g L}^{-1}$ , adotando-se um tempo de bioestabilização anaeróbia de 800 dias, seria alcançada eficiência de transformação de massa de DQO de 81,31%, percentual considerado bom, porém para um período de monitoramento bastante longo e que contribui negativamente para a aplicação desse tipo de processo em escala real.

Considerando o quantitativo de resíduos sólidos vegetais desperdiçados em feiras livres e centrais de abastecimento, o clima e as limitações das centrais hidroelétricas do Brasil, o aproveitamento dos resíduos sólidos vegetais mais lodo de esgoto sanitário na cocompostagem anaeróbia, seria uma promissora alternativa tecnológica para geração de energia limpa, porém ainda serão necessários substanciais ajustes em todas as etapas do processo, especialmente na etapa da hidrólise. Na Figura 3 são apresentados os comportamentos das variações temporais das produções de biogás em função da massa de DQO aplicada para os três tratamentos estudados.

No tratamento 1 (T1ST1), a massa de DQO aplicada foi de 34,26g, 71% menor do que a massa de DQO aplicada no tratamento 3 (T1ST3), que foi de 58,57g. A taxa média de produção de biogás do tratamento 1, porém, foi em média 98% superior à do tratamento 3. Isso pode ser explicado pela concentração de sólidos totais presente no substrato.

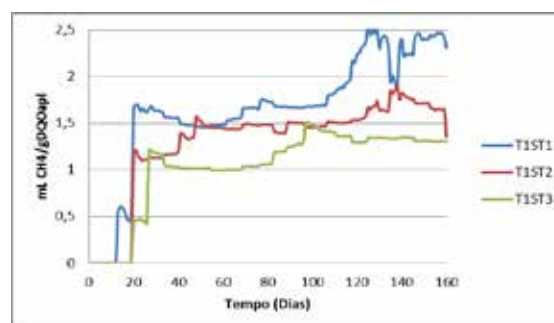
Portanto, uma diferença percentual de massa de DQO de 70% no substrato implica na redução de 98% do percentual da taxa de produção de biogás.



**Figura 3.** Comportamento da variação temporal da produção de biogás.

Em se tratando de reatores monitorados na temperatura ambiente ( $25,5^{\circ}\text{C}$ ), mesma capacidade volumétrica, substrato de mesma origem e igual granulometria e massa específica, o parâmetro que realmente influenciou a taxa de produção de biogás foi a concentração de sólidos totais no substrato.

Os comportamentos das taxas de produção de gás metano em relação à massa de DQO aplicada são apresentados na Figura 4.



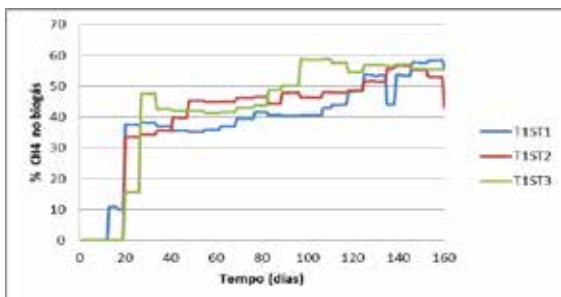
**Figura 4.** Comportamentos das taxas de produção de gás metano em função da massa de DQO aplicada.

As taxas de produção de gás metano foram inversamente proporcionais às massas de DQO aplicadas, o que significa dizer que, quanto menor a massa de DQO aplicada, maior foi a taxa de produção de gás metano. Ao longo do período de



monitoramento, as taxas de produção de gás metano variaram de 0,50 a 2,5 mLCH<sub>4</sub>/GDQO<sub>aplicada</sub> no tratamento 1 (T1ST1), 0,50 a 1,7mLCH<sub>4</sub>/GDQO<sub>plicada</sub> no tratamento 2 (T1ST2) e de 0,48 a 1,5mLCH<sub>4</sub>/GDQO<sub>plicada</sub> no tratamento 3 (T1ST3). Portanto, comparando os limites dos tratamentos em termos de massa de DQO aplicada, a taxa máxima de produção de gás metano no tratamento 1 foi 66,66% superior à taxa máxima de produção de gás metano do tratamento 3. Constata-se também que, neste caso, a concentração de sólidos totais no substrato influenciou diretamente a taxa de produção de gás metano.

O percentual de gás metano no biogás produzido pelo processo de bioestabilização do substrato nos três diferentes tratamentos é apresentado na Figura 5.



**Figura 5.** Comportamentos das variações temporais das porcentagens de gás metano no biogás.

Quanto ao percentual de gás metano no biogás, o tratamento 3 (T1ST3) foi o que apresentou melhor desempenho, alcançando, em torno dos cem dias de monitoração, 59% (percentagem em volume) de gás metano na composição química qualitativa do biogás. Foi nesse tratamento que ocorreu a menor eficiência de transformação de massa de DQO (17,68%); porém, da massa de DQO transformada, a maior fração foi metabolizada para gás metano.

A relação alcalinidade total/DQO total no substrato variou de 0,25 a 0,27 gAT/GDQO, e no resíduo parcialmente bioestabilizado a variação foi de 0,18 a 0,22 gAT/GDQO; essas relações indicam uma confortável estabilidade do processo. Por ou-

tro lado, as relações estabelecidas entre ácidos graxos voláteis e alcalinidade total variaram de 0,88 a 0,95 gH<sub>AC</sub>/gCaCO<sub>3</sub> no substrato e de 0,80 a 1,0 gH<sub>AC</sub>/gCaCO<sub>3</sub> no resíduo parcialmente bioestabilizado, e esses parâmetros estão acima do limite recomendado para um bom desempenho do processo anaeróbio, que deveria estar em torno de 0,5 gH<sub>AC</sub>/gCaCO<sub>3</sub> (LEITE, 2010).

#### 4 CONCLUSÕES

Analisando os dados deste trabalho, pode-se concluir que:

- (1) Os resíduos sólidos vegetais apresentam percentual significativo de matéria orgânica, expressa em termos de DQO totais e sólidos totais voláteis. A variação quantitativa desses resíduos descartados em feiras livres e em centrais de abastecimento é função das estações do ano, da distância dos centros produtores, da infraestrutura de transporte e do poder aquisitivo da população local. Eles, porém, são detentores de elevada acidez e com percentual significativa de material celulósico, o que dificulta substancialmente o seu aproveitamento no processo de bioestabilização anaeróbia;
- (2) A aplicação do processo de codigestão aos resíduos vegetais poderá se tornar uma promissora alternativa tecnológica de produção de energia limpa, desde que os demais resíduos utilizados possam propiciar aumento da densidade bacteriana, da biodegradabilidade e do pH e contribuir positivamente para balancear a relação de nutrientes;
- (3) A codigestão anaeróbia de resíduos vegetais mais lodo anaeróbio de esgoto sanitário (substrato), na proporção de 80 e 20% (percentagem em peso), propiciou mais expressiva eficiência de transformação de massa de DQO e consequentemente maior taxa de produção de gás metano, para o substrato com concentração de sólidos totais igual a 36,2g.L<sup>-1</sup>;

(4) Considerando a possibilidade da aplicação em escala real do processo de codigestão anaeróbia aos resíduos vegetais mais lodo anaeróbio de esgoto sanitário ou outros resíduos com características químicas e microbiológicas assemelhadas para produção de gás metano, ainda será necessária a realização de significativos ajustes no campo técnico e científico, haja visto poder alcançar patamar de competitividade de relação custo/benefício.

## 5 REFERÊNCIAS

CAGDAG, O.N., SPONZA, D.T., Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors. **J. Hazard Mat.** 140, p. 75-85, 2007.

APHA, AWWA, WPCF.; **Standard methods for examination of water and wastewater.** Washington, 2005. 1134 p, 19a ed..

ARUNBAATAR, J et al.. Pretreatment Methods to Enhance Anaerobic Digestion of Organic Solid Waste. **Applied Energy**, 123, p. 143 - 156, 2014.

BEHARA, S.K., PARK, J.M., KIM, K.H., PARK, H. Methane production from food waste leachate in laboratory-scale simulated landfill. **Waste Manage.** 30, p. 1502-1508, 2010.

BOUALLAGUI, H., TOUHAMI, Y., CHEIKH, R.B., HAMDI, M. Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. **Process Biochem.** 40, p. 989 - 995, 2005.

CHARLES, W., WALKER, L., CORD-RUWISCHU, R. Effect of pre-aeration and inoculum on the start-up of batch thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste. **Bioresour. Technol.** 100, p. 2329-2335, 2009.

CHEN, Y., CHEN, J.J., CREAMER, K.S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresour. Technol.** 99, p. 4044-4064, 2008.

FERNANDEZ, J.; PÉREZ, M.; ROMERO, L.I. Kinetics of mesophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Influence of initial total solid concentration. **Bioresour. Technol.** 101, p. 6322-6328, 2010.

FOUNTOULAKIS, M. S., DRAKOPOULOU, S., TERZAKIS, S., GEORGAKI, E., MANIOS, T. Potential for methane production from typical Mediterranean agro-industrial byproducts. **Biomass Bioenergy** 32, p. 155-161, 2008.

GOMEZ, X.M., CUETOS, J., CARA, J., MORAN, A., Garcia, A.I. Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes: conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate. **Renew. Energy** 31, p. 2017-2024, 2006.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB, 2008)**, publicada em 20/08/2010 e última modificação realizada em

28/07/2014. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/>. Acesso em 15 de Agosto de 2015.

JEONG, E., KIM, H., NAM, J., SHIN, H. Enhancement of bioenergy production and effluent quality by integrating optimized acidification with submerged anaerobic membrane bioreactor. **Bioresour. Technol.** 101, p. 1873-2976, 2010.

JINGURA, R.M., MATENGAIFA, R. Optimization of biogas production by anaerobic digestion for sustainable energy development in Zimbabwe. **Renew. Sust. Energy Rev.** 13, p. 1116-1120, 2009.

KIM, J.K., OH, B.R., CHUN, Y.N., KIM, S.W. Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic digestion of food waste. **J. Biosci. Bioeng.** 102, p. 328- 332, 2006.

LESTEUR, M. et al. Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: a review. **Process Biochem.** 45, p. 431-440, 2010.

LEE, J., SONG, J., HWANG, S., 2009. Effects of acid pre-treatment on bio hydrogen production and microbial communities during dark fermentation. **Bioresour. Technol.** 100, 1491-1493.

LEITE, V.D; LOPES, W.S; SOUSA, J.T e PRASAD, S. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13 , p. 190-196, 2010.

LEITE, V.D. SOUSA, J.T.; LOPES, W. S.; HENRIQUE, I.N.; BARROS, A.J.M. Bioestabilização Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos: aspectos quantitativos. *Revista Tecnológica*, v. 18, n. 2 , p. 90 - 96, 2014.

LOPES, W.S., LEITE, V.D., PRASAD, S. Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for treating municipal solid waste. **Bioresour. Technol.** 94, p. 261-266, 2004.

MUMME, J., LINKE, B., TOLLER, R. Novel upflow anaerobic solid-state (UASS) reactor. **Bioresour. Technol.** 101, p. 592-599, 2010.

TCHOBANOGLOUS , G. **Integrated solid Waste Management, Civil Engineering Series.** Mc Graw - Hill International Editions, 1993.

THEMELIS, N.J., ULLOA, P.A. Methane generation in landfills. **Renew. Energy** 32, p. 1243-1257, 2007.

TROSCHINETZ, A.M., MIHELICIC, J.R. Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. **Waste Manage.** 29, p. 915-923, 2009.

YU, H., HUANG, G.H. Effects of sodium as a pH control amendment on the composting of food waste. **Bioresour. Technol.** 100, p. 2005-2011, 2009.

# Revisão crítica da literatura sobre aplicação da Avaliação de Ciclo de Vida ao tratamento de esgotos

## *A critical review of the literature on the application of Life Cycle Assessment to wastewater treatment*

- **Data de entrada:**  
17/03/2016
- **Data de aprovação:**  
03/10/2016

Thais Andrade de Sampaio Lopes\* / Asher Kiperstok / Viviana Maria Zanta / Luciano Matos Queiroz

DOI:10.4322/dae.2017.005

### Resumo

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta que avalia de forma abrangente os potenciais impactos ambientais associados a um produto ou serviço. Este artigo é uma revisão da literatura baseada em publicações científicas dos bancos de dados internacionais, nos anos de 1998 e 2013, sendo analisados 15 artigos que aplicaram a ACV em sistemas de tratamento de esgotos. A maioria dos artigos considera a realidade europeia e conclui que quanto maior o grau de sofisticação requerido durante a operação das estações de tratamento de esgoto (ETE), maiores os impactos ambientais associados ao ciclo de vida dos sistemas de tratamento de esgotos. Assim, destaca-se a incipiente aplicação de ACV na área de tratamento de esgotos no Brasil. O uso da ACV pode auxiliar na identificação dos potenciais impactos associados ao tratamento de esgotos, além do lançamento de esgotos tratados em corpos hídricos, auxiliando na tomada de decisão quanto à definição dos arranjos tecnológicos aplicados às ETE.

**Palavras-chave:** Avaliação do Ciclo de Vida. Esgoto doméstico. Estações de Tratamento de Esgoto.

### Abstract

*Life Cycle Assessment (LCA) is a tool that allows evaluating environmental potential impacts associated with a product or service. This article presents a critical review of the literature based on scientific publications in international databases between the years 1998 and 2013 on the application of Life Cycle Assessment to wastewater treatment plants (WWTP), 15 papers that applied LCA to evaluate WWTP were analyzed. Most papers consider the European reality and conclude that the environmental impacts from WWTP are related to the high levels of treatment required resulting in an increase of the operational complexity. Thus, highlighting the incipient application of the LCA in wastewater treatment systems in Brazil. LCA can help to identify potential environmental impacts associated with wastewater treatment systems and also the discharge of treated wastewater into water bodies, assisting in decision making regarding the technologies of treatment used in the WWTP.*

**Keywords:** Life Cycle Assessment. Domestic wastewater. Wastewater treatment plants.

**Thais Andrade de Sampaio Lopes** – Mestre em Meio Ambiente, Águas e Saneamento pela Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia (UFBA). Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Energia e Ambiente da UFBA.

**Asher Kiperstok** – PhD em Engenharia Química/Tecnologias Ambientais pela University of Manchester Institute of Science and Technology. Professor Associado IV do Departamento de Engenharia Ambiental da Escola Politécnica da UFBA.

**Viviana Maria Zanta** – Doutora em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela EESC (Escola de Engenharia de São Carlos) da USP (Universidade de São Paulo). Professora Associada III do Departamento de Engenharia Ambiental da Escola Politécnica da UFBA.

**Luciano Matos Queiroz** – Doutor em Engenharia Civil pela Escola Politécnica da USP. Professor Adjunto IV do Departamento de Engenharia Ambiental da Escola Politécnica da UFBA.

\***Endereço para correspondência:** Escola Politécnica da UFBA, Rua Aristides Novis, 02, 4º andar, Departamento de Engenharia Ambiental, Federação, Salvador, Bahia, CEP: 40.210 -630. E-mail: lopestas@gmail.com.

## 1 INTRODUÇÃO

As tecnologias de tratamento de esgotos domésticos possuem diferentes características e desempenhos e geram diferentes impactos no ambiente. Alguns processos de tratamento de esgotos apresentam alto consumo energético ou usam materiais com alta carga energética embutida; outros ocupam uma extensa área de terra. A minimização dos impactos ambientais é uma das funções das ETE, portanto deveria ser concebida de modo que os impactos globais sobre o meio ambiente fossem considerados, e não apenas aqueles oriundos do lançamento dos esgotos tratados nos corpos hídricos receptores (Dixon et al., 2003).

A legislação ambiental vigente na maioria dos países restringe os valores de concentrações de poluentes, nutrientes e microrganismos patogênicos com o objetivo de minimizar os impactos ambientais do lançamento de águas residuárias tratadas nos corpos hídricos naturais. Entretanto, não abrangem outros potenciais impactos ambientais que são ocasionados pela implantação, operação e retirada de operação das ETE (Foley et al., 2010).

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta que permite avaliar os potenciais impactos ambientais associados a um produto, processo ou serviço durante seu ciclo de vida, ou, como traduz a expressão usualmente utilizada, “do berço ao túmulo”. A partir da identificação e quantificação das entradas e saídas de materiais e energia, avalia os aspectos ambientais associados aos potenciais impactos e identifica oportunidades de melhorias ambientais (Setac, 1993).

No caso dos processos de tratamento de esgotos, a ACV trata com abrangência as questões ambientais e permite avaliar de forma holística os aspectos ambientais e potenciais impactos associados, gerando informações que podem auxiliar na escolha de tecnologias pelos tomadores de

decisão e identificar pontos críticos dos processos (Lopsik, 2013).

O uso da ACV aplicada a estudos na área de saneamento, sobretudo no tratamento de esgotos, ainda é incipiente, de fato, não há muitos trabalhos publicados com aplicação rigorosa da técnica nessa área no Brasil e na América Latina. No entanto, na comunidade científica internacional, sobretudo na Europa, por meio do incentivo da *International Water Association (IWA)*, trabalhos e estudos para a avaliação de desempenho de ETE aplicando a técnica de ACV são frequentemente realizados (Tillman et al., 1998; Hospido et al., 2007; Gallego et al., 2008; Foley et al., 2010; Fuchs et al., 2011; Lopsik, 2013).

Diante desse cenário, o presente artigo tem como objetivo apresentar uma revisão crítica da literatura sobre a aplicação de ACV no processo de tratamento de esgotos domésticos. A partir dessa revisão, foram levantados os principais pontos abordados nos artigos estudados, tais como: o objetivo, o escopo, o método e o *software* utilizado, as categorias de impacto analisadas e os resultados. Encontraram-se 15 artigos publicados entre os anos de 1998 e 2013. A abrangência temporal (quinze anos) visou analisar a evolução metodológica dos estudos de ACV aplicados às ETE.

A metodologia utilizada foi a busca e análise de artigos, usando como palavras-chave para a pesquisa os termos: “*Wastewater Treatment Plants*” (WWTP), “*Life Cycle Assessment*” (LCA), “*Life Cycle Inventory* (LCI), “*UASB Reactor*”, “*Constructed Wetlands*” e “*Activated Sludge*” com o objetivo de encontrar artigos científicos sobre o tema nas principais bases de dados internacionais, como: *Science Direct*, *Springer Link*, *IWA Publishing* e *ACS Publications*.

Apenas artigos publicados na língua inglesa foram incluídos na presente revisão. Como principal critério de determinação da relevância das publicações utilizou-se o número de citações. Dentre

os autores mais citados estão: Dixon et al., 2003; Foley et al. 2007; Gallego et al., 2008; Hospido et al., 2008; Renou et al., 2008. A partir desses critérios aplicados foram destacados 15 artigos que avaliam o desempenho ambiental de ETE aplicando a ferramenta ACV.

Diferentes tecnologias e tipos de cenário que envolvem combinação de várias fases de tratamento de esgotos foram avaliados, incluindo as seguintes etapas: ACV da etapa de coleta dos esgotos (rede coletora), recalque (bombeamento), e tratamento de esgotos (Tillman et al., 1998), tratamento de esgotos incluindo as fases de construção, operação e demolição (Renou et al., 2008; Weiss et al., 2008), construção ou operação das ETE (Dixon et al., 2003; Foley et al., 2007; Lundin et al., 2000) e, por fim, somente a fase de operação da ETE (Gallego et al., 2008; Hospido et al., 2008).

## 2 AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA: DEFINIÇÕES E ASPECTOS NORMATIVOS

A ACV é uma ferramenta de gestão ambiental que permite avaliar os fluxos de entrada e saída envolvidos em um produto ou serviço ao longo do seu ciclo de vida, e quaisquer alterações no meio ambiente, negativas ou positivas, que resultem das etapas de um sistema ou processo. Pode abranger desde a fase de desenvolvimento do produto até seu destino final ou reciclagem, analisando a questão ambiental de forma holística capaz de atender as técnicas de prevenção da poluição (Rodrigues et al., 2008).

De acordo com a NBR ISO 14040 (ABNT, 2009), o estudo de ACV compreende quatro fases iterativas: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação. Na fase de definição de objetivo e escopo são fixados os propósitos e amplitudes, a fronteira do estudo

e a unidade funcional. Na análise de inventário de ciclo de vida (ICV) deve-se proceder ao levantamento de dados e à quantificação de entradas e saídas de matéria e energia. Na etapa de avaliação de impacto (AICV), os dados e informações gerados são associados às categorias de impacto. Por fim, na fase de interpretação, os dados obtidos são combinados e analisados de acordo com os objetivos pré-definidos.

A ACV é uma ferramenta que fornece base para a adoção de medidas mitigadoras preventivas ou corretivas, preconizadas pela produção mais limpa. Torna-se importante para a tomada de decisão e como subsídio para a compreensão de temas como: gerenciamento e preservação de recursos naturais, identificação de pontos críticos e otimização de sistemas, desenvolvimento de novos serviços e produtos, otimização de reciclagem mecânica e energética, além de definir parâmetros para a rotulagem ambiental de produtos (Coltro, 2007).

Há limitações, porém, em todas as fases da ACV, que devem ser examinadas e aprimoradas pelos pesquisadores e profissionais envolvidos nessa área do conhecimento. Na definição do Objetivo e Escopo, os problemas são a escolha da unidade funcional, a delimitação da fronteira do sistema, considerações relativas a impactos econômicos e sociais e análise de cenários alternativos. Durante a fase de elaboração do Inventário são: a alocação, os critérios de definição de aspectos representativos ou desprezíveis, ausência de dados reais e as considerações sobre especificidades técnicas locais. Na AICV, as complicações acontecem na definição dos métodos de avaliação e das categorias de impacto e a representatividade local. Na Interpretação, os pesquisadores devem ficar atentos à ponderação e à avaliação e à incerteza nos processos de decisão (Reap et al., 2008).



### 3 APLICAÇÃO DA ACV NO TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) vem sendo utilizada no mundo, com maiores publicações na Europa, para avaliar os potenciais impactos ambientais associados a sistemas de esgotamento sanitário, mostrando-se uma ferramenta válida para identificar de forma abrangente os impactos ambientais envolvidos na implantação, construção e operação de ETE.

Desse modo, Fuchs et al. (2011) utilizaram a ACV para comparar o impacto ambiental de *wetlands* construídos de fluxo vertical e horizontal, incluindo as emissões de gases de efeito estufa. Adicionalmente, compararam os *wetlands* construídos com sistemas convencionais de tratamento considerando a aquisição de materiais, montagem e operação. O estudo concluiu que os *wetlands* apresentam menor impacto ambiental em termos de consumo de recursos e emissão de gases de efeito estufa. Adicionalmente, foi possível concluir que *wetlands* construídos de fluxo vertical são menos impactantes para a remoção de nitrogênio do esgoto doméstico.

Os resultados de um estudo de Inventário de Ciclo de Vida (ICV) realizado por Foley et al. (2010), considerando diferentes cenários, indicaram que o aumento das eficiências de remoção de nitrogênio e fósforo elevam as emissões (gases de efeito estufa para atmosfera e lodo biológico de processo) e o consumo de recursos (energia, infraestrutura, produtos químicos). Essas evidências mostraram o aumento da carga de impactos ambientais negativos à custa de uma melhor qualidade do efluente. Esse resultado evidencia a importância do desenvolvimento de processos de segregação e aproveitamento de nutrientes pre-

sentes nas correntes que compõem o esgoto doméstico, antes da sua chegada às ETE.

Gallego et al. (2008) aplicaram ACV para analisar os impactos ambientais de diferentes tecnologias de tratamento de esgotos em pequenas populações. Os resultados foram expressos, principalmente, em duas categorias de impacto: eutrofização devido à presença de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica no efluente tratado e ecotoxicidade terrestre, devido à presença de metais pesados presentes no lodo do processo.

O consumo de energia tem uma contribuição relevante sobre os potenciais impactos, mostrando que tratamentos com aeração forçada apresentaram maior potencial de impacto ambiental. Além disso, os estágios de maior contribuição ao longo do ciclo de vida da ETE foram: descarte do efluente tratado, operação e, em menor proporção, a implantação do sistema.

A Tabela 01 mostra o resumo dos artigos com a aplicação de ACV no tratamento de esgoto, com o autor, ano e local, objetivos e tecnologias, escopo, fronteira e unidade funcional (UF), métodos de avaliação e *software* utilizado e os resultados obtidos nesses estudos, de acordo com as fases da metodologia da ACV.

Constata-se na Tabela 01 que os artigos buscam comparar sistemas ou tecnologias de tratamento de esgoto usando a ferramenta de ACV. Alguns compararam sistemas convencionais com alternativas de saneamento ecológico com segregação de correntes; outros compararam sistemas de atendimento em grande escala com de pequena escala.

Tabela 01 – Resumo de artigos publicados aplicando ACV no tratamento de esgoto

Nº	Referência (Local)	Objetivo	Escopo	Método/ Software	Categorias de impacto	Resultados
1	Tillman et al., (1998) (Suécia)	Comparar dois cenários alternativos de coleta, transporte e tratamento de esgotos.	(1) Rede coletora, tratamento, digestão, secagem do lodo e filtros de areia. (2) Segregação de corrente, urina como fertilizante; lodo para agricultura; água cinza tratada em filtros. U.F: 1 PE durante 1 ano.	Somente ICV.	Somente ICV.	Ambos cenários com menor impacto do que o existente, e a segregação com menor impacto. Menor consumo de energia para o sistema existente. Emissões para o ar menores para os dois cenários.
2	Lundin, et al., (2000) (Suécia)	Comparar o tratamento convencional, em grande e pequena escala, com a separação da urina e a compostagem da água negra.	Operação do sistema convencional em grande escala com separação da urina. Construção e operação em pequena escala e da compostagem. Inclui: coleta, tratamento e transporte químicos e materiais, energia e fertilizantes. U.F: 1 PE durante 1 ano.	Somente ICV.	Somente ICV.	O sistema em larga escala é melhor para a construção e operação. A separação da urina é eficiente na reciclagem de nutrientes para a agricultura. Sistema em larga escala com separação da urina é vantajoso.
3	Dixon et al., (2003) (Reino Unido)	Avaliar o impacto ambiental da construção e operação dos <i>wetlands</i> e compará-los a uma tecnologia convencional. Tecnologias: <i>wetland</i> construído e filtro aerado.	Aplicação hipotética de tratamento fornecida por uma empresa. Inclui: materiais, transporte e operação, manufatura e implantação. Sem o fim-de-vida. U.F: PE (1PE =0,2 m <sup>3</sup> /dia).	SimaPro	Uso de energia, emissão de CO <sub>2</sub> , emissão sólida e uso do solo.	O consumo de energia é similar. O transporte para a construção e a operação tem maior consumo de energia e emissão de CO <sub>2</sub> . O impacto do <i>wetland</i> é reduzido se o solo escavado for usado no leito.
4	Machado et al., (2006) (Portugal)	Comparar o impacto de 3 sistemas para pequenas populações. Tecnologias: <i>wetland</i> construído, infiltração lenta e lodo ativado.	Construção, implantação, operação, manutenção, fim-de-vida e disposição final. Inclui os materiais, os combustíveis e os processos envolvidos durante 20 anos. U.F: 100 PE.	CML 2 Baseline 2000/ SimaPro.	AD, GW, OLD, HT, TE, PO, AC, EU.	<i>Wetland</i> e infiltração apresentam menor uso de materiais na construção, baixo uso de energia na operação e absorção de CO <sub>2</sub> .
5	Hospido et al., (2007) (Espanha)	Avaliar 4 ETE para até 125.000 hab. Tecnologias: tratamento primário e secundário, digestão anaeróbia e desidratação do lodo com aplicação no solo.	Leva em consideração: existência de tratamento secundário, digestão anaeróbia e diferentes tipos de desidratação do lodo. U.F: 1 PE.	CML 2 2002/ SimaPro 5.1	EU, OLD, GW, AC, PO, AD, HT, MAE, TE, FWAE.	Alto consumo de energia no tratamento secundário. A descarga de NH <sub>3</sub> e P é o mais impactante para categoria de EU. A digestão anaeróbia reduz o impacto da aplicação do lodo no solo.
6	Gallego et al., (2008) (Espanha)	Analisar diferentes ETE para pequenas populações. Tecnologias: anaeróbio-aeróbio-anóxico, aeróbio-anóxico e aeração prolongada.	Subsistemas: pré-tratamento e tratamento primário, tratamento secundário, tratamento do lodo, uso e transporte do lodo. Para construção e operação. U.F: PE.	CML 2 Baseline 2000 /SimaPro 6.0	AD, GW, OLD, TE, PO, AC, EU.	Principais categorias: EU e TE. Aeração prolongada aumenta o consumo de energia. Etapas de maior contribuição: descarga de água, operação e em menor escala a implantação do sistema.
7	Renou et al., (2008) (França)	Avaliar os métodos de AICV. Tecnologias: tanque anaeróbio, lodo ativado, clarificação.	Inclui: tratamento do efluente e do lodo, produção e transporte de químicos, produção de energia, resíduos e transporte do lodo. U.F: volume de esgoto tratado em um ano.	CML 2000, Eco Indicador 99, EDIP 96, EPS, Ecopoints 97/ SimaPro 5.	AC, EU, RD, GHE, HT.	Consistência entre os métodos para GEE, depleção dos recursos naturais e AC. Atenção especial para a toxicidade humana devido às discrepâncias entre os métodos.
8	Weiss et al., (2008) (Suécia)	Compara os impactos e o uso de recursos naturais. Tecnologias: infiltração, precipitação química e filtros específicos para remoção de P.	Inclui: extração da matéria-prima, produção de materiais, operação do sistema, disposição e reciclagem dos resíduos. Inclui: uso de energia, recursos, emissões para o ar e água. U.F: 1 PE por/ano.	AICV: classificação, caracterização, normalização.	AD, GW e EU.	A precipitação química é mais favorável para a conservação ambiental e dos recursos. Os filtros reduzem a EU, mas têm alto consumo de energia. A infiltração tem baixo impacto, exceto para EU.

**Tabela 01** – Resumo de artigos publicados aplicando ACV no tratamento de esgoto

Nº	Referência (Local)	Objetivo	Escopo	Método/ Software	Categorias de impacto	Resultados
9	Hoibe et al., (2008) (Dinamarca)	Avaliação ambiental de tecnologias de tratamento. Tecnologias: filtro de areia, ozônio e biorreator de membrana (MBR).	Inclui: materiais de construção, energia para a operação, disposição do lodo e emissões, além de metais pesados, disruptores endócrinos e detergentes presentes no efluente. UF: 1 m³ de esgoto tratado.	EDIP	GW, AC, EU e FWAE.	Os filtros de areia são mais vantajosos pelo baixo consumo de energia e alta eficiência na remoção de metais pesados.
10	Benetto et al., (2009) (Luxemburgo)	Comparar o saneamento ecológico (Ecosan) com sistema convencional em um edifício comercial. Tecnologias: segregação de correntes, águas marrons, amarelas e cinzas.	Inclui: compostagem da parte sólida para o campo; estocagem das águas amarelas para o campo; águas cinzas tratadas em <i>wetlands</i> ; incineração do lodo. UF: esgoto gerado por 40 trabalhadores em 220 dias/ano.	Umberto 5.5 para o ICV.	Demanda Cumulativa Exergética, EU, AC, GW e as categorias de <i>endpoint</i> .	Ecosan reduz o impacto no ecossistema, mas apresenta impacto nos recursos, saúde humana e mudança climática, promissor em pequena escala.
11	Foley et al., (2010)	ICV de dez cenários. Tecnologias: reator anaeróbio, lodo ativado, remoção biológica de nutrientes e lagoa de estabilização.	Inclui: geração do esgoto até descarte, emissões para o ar, energia e químicos, para a construção e operação. UF: 10 mL/dia (5000 kg de DQO/dia, 500 kg N/dia, 120 kg/dia) em 20 anos.	Somente ICV.	Somente ICV.	Maior remoção de N e P aumenta as emissões (GEE e lodo) e o consumo de recursos (energia, infraestrutura e químicos). Quanto melhor a qualidade do efluente final, maiores os impactos.
12	Roux et al., (2010) (França)	ACV de três sistemas com mesma carga de DBO para uma rede de esgoto usando dados de <i>Ecoinvent</i> . Tecnologias: <i>wetland</i> e sistema de lodo ativado.	Dois sistemas excluem o tratamento do lodo gerado. O terceiro sistema é a descarga do esgoto bruto sem tratamento. Todos incluem a rede coletora. UF: Carga orgânica nominal diária (kg DBO).	CML midpoint Ecoindicator SimaPro	AD, GW, OLD, HT, FWAE, MAE, TE, AC, EU.	Os <i>wetlands</i> têm menor impacto em todas as categorias, exceto para EU. A rede coletora apresenta grande impacto em todas as categorias, menos para EU.
13	Fuchs et al., (2011) (EUA)	Comparar <i>wetlands</i> quanto à emissão de GEE e com sistemas convencionais quanto aos materiais, montagem e operação. Tecnologia: <i>wetlands</i> .	Tanque séptico seguido de <i>wetlands</i> incluindo uso da terra, solo, vegetação, forro, coleta de esgoto e transporte. UF: 400 PE em 50 anos, com efluente de 5 mg/L NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - N. 1 PE = 150 L/dia de esgoto.	Ecoindicator 99, CML 2/ Baseline 2000 SimaPro 7.0	Categorias de <i>endpoint</i> . <i>Midpoint</i> : AC, EU, GW, OLD.	Os <i>wetlands</i> apresentam menor impacto ambiental em termos de consumo de recursos e emissão de GEE.
14	Lopsik K., (2013) (Estônia)	Avaliar os impactos ambientais de duas tecnologias usando ACV. Tecnologias: <i>wetland</i> construído e lodo ativado aeração prolongada.	Inclui: sistema de esgoto, materiais de construção, uso da terra, uso de eletricidade, uso de químicos e os parâmetros de descarga do efluente tratado, para a construção e operação. UF: 1 PE (60 g de DBO/h) durante 15 anos de operação.	Impact 2002 + e Recipe/ SimaPro Faculty 7.2	Todas as categorias de <i>midpoint</i> e <i>endpoint</i> .	O principal impacto do <i>wetland</i> é no uso de agregado leve de argila expandida. Os impactos do lodo ativado são no uso de energia e no efluente final, durante a operação.
15	Padilla et al., (2013) (México)	ACV de três cenários de tratamento com baixa, média e alta vazão. Tecnologias: lodo ativado convencional e com aeração prolongada.	Tratamento do esgoto, dos resíduos sólidos e do lodo, inclui os materiais e energia, emissões atmosféricas, resíduos sólidos e disposição do lodo, para a operação. UF: 1 m³ de esgoto em 20 anos.	CML2000/ SimaPro.	AD, AC, GWP 100, EU, PO, OLP, HT, TE.	O maior impacto no tratamento do esgoto é para GW e TE, devido ao uso de energia. A disposição dos resíduos contribui mais para OLD.

Legenda: População Equivalente (PE), Unidade Funcional (UF) e Gases de Efeito Estufa (GEE). Categorias de Impacto: Depleção Abiótica (AD), Aquecimento Global (GW), Depleção da Camada de Ozônio (OLD), Toxicidade Humana (HT), Ecotoxicidade Aquática Água Doce (FWAE), Ecotoxicidade Marinha (MAE), Ecotoxicidade Terrestre (TE), Oxidação Fotoquímica (PO), Acidificação (AC), Eutrofização (EU), Depleção dos Recursos (RD) e Gases de Efeito Estufa (GHE).

#### 4 DISCUSSÃO

A análise dos artigos publicados mostra que os estudos de ACV aplicados no tratamento de esgoto vêm avançando ao longo do tempo. Os dois primeiros artigos apresentados em ordem cronológica só fizeram estudos de ICV, e os demais já avançaram para estudos completos de ACV. Entretanto, isso não diminui a importância de estudos de ICV na área de tratamento de esgotos, pois a coleta de dados é a parte mais laboriosa na ACV, além da importância da geração de informações para os bancos de dados.

Os estudos de ICV de sistemas de tratamento de esgoto para a realidade brasileira ainda são muito incipientes, o que os torna de extrema importância para compor um banco de dados nacional. O banco de dados mais utilizado nos estudos de ACV, o Ecoinvent®, não traz dados de processos de tratamento em escala real para o Brasil e para a América Latina.

A utilização dos *softwares* e inclusão das categorias de impacto, tanto de *midpoint* como de *endpoint*, vem aumentando dentro dos estudos de ACV para o tratamento de esgotos, já que essa ferramenta facilita a determinação dos impactos envolvidos. Destaca-se o *software SimaPro®* como o mais utilizado nos estudos revisados e as categorias de impacto de *midpoint* sendo mais avaliadas do que as categorias de *endpoint*.

Os artigos analisados que comparam sistemas convencionais de tratamento com alternativas de segregação de correntes mostram que, em pequena escala, a segunda opção gera menores impactos ambientais e uma melhor eficiência para a reciclagem de nutrientes. Sistemas com separação da urina podem ser especialmente vantajosos, principalmente quando se incluem os efeitos da produção industrial de fertilizantes nitrogenados.

Os artigos que comparam diferentes tecnologias de tratamento de esgoto concluem que, devido ao alto consumo de energia, a tecnologia de lodo ativado

apresenta maior impacto do que reatores anaeróbios e filtros percoladores. Já os *wetlands* construídos podem apresentar menor impacto ambiental em todo o seu ciclo de vida do que tecnologias mais sofisticadas, devido ao menor consumo de materiais e energia, e emissões de gases de efeito estufa. A comparação entre *wetlands* concluiu que os de fluxo vertical são menos impactantes para a remoção de nutrientes que os de fluxo horizontal.

Quanto ao ciclo de vida do tratamento de esgotos, a maioria dos estudos conclui que a fase de operação é mais impactante que a construção, e consideram o impacto da fase de desconstrução (fim-de-vida) insignificante em relação às outras fases. Entretanto, destacamos que a fase de construção não deve ser esquecida, devendo ser analisada sempre que houver dados disponíveis na literatura ou de projeto. Park et al. (2003) enfatiza que a infraestrutura, como as edificações e as instalações dos sistemas de tratamento, tem características diferentes do produto final, que é o efluente tratado, e, por isso, deve ser inserida na avaliação dos potenciais impactos envolvidos ao longo do ciclo de vida das ETE.

A análise dos artigos aponta a escolha da fronteira do sistema como uma das limitações da ferramenta, ou seja, quais processos devem ser incluídos no estudo, desde a rede coletora até o descarte final no corpo hídrico receptor ou incluir somente a ETE. Outra limitação é a escolha da unidade funcional (UF), principalmente quando se pretende comparar diferentes cenários ou quando se usam dados locais. Hospido et al. (2007) aponta como uma boa escolha o volume de esgoto tratado por um período de tempo desde que se baseie em dados reais. Já para estudos comparativos, pode ser mais representativo usar a População Equivalente (PE), relativo à carga orgânica do esgoto expressa pela razão entre massa de matéria orgânica e tempo.

Observa-se que a maioria dos trabalhos foi realizada no continente europeu, o que pode estar relacionado à Diretiva Europeia 91/271/ECC, que esta-

beleceu que todo efluente gerado em populações entre 10.000 e 15.000 PE deve ser tratado em nível secundário. Essa determinação trouxe um desafio para as autoridades europeias envolvidas com a gestão de esgotos, principalmente com relação à definição das tecnologias de tratamento de esgoto para pequenas comunidades (Gallego et al., 2008).

Esse fato ajuda a explicar o aumento do número de estudos ambientais sobre diferentes tecnologias de tratamento de esgotos realizados na Europa e o aumento do número de publicações nessa área, a partir do ano de 2006 (prazo final da Diretiva Europeia 91/271/ECC), o que demonstra a importância da ACV como uma ferramenta de auxílio à tomada de decisão cada vez mais aceita para analisar o desempenho ambiental das ETE.

Considerando o enorme desafio de elevar os níveis de atendimento dos serviços de esgotamento sanitário nos países em desenvolvimento, fica evidente a importância do incentivo à realização de maior número de estudos de ACV na área de esgotamento sanitário nas outras regiões do planeta, sobretudo com o objetivo de identificar os potenciais impactos ambientais respeitando as diferenças climáticas, culturais, tecnológicas, sociais e financeiras. O desafio para o desenvolvimento desses estudos é, principalmente, a construção e acesso a bancos de dados confiáveis, que reflitam a realidade local e permitam o aperfeiçoamento da aplicação da ACV e de métodos de avaliação de impacto.

Outro aspecto não menos relevante é a criação e o acesso a *softwares* livres para a realização de ACV. Os trabalhos levantados mostram a extensa utilização de *softwares* registrados cujo acesso possui custos elevados de aquisição para muitos grupos de pesquisa, sobretudo nos países em desenvolvimento. Esse fato ajuda a explicar a relevância da realização de estudos de ICV que não alcançam uma aplicação rigorosa da técnica. Assim, o incentivo aos estudos para identificar os potenciais impactos respeitando a realidade local para auxiliar

na tomada de decisão pelas partes envolvidas na área de esgotamento sanitário se faz necessário.

Considerando a realidade brasileira, a Rede Nacional de Pesquisa sobre Tratamento de Esgotos Descentralizados (Rented), financiada pela Finep - Inovação e Pesquisa, empresa pública vinculada ao Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação do Governo Federal, tem como um dos objetivos a aplicação da ACV em sistemas de tratamento de esgotos descentralizados que atendem a populações de pequeno porte. Essa iniciativa pode ser caracterizada como um marco do início da preocupação por parte dos especialistas em esgotamento sanitário com a avaliação holística de desempenho ambiental das ETE.

Assim, o presente estudo reforça a importância da inserção da ACV como uma ferramenta de avaliação de impacto e desempenho ambiental de ETE para auxiliar na tomada de decisão desde o planejamento, implantação e operação, incluindo a escolha das tecnologias adotadas e o grau de tratamento necessário.

## 5 CONCLUSÕES

A aplicação rigorosa da ACV para avaliar os potenciais impactos ambientais associados às estações de tratamento de esgotos ainda é incipiente na maior parte dos continentes.

A maioria dos estudos concluiu que, quanto maior o grau de tratamento, maiores são os impactos ambientais associados ao ciclo de vida. Evidenciando a carga de impactos ambientais negativos à custa de uma melhor qualidade do efluente final visando à proteção dos cursos d'água.

Recomenda-se o fortalecimento de uma cultura de concepção de projetos de sistemas de esgotamento sanitário que incorpore os aspectos ambientais ao longo de todo o ciclo de vida e permita uma tomada de decisão mais racional e alinhada com os princípios da preservação ambiental.



## REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14.040: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura**. Rio de Janeiro, 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14.044: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações**. Rio de Janeiro, 2009.
- BENETTO E. et al. Life cycle assessment of ecological sanitation system for small-scale wastewater treatment. In: **Science of the Total Environment**, 407, pp.1506 - 1516.
- COLTRO, L. (org.) (2007). **Avaliação do ciclo de vida como instrumento de gestão**. Campinas: CETEA/ITAL.
- DIXON A., SIMON M., BURKITT T. (2003). Assessing the environmental impact of two options for smallscale wastewater treatment: comparing a reedbed and an aerated biological filter using a life cycle approach. **Ecological Engineering** 20, 297- 308.
- FOLEY J., DE HAASA D., HARTLEYB K., LANT P. (2010). Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. **Water Research**, 44, 1654 - 1666.
- FUCHS V.J., MIHELICIC J.R., GIERKE J.S. (2011). Life cycle assessment of vertical and horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment considering nitrogen and carbon greenhouse gas emissions. **Water Research**, 45, 2073 - 2081.
- GALLEGO A., HOSPIDO A., MOREIRA M.T., FEIJOO G. (2008). Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. **Resources, Conservation and Recycling**, 52, 931-940.
- HOIBYE L. et al. (2008). Sustainability assessment of advanced wastewater treatment Technologies. **Water Science & Technology**, 58, 963-968.
- HOSPIDO A., MOREIRA M.A., FEIJOO G. (2007). A Comparison of Municipal Wastewater Treatment Plants for Big Centres of Population in Galicia (Spain). **The International Journal of Life Cycle Assessment**, 13, 57-64.
- LOPSIK K. (2013). Life cycle assessment of small-scale constructed wetland and extended aeration activated sludge wastewater treatment system. **International Journal of Environmental Science and Technology**, 10, 1295-1308.
- LUNDIN M., BENGSSON M., MOLANDER S. (2000). Life Cycle Assessment of Wastewater Systems: Influence of System Boundaries and Scale on Calculated Environmental Loads. **Environmental Science and Technology**, 34, 180-186.
- MACHADO A.P. et al (2006). Life Cycle Assessment of wastewater treatment options for small and decentralized communities: energy-saving systems versus activated sludge. In: PROCEEDINGS OF 10TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL. IWA.
- PADILLA F.H. (2013). LCA as a tool of decision making process for the environmental improvement of wastewater treatment in Latin American and the Caribbean: the case of activated sludge technology. Proceedings of the 5th International Conference on Life Cycle Assessment - CILCA.
- PARK K. et al (2003) Quantitative Assessment of Environmental Impacts on Life Cycle of Highways. **Journal of Construction Engineering Management**. 129 (1), p. 25-31.
- REAP J., ROMAN F., DUNCAN S., BRAS B. (2008). A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 1: goal and scope and inventory analysis. **The International Journal of Life Cycle Assessment**. 13, 290- 300.
- RENOU S., THOMAS J.S., AOUSTINA E., PONS M.N. (2008). Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. **Journal of Cleaner Production**, 16, 1098-1105.
- RODRIGUES C.R.B., ZOLDAN M.A., LEITE M.L.G., OLIVEIRA I.L. (2008). Sistemas computacionais de apoio a ferramenta Análise de Ciclo de Vida do produto (ACV). In: **Anais do XXVIII Encontro Nacional de Engenharia de Produção: A integração de cadeias produtivas com a abordagem da manufatura sustentável**.
- ROUX P., BOUTIN C., RISCH E., HEDUIT A. (2010). Life Cycle environmental Assessment (LCA) of sanitation systems including sewerage: Case of vertical flow constructed wetlands versus activated sludge. In: 12th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 2, 879 - 887.
- SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC). (1993). **Guidelines for Life-Cycle Assessment: A "Code of Practice"**. Sesimbra, Portugal.
- TILLMAN A.M., SVINGBY M., LUNDSTRÖM H. (1998). Life Cycle Assessment of Municipal Waste Water Systems. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, 3, 145 - 157.
- WEISS P., EVEBORN D., KÄRRMANA E., GUSTAFSSON J.P. (2008). Environmental systems analysis of four on-site wastewater treatment options. **Resources, Conservation and Recycling** 52, 1153-1161.

# Fotocatálise solar por UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> no tratamento de lixiviado de aterro sanitário aliado ao uso de inibidor na remoção de DQO e cor

*Solar photocatalysis for UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> in landfill leachate treatment ally to inhibitor use in COD and color removal*

- ▶ **Data de entrada:**  
29/06/2016
- ▶ **Data de aprovação:**  
18/10/2016

Arthur Marinho Cahino\* / Elisângela Maria Rodrigues Rocha

DOI:10.4322/dae.2017.006

## Resumo

Os processos oxidativos avançados (POA) surgem como alternativa ao tratamento de efluentes recalcitrantes, como lixiviados de aterros sanitários, devido a sua eficácia e boa relação de custo-benefício. Avaliou-se a eficiência do processo de fotocatalise homogênea solar por UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> como tratamento do lixiviado oriundo do Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa (PB). Utilizaram-se planejamentos fatoriais para analisar as variáveis interferentes no processo e encontrar as melhores eficiências em termos de DQO e cor. Realizaram-se três etapas e as variáveis estudadas foram: concentração do H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, concentração do inibidor da reação do peróxido de hidrogênio, tempo e pH. Em termos de DQO, a remoção média foi de 20%, provavelmente devido à interferência do H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Quanto à cor, a remoção média foi de 60%. Os resultados encontrados demonstram a capacidade de degradação da matéria orgânica e a cor do lixiviado pelo processo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, porém precisam ser melhor estudados, visando à otimização do processo.

**Palavras-chave:** Fotocatálise solar. UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Lixiviados de aterro sanitário. Remoção de DQO.

## Abstract

*The advanced oxidation processes (AOP) appears as an alternative to the treatment of recalcitrant wastewater, such a landfills leachate, due its efficiency and good cost-benefit. The efficiency of homogeneous solar photocatalysis process with UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> was evaluated as a treatment of leachate from the Metropolitan Landfill of João Pessoa (PB). The factorial design was applied to analyze the confounding variables of the process and find out the best efficiencies in terms of COD and color. It was performed in three stages and the variables studied were: concentration of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, concentration of the inhibitor reaction of hydrogen peroxide, time and pH. In terms of COD, the average removal was 20%, probably due to interference of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Regarding color, the average removal was 60%. The results show the degradation capability of organic matter and color on landfill leachate by UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> process, but needs to be further investigated in order to optimize the process.*

**Keywords:** Solar photocatalysis. UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Landfill leachate. COD removal.

Arthur Marinho Cahino\* – Graduado em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal da Paraíba. Mestrado em andamento no Programa de Pós-Graduação em Energias Renováveis (PPGER/UFPB).

Elisângela Maria Rodrigues Rocha – Professora Adjunta II do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, da Universidade Federal da Paraíba (Campus I). Membro Efetivo do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECAM/UFPB).

\*Endereço para correspondência: Departamento de Engenharia Civil e Ambiental - Cidade Universitária, João Pessoa, Paraíba, CEP: 58051-900. Tel.: (83) 3216-7200. E-mail: arthur\_jpa@hotmail.com.

## 1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento tecnológico, que ficou consolidado na Revolução Industrial, ocorrida no século XVIII, culminou com o crescimento das metrópoles e a mudança nos hábitos da sociedade, favoreceu o aumento da quantidade e da variedade dos resíduos gerados em virtude do desenvolvimento de técnicas para processamento de matérias primas, causando graves problemas para a humanidade e para o meio ambiente (FIOREZE, 2014).

As grandes metrópoles, sejam elas brasileiras ou mundiais, já possuem aterros sanitários, para onde, na maioria das vezes, são destinados os resíduos sólidos urbanos que, por sua vez, quando entram em contato com água (proveniente principalmente das chuvas), carregam esses detritos formando o lixiviado, que é um líquido escuro de composição bastante complexa e que apresenta um sério problema ambiental devido ao seu alto potencial de contaminação (COSTA et al., 2011; MANNARINO et al., 2011).

A composição diversificada e complexa é considerada uma das principais dificuldades no tratamento de lixiviado por processos convencionais de tratamento, como, por exemplo, os processos biológicos, indicado apenas para lixiviados com alto grau de biodegradabilidade (MORAVIA, 2010).

Tais dificuldades foram abordadas por Kurniawam et al. (2006), que ao estudarem o tratamento do lixiviado a partir de processos físico-químicos concluíram que nenhuma técnica aplicada individualmente é eficiente na remoção de compostos recalcitrantes do lixiviado. Para lixiviados com baixo grau de biodegradabilidade, os métodos físico-químicos têm sido sugeridos em virtude da necessidade de um tratamento mais agressivo para a redução do teor de matéria orgânica dissolvida por meio de reagentes químicos com alto poder de degradação (MARTTINEN et al., 2002 apud MORAVIA, 2010).

Uma alternativa promissora que vem sendo estudada são os processos oxidativos avançados (POA), que se baseiam na oxidação de contaminantes resistentes à degradação por meio da geração de radicais hidroxila, acarretando na quebra compostos orgânicos recalcitrantes em moléculas menores (BRITO, 2014).

Entre os POA, tem-se a fotocatalise solar, que utiliza a radiação UV combinada com catalisadores químicos para degradar a matéria orgânica recalcitrante por meio de reações químicas. Robert e Malato (2002) afirmam que a utilização de processos baseados no aproveitamento da radiação UV solar no tratamento de águas residuárias é um importante fator na redução de custos do processo.

A fotocatalise que combina a radiação UV e a fotólise do  $H_2O_2$  é um POA que tem sido aplicado com sucesso no tratamento de efluentes, devido ao custo acessível do oxidante,  $H_2O_2$ , para produzir radicais hidroxilas que tendem a mineralizar boa parte da matéria orgânica presente em meios aquosos sem a conversão direta em lodo, constituindo mais uma vantagem dessa tecnologia (KASIRI e KATHAEE, 2011; SHU et al., 2006; ROCHA et al., 2010).

A determinação da concentração ótima de peróxido a ser utilizada é fundamental para a eficiência do processo. Altas concentrações de peróxido de hidrogênio geram um residual que, além de representar gasto desnecessário, interfere na geração de radicais hidroxila e na análise da DQO por consumir agentes de oxidação tais como  $K_2Cr_2O_7$ , conduzindo assim a superestimação das medições (LEE et al., 2011; KANG et al., 1999). Pesquisadores afirmam que, além da interferência causada pelo peróxido de hidrogênio, íons cloretos e nitritos têm a capacidade de reduzir a quantidade de dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$ ) utilizada na reação da DQO (LEE et al., 2011; TALINLI e ANDERSON, 1992).

Com o objetivo de reduzir as interferências do peróxido residual, pesquisadores têm estudado a utilização de inibidores como uma maneira de cessar a reação do peróxido e a consequente formação de radicais hidroxila (KAMMRADT, 2004; SOBREIRA, 2009; MOTA, 2010; SANTOS et al., 2012; SOUZA, 2011; FERNANDES, 2015).

Em seus estudos, Kammradt (2004) utilizou a enzima catalase para cessar a atividade do peróxido em virtude da sua eficiência elevada. Esse tipo de enzima, porém, possui um custo financeiro elevado, tornando inviável sua utilização para realizar grande quantidade de experimentos.

Fernandes (2015) empregou diversos tipos de processos oxidativos avançados no tratamento do fármaco propranolol e removeu o peróxido residual por meio da adição de 307 mg sob agitação de bissulfito de sódio ( $\text{NaHSO}_3$ ), com remoção confirmada por meio de fita indicadora de peróxido da marca Merckoquant.

A pesquisa visou avaliar a eficiência do processo de fotocatalise homogênea solar ( $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$ ) aplicado ao pós-tratamento do lixiviado do Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa (PB), investigando as variáveis independentes: concentração de peróxido de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ), pH, tempo de reação e concentração ótima do inibidor bissulfito de sódio, na variável resposta do processo em termos de remoção de DQO e cor.

## 2 METODOLOGIA

### 2.1 Análises físico-químicas

As coletas do lixiviado foram feitas na lagoa facultativa do Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa (coordenadas geográficas  $7^\circ 13' 08,39''$  S e  $34^\circ 57' 48,58''$  O) com o auxílio da Em-

presa Municipal de Limpeza Urbana (EMLUR). O referido aterro está situado na zona metropolitana do município de João Pessoa e possui sistema de coleta e tratamento do lixiviado por sistemas de lagoas de estabilização.

Na caracterização do lixiviado inicial ao processo foram estudados: pH, turbidez, condutividade, alcalinidade total, amônia, nitrato, cloretos,  $\text{DBO}_5$ , DQO de acordo com Standard Methods (APHA, 2005). Para amostras fototratadas por  $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$  solar, foram realizadas as análises de DQO (APHA, 2005), peróxido residual (MENDHAM et al., 2011) e cor, que foi determinada por meio da comparação das amostras com padrões de platina-cobalto (ABNT, 2005) em diferentes concentrações.

### 2.2 Procedimento experimental

#### a) Fotocatálise solar

Utilizou-se o planejamento  $2^3$  com ponto central e Delineamento Composto Central do tipo Rotacional (DCCR) nas etapas 1 e 2, as quais foram realizadas, respectivamente, em março e abril de 2015, quando foi registrada radiação solar média de  $600 \text{ KJ}/\text{m}^2$ , segundo dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Realizou-se também a fotólise do lixiviado inicial em termos de DQO e cor.

As variáveis independentes: pH, concentração do  $\text{H}_2\text{O}_2$  e o tempo de exposição ao sol. As condições estudadas foram determinadas a partir de etapas realizadas anteriormente. Os diagramas de Pareto para avaliação dos efeitos das variáveis e suas interações foi realizado com o software Statistica 7. As condições aplicadas nos referidos experimentos estão descritas na Tabela 1.

**Tabela 1.** Condições aplicadas nos experimentos com planejamento fatorial DCCR

Condições		-1.681	-1	0	+1	+1.681
Etapa 1	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	954	1909	2863	3818	4773
	Tempo (min)	79	120	180	240	281
	pH	5,32	6	7	8	8,68
Etapa 2	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	1741	2015	2418	2821	3096
	Tempo (min)	79	120	180	240	281
	pH	5,32	6	7	8	8,68

### b) Uso do inibidor no final do processo

Com o objetivo de reduzir a interferência do peróxido residual na variável resposta (DQO) após o processo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, realizou-se uma etapa 3, em setembro de 2015, em que se aplicou o inibidor, bissulfito de sódio (NaHSO<sub>3</sub>), após a realização do experimento. O inibidor foi adicionado sob agitação em diferentes concentrações de acordo com planejamento fatorial 2<sup>3</sup> com ponto central. Para esse planejamento, buscou-se determinar a maior eficiência para o tratamento do lixiviado proveniente do aterro sanitário de João Pessoa variando o pH, concentração do peróxido e a concentração do inibidor. O tempo de exposição a radiação foi fixado em 120 minutos. A remoção do peróxido foi verificada por meio de análise titulométrica (KANG et al., 1999). A DQO do bissulfito de sódio em cada uma das concentrações estudadas foi realizada de modo a subtrair o seu valor na DQO das amostras fototratadas. As condições aplicadas no experimento estão descritas na Tabela 2.

**Tabela 2.** Condições aplicadas nos experimentos com planejamento fatorial DCCR

Condições		-1	0	+1
Etapa 3	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	1756	2926	4097
	pH	5	7	9
	NaHSO <sub>3</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	1250	2500	3750

## 3 RESULTADOS

### 3.1 Caracterização físico-química das amostras de lixiviado

A caracterização da amostra bruta oriunda do aterro está apresentada na Tabela 3.

**Tabela 3.** Caracterização da amostra bruta

Parâmetros	Março/2015	Abril/2015	Setembro/2015	Média (±DP)
pH	7,99	7,70	7,67	7,79 (±0,18)
Condutividade elétrica (mS.cm <sup>-1</sup> )	14,47	8,56	8,42	10,48 (±3,45)
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	5.400,00	5.950,00	5.900,00	5.750,00 (±304,14)
Amônia (mg N-NH <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	563,93	974,30	968,82	835,68 (±235,36)
Cloretos (mg Cl.L <sup>-1</sup> )	4.248,00	3.248,99	2.082,67	3.193,22 (±1083,74)
DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	378,00	804,00	908,00	696,67 (±280,83)
DQO (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	3.513,31	3.811,08	4768,30	4.030,90 (±655,74)
DBO <sub>5</sub> /DQO	0,10	0,21	0,19	0,17 (±0,06)

O nível de biodegradabilidade de uma efluente pode ser indicado pela razão DBO<sub>5</sub>/DQO, Castilhos Jr. et. al., (2006), conforme Tabela 4.

**Tabela 4.** Classificação dos aterros quanto ao nível de biodegradabilidade

Razão DBO <sub>5</sub> /DQO	Classificação
DBO <sub>5</sub> /DQO > 0,5	Aterro novo e instável
0,1 < DBO <sub>5</sub> /DQO < 0,5	Aterro moderadamente estável
DBO <sub>5</sub> /DQO < 0,1	Aterro antigo e estável

Fonte: CASTILHOS JR et al., 2006

Dessa forma, a partir dos resultados da razão DBO<sub>5</sub>/DQO apresentados na tabela 4, pode-se classificar o Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa como moderadamente estável, devido à baixa biodegradabilidade do lixiviado daquele aterro. Lixiviados de baixa biodegradabilidade não são viáveis para tratamento biológico (MASSAROTTO, 2010; MORAVIA, 2007).



Os altos teores de amônia são prejudiciais ao tratamento biológico realizado nas estações de tratamento, pois são nocivos às bactérias utilizadas na degradação e na estabilização de substratos. Além disso, a amônia livre (NH<sub>3</sub>) dissolvida na água pode ser tóxica aos peixes e microrganismos, sendo necessária a aplicação de tratamentos específicos para a remoção desse poluente (AMARAL, 2009; MOURA, 2008; RODRIGUES, 2004).

As concentrações de íons cloretos superiores a 2600 mg Cl<sup>-</sup>.L<sup>-1</sup> presentes no lixiviado podem causar uma série de interferências nas análises físico-químicas. Por isso, seus valores devem ser levados em consideração ao planejar um experimento (SOUTO, 2009).

Moravia (2007) encontrou valores de alcalinidade próximos a 7000 mg.L<sup>-1</sup> e concluiu que esse valor elevado está associado à presença de resíduos da construção e demolição, que contém gesso, cimento e cal, e pode fazer com que a alcalinidade do lixiviado aumente.

Os altos valores de condutividade verificados no lixiviado estudado corroboram os valores encontrados

por Massarotto (2010), que estudou lixiviados com alto e baixo grau de biodegradabilidade, encontrando, respectivamente 11,80 e 15,60 ms.cm<sup>-1</sup>.

Quanto aos valores de desvio padrão, os resultados encontrados pouco variaram em relação a sua média, ou seja, foram poucos os erros associados. Os resultados permitem concluir que o lixiviado necessita ser submetido a processos avançados e/ou combinados de tratamento que aumentem a sua biodegradabilidade.

#### a) Fotocatálise solar

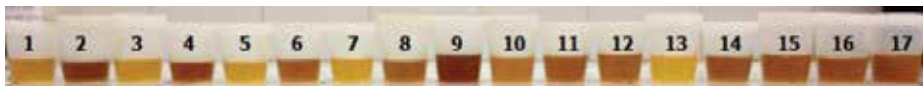
Os melhores resultados obtidos na etapa da fotólise foram de 18% e 16% de eficiência de remoção de DQO e cor, respectivamente, o que comprovou a necessidade de adicionar um agente oxidante para acelerar a produção de radicais hidroxila e melhorar a eficiência do processo fotocatalítico. A eficiência do processo de UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> na remoção de DQO e cor do lixiviado está apresentada na Tabela 5.

**Tabela 5.** Eficiência de remoção de DQO e cor nos experimentos de fotocatalise solar

Amostras	Etapa 1					Etapa 2				
	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Tempo	pH	DQO (%)	Cor (%)	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Tempo	pH	DQO (%)	Cor (%)
1	1909	120	6,00	5,41	55,36	2015	120	6,00	-8,85	45,32
2	1909	120	8,00	4,94	44,51	2015	120	8,00	2,14	35,52
3	1909	240	6,00	5,78	60,16	2015	240	6,00	-1,22	47,70
4	1909	240	8,00	-0,73	43,89	2015	240	8,00	8,47	37,26
5	3818	120	6,00	16,13	67,84	2821	120	6,00	-12,23	49,40
6	3818	120	8,00	1,31	67,08	2821	120	8,00	8,74	46,29
7	3818	240	6,00	12,91	67,84	2821	240	6,00	-12,42	56,56
8	3818	240	8,00	2,90	60,59	2821	240	8,00	-10,08	49,78
9	954	180	7,00	26,04	43,89	1741	180	7,00	-3,41	34,78
10	4773	180	7,00	58,23	64,42	3096	180	7,00	6,18	47,68
11	2863	79	7,00	27,74	53,81	2418	79	7,00	3,09	42,58
12	2863	281	7,00	17,66	49,91	2418	281	7,00	4,04	44,98
13	2863	180	5,32	17,89	66,22	2418	180	5,32	12,51	54,85
14	2863	180	8,68	10,95	46,38	2418	180	8,68	-38,27	32,18
15	2863	180	7,00	19,60	55,93	2418	180	7,00	8,28	45,28
16	2863	180	7,00	17,91	58,05	2418	180	7,00	1,74	44,98
17	2863	180	7,00	18,15	56,99	2418	180	7,00	16,92	45,58

Quanto à remoção de cor, a eficiência máxima foi obtida nas amostras 5 e 7, com remoção de 67,84% na etapa 1, quando se utilizou pH 6 e 3818 mg.L<sup>-1</sup> de concentração de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. A diferença entre as duas amostras está no tempo de reação. Para a amostra 5 foram necessários 120 minutos, enquanto para a amostra 7 foram necessários 240 minutos de reação. Na etapa 2, a eficiência máxima de remoção de cor foi de 56,56% (amostra 7) quando manteve-se o mesmo pH e tempo de reação da etapa 1, mas uma concentração de

2821 mg.L<sup>-1</sup> de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, menor do que a utilizada na etapa anterior. Massarotto (2010) utilizou o processo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> com radiação artificial em lixiviados e obteve 97% de eficiência de remoção de cor quando utilizou 6000 mg.L<sup>-1</sup> e lâmpada com 15 W de potência. Os resultados encontrados por Massarotto (2010) podem ser atribuídos à utilização de radiação artificial, que potencializa o processo. A remoção de cor para a etapa 1 foi notada visualmente, como é mostrado na Figura 1.



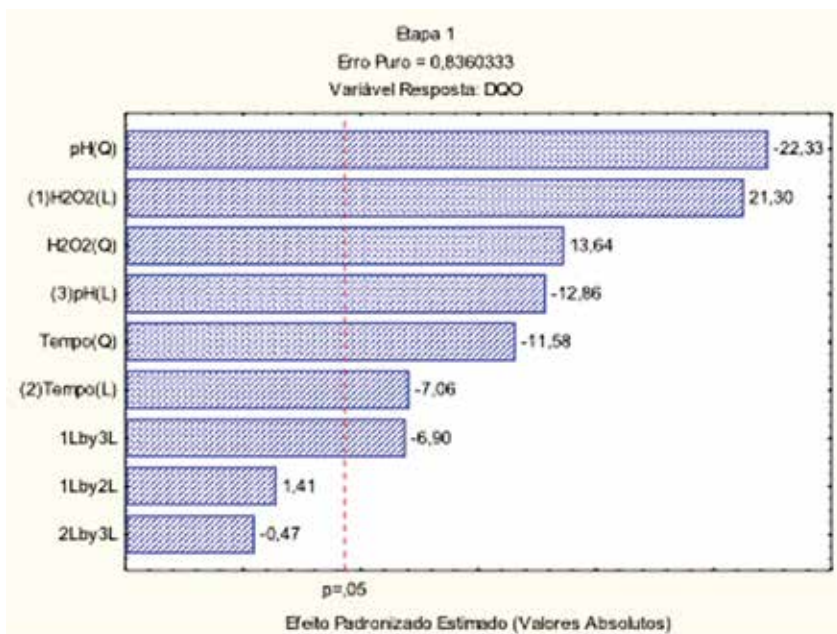
**Figura 1.** Comparação visual da cor entre amostras fototratadas da etapa 1. Fonte: Acervo pessoal, 2015.

A eficiência máxima de DQO foi de 58,23% (amostra 10) para a etapa 1 quando se utilizou 4773 mg.L<sup>-1</sup> de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> em 180 minutos de reação solar e pH 7, enquanto na etapa 2 obteve-se apenas 16,92% (amostra 17) quando se utilizou a 2418 mg.L<sup>-1</sup> de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, mesmo pH e tempo da etapa 1.

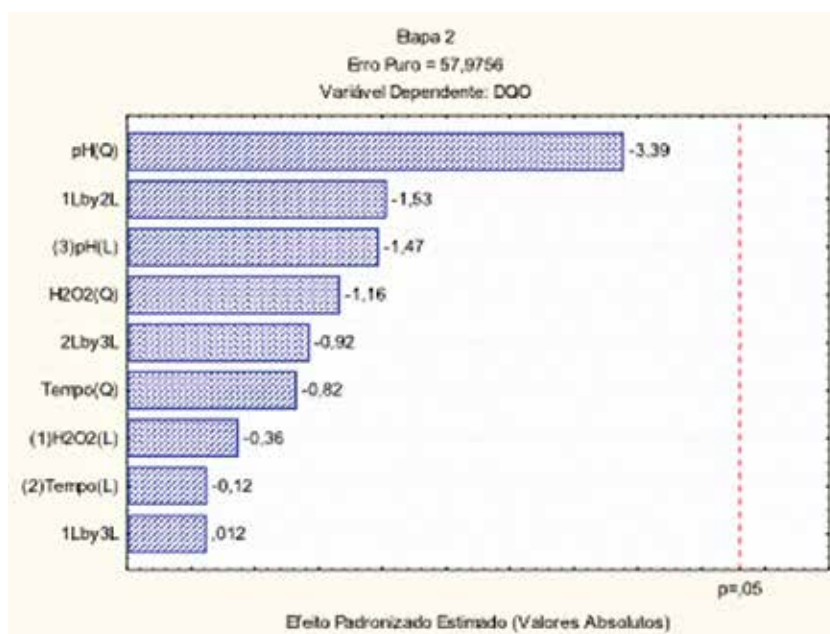
Verificou-se que, após o tratamento utilizando radiação UV solar combinada com H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, de uma forma geral houve uma boa remoção de cor do lixiviado fototratado, porém o mesmo comportamento não ocorreu na remoção da matéria orgânica recalcitrante, em termos de DQO. Massarotto (2010) apresentou os mesmos problemas em seu trabalho e citou a recalcitrância do lixiviado como possível explicação para os seus resultados.

Os resultados encontrados permitiram notar que o processo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> remove a cor de maneira mais satisfatória em pH ácido. Em pH alcalino, o processo é mais eficiente para remover a carga orgânica, em termos de DQO. Em pH ácidos, pode estar ocorrendo a degradação da matéria orgânica e a posterior recombinação de radicais formando novos compostos que conferem DQO.

Como obtiveram-se baixos valores de remoção de DQO, fez-se uma análise entre as variáveis independentes estudadas a partir do diagrama de Pareto (Figuras 2 e 3), o qual permitiu determinar as variáveis significativas, classificar seus efeitos como positivos ou negativos e avaliar o efeito das variáveis e das interações entre as variáveis na resposta do estudo.



**Figura 2.** Diagrama de Pareto das variáveis independentes investigadas na etapa 1 em relação à variável DQO



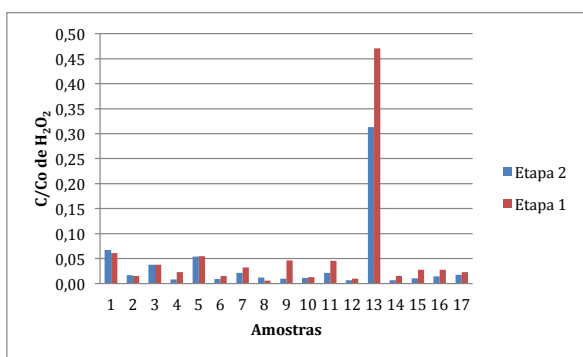
**Figura 3.** Diagrama de Pareto das variáveis independentes investigadas na etapa 2 em relação à variável DQO

Apenas a etapa 1 teve variáveis estatisticamente significativas. A diminuição na faixa de concentrações de  $H_2O_2$  utilizada pode explicar a falta de significância das variáveis estudadas na etapa 2, já que essa foi a única variável modificada de uma etapa para outra.

Na etapa 1, todos os parâmetros quadráticos da solução apresentaram significância estatística, e apenas dois parâmetros lineares não apresentaram significância estatística. O efeito negativo do pH e da concentração de  $H_2O_2$  significa que a eficiência de degradação da matéria orgânica aumenta 22,33% e 3,53%, respectivamente, quando se passa do nível superior para o nível inferior dessa variável.

O efeito positivo do parâmetro linear concentração de  $H_2O_2$  significa que a remoção de DQO aumentou 21,30% respectivamente, quando se passa do nível inferior para o superior de acordo com o planejamento experimental descrito na Tabela 5. O efeito negativo da concentração de  $H_2O_2$  significa que a eficiência de degradação da matéria orgânica aumenta 4,99% quando se passa do nível superior para o nível inferior dessa variável.

O decaimento da concentração de  $H_2O_2$  residual nas duas etapas realizadas também foi analisado (Fig. 4).



**Figura 4.** Concentração de  $H_2O_2$  nas etapas 1 e 2

Observou-se que o oxidante ( $H_2O_2$ ) foi praticamente todo consumido nas amostras fototratadas, com exceção da amostra 13 (pH 5). A referida amostra (13) apresentou 66,22% e 54,85% de remoção de cor nas etapas 1 e 2, respectivamente, porém, a redução da DQO foi apenas de 17,89% e 12,51%, respectivamente para as etapas supracitadas. Massaroto (2010) explica que a ação do oxidante consegue quebrar a molécula orgânica, mas não o suficiente para ocorrer sua degradação, sendo necessário realizar novos estudos de pós-tratamentos nas moléculas orgânicas parcialmente quebradas pela oxidação do peróxido de hidrogênio.

#### b) Uso do inibidor na reação

Nesta etapa analisou-se a concentração ótima do bissulfito de sódio ( $NaHSO_3$ ) para eliminação do peróxido residual nas amostras fototratadas, a partir dos valores de redução da variável resposta (DQO) conforme Tabela 6.

**Tabela 6.** Eficiência de remoção de DQO com inibidor ( $NaHSO_4$ )

Etapa 3				
	$H_2O_2$ (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	$NaHSO_3$ (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO (%)
1	1756	5	1250	8,45
2	4097	5	1250	-81,35
3	1756	9	1250	17,68
4	4097	9	1250	16,69
5	1756	5	3750	14,74
6	4097	5	3750	-79,84
7	1756	9	3750	-12,35
8	4097	9	3750	21,54
9	2926	7	2500	12,00
10	2926	7	2500	24,67
11	2926	7	2500	3,36

A eficiência máxima de remoção de DQO foi de 24,67% (amostra 10) quando se utilizou 2926 mg.L<sup>-1</sup> de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, pH 7 e concentração de inibidor em 2500 mg.L<sup>-1</sup>. Ressalta-se que foram realizadas a análise do peróxido residual nas amostras fototratadas pelo método iodométrico (MENDHAM et al., 2011) comprovando a inexistência de peróxido residual após adição do inibidor.

As altas concentrações do inibidor foram utilizadas devido às altas concentrações de peróxido testadas. Apesar de inibir a reação do processo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, porém, o bissulfito de sódio também interfere na análise de DQO, explicando as eficiências negativas obtidas. O bissulfito de sódio reage com o cromo presente no dicromato, formando o cromo trivalente, que é menos tóxico e considerado fonte de nutrientes para os seres vivos (BAKALIAN, 2012). Entretanto, na reação da DQO, o cromo (III) é produto da reação do dicromato com redutores de oxigênio das amostras e forma-se proporcionalmente à DQO (GRANER et al., 1998).

Albuquerque (2005) estudou a oxidação do metabissulfito de sódio contido em efluente de carcinicultura por meio da adição de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> na presença e na ausência de luz UV e obteve a completa oxidação do sulfito em ambos os processos. No estudo do autor supracitado, houve a adição de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> para neutralizar o efluente rico em metabissulfito. Na presente pesquisa, ocorre a adição do bissulfito na tentativa de neutralizar a ação do peróxido após a exposição à radiação e, assim, evitar interferências na DQO. Fernandes (2015) utilizou o processo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> na

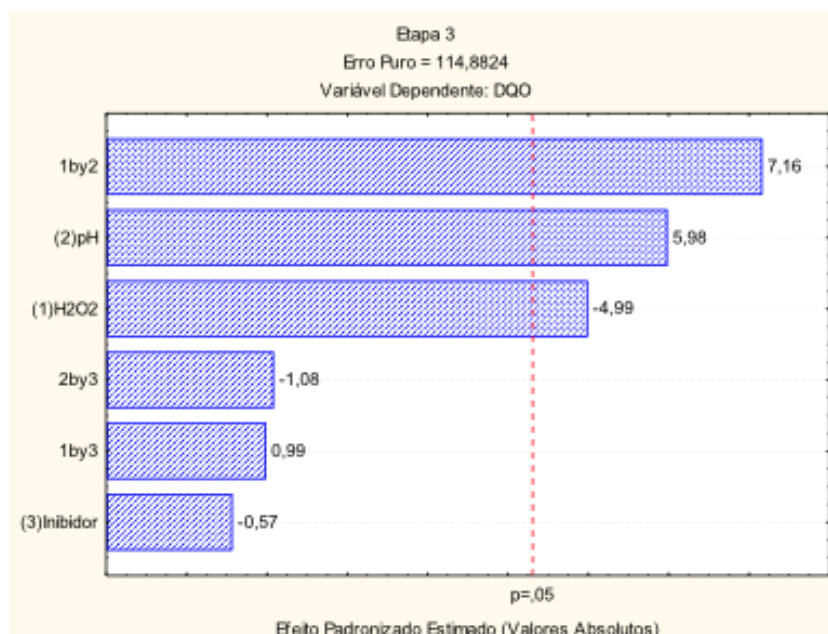
degradação do fármaco propranolol. Após o procedimento fotocatalítico, foi empregado, sob agitação, o uso de 307 mg de NaHSO<sub>3</sub> para inibir a reação do oxidante que tinha concentração inicial máxima de 204,12 mg.L<sup>-1</sup>. A remoção do peróxido residual foi confirmada por meio de fita indicadora de peróxido na faixa 0 – 25 mg.L<sup>-1</sup> H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>.

Nos estudos supracitados, os efluentes utilizados possuíam composição simplificada, diferente do lixiviado, que possui composição variada e recalcitrante, responsável por dificultar a eficácia do processo e do uso do inibidor testado (ALBUQUERQUE, 2005; FERNANDES, 2015; SHU et al., 2006).

Em experimentos anteriores com o inibidor, utilizaram-se concentrações maiores de bissulfito de sódio, havendo considerável diminuição da quantidade do reagente na etapa 3. Mesmo assim, a concentração de inibidor utilizada ainda é muito elevada. A utilização do inibidor é importante para interromper a reação do peróxido de hidrogênio de forma simples e barata quando comparada a produtos como catalase bovina, tornando o processo mais eficiente do ponto de vista da cor, já que o bissulfito de sódio não causa interferência nesta análise. Entretanto, são necessários novos estudos para tornar eficiente o uso do inibidor na DQO, já que o NaHSO<sub>3</sub> possui composição que interfere na análise.

As variáveis independentes em relação à variável dependente (DQO) foram analisadas a partir do diagrama de Pareto (Fig. 5), que mostra a significância das variáveis e interações com 95% de confiança.





**Figura 2.** Diagrama de Pareto das variáveis independentes investigadas na etapa 3 em relação à variável dependente DQO.

O efeito positivo da interação entre pH e a concentração de  $H_2O_2$ , assim como da variável pH, significa que a remoção da DQO aumenta 7,16 e 5,98%, respectivamente, quando se passa do nível inferior para o superior de acordo com o planejamento experimental descrito na tabela 9. O efeito negativo da concentração de  $H_2O_2$  significa que a eficiência de degradação da matéria orgânica aumenta 4,99% quando se passa do nível superior para o nível inferior dessa variável.

#### 4 CONCLUSÕES

O processo de fotocatalise homogênea solar (UV/ $H_2O_2$ ) analisado em escala de bancada mostrou-se uma técnica promissora na redução da DQO e cor do lixiviado proveniente do sistema de lagoas de estabilização de aterro sanitário, em particular quando comparado com a etapa da fotólise direta, mas que ainda precisa ser otimizado.

Torna-se necessária, portanto, a eliminação dos interferentes ao processo, como a utilização de

inibidores da atividade do peróxido de hidrogênio. Entre esses inibidores, pode-se citar a enzima catalase e o bissulfito de sódio.

A utilização da radiação solar como energia de ativação do processo fotocatalítico permitiu redução de custos operacionais do processo, por ser uma fonte de energia limpa e de grande disponibilidade na região Nordeste.

#### 5 AGRADECIMENTOS

A toda equipe do Laboratório de Saneamento da UFPB (LABSAN), chefiado pela Prof. Dra. Carmem Gadelha: Romildo Henriques, Elson dos Santos, José Dorivaldo e Fabiana Costa;

Ao Conselho Nacional de Pesquisa Científica (CNPq) pela oportunidade de participação no presente projeto a partir da bolsa PIBIC.

## REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, L. F. **Estudo da oxidação do metabissulfito de sódio contido no efluente da carcinicultura**. 2005. 98 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2005.
- AMARAL, M. S. **Tratamento físico-químico de lixiviado de aterro sanitário pré-tratado por processo biológico aeróbio**. 2005. 104 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.
- APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington DC, 2005. 19ª Ed. American Public Health Association.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004: Resíduos Sólidos - Classificação**. Rio de Janeiro, 2004.
- BAKALIAN, A. M. C. **Caracterização e tratamento do efluente de solução sulfocrômica utilizada em análise de solos**. 2012. 59 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental. Universidade de Santa Cruz do Sul. Santa Cruz do Sul, 2012.
- BRITO, R. A. **Ozonização catalítica do chorume proveniente do aterro de Cachoeira Paulista - SP na presença de ferro em sistema contínuo**. 2014. 219 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo Lorena, 2014.
- CASTILHOS JUNIOR, A. B. **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Rio de Janeiro: Ed. Rio de Janeiro, 2006. 494 f. 1. ABES,.
- COSTA, M. P. D.; CAVALCANTI, A. S.; PANCOTTO, J. V. S.; GUIMARÃES, O. L. C. Tratamento de chorume por combinação de processos oxidativos: Catálise heterogênea com  $TiO_2$  versus  $H_2O_2$ , ambos fotoirradiado por luz solar. In: FÓRUM AMBIENTAL DA ALTA PAULISTA, 2011, São Paulo, v. 7, n. 1.
- FERNANDES, A. A. S. **Aplicação de processos oxidativos na degradação de propranolol e avaliação de sua toxicidade**. 2015. 81 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Química, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brasil, 2015.
- GRANER, C. A. F.; ZUCCARI, M. L.; PINHO, S. Z. de. Determinação da demanda química de oxigênio em águas por espectrofotometria simultânea dos íons crômio (III) e dicromato. *Eclética Química*, v. 23, n. 1, 1998.
- KAMMRADT, P. B. **Remoção de cor de efluentes de tinturarias industriais através de processo de oxidação avançada**. 2004. 107 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Universidade Federal do Paraná Paraná. 2004.
- KANG, Y. W.; CHO, M. J.; HWANG, K. Y. Correction of hydrogen peroxide interference on standard chemical oxygen demand test. *Water Research*, v. 33, n. 5, p. 1247-1251, 1999.
- KASIRI, M. B. KHATAEE, A. R. Photooxidative decolorization of two organic dyes with different chemical structures by UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> process: Experimental design. *Desalination*, v. 270, p. 151-159, 2011.
- KURNIAWAN, T. A.; LO, W.; CHAN, G. Y. S. Radicals-catalyzed oxidation reactions for degradation of recalcitrant compounds from landfill leachate. *Chemical Engineering Journal*, v. 125, n. 1, p. 35-57, 2006.
- LEE, K.; LEE, E.; LEE, H.; KIM, Y. K.; SOHN, K. Hydrogen peroxide interference in chemical oxygen demand during ozone based advanced oxidation of anaerobically digested livestock wastewater. *International Journal of Environment Science and Technology*, v. 8, n. 2, p. 381-388, 2011.
- MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; MOREIRA, J. C. Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública. *Cadernos de Saúde Coletiva*, v. 1, n. 19, p. 11-19, 2011.
- MASSAROTTO, W. L. **Avaliação de tecnologias para tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. 2010. 113 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental. Universidade de Ribeirão Preto, São Paulo, 2010.
- MENDHAM, J.; DENNEY, R. C.; BARNES, J. D.; THOMAS, M. J. K. Vogel. *Análise Química Quantitativa*. LTC Editora, 2011, 6ª edição.
- MORAVIA, W. G. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas**. 2007. 179 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.
- MORAVIA, W. G. **Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas**. 2010. 237 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.
- MOTA, A. L. N. **Desenvolvimento de um sistema foto-oxidativo visando aplicação no tratamento de águas produzidas em campos de petróleo**. 2010. 177 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2010.
- MOURA, D. A. G. **Remoção de amônia por arraste com ar de lixiviados de aterros sanitários**. 2008. 131 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

ROCHA, E. M. R.; SANTOS, A. B.; MOTA, S.; RIBEIRO, J. P.; SOUZA, N. C.; NASCIMENTO, R. F. Avaliação do processo oxidativo avançado do tipo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> como opção de pós-tratamento de lixiviado. **Revista DAE**, v. 58, n. 182, p. 3-11, 2010.

RODRIGUES, F. S. F. **Aplicação da ozonização e do reativo de Fenton como pré-tratamento de chorume com objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico**. 2004. 90 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação de Engenharia Civil, Área De Recursos Hídricos. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

SANTOS, V. L.; SILVA, P. T. S.; SILVA, R. F.; ALBUQUERQUE, E. C. Avaliação do Processo Fenton Solar no Tratamento de Efluente Gerado por Lavanderia de Jeans de Pernambuco. **XIX Congresso Brasileiro De Engenharia Química**, 2012.

SHU, H.; FAN, H.; CHANG, M.; HSIEH, W. Treatment of MSW landfill leachate by a thin gap annular UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> photoreactor with multi-UV lamps. **Journal of Hazardous Materials**, v. 129, n. 3, p. 73-79, 2006.

SOBREIRA, L. A. D. **Estudo da degradação do corante amarelo ouro remazol RNL 133% através do processo foto-Fenton**. 2009. 89 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros - estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ("stripping")**. 2009. 371 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

SOUZA, D. R. de. **Aplicabilidade de reações de Fenton e foto-Fenton no tratamento de glifosato comercial**. 2011. 107 p. Tese (Doutorado em Química) – Instituto de Química, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2011.

TALINLI, I.; ANDERSON, G. K. Interference of Hydrogen Peroxide on the Standard COD Test. **Water Research**, v. 26, n. 1. p. 107-110, 1992.

# Desaguamento de lodo de efluente saneante domissanitário em Leito de Drenagem

## *Dewatering of wastewater household cleaning sanitizing sludge in Drainage Bed*

• **Data de entrada:**  
18/02/2016

• **Data de aprovação:**  
11/11/2016

Alessandra da Silva Oliveira\*/André Luiz de Oliveira

DOI: 10.4322/dae.2017.007

### Resumo

Neste trabalho foi avaliado o emprego de Leitos de Drenagem (LD) no desaguamento de lodo proveniente do tratamento de efluente saneante domissanitário. Para composição dos LD foram avaliadas, preliminarmente, 16 mantas geotêxteis, em função da turbidez do efluente drenado e do tempo de drenagem, das quais três foram selecionadas para compor sua base: RT-26, RT-16 e RT-31 da BIDIM, ambas de tecido não agulhado, de filamentos contínuos, 100% poliéster. O desempenho dos LD foi avaliado comparando-se a qualidade do efluente drenado e do tempo de secagem do lodo para diferentes Taxas de Aplicação de Sólidos (TAS): 1,75 kg.m<sup>-2</sup>, 3,5 kg.m<sup>-2</sup> e 7,0 kg.m<sup>-2</sup>. Os melhores resultados foram obtidos para o sistema composto pelo geotêxtil RT-31, em que o teor de sólidos na fase de secagem foi de 13% a 16%. Apesar de os valores de eficiência observados serem inferiores aos obtidos tratando-se lodos provenientes de Estações de Tratamento de Água e de Esgoto convencionais, é possível afirmar que o sistema pode ser aplicado, com eficiência, também para o condicionamento de lodo gerado em sistemas de tratamento de efluente saneante domissanitário.

**Palavras-chave:** Leitos de Drenagem. Saneante Domissanitário. Tratamento de Lodo.

### Abstract

*In this work the use of Drainage Beds (DB) in the sludge dewatering from the treatment of household cleaning sanitizing effluent was evaluated. For composition of DB were evaluated, preliminarily, 16 geotextiles plaids, depending on the turbidity of the effluent drained and drainage time, of which three were selected to compose the base: RT-26, RT-16 and RT-31 of BIDIM, both needled non-woven, of continuous filament, 100% polyester. The performance of DB was evaluated by comparing the quality of the drained effluent and the drying time of sludge for different Solid Application Rates (RAS): 1,75 kg.m<sup>-2</sup>, 3,5 kg.m<sup>-2</sup> and 7,0 kg.m<sup>-2</sup>. The best results were obtained for the system composed by RT-31 geotextile, wherein the solids content in the drying stage was 13% to 16%. Although the efficiency values observed were lower than those obtained by sludge treatment from Water Treatment Plants and of Wastewater Conventional, we can say that the system can be applied, efficiently, also for the conditioning of sludge conditioning generated in household cleaning sanitizing treatment systems.*

**Keywords:** *Draining Beds. Household Cleaning Sanitizing. Sludge Treatment.*

**Alessandra da Silva Oliveira\*** – Graduada em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Uberlândia (UFU). Mestranda em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Uberlândia (UFU). E-mail: alessandrasilvaoliv@yahoo.com.br.

**André Luiz de Oliveira** – Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Mestre e doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (USP). Professor Doutor da Universidade Federal de Uberlândia - Faculdade de Engenharia Civil (FECIV/UFU).

\***Endereço para correspondência:** Avenida João Naves de Ávila, 2121 - Bloco 1Y - Santa Mônica - Uberlândia - Minas Gerais - CEP: 38400-902. Telefone: (34) 99196-3052.

## 1 INTRODUÇÃO

Saneantes domissanitários compreendem-se por substâncias ou preparações destinadas à higienização, desinfecção, desinfestação, desodorização e odorização de ambientes domiciliares, coletivos e/ou públicos, para fins domésticos ou profissionais. Durante seu processo de fabricação, há utilização de água na incorporação ao produto, lavagem de máquinas, tubulações e pisos, bem como o uso direto nas etapas do processo industrial, ou seja, geração de efluentes que são ricos em tensoativos e saneantes que podem ser tratados por processos físico-químicos, bem como por processos oxidativos avançados ou por meio de tratamento biológico (PERES, 2005).

Ao final de qualquer técnica de tratamento do efluente saneante domissanitário, uma grande escala de lodo é gerada. Embora, segundo a ABNT NBR 10.004 (2004), ele seja classificado como resíduo sólido, apresenta uma elevada parcela em termos de volume na fase líquida (em torno de 92%) e, portanto, requer tratamento, consistindo na remoção de água livre e intersticial, objetivando redução de volume, facilidade no manuseio, transporte e disposição final adequada (LOPES, 2005).

Diferentes tecnologias podem ser empregadas no desaguamento do lodo, como o uso de espessadores (sedimentadores e flotadores); sistemas mecânicos (centrífugas, filtros-prensa, prensas desaguadoras e filtros à vácuo); e sistemas naturais (lagoas de lodo, leitos de secagem, leitos de drenagem). A seleção da técnica adequada é condicionada a disponibilidade financeira, fatores climáticos e área disponível, en-

tre outras variáveis dependentes das características e exigências do resíduo. Portanto, antes da implantação em escala industrial, a realização de um estudo em escala piloto é de fundamental importância (FONTANA, 2004; ACHON et al., 2008).

Os sistemas naturais de tratamento de lodo apresentam vantagens em relação aos mecânicos, visto que os custos de implantação, operação e manutenção são menores, além de constituírem alternativas ambientalmente favoráveis pela economia de energia e pela simplicidade de operação. Entretanto, como o mecanismo de desaguamento consiste na evaporação e na percolação da água presente no lodo, a disponibilidade de área e as condições climáticas (precipitação, umidade do ar, irradiação solar e temperatura ambiente) são fatores limitantes para sua aplicação.

No Brasil, a utilização de sistemas naturais de desaguamento de lodos é favorecida pelas condições vantajosas de espaço e condições climáticas adequadas em diversas regiões. Os LD consistem de uma pequena modificação na base dos Leitos de Secagem a partir das pesquisas de Cordeiro (2001), objetivando o aumento da eficiência. Em diversos trabalhos, como os conduzidos por Fontana (2004), Barroso (2007), Fontana et al. (2007) e Mortara (2011), a alteração da estrutura física do leito de secagem tradicional, por meio da substituição total da areia do meio filtrante pela manta geotêxtil e redução da altura da camada de brita, conforme ilustrado na Figura 1, capacitou o aumento na velocidade de retirada da água livre do lodo e melhoria da qualidade do drenado.

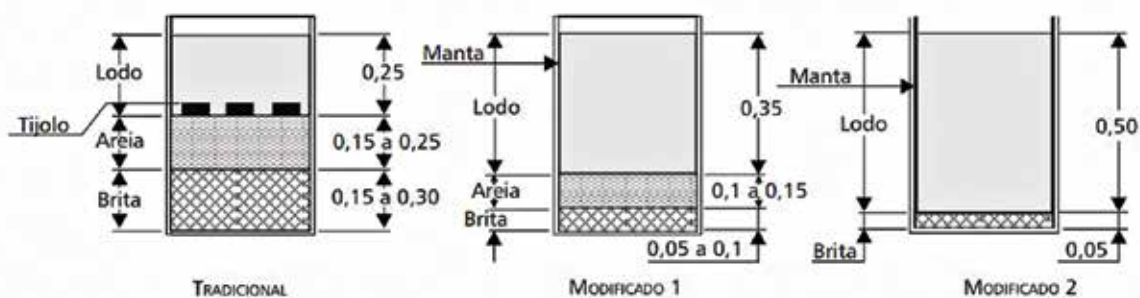


Figura 1 - Leitos de secagem tradicional e modificados (Cordeiro, 2001)



Inicialmente, o princípio de funcionamento do desaguamento em sistemas naturais é a ação da gravidade na retirada de água, que escoar entre os poros do meio filtrante e é removida do lodo. Conforme a carga sobre o filtro e o percentual de água livre são reduzidos, e à medida em que ocorre deposição de partículas de sólidos sobre o filtro, os poros da manta são colmatados e, assim, a taxa de retirada da água livre é reduzida. Ao final da drenagem, a evaporação passa a ser o principal processo responsável pela secagem do lodo (CORDEIRO, 2001).

A aplicação dos LD no tratamento de lodos de Estações de Tratamento de Água (ETAs) tem comprovada eficiência com vantagens sobre os leitos de secagem, como melhor qualidade do drenado e maiores TAS, indicando seu uso em escala real (BARROSO, 2007; ACHON et al., 2008; SANTOS, 2012; SILVEIRA, 2012). Kuroda et al. (2013) verificaram que, independentemente da TAS aplicada, a turbidez de uma amostra global, constituída por toda a água drenada em um sistema de leito de drenagem composto por uma manta geotêxtil com densidade de  $600 \text{ g.m}^{-2}$ , atendeu às condições de lançamento para um corpo d'água de Classe II. Nesse mesmo estudo foi comprovado também que o desaguamento do lodo por esse método reduziu consideravelmente a quantidade de metais nos drenados, bem como a toxicidade destes. Silveira (2012), que também desenvolveu um estudo de desaguamento de lodo de ETA por meio de protótipos de leitos de drenagem em escala reduzida, verificou que a qualidade água drenada pelo sistema foi compatível com o enquadramento de corpos d'água de Classes I e II estabelecidos pela Resolução 357/2005 do Conama, possibilitando até mesmo o reaproveitamento dessa água na produção de água tratada na própria ETA.

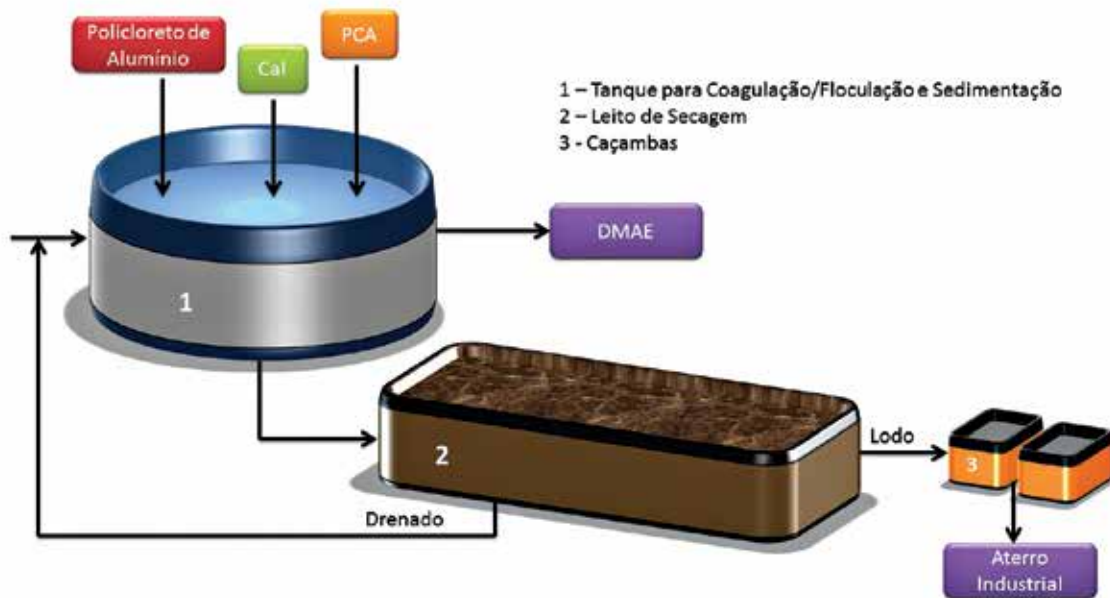
Nesse contexto, o presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de estudar o sistema de desaguamento do lodo proveniente de uma indústria de produtos saneantes domissanitários em sistemas de leito de drenagem, visando à aceleração dos processos de drenagem e secagem do lodo, por meio da avaliação de diferentes mantas geotêxteis, considerando diferentes taxas de aplicação de sólidos, possibilitando, assim, a comparação entre as mesmas.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Origem, coleta e preservação das amostras de lodo

O lodo utilizado no desaguamento foi coletado na Estação de Tratamento de Efluente (ETE) de uma indústria de saneantes domissanitários no município de Uberlândia (MG), logo após sua sedimentação no tanque, por meio de canalização de distribuição para os leitos de secagem. O tratamento físico-químico do lodo era realizado empregando policloreto de alumínio 4% como coagulante primário, correção do pH com cal hidratada e aplicação de polímero à base de poliácridamida (PCA). Após o tratamento, o efluente era encaminhado ao sistema de coleta e afastamento de esgotos do DMAE (Departamento Municipal de Água e Esgoto) e o lodo sedimentado até o leito de secagem, onde posteriormente era armazenado em caçambas para então ser encaminhado ao aterro industrial (Figura 2).

Para condução dos experimentos, eram coletados 100 l de lodo e, em laboratório, a amostra era transferida para um único recipiente de 250 l, facilitando a equalização do lodo para a execução dos ensaios. Primeiramente, o lodo foi caracterizado quanto ao teor de sólidos totais, seguindo o método gravimétrico descrito na NBR 10.664 (1989).



**Figura 2** - Sistema de tratamento do efluente industrial

## 2.2 Ensaios de avaliação das mantas geotêxteis

Com a finalidade de proporcionar uma melhor eficiência em termos de velocidade de drenagem e qualidade do drenado, foram testadas 16 mantas geotêxteis de duas marcas diferentes (MACCAFERRI e BIDIM), conforme a Tabela 1, para então selecionar as mais favoráveis para composição dos LD.

**Tabela 1** – Mantas geotêxteis avaliadas

Característica do Geotêxtil	Marca	Quantidade	Descrição
Tecido não agulhado de filamentos contínuos 100% poliéster	BIDIM	6	RT-08, RT-14, RT-16, RT-21, RT-26, RT-31
Tecido não agulhado de polipropileno	MACCAFERRI	4	N26.1, N40.1, N30.1
Tecido não agulhado de poliéster	MACCAFERRI	7	N20.2, N26.2, N36.2, N40.2, N60.2, N80.2, N99.2

Na fase de seleção das mantas, o sistema foi composto por um funil de Buchner, proveta de 100 ml para coleta do drenado, base para apoio do funil (adaptada dos testes de análise de sólidos sedimentáveis) e as diversas mantas geotêxteis.

Desse modo, as mantas foram alocadas no funil com sobras dos lados, de forma a impedir a passagem de lodo pelas laterais. Posteriormente, foram colocados 400 ml de lodo sobre as mantas e, assim, mediu-se o Tempo de Drenagem (TDD) até completar 50 ml de drenado na proveta (denominado 1º TDD) e, em seguida, o tempo até preencher os 50 ml seguintes (denominado 2º TDD). Os drenados coletados foram analisados quanto à turbidez.

A partir desses dados, a seleção das mantas para posterior avaliação das taxas no sistema de LD foi feita considerando-se as que apresentaram todos os valores de 1º e 2º TDD e 1º e 2º valores de turbidez abaixo das médias aritméticas totais, conforme Santos (2012).

### 2.3 Ensaios experimentais nos protótipos dos Leitões de Drenagem

Os LD utilizados eram compostos por tubo de PVC de 150 mm de diâmetro, 0,5 m de altura, base com CAP de PVC de diâmetro de 150 mm, onde a manta geotêxtil era posicionada, apoiada sobre o leito de brita e registro de esfera para coleta das amostras. O desempenho do sistema foi avaliado na fase de drenagem e fase de secagem.

Na fase de drenagem, as amostras de lodo eram homogeneizadas para que o lodo mantivesse a concentração de sólidos em qualquer ponto da amostra. Após a aplicação do lodo nos protótipos, aferiram-se os volumes do drenado nos tempos de 15, 30, 45, 60, 90, 120 min e depois a cada 90 min até o fim da fase de drenagem. Neste trabalho, o fim da fase de drenagem se deu após a extinção da lâmina líquida de lodo, como em Silveira et al. (2011). Ressalta-se que outros autores, como Barroso (2007), consideram que o fim da fase de drenagem ocorre ao cessar a drenagem de água livre, ou quando a vazão de drenagem for inferior a  $1,67 \cdot 10^{-2} \text{ l.min}^{-1}$ . Os drenados coletados nos tempos pré-determinados foram caracterizados quanto ao volume, vazão, percentual de volume de drenado em função do tempo, cor verdadeira, cor aparente e turbidez.

Foram avaliadas três Taxas de Aplicação de Sólidos (TAS):  $1,75 \text{ kgST.m}^{-2}$ ,  $3,5 \text{ kgST.m}^{-2}$  e  $7,0 \text{ kgST.m}^{-2}$ . O cálculo do volume necessário para atingir essas taxas foi realizado conforme a Equação 1.

$$V = (TAS \cdot A_f) / ST \quad (1)$$

Onde: V = Volume de lodo aplicado ao sistema (l); ST = Concentração de sólidos totais do lodo ( $\text{kg.l}^{-1}$ );  $A_f$  = Área da base do protótipo do leito de drenagem ( $\text{m}^2$ ).

Assim que cessada a fase de drenagem, a fase de secagem era iniciada. O desempenho dos LD nessa fase foi averiguado quanto à caracteri-

zação diária do teor de sólidos do lodo retido no geotêxtil, por sete dias consecutivos (BARROSO, 2007; SILVEIRA et al., 2011). Como nessa fase do ensaio o lodo foi submetido totalmente às condições climáticas do local, foram avaliadas também as possíveis influências dessas variáveis, incluindo temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), umidade ambiente (%), radiação solar ( $100 \text{ kJ.m}^{-2}$ ), velocidade do vento ( $\text{m.s}^{-1}$ ) e pluviosidade (mm). Neste trabalho, a média dos valores foi calculada a partir de valores instantâneos no intervalo de 24 horas anteriores ao horário de coleta durante o intervalo de sete dias (ACHON, et al., 2008).

## 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 3.1 Lodo de estudo

A concentração de sólidos totais da amostra de lodo foi equivalente a  $15.685 \text{ mg.l}^{-1}$ . Conforme a Resolução Conama 430/2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluente, o limite de sólidos dissolvidos totais que podem ser lançados diretamente em cursos d'água de Classe II é de  $500 \text{ mg.l}^{-1}$ . Além disso, a Deliberação Normativa Conjunta Copam/CERH-MG nº 01/2008 também estabelece um limite de  $100 \text{ mg.l}^{-1}$  de sólidos em suspensão totais. Consequentemente, não há dúvidas de que o lançamento desses lodos *in natura* resultaria em impactos negativos para cursos d'água.

### 3.2 Escolha das mantas geotêxteis

Devido aos resultados extremos de 1º e 2º Tempo de Drenagem (TDD) e/ou 1º e 2º valores de turbidez (Tabela 2) obtidos nos ensaios de quatro mantas geotêxteis, estes foram retirados do cálculo da média, já que este foi o parâmetro considerado na seleção dos geotêxteis a comporem os protótipos. A manutenção desses resultados poderia interferir negativamente na escolha das melhores mantas a serem utilizadas, uma vez que a média pode não ser representativa quando da existência de valores extremos. Os demais resultados são apresentados na Tabela 3.

A partir desses resultados é possível notar que a média do TDD aumentou cinco vezes, já que o 1º e 2º TDD médios foram de 180s e 1051s, respectivamente; e a turbidez, em média foi reduzida em duas vezes (1ª turbidez média igual a 2192 UNT, e 2ª turbidez de 1057 UNT). O geotêxtil RT-21 foi o que apresentou menor tempo de drenagem, enquanto que N30.1 e N40.1 apresentaram os maiores tempos. Infere-se que esse comportamento pode ser explicado pelo tipo de material de composição do geotêxtil (não-tecido em propileno) que não é favorável à velocidade de drenagem e à qualidade do drenado para este tipo de lodo.

**Tabela 2** – Mantas Geotêxteis não utilizadas para o cálculo da média por apresentarem valores extremos de TDD e/ou Turbidez

Manta	1º TDD (s)	1ª Turbidez (UNT)	2º TDD (s)	2ª Turbidez (UNT)
RT-21	16	2112,000	191	1320,000
N26.1	39	3012,000	1780	784,000
N40.1	421	1661,333	2736	668,000
N30.1	542	2212,000	3613	922,667

**Tabela 3** – Valores do 1º TDD e 1ª Turbidez dos primeiros 50 ml de drenado, e 2º TDD e 2ª Turbidez para os próximos 50 ml de drenado

Manta	1º TDD (s)	1ª Turbidez (UNT)	2º TDD (s)	2ª Turbidez (UNT)
RT-26	104	1852,000	383	1084,000
RT-31	210	1700,000	541	1112,000
RT-08	84	2734,667	741	1102,667
RT-14	205	2341,333	954	1181,333
RT-16	114	2429,333	835	1165,333
N99.2	313	1974,667	1017	1117,333
N36.2	173	2280,000	1335	1001,333
N20.2	92	2084,000	1503	797,333
N80.2	240	2173,333	1071	1141,333
N60.2	209	2073,333	1212	1076,000
N40.2	360	2032,000	2085	876,000
N26.2	59	2634,667	941	1030,667
Média	180,5	2192,444	1051,5	1057,111

Com base nos resultados, foi possível selecionar três mantas geotêxteis para compor os protótipos de leitos de drenagem: RT-16, RT-26 e RT-31, todas da marca BIDIM, cujas especificações técnicas são descritas na Tabela 4.

**Tabela 4** – Especificações técnicas dos geotêxteis selecionados para composição LD (BIDIM, 2014)

Manta	PROPRIEDADES HIDRÁULICAS				PROPRIEDADES FÍSICAS	
	TG (s <sup>-1</sup> )	Fluxo de Água (l min <sup>-1</sup> .m <sup>-2</sup> )	K (cm.s <sup>-1</sup> )	Abertura aparente (O95) (mm) (Peneira)	Matéria-prima e tecnologia	Ponto de Fusão (°C)
RT-26	0,8	2760	0,37	0,150 (100)	100% poliéster-filamentos contínuos	260
RT-16	1,3	4820	0,38	0,180 (80)		260
RT-31	0,8	2340	0,37	0,125 (120)		260

A permissividade hidráulica (TG) permite avaliar a facilidade com que o fluido atravessa transversalmente o geotêxtil; a condutividade hidráulica (K) é um coeficiente de proporcionalidade da Lei de Darcy, que rege os movimentos dos fluidos em meios porosos e a abertura aparente (O95) refere-se ao valor do diâmetro da maior partícula que passa pelos poros do geotêxtil (MORTARA, 2011; SANTOS, 2012).

### 3.3 Ensaios experimentais nos protótipos dos Leitos de Drenagem

#### Fase de drenagem

Os resultados dos percentuais de drenado acumulado para as TAS de 1,75 kg.m<sup>-2</sup>, 3,5 kg.m<sup>-2</sup> e 7,0 kg.m<sup>-2</sup> são mostradas respectivamente nas Figuras 3, 4 e 5.

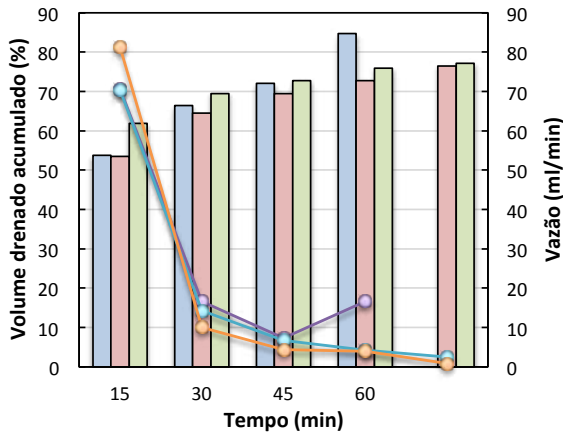


Figura 3 - TAS = 1,75 kg.m<sup>-2</sup>

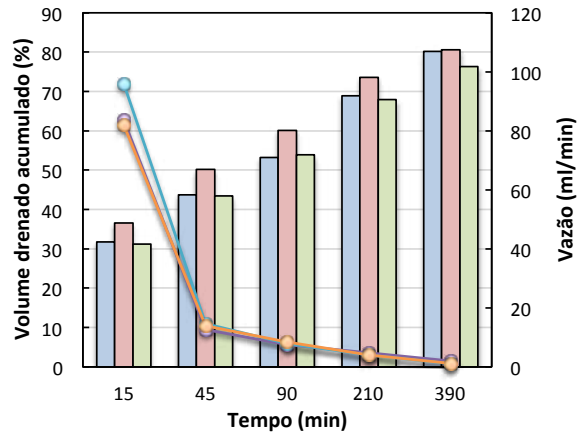


Figura 4 - TAS = 3,5 kg.m<sup>-2</sup>

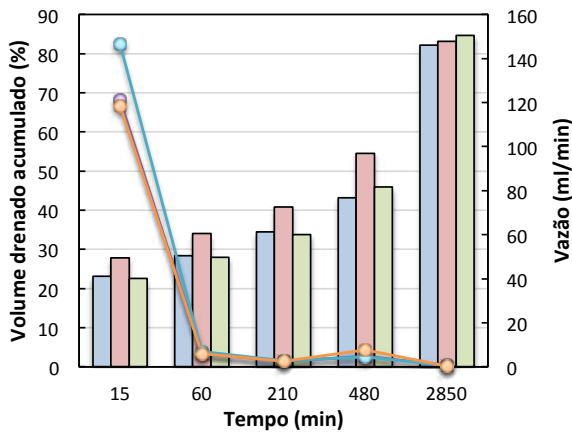


Figura 5 - TAS = 7,0 kg.m<sup>-2</sup>

**Legenda**

- RT-26: Volume drenado (%)
- RT-16: Volume drenado (%)
- RT-31: Volume drenado (%)
- RT-26: Vazão (ml/min)
- RT-16: Vazão (ml/min)
- RT-31: Vazão (ml/min)

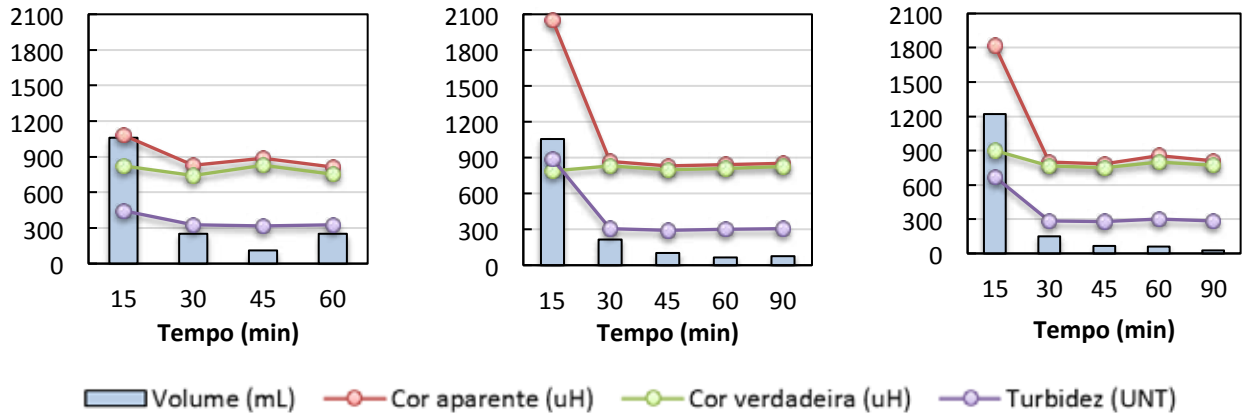
Enquanto o tempo gasto para a extinção da lâmina de água nos ensaios com TAS de 1,75 kg.m<sup>-2</sup> foi de aproximadamente 60 minutos para a manta geotêxtil RT-26 e de 90 minutos para as mantas RT-16 e RT-31, para a TAS de 3,5 kg.m<sup>-2</sup> foi de 6,5 h e para a de 7,0 kg.m<sup>-2</sup> o tempo de drenagem foi de 47,5 h. Nota-se que independentemente da taxa de aplicação de sólidos, os resultados apresentaram uma relação inversa entre o volume de drenado acumulado e a vazão ao longo do tempo. Esse resultado era esperado, uma vez que à medida que os poros das mantas são obstruídos pela

retenção de partículas de lodo a vazão de drenado é reduzida em função do tempo.

Os percentuais de volume de água livre drenada foram próximos para as três mantas geotêxteis (em torno de 80%). Isso pode ser justificado pelas semelhanças nas propriedades hidráulicas das mesmas (fluxo de água, permissividade e condutividade hidráulica), descritas na Tabela 4.

São apresentadas nas Figuras 6, 7 e 8, os resultados das análises de cor e turbidez dos drenados para as três mantas selecionadas, em cada uma das TAS estudadas.



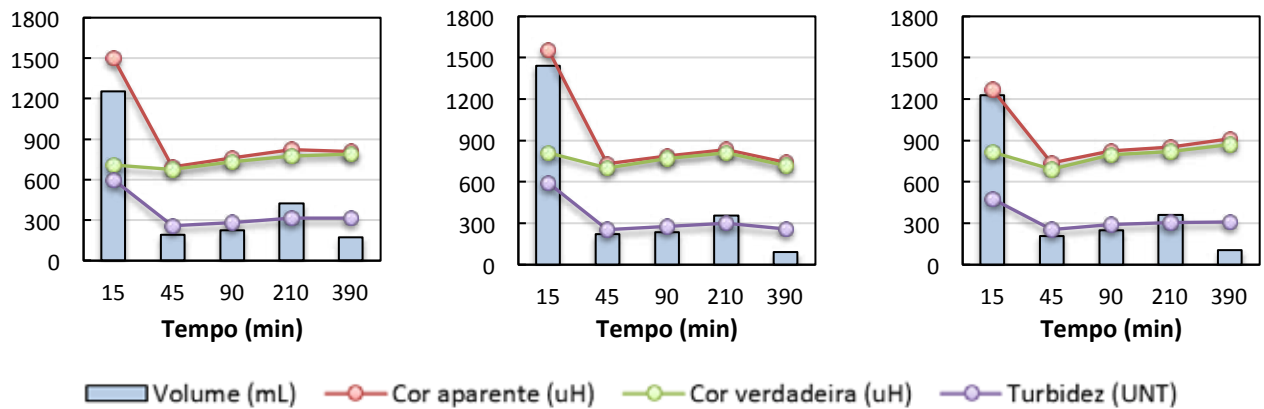


a) RT-26

b) RT-16

c) RT-31

**Figura 6** - Dados de volume, cor aparente, cor verdadeira e turbidez ao longo do tempo da fase de drenagem à TAS = 1,75 kg.m<sup>-2</sup> para as mantas: (a) RT-26; (b) RT-16; e (c) RT-31

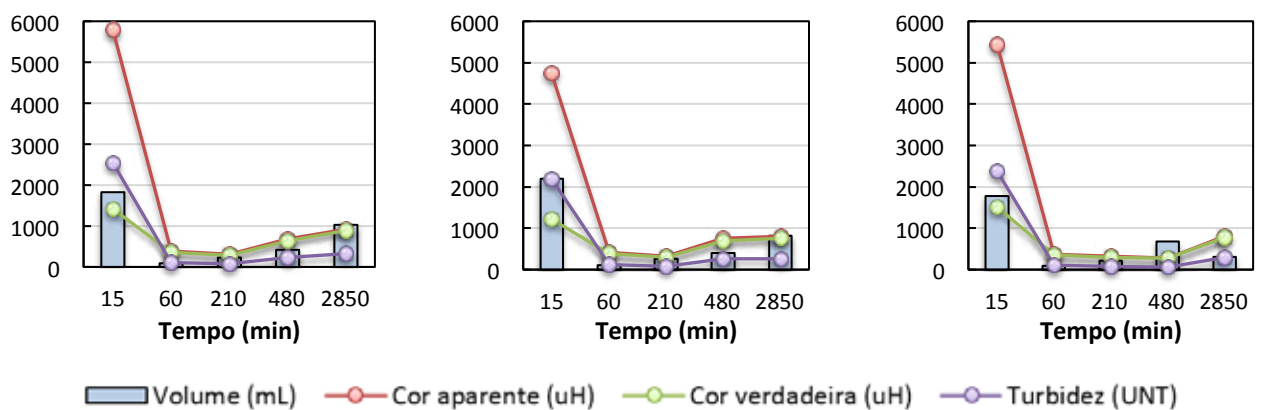


a) RT-26

b) RT-16

c) RT-31

**Figura 7** - Dados de volume, cor aparente, cor verdadeira e turbidez ao longo do tempo da fase de drenagem à TAS = 3,5 kg.m<sup>-2</sup> para as mantas: (a) RT-26; (b) RT-16; e (c) RT-31



a) RT-26

b) RT-16

c) RT-31

**Figura 8** - Dados de volume, cor aparente, cor verdadeira e turbidez ao longo do tempo da fase de drenagem à TAS = 7,0 kg.m<sup>-2</sup> para as mantas: (a) RT-26; (b) RT-16; e (c) RT-31

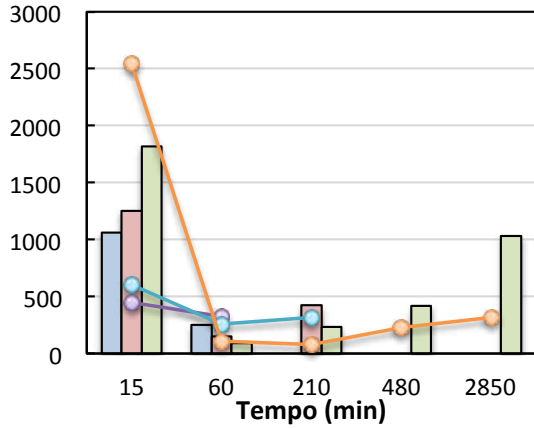
De modo geral, nos primeiros 15 minutos, a água drenada apresentou elevada cor e turbidez em todos os ensaios (considerando-se os valores obtidos posteriormente), enquanto que nas segundas coletas, correspondentes a 30 minutos após o início da drenagem, tais parâmetros apresentaram valores significativamente mais baixos. Para a TAS de  $7,0 \text{ kg.m}^{-2}$ , apesar dos altos resultados de turbidez e cor verificados na amostra de drenado coletado aos 15 minutos, a redução foi de cerca de 90% para cor aparente, 65% para cor verdadeira e 92% para turbidez considerando-se a amostra de drenado coletado aos 30 minutos de ensaio. A clarificação do drenado está relacionada à retenção de partículas de lodo nas mantas, causando a obstrução dos poros, favorecendo a ação de “coar” do geotêxtil e em contrapartida diminuindo a vazão de drenado.

Para algumas amostras os volumes de drenado coletados em tempos posteriores foram relativamente maiores que os volumes obtidos nos tempos de coleta anteriores. Essa observação pode ser notada principalmente nos sistemas com TAS de  $3,5 \text{ kg.m}^{-2}$  e  $7,0 \text{ kg.m}^{-2}$ , independentemente da manta geotêxtil de composição do LD. Uma explicação possível é que essa diferença tenha ocorrido pelo surgimento de caminhos preferenciais na manta de lodo e no próprio meio filtrante (manta), em função da menor disponibilidade de água livre, tendo como consequência, nessas situações, a deterioração da qualidade dos drenados.

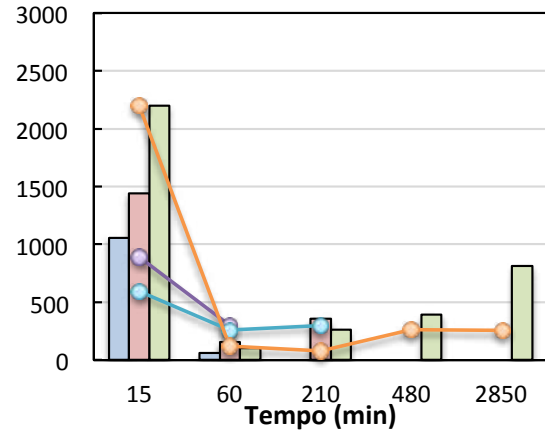
Ao comparar os resultados de turbidez obtidos quando o sistema foi submetido à TAS de  $1,75 \text{ kg.m}^{-2}$  (Figura 6), foi possível observar que nos primeiros 15 minutos da fase de drenagem a manta

RT-26 foi a que apresentou melhor desempenho na qualidade do drenado, enquanto a RT-16 apresentou o pior desempenho. Já no sistema de leito de drenagem com TAS de  $3,5 \text{ kg.m}^{-2}$ , entretanto, a qualidade da água drenada foi semelhante entre essas mesmas mantas (601 UNT para RT-26 e 592 UNT para RT-16), conforme a Figura 7. Por fim, a diferença de turbidez da água drenada no primeiro intervalo de tempo pré-determinado para todos os geotêxteis foi menor para o ensaio com TAS de  $7,0 \text{ kg.m}^{-2}$  (Figura 8). Apesar das diferenças entre a permissividade hidráulica e abertura aparente das mantas, constatadas na Tabela 4, a taxa de aplicação possui influência sobre as propriedades hidráulicas, visto que a porosidade e a abertura dos poros são afetadas, alterando assim o comportamento drenante do geotêxtil, sendo essa a possível causa da controversa nos resultados obtidos.

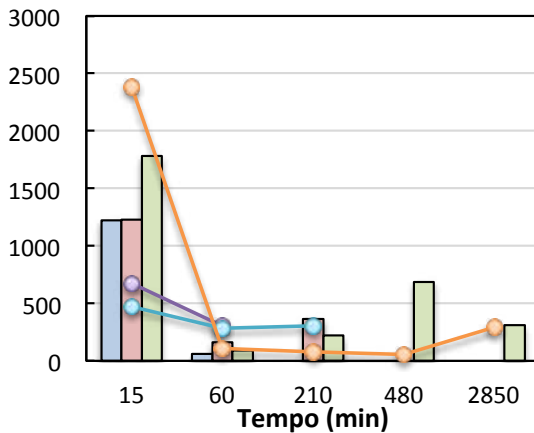
As Figuras 9, 10 e 11 apresentam as comparações dos resultados de turbidez e volume de drenado para cada um dos geotêxteis testados com diferentes TAS. Uma diferença significativa de turbidez é observada em todos os ensaios para a TAS de  $7,0 \text{ kg.m}^{-2}$  nos primeiros 15 minutos de drenagem. Já nos intervalos de tempo seguintes, os resultados foram reduzidos a valores inferiores aos drenados das demais taxas. Uma vez que a TAS é maior, a obstrução dos poros durante os primeiros 15 minutos também é maior, dificultando a passagem da água livre, e ao mesmo tempo melhorando a qualidade do drenado. A partir de 480 minutos, os valores desse parâmetro passam a ser semelhantes aos das demais taxas, em razão da redução do volume de água livre a ser drenada no LD e pelo aumento do volume de drenado coletado.



**Figura 9** - Comparação entre as TAS de 1,75 kg.m<sup>-2</sup>, 3,5 kg.m<sup>-2</sup> e 7,0 kg.m<sup>-2</sup> para RT-26



**Figura 10** - Comparação entre as TAS de 1,75 kg.m<sup>-2</sup>, 3,5 kg.m<sup>-2</sup> e 7,0 kg.m<sup>-2</sup> para RT-16



**Figura 11** - Comparação entre as TAS de 1,75 kg.m<sup>-2</sup>, 3,5 kg.m<sup>-2</sup> e 7,0 kg.m<sup>-2</sup> para RT-31

**Legenda**

- Volume (mL) (TAS=1,75 kg m-2)
- Volume (mL) (TAS=3,5 kg m-2)
- Volume (mL) (TAS=7,0 kg m-2)
- Turbidez (UNT) (TAS=1,75 kg m-2)
- Turbidez (UNT) (TAS=3,5 kg m-2)
- Turbidez (UNT) (TAS=7,0 kg m-2)

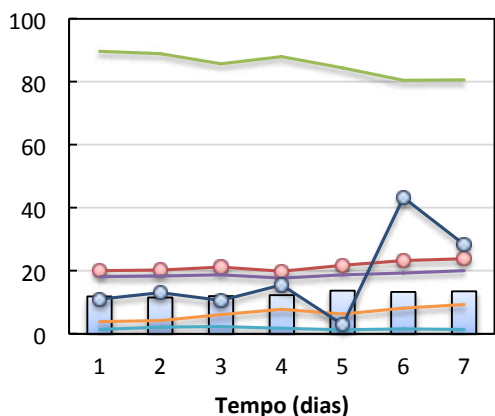
**Fase de secagem**

Assim que cessada a fase de drenagem, o lodo retido foi submetido totalmente à ação das variáveis climáticas (temperatura, umidade ambiente, orvalho, vento, irradiação solar e pluviosidade), iniciando, assim, a etapa de desidratação do material. De acordo com Achon et al. (2008), a velocidade do processo de desidratação está fundamentalmente relacionada a essas variáveis, visto que a evaporação é o principal fator responsável pela secagem.

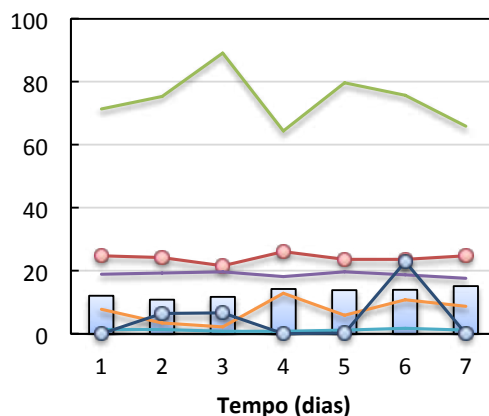
As Figuras 12, 13 e 14 apresentam os resultados diários obtidos para o teor de sólidos e variáveis climáticas avaliados na TAS de 1,75 kg.m<sup>-2</sup> para os geotêxteis RT-26, RT-16 e RT-31, respectivamente. Por meio da variação diária do percentual de sólidos, é possível verificar a importância da ação das mesmas no processo de desidratação, a qual ocorre com mais facilidade em condições climáticas mais favoráveis (ausência de chuva, maiores temperaturas, maiores velocidades do vento). Isso pode ser verificado comparando-se os resultados da Figura 12 com as Figuras 13 e 14. Ao final da fase de secagem,

foi obtido um teor de 13,5% de sólidos no ensaio da manta RT-26, ao passo que para as mantas RT-16 e RT-31, os teores foram de respectivamente, 15,2% e 16,4%. Dentre as variáveis contribuintes para esse resultado, destacam-se a umidade relativa do ar, cuja média durante o ensaio com geotêxtil RT-26 foi de 85,4%, enquanto nos demais foi de 74,5%; a tempe-

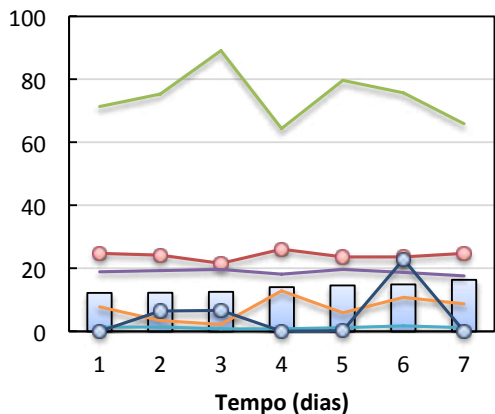
ratura, com média de 21,5 °C no ensaio com a manta RT-26 e de 24,1°C nos demais; e a pluviosidade de menor intensidade nos ensaios com as mantas RT-16 e RT-31. A ação conjunta dessas variáveis foi responsável pelo aumento da evaporação da água presente no lodo retido nas mantas, resultando em melhor eficiência nesses ensaios.



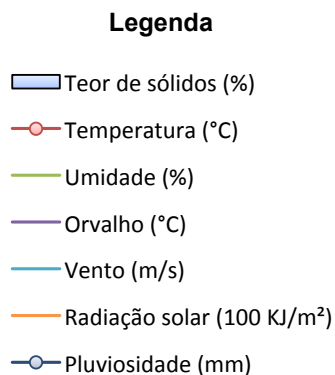
**Figura 12** - Dados do teor de sólidos (%) e médias diárias das variáveis climáticas para RT-26 com TAS = 1,75 kg.m<sup>-2</sup>



**Figura 13** - Dados do teor de sólidos (%) e médias diárias das variáveis climáticas para RT-16 com TAS = 1,75 kg.m<sup>-2</sup>

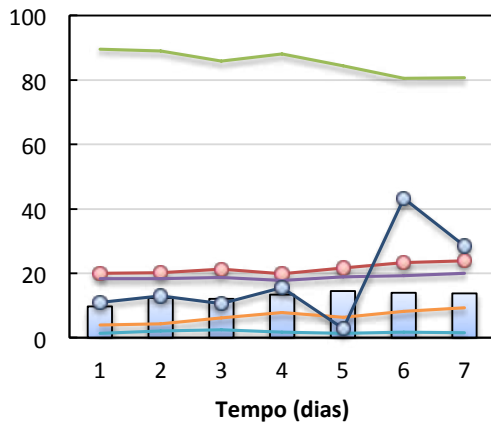


**Figura 14** - Dados do teor de sólidos (%) e médias diárias das variáveis climáticas para RT-31, submetida à TAS = 1,75 kg.m<sup>-2</sup>

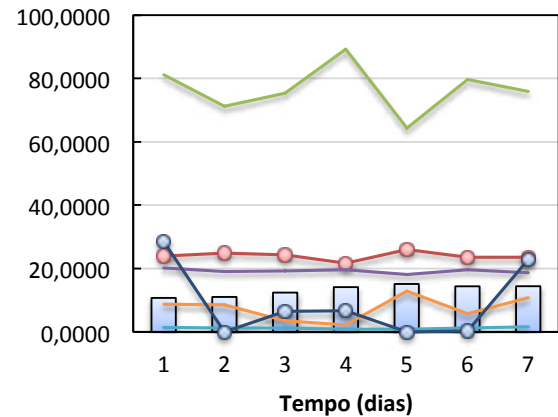


As Figuras 15, 16 e 17 apresentam os resultados diários obtidos para o teor de sólidos e as variáveis climáticas avaliados para os geotêxteis RT-26, RT-16 e RT-31, respectivamente, no ensaio com TAS de 3,5 kg.m<sup>-2</sup>. A ocorrência de precipitação distribuída entre as 18:00 h do quinto dia e às 03:00 h do sexto dia do ensaio com a manta RT-26 (Figura 15) resultou numa redução do teor de sólidos totais. Isso também foi notado para o sétimo dia considerando-se os geotêxteis RT-16 e RT-31 (Figuras 16 e 17), onde o mesmo foi submetido a um volume de chuva distribuída entre às 01:00 h e às 07:00 h.

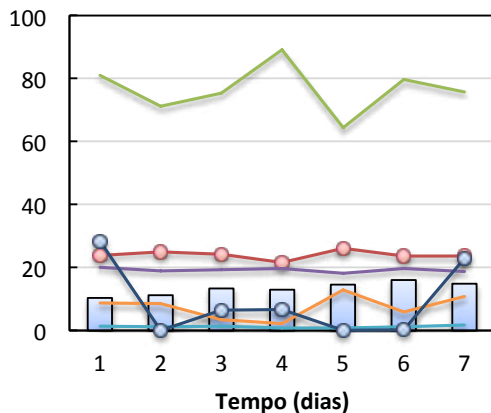
Ainda é possível notar que em alguns dias, mesmo não havendo precipitação nas últimas 24 h anteriores ao horário da coleta, o teor de sólidos foi menor que o dia anterior. A ação conjunta das variáveis climáticas pode ter sido responsável por essa redução, como o aumento de umidade, orvalho e baixa velocidade do vento, uma das principais variáveis no processo, pois a perda de umidade do lodo para o ar atmosférico é possível com a troca de ar, e também com a radiação solar, capaz de fornecer energia térmica para a água contida no lodo, facilitando sua evaporação.



**Figura 15** - Dados do teor de sólidos (%) e médias diárias das variáveis climáticas para RT-26 com TAS = 3,5 kg.m<sup>2</sup>



**Figura 16** - Dados do teor de sólidos (%) e médias diárias das variáveis climáticas para RT-16 com TAS = 3,5 kg.m<sup>2</sup>



**Figura 14** - Dados do teor de sólidos (%) e médias diárias das variáveis climáticas para RT-31 com TAS = 3,5 kg.m<sup>2</sup>

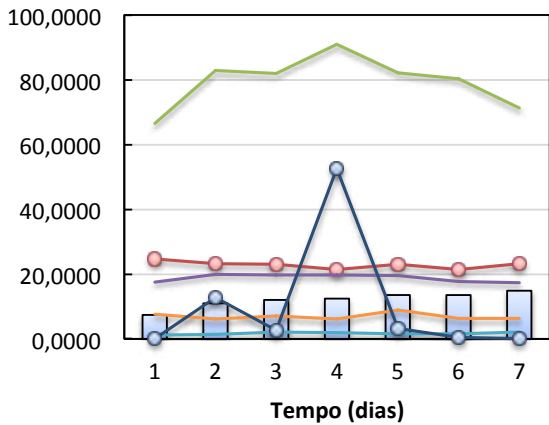
#### Legenda

- Teor de sólidos (%)
- Temperatura (°C)
- Umidade (%)
- Orvalho (°C)
- Vento (m/s)
- Radiação solar (100 KJ/m<sup>2</sup>)
- Pluviosidade (mm)

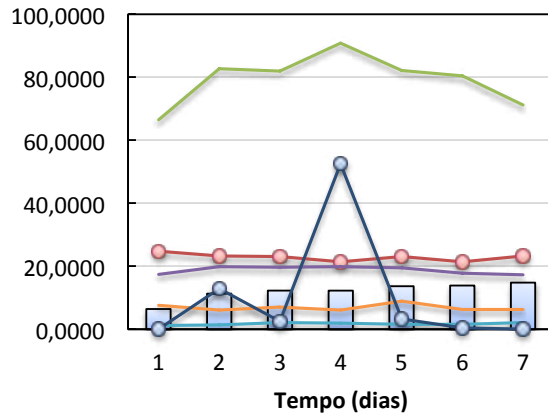


Os resultados diários obtidos para o teor de sólidos e as variáveis climáticas no ensaio com TAS de 7,0 kg.m<sup>-2</sup>. As Figuras 18, 19 e 20 apresentam os resultados diários obtidos para o teor de sólidos e as variáveis climáticas avaliados para os geotêxteis RT-26, RT-16 e RT-31. Da mesma forma que nos ensaios anteriores, os resultados da fase de secagem para essa TAS apresentaram teores de sólidos semelhan-

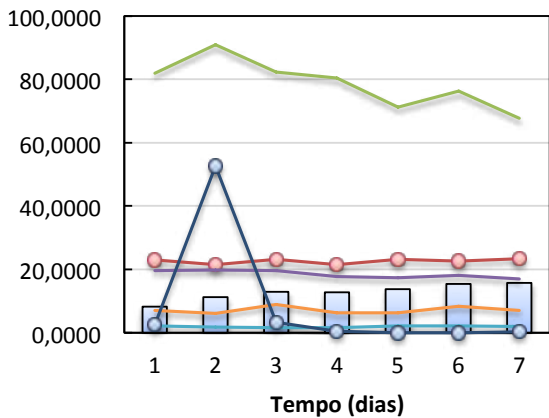
tes, sendo de 14,9%, 14,8% e 15,7% para as mantas RT-26, RT-16 e RT-31, respectivamente. Até o terceiro dia da fase de secagem, as condições climáticas favoreceram a perda de água do lodo, porém houve um retardo do percentual de sólidos no quarto dia, em virtude do evento de 52,6 mm de chuva distribuída entre as 13:00 h e as 18:00 h do dia anterior e entre as 00:00 h e as 01:00 h do dia da coleta.



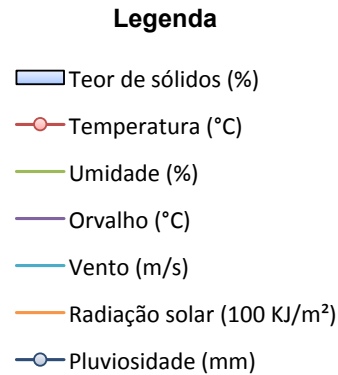
**Figura 18** - Dados do teor de sólidos (%) e médias diárias das variáveis climáticas para RT-26 com TAS = 7,0 kg.m<sup>-2</sup>



**Figura 19** - Dados do teor de sólidos (%) e médias diárias das variáveis climáticas para RT-16 com TAS = 7,0 kg.m<sup>-2</sup>



**Figura 20** - Dados do teor de sólidos (%) e médias diárias das variáveis climáticas para RT-31 com TAS = 7,0 kg.m<sup>-2</sup>



A etapa de desidratação do lodo foi dificultada em todos os ensaios, uma vez que a ação conjunta das condições climáticas não favoreceu a eficiência da mesma. Dentre essas, destaca-se a alta umidade, responsável pelo retardo do processo de transferência de água para o meio, a ocorrência de chuvas, a baixa ação dos ventos e também o orvalho e a radiação solar.

Análises da secagem de lodo proveniente de ETAs em diversos estudos realizados sob condições climáticas mais favoráveis à desidratação apontaram a eficiência na remoção de sua umidade, tendo como resultados até na ordem de 90% de sólidos totais, comprovando, assim, o desempenho do leito de drenagem para a redução de volume (BARROSO, 2007; ACHON et al., 2008; SANTOS, 2012; KURODA, 2013).

#### 4 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos na fase de drenagem dos sistemas de Leito de Drenagem, compostos pelos geotêxteis RT-26, RT-16 e RT-31, em todas as TAS avaliadas (1,75 kg.m<sup>-2</sup>, 3,5 kg.m<sup>-2</sup> e 7,0 kg.m<sup>-2</sup>) evidenciaram que, nos primeiros 15 minutos, o volume drenado e os valores de turbidez e cor (aparente e verdadeira) são significativamente maiores do que aqueles obtidos em tempos posteriores preestabelecidos.

Ao se comparar o desempenho entre as mantas geotêxteis submetidas à mesma TAS no sistema, observou-se que o drenado coletado nos primeiros 15 minutos do LD constituído pela manta geotêxtil RT-31 foi o que apresentou, em média, menor turbidez, já que este possui propriedades hidráulicas (abertura aparente e permissividade) que favorecem a melhor qualidade de drenado. Foi verificado também que a taxa de aplicação de sólidos interfere no comportamento drenante do geotêxtil.

Os parâmetros avaliados nos drenados coletados apresentaram valores acima dos padrões estabelecidos pela Resolução Conama nº 430/2011 e

Deliberação Normativa Conjunta nº 01/2008, do Copam/CERH, e, portanto, necessitam de um tratamento posterior, evitando impactos negativos nos cursos d'água.

Durante a fase de secagem do lodo retido na manta, observou-se a importância da ação conjunta das variáveis climatológicas (temperatura, umidade ambiente, orvalho, velocidade do vento, radiação solar e pluviosidade) na aceleração ou retardamento do processo de desidratação do lodo. Neste trabalho, foi visto que o teor de sólidos do lodo durante o processo de secagem não ultrapassou 20%, em razão do contexto climatológico, que não contribuiu de forma efetiva na evaporação da água presente na torta. Entretanto, a vantagem desse tipo de sistema em relação aos leitos de secagem convencionais está mais relacionada com a etapa de drenagem em que a qualidade do drenado é superior e, considerando-se escala real, as áreas de implantação podem ser menores em função das elevadas TAS possíveis. Ressalta-se que devem ser conduzidos experimentos com esse tipo de lodo em situações climáticas mais favoráveis, de forma que seja possível avaliar também a influência das características do lodo na eficiência final da fase de secagem.

#### REFERÊNCIAS

- ACHON, C. L. et al. Leito de Drenagem: Sistema Natural para Redução de Volume de Lodo de Estação de Tratamento de Água. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, São Paulo, v.13, n. 1, p. 54 - 62, 2008.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.664**: Águas – Determinação de resíduos (sólidos) – Método gravimétrico. Rio de Janeiro, 1989.
- \_\_\_\_\_. **NBR 10.004**: Resíduos sólidos: Classificação. Rio de Janeiro, 2004.
- BARROSO, M. M. **Influência das micro e macro propriedades dos lodos de Estações de Tratamento de Águas no desaguamento por Leito de Drenagem**. 2007. 249 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.
- BIDIM. Soluções em geossintéticos. Especificação Técnica Geotêxtil Bidim. Disponível em: < <http://www.bidim.com.br/>>. Acesso em: 26 set. 2014.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Lex:** Diário Oficial da União, n. 92, p. 89 – 96, 2011.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (COPAM), CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE MINAS GERAIS (CERH-MG). Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Lex:** Diário do Executivo – “Minas Gerais”, 2008.

CORDEIRO, J. S. Processamento de lodos de Estações de Tratamento de Água (ETA's). In: ANDREOLLI, C. V. (Coord.). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final.** Capítulo 9. Rio de Janeiro: ABES, 2001. 282 p. (Projeto PROSAB).

FONTANA, A. O. **Sistema de Leito de Drenagem e Sedimentador como solução para a redução de volume de lodo de Decantadores e Reuso de água de Lavagem de Filtros – Estudo de Caso – ETA Cardoso.** 2004. 161 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 2004.

FONTANA, A. O. et al. Redução de lodo digerido gerado em lagoas de estabilização com utilização de leito de drenagem. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24. **Anais ...** Belo Horizonte, 2007.

KURODA, E. K. et al. Drenagem/secagem de lodo de decantadores de ETAs em manta geotêxtil. **Revista DAE**, São Paulo, n. 194, p. 24-34, 2013.

LOPES, L. N. A. et al. Avaliação do desaguamento de lodo de ETA em leito de secagem. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Anais ...** Campo Grande, 2005.

MORTARA, F. C. **Utilização de leitos de drenagem no desaguamento de lodos anaeróbios.** 2011. 241 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

PERES, S. D. **Técnicas aplicadas ao tratamento e redução dos efluentes líquidos de uma empresa de saneantes domissanitários.** 2005. 112 f. Dissertação (Mestrado Profissionalizante em Engenharia Ambiental e Tecnologias Limpas) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

SANTOS, B. **Avaliação da Aplicação do Sistema de Leito de Drenagem como tratamento do Lodo da Estação de Tratamento de Água Bom Jardim em Uberlândia-MG.** 2012. 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia. 2012.

SILVEIRA, C. et al. Desaguamento de lodo de Estações de Tratamento de Águas – ETAs por LD com mantas geotêxteis – escala reduzida. **Anais ...** Porto Alegre: 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2011.

SILVEIRA, C. **Desaguamento de lodo de Estações de tratamento de águas por leito de drenagem/secagem com manta geotêxtil.** 2012. 137 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Centro de Tecnologia e Urbanismo, Universidade Estadual de Londrina, Londrina. 2012.

# Proposição de critérios para a hierarquização de softwares utilizados na avaliação de perdas e indicadores de desempenho em sistemas de abastecimento de água

*Proposal of criteria for the harmhorization of software used in the evaluation of losses and performance indicators in water supply systems*

- **Data de entrada:**  
04/05/2016
- **Data de aprovação:**  
11/11/2016

Tiago S. Anunção\*

DOI: 10.4322/dae.2017.008

## Resumo

Em tempos em que a redução da capacidade de abastecimento por meio das fontes naturais de água é constatada de maneira cada vez mais intensa e o consumo é cada vez maior, é imprescindível a atenção para características como as perdas do sistema de distribuição e indicadores de desempenho que, quando em condições críticas, representam prejuízos de oferta para os consumidores e de faturamento para as companhias de saneamento em todo o mundo. O cálculo do balanço hídrico e os indicadores de desempenho por meio de ferramentas de softwares é a forma mais ágil e eficaz de realizar uma auditoria. Existem diversos modelos disponíveis; por sua vez, a existência de tantos modelos pode se tornar uma dificuldade para o usuário na escolha de qual software é o mais adequado. Nesse contexto, o presente trabalho tem por objetivo analisar estudos das aplicações de alguns programas e estabelecer critérios de análise que auxiliem o usuário na seleção do modelo de avaliação do sistema de abastecimento de água (SAA). Os resultados obtidos foram coerentes com as expectativas iniciais e direcionam o usuário para critérios técnicos e funcionais na escolha do melhor software para seu estudo.

**Palavras-chave:** Abastecimento de Água. Avaliação de Softwares. Critérios de Escolha.

## Abstract

*In times when there is a reduction in supply capacity through natural sources of water and the consumption is increasing, it is essential to pay attention to the features such as the losses of the distribution system and indicators of performance. The losses represent deficiency in the supply for the consumers and billing to sanitation companies around the world. The calculation of the water balance and performance indicators through software tools is a more agile and effective way to perform an audit. Several models are available; in turn, the existence of so many models can become a difficulty for the user to choose the software which is the most suitable for use. In this context, the present work aims to analyze the applications of some programs and to establish criteria of analysis that help the user in the selection of the evaluation model of the water supply system (SAA). The results were consistent with the initial expectations and direct the user to choosing the best software for their study.*

**Keywords:** Water Supply Systems. Water Loss. Software Evaluation. WB EasyCalc, Audit water.

Tiago S. Anunção\* – Engenheiro Civil pela Universidade Federal da Bahia (UFBA). E-mail: tiago0819@gmail.com.

\*Endereço para correspondência: Rua do Retorno, 3ª Tv., nº 05, Lot. Vila Mar, Nova Brasília, Salvador – BA.

## 1 INTRODUÇÃO

A utilização eficiente dos recursos naturais tem sido cada vez mais exigida, seja relativo à consciência ambiental de que as fontes são finitas e devem ser poupadas ao máximo, ou pelo aumento de demanda, gerando uma necessidade de oferta maior sem necessariamente aumentar a exploração dos recursos. Tal cenário não é diferente nos sistemas de abastecimento de água brasileiros e internacionais, o que levou diversas companhias a se preocupar e desenvolver métodos de avaliações de desempenho de seus serviços e produtos, do ponto de vista técnico e financeiro. A comparação entre diferentes companhias de saneamento, nacionalmente e internacionalmente, era algo complicado, uma vez que os índices apurados pelas concessionárias eram muito característicos para cada entidade. Foi diante dessa situação que a International Water Association (IWA) reuniu uma força tarefa contando com diversos profissionais de todas as partes do mundo e desenvolveu um trabalho em que estabeleceu uma gama de indicadores padronizados, levando em consideração fatores locais que interferem diretamente na “equalização” de cada índice do setor de abastecimento de água. Esse trabalho foi publicado no ano 2000 e deve servir de base para a avaliação do sistema de abastecimento como um todo, de maneira que auxilie as companhias de saneamento na busca pela eficiência da gestão com qualidade. Muitos softwares foram desenvolvidos baseando-se nas recomendações da IWA e estão disponíveis para utilização na avaliação dos sistemas de abastecimento de

água. Muitos estudos foram elaborados com esses softwares, o que permitiu uma comparação de características da aplicação dos mesmos e o estabelecimento de critérios de avaliação da funcionalidade e dos resultados que eles possibilitam. Em busca de agregar mais senso crítico sobre essas ferramentas, esta pesquisa foi elaborada.

## 2 OBJETIVO

O objetivo deste trabalho foi analisar aplicações, determinar critérios para escolha do usuário e hierarquizar os principais softwares disponíveis para avaliação das perdas e indicadores de desempenho em sistemas de abastecimento de água.

## 3 METODOLOGIA

Inicialmente foi realizada uma pesquisa sobre os programas mais referenciados na literatura e utilizados pelas concessionárias de abastecimento, para avaliação de perdas e indicadores de desempenhos em sistemas de abastecimento de água ao redor do mundo. A pesquisa em artigos técnicos, trabalhos acadêmicos, teses e organizações de estudo sobre perdas no abastecimento evidenciou um acervo de aplicações e serviu como ponto de partida para definição dos programas que seriam estudados. Foi identificado e analisado o emprego de sete diferentes softwares, em alguns casos com base de dados reais e outros de maneira hipotética. A Tabela 1 sintetiza as principais informações sobre cada modelo escolhido na pesquisa e suas respectivas fontes.



**Tabela 1:** Modelos de softwares avaliados.

SOFTWARE	DESENVOLVEDOR	OBSERVAÇÕES	INFORMAÇÕES E DOWNLOAD
BENCHLEAK	Water Research Commission (WRC)	Testado inicialmente em concessionárias de abastecimento na África do Sul com intuito de obter o consumo não faturado das empresas de saneamento, é um software de fácil acesso e que segue a metodologia de “melhores práticas” da IWA.	www.wrc.org.za
WATER AUDIT	American Water Works Association (AWWA)	Software de edição do balanço hídrico e cálculo de alguns indicadores, possibilita uma classificação de 1 a 10 para cada dado de entrada, especificando sua confiança.	www.awwa.org
WB EASYCalc	Liemberger & Partners (L&P)	Mais difundido entre os trabalhos pesquisados, a empresa que o desenvolveu é austríaca, independente, e presta diversos serviços para concessionárias de saneamento pelo mundo, inclusive o de auditoria de águas e apuração de indicadores de desempenho seguindo os procedimentos da IWA.	www.liemberger.cc
AQUALITE	Water Research Commission (WRC)	É uma espécie de atualização do BENCHLEAK, mais recente e com mais opções de indicadores. Também segue as premissas da IWA.	www.wrc.org.za
SIGMA LITE	Instituto Tecnológico del Agua-Valencia Polytechnic University (ITA-Valencia)	Programa baseado em todos os indicadores de desempenho estabelecidos pela IWA para o saneamento, as chances de erros nesse programa são bem reduzidas devido a sua sistemática de inserção de dados.	www.sigma-lite. software.informer. com/2.0
WDM SCORECARD	Water Research Commission (WRC)	Difere dos outros softwares de avaliação do saneamento por não apresentar uma estrutura de inserção de dados de forma direta. O tipo de resultado apresentado é baseado em um conjunto de perguntas e opções de respostas ponderadas submetidas ao usuário, que ao fim dos questionamentos oferecidos emite um <i>spider diagram</i> de avaliação das áreas críticas da concessionária de abastecimento, fundamentado nas respostas do usuário.	www.wrc.org.za
EURWB&Picals	International Leakage Management Support Services (ILMSS Ltda.)	Segue os procedimentos da IWA, é mais utilizado pelas empresas de saneamento da comunidade europeia, sua obtenção não é tão simples e necessita de uma solicitação de contato direto com o seu desenvolvedor. Alguns de seus recursos são pagos.	www.leakssuite.com

#### 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A fixação dos critérios de avaliação para os softwares foi estabelecida de maneira subjetiva conforme características analisadas no estudo de suas aplicações, classificando-os em níveis básicos, intermediários e avançados. conforme explicitado na Tabela 2.

**Tabela 2:** Classificação dos critérios em níveis

NÍVEIS	CRITÉRIOS	OBSERVAÇÕES
Básico	Acessibilidade	Esses critérios estão relacionados a características primárias que não têm influência nos resultados do modelo, representam informações de compreensão genérica dos softwares por parte do usuário.
	Uso Livre	
	Plataforma Base	
Intermediário	Manual de Utilização	Os critérios intermediários traduzem aspectos de funcionalidade dos softwares que facilitam sua utilização, cooperando de forma positiva para alcance dos diagnósticos dos sistemas avaliados.
	Operação de Interface	
	Alteração de Unidades	
	Flexibilização de Idioma	
Avançado	Base de Dados	Esses são os critérios fundamentais da pesquisa, que norteiam o usuário de forma mais completa sobre qual é o modelo mais adequado para suas avaliações.
	Limites de Confiança	
	Indicadores de Desempenho	
	Balanço Hídrico	
	Avaliação do SAA	
	Avaliação dos Resultados	

A Tabela 3 especifica características para cada critério considerado relevante para o usuário na avaliação dos modelos.

**Tabela 3:** Especificação dos critérios

CRITÉRIOS	OBSERVAÇÕES
Acessibilidade	Relaciona-se à necessidade de cadastro em organizações, solicitação indireta do software a terceiros ou um simples download.
Uso Livre	Avalia se a obtenção do programa dispndia algum custo para o usuário.
Plataforma Base	Os softwares podem ser baseados em planilhas de Excel ou possuem uma programação diferenciada.
Manual de Utilização	Refere-se à existência de um guia que facilite e agilize a operação do usuário.
Operação de Interface	Critério relacionado à facilidade de inserção de dados ou respostas proporcionadas pelo software de maneira simples e prática.
Alteração de Unidades	Potencializa o uso do modelo e coopera para mitigar os erros de possíveis conversões de grandezas.
Flexibilização de Idioma	Analisa a facilidade de universalização do modelo com base nas possibilidades de alterações de idiomas para sua operação.
Base de Dados	Verifica a necessidade de o usuário possuir uma base de dados do SAA; mesmo que fictícia, para inserir no modelo, ou se apenas com um entendimento completo do gerenciamento do sistema de abastecimento é possível obter resultados.
Limites de Confiança	Influenciam bastante na fidelidade dos resultados obtidos, pois a variação desses dados pode muitas vezes mascarar uma situação que não é a real do SAA.
Indicadores de Desempenho	Permitem uma análise qualitativa e comparativa das perdas e de outros aspectos do sistema.
Balanço Hídrico	
Avaliação do SAA	É um critério referente à existência de resultados da aplicação dos modelos e se os mesmos possibilitam uma análise do sistema
Avaliação dos Resultados	Indica os pontos de necessidade de melhoria com base nos resultados obtidos.

A forma de avaliação dos critérios de acessibilidade e operação de interface foi realizada considerando uma variação de níveis de dificuldade entre fácil, regular e difícil. Já para o critério relacionado aos indicadores de desempenho avaliou-se a base de indicadores recomendados e utilizados pela IWA na avaliação de sistemas de abastecimento de água e os que são disponíveis pelos softwares. Os demais critérios foram avaliados em função de sua existência. As análises realizadas resultaram na Tabela 4, apresentada a seguir.

**Tabela 4:** Avaliação de softwares de análise de perdas em SAA

NÍVEIS	CRITÉRIOS	BENCHLEAK	WATER AUDIT	WB EASYCalc	AQUALITE	SIGMA LITE	WDM SCORECARD	EURWB&Picals
Básico	Acessibilidade	Fácil	Regular	Fácil	Fácil	Fácil	Regular	Regular
	Uso Livre	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim
	Plataforma Base	Excel	Excel	Excel	-	-	-	Excel
Intermediário	Manual de Utilização	Sim	Não					
	Operação de Interface	Regular	Fácil	Fácil	Regular	Fácil	Fácil	Regular
	Alteração de Unidades	Não	Sim	Não	Sim	Não	-	Não
Avançado	Flexibilização de Idioma	Não	Não	Sim	Não	Não	Não	Não
	Base de Dados	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim	Não	Sim
	Limites de Confiança	Não	Sim	Sim	Sim	Sim	-	Não
	Indicadores de Desempenho	Sim	Sim	Sim	Sim	Todos	Não	Sim
	Balanço Hídrico	Sim	Sim	Sim	Sim	Não	Não	Sim
	Avaliação do SAA	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim
Avaliação dos Resultados	Não	Sim	Sim	Sim	Não	Não	Não	

A aplicação do método de avaliação dos critérios considerando-os em níveis foi satisfatória por ponderar a importância do grupo que fundamenta os resultados dos softwares analisados. A avaliação de cada modelo com base no grupo dos critérios avançados, já que este é de maior importância na avaliação do sistema por estar relacionado diretamente ao seu diagnóstico, evidenciou os modelos Water Audit e WB EasyCalc, confirmando a realidade de preferência de utilização, principalmente para edição do balanço hídrico e apuração de alguns indicadores de desempenho, na maioria das pesquisas analisadas.

## 5 CONCLUSÃO

Avaliando os resultados obtidos das análises das aplicações dos modelos, os critérios pontuados e as avaliações desses critérios para cada software, conclui-se que o estudo proporciona ao usuário uma ferramenta objetiva e eficaz para

escolher qual o modelo mais adequado para seus estudos com base nos seus objetivos, restrições e dados disponíveis.

## REFERÊNCIAS

- ALEGRE, H. **Indicadores de Desempenho de Sistemas de Abastecimento de Água** - Trabalho em Curso no Âmbito da IWSA. Lisboa, Portugal, 1998.
- LAMBERT, A., PEARSON, D. (2013). **Accounting for Water Leakage and Measuring Performance**. WATER AND WASTE MANAGEMENT.
- MELATO, D. S.. **Discussão de uma Metodologia para Diagnóstico e Ações para Redução de Perdas de Água: Aplicação no Sistema de Abastecimento de Água da Região Metropolitana de São Paulo**. São Paulo, 2010.
- TSITSIFLI, S., KANAKOUDIS, V.. **Presenting a New User-Friendly Toll to Assess the Performance Level & Calculate the Water Balance of Water Networks**, 2013.
- THORNTON, J.. **Water Loss Control Manual**. New York: McGraw-Hill, 2002, 1ª edição.
- TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de Água**. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006, 3a edição

# Detecção de tendências hidroclimáticas interanual na bacia do rio São Francisco

*Detection of interannual hydro-climate trends in the São Francisco river basin*

• **Data de entrada:**  
16/07/2016

• **Data de aprovação:**  
16/12/2016

Júlio César Penereiro\* / Vanessa Fernanda Vick Garcia

DOI:10.4322/dae.2017.009

## Resumo

No presente trabalho realizaram-se análises estatísticas da variabilidade anual das temperaturas mínima, média e máxima, das precipitações pluviométricas e dos índices de vazão ao longo da bacia do rio São Francisco. Procurou-se identificar, por meio de testes estatísticos, pontos de mudança no comportamento hidrológico e climático em séries temporais. Utilizaram-se a Análise de Regressão Linear e os testes não paramétricos de Mann-Kendall e de Pettitt. Trabalhou-se com as medições realizadas pela Agência Nacional de Águas, em 24 localidades, e pelo Instituto Nacional de Meteorologia, em 15 localidades. Os resultados, apresentados em forma de gráficos, tabelas e mapas, confirmam que a maioria das localidades avaliadas não registrou tendências climáticas, em particular na precipitação. As análises dos dados de vazão não revelam tendências nas localidades do montante da Barragem de Sobradinho. Contudo, foram observadas tendências em todas as localizações da jusante dessa barragem a partir de 1986. Essa data é próxima do início de operação dessa barragem, o que pode ser o indício de uma das causas para a mudança ambiental verificada naquela região do Brasil.

**Palavras-chave:** Análises de tendências. Mudanças ambientais. Bacia hidrográfica.

## Abstract

*In the present work, a statistical analysis was performed, considering the annual variability of minimum, average and maximum temperatures, rainfall and flow rates in Sao Francisco river basin. Using statistical tests, we aimed to identify changing points in both the hydrologic and climatic behaviours of the time series. Linear Regression Analysis and Mann-Kendall and Pettitt nonparametric tests were applied. The observations were made by the National Water Agency, in 24 localities, and the National Institute of Meteorology, in 15 localities. The results, presented in the form of graphs, tables and maps, confirmed that most of the evaluated localities did not record climate trends, particularly in precipitation. The analysis of flow data did not show trends in localities upstream Sobradinho Dam. However, trends for all locations downstream Sobradinho Dam after 1986 were observed. This date is close to the start of the dam operation, what may represent one of the causes for the environmental changes verified in that Brazilian region.*

**Keywords:** Trends analysis. Environmental changes. Watershed.

**Júlio César Penereiro** – Professor e pesquisador do Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Sistemas de Infraestrutura Urbana da Pontifícia Universidade Católica de Campinas (PUC-Campinas). E-mail: jcp@puc-campinas.edu.br.

**Vanessa Fernanda Vick Garcia** – Engenheira Ambiental pela Pontifícia Universidade Católica de Campinas (PUC-Campinas)

\***Endereço para correspondência:** Centro de Ciências Exatas, Ambientais e de Tecnologias (CEATEC) - PUC-Campinas, Rodovia Dom Pedro I, km 136, Parque das Universidades, 13086-900, Campinas, SP. Telefone: (19) 3343-7023.

## 1 INTRODUÇÃO

Desde a década de 1980, por meio de métodos científicos, os estudos que indicam as possibilidades de variação no clima em nível regional e global vêm despertando interesses na comunidade acadêmica, científica e no público em geral. No que concerne aos aspectos científicos, o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, na sigla em inglês) do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) é o órgão mundial que está encarregado de apoiar e divulgar, por meio de relatos e trabalhos científicos, as avaliações do clima e os cenários de mudanças climáticas para o futuro.

Apesar da existência de muitas controvérsias a respeito da influência humana sobre o clima terrestre, o Quarto e Quinto Relatórios Científicos do IPCC, nas siglas IPCC-AR4 (MEEHL et al., 2007) e IPCC-AR5 (TOLLEDO, 2013; IPCC, 2016), respectivamente, apresentam evidências de variações dos parâmetros climáticos desde meados da década de 1970, sendo possível afirmar inequivocamente que uma parte da variabilidade do clima seja uma consequência do atual aquecimento global observado. As principais conclusões extraídas desses dois relatórios sugerem com grau superior a 90% de confiabilidade, que o aquecimento global das últimas cinco décadas é causado pelas atividades antropogênicas. Nesse sentido, as evidências de mudanças nos regimes das temperaturas e precipitações são frequentemente apontadas como consequência da interferência dos seres humanos no ambiente, especialmente devido a desmatamentos, queimadas, emissões de gases de efeito estufa e partículas de aerossóis, além da crescente urbanização sem planejamento e o uso do solo de forma inadequada (MARENGO, 2007). Não obstante essas interferências, sabe-se que o ciclo hidrológico de um rio, ou de uma bacia hidrográfica, é um processo complexo que também é influenciado em suas características físicas pelo clima local, assim como pelas atividades humanas no seu entorno (ZHENMEI et al., 2008).

Considerando o acelerado desenvolvimento urbano e agroindustrial ocorrido nas últimas décadas

no Brasil, em particular em várias partes das regiões Norte e Nordeste, esse fenômeno socioeconômico tem provocado a degradação dos recursos hídricos dessas regiões, tanto nos aspectos quantitativos como qualitativos. Essa degradação vem ocorrendo, principalmente, devido ao uso da água e do solo sem um gerenciamento adequado e à quase ausência de tratamento do esgoto urbano e industrial (GROPPO et al., 2005). Além desses fatores, as queimadas, em conjunto com a poluição e, conseqüentemente, a destruição da mata ciliar, em médio e longo prazo, podem degradar e diminuir a capacidade de armazenamento de água da sub-bacia que lhe pertence, alterando o regime de vazão dos rios ali existentes (ANA, 2013). Constata-se, portanto, que as matas ciliares participam de processos vitais para a manutenção dos recursos hídricos, sendo por isso importante a proteção e preservação dos remanescentes de vegetação no que tange uma largura mínima de 30 m das margens de um determinado rio, além do escoamento da água em decorrência das chuvas precipitadas em bacias hidrográficas.

Os estudos sobre alterações nos padrões climáticos locais e regionais em bacias hidrográficas são também de fundamental importância para verificar o comportamento desses sistemas ao longo dos anos. Essa conduta possibilita uma melhor compreensão desses sistemas ambientais para realizar previsões visando ao planejamento dos recursos de água por meio de reservatórios para o abastecimento de cidades, irrigação para agricultura, geração de energia elétrica, dentre outros (ANA, 2013).

Uma maneira de estudar o clima local e regional engloba análises nas variabilidades dos parâmetros climatológicos, particularmente aquelas medidas relacionadas às séries temporais de temperaturas, precipitações, umidade relativa do ar e pressão atmosférica. Do ponto de vista matemático, para realizar estudos confiáveis envolvendo as variáveis climáticas é necessário aplicar e analisar métodos estatísticos paramétricos e não paramétricos, que possam fornecer informações relevantes para a

análise de variabilidades, investigação de tendências climáticas e, eventualmente, de outras variáveis relacionadas, como é o caso de vazões em rios (ALEXANDRE et al., 2010). Nesse sentido, métodos não paramétricos, como os de Mann-Kendall e de Pettitt, são frequentemente empregados, pois, segundo Sansigolo e Nery (2000), eles possuem um maior embasamento estatístico para modelos teóricos de descrição climática, apesar das dificuldades no estabelecimento da existência de tendências significativas devido à grande variabilidade natural das medidas meteorológicas.

A detecção de tendência tem sido amplamente utilizada por meio de métodos estatísticos (BACK, 2001; GROppo et al., 2005; MORAES et al. 1995; ALEXANDRE et al., 2010; PENEREIRO et al., 2016; entre outros). Contudo, não há na literatura estudos utilizando métodos não paramétricos em séries temporais climáticas e hidrológicas observadas em locais na região da bacia hidrográfica do rio São Francisco. É nessa vertente que o presente artigo foi direcionado.

## 2 OBJETIVOS

Foram investigados, por meio de análises exploratórias de séries temporais, índices anuais das temperaturas (mínima, média e máxima), precipitação pluviométrica e vazão nas regiões pertencentes à bacia hidrográfica do rio São Francisco, uma das mais importantes das regiões Sudeste e Nordeste do Brasil, devido aos seus aspectos socioeconômico e ambiental. O estudo visou analisar a variabilidade anual ao longo de cada série temporal de parâmetros hidrológicos e climáticos observados em localidades da referida bacia. Por meio desse procedimento, foi possível identificar pontos de mudança brusca no comportamento de uma determinada série durante o período em que foi observada e, por meio de análises estatísticas, determinar a ocorrência de tendências. Para tanto, empregaram-se métodos estatísticos paramétricos e não paramétricos. Os resultados das aplicações desses testes, em particular os de Mann-Kendall e de Pettitt, possibilitaram confeccionar mapas relativos às

distribuições de tendências para cada variável hidroclimática em questão e, a partir desses procedimentos, avaliar as possíveis influências de ações antropogênicas e naturais ao longo referida bacia.

## 3 METODOLOGIA

### 3.1 Área de estudo e descrição dos dados utilizados

O curso principal do rio São Francisco, mostrado na Figura 1, tem 2.814 km de extensão no sentido sul-norte, com nascente no município de São Roque de Minas (MG) e a foz no Oceano Atlântico, entre os estados de Alagoas e Sergipe, onde se observa uma vazão média anual de  $2.980 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ . Essa bacia está dividida em quatro unidades hidrográficas: Alto São Francisco (ASF), que se estende desde sua nascente na Serra da Canastra, em São Roque de Minas (MG), até a cidade de Pirapora (MG), Médio São Francisco (MSF), que vai de Pirapora (MG) até Remanso (BA), Submédio São Francisco (SMSF), que se estende de Remanso (BA) até Paulo Afonso (BA) e Baixo São Francisco (BSF), que vai de Paulo Afonso (BA) até sua foz no Oceano Atlântico. Além do São Francisco, os principais rios da região são: das Velhas (689 km), Grande (502 km), Verde Grande (458 km), Paracatu (448 km), Urucuia (381 km), Paramirim (345 km), Pajeú (333 km), Preto (315 km) e Jacaré (297 km). A bacia hidrográfica possui uma área total de drenagem estimada em  $619.544 \text{ km}^2$ , o que corresponde a 8% do território nacional, influenciando os habitantes de 409 cidades que se inserem dentro do denominado vale do São Francisco (Codevasf, 2015).

O clima dessa bacia é caracterizado como semiárido, abrangendo 57% do referido território hidrográfico, possuindo uma temperatura média entre  $23^\circ\text{C}$  e  $27^\circ\text{C}$ . Trata-se de uma região vulnerável e sujeita a períodos críticos de prolongadas estiagens, que apresenta várias zonas geográficas e diferentes índices de aridez, resultado de baixa pluviosidade e alta evapotranspiração, fazendo com que o rio São Francisco desempenhe um importante papel na região Nordeste do Brasil (MMA, 2006).





**Figura 1** - Percurso do rio São Francisco e de seus principais afluentes,

destacando os locais das estações do INMET e da ANA. Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a população total na região hidrográfica do São Francisco, no ano de 2010, era de 14,3 milhões de habitantes, sendo que a população urbana representava 77,0%. A densidade populacional média na bacia é de 22,4 hab/km<sup>2</sup>, igual à média brasileira (IBGE, 2016).

A bacia do São Francisco tem uma potência hidroelétrica instalada de aproximadamente 11.000 MW, distribuídos principalmente nas usinas de Três Marias, Queimado, Sobradinho, Itaparica, Complexo Paulo Afonso e Xingó. Juntas, essas usinas representam a principal fonte de energia para o Nordeste brasileiro. Não obstante, as usinas de Três Marias, Sobradinho e Itaparica se destacam por terem um papel fundamental na regularização das vazões do rio São Francisco (Codevasf, 2015).

Neste trabalho foram usadas as médias diárias contidas nas séries temporais observadas em localida-

des distribuídas ao longo do rio São Francisco. Para tanto, utilizaram-se as observações diárias das variáveis relacionadas à precipitação pluviométrica anual (*Prec.*), temperatura mínima anual (*T-mín.*), temperatura média anual (*T-méd.*) e temperatura máxima anual (*T-máx.*) de 15 cidades cujos dados estão disponibilizados no Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2016), além da vazão média anual (*Vaz.*) observada em 24 localidades disponibilizadas no endereço eletrônico da Agência Nacional de Águas (ANA, 2015). Na Figura 1 destacam-se as posições aproximadas das estações meteorológicas e hidrológicas cujos dados observados foram utilizados neste trabalho (estação do INMET, em letra e círculo vermelho; estação da ANA, em número e quadrado preto). As informações básicas dessas estações, tais como as coordenadas geográficas, altura em relação ao nível do mar e o período de cada série temporal trabalhada, estão apresentadas na Tabela 1, para estações da ANA, e na Tabela 2, para estações do INMET.

**Tabela 1** - Relação dos locais com as estações medidoras da ANA.

#	Local	Estação	Lat. (°)	Long. (°)	Período (anos)
1	Vargem Bonita (MG)	40025000	-20,33	-46,37	1954-2015
2	Iguatama (MG)	40050000	-20,17	-45,72	1935-2015
3	Moema (MG)	40070000	-19,78	-45,48	1967-2015
4	Abaeté (MG)	40100000	-19,28	-45,29	1958-2015
5	Três Marias (MG)	41020002	-18,19	-45,25	1957-2015
6	Buritizeiro (MG)	42210000	-16,66	-45,08	1959-2015
7	Pirapora (MG)	41135000	-17,37	-44,94	1968-2015
8	São Romão (MG)	43200000	-16,37	-45,07	1953-2015
9	São Francisco (MG)	42000000	-15,95	-44,87	1935-2015
10	Pedras Maria da Cruz (MG)	44290002	-15,61	-44,40	1973-2015
11	Manga (MG)	44500000	-14,76	-43,93	1937-2015
12	Carinhanha (BA)	45298000	-14,30	-43,76	1932-2015
13	Bom Jesus Lapa (BA)	45480000	-13,26	-43,44	1941-2015
14	Sítio do Mato (BA)	46035000	-12,87	-43,38	1969-2015
15	Paratinga (BA)	46105000	-12,70	-43,23	1977-2015
16	Ibotirama (BA)	46150000	-12,18	-43,22	1954-2015
17	Morpará (BA)	46360000	-11,56	-43,28	1954-2015
18	Juazeiro (BA)	48020000	-9,41	-40,50	1932-2015
19	Sta. Maria da Boa Vista (PE)	48290000	-8,81	-39,82	1977-2015
20	Belém S. Francisco (PE)	48590000	-8,63	-39,24	1977-2015
21	Piranhas (AL)	49330000	-9,63	-37,76	1979-2015
22	Pão de Açúcar (AL)	49370000	-9,75	-37,45	1959-2015
23	Traipu (AL)	49660000	-9,97	-37,00	1977-2015
24	Propriá (SE)	49705000	-10,21	-36,82	1977-2015

**Tabela 2** - Relação dos locais com as estações medidoras do INMET.

#	Cidade	Estação	Lat. (°)	Long. (°)	Alt. (m)	Período (anos)
A	Bambuí (MG)	83582	-20,03	-46,00	661,27	1986-2015
B	Bom Despacho (MG)	83533	-19,71	-45,36	695,00	1981-2015
C	Pompéu (MG)	83570	-19,21	-45,00	690,91	1972-2015
D	Pirapora (MG)	83483	-17,35	-44,91	505,24	1961-2015
E	Januária (MG)	83386	-15,45	-44,36	473,71	1976-2015
F	Carinhanha (BA)	83408	-14,28	-43,76	450,18	1990-2015
G	Bom Jesus da Lapa (BA)	83288	-13,26	-43,41	439,90	1986-2015
H	Barra (BA)	83179	-11,08	-43,16	401,58	1986-2015
I	Remanso (BA)	82979	-9,63	-42,10	400,51	1986-2015
J	Petrolina (PE)	82983	-9,36	-40,46	370,46	1991-2015
K	Cabrobó (PE)	82886	-8,51	-39,33	341,46	1992-2015
L	Paulo Afonso (BA)	82986	-9,36	-38,21	252,69	1986-2015
M	Água Branca (AL)	82989	-9,28	-37,90	605,34	1986-2015
N	Pão de Açúcar (AL)	82990	-9,75	-37,43	19,10	1995-2015
O	Propriá (SE)	83097	-10,19	-36,86	19,92	1992-2015

Caso houvesse falhas nas observações diárias de uma determinada série temporal, optou-se pela utilização do cálculo da média com grau três, isto é, calculando a média dos três dias anteriores ou posteriores, se os mesmos também não estivessem com esses erros. Se as falhas fossem de um período de tempo maior que três dias, realizava-se uma média entre os três mesmos meses de anos anteriores ou posteriores, conforme cada caso específico. De forma análoga, analisou-se para as séries anuais. Se ocorressem falhas de três anos ou mais, eliminar-se-iam os dados anteriores a essas falhas, restando uma série de período menor que a original, porém de maior consistência de dados para serem tratados estatisticamente. No entanto, esses procedimentos não foram aplicados às observações de precipitações, em particular nos períodos úmidos. Dessa maneira, cada localidade tratada apresentou um período de estudo diferenciado, como fica evidenciado na última coluna das Tabelas 1 e 2.

Nas Tabelas 3 e 4 encontram-se as características das séries anuais utilizadas neste estudo, observadas nas estações da ANA e do INMET, respectivamente. Nessas tabelas destacam-se, para cada estação medidora, os valores mínimo, máximo, médio e o desvio padrão de cada série temporal. Diante de todas as informações contidas nessas tabelas, chamam atenção os índices médios de chuvas (Tabela 4) que estão entre  $513,69 \pm 153,85$  mm em Petrolina (PE), na região do SMSF\_ e  $1427,39 \pm 229,87$  mm em Bambuí (MG), na região do ASF\_, assim como as vazões médias anuais (Tabela 3) que se encontram entre os valores  $8,67 \pm 2,30$  m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> em Vargem Bonita (MG), na região do ASF\_ e  $2445,43 \pm 672,56$  m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> em Ibotirama (BA), na região do MSF. De acordo com Haas e Guetter (2003), a bacia do São Francisco foi caracterizada por uma redução das vazões médias entre o período de 1972-1998, embora a diferença não tenha sido significativa, com 95% de confiança, nos postos analisados por esses autores.

**Tabela 3** - Características das séries de vazões médias anuais utilizadas neste estudo para medidas observadas pela ANA.

#	Estação	Mínimo	Máximo	Médio	Desvio-padrão
1	Vargem Bonita (MG)	5,311	15,276	8,668	2,303
2	Iguatama (MG)	50,408	228,275	106,823	31,359
3	Moema (MG)	89,656	375,417	174,341	51,499
4	Abaeté (MG)	98,342	472,083	228,730	70,699
5	Três Marias (MG)	351,163	1677,485	675,705	227,007
6	Buritizero (MG)	655,552	2173,215	1183,352	271,352
7	Pirapora (MG)	420,180	1956,178	846,779	271,820
8	São Romão (MG)	818,646	3448,453	1610,885	515,417
9	São Francisco (MG)	930,045	3992,975	1945,673	617,311
10	Pedras M. da Cruz (MG)	1083,772	3934,285	2058,894	601,310
11	Manga (MG)	985,502	3732,005	2007,877	595,188
12	Carinhanha (BA)	1073,755	4056,296	2184,211	648,812
13	Bom Jesus Lapa (BA)	1136,756	4032,583	2170,604	624,765
14	Sítio do Mato (BA)	1330,599	4312,236	2415,220	652,444
15	Paratinga (BA)	1282,541	4355,235	2438,230	723,003
16	Ibotirama (BA)	1326,386	4410,395	2445,433	672,562
17	Morpará (BA)	1371,968	4343,778	2364,898	666,500
18	Juazeiro (BA)	1516,719	4624,743	2445,004	741,083
19	Sta. Maria B. Vista (PE)	1504,150	4676,668	2321,408	795,193
20	Belém S. Francisco (PE)	1504,738	4686,035	2358,986	788,473
21	Piranhas (AL)	1312,810	4437,178	2162,061	838,566
22	Pão de Açúcar (AL)	1334,871	4574,475	2343,528	754,566
23	Traipu (AL)	1568,839	4833,629	2441,025	861,327
24	Propriá (SE)	1416,885	4515,751	2318,219	753,838

**Tabela 4** - Características das séries climáticas anuais utilizadas neste estudo para cada variável observada pelo INMET.

#	Cidade	Série	Mínimo	Máximo	Médio	Desvio-padrão
A	BambuÍ (MG)	T-Mín.	13,709	16,323	14,638	0,518
		T-Méd.	19,773	22,842	21,636	0,522
		T-Máx.	27,754	29,768	28,764	0,466
		Precip.	970,500	2046,700	1427,391	229,871
B	Bom Despacho (MG)	T-Mín.	13,471	17,169	15,592	1,334
		T-Méd.	21,702	23,563	22,634	0,508
		T-Máx.	28,381	31,059	29,680	0,701
		Precip.	892,900	1831,200	1367,670	238,616
C	Pompéu (MG)	T-Mín.	14,971	18,319	16,619	0,747
		T-Méd.	21,733	24,372	23,081	0,633
		T-Máx.	28,202	30,900	29,460	0,684
		Precip.	820,500	1717,000	1240,389	215,147
D	Pirapora (MG)	T-Mín.	16,406	19,295	18,170	0,679
		T-Méd.	22,758	25,720	24,511	0,639
		T-Máx.	29,111	32,214	30,876	0,697
		Precip.	515,556	2707,367	1095,945	359,905
E	Januária (MG)	T-Mín.	17,507	19,102	18,282	0,345
		T-Méd.	24,048	29,833	25,085	1,011
		T-Máx.	29,372	32,805	31,362	0,739
		Precip.	538,559	1564,600	952,797	232,477
F	Carinhanha (BA)	T-Mín.	17,818	20,652	19,480	0,681
		T-Méd.	24,421	26,986	25,797	0,621
		T-Máx.	31,734	33,319	32,382	0,453
		Precip.	307,200	1121,900	764,312	191,079
G	Bom Jesus da Lapa (BA)	T-Mín.	18,556	20,930	20,017	0,511
		T-Méd.	25,531	27,323	26,416	0,457
		T-Máx.	31,027	33,818	32,590	0,615
		Precip.	457,300	1150,000	787,161	182,297
H	Barra (BA)	T-Mín.	19,242	20,930	20,134	0,425
		T-Méd.	25,700	27,667	26,782	0,432
		T-Máx.	32,143	34,404	33,373	0,526
		Precip.	288,800	895,500	653,829	164,555
I	Remanso (BA)	T-Mín.	20,507	23,014	21,740	0,591
		T-Méd.	26,143	27,961	26,959	0,385
		T-Máx.	30,336	34,736	32,030	0,384
		Precip.	188,500	2546,000	690,787	310,452
J	Petrolina (PE)	T-Mín.	20,698	23,017	21,949	0,532
		T-Méd.	25,881	29,198	27,103	0,534
		T-Máx.	30,747	36,468	32,212	0,846
		Precip.	141,100	944,400	513,689	153,851
K	Cabrobó (PE)	T-Mín.	19,707	23,055	21,624	0,581
		T-Méd.	21,791	28,913	26,599	1,120
		T-Máx.	30,231	33,518	31,930	0,684
		Precip.	134,000	2770,500	579,372	369,099
L	Paulo Afonso (BA)	T-Mín.	20,475	22,608	21,392	0,480
		T-Méd.	25,731	28,039	26,696	0,441
		T-Máx.	30,781	33,469	32,002	0,516
		Precip.	190,600	2423,633	585,841	305,975
M	Água Branca (AL)	T-Mín.	18,104	20,405	19,084	0,451
		T-Méd.	23,059	25,270	23,727	0,423
		T-Máx.	27,333	30,135	28,406	0,520
		Precip.	471,000	1428,600	990,115	250,200
N	Pão de Açúcar (AL)	T-Mín.	21,004	23,162	22,221	0,468
		T-Méd.	26,480	28,972	27,947	0,433
		T-Máx.	31,914	34,782	33,298	0,731
		Precip.	269,900	982,300	587,619	139,843
O	Propriá (SE)	T-Mín.	20,802	22,334	21,758	0,333
		T-Méd.	23,862	27,239	26,401	0,592
		T-Máx.	30,471	32,179	31,124	0,362
		Precip.	633,000	1663,500	940,944	206,705

De posse dos dados observados, os mesmos foram organizados e tratados em planilhas do aplicativo *Microsoft Office Excel*, o que possibilitou a realização dos cálculos visando detectar a ocorrência de uma tendência e a variabilidade dos parâmetros hidroclimáticos de interesse, além da geração de gráficos e a realização de análises estatísticas acuradas.

### 3.2 Procedimentos e testes estatísticos utilizados

Com o intuito de avaliar previamente o comportamento de série temporal anual associada a uma determinada variável, realizou-se o cálculo das médias móveis, empregando ordem cinco aos dados. Posteriormente, visando diminuir as influências de possíveis flutuações, trabalhou-se com a suavização dos dados usando a proposta vinculada por Sello (1999), aplicando a equação (1):

$$\bar{V}_n = \frac{1}{6} \left[ \sum_{i=n-2}^{n+2} V_i + \frac{1}{2}(V_{n+3} + V_{n-3}) \right] \quad \text{Equação (1)}$$

Nesta equação,  $(\bar{V}_n)$  representa o valor médio de uma determinada variável em estudo para o  $i$ -ésimo ano  $(V_i)$ .

Em seguida, aplicou-se a análise de regressão linear aos pontos das médias móveis e suavizada, sendo em cada caso ajustada a linha de tendência da variável em análise. Nesse ajuste, calculado pelo método dos mínimos quadrados, considerou-se a série de dados pela variável  $Y$  no tempo  $t$ , de forma que neste procedimento utilizou-se a equação da reta da tendência  $(Y = a(x) + b)$ , onde  $x = t$  e “ $a$ ” e “ $b$ ” são os coeficientes angular e linear da reta ajustada, respectivamente. No caso de  $a > 0$  diz-se que a variabilidade é crescente; para  $a < 0$  a variabilidade é dita decrescente e quando  $a \approx 0$  interpreta-se que não há variabilidade significativa no parâmetro trabalhado. Ao realizar esse procedimento para cada série temporal, o valor do poder do ajuste  $(R^2)$  é calculado, além do

intervalo de confiança (IC) em 95% acima e abaixo do valor estimado do coeficiente angular da reta de regressão. De posse dos valores de IC de uma determinada série em análise, foi possível verificar se os coeficientes “ $a$ ” e “ $b$ ” foram determinados de forma correta e se “ $a$ ” é significativamente diferente de zero (FREUND, 2006).

Na sequência, empregou-se o teste não paramétrico de Mann-Kendall, que é utilizado para avaliar a significância de uma tendência (SNEYERS, 1975). Nesse teste considera-se que, na hipótese de estabilidade de uma série, a sucessão de valores ocorre de forma independente e a distribuição de probabilidade deve permanecer sempre a mesma (série aleatória simples). Assim, como descreveu Moraes et al. (1995), considerando uma série temporal  $Y_i$  com  $N$  termos, sendo  $1 \leq i \leq N$ , o procedimento consiste em realizar a soma  $t_n$  do número de termos  $m_i$  da série, relativo ao valor  $Y_i$  cujos termos precedentes  $(j < i)$  são inferiores ao mesmo  $(Y_j < Y_i)$ . Para séries com grande número de termos  $(N)$ , sob a hipótese nula  $(H_0)$  de ausência de tendência,  $t_n$  apresentará uma distribuição normal com média e variância dada, segundo Back (2001), respectivamente pelas equações (2) e (3):

$$E(t_n) = \frac{N(N-1)}{4} \quad \text{Equação (2)}$$

$$Var(t_n) = \frac{N(N-1)(2N+5)}{72} \quad \text{Equação (3)}$$

Testando a significância estatística de  $t_n$  para a hipótese nula, usando um teste bilateral, esta pode ser rejeitada para grandes valores da estatística  $U(t_n)$ , fornecida pela equação (4) (BACK, 2001):

$$U(t_n) = \frac{(t_n - E(t_n))}{\sqrt{Var(t_n)}} \quad \text{Equação (4)}$$

O valor da probabilidade  $\alpha_1$  é calculado por meio de uma tabela de distribuição normal reduzida, de forma que  $\alpha_1 = prob(U > |U(t_n)|)$ . Sendo  $\alpha_0$  o nível de significância do teste, a hipótese nula é aceita se  $\alpha_1 > \alpha_0$ . Caso a hipótese nula seja rejeitada, implicará na existência de tendência significativa, com o sinal da estatística  $U(t_n)$  indicando se a tendência é decrescente ( $U(t_n) < 0$ ) ou então crescente ( $U(t_n) > 0$ ).

O ponto de início de uma mudança na série pode ser estimado aplicando-se o mesmo princípio à série inversa. Assim, no sentido inverso da série temporal original, ao partir do valor  $i = N$  até  $i = 1$ , gera-se a estatística inversa  $U^*(t_n)$ . A intersecção das duas curvas estatísticas  $U(t_n)$  e  $U^*(t_n)$  corresponde ao ponto aproximado de mudança de tendência. Entretanto, isso só é significativo caso esse ponto ocorra dentro do intervalo de significância bilateral, isto é, entre  $-1,65$  e  $+1,96$ , correspondentes a  $\alpha_0 = 0,10$  (em 10%) e  $\alpha_0 = 0,05$  (em 5%), respectivamente (BACK, 2001).

No teste de Pettitt, o procedimento adotado verifica se duas amostras  $Y_1, Y_2, \dots, Y_t$  e  $Y_{t+1}, Y_{t+2}, \dots, Y_T$  são provenientes de populações idênticas (PETTITT, 1979). A estatística  $u_{(t,T)}$  faz uma contagem do número de vezes que um membro da primeira amostra é maior que um membro da segunda amostra, o que, de acordo com Moraes et al. (1995), pode ser escrito por meio da equação (5):

$$u_{(t,T)} = u_{(t-1,T)} + \sum_{j=1}^T \text{sgn}(Y_i - Y_j) \quad t = 2, \dots, T \quad \text{Equação (5)}$$

na qual:  $\text{sgn}(x) = 1$  para  $x > 0$ ;  $\text{sgn}(x) = 0$  para  $x = 0$  e  $\text{sgn}(x) = -1$  para  $x < 0$ .

A partir dessa prerrogativa, a estatística  $u_{(t,T)}$  é então calculada para valores de  $1 \leq t \leq T$ . Na sequência, obtém-se a estatística  $K(t)$  calculando o máximo valor absoluto de  $u_{(t,T)}$ . É a estatística  $K(t)$  que possibilita localizar o ponto em que houve a mudança brusca na média da série temporal. Para isso, segundo, o nível de significância é avaliado por intermédio da equação (6):

$$p \cong 2 \cdot e^{\left(\frac{-6 \cdot K(t)^2}{(T^3 - T^2)}\right)} \quad \text{Equação (6)}$$

O ponto de mudança brusca é aquele no qual o valor de  $t$  ocorre para o máximo (ou mínimo) valor de  $K(t)$ , obtido por meio da inversão da equação anterior, o que resulta na equação (7):

$$K_{crit.} = \pm \sqrt{\frac{-\ln\left(\frac{p}{2}\right) \cdot (T^3 + T^2)}{6}} \quad \text{Equação (7)}$$

Nesse teste, os níveis de significância da mudança foram calculados para 5% e 10% do valor de  $K_{crit.}$  (BACK, 2001).

#### 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Optou-se por apresentar apenas alguns resultados em forma de gráficos exploratórios das séries temporais trabalhadas, visando à identificação de características e peculiaridades das mesmas, além da realização de interpretação estatística. Complementando esses gráficos, foram elaboradas tabelas que resumem as informações obtidas nas análises estatísticas de uma determinada variável climatológica ou hidrológica para cada localidade. Em seguida, baseadas nesses resultados, discussões são desencadeadas à luz dos possíveis processos que levaram às detecções de tendências.



#### 4.1 Aplicações de testes paramétricos

Como comentado anteriormente, com o intuito de avaliar apenas o comportamento de uma série temporal, primeiramente calcularam-se as médias móveis e a suavização dos dados. Dessa maneira foi possível realizar uma primeira análise de tendência com boa precisão, obtendo-se, por meio de gráficos, como os da Figura 2, os ajustes das médias móveis e suavizadas e as respectivas equações desses ajustes, além das determinações do coeficiente angular ( $a$ ), dos seus intervalos de confiança ( $IC$ ) e do poder do ajuste ( $R^2$ ) de cada série reduzida. Ao lado direito dos gráficos da Figura 2 encontram-se a equação da reta e o poder do ajuste, estando em cor vermelha as informações para o ajuste realizado com as médias móveis e em cor preta as médias suavizadas de cada série.

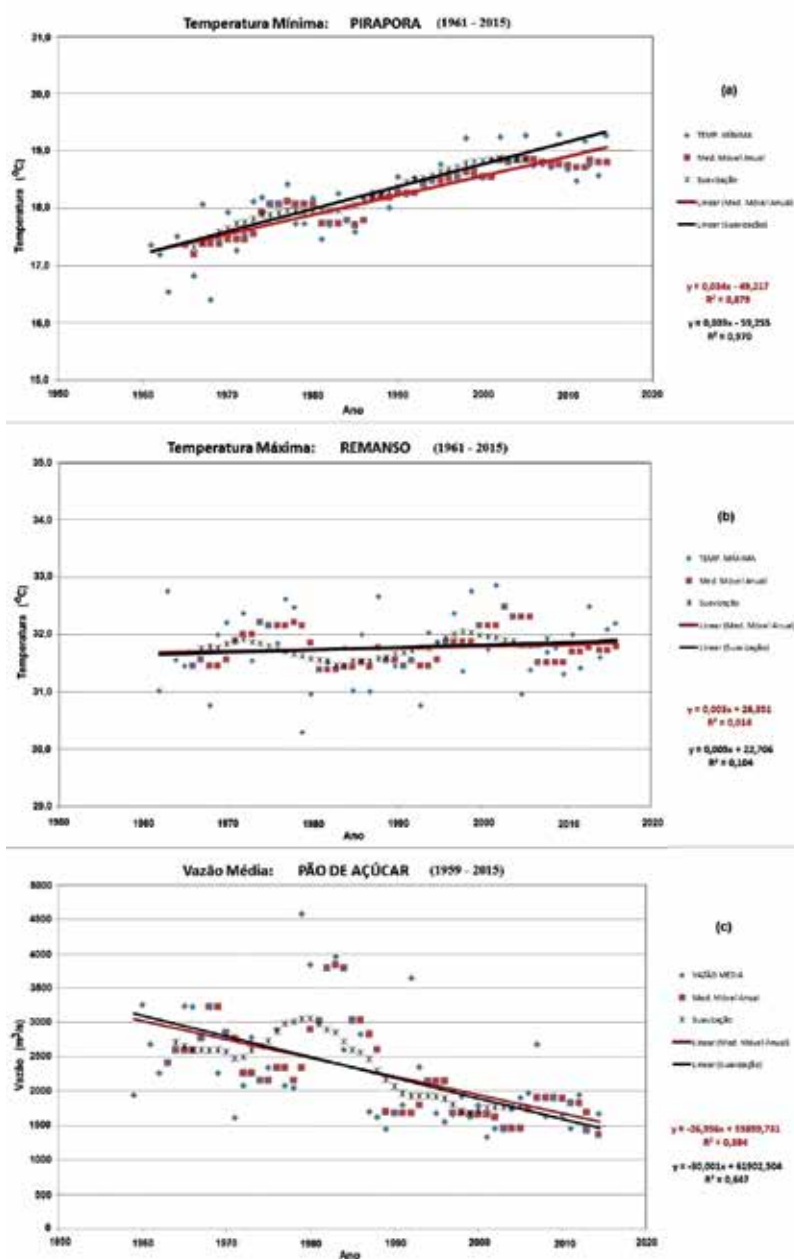
A Figura 2a mostra que a reta ajustada apresentou coeficiente angular positivo ( $a > 0$ ), o que indica um aumento na  $T$ -mín. para a cidade de Pirapora (MG) entre 1961 e 2015, enquanto a reta ajustada na Figura 2b revela um comportamento estável ( $a = 0$ ) do índice de  $T$ -máx. em Remanso (BA) entre 1961 e 2015. Verifica-se que a reta ajustada para o índice de Vaz. do rio São Francisco na localidade de Pão de Açúcar (AL) entre 1959 e 2015 acusou uma diminuição ( $a < 0$ ), como pode ser constatado no gráfico da Figura 2c.

Da quarta à sexta coluna da Tabela 5 apresentam-se os resultados de todos os parâmetros ao aplicar o método da regressão linear usando os dados suavizados do levantamento realizado nas séries climáticas ( $T$ -mín.,  $T$ -máx.,  $T$ -méd. e  $Prec.$ ). De forma análoga, da terceira à quinta coluna da Tabela 6 estão apresentados os ajustes dos dados hidrológicos ( $Vazão$ ). Nessas colunas estão indicados os correspondentes valores de ( $a$ ), de ( $R^2$ ) e ( $IC$ -95%). Como podem ser constatadas em ambas as tabelas, o valor do coeficiente angular ( $a$ ) para cada série temporal tratada está entre o mínimo e

máximo do intervalo de confiança ( $IC$ ), indicando uma correta determinação desse coeficiente em cada caso abordado.

Respeitando o período da série temporal de cada localidade, uma análise da Tabela 5 revela que, entre as 15 estações trabalhadas do INMET, grande parte das séries acusou aumento ( $a > 0$ ), sendo a  $T$ -máx.,  $T$ -méd. e  $Prec.$  com dez casos cada. A  $T$ -mín. foi a grandeza que acusou maior número de ocorrências, com 12 registros. A quantidade de série temporal que acusou diminuição ( $a < 0$ ) foi:  $T$ -mín.,  $T$ -máx. e  $T$ -méd. com dois casos cada, enquanto a  $Prec.$  acusou cinco ocorrências. Para aqueles casos em que a grandeza não acusou variabilidade significativa ( $a = 0$ ) foram registrados: três casos para as  $T$ -máx. e  $T$ -méd., apenas um caso para a  $T$ -mín. e nenhum caso para  $Prec.$  Por outro lado, a Tabela 6 mostra que nos dados de Vaz., do total das 24 estações trabalhadas da ANA, apenas em quatro locais situados no estado de Minas Gerais foram registrados aumentos ( $a > 0$ ) dessa grandeza (Iguatama; Abaeté; Três Marias e São Romão). Nas outras 20 localidades tratadas foram inferidas diminuições ( $a < 0$ ) desse índice hidrológico.

Em relação à qualidade dos ajustes efetuados, quanto mais próximo da unidade o índice  $R^2$ , menor a dispersão dos dados e, conseqüentemente, melhor o ajuste efetuado. As informações contidas nas tabelas apresentaram um amplo intervalo de valores, estando entre 0,0001 (para  $T$ -méd. na cidade de Barra, BA) e 0,9700 (para  $T$ -mín. em Pirapora, MG), o que atesta a ampla diversificação dos dados aqui tratados. Quanto ao valor de  $IC$ , que indica a probabilidade do coeficiente angular de uma variável encontrar-se no intervalo inferior e superior calculado de 95% dos dados, os valores dependem da variável que está sendo tratada. Por conta disso há uma grande distribuição de intervalos de  $IC$  revelados nas Tabelas 5 e 6.



**Figura 2** - Regressão linear aplicada às medições de: (a) *T*-mín. para Pirapora, MG; (b) *T*-máx. para Remanso, BA e (c) *Vaz.* do rio São Francisco na localidade de Pão de Açúcar, AL.

Embora as análises de regressão representem possibilidades de eventuais variabilidades das séries temporais tratadas, os intervalos de confiança empregados para esse tipo de análise tornam-se limitados. Portanto, torna-se inviável

decidir se determinada série sofre ou não tendência, e a partir de quando isso passou a ocorrer. Por conta disso, empregaram-se os métodos estatísticos não paramétricos de Mann-Kendall e de Pettitt.

## 4.2 Aplicações de testes não paramétricos

No tocante às aplicações dos testes não paramétricos, alguns exemplos de gráficos a eles relacionados são mostrados na Figura 3. Os gráficos dessa figura apresentam linhas horizontais tracejadas e pontilhadas que indicam os intervalos (para o teste de Mann-Kendall) e os níveis (para o teste de Pettitt) de confiança de  $\pm 5\%$  a  $\pm 10\%$ , respectivamente.

No teste de Mann-Kendall, uma tendência é dita significativa quando os valores absolutos de  $U(t_n)$  são maiores que os intervalos de confiança e o início dessa tendência pode ser identificado pela intersecção das curvas  $U(t_n)$  (em traçado contínuo) e  $U^*(t_n)$  (em traçado pontilhado), representadas na parte inferior dos gráficos da Figura 3. Isso, porém, deve ocorrer dentro dos valores críticos dos intervalos de confiança (SNEYERS, 1975). No entanto, no teste de Pettitt, que está apresentado na parte superior dos gráficos da mesma figura, como dito antes, o ponto de mudança brusca de  $K(t)$ , tomado em módulo, ocorre quando este for maior que os limites críticos estabelecidos de 5% e 10%. Essa condição, porém, deixa de ser verdadeira quando os valores que estão em seguida ao valor crítico oscilam em intervalos próximos ao valor máximo. Nessa situação, o último valor do intervalo de oscilação indica o ponto de início da tendência (PETTITT, 1979).

Com a finalidade de estabelecer um critério que expresse os resultados dos dois testes em questão, utilizou-se a seguinte convenção: o sinal (+)(+) para uma tendência positiva confirmada entre 5% e 10% dos níveis dos intervalos de confianças; o sinal (+) se for acima de 10% do nível do intervalo de confiança, de maneira análoga: os sinais (-)(-) e (-) para tendência negativa confirmada, respectivamente. Caso não houvesse condições de confirmar tendência, um sinal de interrogação (?) foi adotado para o teste empregado à série temporal. Essa convenção está contida nas Tabelas 5 e 6, onde estão apresentados os resultados inferidos após a aplicação dos testes estatísticos discutidos anteriormente.

Na sequência são apresentados e analisados na Figura 3 os casos dos comportamentos inferidos para os dados de três séries climáticas nas cidades de Cabrobó (PE), Bom Despacho (MG) e Propriá (AL).

Ao analisar o comportamento da  $T\text{-}mín.$  medida em Cabrobó, os testes de Mann-Kendall e Pettitt (Figura 3a) confirmam o registro de tendência positiva (+)(+) a partir de 1997, pois as curvas estatísticas  $U(t_n)$  e  $U^*(t_n)$  cruzaram-se entre os intervalos de confianças nessa data e o ponto de mudança brusca da curva  $K(t)$ , ocorreu ao cruzar os limites críticos estabelecidos de 5% e 10% com  $K_{crit.}$  também em 1997. O comportamento da  $T\text{-}méd.$  (Figura 3b) para a cidade de Bom Despacho revelou uma tendência negativa (-)(-) a partir de 1997. Isso se verificou porque também as curvas  $U(t_n)$  e  $U^*(t_n)$  do teste de Mann-Kendall se cruzaram entre os intervalos de confianças na data de 1998, ao passo que o ponto de mudança brusca de  $K(t)$  do teste de Pettitt ocorreu ao cruzar os limites críticos estabelecidos de 5% e 10% em 1997.

No entanto, esses mesmos testes não paramétricos aplicados à série de  $Prec.$  na cidade de Propriá não confirmaram tendência, como pode ser notado na Figura 3c. Nesse caso, ocorreram vários cruzamentos das curvas do teste de Mann-Kendall entre os intervalos de confiança e, além disso, a curva  $K(t)$  de Pettitt em nenhum momento cruzou os limites críticos de 5% e 10%, descartando qualquer possibilidade de tendência dessa série temporal.

Os gráficos da Figura 4 revelam os mesmos testes não paramétricos para as séries de vazão média anual no rio São Francisco. No gráfico inferior da Figura 4a é mostrado o comportamento do teste de Mann-Kendall aplicado à localidade de Morpará (BA), indicando vários cruzamentos das curvas estatísticas. Entretanto, a curva do teste de Pettitt (gráfico superior da Figura 4a) não cruzou os limites críticos estabelecidos de 5% e 10%. Esses resultados indicam ausência de tendência significativa da vazão medida naquele local.

Para as séries temporais das cidades de Juazeiro (BA) e Traipu (AL), Figura 4b e 4c, respectivamente, os gráficos resultantes da aplicação dos testes de Mann-Kendall e de Pettitt revelaram tendências negativas de nível (-)(-) confirmadas em ambas localidades. Essas tendências tornaram-se significativas a partir de 1986, pois em cada caso, ao aplicar

o teste de Mann-Kendall, ocorreu uma intersecção das curvas  $U(t_n)$  e  $U^*(t_n)$  entre os níveis de significâncias de  $\pm 5\%$  a  $\pm 10\%$ . Adicionalmente, a curva da estatística no teste de Pettitt também cruzou os níveis de significância de  $\pm 5\%$  a  $\pm 10\%$  do valor calculado para  $K_{crit.}$ , confirmando a ocorrência da “quebra” na série temporal em 1986.

**Tabela 5** – Resultados das análises de regressão linear pela suavização dos dados e os testes não paramétricos inferidos para as variáveis climáticas medidas pelo INMET.

#	Cidade	Série	a	R <sup>2</sup>	IC (95%)	Mann-Kendall	Pettitt	Tendência
A	Bambuí (MG) (1972-2015)	T-Mín.	+0,0213	0,8360	+0,0176/+0,0250	(+)(+)1993	(+)(+)1991	(+)(+)1991
		(1972-2015)	+0,0321	0,8688	+0,0272/+0,0371	(+)(+)1993	(+)(+)1992	(+)(+)1992
		T-Máx.	+0,0299	0,8768	+0,0255/+0,0343	(+)(+)1993	(+)(+)1993	(+)(+)1993
		Precip.	+6,5641	0,7846	+5,2061/+7,9221	(+)(+)2004	(?)	(?)
B	Bom Despacho (MG) (1981-2015)	T-Mín.	-0,1659	0,9527	-0,1843/-0,1477	(-)(-)1998	(-)(-)1997	(-)(-)1997
		(1981-2015)	-0,0536	0,9266	-0,0610/-0,0461	(-)(-)1998	(-)(-)1997	(-)(-)1997
		T-Máx.	+0,0598	0,9460	+0,0527/+0,0669	(+)(+)1996	(+)(+)1997	(+)(+)1997
		Precip.	+2,0424	0,2719	+0,3876/+3,6972	(?)	(?)	(?)
C	Pompéu (MG) (1972-2015)	T-Mín.	+0,0545	0,9452	+0,0493/+0,0597	(+)(+)1993	(+)(+)1993	(+)(+)1993
		(1972-2015)	+0,0462	0,9485	+0,0419/+0,0505	(+)1996	(+)(+)1993	(+)(+)1993
		T-Máx.	+0,0417	0,9636	+0,0385/+0,0449	(?)	(+)(+)1992	(?)
		Precip.	+1,5122	0,0522	-1,0309/+4,0553	(?)	(?)	(?)
D	Pirapora (MG) (1961-2015)	T-Mín.	+0,0390	0,9700	+0,0368/+0,0413	(?)	(+)(+)1989	(?)
		(1961-2015)	+0,0393	0,9338	+0,0359/+0,0427	(+)1988	(+)(+)1985	(+)(+)1985
		T-Máx.	+0,0382	0,8704	+0,0334/+0,0431	(+)(+)1992	(+)(+)1992	(+)(+)1992
		Precip.	-1,3874	0,0637	-3,1336/+0,3589	(?)	(?)	(?)
E	Janaúria (MG) (1976-2015)	T-Mín.	+0,0134	0,8276	+0,0107/+0,0160	(+)(+)1985	(?)	(?)
		(1976-2015)	+0,0225	0,6151	+0,0148/+0,0302	(+)(+)1995	(+)1992	(+)1992
		T-Máx.	+0,0500	0,9490	+0,0450/+0,0550	(+)(+)1993	(+)(+)1992	(+)(+)1992
		Precip.	-0,1709	0,0013	-2,2089/+1,8670	(+)(+)1984	(?)	(?)
F	Carinhanha (BA) (1977-2015)	T-Mín.	+0,0486	0,8412	+0,0335/+0,0672	(+)(+)2009	(?)	(?)
		(1977-2015)	+0,0304	0,7325	+0,0146/+0,0547	(+)(+)1994	(+)(+)1994	(+)(+)1994
		T-Máx.	-0,0182	0,8501	-0,0232/-0,0126	(?)	(?)	(?)
		Precip.	+7,8403	0,6848	+3,5382/+13,2716	(+)(+)1994	(?)	(?)
G	Bom Jesus da Lapa (BA) (1986-2015)	T-Mín.	+0,0204	0,7388	+0,0121/+0,0277	(+)(+)1994	(+)(+)1994	(+)(+)1994
		(1986-2015)	+0,0156	0,8049	+0,0110/+0,0202	(?)	(?)	(?)
		T-Máx.	+0,01883	0,7079	+0,0116/+0,0261	(?)	(?)	(?)
		Precip.	+1,3838	0,1073	-1,0068/+3,7743	(?)	(?)	(?)
H	Barra (BA) (1986-2015)	T-Mín.	+0,0120	0,6369	+0,0066/+0,0175	(+)(+)2008	(?)	(?)
		(1986-2015)	-0,0001	0,0001	-0,0079/+0,0077	(-)(-)1994	(?)	(?)
		T-Máx.	-0,0013	0,0089	-0,0093/+0,0067	(?)	(?)	(?)
		Precip.	+4,2145	0,5482	+1,9219/+6,5071	(?)	(?)	(?)
I	Remanso (BA) (1961-2015)	T-Mín.	+0,0231	0,8879	+0,0204/+0,0257	(?)	(+)(+)1987	(?)
		(1961-2015)	+0,0067	0,3885	+0,0039/+0,0094	(+)(+)2004	(+)(+)1997	(?)
		T-Máx.	+0,0046	0,1042	+0,0002/+0,0089	(?)	(-)(-)1984	(?)
		Precip.	-6,7890	0,7555	-8,0581/-5,5211	(-)(-)1985	(-)(-)1983	(-)(-)1983
J	Petrolina (PE) (1963-2015)	T-Mín.	+0,0287	0,8861	+0,0409/+0,0072	(+)(+)1989	(+)(+)1984	(?)
		(1963-2015)	+0,0226	0,9384	-0,0014/+0,0427	(?)	(+)(+)1979	(?)
		T-Máx.	+0,0211	0,8099	+0,0447/+0,0069	(+)(+)1987	(+)(+)1984	(+)(+)1984
		Precip.	-0,1577	0,0147	-0,1876/-0,1279	(-)(-)1984	(-)(-)1984	(-)(-)1984
K	Cabrobó (PE) (1961-2015)	T-Mín.	+0,0226	0,9027	+0,0202/+0,0251	(+)(+)1997	(+)(+)1997	(+)(+)1997
		(1961-2015)	+0,0294	0,9115	+0,0264/+0,0324	(?)	(+)(+)1982	(?)
		T-Máx.	+0,0298	0,9155	+0,0268/+0,0328	(?)	(+)(+)1981	(?)
		Precip.	+1,5695	0,0847	-3,2640/+0,4251	(?)	(?)	(?)

**Tabela 5** - Resultados das análises de regressão linear pela suavização dos dados e os testes não paramétricos inferidos para as variáveis climáticas medidas pelo INMET. (continuação)

#	Cidade	Série	a	R <sup>2</sup>	IC (95%)	Mann-Kendall	Pettitt	Tendência
L	Paulo Afonso (BA) (1961-2015)	T-Mín.	+0,0277	0,7897	+0,0230/+0,0324	(+)(+)1981	(+)(+)1983	(+)(+)1983
		(1961-2015)	+0,0205	0,8062	+0,0172/+0,0238	(+)(+)1983	(+)(+)1983	(+)(+)1983
		T-Máx.	+0,0138	0,7886	+0,0115/+0,0161	(+)(+)1984	(+)1983	(+)1983
		Precip.	-7,6609	0,7121	-9,2606/-6,0614	(-)(-)1980	(-)(-)1986	(?)
M	Água Branca (AL) (1976-2015)	T-Mín.	+0,0122	0,4873	+0,0068/+0,0176	(+)(+)1980	(+)(+)1995	(?)
		(1976-2015)	+0,0064	0,0030	+0,0001/+0,0120	(+)(+)1980	(+)1981	(+)1981
		T-Máx.	-0,0014	0,0029	-0,0122/+0,0095	(?)	(?)	(?)
		Precip.	+6,3119	0,8219	+5,0444/+7,5794	(?)	(?)	(?)
N	Pão de Açúcar (AL) (1977-2015)	T-Mín.	-0,0048	0,1845	-0,0189/-0,0092	(?)	(+)(+)1991	(?)
		(1977-2015)	-0,0114	0,6887	-0,0221/-0,0008	(+)(+)1980	(?)	(?)
		T-Máx.	-0,0227	0,7947	-0,0388/-0,0067	(+)(+)1985	(+)(+)1986	(+)(+)1986
		Precip.	+15,3336	0,9478	+10,3375/+20,3297	(+)2003	(+)2003	(+)2003
O	Propriá (SE) (1977-2015)	T-Mín.	+0,0185	0,9298	+0,0162/+0,0208	(+)1987	(+)(+)1987	(+)(+)1987
		(1977-2015)	+0,0257	0,7370	+0,0189/+0,0325	(+)(+)1987	(+)(+)1987	(+)(+)1987
			+0,0252	0,9436	+0,0225/+0,0279	(+)1990	(+)(+)1996	(?)
		Precip.	+9,2009	0,8625	+7,5767/+10,8250	(+)(+)1999	(?)	(?)

**Tabela 6** - Resultados das análises de regressão linear pela suavização dos dados e os testes não paramétricos medidos para o índice de vazão em estações medidoras da ANA.

#	Estação	a	R <sup>2</sup>	IC (95%)	Mann-Kendall	Pettitt	Tendência
1	Vargem Bonita (MG) (1954-2015)	-0,0247	0,2942	-0,0362/-0,0132	(-)(-)2001	(?)	(?)
2	Iguatama (MG) (1935-2015)	+0,1125	0,0490	-0,0112/+0,2362	(?)	(?)	(?)
3	Moema (MG) (1967-2015)	-1,1584	0,3969	-1,6814/-0,6353	(-)(-)1998	(?)	(?)
4	Abaeté (MG) (1958-2015)	+0,2798	0,0458	-0,1231/+0,6825	(?)	(?)	(?)
5	Três Marias (MG) (1957-2015)	+0,3039	0,0015	-2,3859/+2,9937	(?)	(?)	(?)
6	Buritizinho (MG) (1959-2015)	-1,0461	0,0169	-3,5929/+1,5006	(?)	(?)	(?)
7	Pirapora (MG) (1968-2015)	-5,8842	0,3552	-8,7885/-2,9800	(?)	(+)1977	(?)
8	São Romão (MG) (1953-2015)	+2,1200	0,0202	-2,2599/+6,4999	(-)(-)1999	(+)1977	(?)
9	São Francisco (MG) (1935-2015)	-3,2265	0,0600	-6,4148/-0,0379	(?)	(?)	(?)
10	Pedras M. da Cruz (MG) (1973-2015)	-27,9938	0,8239	-33,2109/-22,7768	(?)	(?)	(?)
11	Manga (MG) (1937-2015)	-3,1140	0,0675	-6,0529/-0,1753	(?)	(?)	(?)
12	Carinhanha (BA) (1932-2015)	-6,1509	0,2013	-9,1384/-3,1636	(?)	(?)	(?)
13	Bom Jesus Lapa (BA) (1941-2015)	-0,5391	0,0015	-4,2292/+3,1509	(+)(+)1949	(?)	(?)
14	Sítio do Mato (BA) (1969-2015)	-31,1199	0,7522	-37,7799/-24,4598	(-)(-)1992	(-)(-)1986	(?)
15	Paratinga (BA) (1977-2015)	-37,4491	0,7804	-46,2317/-28,6665	(-)(-)1986	(-)(-)1986	(-)(-)1986
16	Ibotirama (BA) (1954-2015)	-11,5589	0,2274	-17,9550/-5,1629	(-)(-)1995	(-)(-)1986	(?)
17	Morpará (BA) (1954-2015)	-6,5135	0,0927	-12,6318/-0,3951	(-)(-)1991	(?)	(?)
18	Juazeiro (BA) (1932-2015)	-12,8478	0,4898	-16,0453/-9,6504	(-)(-)1986	(-)(-)1986	(-)(-)1986
19	Sta. Maria B. Vista (PE) (1977-2015)	-45,1980	0,8508	-53,5659/-36,8301	(-)(-)1986	(-)(-)1986	(-)(-)1986
20	Belém S. Francisco (PE) (1977-2015)	-43,6119	0,7992	-53,2784/-33,9454	(-)(-)1986	(-)(-)1986	(-)(-)1986
21	Piranhas (AL) (1979-2015)	-39,2619	0,7466	-49,9310/-28,5928	(-)(-)1983	(-)(-)1986	(-)(-)1986
22	Pão de Açúcar (AL) (1959-2015)	-30,0009	0,6470	-37,0819/-22,9198	(-)(-)1987	(-)(-)1986	(-)(-)1986
23	Traipu (AL) (1977-2015)	-50,7872	0,7910	-62,3286/-39,2458	(-)(-)1985	(-)(-)1986	(-)(-)1986
24	Propriá (SE) (1977-2015)	-41,1339	0,7908	-50,4884/-31,7795	(-)(-)1985	(-)(-)1986	(-)(-)1986

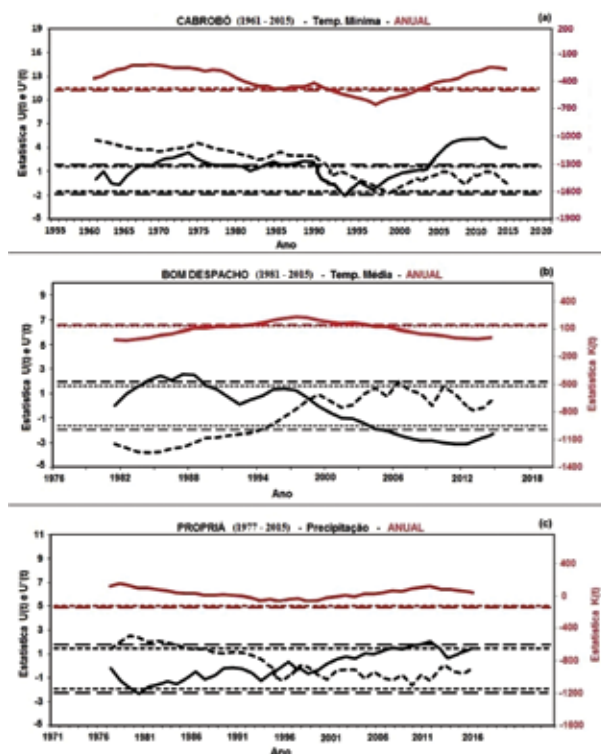


Figura 3 -Estatísticas de Mann-Kendall (inferior e em preto) e Pettitt (superior em vermelho) para as localidades: (a) Cabrobó, PE; (b) Bom Despacho, MG e (c) Propriá, AL.

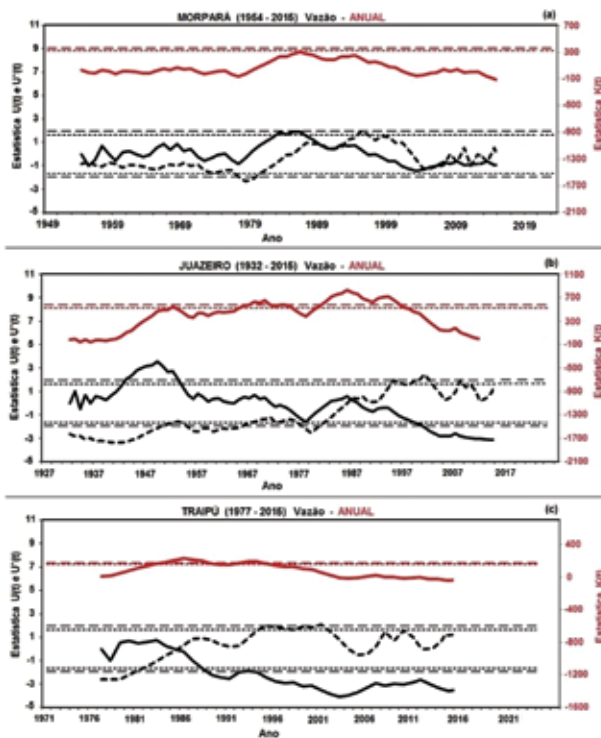


Figura 4 -Estatísticas de Mann-Kendall (inferior e em preto) e Pettitt (superior em vermelho) para as localidades: (a) Morpará, BA; (b) Juazeiro, BA e (c) Traipu, AL.



### 4.3 Mapas de tendências hidroclimáticas

No intuito de detalhar os resultados obtidos, levando-se em consideração todas as localidades analisadas ao longo do rio São Francisco pelos testes não paramétricos, decidiu-se elaborar mapas relativos às distribuições de tendências, que estão mostrados na Figura 5, para cada variável tratada. Como comentado antes, é relevante destacar que a maior parte da região onde se localiza a bacia do São Francisco é semiárida (MMA, 2006), apresentando temperaturas elevadas durante todo o ano, pequena variação térmica (entre 2°C e 3°C) e baixos índices pluviométricos (inferiores a 900 mm anuais).

Nas Figuras 5a, 5b e 5c encontram-se as distribuições de tendências das temperaturas, onde se percebe que algumas cidades apresentam tendências crescentes (+)(+), sendo identificados: seis casos para  $T_{\text{mín}}$ . (40,0%); oito casos para  $T_{\text{méd}}$ . (53,0%) e sete casos para  $T_{\text{máx}}$ . (47,0%). Para tendência positiva (+), dois casos (Januária, MG, e Água Branca, AL) foram identificados na  $T_{\text{méd}}$ ., e somente um caso (Paulo Afonso, BA) foi encontrado na  $T_{\text{máx}}$ . Tendências negativas com nível (-)(-) para as  $T_{\text{mín}}$ . e  $T_{\text{méd}}$ . foram registradas em Bom Despacho (MG).

A Figura 5d revela que duas cidades, Petrolina (PE) e Pão de Açúcar (AL), apresentaram tendência positiva (+)(+) e (+), respectivamente, na variável  $Prec.$ , o que corresponde a 13,0% do total de localidades analisadas. Apenas a cidade baiana de Remanso acusou tendências negativas no índice de chuvas com nível (-)(-), correspondendo a 7% das estações do INMET aqui tratadas. Todos os outros 12 municípios não registraram quaisquer indícios de tendências na  $Prec.$  nos períodos tratados.

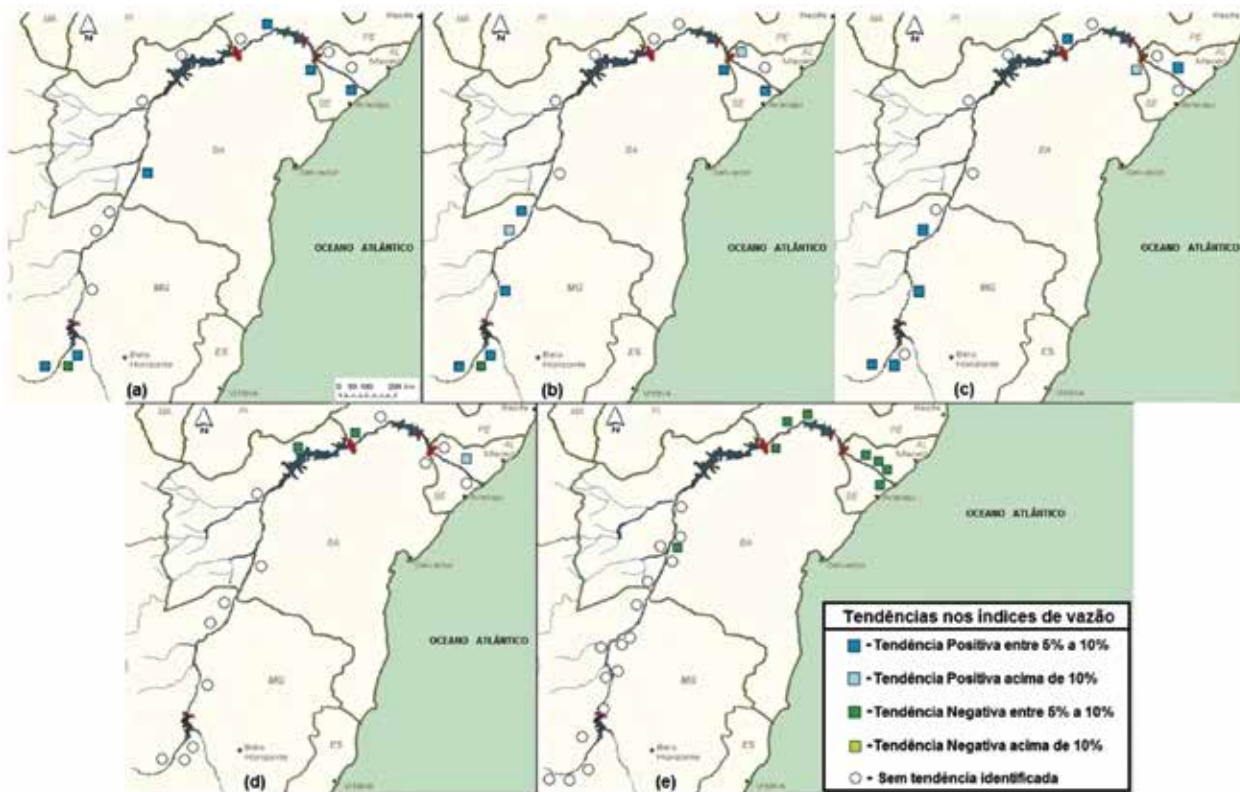
A situação hidrológica revela-se bem diferente da climática, como pode ser testemunhado pela especialização das tendências dos índices de vazão no vale do rio São Francisco, mostrada na Figura 5e. Não obstante, existem nesse vale usinas hidrelétricas em operação, de montante para jusante, a saber: Três Marias; Sobradinho; Itaparica (Luis Gonzaga); Moxotó

(Apolônio Sales); Paulo Afonso 1, 2 e 3; Paulo Afonso 4 e Xingó. Como comentado anteriormente, dessas usinas apenas Três Marias, Sobradinho e Itaparica possuem reservatórios de regularização para controle dos recursos hídricos das diferentes regiões por onde percorre o rio São Francisco (Codevasf, 2015).

Examinando em detalhes a Figura 5e, assim como as medições contidas na Tabela 6, pode-se destacar que não houve ocorrência de tendência no índice de vazão ao longo do rio desde a nascente até a Eclusa de Sobradinho, com exceção dos dados medidos no município de Paratinga (BA), que acusaram tendência negativa (-)(-) a partir de 1986. Após a referida barragem, isto é, distante cerca de 40 km a montante das cidades de Juazeiro (BA) e Petrolina (PE), registrou-se tendência negativa (-)(-) em todas as sete estações medidoras da ANA aqui avaliadas estatisticamente a partir de 1986.

Os resultados aqui apresentados não são meras coincidências e requerem uma avaliação mais aprofundada das suas causas. Em princípio, pode-se julgar que a referida barragem teve influência sobre o fluxo d'água do rio, como também foi identificado por Martins et al. (2011), no estudo sobre o impacto causado pela usina hidroelétrica de Sobradinho.

Com extensão aproximada de 320 km, uma superfície de espelho d'água de 4.214 km<sup>2</sup> e uma capacidade de armazenamento de 34,1 bilhões de m<sup>3</sup> na cota máxima operativa normal de 392,5 m, a Barragem de Sobradinho teve a conclusão das obras e o enchimento do reservatório em 1979, constituindo a partir de então um grande lago artificial no sertão nordestino, o que garante, juntamente com o Reservatório de Três Marias, uma vazão regularizada de 2.060 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> em períodos de estiagem. A partir de março de 1982, com a entrada em operação de todas as turbinas da usina para atingir a potência global, juntamente com o início de operação da eclusa para a navegação fluvial, após nove anos, o Reservatório de Sobradinho consolida sua concepção inicial (MARTINS et al., 2011).



**Figura 5** - Distribuição de tendências ao longo do rio São Francisco, como resultado dos testes não paramétricos para: (a) T-mín.; (b) T-méd.; (c) T-máx.; (d) Prec. e (e) Vazão média.

Deve-se reconhecer que o lago formado por Sobradinho cumpre bem seu papel como regularizador do deflúvio do rio São Francisco, porém ele criou um grande problema no que se refere à conservação de recursos hídricos à sua jusante, visto que está inserido numa região de clima semiárido e sob constante influência de ventos alísios provenientes do sudeste. De acordo com Molion (2003), a estimativa de perda de água por evaporação, ao aplicar o método combinado de Penman-Monteith, reconhecido como o mais adequado para estimar a evapotranspiração (SMITH, 1991), atingiu valor médio anual de  $460 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  na cota normal de operação do referido lago. Esse valor estimado é próximo do obtido considerando a diferença entre as vazões médias observadas do período 1980 a 1995 da estação medidora de Pão de Açúcar, cujo valor foi igual a  $450 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , o que representa uma redução de 15% da vazão à jusante da Eclusa de Sobradinho (MOLION, 2003).

Ao analisar os mapas climatológicos das Figuras 5a, 5b, 5c e 5d, observam-se cidades na região da Barragem de Sobradinho com tendências crescentes nas temperaturas *T-mín.* (Cabrobó, em 1997; Paulo Afonso, em 1983 e Propriá, em 1987), *T-méd.* (Paulo Afonso, em 1983; Água Branca, em 1981 e Propriá, em 1987) e *T-máx.* (Petrolina, em 1984; Paulo Afonso, em 1983 e Pão de Açúcar, em 1986), enquanto para o índice de chuvas se identificam locais com tendência decrescente (Remanso, em 1983 e Petrolina, em 1984) e crescente (Pão de Açúcar, em 2003). Por meio desses dados técnicos, julga-se que o clima regional também tenha se alterado com o tempo, culminando em menores índices de precipitação e maiores de temperaturas e evapotranspiração nessas cidades, o que acarretou na diminuição gradativa da vazão do rio desde a Barragem de Sobradinho até a foz, a 748 km do Oceano Atlântico, particular-

mente devido às mudanças na evaporação pela presença do espelho d'água do lago artificial.

Esse decréscimo na vazão fez-se sentir a partir de 1986, como revelam as quebras de tendências estatísticas das localidades avaliadas e mostradas nas Tabelas 6, e na Figura 5e. Os resultados aqui mostrados indicam que o regime de vazões após a referida barragem até a região próxima à foz do rio São Francisco minimizou os efeitos de cheias. Essa redução das vazões pode também estar associada ao uso consuntivo da água (para fins de irrigação, abastecimento humano urbano, dessedentação animal, além dos abastecimentos industrial e rural) ou então com a forma como a evaporação da Barragem de Sobradinho ocorre no processo de reconstituição de vazões naturais. De qualquer maneira, essa diminuição no regime de vazões vem afetando negativamente as atividades das populações ribeirinhas, como a pesca, a agricultura e a navegação pluvial, em concordância com o que foi identificado por Holanda et al. (2009), por meio de relatos da população ribeirinha do rio São Francisco, em particular no estado do Sergipe.

## 5 CONCLUSÕES

1. Considerando as cinco variáveis hidroclimáticas abordadas, das 84 séries possíveis de serem analisadas, 50 (o que corresponde a 60,0%) não indicaram quaisquer indícios de tendências significativas.
2. Das 34 tendências confirmadas (40,0% de toda amostra tratada), 33 ocorrências foram registradas nas duas últimas décadas do século XX, ou seja, em 97,0% de todos os eventos inferidos.
3. Identificaram-se tendências nas três séries de temperaturas medidas na cidade de Bom Despacho (MG). Nesse caso específico, constataram-se tendências negativas (-)(-) a partir de 1997 para *T-mín.* e *T-méd.*, além de tendência positiva (+)(+) para a *T-máx.* na mesma data. O mesmo ocorreu com a cidade de Bambuí (MG), que acusou ten-

dência positiva (+)(+) para *T-mín.* em 1991, *T-méd.* em 1992 e *T-máx.* em 1993, e para a cidade de Paulo Afonso (BA) que também registrou tendência positiva (+)(+) para *T-mín.*, *T-méd.* e (+) *T-máx.*, todas a partir de 1983.

4. Tendências negativas (-)(-) nos índices de chuvas foram registradas em Remanso (BA) e Petrolina (PE) a partir de 1983 e 1984, respectivamente. A cidade de Pão de Açúcar acusou tendência positiva de nível (+), mas somente a partir de 2003.

5. Registrou-se diminuição nos índices de vazão para todas as estações medidoras da ANA localizadas após a Barragem de Sobradinho a partir de 1986. Julga-se que esse fato está associado às condições climáticas daquela região hidrográfica, especialmente devido às ações das temperaturas e da evapotranspiração, além da formação dos reservatórios destinados às usinas hidroelétricas instaladas no rio São Francisco, que compõem o maior complexo energético do Nordeste brasileiro. A construção desse complexo minimizou, devido ao espelho d'água formado, os efeitos de cheias após a barragem, mas vem afetando de forma negativa as atividades tradicionais das populações ribeirinhas que ali vivem.

6. As tendências que foram detectadas nos índices de vazão parecem não estar relacionadas a uma mudança definitiva nos padrões pluviométricos e não devem, necessariamente, estar associadas exclusivamente a uma mudança global do clima. Presume-se que as tendências negativas registradas a partir de 1986 em todas as localidades analisadas após a Barragem de Sobradinho sejam uma combinação de fatores de ordem antropogênica e climática.

7. Os resultados aqui apresentados alertam para o cuidado que se deve ter ao apontar as possíveis causas de mudanças significativas nas séries hidrológicas e climáticas, tendo em vista a complexidade em associar essas alterações com as variações naturais do clima e as influências antro-

pogênicas. Apesar de todas as incertezas associadas às mudanças do clima e, conseqüentemente, aos impactos dessas possíveis alterações nas séries hidroclimáticas, como apresentado e discutido anteriormente, estudos nessa linha são relevantes e oportunos para auxiliar gestores de recursos hídricos no cenário atual sobre o comportamento do meio ambiente de uma determinada região.

## 6 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento para o desenvolvimento dessa pesquisa, à Agência Nacional de Águas (ANA) e ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) pela disponibilização dos dados observados e aqui utilizados.

## REFERÊNCIAS

- ALEXANDRE, G.R.; BAPTISTA, M.B.; NAGHETTINI, M. Estudo para identificação de tendências do regime pluviométrico na região metropolitana de Belo Horizonte a partir de métodos estatísticos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 15, n. 2, p. 115-126, 2010.
- ANA. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil. 2013**. Disponível em: <www.arquivos.ana.gov.br/institucional/spr/conjuntura/webSite\_relatorio\_Conjuntura/projeto/index.html>. Acessado em: 28/04/2016.
- ANA. (2015). Agência Nacional de Águas. **Sistema de Informações Hidrológicas, HidroWeb**. Disponível em: <www.hidroweb.ana.gov.br>. Acessado em: 17/11/2015.
- BACK, A.J. Aplicação de análise estatística para identificação de tendências climáticas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 5, p. 717-726, 2001.
- CODEVASF. (2015). **Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba**. Disponível em: <www.codevasf.gov.br/osvales>. Acessado em: 04/08/2015.
- FREUND, J.E. **Estatística Aplicada: Economia, Administração e Contabilidade**. 11a. edição. Porto Alegre: Editora Bookman,, 2006, 612 p.
- GROPPO, J.D.; MORAES, J.M.; BEDUSCHI, C.E.; MARTINELLI, L.A. Análise de séries temporais de vazão e precipitação em algumas bacias do Estado de São Paulo com diferentes graus de intervenções antrópicas. **Geociências**, v. 24, n. 2, p. 181-193, 2005.
- HAAS, J.; GUETTER, A.K. Diagnóstico e remoção do degrau climático nas séries de vazões naturalizadas mensais do sistema interligado nacional. In: **XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos – 2003**. Curitiba, p. 15-17, 2003.
- HOLANDA, F.S.R.; ISMERIM, S.S.; ROCHA, I.P.; JESUS, A.S.; ARAÚJO FILHO, R.N.; MÉLLO JÚNIOR, A.V. Environmental perception of the São Francisco riverine population in regards to flood impact. **Journal of Human Ecology**, v. 28, p. 37-46, 2009.
- IBGE (2016). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico de 2010**. Disponível em: <www.cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>. Acessado em: 02/05/2016.
- INMET. (2016). Instituto Nacional de Meteorologia. **Banco de Dados para Pesquisa e Ensino (BDMEP)**. Disponível em: <http://inmet.gov.br> Acessado em: 18/02/2016.
- IPCC. (2016). Intergovernmental Panel on Climate Change 2014: Summary for Policymakers. In: **Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability**. Field, C.B., et al. (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, p. 1-32, 2014. Disponível em: <www.ipcc-wg2.gov/AR5/images/uploads/WG2AR5\_SPM\_FINAL.pdf>. Acessado em: 15/06/2016.
- MARENGO, J.A. **Mudanças climáticas globais e seus efeitos sobre a biodiversidade: caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do século XXI**. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 2a. edição. Brasília: MMA, v. 26, 212 p., 2007.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Caderno da Região Hidrográfica do São Francisco**. Secretaria de Recursos Hídricos. Brasília: MMA, 148 p., 2006.
- MARTINS, D.M.F.; CHAGAS, R.M.; MELO NETO, J.O.; MÉLLO JÚNIOR, A.V. Impactos da construção da usina hidroelétrica de Sobradinho no regime de vazões no Baixo São Francisco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 9, p. 1054-1061., 2011.
- MEEHL, G.A.; STOCKER, T.F.; COLLINS, W.D.; FRIEDLINGSTEIN, P.; GAYE, A.T.; GREGORY, M.; KITO, A.; KNUTTI, R.; MURPHY, J.M.; NODA, A.; RAPER, S.C.B.; WATTERSON, I.G.; WEAVER, A.J.; ZHAO, Z.C. Global climate projections. In: Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z.; Marquis, M.; Averyt, K.B.; Tignor, M.; Miller, H.L. (eds.). **Climate change 2007: the physical science basis: contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, Cambridge. p. 749-844., 2007.
- MOLION, L.C.B. Considerações sobre a interligação da bacia do Tocantins com a bacia do São Francisco. **Revista Ciência Hoje**, ed. 197, setembro, 2003.
- MORAES, J.M.; PELLEGRINO, G.; BALLESTER, M.V.; MARTINELLI, L.A.; VICTÓRIA, R.L. Estudo preliminar da evolução temporal dos

componentes do ciclo hidrológico da bacia do Rio Piracicaba. In: **XI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos; II Simpósio de hidráulica e recursos hídricos dos países de língua oficial portuguesa**. 1995. Anais. Recife: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. p. 27-32., 1995.

PETTITT, A.N. A non-parametric approach to the change-point problem. **Applied Statistics**, v. 28, n. 2, p. 126-135., 1979.

SANSIGOLO, C.A.; NERY, J.T. Distribuição de extremos de temperatura mínima no estado do Paraná. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 8, n. 2, p. 247-253., 2000.

SELLO, S. **Time series forecasting: a nonlinear dynamics approach**, 1999. Disponível em: <[www.arxiv.org/abs/physics/9906035](http://www.arxiv.org/abs/physics/9906035)>. Acesso em: 14 abr. 2015.

SMITH, M. **Report on the expert consultation on revision of FAO methodologies for crop water requirements**. Rome FAO. 45 p., 1991.

SNEYERS, R. Sur l'analyse statistique des séries d'observations. Genève: **Organisation Météorologique Mondiale, Note Technique**. n. 143, 192 p., 1975.

TOLEDO, K. Quinto relatório do IPCC mostra intensificação das mudanças climáticas. **Revista da Agência FAPESP**, 2013. Disponível em: <<http://agencia.fapesp.br/17944>>. Acessado em: 30/09/2013.

ZHENMEI, M.; SHAOZHONG, K.; LU, Z.; LING, T.; XIAOLING, S. Analysis of impacts of climate variability and human activity on streamflow for a river basin in arid region of northwest China. **Journal of Hydrology**, v. 352, n. 3-4, p. 239-249., 2008.



# Caracterização do atendimento por redes de abastecimento de água em áreas rurais do Ceará: evidências do impacto da implantação do Sistema Integrado de Saneamento Rural (SISAR)

*Characterization of the water supply systems attendance in rural areas in Ceara: evidence of the impact of the implementation of Sistema Integrado de Saneamento Rural (SISAR)*

- **Data de entrada:** 18/09/2015
- **Data de aprovação:** 22/12/2016

Pedro Valle Salles/ Sonaly Cristina Rezende Borges de Lima

DOI:10.4322/dae.2017.010

## Resumo

O presente artigo caracteriza o acesso às redes de abastecimento de água em áreas rurais do Ceará e busca identificar evidências do impacto do Sistema Integrado de Saneamento Rural (SISAR) nesse mesmo contexto. Para tanto, esse trabalho conta com informações provenientes do banco de dados do próprio SISAR, assim como dos Censos Demográficos de 1991, 2000 e 2010. É realizada uma análise descritiva das séries históricas do IBGE e do SISAR, evidenciando-se o marco de implantação do programa. A seguir, desenvolve-se uma análise de regressão logística dos determinantes de presença de rede nos domicílios rurais do Ceará, no ano de 2010. Além de aspectos socioeconômicos e demográficos, evidencia-se que a existência do SISAR explica a presença de rede nas habitações rurais. São encontradas evidências de que o programa teve efeito positivo no que tange ao acesso à rede de abastecimento de água nas regiões rurais do Ceará.

**Palavras-chave:** SISAR. Saneamento Rural. Abastecimento de Água.

## Abstract

*This paper characterizes the water supply network access in rural areas in Ceara and aims to identify evidence of the impact of Integrated Rural Sanitation (SISAR) in this context. For this purpose, this research reckons with SISAR data, as well as the 1991, 2000 and 2010 Demographic Brazilian Census. A descriptive analysis of historical series from IBGE and SISAR is performed, showing the implementation of the program, and then a logistic regression analysis of the determinants of network presence in Ceara rural households in the year of 2010 is developed. Besides the socioeconomic and demographic aspects, the presence of SISAR proved to be an explanatory variable of network presence in rural dwellings. Evidence showed that the program had a positive effect in terms of access to water network in rural regions in Ceara.*

**Keywords:** SISAR. Rural sanitation. Water supply.

**Pedro Valle Salles** – Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). cursando especialização em Engenharia de Segurança do Trabalho pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (PUC-MG) e mestrado em Engenharia Civil pelo Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais (CEFET-MG). E-mail: pedrovallesalles025@gmail.com.

**Sonaly Cristina Rezende Borges de Lima** – Graduada em Engenharia Civil, com ênfase em Saneamento, pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos na UFMG. Doutora no Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional da UFMG (Cedeplar). Professora do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG.

\***Endereço para correspondência:** Departamento de Engenharia Civil, Prédio 18, CEFET-MG. Av. Amazonas, 7675 - Nova Gameleira, Belo Horizonte, Minas Gerais, CEP 30510-000. Telefone: (31) 99842-2726.



## 1 INTRODUÇÃO

A região rural do Nordeste do Brasil é, historicamente, muito afetada pela falta de investimentos públicos e, conseqüentemente, pela carência de serviços básicos de saneamento, dentre eles o abastecimento de água. De acordo com Rezende; Heller (2008) e Hochman (1988), foi no início do século XX que se difundiu a necessidade de sanear os chamados Sertões do País.

Tendo em vista que problemas de gestão e planejamento agravam as mazelas advindas da seca, é possível trazer à tona os focos principais do presente artigo: o Sistema Integrado de Saneamento Rural do Ceará (SISAR-CE) e a conjuntura das áreas rurais do estado do Ceará, no que tange às formas de obtenção de água.

De acordo com o Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2012), em todo o Brasil, cerca de 28% dos domicílios rurais são atendidos por rede geral com canalização interna de água, sendo as redes de distribuição ampliadas rumo às comunidades rurais que adotam a gestão comunitária dos sistemas. O SISAR, programa voltado para o abastecimento de água em comunidades rurais no Estado do Ceará, vem, desde meados da década de 1990, ampliando a cobertura das redes de água nos domicílios rurais. Devido ao fato de o Brasil ser um país carente de soluções na área do saneamento rural, o SISAR pode surgir como um modelo a ser adotado em outras regiões do país, como forma de mitigar um histórico problema de saneamento.

O presente artigo objetiva investigar como se sucede a obtenção de água pelas populações rurais do Ceará e averiguar a relação entre a presença do Sistema SISAR e o aumento da cobertura de redes de água nos domicílios rurais do Estado. De posse dessas análises, é possível avaliar o desenvolvimento das ações adotadas pelo SISAR e, também, aferir se esse modelo de gestão apresenta-se como uma boa alternativa para a distribuição da água nas regiões rurais do país.

Criado em 1995, por meio de uma parceria entre a Companhia de Água e Esgoto do Ceará (Cagece) e o Banco KfW – instituição de fomento alemã –, o SISAR é voltado para a assessoria no gerenciamento dos sistemas de distribuição de água – que são assumidos pelas próprias associações das comunidades rurais –, fornecendo-lhes apoio técnico e administrativo (SPINK, 2009; MELEG, 2012). O início de seu funcionamento foi na região de Sobral, sendo que apenas em 2001 o Programa se estendeu para as demais regiões do Ceará.

As metas principais do SISAR são: i) aumento dos níveis de cobertura de abastecimento de água por rede de distribuição; ii) educação e conscientização da população sobre a importância de sua participação no Programa; iii) participação comunitária; iv) capacitação de recursos humanos, a fim de que estes sejam capazes de gerir o sistema; v) viabilidade econômica, financeira e administrativa dos sistemas (PRINCE, 1999).

A presença do SISAR nas comunidades está condicionada a uma série de aspectos: i) à disponibilidade de água; ii) às características geográficas, políticas e sociais locais; iii) à premissa de cobrança de tarifas mensais de seus usuários, que devem estar predispostos a tal conduta; iv) à adequação das práticas e do sistema local ao padrão técnico do SISAR; v) à existência de um sistema de instalações elétricas adequadas; vi) à existência de uma associação comunitária de usuários funcionando adequadamente e ao pagamento da taxa de filiação (MELEG, 2012; PRINCE, 1999).

## 2 SISTEMA INTEGRADO DE SANEAMENTO RURAL DO CEARÁ

Atualmente, o SISAR encontra-se dividido em oito sub-bacias, como ilustra a Figura 1. Essa divisão engloba todos os municípios do Estado, apesar de nem todos participarem do Programa. As datas presentes na Figura 1 representam o início das atividades em cada sub-bacia.

**Figura 1:** Divisão administrativa do SISAR - CE



Fonte: Cagece (2009 apud MELEG, 2012).

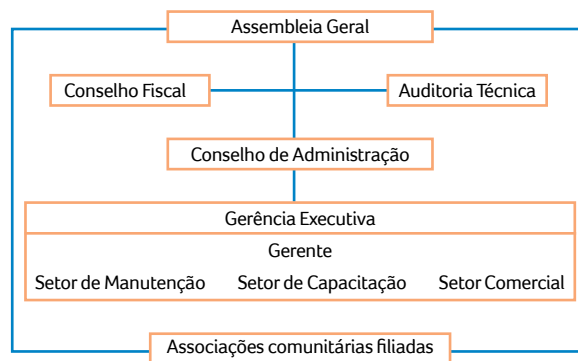
A implantação do SISAR em uma comunidade é constituída de quatro fases principais:

- **Organização Comunitária:** imprescindível para a implantação do sistema. O presidente de tal associação representa a comunidade nas assembleias do SISAR (CRUZ et al., 2014; PRINCE, 1999).
- **Planejamento:** a verba liberada pelos órgãos de fomento é administrada pela Secretaria Estadual de Desenvolvimento Agrário (CRUZ et al., 2014; PRINCE, 1999).
- **Construção dos sistemas:** realizada por empresas privadas e supervisionada pela Cagece. Obras de transposição, adutoras e barragens ficam a cargo da Superintendência de Obras Hidráulicas (SOHIDRA). A cobrança e fiscalização dos recursos hídricos é de responsabilidade da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH) (CRUZ et al., 2014; PRINCE, 1999).
- **Operação:** a ser realizada por um operador voluntário da localidade em questão, que deve receber

treinamento para realizar pequenas manutenções e relatar problemas maiores, esses solucionados por técnicos especializados do SISAR (CRUZ et al., 2014; PRINCE, 1999).

A participação das associações comunitárias é indispensável para o funcionamento do Programa SISAR. Na assembleia geral das comunidades são escolhidos os membros dos conselhos administrativos e fiscais. Ambos os conselhos são formados por residentes das comunidades e por representantes da Cagece, do KFW, dos municípios envolvidos e da Secretaria Estadual de Infraestrutura do Ceará. O apoio técnico é provido por funcionários contratados pelo SISAR. O operador do sistema local e o pessoal voluntário são originários das comunidades participantes (SPINK, 2009). A Figura 2 apresenta a estrutura organizacional do Programa SISAR.

**Figura 2:** Estrutura organizacional do SISAR



Fonte: Schweizer e Nieradtka (2001).

Um fator de destaque do Programa em relação a outros programas voltados para o saneamento é o dito empoderamento das comunidades. Empoderar incide no acréscimo da liberdade de escolha, na possibilidade de moldar o próprio destino, o que aumenta a autoestima da população e abre novos caminhos para as comunidades. Populações historicamente desprovidas de empoderamento, quando sujeitas a essa transformação, passam a ter uma dose maior de domínio sobre

suas vidas, tomando decisões que alteram suas histórias de acordo com especificidades locais (NARAYAN, 2002).

### 3 METODOLOGIA

Utilizaram-se dados do SISAR e dos Censos Demográficos de 1991, 2000 e 2010. O processamento desses dados foi realizado por meio de dois softwares, o *Excel* e o *Statistical Package for the Social Sciences* (SPSS). Inicialmente, os dados do IBGE relativos ao Estado do Ceará encontravam-se separados em dois blocos de notas no formato txt, um com os dados referentes aos domicílios e outro às pessoas. Para leitura e organização dos mesmos foi necessária a formulação de sintaxe, onde se definiram as variáveis, bem como o tamanho e a posição por elas ocupadas. Obtiveram-se, então, dois bancos de dados, um de residências e outro de indivíduos, que posteriormente foram agrupados.

Com os bancos de dados formulados no SPSS, partiu-se para o trabalho com as variáveis dos dados dos três Censos. Oito variáveis foram utilizadas, criadas e/ou padronizadas para formulação desse estudo: quatro relacionadas ao chefe do domicílio (Sexo, Cor, Faixa Etária, Grau do último curso frequentado); uma referente à faixa salarial domiciliar; uma referente às sub-bacias do SISAR (define em qual das oito sub-bacias do SISAR, apresentadas na Figura 1, o domicílio se encontra); duas referentes às formas de abastecimento de água: “Abastec” (diz respeito à maneira que determinada residência tem acesso a água) e “Abastec1” (informa se a residência é atendida por rede de abastecimento de água ou não).

Criaram-se, no SPSS, análises de frequência para a variável “Abastec”, com o intuito de caracterizar o histórico das formas de acesso à água. Formulou-se ainda uma estatística descritiva do tipo “Tabela de Referência Cruzada”, em que a variável “Abastec” foi cruzada com a variável “SISAR”. Ainda no SPSS, e com auxílio da variável “Abastec1”,

realizou-se a Regressão Logística Binária, sendo essa a variável dependente enquanto outras seis representam as covariáveis (“Sexo”, “Cor”, “Faixa Salarial Domiciliar”, “Faixa Etária”, “Grau do Último Curso Frequentado pelo Chefe” e “SISAR”).

Em relação à Regressão Logística Binária, a mesma apresenta variável dependente com resposta binária – nesse caso a existência, ou não, de rede de abastecimento –, que se relaciona com as variáveis aleatórias categóricas supracitadas. Nessa apreciação, trabalha-se com as chances de um determinado grupo apresentar rede de abastecimento de água em relação ao seu grupo de referência. No caso da Tabela 3, essa chance é expressa pela coluna “Exp (B)”; quando esse valor é, por exemplo, 1.479, isso significa que determinado grupo apresenta 47,9% a mais de chance de ter acesso à rede de abastecimento do que seu grupo de referência. Na maioria dos casos, o grupo de referência escolhido foi aquele em que a chance de encontrar água proveniente de rede era menor. Com relação à significância estatística, adotou-se um valor de 5%.

Quando se quer estudar a probabilidade P da presença de saneamento no domicílio, não se modela o P, mas o seu *logit*. Isso ocorre porque P varia entre 0 e 1, o que incorre em uma restrição que impossibilita a interpretação dos resultados. Como o log de P e 1-P está entre  $-\infty$  e  $\infty$ , pode-se interpretar a presença do saneamento em termos de razões de chance (*odds ratio*), representada pelo logaritmo do quociente de  $P/(1-P)$ , o que elimina a restrição anterior. A *odds ratio* da presença do saneamento pode ser descrita conforme a Equação 1 (HOSMER & LEMESHOW, 2000):

$$\text{Odds ratio} = \frac{P(Y=j | z + 1) / P(Y=k | z + 1)}{P(Y=j | z) / P(Y=k | z)}$$

(Equação 1)

A interpretação das razões de chance é obtida a partir dos logs para  $J^{-1}$  razões de probabilidades,  $\ln(P_{ij}/P_{ik}) = \beta'z_{ji}$ , para  $j=2, \dots, J-1$ .

A partir do modelo logístico binário é possível verificar os efeitos puros de variáveis demográficas, socioeconômicas, regionais e de gestão sobre a presença de redes de água nos domicílios, mensurando-se a razão das chances de presença dessas redes em domicílios com características bem definidas. Os achados relativos a essa análise podem trazer evidências sobre a melhor estratégia a ser seguida com o intuito de alcançar a universalização do acesso.

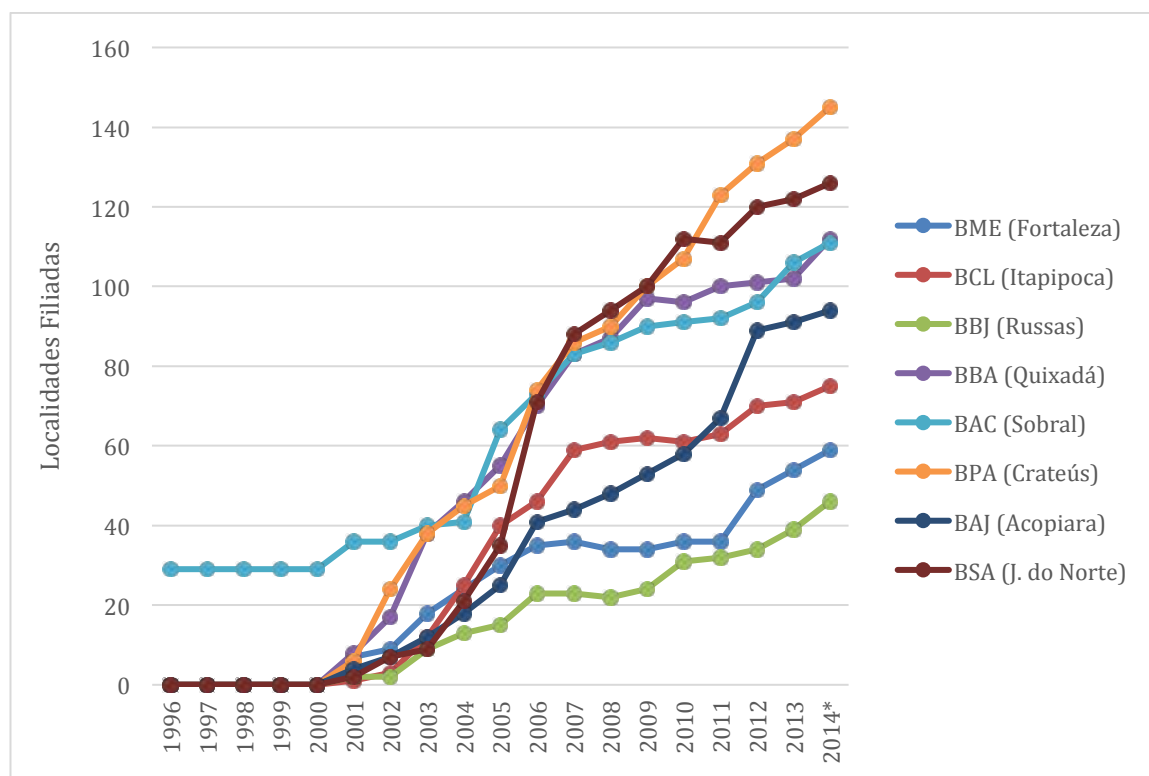
A respeito dos dados fornecidos pelo SISAR, o banco de dados encontrava-se em arquivos de Excel. Foi necessária a normalização e o ajuste das

tabelas, a produção dos gráficos e a análise dos resultados. Foi indispensável a divisão dos municípios de acordo com sua localização geográfica nas sub-bacias do Programa; tal divisão foi feita com utilização do software ArcGIS.

#### 4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

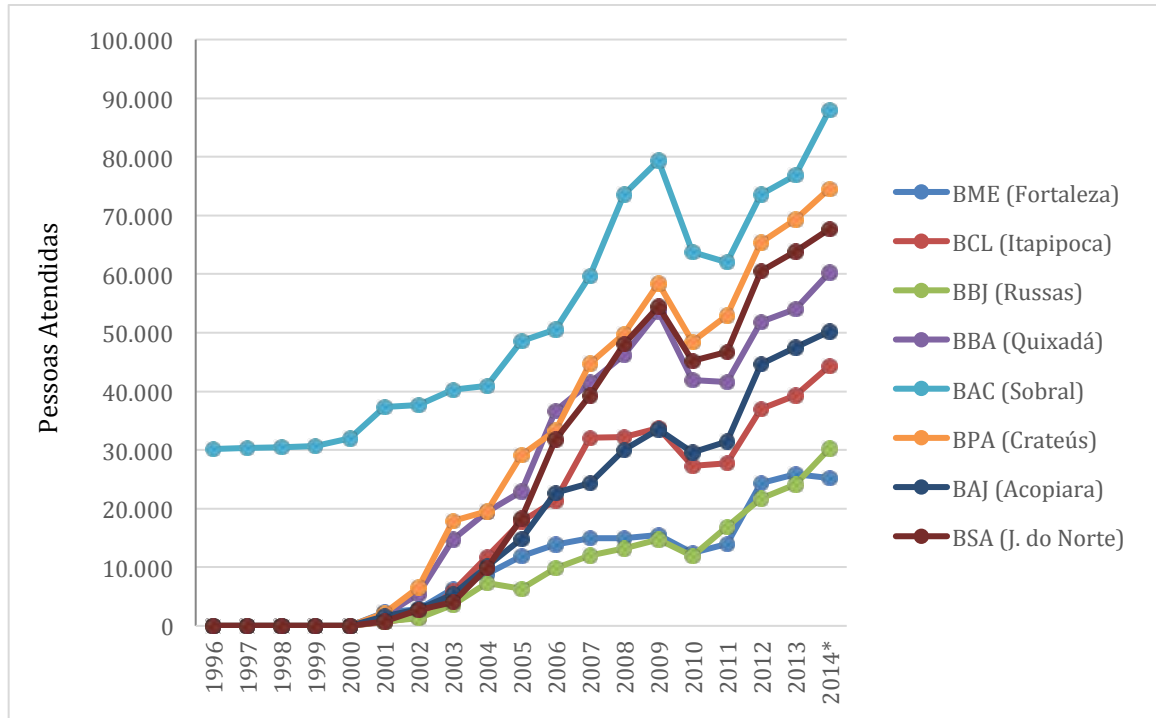
Inicialmente foram analisadas as informações provenientes do banco de dados do SISAR. As Figuras 3, 4 e 5 representam a evolução do programa, desde 1996, quando foi criado, até 2014, sendo que os dados de 2014 foram computados até o mês de outubro. A partir dos elementos acerca das localidades filiadas, pessoas atendidas e total de ligações à rede, pôde-se caracterizar a atuação histórica do SISAR na região.

**Figura 3:** Série Histórica do Total de Localidades Filiadas ao SISAR - CE segundo as regiões administrativas do Programa



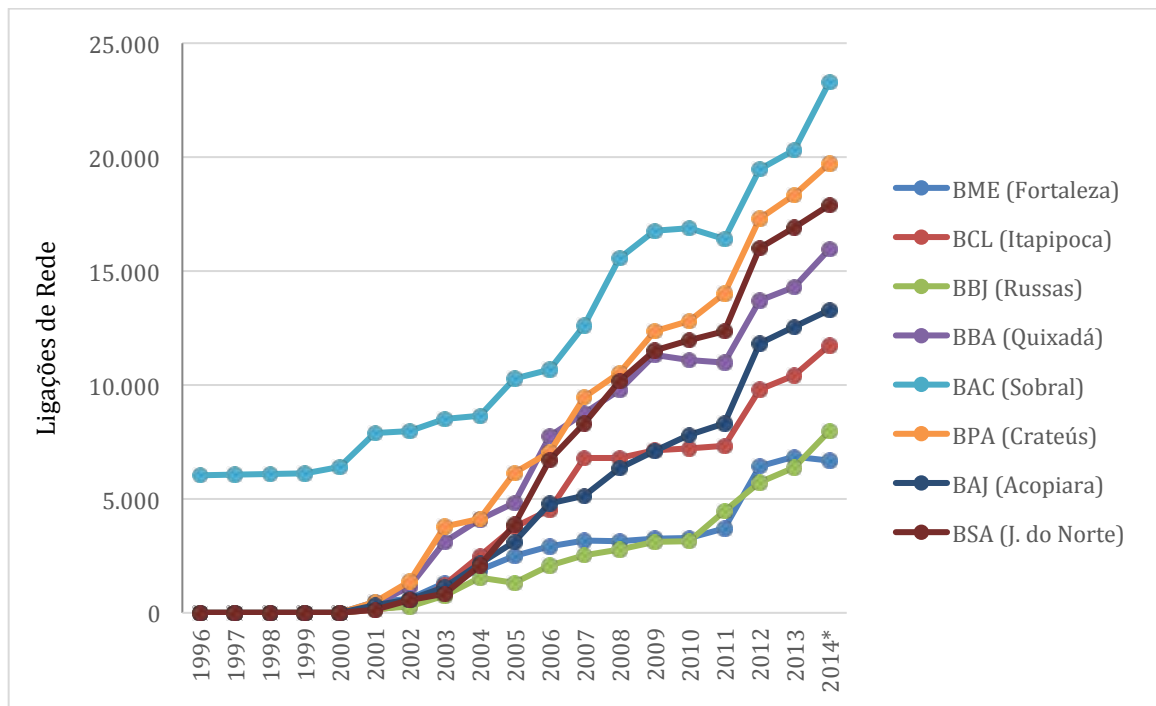
Fonte dos dados básicos: SISAR (2014)

**Figura 4:** Série Histórica do Total de Pessoas Atendidas pelo SISAR - CE segundo as regiões administrativas do Programa



Fonte dos dados básicos: SISAR (2014)

**Figura 5:** Série Histórica do Total de Ligações de Rede do SISAR - CE segundo as regiões administrativas do Programa



Fonte dos dados básicos: SISAR (2014)

Até 2001, o único SISAR em atividade era o da região de Sobral. Tal fato explica a tendência que essa sub-bacia apresenta de liderar os indicadores representados nas Figuras 4 e 5, em 2014. Na atualidade, o SISAR Sobral é o único que não necessita de auxílio financeiro externo.

O SISAR Crateús ocupava, em 2014, a primeira posição no número de localidades filadas ao Programa. Sendo assim, infere-se que maiores investimentos tanto em infraestrutura como em gestão foram recebidos por essa região. Percebe-se também que o crescimento foi gradual nos três parâmetros avaliados, o que leva à conclusão de que os investimentos foram constantes. O Programa na sub-bacia de Quixadá apresenta comportamento semelhante ao de Crateús, com um crescimento aproximadamente constante nos três aspectos avaliados, tendo estado, em 2014, em terceiro lugar em número de localidades filiadas, e em quarto, nos outros dois aspectos representados pelas Figuras 4 e 5.

O SISAR de Juazeiro do Norte apresenta um comportamento diferente. Até 2005 ele estava entre os últimos colocados em todos os quesitos, quando passou a apresentar crescimento acelerado em seu desempenho – principalmente no número de localidades atendidas. Em 2014, esse SISAR assumiu a segunda posição no número de localidades atendidas e terceiro nas demais. Pode-se inferir que, a partir de 2006, maiores investimentos fo-

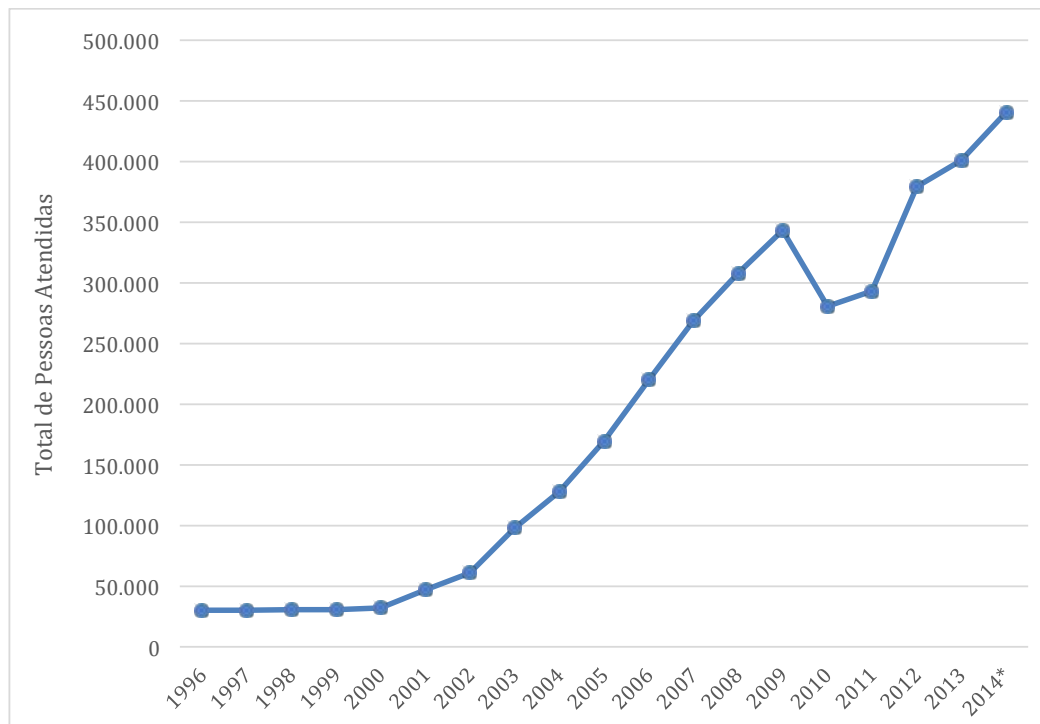
ram realizados nessa localidade, o que levou a um célere avanço do programa na região.

Os sistemas das demais sub-bacias – Acopiara, Fortaleza, Itapipoca e Russas – apresentaram desempenhos mais modestos. Conclui-se que, nessas localidades, o investimento e/ou a adesão dos municípios ao SISAR foi menor. Isso, contudo, não caracteriza, por si só, que os índices de cobertura por rede de abastecimento de água nessas regiões sejam inferiores, apenas que o SISAR estava menos presente nessas regiões. Como ver-se-á a seguir, a sub-bacia de Russas apresenta bons índices de cobertura por rede de abastecimento.

Na Figura 6 apresenta-se o total de pessoas atendidas pelo SISAR nas regiões rurais do Ceará.

Percebe-se que até o ano 2000 o número de pessoas atendidas permaneceu constante. Com a expansão do Programa para outras sub-bacias do Ceará, o número de pessoas atendidas cresceu em ritmo bastante acelerado até 2009, quando apresentou uma queda. Tal evolução anômala ocorrendo em vista que a população atendida é estimada por meio da Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD). Com a ocorrência do Censo 2010, constatou-se uma superestimativa do número de pessoas atendidas pelo Programa. Esse erro pode causar falhas na alocação de recursos e mascarar a real situação do abastecimento de água nas áreas rurais do Estado.



**Figura 6:** Série Histórica do Total de Pessoas Atendidas pelo SISAR no Estado do Ceará

Fonte dos dados básicos: SISAR (2014)

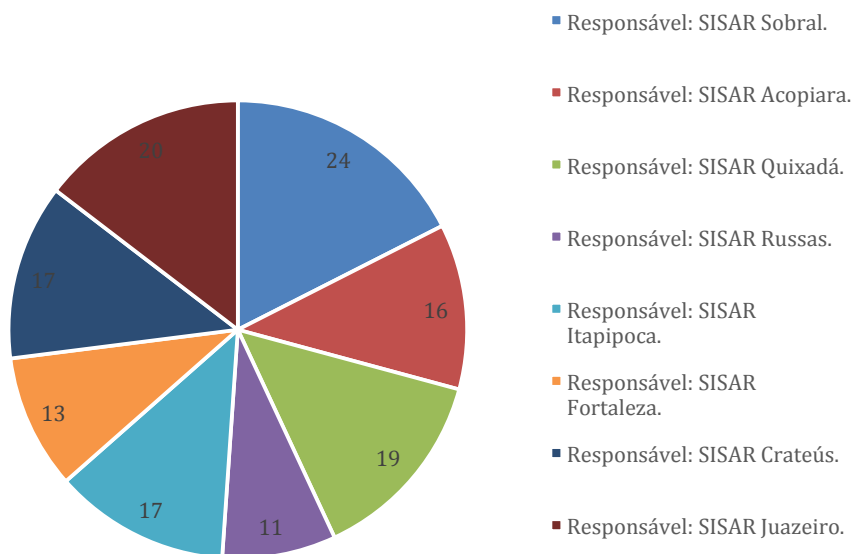
Considerando informações referentes ao ano de 2010, das 2.106.347 pessoas existentes na área rural do Ceará, 280.710 eram atendidas pelo SISAR, representando um total de aproximadamente 14% da população rural daquele Estado (IBGE, 2012; SISAR 2014).

Avaliando-se dados do ano de 2014, percebe-se que a grande maioria dos municípios do Ceará contava com a presença do Programa. Isso é muito importante, pois prova que o SISAR tem o intuito de estar presente na maior parte das localidades rurais do Estado. Tem-se a presença do Programa em 137 dos 184 municípios do Estado.

Esse número totaliza 74% dos municípios cearenses (SISAR 2014).

A Figura 7 demonstra a divisão desses 137 municípios atendidos pelos SISAR. Percebe-se que as sub-bacias com o maior número de municipalidades filiadas – Sobral (24), Juazeiro do Norte (20), Quixadá (19) e Crateús (17) – coincidem com as maiores em números de localidades atendidas (Figura 3). Ao olhar pelo outro extremo, as duas bacias com menor número de municípios participantes do Programa SISAR coincidem com os menores números de localidades atendidas. Isso corrobora a confiabilidade de ambas fontes de dados.

**Figura 7:** Municípios atendidos pelo SISAR divididos por sub-bacias



Fonte dos dados básicos: SISAR (2014)

Os dados dos Censos Demográficos de 1991, 2000 e 2010, apresentados na Tabela 1, caracterizam a evolução das seis formas de obtenção de água nos domicílios rurais no Ceará.

**Tabela 1:** Formas de obtenção de água nos domicílios rurais do Ceará

Tipo	Ano		
	1991	2000	2010
Rede geral com canalização interna	1,02%	5,10%	27,28%
Poço ou nascente com canalização interna	1,63%	6,39%	15,54%
Outra forma com canalização interna	0,54%	1,75%	4,63%
Rede geral sem canalização interna	0,47%	3,23%	5,90%
Poço ou nascente sem canalização interna	27,72%	41,84%	24,67%
Outra forma sem canalização interna	68,34%	41,27%	21,77%

Fonte dos dados básicos: IBGE (1993, 2002, 2012)

Na análise da Tabela 1 trabalhou-se com seis diferentes formas de aquisição do recurso natural: rede geral, poço ou nascente e outras formas, todas as três podendo ser – ou não – com canalização interna.

A ocorrência de canalização no interior das residências é característica ligada à conscientização da população sobre a importância dessa presença e também ao nível socioeconômico da mesma. Por um lado, percebe-se a essencialidade de acessar a água mais facilmente e em quantidade suficiente para a ingestão e a higiene; por outro, a existência da canalização interna na residência eleva o consumo da água – historicamente tida como um bem escasso nessas regiões –, implicando na elevação do consumo e, conseqüentemente, do custo da mesma.

Interessante observar que no ano de 1991 a obtenção de água por meio de rede geral, no Ceará, totalizava apenas 1,56% dos domicílios da área rural, uma quantia pouco significativa, que representava apenas 6.575 residências. Em 2010, esse valor sobe para 184.818 domicílios, número que

representa 33,17% do total (IBGE, 2012). É inegável a influência do SISAR nas regiões rurais do Estado, sendo a evolução positiva dos dados clara. O número de domicílios com acesso à rede aumenta, e a quantidade dependente de outras formas de acesso diminui.

Outras formas de acesso à água (longas caminhadas até açudes, caminhões pipa, bicas e charizes etc.), sem rede no interior dos domicílios, têm uma queda vertiginosa a partir de 1991: de 68,34%, passam a representar 21,77% em 2010. Esse avanço é um dos mais importantes, tendo em vista que essas outras formas de obtenção do recurso são as mais penosas para os usuários, principalmente as mulheres, que na maioria das vezes são responsáveis pela aquisição da água quando esta se dá fora do domicílio (LAVINAS et al., 2012).

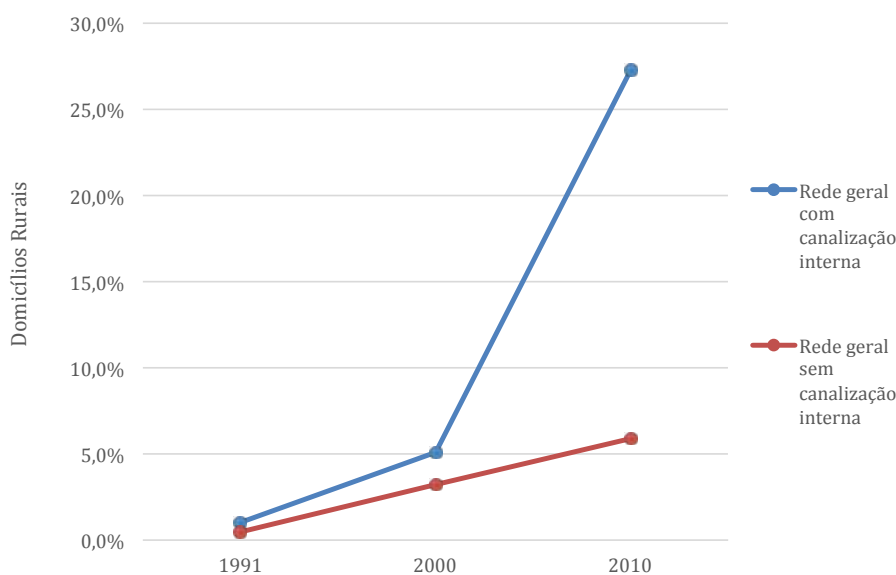
Em 2000, observa-se um aumento na modalidade poço ou nascente sem canalização interna (41,84%); contudo, em 2010 esse número se torna menor do

que em 1991 (24,67%). Infere-se que, em um primeiro momento – entre 1991 e 2000 –, uma parte dos domicílios migrou de outras formas de acesso a água, sem canalização interna, para poço ou nascente, sem canalização interna. Em um segundo momento, ocasião de expansão do SISAR para todo Ceará, esses domicílios tornaram-se, em grande medida, usuários da rede geral de abastecimento.

Olhando pelo viés da ocorrência de canalização interna, pode-se perceber um aumento em todas as formas de abastecimento (rede geral, poço ou nascente e outras formas). Infere-se que esse fato se deva, principalmente, à conscientização das populações acerca da importância de um acesso facilitado ao recurso, bem como aos avanços socioeconômicos da região.

A mudança mais drástica ocorre justamente nas formas de acesso ligadas ao SISAR: presença de rede, com canalização interna ou externa. A Figura 8 demonstra essa mudança.

**Figura 8:** Série Histórica – Presença de rede de abastecimento de água com e sem canalização interna



Fonte dos dados básicos: IBGE (1993, 2002, 2012)

A estrutura das curvas da Figura 8 é forte evidência da atividade do SISAR. Em 1991, 4.522 residências estavam ligadas à rede geral com canalização interna e 2.053 sem canalização interna; em 2010, 151.969 habitações contavam com rede de água com canalização interna – um aumento de mais de 7400% – e 32.849 sem canalização interna – um acréscimo de mais de 720% (IBGE 1993, 2002 e 2012).

Todos os destaques citados demonstram que o SISAR realmente melhorou as formas de acesso à água da população rural do Ceará. Contudo, a evidência mais contundente da atuação do Programa ocorre ao avaliar a evolução da série histórica da presença de rede com canalização interna. De 1991 para 2000 ocorre um aumento de representatividade dessa modalidade de 1,03% para 5,10%. Já

de 2000 para 2010, o valor sobe para 27,27% (IBGE 1993, 2002 e 2012). Conclui-se que o SISAR tenha sido fundamental para esse salto no atendimento.

O foco principal do SISAR é levar as redes de abastecimento de água até as residências. Sendo assim, nas análises seguintes usar-se-á a variável presença de rede de abastecimento de água, independentemente de ela ser ou não interna.

A Tabela 2 expõe dados referentes à localização dos municípios, de acordo com a divisão do SISAR, e à presença de rede de abastecimento nos domicílios. Há a inclusão de municípios nos quais está ou não presente o Programa SISAR. É importante salientar que nas Tabelas 1 e 2 as porcentagens são referentes apenas aos domicílios rurais do Estado do Ceará.

**Tabela 2:** Presença de rede nos domicílios rurais do Ceará x sub-bacia hidrográfica do SISAR

Bacia do SISAR	Ano					
	1991		2000		2010	
	Porcentagem	Valor Absoluto	Porcentagem	Valor Absoluto	Porcentagem	Valor Absoluto
Acopiara	0,19%	854	1,21%	5594	3,83%	21273
Crateús	0,05%	201	0,62%	2877	4,97%	27601
Fortaleza	0,11%	484	0,69%	3185	2,91%	16195
Itapipoca	0,25%	1079	0,77%	3579	3,17%	17592
J. do Norte	0,32%	1388	1,38%	6384	3,98%	22135
Quixadá	0,20%	862	0,70%	3248	5,19%	28853
Russas	0,28%	1225	1,90%	9029	4,60%	25788
Sobral	0,11%	482	1,00%	4856	4,60%	25380

Fonte dos dados básicos: IBGE (1993, 2002, 2012)

Relacionando os dados dos Censos Demográficos com os dados fornecidos pelo SISAR, e expostos nas Figuras 3, 4 e 5, chega-se a observações importantes.

Com exceção da região de Russas, sobre a qual se comentará a seguir, as regiões que apresentam os melhores desempenhos no quesito presença de rede de abastecimento – Sobral, Crateús, Quixadá – são as mesmas que estão melhores posicionadas nos quesitos anteriormente analisados, segundo dados do SISAR (total de localidades filiadas, total de ligações e total de pessoas atendidas). As de pior

desempenho – Itapipoca e Fortaleza – são justamente as que apresentam menores investimentos e presença do Programa SISAR em seus municípios.

No caso de Russas, infere-se que o percentual de presença de rede de abastecimento de água se deva a outros programas e ações de saneamento, além do SISAR. Como demonstrado, a presença do Programa na bacia, apesar de ser uma realidade, não é considerada uma das mais marcantes.

O que se percebe é que, apesar de todas as bacias apresentarem elevação nas taxas de crescimento

do atendimento por rede de água no período a partir de 2001, nos SISAR de Crateús, Sobral e Quixadá ocorre uma admirável ampliação. Isso vem mais uma vez corroborar a influência do Programa, principalmente nessas três bacias que se revelam como as mais consolidadas.

Apresenta-se na Tabela 3 a análise de Regressão Logística Binária para seis covariáveis, tendo como variável dependente a presença, ou não, de rede de abastecimento de água nos domicílios rurais do Estado do Ceará.

**Tabela 3:** Resultados obtidos com a análise de regressão logística binária para a variável resposta presença de rede de abastecimento de água.

Caracterização da variável (A categoria de referência encontra-se na primeira linha)		B	Desvio Padrão	Graus de liberdade	Significância	Exp(B)
Cor da pele do responsável pelo domicílio	Preta			4	0,000	
	Indígena	-0,177	0,209	1	0,399	0,838
	Amarela	0,089	0,102	1	0,386	1,093
	Parda	0,162	0,045	1	0,000	1,176
	Branca	0,233	0,047	1	0,000	1,263
Grau do último curso frequentado pelo chefe do domicílio	Alfabetização e Alfabetização de adultos			4	0,000	
	1º grau	0,197	0,028	1	0,000	1,218
	2º grau	0,648	0,040	1	0,000	1,913
	Superior	0,426	0,095	1	0,000	1,532
	Pós-graduação	0,427	0,198	1	0,031	1,532
Renda agregada domiciliar (em salários mínimos)	Até 1			3	0,000	
	1 até 3	0,308	0,022	1	0,000	1,361
	3 até 5	0,561	0,043	1	0,000	1,752
	Acima de 5	0,538	0,070	1	0,000	1,712
Grupo etário quinquenal do responsável pelo domicílio	15 a 19			14	0,000	
	10 a 14	0,167	0,575	1	0,771	1,182
	20 a 24	0,112	0,112	1	0,316	1,119
	25 a 29	0,352	0,108	1	0,001	1,422
	30 a 34	0,446	0,108	1	0,000	1,563
	35 a 39	0,525	0,108	1	0,000	1,690
	40 a 44	0,425	0,108	1	0,000	1,529
	45 a 49	0,416	0,108	1	0,000	1,516
	50 a 54	0,389	0,109	1	0,000	1,475
	55 a 59	0,475	0,110	1	0,000	1,608
	60 a 64	0,374	0,112	1	0,001	1,454
	65 a 69	0,353	0,114	1	0,002	1,423
	70 a 74	0,416	0,115	1	0,000	1,516
75 a 79	0,384	0,121	1	0,002	1,468	
80 anos e mais	0,462	0,120	1	0,000	1,588	
Sexo do responsável pelo domicílio	Masculino				0,000	
	Feminino	0,185	0,022	1	0,000	1,203
Localização do domicílio segundo a região de abrangência do SISAR	Itapipoca			7	0,000	
	Fortaleza	0,058	0,044	1	0,189	1,060
	J. do Norte	0,248	0,042	1	0,000	1,282
	Acopiara	0,303	0,043	1	0,000	1,353
	Quixadá	0,349	0,040	1	0,000	1,418
	Sobral	0,375	0,040	1	0,000	1,456
	Crateús	0,774	0,041	1	0,000	2,168
	Russas	1,062	0,041	1	0,000	2,891

A análise da Tabela 3 revela as chances de a cor da pele do responsável pela habitação ser fator de influência no acesso à rede de abastecimento. Duas das categorias não são significativas (indígena e amarela). Em relação às demais categorias da variável “Cor”, observa-se que a chance de um domicílio chefiado por uma pessoa de cor branca ter rede de abastecimento de água é 26,30% maior do que a de um domicílio com chefe de cor preta. A chance de um domicílio chefiado por uma pessoa de cor parda ter rede de abastecimento de água é 18,00% maior do que a de um chefe de cor preta. Tal resultado já era esperado, uma vez que há uma relação notória entre as condições de vida e a cor da pele dos indivíduos (VASCONCELOS, 2005).

No que diz respeito à variável “Grau do último curso frequentado pelo chefe do domicílio”, todas as categorias mostraram-se significativas. A análise revela um aumento expressivo das chances de os domicílios terem acesso à rede de água quando o chefe do domicílio frequentou o segundo grau. Nos casos em que o chefe frequentou nível superior ou pós-graduação há cerca de 50% a mais de chance de os domicílios acessarem rede de distribuição de água em relação à categoria de referência.

Para a variável “Renda agregada domiciliar”, percebe-se a correlação positiva entre o seu crescimento e o aumento das chances de presença de redes de água nos domicílios. Os domicílios que possuem renda de um a três salários mínimos apresentam 36,10% a mais de chances de terem acesso à rede de abastecimento do que os que possuem renda de até um salário mínimo. Os que possuem renda agregada acima de cinco salários mínimos têm 71,20% a mais de chances de presença de rede de água domiciliar que a categoria de referência.

Não se encontrou relação clara entre o aumento da idade e as chances de os domicílios terem acesso à rede de abastecimento de água. Têm-se ainda que alguns grupos etários mais jovens não se

mostraram significativos (de 10 a 14 e de 20 a 24 anos). Nas faixas etárias significativas, observam-se maiores chances de acesso à rede (essas variam de 42,00% até 69,00%) com relação à categoria de referência (de 15 a 19 anos). Ainda assim, não há tendência clara em relação ao crescimento da presença das redes domiciliares de água com o aumento da idade do chefe.

Foi comprovada na análise uma maior chance de os domicílios chefiados por mulheres obterem água por meio de rede de distribuição. As chances são 20,30% maiores com relação a habitações chefiadas por homens.

Bastante interessante são os resultados obtidos para a variável “Localização do domicílio segundo região de abrangência do SISAR”, pois essas mostraram chances significativamente maiores de presença de redes de abastecimento de água nas regiões nas quais o SISAR se encontra melhor consolidado.

Percebe-se, mais uma vez, a sub-bacia de “Russas” como um caso à parte. Essa apresenta as maiores chances de acesso à rede de distribuição de água em seus domicílios; contudo, a presença do SISAR nessa região é uma das menos relevantes – vide Figuras 3, 4 e 5.

Como grupo de referência tem-se “Itapipoca”. Essa bacia encontra-se entre as que menos receberam influência e investimentos do SISAR – assim como “Fortaleza”, que possui apenas 6,00% de chances a mais de apresentar rede com relação à referência. Apesar disso, “Fortaleza” não se mostra significativa.

É evidente o impacto do Programa no acesso à rede nos domicílios das sub-bacias. As três regiões com maior presença do SISAR (“Sobral”, “Quixadá” e “Crateús”) são também, com exceção de “Russas”, as que apresentam maiores chances de presença de rede com relação a “Itapipoca”. Conclui-se, assim, que há eficiência no Sistema SISAR no que se propõe: expandir o atendimento por redes de água nos domicílios rurais do Ceará.



## 5 CONCLUSÕES

A presente pesquisa propôs encontrar evidências de que a presença do Sistema Integrado de Saneamento Rural alterou, positivamente, a relação dos domicílios em relação ao acesso às redes de abastecimento de água.

O objetivo foi concretizado. Por meio da revisão bibliográfica e dos dados provenientes do SISAR e do Censo Demográfico do IBGE, foi possível caracterizar o saneamento rural do Estado – no que se refere à água – e criar um histórico do mesmo. Comprova-se que houve uma grande melhoria nas formas de aquisição de água na região desde 1991.

Fica evidente o papel importante e positivo do SISAR. É clara a evolução dos índices provenientes da implantação e expansão do programa. Apesar de ainda necessitar de aperfeiçoamento, acredita-se que o SISAR é um exemplo que pode ser adotado em outras regiões rurais do País.

Como indicação de estudos futuros, que podem se originar desse trabalho, cita-se: examinar o caso da Bacia Hidrográfica de Russas, que apesar de pouca presença do SISAR apresenta altos índices de acesso à rede de distribuição de água; caracterizar o estado do Ceará visando particularidades referentes à coleta e tratamento de esgotos e à gestão de resíduos sólidos.

## REFERÊNCIAS

CRUZ, B. A. et al. Avaliação do Sistema Integrado de Saneamento Rural do Ceará (SISAR/CE) a partir da concepção de inovação sociotécnica. In: 1º CONGRESO INTERAMERICANO DE AGUA POTABLE Y SANEAMIENTO RURAL, AIDIS, CUENCA. *Anais...* Cuenca, 2014.

HOCHMAN, G. *A era do saneamento: As bases da política de saúde pública no Brasil*. São Paulo: Hucitec/Anpocs, 1998.

HOSMER, D. W.; LEMESHOW, S. *Applied Logistic Regression*. Nova Iorque: John Wiley & Sons, 2000, 2ª.ed..

IBGE. *Censo Demográfico de 2010: resultados do universo*. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

IBGE. *Censo Demográfico de 2000: resultados do universo*. Rio de Janeiro: IBGE, 2002.

IBGE. *Censo Demográfico de 1991: resultados do universo*. Rio de Janeiro: IBGE, 1993.

LAVINAS, L.; COBO, B.; VEIGA, A. Bolsa Família: impacto das transferências de renda sobre a autonomia das mulheres pobres e as relações de gênero. *Revista Latinoamericana de Población*, 10 (6), 31-56, 2012.

MELEG, A. SISAR: A sustainable management model for small rural decentralized water and wastewater systems in developing countries. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 2(4), 291-300, 2012.

NARAYAN, D. *Empowerment and poverty reduction: a sourcebook*. Washington: The World Bank, 2002.

PRINCE, A. Análise de experiências relevantes e sustentáveis na elaboração, implementação e gestão de projetos e serviços de saneamento básico em localidades urbanas de pequeno porte em áreas rurais no Brasil. A experiência do Estado do Ceará. Brasília: SEPURB, 1999.

REZENDE, S.C.; HELLER, L. *O saneamento no Brasil: políticas e interfaces*. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2008, 2ª.ed.

REZENDE, S.C. et al. *Análise do Serviço Integrado de Saneamento Rural – SISAR, do Ceará, em sua dimensão político-institucional*. FUNASA. Belo Horizonte, 2014. Relatório.

SCHWEIZER, L. T.; NIERADTKA, K. “Publicização”, uma alternativa aos extremos da privatização e da estatização: um estudo de caso do SISAR, no setor de água e saneamento. *Revista de Administração Pública*. 35(2), 153-191, 2001.

SISAR. *Dados operacionais do período de 1995 até 2014*. Fortaleza: SISAR, 2014.

SPINK, P. Controle Social das Ações Públicas: SISAR – Ceará. In: XI COLÓQUIO INTERNACIONAL SOBRE PODER LOCAL: DESENVOLVIMENTO E GESTÃO DE TERRITÓRIOS. Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA. *Anais...* Salvador, 2009.

VASCONCELOS, L. Sociedade - Realidade em preto e branco. *Desafios do Desenvolvimento*. 17 (2), 1-8, 2005.

# Utilização de válvulas redutoras de pressão no controle de perdas em redes de abastecimento de água

*Use of reducing pressure valves in control of water losses in the distribution network*

- **Data de entrada:**  
16/07/2015
- **Data de aprovação:**  
20/01/2017

Ricardo Henrique de Andrade Dutra\* / André Luiz de Oliveira

DOI:10.4322/dae.2017.011

## Resumo

O trabalho apresenta aspectos teóricos e técnicos do controle de perdas de água na rede de distribuição, aparentes e reais (Perdas de Água Totais - PAT) por meio do estudo de caso de uma cidade de médio porte em Minas Gerais que apresentava índice estimado de perdas (PAT) de 50%, valor acima da média brasileira de 36,7% (SNIS 2014), demonstrando a real necessidade de estabelecer ações de controle para reduzir as perdas. Nesse contexto, foi implementado um programa de redução de perdas reais (PR) que se baseou no controle de pressão, por meio da utilização de válvulas redutoras de pressão (VRP) com controladores eletrônicos e da pesquisa de vazamentos não visíveis com a utilização de *loggers* de ruídos, permitindo obter resultados bastante satisfatórios com redução de até 62% no índice de perdas reais (PR) por ligação. Tal estudo permite aos técnicos novos dados para o auxílio na tomada de decisões e escolha da metodologia e equipamentos a serem aplicados no combate às perdas de água.

**Palavras-chave:** Redução. Perdas. Água

## Abstract

*This work presents theoretical and technical aspects related to the control of water losses in the distribution network, apparent and real (Total Water Losses - PAT), through the case study of a medium-sized city in Minas Gerais, which presented an estimated index of (PAT) of 50%, value above the national rate of 36.7% (SNIS 2014), demonstrating a real need to establish control measures to reduce these losses. In this context, a real losses reduction program (PR) was implemented, which relied on pressure control by using pressure reducing valves (VRP) with electronic controllers and auxiliary techniques, like search of hidden leaks using noise logger, allowing to obtain satisfactory results with a reduction of up to 62% on the index of real losses (PR) by connection. This study gives new data to help in the decision-making process and in the choice of the methodology and equipment to be used in actions to combat water losses.*

**Keywords:** Reduction. Losses. Water

**Ricardo Henrique de Andrade Dutra\*** – Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais. Mestre em Engenharia Civil com ênfase em recursos hídricos e saneamento pela Universidade Federal de Uberlândia. Professor substituto da Universidade Federal de Uberlândia - Faculdade de Engenharia Civil. E-mail: ricardoandradedutra@gmail.com.

**André Luiz de Oliveira** – Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Viçosa. Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo. Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo. Professor doutor da Universidade Federal de Uberlândia - Faculdade de Engenharia Civil.

\***Endereço para correspondência:** Universidade Federal de Uberlândia, Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Faculdade de Engenharia Civil, Santa Mônica, CEP 38400-902 - Uberlândia, Minas Gerais.

## 1 INTRODUÇÃO

Ao longo dos anos, o setor de saneamento básico no Brasil priorizou a implantação, ampliação e confecção de projetos no serviço de abastecimento de água em vez de investir em processos de manutenção, operação e gestão dos serviços. Tal fato é justificado pela ausência de prestação de serviços em saneamento em muitas cidades brasileiras, o que resultou na concentração de investimentos na implantação dos sistemas de abastecimento de água.

A deterioração de materiais e equipamentos, a imprecisão de instrumentos de medição e controle, o despreparo dos prestadores de serviços para garantir um melhor monitoramento da água produzida, distribuída e consumida, e a falta de incentivos e de tecnologia para uma gestão mais eficiente dos prestadores, tanto públicos como privados, resulta em menores receitas e consequentemente menores investimentos na área. Outro fator a ser considerado é o manuseio e a substituição de peças nas obras de saneamento, nos quais a falta de preparo e conhecimento técnico dos operadores resulta diretamente na qualidade e quantidade de intervenções nas unidades dos sistemas.

Desse modo, grande parte da água produzida não chega ao consumidor final. Parte da água é perdida nas redes de distribuição, nos ramais prediais, no extravasamento de reservatórios, nas ligações clandestinas e em outras unidades do sistema. Nesse contexto, o controle de perdas passou a ter uma atenção cada vez maior entre as concessionárias de fornecimento de água potável. Nas últimas décadas, notou-se um crescente investimento na área buscando a redução do volume de água perdido nas etapas de captação, tratamento e principalmente de distribuição.

Conforme o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), teoricamente, as perdas se dividem em perdas aparentes (PA) e perdas

reais (PR). As perdas aparentes, também chamadas de perdas não físicas ou comerciais, estão relacionadas ao volume de água que foi efetivamente consumido pelo usuário, mas que, por algum motivo, não foi medido ou contabilizado, gerando perda de faturamento ao prestador de serviços. São falhas decorrentes de erros de medição (hidrômetros inoperantes, com submedição, erros de leitura, fraudes, equívocos na calibração dos hidrômetros), ligações clandestinas, *bypass* irregulares nos ramais das ligações, falhas no cadastro comercial, etc. Nesses casos a água não é faturada, mas é efetivamente consumida. As perdas reais, conhecidas como físicas, referem-se a toda a água disponibilizada para distribuição que não chega aos consumidores. Essas perdas acontecem por vazamentos em adutoras, redes, ramais, conexões, reservatórios e outras unidades operacionais do sistema, compreendem principalmente os vazamentos em tubulações da rede de distribuição, potencializados pelo excesso de pressão, habitualmente em regiões com grande variação topográfica. Os vazamentos estão associados à qualidade dos materiais utilizados, à idade das tubulações, à qualidade da mão-de-obra e à ausência de programas de monitoramento de perdas, dentre outros fatores.

Segundo a *International Water Association* (IWA), definem-se perdas como toda perda real ou aparente de água ou todo consumo não autorizado que determina aumento do custo de funcionamento ou que impeça a realização plena da receita operacional. Qualquer discussão relativa a perdas de água deve ser precedida de uma definição clara do balanço hídrico por causa da grande diversidade de formatos e definições. Baseando-se na melhor prática de muitos países, foi produzida uma terminologia padrão buscando sua uniformização (ALEGRE, 2000; LAMBERT 2000). A Tabela 1 traz um resumo do Balanço Hídrico, modelo IWA, em apoio à definição do conceito de perdas de água.

**Tabela 1 - Balanço Hídrico IWA**

<b>Água que entra no sistema (inclui água importada)</b>	Consumo autorizado	Consumo autorizado faturado	Consumo faturado medido (inclui água exportada)	Água faturada	
			Consumo faturado não medido (estimado)		
		Consumo autorizado não faturado	Consumo não faturado medido (usos próprios, caminhão pipa, etc.)	Água não faturada	
			Consumo não faturado não medido (combate a incêndios, favelas, etc.)		
	Perdas de água Totais	Perdas aparentes			Uso não autorizado (fraudes e falhas de cadastro)
					Erros de medição (macro e micromedição)
		Perdas reais			Perdas reais nas tubulações de água bruta e no tratamento (quando aplicável)
					Vazamentos nas adutoras e/ou redes de distribuição
					Vazamentos e extravasamentos nos reservatórios de adução e/ou distribuição
					Vazamentos nos ramais (montante do ponto de medição)

Fonte: Adaptado de Lambert (2000)

A abordagem econômica para cada tipo de perda é diferente. Sobre as “perdas reais” recaem os custos de produção e distribuição da água, e sobre as “perdas aparentes”, os custos de venda da água no varejo, acrescidos dos eventuais custos da coleta de esgotos (ABES, 2013).

Segundo os dados de 2014 do SNIS, o Brasil apresenta um índice médio de perdas de água totais (PAT) de 36,7%, valor semelhante a 2013 e 2012, 37% e 36,9%, respectivamente. Desse modo, mais de um terço da água distribuída pelas compa-

nias de saneamento não chega ao consumidor, por problemas como falta de precisão de equipamentos, uso de aparelhos obsoletos, falta de manutenção e os chamados “gatos”. Tal situação representa menos investimento nos serviços de saneamento, uma vez que, considerando-se o índice de perdas de 37%, para cada R\$ 100 de água produzida apenas R\$ 63 são faturados pelas companhias. A Tabela 2 apresenta as metas para redução das perdas de distribuição de água no Brasil e nas macrorregiões.

**Tabela 2 - Metas para redução das perdas totais de distribuição de água no Brasil (%)**

Ano	BRASIL	Norte	Nordeste	Sudeste	Sul	Centro-Oeste
2010	39	51	51	34	35	34
2018	36	45	44	33	33	32
2023	34	41	41	32	32	31
2033	31	33	33	29	29	29

Fonte: Adaptado do Plano de Saneamento Básico (PLANSAB, 2014)

De acordo com o SNIS (2014), as regiões com menor índice de Desenvolvimento Humano (IDH) possuem menor atendimento de água, coleta e tratamento de esgoto. Nas regiões Norte e Nordeste, onde historicamente o IDH é mais baixo, os resultados relacionados às perdas de água são os piores, com índices de PAT de 50,8% e 45%, respectivamente. Se a redução das perdas seguir o ritmo atual, a meta para região Norte, por exemplo, que seria alcançar índice de PAT de 33% em 2033, só seria estabelecida no ano de 2089. A questão de perdas em sistemas de abastecimento de água é abordada desde 1900, quando o controle dos reparos de vazamentos era feito mediante solicitação do consumidor final. A partir da década de 40 deu-se início às ações de pesquisa de vazamentos não visíveis, e nos anos 80 começou a utilização do controle de pressões na rede de distribuição de água. Mas o tema ganhou destaque no cenário mundial após a publicação do estudo “*Leakage control, policy and practice - Report 26*”, promovido pela Water Research Center na década de 80. Esse episódio possibilitou diversas discussões e iniciativas para o desenvolvimento e aprimoramento das técnicas de controle e da ocorrência das perdas reais, na maioria das vezes liderada pela IWA (International Water Association), referência, ainda nos dias atuais, no combate e prevenção das perdas (TARDELLI, 2006).

Segundo ARIKAWA (2005), a trajetória da redução de perdas no Brasil iniciou-se no início dos anos 70 com a implantação do Plano Nacional de Saneamento (Planasa), que tinha como objetivo aumentar o atendimento do setor de saneamento no país por meio da criação de companhias estatais de água e esgoto. Nesse âmbito, em 1963 foi criada, em Minas Gerais, a Companhia Mineira de Água e Esgoto (Comag), que após 11 anos passou a ser chamada de Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa), após a publicação da Lei nº 6475/1974. Em 1981, por iniciativa do Banco Nacional de Habitação (BNH), criou-se um ambiente de discussão acerca do controle de perdas que

resultou na criação do Plano Estadual de Controle de Perdas (PECOP), que visava à redução do volume perdido no sistema, além da identificação dos fatores causadores de perdas e sua consequente redução. No começo da década de 90, foi criado pelo Governo Federal um projeto piloto chamado Programa de Modernização do Setor de Saneamento (PMSS), com intuito de melhorar a qualidade e eficiência das práticas operacionais dos sistemas de saneamento. Foi por meio desse programa que surgiu o Sistema Nacional de Informações de Saneamento (SNIS), que corresponde ao diagnóstico, visão geral da prestação de serviços em saneamento e armazenamento de dados ou formação de série histórica. (PMSS, 2011).

No ano de 1977, a Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano da Presidência da República (SEDU/PR), com o objetivo de promover o uso racional da água em benefício da saúde pública, saneamento ambiental e da eficiência dos serviços de saneamento, desenvolveu o Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água (PNCDA).

Já no final do século XX, a Associação Brasileira de Ensaio Não-Destrutivos e Inspeção (Abendi), em parceria com a Associação das Empresas de Saneamento Básico Estaduais (AESBE), desenvolveu um programa de qualificação e certificação em detecção de vazamentos não visíveis de líquidos sob pressão.

Nas últimas décadas, vários estudos relacionam as ações estratégicas para controle de vazamentos e pressão nas tubulações com a minimização das perdas no sistema de distribuição de água.

De acordo com Campisano et al (2010), o conhecimento da variação temporal e da distribuição espacial da demanda de água permite a otimização dos sistemas de distribuição, uma vez que o controle em tempo real da pressão nas redes contribui para redução das perdas, além de permitir diferentes condições de operacionalidade do sistema.

Segundo Cembrano et al. (2000), uma rede de abastecimento de água, em geral, é composta por elementos hidráulicos que podem ser divididos em duas categorias: elementos passivos e elementos ativos. Estes são compostos por bombas e válvulas, elementos que podem ser operados para controlar a pressão da água na rede. Reservatórios e tubulações constituem os elementos passivos, já que estes recebem os efeitos da operação dos elementos ativos, em termos de pressão. Os autores ainda afirmam que para se ter um sistema efetivo de controle da rede de distribuição é necessário ter um sistema de telemetria, responsável pelo envio e/ou atualização de informações tais como leituras de pressão, do real estado dos elementos ativos, bem como as condições de operação instantânea da rede; e elaboração de estratégias de controle. Com tais ações pode-se obter a minimização dos custos de fornecimento e de bombeamento do sistema, o aumento dos índices de qualidade da água, além, é claro, da regulação e do controle da pressão, o que impacta diretamente na diminuição do número de vazamentos ao longo da extensão de toda rede de distribuição.

Alonso et al (2000), Vitkovský et al (2000), Ulanicka et al (2001), Araujo et al (2006), Campisano et al (2010), Tahavori et al (2012), Fontana et al (2014), Xu et al (2014), Creaco e Pezzinga (2015) e Dai e Li (2016) apresentaram técnicas para a minimização da pressão como um parâmetro condicional do indicador de vazamento em sistemas de rede de água. Ao longo dos anos, observou-se a evolução das técnicas empregadas, sobretudo quanto aos algoritmos, que se basearam desde a programação linear, passando pelos algoritmos genéricos e as funções multiobjetivas, amplamente utilizadas pelos autores.

Em relação à metodologia a ser utilizada no controle de pressões, Ulanicka et al. (2001), Karadirek

et al (2012) e Babic et al. (2014) sugeriram que a melhor solução deve incluir a utilização de elementos que provocam perdas de carga, tais como válvulas redutoras de pressão (VRP). Os autores utilizaram métodos tais como o da vazão mínima noturna, que também fora utilizada no presente trabalho, o do Presmac, que é um modelo de gestão de pressão utilizado para avaliar a economia de água, a determinação do índice de perdas reais, dentre outros.

Já Araujo et al (2006), Liberatore e Sechi (2009), Nicolini e Zovatto (2009), Daí e Li (2014) e Fecarotta et al (2014) analisaram a localização e a regulação e/ou calibração ideal das VRPs, assim como a relação entre os custos e as reduções de perdas nas redes de abastecimento, ou seja, investigaram os custos de instalação das VRPs com a minimização do número de válvulas e de vazamento total do sistema de distribuição, bem como a economia gerada com a implantação dos sistemas de redução de pressão. Desse modo, apresentaram soluções com algoritmos multiobjetivos que foram capazes de resultar em um conjunto de soluções entre custos e a redução das perdas.

## 2 OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho foi avaliar a redução de perdas reais em um sistema de abastecimento de água por meio da implantação de válvulas redutoras de pressão na rede de distribuição além da pesquisa por vazamentos não visíveis.

## 3 METODOLOGIA

Os dados utilizados neste trabalho foram obtidos junto a empresa especializada contratada para implantação do sistema de controle de perdas. Ressalta-se que o autor principal deste trabalho



fez parte da equipe de levantamento dos dados e de intervenções no sistema.

A implantação do sistema de controle de pressão foi realizada em uma cidade de médio porte, localizada na região do Vale do Aço em Minas Gerais, cujo índice de PAT era da ordem de 50% (valor observado a partir dos dados de macromedição e micromedição), o que demonstrava a grande necessidade do estabelecimento de ações de controle. Tais ações ocorreram, sobretudo, na rede de distribuição da localidade, com a utilização de técnicas para minimização das perdas reais do sistema descritas a seguir. A previsão inicial era que o índice de PAT alcançasse o patamar de 30%, valor abaixo da média brasileira fornecida pelo SNIS (2014).

Inicialmente foi realizada verificação do cadastro do sistema de abastecimento de água da cidade por meio de plantas gerais das zonas de abastecimento, limites dos setores e distritos de medição e controle (DMC), localização de válvulas redutoras de pressão, localização de boosters, reservatórios e zonas de pressão demarcadas. Para verificação e garantia da confiabilidade dos cadastros existentes, foram necessárias medições de vazão e pressão em pontos diversos da área de estudo. Em seguida, realizou-se um estudo de simulação hidráulica por meio dos *softwares* de modelos matemáticos *Epanet* e *WaterCad*, para que a calibração do sistema de abastecimento existente fosse a mais próxima possível da realidade.

O uso da simulação hidráulica foi efetivo para o estudo de caso em questão. As simulações das condições de operação foram significativamente precisas e subsidiaram a atualização do cadastro existente fornecido. A Figura 1 apresenta a definição da setorização da área de estudo com implantação dos sistemas de redução das perdas na rede de distribuição da cidade.

**Figura 1** - Setorização da área de estudo



Dos 11 setores ilustrados na Figura 1, foram escolhidos os setores 1, 2, 3, 4, 5 e 11 para implementação do sistema de redução de perdas (SRP). Nessa determinação foram priorizadas as áreas com maior potencial de redução de perdas, baseando-se, sobretudo, nas medições de vazão e pressão média noturna e nas condições de infraestrutura das redes de distribuição. Em muitos casos, devido às situações precárias das redes encontradas, foi descartada a implantação do programa de redução de perdas, em função do elevado custo envolvido (em comparação com outros trechos da rede). Como havia necessidade do fornecimento de elevadas pressões a pontos mais críticos, a utilização de válvulas redutoras tornou-se inviável. Portanto, na etapa do planejamento foram identificados os setores de abastecimento de água e as áreas com maior potencial de redução de perdas para instala-

ção das VRPs de acordo com os aspectos técnicos, recursos disponíveis para execução dos trabalhos e demandas da companhia de abastecimento.

Após a definição dos setores foi realizado o diagnóstico de cada distrito de medição e controle (DMC) proposto, por meio do cadastro técnico e de verificações *in loco*. Foi observada a localização de singularidades como caps, registros e interligações, e verificada a viabilidade construtiva de caixas para VRPs. Também foram realizadas medições de pressão e vazão dentro de cada DMC, com auxílio de *data-loggers* por um período mínimo de sete dias, permitindo que fossem registradas e analisadas as variações de vazão e pressão ao longo do dia e ao longo dos dias da semana para avaliação inicial dos distritos. Foram obtidos dados para cada setor estudado e calculados os índices de perdas antes da implantação das válvulas.

Para garantir o correto funcionamento das válvulas redutoras de pressão (VRPs), toda a alimentação do sistema deve ser feita pelo trecho no qual a válvula se encontra instalada, caso contrário a pressão não pode ser controlada, pois a válvula tende a fechar totalmente o fornecimento de água, contrapondo o aumento de pressão ocasionado pela alimentação do sistema a partir de outro ponto. Dessa maneira, algumas intervenções foram necessárias para garantir a estanqueidade dos DMCs, tais como: instalação de registros e caps, assentamento de rede e interligações de trechos. Essas intervenções foram previstas no projeto de setorização.

Após adequação do sistema foram feitos testes de estanqueidade que consistiram no fechamento de todos os pontos de alimentação do distrito e na medição de pressão no lado interno do setor, imediatamente à jusante do registro de fechamento, cujas pressões deveriam estar próximas de 0 m.c.a e do lado externo do setor (pressões diferentes de

0 m.c.a). As medições foram realizadas com manômetros e com registradores de pressão digitais.

Para o dimensionamento das válvulas foram definidas as vazões máximas e mínimas de operação com base nas medições realizadas em campo de acordo com o fabricante. As pressões máxima e mínima de montante, bem como a perda de carga entre a válvula e ponto crítico, foram resultantes das medições realizadas previamente. Os dados foram confrontados com os fabricantes das válvulas e foram definidos os diâmetros adequados à faixa de vazão de operação e ao diferencial de pressão máximo desejado.

Foram utilizadas válvulas tipo globo, convencionais, hidráulicamente operadas, da fabricante americana *Cla-val*. Nas 44 válvulas foram projetados sistemas de controle com controladores eletrônicos de VRP (*Palmer*), sendo todas com modulação contínua. Nesses sistemas dotados de controladores eletrônicos foram instalados sistemas de telemetria, que enviaram as informações obtidas em campo para uma central de análise dos dados.

Posterior ao planejamento, aos estudos e aos projetos, deu-se início à etapa das atividades de implantação da obra. Esta consistiu na montagem das válvulas redutoras de pressão cujos serviços envolvidos foram abertura de valas, instalação das montagens hidráulicas, construção das caixas e instalação dos equipamentos de telemetria e equipamentos eletrônicos. No total foram 44 válvulas redutoras de pressão, com diâmetros de DN 50 mm até DN 150 mm. A extensão da rede setorizada pelas VRPs foi de 269 km, correspondentes a 40% da extensão total de rede do município, o que permitiu constatar a eficiência da etapa de definição dos setores e consequentemente, dos distritos de medição e controle. A Tabela 3 apresenta os diâmetros e as quantidades de válvulas redutoras dos seis setores implementados.

**Tabela 3** - Descrição do número e diâmetros das VRPs instaladas

	Diâmetro (mm)	Quantidade
VRPs Instaladas 2033	50	26
	75	4
	100	11
	150	3

Após a instalação dos sistemas de redução de perdas (SRPs), foram feitas novas medições das vazões mínimas noturnas, por um período de sete dias, em todos os distritos, e das pressões médias noturnas obtidas por meio de *data-loggers*. Foram obtidos dados para cada setor estudado e calculados os índices de perdas após a implantação das válvulas.

Um ponto a ressaltar no projeto de implantação dos SRPs é o uso de filtro à montante das válvulas redutoras de pressão, que permitiu a proteção da mesma, e também do medidor de vazão. Caso não fosse instalado o filtro, poderia ocorrer desabastecimento devido a alguma obstrução na válvula, por exemplo.

A pré-operação das VRPs foi definida por meio de medições precedentes à instalação, como medição de vazão e pressão na entrada do distrito e medição de pressão no ponto crítico. Dessa maneira foram definidos os parâmetros de regulação das válvulas. As diferenças de pressão entre as entradas dos distritos e os pontos críticos, na situação mais crítica (vazão de pico referente à hora de maior consumo), possibilitaram a determinação das pressões a jusante das VRPs, garantindo sempre a pressão dinâmica mínima de 10 m.c.a. em qualquer ponto do distrito setorizado. A regulação das VRPs foi efetuada por meio da vazão em módulo contínuo.

Com todos os parâmetros definidos para regulação, as válvulas foram calibradas *in loco* e verificadas as condições de pressão. É interessante ressaltar que em campo são observadas situações em que as pressões oscilam de forma imprevisível, inclusive abaixo de 10 m.c.a, em função do regime de funcionamento do sistema, razão pela qual é consenso, na fase de projeto, a manutenção de

pressão mínima de 15 m.c.a. Para maximizar os resultados obtidos foram realizadas oito varreduras de pesquisa de vazamentos não visíveis nos setores implementados. Os operadores utilizaram equipamentos como o *geofone* eletrônico e o *data-logger* de ruídos durante as varreduras em campo conforme sugere a Figura 2.

**Figura 2**- Operador utilizando *geofone* eletrônico e *data-logger* de ruídos

A pré-operação das VRPs foi definida por meio de medições precedentes à instalação, como medição de vazão e pressão na entrada do distrito e medição de pressão no ponto crítico. Dessa maneira foram definidos os parâmetros de regulação das válvulas. As diferenças de pressão entre as entradas dos distritos e os pontos críticos, na situação mais crítica (vazão de pico referente à hora de maior consumo), possibilitaram a determinação das pressões a jusante das VRPs, garantindo sempre a pressão dinâmica mínima de 10 m.c.a. em qualquer ponto do distrito setorizado. A regulação das VRPs foi efetuada por meio da vazão em módulo contínuo.

As varreduras foram realizadas em dois momentos devido ao prazo de execução da obra de 24 meses.

A primeira, no início dos trabalhos, quando as áreas de abrangência das VRPs já estavam definidas, teve como objetivo identificar e reparar os vazamentos nos distritos de medição e controle estabelecidos. Para um dado valor de pressão,

lembra-se que quanto menor a fissura na tubulação maior é a velocidade da água na saída e, conseqüentemente, maior o ruído captado pelos aparelhos utilizados. Em contrapartida, as maiores fissuras, que geram perdas de volume mais significativas, são de detecção mais difícil. Esta é uma das grandes dificuldades encontradas pelos técnicos em campo.

A segunda, após a calibração das VRPs, visou melhorar a eficiência das válvulas em reduzir a pressão e conseqüentemente, o volume perdido.

#### 4 RESULTADOS

A realização de pesquisa de vazamentos dentro dos DMCs garantiu que novos vazamentos demorassem a surgir devido à pressão estar controlada pela VRP. Além do mais, o monitoramento de vazão e pressão por meio dos *data-loggers* permitiu uma atuação

direta na causa dos vazamentos. Em alguns casos, somente a ação da VRP não foi suficiente para proporcionar a redução das perdas reais nos distritos de medição e controle, situação contornada apenas após correções dos vazamentos.

Após a implantação das ações de redução de perdas, foi possível observar que houve uma redução do volume distribuído (macromedido) e, praticamente, constatou-se uma manutenção do volume consumido (micromedido). Logo, pode-se afirmar que após a implantação dos SRPs houve uma queda do volume perdido e, conseqüentemente, um ganho do volume economizado.

Com o reparo dos vazamentos, as pressões nos distritos se elevaram devido à redução da vazão e à conseqüente redução das perdas de carga nos trechos. A Figura 3 ilustra a quantidade dos vazamentos observados.

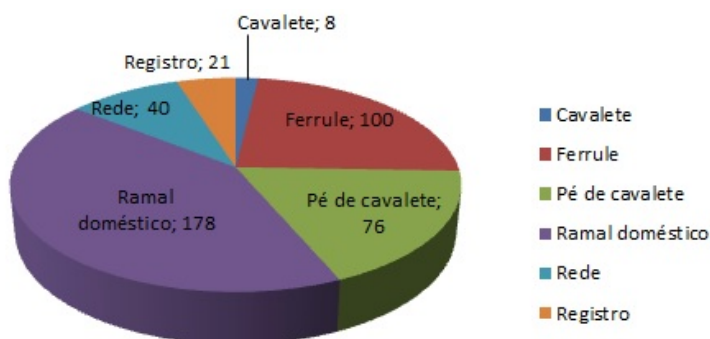
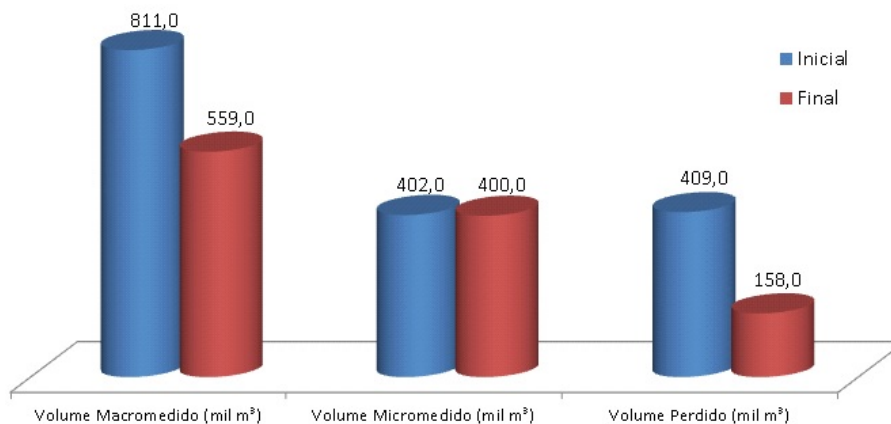


Figura 3 - Quantidade de vazamentos não visíveis localizados

O volume perdido após a execução dos trabalhos apresentou uma redução de 39%, o que corresponde a 250.613 m<sup>3</sup> de água economizada men-

salmente. A Figura 4 apresenta os volumes iniciais e finais resultantes das ações de redução das perdas para os seis setores implementados.



**Figura 4** - Gráfico Comparativo de Volumes dos setores implementados

Na maioria das áreas de abastecimento influenciadas pela implantação dos SRPs existiam problemas de oferta de água devido às elevadas perdas. Após execução do trabalho foi visível o efeito regularizador proporcionado pelo volume de água que deixou de ser perdido, o que possibilitou o abastecimento de áreas que antes eram problemáticas. Assim, uma área que apresentava intermitência no abastecimento de 19.000 ligações passou a apresentar um fornecimento irregular de água para apenas 500 ligações.

Com a redução da pressão na rede, somada aos reparos de vazamento realizados, foi possível calcular a vazão média distribuída e o volume de água recuperado, cujos resultados encontram-se na Tabela 4.

**Tabela 4** - Indicadores de Perdas

Características Técnicas		Inicial	Final
Ligações	Unidade	25601	25774
Índice de PR	l/lig.dia	533	205
Índice de PAT	%	50	28
Vazão média distribuída	l/s	313	216

Ao se comparar a vazão média distribuída antes e depois da instalação das VRPs, nota-se uma redução de 97 l/s, aproximadamente 31%. Mesmo com o aumento do número de ligações, houve redução da vazão necessária para atender os consumidores finais, ou seja, a capacidade do sistema foi ampliada sem a necessidade de intervenções na produção de água tratada.

O índice de PAT se refere à água que é disponibilizada e não é utilizada. Constitui uma parcela de água não faturada que integra as perdas aparentes e reais do sistema de distribuição. No presente estudo, o indicador apresentou redução de 22%, passando de 50%, inicialmente, para 28% após implementação dos SRPs. Resultado menor do que a meta inicial de 30%.

Já o índice de PR na rede de distribuição, que representa a diferença entre o volume distribuído e o volume efetivamente consumido, dividido pela quantidade média de ligações correspondentes ao período em estudo, atingiu uma redução de 328 l/lig.dia, na comparação entre os períodos, que antecede e sucede a implementação do SRPs

na cidade. Houve uma redução desse indicador de aproximadamente 62%.

Com as intervenções realizadas e de posse dos resultados de redução de perdas de água e melhor gerenciamento da rede, o período de retorno do investimento foi calculado em relação à tarifa mínima de faturamento e ao custo médio do m<sup>3</sup> produzido de água, utilizando a redução do volume distribuído. Os resultados do retorno do investimento são apresentados na Tabela 5.

**Tabela 5** - Dados relativos à análise de retorno do investimento

<b>Volume Economizado</b>	<b>m<sup>3</sup>/mês</b>	<b>250.613</b>
Custo Total das ações de controle de perdas	R\$	4.000.000,00
Custo da água produzida	R\$/m <sup>3</sup>	0,21
Preço de venda da água	R\$/m <sup>3</sup>	2,60
Retorno de Investimento na Produção	Mês	52.628,73
Valor potencialmente conversível em Receita	R\$/mês	651.593,80
Retorno de Investimento na Produção	R\$/ano	631.544,76
Valor potencialmente conversível em Receita	R\$/ano	7.819.125,60

Ao analisarem-se os resultados, constatou-se que era possível a realização de investimentos na produção de água da ordem de R\$ 630 mil anuais, além da possível receita de quase R\$ 8 milhões/ano, caso explorado comercialmente o volume economizado. Converter comercialmente todo o volume economizado em receita é bastante difícil devido aos problemas técnicos existentes, ineficiência de gestão, furto de água, falta de hidrantes, entre outros. Dessa maneira, alcançar o valor de quase R\$ 8 milhões/ano em receitas por meio do volume economizado é praticamente impossível. Entretanto, se 40% desse valor fosse convertido em receita, seria possível a recuperação do investimento realizado nos programas de redução de perdas em apenas um ano e três meses. Considerando-se 30%, o retorno seria de um ano e seis meses, 20%, de dois anos e cinco meses e 10%,

de cinco anos. Baseando-se apenas na economia resultante da produção de água tratada, o município recuperaria o valor investido em aproximadamente seis anos.

## 5 CONCLUSÕES

A utilização das técnicas de pesquisa de vazamentos não visíveis e de controladores eletrônicos no controle de pressões nas válvulas permitiu o alcance dos objetivos desejados. Essas técnicas se demonstraram ferramentas eficazes no combate às perdas reais, ampliando a capacidade de investimento e a melhoria da qualidade dos serviços prestados à população.

O fato de executar a pesquisa de vazamentos antes e após a implantação das válvulas redutoras de pressão contribuiu para identificação da localização e reparo de boa parte dos vazamentos e, conseqüentemente, para a eficácia dos sistemas de redução das perdas, visto que os reparos na rede de distribuição ocorreram ao longo do prazo de 24 meses de execução dos serviços. Ressalta-se que a maior parte das pesquisas ocorreu após a instalação das VRPs nos distritos de medição e controle. A tecnologia dos aparelhos utilizados, aliada ao preparo dos operadores em campo, garantiu a precisão

O controle eletrônico das VRPs, com uso de medidores de pressão, contribuiu para a redução do volume perdido e, conseqüentemente, para a diminuição das áreas de abastecimento intermitente.

A utilização do controle de pressões no combate às perdas reais foi eficaz e, nesse caso, apresentou retorno significativamente rápido, o que comprova o quão relevante é esse tema no atual contexto de escassez de água. Diante dos ótimos resultados obtidos, sugere-se que essa prática seja obrigatória no país com objetivo de alavancar os investimentos em manutenção e operação das redes de abastecimento de água.



Os bons resultados dos programas de redução de perdas se devem à técnica empregada e ao uso de equipamentos de controle de pressão (válvulas e controladores) cada vez mais sofisticados e confiáveis.

Mesmo após o controle de pressões e de vazamentos, ainda foi verificada no sistema uma porcentagem considerável de perdas, acredita-se, em função dos resultados obtidos, que em grande parte composta por perdas aparentes. Sendo assim, recomenda-se que:

- Para reduzir as perdas aparentes deverão ser executadas ações comerciais de corte de ligações inativas, instalação de hidrômetros e caça-fraudes;
- Para auxiliar na redução do fator de pesquisa e das perdas reais, pode-se proceder a redução da pressão mínima esperada do ponto crítico para 6 m.c.a.

Recomenda-se ainda, a prática de manutenção preventiva e avaliação de resultados e indicadores com periodicidade no mínimo mensal.

## REFERÊNCIAS

- SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Abastecimento de água: gerenciamento de perdas de água e energia elétrica em sistemas de abastecimento: guia do profissional em treinamento: nível 2**. Salvador: ReCESA, 2008. 139p.
- ABENDI - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENSAIOS NÃO DESTRUTIVOS E INSPEÇÃO. **Apostilado Curso de Pesquisa de Vazamentos Não Visíveis – Nível I, II e III**. São Paulo: CETRE, 2002.
- ALEGRE, H. et al. **Performance indicators for water supply services**. IWA Publishing. 2nd Edition. London, 2006.
- ALONSO, J. M. et al. Parallel computing in water network analysis and leakage minimization, **Journal of Water Resources Planning and Management**, ASCE, Julho/Agosto, p. 251–260, 2000.
- ARAÚJO, L.S. et al. Pressure Control for Leakage Minimisation in Water Distribution Systems Management. **Water Resources Management**. v. 20, p. 133–149, 2006.
- ARIKAWA, K. C. O. **Perdas reais em sistemas de distribuição de água – Proposta de metodologia para avaliação de perdas reais e definição das ações de controle**. 2005. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.
- BABIC, B. et al. Managing water pressure for water savings in developing countries. **Water SA**. v. 40, n. 2, Abril, 2014.
- CAMPISANO, A. et al. RTC of Valves for leakage reduction in water supply networks. **Journal of Water Resources Planning and Management**. v. 136, n. 1, Janeiro 1, 2010.
- CREACO, E. et PEZZINGA, G. Multiobjective optimization of pipe replacements and control valve installations for leakage attenuation in water distribution networks. **Journal of Water Resources Planning and Management**. v. 141, n. 3, 2015.
- CLA-VAL - **Technical Seminar Presentation**. Newport: Cla-valCo., 2004. Disponível em CD
- CLA-VAL - **Soluções com válvulas de controle automático**. Catálogo: Cla-val, 2013.
- DAI, P. D. et LIU, P. Optimal localization of pressure reducing valves in water distribution systems by a reformulation approach. **Water Resources and Management**, v. 28, p. 3057–3074, 2014.
- DAI, P. D. et LIU, P. Optimal pressure regulation in water distribution systems based on an extended model for pressure reducing valves. **Water Resources and Management**, v. 30, p. 1239–1254, 2016.
- FECAROTTA, O. et al. Hydropower potential in water distribution networks: pressure control by PATs. **Water Resources Management**, v. 29, p. 699–714, 2015.
- FONTANA, N. et al. Losses Reduction and Energy Production in Water-Distribution Networks. **Journal of Water Planning Resources and Management**, v. 138, n. 3, Maio 1, 2012.
- KARADIREK, I. E. et al. Implementation of Hydraulic Modelling for Water-Loss Reduction Through Pressure Management. **Water Resources Management**, v. 26, p. 2555–2568, 2012.
- LAMBERT, A.; Non Revenue Water and Water Losses: Best Practice Water Balance Calculation. In: ENCONTRO TÉCNICO SOBRE CONTROLE E REDUÇÃO DE PERDAS EM SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA, 2002, Salvador: **Anais**. SEDU/PR, 2002.
- LIBERATORE, S. et SECHI, G.M. Location and Calibration of Valves in Water Distribution Networks Using a Scatter-Search Meta-Heuristic Approach. **Water Resources Management**, v. 23, p. 1479–1495, 2009.
- NICOLINI, M. et ZOVATTO, L. Optimal Location and Control of Pressure Reducing Valves in Water Networks. **Water Resources Planning and Management**, v. 135, n. 3, Maio 1, 2009.
- PLANSAB – PLANO NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Básico, Ministério das Cidades, 2014.
- SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto, Série Histó-

ca 2001-2011. Brasília: Ministério das Cidades, 2014. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/>. Acesso em: 12/03/2014.

SARZEDAS, G. L.; YOSHIMOTO, P. M.; TARDELLI F., J. Programa Nacional de Combate ao Desperdício e Água - PNCDA - DTA1: Controle de Pressão na Rede. Brasília: SEDU/PR, 1999. 43 p.

TAHAVORI, M. et al. Toward model-based control of non-linear hydraulic networks. **Journal of Vibration and Control**. v. 19, n. 14, p. 2145-2153.

TARDELLI F., J. Controle e Redução de Perdas. In: TSUTIYA, M. T (Ed). Abastecimento de Água. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Universidade de São Paulo, 2006. 3 ed., p. 457-525.

TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de Água**. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Universidade de São Paulo, 2006. 3 ed., 643p.

ULANICKA, K. et al. Pressure Control of a Large Scale Water Distribution Network with Interacting Water Sources: A Case Study. **Water Software Systems: Theory and Applications**, Research Studies Press Ltd., Baldock, Hertfordshire, England, v. 2, p. 41-53, 2001.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e o Tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade de Federal de Minas Gerais, 1996. 243p.

VITKOVSKÝ, J. P. et al. Leak detection and calibration using transients and genetic algorithms, **Water Resources Planning and Management**, ASCE, Julho/Agosto, p.258-262, 2000.

XU, Q. et al. Water saving and energy reduction through pressure management in urban water distribution networks. **Water Resources Management**. v. 28, p.3715-3726, 2014.



## Métodos e técnicas de tratamento de água – 3ª Edição

**Luiz Di Bernardo, Angela Di Bernardo Dantas e Paulo Eduardo Nogueira Voltan**

O livro *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água* traz na sua 3ª Edição a reformulação dos capítulos, atualização dos seus conteúdos e inclusão das tecnologias desenvolvidas nos últimos 11 anos, bem como os resultados de pesquisas recentes. Muitas dessas pesquisas foram realizadas sob a orientação do Prof. Luiz Di Bernardo, professor titular aposentado da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC-USP) e diretor-presidente da Hidrosan, empresa de referência na elaboração de projetos de Estações de Tratamento de Água.

A 3ª edição deste livro será uma edição histórica comemorativa, com tiragem da ordem de 1500 exemplares, com previsão de mais de 1200 páginas, capa dura e imagens coloridas. Seu lançamento ocorrerá na 28ª FENASAN e no 29º Congresso da ABES, em outubro de 2017, na cidade de São Paulo.

Mais informações: <http://www.editoracubo.com.br/>



## Histórias do saneamento

**Aristides de Almeida Rocha**

Este livro, feito em colaboração com o Instituto Samuel Murgel Branco (ISMB), traz um apanhado satisfatório da história do saneamento, que, desde o longínquo tempo das primeiras civilizações até os dias atuais, foi bastante rica e possibilitou que diversos trabalhos fossem escritos sobre ela. O que o leitor encontrará aqui não é uma linha do tempo completa da trajetória do saneamento pelos caminhos que desembocaram em seu atual sistema; algo assim seria impossível de realizar em tão poucas páginas. Ademais, o objetivo principal desta obra, desde o início, foi outro: realizar um trabalho de descortinamento de apenas alguns fatos marcantes da história do saneamento, bem como da íntima relação deles com a saúde pública.

Mais informações: <https://www.blucher.com.br/livro/detalhes/historias-do-saneamento-1232>



## Gerenciamento de recursos hídricos

**Antonio Carlos Zuffo e Monica Soares Resio Zuffo**

O livro traz o que há de mais recente em pesquisa e discussão sobre gerenciamento desses recursos, além de contar com a nova legislação sobre Gestão e Uso dos Recursos Hídricos Nacionais. “É um livro importante para diversas áreas, como Engenharia, Política, Planejamento e Gestão das Águas, entre outras, já que ele se preocupa em não apenas trazer a legislação vigente, mas conceituar e contextualizar, com exemplos de gestão em diversos países do mundo, explicação sobre o clima, além de um estudo do caso do Sistema Cantareira”, ressalta o autor. O livro tem linguagem acessível e exercícios que ajudam a entender melhor o assunto, além de quadros-resumo e dicas.

Mais informações: <http://www.loja.elsevier.com.br/site/produtos/Detalle-produto.aspx?tid=95476&seq=21&ca-t=802&tit=Gerenciamento%20de%20Recursos%20Hidricos%20-%201%20EDI%C3%87%C3%83O>



## Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento

**Robin L. Chazdon**

O livro aborda usos do solo, perturbações em florestas tropicais, trajetórias sucessionais, regeneração florestal, diversidade da fauna durante a regeneração, funções ecossistêmicas, restauração e reflorestamento, entre outros temas. Ao longo de 15 capítulos, apresenta a profunda compreensão das florestas em regeneração, o que proporciona ainda subsídios para ações de restauração ecológica.

Fruto de mais de 25 anos de pesquisa, em diferentes regiões e com diferentes colaboradores, e de um rico trabalho bibliográfico, é uma obra essencial para o manejo e a restauração de florestas tropicais e para compreender os impactos de fatores geográficos e socioeconômicos no desmatamento e na regeneração florestal.

Mais informações: <http://www.lojaofitexto.com.br/>



## Tratamento de água: concepção, projeto e operação de estações

**Sidney Seckler Ferreira Filho**

Concepção, projeto e operação de estações de tratamento de água tem por objetivo oferecer subsídios aos diferentes profissionais nas áreas de engenharia civil e ambiental na elaboração de projetos de estações de tratamento de águas de abastecimento, enfocando os aspectos técnicos e operacionais mais relevantes no dimensionamento de seus diversos processos unitários. O livro que aborda o projeto das unidades de processo da fase líquida, recuperação e tratamento da água de lavagem de filtros, adensamento e desidratação de lodos, discute também a utilização de diferentes agentes oxidantes em estações de tratamento de água, remoção de subprodutos da desinfecção e controle de gosto e odor. Cada capítulo, ricamente ilustrado e com inúmeros exemplos de cálculo e dimensionamento que irão auxiliar o leitor na compreensão dos tópicos mais importantes, contém também estudos de caso reais que permitem efetuar uma fusão entre projeto e operação, teoria e prática, possibilitando uma compreensão mais abrangente para o projeto de estações de tratamento de água. A leitura deste texto é recomendada para alunos de graduação, pós-graduação e profissionais.

**Mais informações:** <https://www.elsevier.com.br/wp-content/uploads/2017/07/catalogo-ciencia-e-tecnologia-2017.pdf>



## Coletânea: Gestão sustentável de resíduos sólidos: valorização

**Viviana M. Zanta, Aurélio P. Picanço, Luciana P. Gomes, Raphael T. Barros e Ronaldo Stefanutti**

A coletânea aborda a valorização de resíduos sólidos em ambientes urbanos, especificamente resíduos orgânicos, da construção civil e de equipamentos eletro eletrônicos. Em seus três volumes são apresentados resultados de estudos e pesquisas sobre a gestão desses resíduos, processos biológicos de valorização da biomassa e de reaproveitamento por recuperação e reciclagem de materiais obtido pela rede de pesquisa TECRESOL, composta por cinco universidades brasileiros financiadas pela FINEP e CNPq.

**Mais informações:** <https://www.finep.gov.br>



## Tratamento de Esgotos Domésticos

**Eduardo Pacheco Jordão e Constantino Arruda Pessôa**

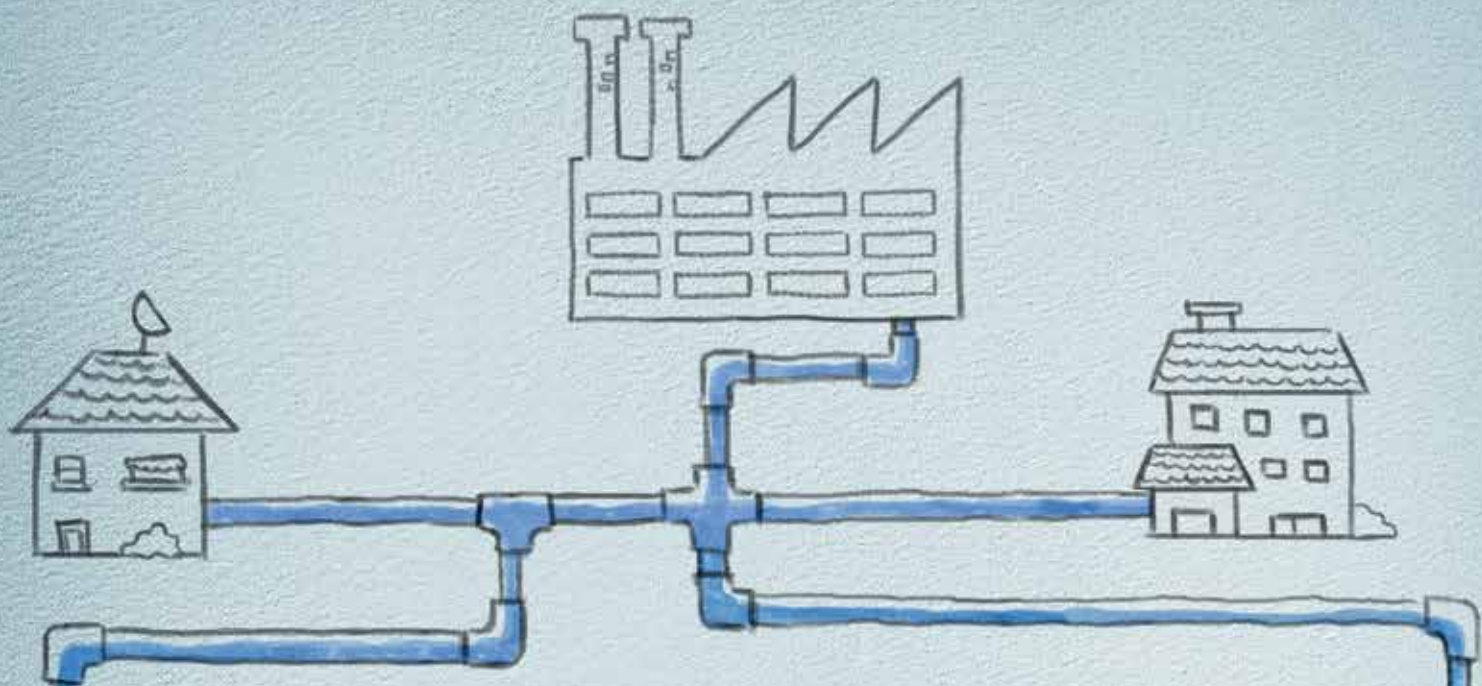
O livro é uma publicação tradicional da ABES, estando já em sua 8ª edição, alcançando a bela tiragem de 15.500 cópias. Traz conceitos teóricos e informações para projeto, indicações para concepção de estações de tratamento de esgotos, inúmeros exemplos de casos reais e um novo capítulo sobre operação e manutenção de ETEs. Todos os parâmetros de projeto, bem como os exercícios resolvidos, baseiam-se na Norma NBR-12.209 da ABNT - Elaboração de Projetos Hidráulico-Sanitários de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários. Este livro, com 32 capítulos e 915 páginas, é o campeão de vendas da ABES, e cobre as soluções mais simples, como "fossas sépticas", as clássicas como "ETEs de lodos ativados", e as mais recentes como "processos de separação por membranas".

**Mais informações:** <http://www.abes-sp.org.br/livrariaabes/>

Mês	Dias	Evento	Local
Outubro	2 a 6	29º Congresso Abes/ 28ª Fenasan 2017	Local: São Paulo EXPO, em São Paulo, Brasil Rodovia dos Imigrantes, km 1,5 Mais informações: <a href="http://www.abesfenasan2017.com.br">www.abesfenasan2017.com.br</a>
	7 a 11	16 <sup>th</sup> International Conference of the IWA Specialist Group on Wetland Systems for Water Pollution Control	Sevilha, Espanha Mais informações: <a href="http://www.iwa-network.org/events/16th-international-conference-of-the-iwa-specialist-group-on-wetland-systems-for-water-pollution-control/">http://www.iwa-network.org/events/16th-international-conference-of-the-iwa-specialist-group-on-wetland-systems-for-water-pollution-control/</a>
	9 a 11	Hydro Conference and Exhibition 2017	Sevilha, Espanha Mais informações: <a href="http://www.hydropower-dams.com/hydro-2017.php?c_id=88">http://www.hydropower-dams.com/hydro-2017.php?c_id=88</a>
	15 a 20	IDA 2017 World Congress on Water Reuse and Desalination	Local: Hotel Sheraton World Trade Center (WTC), em São Paulo, Brasil Mais informações: <a href="http://idadesal.org/2017-ida-world-congress/">http://idadesal.org/2017-ida-world-congress/</a>
	16 a 20	Water and Health Conference 2017	Local: UNC Chapel Hill Campus - Carolina do Norte, Estados Unidos Mais informações: <a href="http://waterinstitute.unc.edu/conferences/waterandhealth2017/">http://waterinstitute.unc.edu/conferences/waterandhealth2017/</a>
	22 a 26	S2Small2017: International IWA Conference on Sustainable Solutions for Small Water and Wastewater Treatment Systems	Local: La Cité, Centro de Eventos, Nantes, França Mais informações: <a href="http://s2small2017.org/">http://s2small2017.org/</a>
	24 a 26	ECOMONDO	Local: Transamerica Expo Center, São Paulo, Brasil. Mais informações: Fone: (11) 5095-0072. Mais informações: <a href="http://ecomondobrasil.com.br/">http://ecomondobrasil.com.br/</a>
Novembro	24 a 27	POLLUTEC Maroc 9ª Feria Internacional de Equipamiento, Tecnologías y Servicios Medioambientales	Local: Marrocos, Africa Mais informações: <a href="http://www.pollutec-maroc.com/en">http://www.pollutec-maroc.com/en</a>
	1 a 2	Drinking Water 101	Local: Macon, Georgia, Estados Unidos Mais informações: <a href="https://www.awwa.org/conferences-education/seminars/drinking-water-101.aspx">https://www.awwa.org/conferences-education/seminars/drinking-water-101.aspx</a>
	7 a 10	Conference on Sustainable Wastewater Treatment and Resource, Recovery: Research, Planning, Design and Operation.	Local: Chongqing, China Mais informações: <a href="http://www.nrr-lwwtp2017.com/">http://www.nrr-lwwtp2017.com/</a>
	7 a 10	ECOMUNDO - XXI Feira Internacional de la Recuperación de Materia y Energía y del Desarrollo Sostenible	Local: Rimini, Italia Mais informações: <a href="http://en.ecomondo.com/">http://en.ecomondo.com/</a>
	8 a 10	2017 Design-Build for Water & Wastewater	Local: Pennsylvania Convention Center, Filadélfia, Estados Unidos Mais informações: <a href="https://www.dbia.org/Conferences/expo/Pages/Future-Events.aspx">https://www.dbia.org/Conferences/expo/Pages/Future-Events.aspx</a>
	13 a 15	13º SILUSBA - 13º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Portuguesa	Local: Cidade do Porto, Portugal Mais informações: <a href="http://www.aprh.pt/13silusba/">http://www.aprh.pt/13silusba/</a>
	13 a 16	IWA Water and Development Congress & Exhibition 2017: Sustainable solutions for emerging economies	Local: Buenos Aires, Argentina Mais informações: <a href="http://www.waterdevelopmentcongress.org/">http://www.waterdevelopmentcongress.org/</a>

Mês	Dias	Evento	Local
Novembro	14 a 16	Smart City Expo World Congress	Local: Fira de Barcelona (Gran Via Venue) Avinguda Joan Carles I, 58 08908 L'Hospitalet de Llobregat , Barcelona, Espanha Mais informações: <a href="http://www.smartcityexpo.com/en/">http://www.smartcityexpo.com/en/</a>
	26 de novembro a 1 de dezembro	XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos	Local: CentroSul - Av. Gustavo Richard, 850 - Baía Sul - Centro , Florianópolis, Brasil Mais informações: <a href="http://www.abrh.org.br/SGCv3/index.php?P1=13">http://www.abrh.org.br/SGCv3/index.php?P1=13</a>
	28 a 30	EFIAQUA 2017	Local: Valença, Italia Mais informações: <a href="http://www.abrh.org.br/SGCv3/index.php?P1=13">http://www.abrh.org.br/SGCv3/index.php?P1=13</a>
	29 de novembro a 2 de dezembro	VI Conferência Internacional de Pesquisa sobre Economia Social e Solidária - CIRIEC "Economia Social e Solidária, Sustentabilidade e Inovação: Enfrentando os Velhos e os Novos Problemas Sociais."	Local: UFAM - Universidade Federal Do Amazonas, Amazonas, Brasil Mais informações: <a href="http://www.redpes.pt/a-redpes/">http://www.redpes.pt/a-redpes/</a>
Dezembro	4 a 5	2 <sup>nd</sup> International Conference & Exhibition On Waste Management, Sustainability and Environment-Related Products, Services & Technology	Local: Mascate, Omã Mais informações: <a href="http://www.owes-expo.com/">http://www.owes-expo.com/</a>
	14 a 16	WM2E 2017 - 4 <sup>th</sup> Edition Water, Membrane, Environment	Local: Bangkok, Tailândia Mais informações: <a href="http://www.wm2e-expo.com/">http://www.wm2e-expo.com/</a>
Janeiro 2018	9 a 11	IBS 2018 Orlando: The International Builders Show	Local: Orlando, Estados Unidos Mais informações: <a href="http://www.buildersshow.com/">www.buildersshow.com/</a>
	17 a 20	World Future Energy Summit 2018 Abu Dhabi: Encuentro Mundial Energía y Medio ambiente	Local: Abu Dhabi, Emiratos Árabes Unidos Mais informações: <a href="https://www.worldfutureenergysummit.com/travelandacomodation">https://www.worldfutureenergysummit.com/travelandacomodation</a>
	18 a 19	ICEEUR 2018: 20 <sup>th</sup> International Conference on Environmental Engineering and Urban Regeneration	Local: Londres, Reino Unido Mais informações: <a href="https://www.waset.org/conference/2018/01/london/ICEEUR">https://www.waset.org/conference/2018/01/london/ICEEUR</a>
	22 a 23	International Symposium on Potable Reuse	Local: Austin, Texas, Estados Unidos Mais informações: <a href="https://wef.org/events/conferences/upcoming-conferences/international-symposium-potable-reuse/">https://wef.org/events/conferences/upcoming-conferences/international-symposium-potable-reuse/</a>
	30 de janeiro a 01 de fevereiro	Expo Energy México 2018: Energy Mexico Oil Gas Power 2018 Expo & Congress	Local: México DF, México. Mais informações: <a href="http://www.energymexico.mx/">http://www.energymexico.mx/</a>





# A Sabesp trabalha para oferecer 300%

**100% de água tratada, 100% de esgoto  
coletado e 100% de esgoto tratado.**

Tanto é que, até 2014, todos os municípios do interior atendidos pela Sabesp serão 300%. E, em 2018, todo o Estado de São Paulo. Haja fôlego, mas o resultado vai valer a pena.

Saiba mais em [www.sabesp.com.br/rs2011](http://www.sabesp.com.br/rs2011)



sabesp



**GOVERNO DE  
SÃO PAULO**



# 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.