UNIVERSIDADE DE TAUBATÉ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

Revista Ambiente & Água

An Interdisciplinary Journal of Applied Science

ISSN = 1980-993X (Online)

<http://www.ambi-agua.net>

25th Edition of Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science, Taubaté, v. 9, n. 2, p. 184-372, Apr. / Jun. 2014.
([doi:10.4136/ambi-agua.v9.n2](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.v9.n2))

EDITORIAL BOARD

Editor

Getulio Teixeira Batista

Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrográficas (IPABHi), SP, BR

Associate Editors

Amaury Paulo de Souza	Universidade Federal de Viçosa (UFV), BR
Antonio Teixeira de Matos	Universidade Federal de Viçosa (UFV), BR
Carlos Eduardo de M. Bicudo	Instituto de Botânica, IBT, BR
Cláudia S. de C. M. dos S. Cordovil	Centro de estudos de Engenharia Rural (CEER), Lisboa, Portugal
Delly Oliveira Filho	Universidade Federal de Viçosa (UFV), BR
Ehsan Noroozinejad Farsangi	International Institute of Earthquake Engineering and Seismology (IIEES), Farmanieh, Tehran, Iran
Gabriel Constantino Blain	Instituto Agrônomo de Campinas, IAC, Brasil.
Giordano Urbini	University of Insubria, Varese, Italy
Hélio Nobile Diniz	Inst. Geológico, Sec. do Meio Amb. do Est. de SP (IG/SMA),BR
João Viane Soares	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), BR
José Carlos Mierzwa	Universidade de São Paulo, USP, BR
Julio Cesar Pascale Palhares	Embrapa Pecuária Sudeste, CPPSE, São Carlos, SP, BR
Luis Antonio Merino	Institute of Regional Medicine, National University of the Northeast, Corrientes, Argentina
Marcelo dos Santos Targa	Universidade de Taubaté, SP, BR
Nelson Wellausen Dias	Inst. Bras. de Geogr. e Estatística (IBGE). Aracaju, SE, BR
Richarde Marques da Silva	Universidade Federal da Paraíba, UFPB, BR
Sergio Francisco de Aquino	Universidade Federal de Ouro Preto, UFOP, BR
Silvio Jorge Coelho Simões	Harvard University, US / Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho, UNESP, BR
Stefan Stanko	Slovak Technical University in Bratislava, Slovakia
Teresa Maria Reyna	Universidad Nacional de Córdoba, Argentina
Yosio Edemir Shimabukuro	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), BR

Editorial Section

Text (EN e ES) Editors

Reference Editor

Layout Editors

Technical Support

Nelson Wellausen Dias, **PPGCA, UNITAU, IBGE, BR**
Theodore D'Alessio, **FL, USA & Getulio T. Batista, UNITAU, BR**
Liliane Castro, **Bibliotecária - CRB/8-6748, Taubaté, BR**
Vera L. F. Batista, **IPABHi & Getulio T. Batista, UNITAU, BR**
Tiago dos Santos Agostinho, **LAGEO, UNITAU, BR**

Library catalog entry by SIBi – Sistema Integrado de Bibliotecas / UNITAU

ReRevista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science / Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrográficas. Taubaté. v.9, n. 2 (2006)- Taubaté: IPABHi, 2014

Quadrimestral
ISSN 1980-993X

1. Ciências ambientais.
2. Recursos hídricos. I. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrográficas

CDD - 333.705
CDU - (03)556.18

ÍNDICE

CAPA:

Test organism: *Crambe abyssinica* – control and cultivation with stressor agent (Glyphosate 5.0 mg L⁻¹).

Source: PELEGRINI, R. T. et al. Metodología de evaluación ecotoxicológica empleando germinación de semillas en gel nutriente como medio de cultura. **Rev. Ambient. Água**, Taubaté, vol. 9 n. 2, p. 359-372, 2014. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1337>

EDITORIAL

Sustainability of a scientific journal

[doi:10.4136/ambi-agua.1422](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1422)

Getulio Teixeira Batista

187-190

ARTIGOS

01	Production and use of biogas in Europe: a survey of current status and perspectives
doi: 10.4136/ambi-agua.1324
Massimo Raboni; Giordano Urbini	191-202
02	Maximum discharge and probable rainfall at Aiuruoca basin, Minas Gerais State
doi: 10.4136/ambi-agua.1312
Leandro Campos Pinto; Pedro Luiz Terra Lima; Zélio Resende de Souza	203-211
03	Adsorption of cadmium in vegetable sponge (<i>Luffa cylindrica</i>)
doi: 10.4136/ambi-agua.1340
Cleber Antonio Lindino; Aryane Azevedo Marciniak; Affonso Celso Gonçalves Jr.; Leonardo Strey	212-223
04	Cyanobacteria detection in Guarapiranga Reservoir (São Paulo State, Brazil) using Landsat TM and ETM⁺ images
doi: 10.4136/ambi-agua.1327
Igor Ogashawara; Enner Herenio de Alcântara; José Luiz Stech; José Galizia Tundisi	224-238
05	Antimicrobial resistance in bacteria isolated from aquatic environments in Brazil: a systematic review
doi: 10.4136/ambi-agua.1343
Ermeton Duarte do Nascimento; Magnólia Fernandes Florêncio de Araújo	239-249
06	Estado trófico em uma seção do rio Catolé Grande sob diferentes níveis de vazão
doi: 10.4136/ambi-agua.1231
Luciano Vieira Barreto; Micael de Souza Fraga; Flávia Mariani Barros; Felizardo Adenilson Rocha; Jhones da Silva Amorim; Stênio Rocha de Carvalho; Paulo Bonomo; Danilo Paulúcio da Silva	250-260
07	Correlação entre qualidade da água e variabilidade da precipitação no sul do Estado do Amapá
doi: 10.4136/ambi-agua.1287
Brunna Stefanny Sangel de Oliveira; Alan Cavalcanti da Cunha	261-275
08	Caracterização morfométrica da sub-bacia do rio Poxim-Açu, Sergipe, Brasil
doi: 10.4136/ambi-agua.1289
Ricardo Monteiro Rocha; Ariovaldo Antonio Tadeu Lucas; Carlos Alberto Prata de Almeida; Edson Leal Menezes Neto; Antenor de Oliveira Aguiar Netto	276-287

09	Sorção de elementos traços em solos de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos doi: 10.4136/ambi-agua.1274 Luiz Fernando Coutinho de Oliveira; Jéssica Soares Freitas; Camila Marques Generoso; Ronaldo Fia	288-301
10	Teores de metais pesados em cambissolo irrigado com água residuária doméstica e água de poço doi: 10.4136/ambi-agua.1309 Adriana de Fátima Mendes Oliveira; Fabícia Gratyelli Bezerra Costa Fernandes; Rafael Oliveira Batista; Luiz di Souza; Marcelo Tavares Gurgel	302-312
11	Pesquisa de fatores de virulência em <i>Pseudomonas aeruginosa</i> isoladas de águas minerais naturais doi: 10.4136/ambi-agua.1359 Aline Pereira Pedrosa; Marcelo Luiz Lima Brandão; Valéria de Mello Medeiros; Carla de Oliveira Rosas; Sílvia Maria Lopes Bricio; Antônio Eugênio Castro Cardoso Almeida	313-324
12	Avaliação físico-química e microbiológica do soro de leite concentrado obtido por osmose inversa doi: 10.4136/ambi-agua.1316 Ana Cláudia Desconsi; Hélcio José Izário Filho; Rodrigo Fernando dos Santos Salazar	325-335
13	Calidad de las aguas meteóricas en la ciudad de Itajubá, Minas Gerais, Brasil doi: 10.4136/ambi-agua.1329 Herlane Costa Calheiros; Mônica Regina Gomes; Percy Máximo Anco Estrella	336-346
14	Estimativa de componentes do balanço de radiação em diferentes tipos de uso e cobertura do solo doi: 10.4136/ambi-agua.1273 Fernando da Silva Sallo; Mauro Sergio de França; Denes Martins de Moraes; Rodicrisller Rodrigues; Marcelo Sacardi Biudes	347-358
15	Metodología de evaluación ecotoxicológica empleando germinación de semillas en gel nutriente como medio de cultura doi: 10.4136/ambi-agua.1337 Ronaldo Teixeira Pelegrini; Ângela Fracon Medina; Flávia Mendes; Juliane Cristina Molena; Larissa Franciane Greve; Luis Gustavo Silva Salmazo; Priscila Aparecida Milani; Priscilla Gaia de Andrade; Renan Brufatto Tognoli	359-372
	ERRATA Revista Ambient. Água, 9(1):130-148, 2014	373-373

Sustainability of a scientific journal

doi:10.4136/ambi-agua.1422

Getulio Teixeira Batista

Universidade de Taubaté (UNITAU), Taubaté, SP, Brazil

Graduate Program in Environmental Sciences

Editor-in-Chief of Ambi-Água Journal

e-mail: ambi-agua@agro.unitau.br

ABSTRACT

In this editorial, we discuss the necessary steps to guarantee the sustainability of Ambiente & Água journal as it grew in recognition by the scientific community. To publish world class scientific papers of professional quality, considerable amount of resources are necessary. Therefore, we will follow the trend of successful journals that have raised several funding sources to support the processing costs to publish in cutting edge technology that requires interoperability throughout a variety of platforms. We reviewed several procedures used by those journals and made the decision to adopt the “author pay” policy to help to sustain the operation of Ambiente & Água journal. In this 25th issue, we are publishing 15 peer-reviewed papers in a variety of environmental themes.

Keywords: Ambiagua, environment, water resources, peer review.

Sustentabilidade de um periódico científico

RESUMO

Neste editorial, discutiram-se medidas necessárias para garantir a sustentabilidade da revista Ambiente & Água à medida que ela cresce em reconhecimento pela comunidade científica. São necessários recursos elevados para se publicar artigos científicos de nível internacional e de qualidade profissional. Portanto, foi analisada a tendência das revistas de sucesso que têm levantado diversas fontes de financiamento para apoiar os custos editoriais para publicar com tecnologia de ponta, que permite a interoperabilidade em diversas plataformas. Os diversos procedimentos usados por esses periódicos foram analisados e tomou-se a decisão de adotar a política de "autor paga" para sustentar a operação da revista Ambiente & Água. Nesta 25^a edição, são publicados 15 artigos revisados por pares que abrangem uma variedade de temas ambientais.

Palavras-chave: Ambiagua, ciências ambientais, recursos hídricos, revisão por pares.

1. DISCUSSION

This editorial discusses the actions of Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science to cope with the growing editorial demand resulted from the increasing number of submissions. Off course, a scientific journal has to publish high quality papers that promote the advancement of science following ethical principles and sound peer review process. It is essential that all issues be published rigorously on time. To accomplish

this with professionalism, it is necessary to have a funding framework that guarantees the quality standard for a world class journal.

We examined several models used by consolidated and in ascension journals. Usually, costs can be covered by article processing fees, publication fee, advertisement, sponsorship, grants from foundations and from government agencies, donations, and institutional contributions from the journal host, including office space, personnel, communication expenses, software licenses and web hostage (Crow, 2009). We should add the payment for journal subscription or paper access of non-open access journals. All these possible sources of funding have their limitations and implementation difficulties. Thus, Mueller (2009) suggested that the most adopted practice is to charge a publication fee, i.e. the authors pay, in combination with other sources.

Journals' signature, a traditional source of fund, became unsustainable even for an institution such as Harvard University with an annual budget of US\$ 6 billion (Righetti, 2012). The trend is to use Open Access journals. This same source indicates that to publish an approved paper costs US\$ 1,500 per article, in average. The benefit of it is that the article is freely accessible afterwards.

In fact, cost varies a lot among journals depending on their impact in the scientific community and prestige. Cost of first-copy of a paper or paper-plus-electronic production per article is in the range of US\$ 4,000–5,000 (Odlyzko, 1997). He speculated 17 years ago that for electronic journals costs per article could be as low as US\$ 250-1,000 for electronic journals, which is the current median for scholarly publication and the trend to lower costs and increased visibility.

In Brazil, CAPES, the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel, pays for the access of electronic scientific journals of commercial publishers. In 2011, CAPES spent R\$ 133 million for the access to 31 thousand scientific journals by 326 federal and state institutions in Brazil (Righetti, 2012). According to Packer (2011), most Brazilian journals are funded by the government mostly by including the infrastructure and personnel of the responsible publisher. The traditional funding source is the National Program for Scientific Journals Edition and Publication of CNPq and CAPES. In 2014, *Ambiente & Água* journal received a grant from this program. Although it has been an important support, it is short to cope with the demand of new services, such as increasing the number of articles in English and the production of high quality xml archives.

Taking the SciELO collection as an example, just to publish and keep the journals online it has been spent R\$ 40 to R\$ 50 thousand Brazilian Reais per journal by public funds, per year (Packer, 2011). This corresponds to R\$ 600.00 per article. On top of this cost, one should add the institutional investments on the journals. In June 10, 2012, Abel Packer in an interview to Romulo Orlandini (Packer, 2012) concluded that the processing cost of a quality journal that has peer review, text edition and revision of the English Language, made by native speaking reviewers, xml formatting, and online publishing varies from R\$ 500.00 to R\$ 3,000.00 per published article. This cost is a function of the thematic area, text idiom, complexity of the articles in terms of figures, tables, etc. and the number of published articles and rejection rate, among other factors.

Inspired by a reflection presented at the 2013 ABEC meeting by Príncipe and Barradas (2013) that investigated 122 Brazilian journals and concluded that 41 journals charge the authors to cover publishing expenses, we examined the submission instructions of some Brazilian journals to see how they deal with authors' charges. For instance, the *Journal of Venomous Animals and Toxins including Tropical Diseases*, is charging £1170/\$1960/€1410 for article processing since 2013 (<http://www.jvat.org/about#apc>).

Ambiente & Sociedade journal is charging R\$ 85.00 for article submission (<http://submission.scielo.br/index.php/asoc/about/submissions#onlineSubmissions>). This value is not refunded if the article is rejected.

Scientia Agricola journal (<http://www.scielo.br/revistas/sa/iinstruc.htm>) charges authors if neither the first author nor the corresponding author subscribe to Scientia Agricola, the following fees: US\$ 60.00 per printed page, up to 6th page; US\$ 150.00 per each additional page; US\$ 80.00 per color page.

Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental – Agriambi (<http://www.agriambi.com.br/>) since January 1st, 2014 is charging R\$ 130.00 per submission and R\$ 20.00 per page of the last version of the text for publication.

Ciência e Agrotecnologia (<http://www.scielo.br/revistas/cagro/pinstruc.htm>) has a publication charge of R\$ 30.00 per page up to six pages of the article after edition and R\$ 60.00 per additional page. They have also a submission charge of R\$ 80.00, not refundable, but that may be credited in the final cost of the article.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos RBRH (<http://www.abrh.org.br/SGCv3/index.php?PUB=1&PI=InsSubArt>) will charge beginning July 15, 2014, R\$ 60.00 for members of ABRH and R\$ 250.00 of non-members for submissions. The submission fee will not be refunded if the manuscript is rejected for publication. All values mentioned were consulted in the journal's sites on June 13, 2014.

2. CONCLUSION

Considering the increased cost for publication of Ambiente & Água journal, due to the current number of submissions, new demands from the SciELO collection including the production of articles in xml and pdf formats, increasing the number of articles in English, and the insertion of the journal in several collections, in social and science networks, and the overall professionalization of the journal, we will begin to charge authors for publishing beginning July 15th, 2014. Fees will be published in the journal site in due time.

3. REFERENCES

- CROW, R. **Income models for open access**: an overview of current practice. Scholarly Publishing & Academic Resources Coalition, Dupont Circle. 2009. 56p. Available in: <http://www.academia.edu/download/30306140/incomemodels_v1.pdf>. Access in: June 2014.
- MUELLER, S. P. M. Quem financia nossos periódicos? Um estudo na base SciELO sobre a relação entre áreas de conhecimento, editoras e financiamento. In: ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA EM CIÊNCIA DA INFORMAÇÃO, 10., 2009, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: IBICT, 2009. 1 CD-ROM.
- ODLYZKO, A. The economics of electronic journals. **First Monday**, v. 2, n. 8, p. Aug. 1997. <http://dx.doi.org/10.5210/fm.v2i8.542>
- PACKER, A. L. Os periódicos brasileiros e a comunicação da pesquisa nacional. **Revista USP**, São Paulo, n. 89, p. 26-61, março/maio 2011.

- PACKER, A. L. Entrevista: Abel Packer, um dos idealizadores da SciELO (Scientific Electronic Library Online) fala sobre desafios desta rede, custo de manutenção, publicações em português e faz projeções sobre o futuro das bibliotecas virtuais. **ComCiência, an Electronic Magazine of Scientific Journalism**, ed. 79, 10 jun. 2012. Interviewer: R. Orlandini. Available in: <<http://www.comciencia.br/comciencia/?section=8&tipo=entrevista&edicao=79&print=true>>. Access in: June 2014.
- PRÍNCIPE, E.; BARRADAS, M. M. Modelos de negócios de revistas científicas brasileiras: author Pay? In: ENCONTRO NACIONAL DE EDITORES CIENTÍFICOS, 14., 2013, São Pedro. **Anais...** Available in: ocs2.abecbrasil.org.br/index.php/ENEC/ENECUSP/paper/viewFile/47/52. Accessed in: June 2014.
- RIGHETTI, S. Universidade Harvard reclama do preço de revistas científicas. **Folha de São Paulo**, São Paulo, 01 maio 2012. Available in: <http://www1.folha.uol.com.br/ciencia/1083979-universidade-harvard-reclama-do-preco-de-revistas-cientificas.shtml>. Access in: June 2014.

Production and use of biogas in Europe: a survey of current status and perspectives

doi: 10.4136/ambi-agua.1324

Received: 21 Feb. 2014; Accepted: 03 Jun. 2014

Massimo Raboni¹; Giordano Urbini^{2*}

¹Politecnico di Milano, Milan, Italy

Department of Chemistry, Materials, Chemical Engineering “Giulio Natta”

²University of Insubria, Varese, Italy

Department of Biotechnologies and Life Sciences

*Corresponding author: e-mail: giordano.urbini@uninsubria.it,
massimo.raboni@polimi.it

ABSTRACT

The article presents the results of a survey carried out in the European Union (EU) regarding the production and use of biogas from different sources. The EU is a world leader in the field of biogas, with a production of 10,085.8 ktoe y⁻¹ (in 2011) in terms of primary energy, accounting for about 60% of the world's production. Germany is the EU country that has made the greatest progress in this field with a production of as much as 5,067.6 ktoe y⁻¹, of which a share of 4,414.2 ktoe y⁻¹ results from anaerobic digestion (and co-digestion) processes of selected organic matrices. UK is the second largest producer with 1,764.8 ktoe y⁻¹, determined for 84% by landfill biogas and the remainder by biogas produced in sewage treatment plants (sludge digestion). Italy (1,095.7 ktoe y⁻¹) and France (349.6 ktoe y⁻¹) follow in the list of the largest producers. The trend of biogas production, in accordance with the action lines of the EU, is characterized by a progressive increase from anaerobic digestion (and co-digestion) of selected organic matrices and a progressive decrease from landfills. Production in 2020 is estimated at 28.0 Mtoe y⁻¹ in accordance with the EU Renewable Energy National Plans. The uses of biogas are mainly directed to the production of electricity and heat. There are, however, several cases of conversion of biogas into biomethane injected into the natural gas grids or used as biofuel in vehicles. In this last direction, worthy of note are a few north-central EU countries which have implemented an effective policy to promote the use of biomethane for public and private transport.

Keywords: natural gas, biofuels, renewable energies.

Produção e utilização de biogás na Europa: um levantamento da situação atual e perspectivas

RESUMO

O artigo apresenta os resultados de uma pesquisa realizada na União Europeia sobre a produção e utilização de biogás a partir das diferentes fontes. A União Europeia demonstra um papel de liderança mundial na área de biogás, com a sua produção de 10.085,8 ktoe ano⁻¹ (em 2011) em termos de energia primária, respondendo por cerca de 60% da produção

mundial. A Alemanha é o país europeu que tem feito os maiores progressos neste domínio, com uma produção tanto quanto 5.067,6 kt_{oe} ano⁻¹, dos quais uma parte de 4.414,2 kt_{oe} ano⁻¹ resulta dos processos de digestão anaeróbia (e co-digestão) de matrizes orgânicas selecionadas. O Reino Unido é o segundo maior produtor da Europa com uma quota de 1.764,8 kt_{oe} ano⁻¹, com 84% do biogás proveniente de aterros sanitários e o restante produzido em estações de tratamento de esgotos (digestão do lodo). Itália (1.095,7 kt_{oe} ano⁻¹) e França (349,6 kt_{oe} ano⁻¹) seguem na lista dos maiores produtores europeus de biogás. A tendência de produção de biogás, de acordo com as linhas de ação da UE, é caracterizada por um aumento progressivo na produção de biogás em plantas de digestão anaeróbica (e co-digestão) de matrizes orgânicas selecionadas e uma diminuição progressiva da produção de aterros sanitários, com uma estimativa de 28,0 Mtoe ano⁻¹ a serem produzidos em 2020, de acordo com os Planos Nacionais de Energias renováveis da UE. Os usos do biogás são direcionados principalmente para a produção de eletricidade e calor. Há, no entanto, vários casos de conversão de biogás em biometano a ser injetado na rede de gás natural ou para ser usado diretamente como gás biocombustível em veículos. Esta tendência ocorre principalmente em alguns países do centro-norte da UE, que têm implementado uma política eficaz para promover o uso de biometano para transportes públicos e privados.

Palavras-chave: gás natural, biocombustíveis, energia renovável.

1. INTRODUCTION

Biogas is a renewable source of energy, whose consumption amounts to 19% (at 2011) of global energy consumption (REN21, 2013). The largest renewable energy consumption is given by the traditional biomass (9.3% of the total consumption of renewable energy), while the share of biofuels in the energy market is still limited to 0.8%.

The global market of biofuels, which produced about 62 Mtoe y⁻¹ in 2011 (Raboni et al., 2013) is notoriously dominated by bioethanol and biodiesel. Bioethanol is industrially produced from sugar cane, wheat, corn and sugar beet. Instead, biodiesel is made from vegetable oils and, in limited cases, from fats and waste cooking oils (Torres et al., 2013). The share of biogas amounts to 17.2 Mtoe y⁻¹, which corresponds to about 0.25% of the global energy market.

Despite this small market share, since 2000 the EU policies in support of renewable energy have promoted and developed programs and strategies to implement the production of biofuels (European Commission, 2000; 2011a; 2011b; Commission of the EU, 2007) also issuing specific directives (EU Parliament, 2001; 2003; 2009). Estimates predict that the production of biofuels in the EU, currently amounting to 16.9 million tonnes y⁻¹, should reach 41 million tonnes y⁻¹ in 2025 (Commission of the EU, 2007). In fact, the production of biodiesel in the EU will grow from the current 9.0 million tonnes y⁻¹ up to a maximum of about 20-25 million tonnes y⁻¹, almost saturating its production capacity. Instead, the production of bioethanol could be hardly increased because the EU strategy is focused on the conversion of ligno-cellulosic biomass, with rather complex chemical-biological processes. In any case, these processes will not be cost-competitive with bioethanol from sugar cane produced in large quantities in Brazil. From this, we can understand why the EU must rely on the contribution of biogas to be used primarily for the production of electricity and heat, but in some cases upgraded to biomethane for vehicle refuelling or to feed natural gas grids.

It is well known that biogas production comes mainly from Municipal Solid Waste (MSW) landfills, anaerobic digestion of sewage sludge and industrial wastewaters, as well as anaerobic digestion of MSW Organic Fraction (MSWOF), agro-zootechnical wastes, and in a few cases from energy crops. In the EU, the development of the biogas market is particularly

oriented to the implementation of anaerobic digestion plants of selected organic matrices and can be considered an important aspect of the modern EU policy for waste disposal.

2. SURVEY METHODS

The following methods were used for the survey:

- Bibliographic research on the production and use of biogas in different EU countries as well as a comparison with world production;
- Collection of documents concerning legislation and planning (or strategies) issued by the EU and its Member States, aimed at promoting and encouraging the production of biogas and its conversion into energy;
- Collection of technical information about plants constructed in Italy and other EU countries (e.g.: type of waste fed; process and technology; material and energy balances; design criteria; operating costs). The collection was supported with a visit to 225 installations selected by type of waste treated, process and technology, capacity, presence of biogas upgrading to biomethane systems);
- Check of the biogas treatment processes and its conversion into energy.

The results presented in this paper are a concise part of the more complex work produced by the research team.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. The leading role of the EU in biogas world production

Figure 1 shows the world biogas production at 2012 and its trend till 2022 (Pike Research, 2012). In 2012, this production amounted to 17,200 kt_{oe} y⁻¹: about 60% is given by Europe (about 10,500 kt_{oe} y⁻¹), while the contribution of North America is limited to approximately 22.0%. Minor contributions are given by the Asia-Pacific (about 11%), Latin America (6%) and the Middle East-Africa (about 1.0%).

Figure 1. Biogas production at 2012 and trend to 2022 in different areas of the world (Pike Research, 2012).

Europe has a leading role in the field of biogas production due to the aforementioned EU policies in the field of renewable energy and in the more specific field of biofuels. A strong boost to the production of biogas has also been given by the EU Directives on waste

(EU Parliament, 1991; 2008a), waste landfills (EU Parliament, 1999) and other regulations concerning agricultural and zootechnical waste (Commission of the EU, 2006; EU Parliament, 2008b), which have promoted the policy of waste recovery and recycling, restricting landfill disposal only to final residues. The first-mentioned directives have strongly encouraged the separate collection of MSW (in many EU cities it has exceeded 60% by weight) and have subsequently increased interest in the construction of digestion plants fed by the selected organic fraction of MSW (or co-digestion of the same in combination with residues from agriculture, sewage sludge as well as food industry and livestock waste). According to National Renewable European Action Plans (NREAP), biogas production in the EU is expected to reach approximately 28,000 kt_{oe} y⁻¹ by 2022 (Beurskens et al., 2011; Van Forest, 2012). The EU will drive global biogas production growth to about 33,000 kt_{oe} y⁻¹ by 2022. Significant growth is also estimated for the Asia-Pacific area, whereas smaller increases are foreseen for Latin America and especially for Africa, where the biogas will continue to be limited to the satisfaction of the primary energy needs (light and cooking) of rural areas.

3.2. Production and use of biogas in the different EU countries

3.2.1. Current biogas production

Figure 2 provides an overview of immediate understanding regarding biogas production in the EU countries at 2011.

Figure 2. Primary energy production of biogas in the European Union in 2011 (kt_{oe} y⁻¹) (EurObserv'ER, 2012a, adapted by the Authors).

Production is assessed in relation to the three main sources:

- Landfill gas;
- Biogas from municipal and industrial wastewater treatment plants;
- Biogas from anaerobic digestion plants fed by different organic matrices (mainly organic fraction of municipal solid waste, food and agro industry, agricultural residues, livestock manure).

Total production of biogas, in terms of primary energy, amounts to 10,085.8 kt_{oe} y⁻¹. This value represents the production of biogas effectively converted into energy, and thus excludes the quantities of biogas destroyed in torch. As much as 50.2% of the whole production is done by Germany (5,067.6 kt_{oe} y⁻¹). United Kingdom (1,764.8 kt_{oe} y⁻¹) is the second EU producer, followed by Italy (1,095.7 kt_{oe} y⁻¹) and France (349.6 kt_{oe} y⁻¹). Unlike Germany, in Italy, France, Spain, and even more in UK, biogas production is still strongly bound to old landfills. In the last decade, Germany has promoted the more reliable and effective policy for the promotion of this form of renewable energy through the construction of numerous digestion plants fed by selected organic matrices. In this country, the number of operating plants (anaerobic digester for selected organic matrices) reached 5,905 in 2011 (out of total 7,823 built in the whole EU), while in the same year 1,305 new plants were commissioned. Figure 3 shows the distribution of digestion plants in the different EU countries.

Figure 3. Digestion plants distribution in the EU countries.

Germany is clearly dominant, even considering that this country, unlike others, has given preference to the construction of small capacity plants. Figure 4 shows the distribution of treatment capacity together with the distribution of the average plant capacity in the different EU countries. It is worthy to note that not only Germany, but also other countries such as Austria, Czech Republic and the Netherlands, are markedly oriented towards small installations, while other countries, France in particular, have moved toward plants of greater capacity. These have the benefit of better economies of scale but are generally more complex to operate. However, 90% of the capacity of plants built in the EU is in the range of 15,000÷80,000 tonnes y⁻¹ of waste and the average capacity amounts to 38,000 tonnes y⁻¹. Notwithstanding, a few plants with a capacity exceeding 200,000 tonnes y⁻¹ are present.

Figure 4. Distributions of the total digestion plants capacity (green) and average plant capacity (blue) in the EU countries.

A more detailed comparison of biogas production (by source and as total) in the different EU countries is shown in Figure 5. It can be seen how Germany and Austria are the countries that have made the most progress towards the biogas production from anaerobic digestion plants fed by selected matrices (respectively 87.1% and 87.4%). Also of interest are the percentages concerning Denmark (74.6%), Czech Republic (71.8%) and the Netherlands (71.4%). This percentage lowers to 54.9% for Belgium, while Italy, despite its considerable progress in recent years, shows only 29.5%, practically on the same level of Spain (33.3%).

Figure 5. Primary Energy production of biogas in the European Union in 2011, by country and source (EurObserv'ER, 2012a, adapted by the Authors).

Progress in biogas production by anaerobic digestion of selected organic matrices was strongly supported in EU countries through different kinds of incentives, many of which related to the plant size and the type of the final energy produced.

In general, the incentives granted to the producers and users of biogas and biomethane, are of this kind:

- Renewables Obligation (RO), introduced to support renewable electricity generation by requiring suppliers to increase the generators production, through the purchase of tradable Renewable Obligation Certificates (ROCs);
- Feed-in Tariff (FiT), which provides an extra payment for renewable electricity producers, mainly addressed to support small generation plants;
- Renewable Heat Incentive (RHI), which provides a guaranteed payment for heat used from biogas combustion and also all the biomethane injected into the grid of natural gas;
- Renewable Transport Fuels Obligation (RTFO), which places an obligation on fuel suppliers to source 5% of their transport fuels from renewable sources by 2014. Biomethane is eligible for Renewable Transport Fuel Certificates (RTFC), which can be bought by fuel suppliers to meet the RTFO;
- Various incentives and tax breaks introduced in a few countries to promote the use of biomethane in transport.

3.2.2. Energy recovery from biogas

Figure 6 shows the feasible alternatives for the conversion of biogas into energy. For the production of electricity and heat, biogas is used after simple treatments for the removal of dust, moisture, and hydrogen sulfide. For this purpose, boilers (heat), electric power stations (electricity), gas turbines and gas engines for cogeneration (combined heat and power production, CHP) are used. The upgrading of biogas to biomethane is instead used for the production of biofuel for vehicles or to be injected into the natural gas grid for domestic and industrial uses. Figure 6 also shows the options of compressing the gas in bottles (for domestic use or as biofuel for vehicles) and the innovative energy applications, such as the conversion into hydrogen and powered fuel cells.

Figure 6. Options for biogas conversion into energy.

In the EU, the conversion of biogas into energy is almost entirely addressed to electricity and heat production. As shown in Figure 7, in 2011 total production amounted to 35,856.40 GWh y⁻¹, with a growth increase of 18.2% compared to 2010 (EurObserv'ER, 2012a). Especially remarkable is the strong tendency to generate electricity through cogeneration plants. In fact, the production of electricity with this type of plant has increased by 150.8%, from 2010 to 2011 (EurObserv'ER, 2012a), while it has decreased in electricity-only plants.

Particularly relevant is the use of cogeneration plants in Germany for which the electricity production amounted to 8,491 GWh y^{-1} in 2011, with an increase of as much as 525% compared to 2010 (EurObserv'ER, 2012b). Of course, Germany is noted as the largest EU producer of electricity from biogas with an annual production of 19,426.0 GWh y^{-1} in 2011 and an increase of 21.2% compared to 2010 (EurObserv'ER, 2012b).

Figure 7. Gross electricity and heat generation from biogas in EU countries in 2011 (EurObserv'ER, 2012a, adapted by the Authors).

Figure 7 also shows the production of heat from biogas (sold to the district heating network or to the industry) in 2011, amounting to 201.6 ktoe y^{-1} , with an increase of 16% compared to 2010 (EurObserv'ER, 2012b). Germany has the greatest heat production (58.0 ktoe y^{-1}) but with a less pronounced gap with respect to other EU countries. This last data confirms that at present the main target is the production of electricity. It is noted that some countries, such as Italy, Belgium and the Netherlands, produce heat only through cogeneration plants, unlike Germany, which uses cogeneration plants and heat only plants to the same extent.

Figure 8 shows the trend of growth for the production of electricity and heat from biogas until the year 2020, comparing the NREAP road map and the EU growth trend.

Figure 8. Growth perspectives of electricity and heat from biogas in the EU, according to the current trend and the NREAP (EurObserv'ER, 2012b).

It is noted that for both electricity and heat, the current trend is slightly higher than that officially planned, providing for the year 2020 an estimate of 65,000 GWh y^{-1} for electricity and 4,500 ktce y^{-1} for heat.

The use of biogas as biofuel in vehicles is still limited, although some EU countries are strongly implementing an effective policy in this direction. Countries that stand out in this respect are Germany, the Netherlands, Austria, Finland and, above all, Sweden.

In Sweden, all new digesters fed by organic matrices are equipped with systems able to upgrade biogas to biomethane which is then injected into the natural gas grid or bottled to be used as fuel in vehicles. In this country, thousands of light-duty vehicles as well as several fleets of vehicles for public transport are currently circulating fed by biomethane mixed with natural gas. In many Swedish cities, the use of methane for transport is favored by different forms of incentives (e.g. free parking, tax breaks for bio-methane purchase, toll exemption, dedicated lanes for biomethane taxis, financial support for the purchase of biomethane fed vehicles), which created an excellent level of acceptance for this kind of biofuel (Jonsson and Person, 2003). In 2010, around 56 million m^3 of biomethane were produced and 94% of it was sold to the transport sector. But Sweden plans to have a fossil fuel free vehicle fleet in 2030. This policy makes Sweden the world leader with respect to the introduction of biomethane in transport.

A further option practiced in some cases consists of injecting the biomethane into the natural gas grid. Germany is the most advanced country in this practice. In 2011, a total of 77 plants have injected 275 million m^3 of biomethane into the gas grid. Germany plans to inject 6 billion $m^3 y^{-1}$ of biomethane by 2020 and 10 billion $m^3 y^{-1}$ by 2030.

4. CONCLUSIONS

The results of this survey prove that the world production of biogas is a negligible value compared to the global energy needs and small even compared to the same global production of biofuels (mainly bioethanol and biodiesel). However, since 2000, the European Union has implemented several policies in order to promote its production. The same EU Member States have developed over the last decade various forms of incentives to encourage the production of biogas and its conversion into energy. The EU's interest in pursuing these goals is connected with its firm intention to produce renewable energy in order to improve European energy market stability and reduce carbon dioxide emissions that are responsible for climate change. For these reasons, the EU, already the world leader in the field of biodiesel, in the last twenty years has become the world leader in the production of biogas with a share production currently equal to 60% of the world market. This production currently amounts to 10,500 ktce y^{-1} and it is expected to reach 28,000 ktce y^{-1} by the year 2022, in accordance with the National Renewables Energy Plans.

The production of biogas in the EU aims to move away from traditional municipal solid waste landfills (no longer permitted under EU legislation) increasing production through digestion or co-digestion plants fed by selected organic matrices (such as the organic fraction of municipal solid waste originated from separate collection; residues of agro-food industry; livestock waste; agriculture residues; sewage sludge). In the EU, there are currently as many as 7,823 such a plants with a total capacity of 290 million tonnes y^{-1} of organic waste treated. Energy recovery from biogas is clearly oriented to the production of electricity (35.956 GWh y^{-1} in 2011) and heat (201.6 ktce y^{-1} in 2011), the latter sold to external users (district heating and industries). Electricity is generally sold to power grids, except for the portion used internally by the plants. Germany is the undisputed leader in the production of biogas, alone contributing to 50.2% of total production. In addition, one must consider that 67% of the production is made through modern facilities of anaerobic digestion of selected

organic matrices. UK, Italy and France follow in the ranking of the EU's largest producers, but with a total amount that reaches only 31.8%. It is also necessary to point out that in these three countries biogas production is still heavily dependent on landfill biogas, although they are making encouraging efforts (especially Italy and France) toward the construction of anaerobic digestion plants fed by selected biomasses.

As an alternative to these kinds of reuses, several instances of biogas upgrading to biomethane (fed into natural gas grid or used as fuel) are beginning to occur in many EU countries. The use of biogas in transport is particularly favored in Germany, Netherlands, Finland, Austria, and especially in Sweden, which upgrades about 64.4% of its total production of biogas to biomethane. In this country, thousands of light-duty vehicles as well as several fleets of vehicles for public transport fueled by biomethane (or biomethane mixed with natural gas) are currently circulating. In many Swedish cities, the use of biomethane for transport is favored through different types of incentives (e.g. free parking, tax breaks for bio-methane purchase, toll exemption, dedicated lanes for bio-methane taxis, financial support for the purchase of bio-methane fed vehicles) which created an excellent level of acceptance for this kind of biofuel. Sweden plans to have a fossil fuel free vehicle fleet by 2030. This policy makes Sweden the world leader with respect to the introduction of biomethane in transport. Germany is the most noted country for injecting biomethane into the natural gas grid. Germany plans to inject 6 billion $\text{m}^3 \text{y}^{-1}$ of biomethane by 2020 and 10 billion $\text{m}^3 \text{y}^{-1}$ by 2030.

Finally it is noted that the programs of the EU will lead in the near future to significant increases in the production of biogas through anaerobic digestion plants fed by selected organic matrices. This will result in noticeable energy and environmental benefits. The positive results achieved in the EU are a valuable reference model for the others areas of the world.

5. REFERENCES

- BEURSKENS, L. W. M.; HEKKENBERG, M.; VETHMAN, P. **Renewable energy projections as published in the National Renewable Energy Action Plans of the European Member States**. Report ECN-E-10-069. EEA-ECN. Copenhagen: European Environmental Agency, 2011. 270 p.
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES - EU. **Regulation amending annexes VI and VIII to regulation (EC) No 1774/2002 of the EU Parliament and of the Council as regards processing standards for biogas and composting plants and requirements for manure**. EU Commission Regulation 208/2006. Brussels, 2006.
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES - EU. **An energy policy for Europe**. Report SEC(2007) 12. Brussels, 2007.
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES - EU. **Biofuels Progress Report**. Report on the progress made in the use of biofuels and other renewable fuels in the Member States of the European Union. Report COM(2006) 845 final. Brussels, 2007.
- EUROBSERV'ER. Biogas barometer. **Le Journal des Énergies Renouvelables**, Paris, v. 212, p. 67-79, 2012a.
- EUROBSERV'ER. **The state of the renewable energies in Europe 2012**. 12th edition. Paris: 2012b. 241 p.
- EUROPEAN COMMISSION. **A European strategy for sustainable, competitive and secure energy**. Green paper of the European Commission. Brussels, 2000.

- EUROPEAN COMMISSION. **Recent progress in developing renewable energy sources and technical evaluation of the use of biofuels and other renewable fuels in transport in accordance with Article 3 of Directive 2001/77/EEC and Article 4(2) of Directive 2003/30/EC - Accompanying document to the Communication from the Commission to the European Parliament and the Council “Renewable Energy: progressing towards the 2020 target”**. Report SEC(2011) 130 final. Brussels, 2011a.
- EUROPEAN COMMISSION. **White paper 2011 - Roadmap to a Single European Transport Area - Towards a competitive and resource efficient transport system**. Report COM(2011) 144 final. Brussels, 2011b.
- EUROPEAN PARLIAMENT. Council of the European Union. **Directive 91/156/EEC of 18 March 1991 amending Directive 75/442/EEC on waste**. Brussels, 1991.
- EUROPEAN PARLIAMENT. Council of the European Union. **Directive 1999/31/EC**. Brussels, 1999.
- EUROPEAN PARLIAMENT. Council of the European Union. **Directive 2001/77/EC of the European Parliament and of The Council of 27 September 2001 on the promotion of electricity produced from renewable energy sources in the internal electricity market**. Brussels, 2001.
- EUROPEAN PARLIAMENT. Council of the European Union. **Directive 2003/30/EC of the European Parliament and of the Council of 8 May 2003 on the promotion of the use of biofuels or other renewable fuels for transport**. Brussels, 2003.
- EUROPEAN PARLIAMENT. Council of the European Union. **Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste**. Brussels, 2008.
- EUROPEAN PARLIAMENT. Council of the European Union. **DIRECTIVE 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources**. Brussels, 2009.
- EUROPEAN PARLIAMENT. **Resolution on sustainable agriculture and biogas: a need ofr review of the EU legislation**. Brussels, 2008.
- JONSSON, O.; PERSON, M. Biogas as transportation fuel. In: FACHTAGUNG REGENERATIVE KRAFTSTOFFE, 13-14 November 2003, Stuttgart, Germany. **Proceedings....** [S.l.]: [s.n.], 2003. p.37-43.
- PIKE RESEARCH. **Renewable biogas**. Methane Recovery and Utilization in Landfills and Anaerobic Digesters: Municipal Solid Waste, Agricultural, Industrial, and Wastewater Market Report on Analysis and Forecasts. Boulder, 2012. 87 p.
- RABONI, M.; TORRETTA, V.; URBINI, G. The future of biofuels for a sustainable mobility. In: World Sustainability Forum, 3., 1-30 November 2013. **Sciforum Electronic Conference Series**, v. 3, 2013. <http://dx.doi.org/10.3390/wsf3-f009>
- REN21. **Renewables 2013 - global status report**. Paris, 2013. 177 p.
- TORRES, E. A.; CERQUEIRA, G. S.; FERRER, T.; QUINTELLA, C. M.; RABONI, M.; TORRETTA, V. et al. Recovery of different waste vegetable oils for biodiesel production: A pilot experience in Bahia State, Brazil. **Waste Management**, v. 33, n. 12, p. 2670-2674, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.07.030>

VAN FOREEST, F. **Perspectives for biogas in Europe**. Report NG 70. Oxford: The Oxford Institute for Energy Studies, 2012. 54 p.

Maximum discharge and probable rainfall at Aiuruoca basin, Minas Gerais State

doi: 10.4136/ambi-agua.1312

Received: 11 Feb. 2014; Accepted: 30 May 2014

Leandro Campos Pinto* ; Pedro Luiz Terra Lima; Zélio Resende de Souza

Universidade de Lavras (UFLA), Lavras, MG, Brasil

Departamento de Ciência do Solo

*Corresponding author: e-mail: leandcampos@yahoo.com.br,
pedroterralima@yahoo.com.br, zeliodesouza@yahoo.com.br

ABSTRACT

Research on rainfall and annual daily maximum discharge rates is essential to support decisions during the design of hydraulic structures. This study tested the adequacy of probability functions to predict the probable rainfall and discharge rates of the Aiuruoca River Basin in Minas Gerais State in Brazil. This basin is very important as starting point of the Rio Grande Basin that eventually discharges into the Parana River in the southern region of Brazil at the border with Argentina. It was found that the log-normal two parameters probability function provided the best fit to historical monthly rainfall series. For example, in the month of January, there is a 75% probability that 201 mm of rainfall will occur. This is the month with the highest volume of rainfall in the region. On another hand, for flow rate, the best fit was provided by the log-normal distribution with three parameters.

Keywords: probability distribution, Log-Normal, Gamma distribution, water resources planning.

Estudo de vazões máximas e precipitação provável para a região de Aiuruoca, Minas Gerais

RESUMO

A determinação e o estudo de precipitação provável e vazão máxima diária anual em uma bacia hidrográfica é uma ferramenta que ajuda a dimensionar seguramente obras hidráulicas. Neste sentido, os objetivos deste estudo foram a comparação e adequação estatística de modelos de distribuição de probabilidades aplicados ao estudo da precipitação provável e à vazão do Rio Aiuruoca, determinando-se qual modelo de probabilidade é mais adequado para a caracterização dos dados pluviométricos e fluviométricos da bacia de Aiuruoca, Minas Gerais. O estudo revela que a distribuição de probabilidade Log-Normal dois parâmetros foi a que melhor se ajustou às séries históricas de precipitação mensal. Por exemplo, no mês de janeiro é esperada a lâmina acumulada de chuvas de 201 mm, com 75% de probabilidade de ocorrência. Este é o mês com maior volume pluviométrico da região. Por outro lado, a série

de vazões do Rio Aiuruoca foi melhor ajustada pela distribuição Log-Normal de três parâmetros.

Palavras-chave: distribuição de probabilidades, Log-Normal, distribuição Gamma, planejamento de recursos hídricos.

1. INTRODUCTION

Flooding events have become more evident in Brazil as population grows and occupies the river margins near the water's edge, which can result in considerable losses in terms of life and property damage. A better understanding of rainfall and flow behavior can help engineers design hydraulic structures and can also help government to plan urban growth. While minimum discharge rates are important in determining water scarcity and availability, maximum discharge rates are very important to determine flood risks.

When measured regularly for long periods, the flow rates can be used to generate probability models that can help to predict future events. Such procedures commonly involve time series analysis and the fitting of probability distribution functions (Tucci, 1993). Similar observations were published by Haan (2002) and Douglas and Vogel (2006) when these authors suggested statistical analysis through probability studies and/or stochastic analysis.

According to Silvino et al. (2007), water ceased to be a free commodity and started to have economic value as shortage became common. Thus, available water quantity variation over the years is very important, mainly because it has been impacted by environmental changes, such as deforestation, long-term single crops, fire, and others.

Water quantity is also highly important for designing hydraulic projects, city supplies, irrigation, power generation, etc. Therefore, maximum discharge estimation associated to rainfall data analysis is critically important to the cost and safety of engineering projects.

According to Mesquita et al. (2009), knowledge of rainfall is also important for hydraulic projects in rural areas, so that structures can be built to properly withstand projected rainfalls. These authors state that such knowledge is necessary for planning terracing systems, road drainage and also for the release of water stored at dams for flood mitigation, among others applications.

Aiuruoca River is one of the most important tributaries of the Grande River and its water is used to maintain the Camargos Reservoir, generating 45 megawatts of electricity and contributing downstream to the Itutinga and Funil Reservoirs that generate, respectively, 52 and 180 megawatts. Camargos Lake has a total storage capacity of 792 billion liters of water.

Therefore, this research aimed to identify and compare the adequacy of probability distribution functions applied to discharge rates at the Aiuruoca River and probable rainfall at the basin, in order to determine the best statistical distribution to predict rainfall and discharge rates.

2. MATERIAL AND METHODS

Discharge and rainfall data were obtained from the Hidroweb Service, managed by the Brazilian National Water Agency – “Agência Nacional das Águas” (ANA, 2007).

Rainfall data at Aiuruoca City was obtained from the pluviometric station coded as 02144018, at 21° 58' 38" South and 44° 36' 12" West longitudes, at 966 m altitude, during the period from 1944 to 2007, totaling 64 years of observation. Aiuruoca River discharge data was obtained from the fluvimetric station coded as 61024000, at 21° 58' 47" South and 44° 36' 09" West, at 966 m altitude, with drainage basin area of 532 km², during the time series from 1935 to 2008 totaling 74 years of observations. It is important to point out that the two time series (rainfall and discharge) are overlapped for a period of 64 years.

The climate at the basin is classified as Cwb near the top of the basin, near Serra of Mantiqueira, where the pluviometric index exceeds 2,300 mm, and as Cwa at the largest catchment portion, that presents annual average rainfall of approximately 1,500 mm, being 80% of which is rain during the summer season. The average annual temperature is 18°C (Viola et al., 2009; Figure 1).

Figure 1. Aiuruoca River catchment location, Minas Gerais, Brazil.

Nota: Adapted from Viola et al. (2009).

Rainfall and discharge time series were fitted to the following distributions:

a) Log-Normal 2 parameters distribution

Log-Normal 2 parameters distribution is described by Naghettini and Pinto (2007) as Probability Density Function (PDF) (Equation 1).

$$FDP: f(X) = \frac{1}{x \cdot \sigma n \cdot \sqrt{2 \cdot \pi}} e^{-0.5 \left(\frac{\ln(x) - \mu n}{\sigma n} \right)^2} \quad (1)$$

where:

μn and σn are distribution parameters, corresponding to average and standard deviation of logarithms values of variables (rainfall or flow rate). The basic equation used for hydrological studies using Log-Normal 2 parameters distribution is adapted from the general equation of Ven te Chow (Haan, 2002; Equation 2).

$$X_{TR} = e^{\mu n + \sigma n \cdot K_{TR}} \quad (2)$$

where:

X_{TR} is the hydrologic variable value (rainfall) associated to return period (RP) and K_{TR} is the reduced variable.

b) Log-Normal 3 parameters distribution

The function has its PDF presented by Equation 3.

$$PDF : f(x) = \frac{1}{(x - \beta) \sigma n \sqrt{2\pi}} \cdot e^{0,5 \left(\frac{\ln(x - \beta) - \mu n}{\sigma n} \right)^2} \quad (3)$$

And its parameters estimated by Equations 4 -7 following Naghettini and Pinto (2007).

$$\beta = \mu n - \frac{\sigma n}{\eta y} \quad (4)$$

$$\eta y = \frac{\left(1 - \phi^{\frac{2}{3}} \right)}{\phi^{\frac{1}{3}}} \quad (5)$$

$$\phi = \frac{\left| -y + (y^2 + 4)^{0,5} \right|}{2} \quad (6)$$

$$y = \frac{n}{(n-1)(n-2)} \cdot \frac{\sum_i^n (x_i - \bar{x})}{s^3} \quad (7)$$

The procedure for estimating values starts primarily by calculating the y value (Equation 7), considered as the distribution asymmetry. Then, ϕ is estimated by Equation 6, ηy by Equation 5 and, based on this last value and on average (μn) and standard deviation (σn) of data transformed into logarithms, parameter β is estimated by Equation 4. At this point, the basic equation for hydrologic variable estimation is given by Haan (2002); Equation 8.

$$X_{TR} = e^{\mu n + K_{TR} \cdot \sigma n} + \beta \quad (8)$$

c) Gamma distribution

Incomplete Gamma distribution is defined, according to Lanna (2001), by integral equations such as Equations 9-11.

$$\Gamma(\alpha) = \int_0^{\infty} x^{\nu-1} e^{-x} dx, \quad \nu > 0 \quad (9)$$

$$P(\alpha, x) = \int_0^x x^{\nu-1} e^{-x} dx \quad (10)$$

$$P(\alpha, x) = \int_0^x x^{\nu-1} e^{-\frac{x}{\beta}} dx \quad (11)$$

Its PDF can be expressed by Botelho (1989); Equation 12.

$$PDF : f(x) = \frac{1}{\beta^\nu \Gamma(\nu)} x^{\nu-1} e^{-\frac{x}{\beta}}, 0 < x < \infty \quad (12)$$

where:

$\nu > 0, \beta > 0, \Gamma(\nu) > 0$, which

ν is a dimensionless form parameter,

β is a scale parameter and

x a random variable (rainfall).

Parameters ν and β can be estimated by Equations 13 and 14.

$$\nu = \frac{\bar{x}^{-2}}{s_x^2} \quad (13)$$

$$\beta = \frac{s_x^2}{\bar{x}} \quad (14)$$

where:

$\bar{x}$ is arithmetic mean of data series and

s_x the standard deviation.

In order to evaluate the accuracy of the fitting of distribution statistical functions at all of the periods evaluated, Kolmogorov-Smirnov and chi-square (χ^2) tests were performed at a 5% significance level, as suggested by Ferreira (2005) and Naghettini and Pinto (2007).

The Kolmogorov-Smirnov test is performed by comparing the maximum deviation (absolute value) resulting from the difference between the observed values and the predicted frequencies and comparing it to tabulated values based on sample size and significance level. In the chi-square test, a comparison is made between the sum of the squared deviations between observed and estimated frequencies ($\lambda^2_{\text{calculated}}$) to a table value ($\lambda^2_{\text{tabulated}}$), according to the number of degrees of freedom (number of classes - number of parameters - 1) and significance level. The number of classes was obtained by the square root of the number of values. To consider the probability function as adequate, the calculated values have to be equal or lower than tabulated values for each test.

Probable rainfall data were estimated for each period using distribution function that presented the lowest value of χ^2 , at probability levels exceeded by 75, 85 and 95%, corresponding, respectively, to return periods of 4, 7 and 20 years. According to Walpole and Myers (1978), the distribution function that presented the lower χ^2 value can be considered the most precise to estimate values.

3. RESULTS AND DISCUSSION

Rainfall monthly values (mm) at Aiuruoca River, Minas Gerais, Brazil, are presented at Figure 2. Average annual rainfall is 1,603.0 mm.

Rainfall variation is clearly evident during months, splitting into two well-defined seasons, a dry one, from April to September, and a rainy one, from October to March, as can be seen in Figure 2.

Figure 2. Rainfall monthly distribution (mm) of Aiuruoca Region, MG, Brazil (monthly average from 1944 to 2007).

Analysis of probability distribution functions from the Kolmogorov-Smirnov test (KS) (Table 1) revealed that a good fit during the dry season (June to September) was not obtained, mainly by Log-Normal 2 parameters and Gamma distributions.

Table 1. Adequacy of probability distributions by the KS test.

Month	Log-Normal 2P	Log-Normal 3P	Gamma
January	A	A	A
February	A	A	A
March	A	A	A
April	A	A	A
May	A	A	A
June	NA	A	NA
July	NA	NA	NA
August	NA	NA	NA
September	NA	A	NA
October	A	A	A
November	A	A	A
December	A	A	A

A= Adequate; NA= non-adequate.

The chi-square statistical adequacy test (χ^2) is presented in Table 2. The Log-Normal 2 parameters distribution provided a better fit, followed by Log-Normal 3 parameters and

Gamma distribution, which presented several inadequate periods (April to September, and November). The inadequacy of Gamma distribution by χ^2 test during the driest season of the year also occurred when the period analyzed was November. In fact, Sampaio et al. (1999), using the Log-Normal 2 parameters distribution to calculate probable rainfall at Lavras (130 km far from Aiuruoca Basin), MG state, Brazil, observed that this distribution adequately fits data only during the rainy season.

Junqueira Júnior et al. (2007), analyzing probable rainfall to Madre de Deus Region (85 km far from Aiuruoca), at Minas Gerais State, Brazil, stated that the Log-Normal 3 parameters distribution was the most adequate to fit the data series monthly.

Dourado Neto et al. (2005) tested probability distribution functions to fit the daily rainfall time series in Piracicaba, Brazil, and found that the Gamma distribution is the most adequate.

Table 2. Chi-square test (χ^2) to Log-Normal 2 parameters, Log-Normal 3 parameters and Gamma distributions to monthly rainfall to Aiuruoca Basin, MG, Brazil.

Months	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Log 2P	0.05 ^A	0.09 ^A	0.05 ^A	0.61 ^A	1.24 ^A	5.19 ^A	5.55 ^A	5.58 ^A	2.93 ^A	0.60 ^A	2.35 ^A	0.47 ^A
Log 3P	0.47 ^A	0.54 ^A	0.70 ^A	0.48 ^A	0.38 ^A	0.18 ^A	0.71 ^A	1.76 ^A	0.86 ^A	0.71 ^A	1.43 ^A	1.61 ^A
Gamma	3.89 ^A	5.47 ^A	6.45 ^A	10.28 ^{NA}	11.92 ^{NA}	28.59 ^{NA}	19.68 ^{NA}	32.71 ^{NA}	18.54 ^{NA}	7.36 ^A	8.23 ^{NA}	7.41 ^A

Nota: A= Adequate; NA= non-adequate.

Probable monthly rainfall associated to probability levels of 75, 85, and 95%, estimated based on the best probability distribution, according to Table 2, is presented at Figure 3.

Figure 3. Probable monthly rainfall of Aiuruoca Region, MG, Brazil, with 75, 85, and 95% probability level.

It can be expected with 75% probability for January, a total rainfall of 201 mm, as can be seen in Figure 3. In fact, this is the rainiest month, with average rainfall of 316 mm. This is the time of the year characterized by elevated rainfall events, and knowledge of it can be very

helpful for engineers to plan hydraulic projects, to manage irrigation and drainage, to estimate soil erosion, and for other purposes.

Statistical adequacy analysis from KS and χ^2 tests to Aiuruoca River discharge rate series can be seen in Table 3. The Log-Normal 3 parameters presented a better fit of the Aiuruoca River discharge series, due to its lower value of χ^2 .

Table 3. Statistical adequacy analysis results of probability distribution to Aiuruoca River discharge series.

Test	Log-nomal 2P	Log-Normal 3P	Gamma
KS	0.05 ^A	0.05 ^A	0.53 ^{NA}
χ^2	0.02 ^A	0.01 ^A	1.89 ^A

Nota: A= Adequate; NA= non-adequate.

It is possible to state from Figure 4 the good fit of Log-Normal 3 parameters distribution, being this PDF recommended to be used to predict annual daily maximum discharge rates.

Figure 4. Log-Normal 3P distribution applied to annual maximum discharge historical series of Aiuruoca River.

4. CONCLUSIONS

The Log-Normal 2 parameters probability distribution function presented the best fitting for monthly rainfall time series at the Aiuruoca Basin, MG, Brazil.

In order to fit discharge rates, the Log-Normal 3 parameters distribution function appears to be more accurate than the same function with two parameters.

5. REFERENCES

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. (Brasil). **HidroWeb**: Sistemas de informações hidrológicas. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/>>. Acesso em: set. 2013.

- BOTELHO, V. A. **Ajuste da distribuição de probabilidade gamma aos dados de precipitação para a região de Lavras, MG.** 1989. 98 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1989.
- DOUGLAS, E. M.; VOGEL, R. M. Probabilistic behavior of floods of Record in the United States. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 11, p. 482-488, 2006. [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2006\)11:5\(482\)](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2006)11:5(482))
- DOURADO NETO, D.; ASSIS, J. P.; TIMM, L. C.; MANFRON, P. A.; SPAROVEK, G.; MARTIN, T. N. Ajuste de modelos de distribuição de probabilidade a séries históricas de precipitação pluvial diária em Piracicaba-SP. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Piracicaba, v. 13, n. 2, p. 273-283, 2005.
- FERREIRA, D. F. **Estatística básica.** Lavras: UFLA, 2005. 654 p.
- HAAN, C. T. **Statistical methods in hydrology.** 2. ed. Ames: Iowa State University, 2002. 377 p.
- JUNQUEIRA JUNIOR, J. A.; GOMES, N. M.; MELLO, C. R. ; SILVA, A. M. da. Precipitação provável para a região de Madre de Deus, Alto Rio Grande: modelos de probabilidades e valores característicos. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 31, p. 842-850, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542007000300034>
- LANNA, A. E. Elementos de estatística e probabilidade. In: TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação.** 2. ed. Porto Alegre: ABRH; UFRGS, 2001. p. 79-176.
- MESQUITA, W. O.; GRIEBELER, N. P.; OLIVEIRA, L. F. C. Precipitações máximas diárias esperadas para as regiões central e sudeste de Goiás. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 39, n. 2, p.73-81, 2009.
- NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. A. **Hidrologia estatística.** Belo Horizonte: CPRM, 2007. 552p.
- SAMPAIO, S. C.; CORRÊA, M. M.; SOUZA, M. R.; GUIMARÃES, J. C.; SILVA, A. M. Precipitação provável para o Município de Lavras, MG, utilizando a distribuição log-normal. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 23, n. 2, p. 382-389, 1999.
- SILVINO, A. N. O.; SILVEIRA, A.; MUSIS, C. R.; WYREPKOWSKI, C. C. Determinação de vazões extremas para diversos períodos de retorno para o Rio Paraguai utilizando métodos estatísticos. **Geociências**, São Paulo, v. 26, n.4, p. 369-378, 2007.
- TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação.** [S.l.]: EDUSP; Editora da UFRGS; ABRH, 1993. 952p.
- VIOLA, M. R.; MELLO, C. R. DE; ACERBI JÚNIOR, F. W.; SILVA, A. M. Modelagem hidrológica na Bacia Hidrográfica do Rio Aiuruoca, MG. **Revista Brasileira Engenheira Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 581-591, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662009000500011>
- WALPOLE, R. E.; MYERS, R. H. **Probability and statistics for engineers and scientists.** New York: Macmillan, 1978. 580 p.

Adsorption of cadmium in vegetable sponge (*Luffa cylindrica*)

doi: 10.4136/ambi-agua.1340

Received: 11 Mar. 2014; Accepted: 29 May 2014

Cleber Antonio Lindino^{1*}; Aryane Azevedo Marciniak¹;
Affonso Celso Gonçalves Jr.¹; Leonardo Strey²

¹Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, PR, Brasil
Laboratório de Estudos em Química Analítica Limpa.

²Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon, PR, Brasil
Departamento de Ciências Agrárias

*Autor correspondente: e-mail: cleberlindino@yahoo.com.br,
aryquim@hotmail.com, affonso133@hotmail.com,
leonardostrey@yahoo.com.br

ABSTRACT

The use of biomass as an adsorbent material follows the principles of sustainability and Green Chemistry. Given the low cost, high abundance, easy availability and high adsorption capacity of the vegetable sponge (*Luffa cylindrica*), this study aimed to explore the adsorption process of the toxic metal cadmium (Cd). The parameters evaluated were pH, contact time, adsorption isotherms, thermodynamic parameters, percolation and desorption. The proposed method showed high retention of Cd ions, being 99.80% at pH 5.0 for the percolation method, more effective than with stirring, which had 89.6%. It is noteworthy that the vegetable sponge adsorbs significant amounts of Cd in the range of pH 4.0 to 6.0, indicating that is not necessary to adjust pH for most treatments in real samples. The Cd ion is spontaneous and favorably adsorbed by this material, according to the Freundlich isotherm model. According to the obtained results, it is feasible to use vegetable sponge as a material for the remediation of effluents due to high retention of Cd ions.

Keywords: green chemistry, sustainability, toxic metal.

Adsorção de cádmio em esponja vegetal (*Luffa cylindrica*)

RESUMO

O uso da biomassa como material adsorvente segue os princípios da sustentabilidade e da Química Verde. O presente trabalho teve como objetivo estudar o processo de adsorção de cádmio (Cd) em esponja vegetal (*Luffa cylindrica*), em função de seu baixo custo, alta abundância, fácil disponibilidade e alta capacidade de adsorção. Neste estudo foram avaliados o pH, o tempo de contato, as isotermas de adsorção, os parâmetros termodinâmicos, a percolação e a dessorção. O método proposto mostrou elevada taxa de retenção de íons Cd na superfície da esponja vegetal, sendo de 99,80 % a um pH de 5,0 para o método de percolação que foi mais eficaz do que por agitação com 89,6 % de adsorção. A esponja vegetal adsorve quantidades significativas de Cd no intervalo de pH de 4,0 a 6,0, o que indica não ser necessário ajustar o pH para a maioria dos tratamentos em amostras reais. De acordo com o modelo de isoterma de Freundlich, a adsorção do íon Cd no material adsorvente estudado é

favorável e espontânea, sugerindo o emprego da esponja vegetal *Luffa cylindrica* como uma opção interessante para a recuperação de efluentes devido à sua elevada capacidade de retenção de íons Cd.

Palavras-chave: química verde, sustentabilidade, metal tóxico.

1. INTRODUCTION

One of the main environmental issues today is related to water contamination by effluents and potentially toxic metals and their cumulative effects on biota (Monteiro and Mainier, 2010).

The industries that release tailings into rivers and sewers without proper treatment are responsible for the majority of soil and water contamination with potentially toxic metals, threatening biodiversity.

There are rules established by environmental entities such as the US Environmental Protection Agency (USEPA) and the National Council for the Environment (Brasil, 2005; 2011; USEPA, 2009) that set maximum values for potentially toxic metals in effluents. Due to these rules, industries should provide proper treatment of waste before discharging it, determining the specific treatment for each residue.

Among these metals, cadmium (Cd) is considered a highly dangerous metal, toxic even at low levels and, when ingested or inhaled, provokes serious diseases, especially in the kidneys and bones (Rodrigues et al., 2006). It is classified as a carcinogenic element.

One of the processes for the removal of toxic metals in liquid residues is adsorption, whose efficacy is directly related to the type of adsorbent employed (Arruda and Tarley, 2003; Tran et al., 1999).

Through the application of physicochemical models, adsorption interactions between the adsorbed species and the adsorbent material are studied. The relationship between the amount of a metal ion adsorbed in the solid phase (θ) and its concentration in solution is quantified by an isotherm (ϕ/C ratio) which allows us to know the type of adsorption. Different adsorption models are used to quantify the effect, such as the Langmuir and Freundlich models (Salehizadeh and Shojaosadati, 2003).

The Langmuir isotherm model assumes that all the forces that act on the adsorption are similar in nature to those that involve a chemical reaction, and that the adsorption comes to be a single layer of molecules on the surface of solid particles (Tagliaferro et al., 2011).

The Freundlich model is an empiric equation that considers a multilayer structure; it does not predict the saturation of the surface and it refers to the adsorbent surface as heterogeneous. It is applied to characterize the multiple types of adsorptive sites, which possess different adsorptive characteristics (Gonçalves Junior et al., 2012).

Adsorption with activated charcoal, for example, is cited by the Environmental Protection Agency as one of the best technologies for the control of pollutants. However, its utilization is restricted due to its high cost (Volesky, 2001).

Nevertheless, low cost materials like biomass are used on the adsorption of metals, including algae, microorganisms, compound materials and lignocelluloses, such as sugar cane bagasse, peanut, soybean and cotton crust. The use of biomass as adsorbent material is in agreement with the sustainability principle and the Green Chemistry.

The main concern of Green Chemistry is the development of new non-pollutants and non-environmental damaging technologies and processes. The application of Green Chemistry principles leads to regulation and control in order to avoid unnecessary remediation. Besides the environmental benefits, such thinking also considerably reduces

economic impact, due to decreased spending on decontamination and the payment of indemnities (Prado, 2003).

However, in contaminated environments or in productive systems in which the minimization of residues is not yet possible, remediation aimed at lowering the impact of the contaminants is a necessity. The vegetable sponge (*Luffa cylindrica*) is a natural, low cost, non-toxic, biodegradable and abundant material. Its growth rate is about 8,000 units per hectare in tropical countries such as Brazil, and production can reach 100,000 dozens per year in a single production region.

Since the sponge has lignocellulosic material in its structure, it also contains lignin, cellulose and hemicellulose, all of them with adsorptive sites, like carbonyl, carboxyl, amine and hydroxyl groups, capable of adsorbing metal ions by interactions such as ionic exchange or complexation. On average, the natural sponge has 82.5% total cellulose and 11.6% lignin (Tanobe et al., 2002). This factor combined with the porosity of the vegetable sponge has attracted studies on the processes of adsorption.

Diverse studies have explored the use of *L. cylindrica* as an adsorbent for removal of cationic surfactants (Ye et al., 2013), acetaminophen (Ribeiro et al., 2011), dyes (Demir et al., 2008; Altinisik et al., 2010), textile dyes (Oliveira et al., 2011) and phenol (Henini et al., 2012).

In relation to potentially toxic metals, it was verified that *L. cylindrica* can be used in the removal of copper ions from natural waters (Laidani et al., 2011). The use of natural sponge was investigated for the adsorption of lead (Pb) and it was verified that maximum capacity of Pb adsorption was 9.20 mg g^{-1} ; in the percolation of a lab effluent, more than 98% of the lead was adsorbed, presenting a concentration (0.17 mg L^{-1}) below the maximum limit allowed by Brazilian law (0.5 mg L^{-1}) (Arruda and Tarley, 2003).

This work proposed a methodology that uses a low cost, natural, easily obtained and abundant material with the purpose of evaluating its applicability as an adsorbent for the metal Cd.

2. MATERIAL AND METHODS

Natural sponge purchased at the local market was oven-dried at $90 \pm 1^\circ\text{C}$ during 24 h, homogenized and ground in a Wiley knife mill (Marconi MA 048) to an average 2 mm particle size.

For the adsorption tests, 50 mg of sponge was used and 50.00 mL of $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$ (Biotec) at 25 mg L^{-1} (Biotec). The pH was adjusted with the addition of HCl (Vetec 37%) and NaOH (Vetec 99%) 0.01 mol L^{-1} to pH 2.0, 4.0, 5.0 and 6.0 measured with a pH meter (Lutron). Tests were performed in triplicate.

Each solution was stirred using a magnetic stirrer (SL90 Solab) at times of 10, 20, 30, 40 and 50 minutes and 10 mL of supernatant was drawn at each time interval and stored in different vials. The Cd was determined by flame atomic absorption spectrometry AAS (GBC 932 AA).

The adsorbent material was characterized morphologically in a scanning electron microscope FEI Quanta 200, with an operating voltage of 30 kV. The sample was placed on the double-sided tape attached to a carbon support and this was metalized with gold to a thickness of about 30 nm by using a sputter coater Baltec Scutter SCD 050.

Also, characterization was carried out by Infrared Spectrophotometry in the region between 4000 and 500 cm^{-1} , by the technique of potassium bromide pellets (KBr) on a device Bomem MB - 102 Fourier transform with resolution of 4 cm^{-1} .

To study the isotherms, 500 mg of sponge (adsorbent material) and 50 mL of a solution of Cd at pH 5.0 at different concentrations: 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80 and 90 mg L^{-1} were

placed in 125 mL Erlenmeyer flasks. The solutions were stirred on a stirrer (141 Marconi MA) for 3 hours at 200 rpm at 25 °C. Samples were then filtered and a 10 mL aliquot of each solution was drawn to determine Cd by AAS (flame) using a certified standard curve (Welz and Sperling, 1999). Tests were performed in triplicate.

With the data of initial and final concentrations of the solutions containing Cd before and after the adsorption process, it was possible to determine the amount of adsorbed metal for each solution using Equation 1 (Salvado et al., 2012).

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

where:

q is the quantity of adsorbed metal (mg g^{-1}),

m is the mass of adsorbent used (g),

C_0 is the initial concentration of the solution (mg L^{-1}),

C_{eq} is the equilibrium concentration of the metal in the solution (mg L^{-1}) and

V is the volume of the solution (L).

The percentage removal ($\% R$) was calculated according to Equation 2 (Salvado et al., 2012).

$$\%R = 100 - \left(\frac{C_{eq}}{C_0} 100 \right) \quad (2)$$

where:

$\%R$ is the percentage of Cd metal removed by natural sponge (%),

C_{eq} is the equilibrium concentration of the metal in the solution (mg L^{-1}) and

C_0 is the initial concentration of the solution (mg L^{-1}).

Equation 3 refers to linearized mathematical models of Langmuir (Witek-Kroviak et al., 2011).

$$\frac{C_{eq}}{q} = \frac{1}{q_m b} + \frac{C_{eq}}{q_m} \quad (3)$$

where:

C_{eq} is the equilibrium concentration (mg L^{-1});

q is the amount of adsorbed metal (mg g^{-1});

q_m the maximum adsorption capacity (mg g^{-1}) and

b is a parameter of the Langmuir isotherm associated with the adsorbent-adsorbate interaction forces. Equation 4 refers to the Freundlich isotherm (Witek-Kroviak et al., 2011).

$$\log q = \log K_f + \left(\frac{1}{n} \right) \log C_{eq} \quad (4)$$

where:

C_{eq} is the equilibrium concentration (mg L^{-1});

q is the equilibrium amount adsorbed per unit mass of adsorbent (mg g^{-1});

K_f and n are both parameters of the Freundlich isotherm, in which K_f is related to adsorption capacity of heterogeneous solids, and the parameter n with value between 1 and 10 indicates favorable adsorption.

The influence of temperature and the determination of the thermodynamic parameters, enthalpy (ΔH), entropy (ΔS) and Gibbs free energy (ΔG) in the adsorptive process were assessed at 10, 20, 30, 40 and 50 °C.

A volume of 25 mL of 25 mg L^{-1} Cd was stirred for 30 min with 500 mg of sponge in a jacketed glass cell. To control the temperatures, a refrigerated bath was used, Solab brand, accurate to ± 1 °C, and supernatant samples were collected for determination of Cd by AAS/flame.

ΔH values were found by the slope of the curve $\ln kd \times \frac{1}{T}$ based on the Van't Hoff equation (Equation 5), while ΔG and ΔS were determined by Equations 6 and 7.

$$\frac{d \ln k}{dT} = \frac{\Delta H^0}{RT^2} \quad (5)$$

$$\Delta G = -RT \ln Kd \quad (6)$$

$$\Delta G = \Delta H - T\Delta S \quad (7)$$

where:

Kd is the distribution coefficient of the adsorbate (L g^{-1}), which represents the ratio between C_{eq} and q ;

R is the universal gas constant ($8.314 \text{ J K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$) and

T is the temperature expressed in Kelvin (K) (Chakravarty et al., 2008).

Ground sponge (2.0 g) was added to a 25 mL burette and 50 mL of Cd 25 mg L^{-1} at pH 2, 4, 5 and 6 were percolated under gravity effect with flow rate of 2.5 mL min^{-1} at 25 °C. The concentration of cadmium before and after the percolation was determined by AAS (Flame).

After percolation, the sponge was kept in the burette and 50 mL 0.1 mol L^{-1} HCl solution (Vetec 37%) was percolated and the percentage of desorption ($\% D$) of Cd ions was calculated using Equation 8 (Butter et al., 1998).

$$\%D = \left(\frac{C_{eq(des.)}}{C_{eq(ads.)}} \right) \times 100 \quad (8)$$

where:

$C_{eq(des.)}$ is the amount of desorbed ions in mg of Cd and

$C_{eq(ads.)}$ is the amount of ions adsorbed in mg.

After the aforementioned investigations, the effluent from the laboratory analysis was treated by percolation using vegetable sponge.

3. RESULTS AND DISCUSSION

The characterization of the adsorbent material by SEM can be seen in Figure 1, illustrating the fibrous nature and irregular structure found in vegetable sponge which facilitates the adsorption of metal ions.

Figure 1. Scanning Electron Microscopy of *L. cylindrica* fibers magnified 2.400 times.

Figure 2 shows the difference in the absorption bands of the functional groups in the infrared spectrum with and without Cd strong band at 3432 cm^{-1} corresponding to the stretching vibration of the OH bond of cellulose (carbons 2, 3 and 6 glucose).

A weak band at 2920 cm^{-1} refers to the deformation in an axial CH methylene (CH_2) and peak axial deformation of the carboxyl $\text{C}=\text{O}$ bond, which may be amide groups or carboxylic groups, at 1656 cm^{-1} , acetal group (carbonyl of aldoses). The CO stretching peak at 1743 cm^{-1} suggests the angular deformation in the plane (Silverstein and Webster, 2000; D'Almeida et al., 2005), a characteristic of compounds with ester groups and carboxyl.

The intensity of the band at 1743 cm^{-1} ($\text{C}=\text{O}$ acetal) was different in the cadmium sponge with and without Cd adsorbed on its surface. The band in 1062 cm^{-1} refers to C-OH stretching of the primary alcohol in typical polysaccharides.

Figure 2. FTIR spectrum of the *L. cylindrica* fibers. a) without adsorbed Cd. b) with adsorbed Cd.

It is of great importance to identify functional groups present in the adsorptive material to observe the formation of complexes between the metal ions and the functional groups contained in the material by means of electrostatic interaction (Ngah and Hanafiah, 2008).

In Table 1, shows the amount of Cd removed at different times by stirring at pH 2.0, 4.0, 5.0 and 6.0. After 25 minutes, the adsorbed amount of cadmium was not significantly different between pH 4.0 and pH 6.0, indicating that the process can be carried out in this pH range. The stirring time 20 minutes was sufficient to remove 89.6% of Cd at pH 5.0 as shown in Table 1. The stirring time around 20 minutes was sufficient for binding sites to be available for adsorption of Cd, arranging the active sites into layers on the surface of the adsorbent.

Table 1. Removal of Cd for different times of stirring and different pH.

pH	Stirring Time (min.)	R (%)
2	10	60.8
4		77.2
5		83.6
6		85.2
2	20	58.0
4		81.2
5		89.6
6		85.2
2	30	56.8
4		80.0
5		72.4
6		87.6
2	40	57.6
4		84.0
5		81.6
6		81.6
2	50	55.3
4		86.8
5		84.0
6		89.0

Low pH (acidic) results in protonation of the active sites of the adsorbent material causing a competition between cations and metal ions for sorption sites (Salvado et al., 2012; Tobin et al., 1984; Gardea-Torresdey et al., 2005).

However, under alkaline pH values, formation of complex hydroxides, carbonates and organic complexes lowers the availability of metal ions for the sorption on adsorptive materials. Another important factor is that extreme pH values can damage the structure of the adsorbent material, causing cellular distortion and significant mass loss.

In this way, the pH of the solution is a critical parameter because it controls the adsorption at the solution-biomass interface and the speciation of metal ions. It is necessary to consider the ionic functional groups of the biosorbent and the metal species at different pH values (Farroq et al., 2011).

Numerous models of adsorption isotherms are known, but the most commonly accepted and used for applications in water and wastewater treatment are the Freundlich and Langmuir models. Table 2 shows the experimental results for the adsorption of Cd.

Table 2. Studies on Cd adsorption at pH 5.0.

	M (g)	C₀ (mg L ⁻¹)	C_{eq} (mg L ⁻¹)	Q (mg g ⁻¹)	R (%)
1	0.5043	10	0.93	0.90	90.70
2	0.5015	20	1.65	1.83	91.75
3	0.5066	30	2.88	2.68	90.40
4	0.5057	40	4.00	3.56	90.00
5	0.5024	50	5.37	4.44	89.26
6	0.5015	60	6.48	5.34	89.20
7	0.5021	70	9.02	6.07	87.11
8	0.5060	80	9.87	6.93	87.66
9	0.5036	90	11.77	7.77	86.92

The small difference between the coefficient of determination (R^2) after the linearization of Langmuir and Freundlich isotherms indicates that adsorption possibly occurs at "mono" and "multi" layers (Gonçalves Junior et al., 2012). However, best results are explained by the Freundlich isotherm, wherein R^2 is higher than the Langmuir as shown in Table 3, which presents isotherm parameters.

Table 3. Parameters of equilibrium isotherms of Langmuir and Freundlich' models.

Langmuir			Freundlich		
q_m (mg g ⁻¹)	b or K_L (L mg ⁻¹)	R²	k_f (mg g ⁻¹)	n	R²
18.450	0.060	0.914	1.086	1.221	0.984

The value of n (the reactivity of exchange sites) greater than 1 indicates that the adsorption is favorable and the sites are highly energetic with high maximum adsorption capacity (18.450 mg Cd per gram of sponge, which corresponds to 1.641×10^{-4} mol of Cd). The average rate of removal of Cd was 89.2%.

For a better interpretation of the experimental data, the linearized model of Freundlich isotherm ($R^2 = 0.984$) was employed.

The negative value for the enthalpy ($\Delta H = -10.26$ kJ mol⁻¹) means that the adsorption is exothermic. Entropy (ΔS) had a value greater than zero (7.51 kJ mol⁻¹), pointing to an increase in disorder at the interface of solid-solution, indicating spontaneous adsorption and that the process showed greater randomness (Salvado et al., 2012).

The system is spontaneous and the interaction between the adsorbent and adsorbate is favorable, with a calculated value of Gibbs free energy (ΔG) of -12.50 kJ mol⁻¹.

Large-scale fixed-bed column systems are a practical alternative to adsorb organic compounds in aqueous solutions. In addition to evaluating the removal and recovery of these compounds under dynamic flow conditions, such experiments allow us to test the ability of packed columns with recycling of biomass, which may be fresh or immobilized (Gardea-Torresdey, 2005). Immobilization, however, is of utmost importance, since very small particles of biomass obstruct the flow through the column. The removal of Cd using the percolation method at different pH shows removal between 99.52 and 99.80% in 30 minutes at pH 2.0 to 6.0.

Compared with the stirring method, the percolating method is more effective and shows better results. It is observed that the rate of removal of Cd by percolation, independent of pH in the range between 2.0 and 6.0.

When using 2.0 g sponge in the percolation, a final Cd concentration of 0.16 mg L⁻¹ is obtained in the effluent. In the case of desorption, the final Cd concentration was 0.02 mg L⁻¹.

According to Resolution 430/2011 of National Council for the Environment (Brasil, 2011), partially amending the Resolution 357/2005, the maximum permissible cadmium concentration for effluent discharge is 0.2 mg L⁻¹. When compared to the final values of Cd after adsorption, it is concluded that the values are below the maximum allowed by Brazilian laws, indicating that the adsorbent performs excellently in the removal of the metal. The maximum contaminant level for cadmium in effluent is 0.005 mg L⁻¹ for USEPA parameters (USEPA, 2013), indicating that the proposed method is also feasible to meet this legislation using higher amount of adsorbent.

The results demonstrate that the average desorption is 9%, that is, the adsorption (99.36% retention) of the metal species occurs irreversibly indicating that the material has more interaction with the metal under study (Salvado et al., 2012), facilitating its removal from the environment.

Since the material is easy to obtain and inexpensive there is no need for it to be reused in further stages of adsorption. After its use, the sponge residue can be dried and embedded in concrete blocks to not contaminate the environment, or incinerated in environmentally friendly furnaces to recover metals.

The removal of cadmium from the laboratory effluent was 18.8%, and since the waste contains mercury (Hg), there may be competition for the active sites of the sponge, probably due to higher electronegativity of Hg (2.00) compared to Cd (1.69), a hydrate ion of similar size (500 picometers) and chemical similarity (Kielland, 1937).

4. CONCLUSION

L. cylindrica is a natural and inexpensive material, easily obtained, with a high retention rate of Cd ions on its surface (99.80%) at pH 5.0 when percolated and 89.6% when mechanically stirred. It is noteworthy that the natural sponge adsorbs significant amounts of Cd in the range of pH 4.0 to 6.0, indicating that it is not necessary to adjust pH for most treatments in real samples.

The Cd ion is spontaneous and favorably adsorbed by natural sponge, according to the Freundlich isotherm model. The high adsorption rate indicates the feasibility of using this biomass in the remediation of contaminated environments. This work demonstrates the possibility of using *L. cylindrica* fibers for industrial wastewater treatment, highlighting its advantageous features: it is an economical, natural fiber that is non-toxic and biodegradable.

5. ACKNOWLEDGMENT

The authors thank Prof. Cesar Tarley (UEL) for measurements by SEM and FTIR.

6. REFERENCES

- ALTINISIK, A.; GUER, E.; SEKI, Y. Natural sorbent *Luffa cylindrica* for the removal of a model basic dye. **Journal of Hazardous Materials**, v. 179, p. 658-664, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.03.053>

- ARRUDA, M. A. Z.; TARLEY, C. R. T. Natural adsorbents: potential and applications of natural sponge (*Luffa cylindrica*) in lead removal in wastewater laboratory. **Analytica**, v. 04, p. 25-31, 2003.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 357, de 17 março de 2005. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005, p. 58.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 430, de 13 maio 2011. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, DF, 16 maio 2011, p. 89.
- BUTTER, T. J.; EVISON, L. M.; HANCOCK, I. C.; HOLLAND, F. S.; MATIS, K. A.; PHILIPSON, A. et al. I. The removal and recovery of cadmium from dilute aqueous solutions by biosorption and electrolysis at laboratory scale. **Water Research**, v. 32, p. 400-406, 1998. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00273-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00273-X)
- CHAKRAVARTY, S.; PIMPLE, S.; CHATURVEDI, H. T.; SINGH, S.; GUPTA, K. K. Removal of copper from aqueous solution using newspaper pulp as an adsorbent. **Journal of Hazardous Materials**, v. 159, p. 396-403, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.02.030>
- D'ALMEIDA, A. L. F. S.; CALADO, V.; BARRETO, D. W.; D'ALMEIDA, J. R. M. Acetylation of Fiber Bushing (*Luffa cylindrica*). **Polímeros**, v. 15, p. 59-62, 2005.
- DEMIR, H.; TOP, A.; BALKOSE, D.; ULKU, S. Dye adsorption behavior of *Luffa cylindrica* fibers. **Journal of Hazardous Materials**, v. 153, p. 389-394, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.08.070>
- FARROQ, U.; KHAN, M. A.; ATHAR, M.; KOZINKI, J. A. Effect of modification of environmentally friendly biosorbent wheat (*Triticum aestivum*) on the biosorptive removal of cadmium (II) ions from aqueous solution. **Chemical Engineering Journal**, v. 171, p. 400-410, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2011.03.094>
- GARDEA-TORRESDEY, J. L.; DE LA ROSA, G.; PERALTA-VIDEA, J. R.; MONTES, M.; CRUZ-JIMENEZ, G.; CANO-AGUILERA, I. Differential uptake and transport of trivalent and hexavalent chromium by tumbleweed (*Salsola kali*). **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 48, p. 225-232, 2005. <http://dx.doi.org/10.1007/s00244-003-0162-x>
- GONÇALVES JUNIOR, A. C.; STREY, L.; LINDINO, C. A.; NACKE, H.; SCHWANTES, D.; SEIDEL, E. P. Applicability of the Pinus bark (*Pinus elliottii*) for the adsorption of toxic potentially toxic metals from aqueous solutions. **Acta Scientiarum, Technology**, v. 34, p. 79-87, 2012.
- HENINI, G.; LAIDANI, Y.; SOUAHI, F.; HANINI, S. Study of static adsorption system phenol/*Luffa cylindrica* fiber for industrial treatment of wastewater. **Energy Procedia**, v. 18, p. 395-403, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.egypro.2012.05.051>
- KIELLAND, J. Individual activity coefficients of ions in aqueous solutions. **Journal of American Chemical Society**, v. 59, p. 1675-1678, 1937. <http://dx.doi.org/10.1021/ja01288a032>

- LAIDANI, Y.; HANINI, S.; HENINI, G. Use of fiber *Luffa cylindrica* for waters treatment charged in copper. Study of the possibility of its regeneration by desorption chemical. Impact of integrated clean energy on the future of the Mediterranean environment. **Energy Procedia**, v. 6, p. 381-388, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.egypro.2011.05.044>
- MONTEIRO, L. P. C.; MAINIER, F. B. Evaluation of using steel wires and sponges and removal of copper in industrial effluents. **Engevista**, v. 12, p. 33-40, 2010.
- NGAH, W. S. W.; HANAFIAH, M. A. K. M. Removal of heavy metal ions from wastewater by chemically modified plant wastes as adsorbents: a review. **Bioresources Technolog.**, v. 99, p. 3935-3948, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2007.06.011>
- OLIVEIRA, E. A.; MONTANHER, S. F.; ROLLEMBERG, M. C. Removal of textile dyes by sorption on low-cost sorbents. A case study: sorption of reactive dyes onto *Luffa cylindrica*. **Desalination and Water Treatment**, v. 25, p. 54-64, 2011. <http://dx.doi.org/10.5004/dwt.2011.1416>
- PRADO, A. G. S. Green chemistry, chemical challenges of the new millennium. **Química Nova**, v. 26, p. 738-744, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422003000500018>
- RIBEIRO, A. V. F. N.; BELISARIO, M.; GALAZZI, R. M.; BALTHAZAR, D. C.; PEREIRA, M. de G.; RIBEIRO, J. N. Evaluation of two bioadsorbents for removing paracetamol from aqueous media. **Electronic Journal of Biotechnology**, v. 14, n. 6, 2011. <http://dx.doi.org/10.2225/vol14-issue6-fulltext-8>
- RODRIGUES, R. F.; TREVENZOLI, R. L.; SANTOS, L. R. G.; LEÃO, V. A.; BOYTARO, V. R. Adsorption of potentially toxic metals on sawdust treated with citric acid. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, p. 21-26, 2006.
- SALEHIZADEH, H.; SHOJAOSADATI, S. A. Removal of metals ions from aqueous solution by polysaccharide produced from *Bacillus firmus*. **Water Research**, v. 37, p. 4231-4235, 2003. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00418-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00418-4)
- SALVADO, A. P. A.; CAMPANHOLI, L. B.; FONSECA, J. M.; TARLEY, C. R. T.; CAETANO, J.; DRAGUNSKI, D. C. Lead (II) adsorption by peach palm waste. **Desalination and Water Treatment**, v. 48, p. 335-343, 2012. <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2012.698839>
- SILVERSTEIN, R. M.; WEBSTER, F. X. **Spectrometric identification of organic compounds**. 6. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2000.
- TAGLIAFERRO, G. V.; PEREIRA, P. H. F.; RODRIGUES, L. A.; PINTO DA SILVA, M. L. C. Cadmium, lead and silver adsorption in hydrous niobium oxide prepared by homogeneous solution method.. **Química Nova**, v. 34, p. 101-105, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422011000100020>
- TANOBE, V. O. A.; TORQUATO, L. P.; AMICO, S. C.; SYNDENSTRICKER, T. H. D. Influencia dos tratamentos químicos nas propriedades físico-químicas de esponjas de *Luffa cilíndrica*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA E CIÊNCIAS DOS MATERIAIS. 15., 9-13 nov. 2002, Natal. **Anais...** 2002. [S.l.]: UNESP, 2002. p. 1602-1607. 1 CD-ROM.

- TOBIN, J. M.; COOPER, D. G.; NEUFELD, R. J. Uptake of metal ions by *Rhizopus arrhizus* Biomass. **Applied Environmental Microbiology**, v. 47, p. 821-824, 1984.
- TRAN, H. H.; RODDICK, F. A.; O'DONNELL, F. A. Comparison of chromatography and desiccant silica gels for the adsorption of metal ions—I. adsorption and kinetics. **Water Research**, v. 33, p. 2992-3000, 1999. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00017-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00017-2)
- UNITED STATES. Environmental Protection Agency - USEPA. **National primary drinking water regulations**. EPA 816-F-09-0004, May 2009. Available in: <http://water.epa.gov/drink/contaminants/basicinformation/alachlor.cfm>. Accessed: Aug. 21, 2012.
- UNITED STATES. Environmental Protection Agency - USEPA. **Wastewater treatment plant**. July 2013. Available in: http://www.epa.gov/region10/pdf/permits/npdes/id /HARSB_FS.pdf. Accessed: April 02, 2014.
- VOLESKY, B. Detoxification of metal-bearing effluents: biosorption for the next century. **Hydrometallurgy**, v. 59, p. 203-206, 2001. [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-386X\(00\)00160-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-386X(00)00160-2)
- YE, C.; HU, N.; WANG, Z. Experimental investigation of *Luffa cylindrica* as a natural sorbent material for the removal of a cationic surfactant. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 44, p. 74-80, 2013.
- WELZ, B.; SPERLING, M. **Atomic absorption spectrometry**. 2nd ed. Weinheim: Wiley-VCH, 1999.
- WITEK-KROWIAK, A.; SZAFRAN, R. G.; MODELSKI, S. Biosorption of potentially toxic metals from aqueous solutions onto peanut shell as a low-cost biosorbent. **Desalination**, v. 265, p. 126-134, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2010.07.042>

Cyanobacteria detection in Guarapiranga Reservoir (São Paulo State, Brazil) using Landsat TM and ETM⁺ images

doi: 10.4136/ambi-agua.1327

Received: 25 Feb. 2014; Accepted: 03 Jun. 2014

**Igor Ogashawara^{1*}; Enner Herenio de Alcântara²; José Luiz Stech¹;
José Galizia Tundisi³**

¹Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, SP, Brasil.

²Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), Presidente Prudente, SP, Brasil.
Departamento de Cartografia

³Instituto Internacional de Ecologia - São Carlos, SP, Brasil.

*Corresponding author: e-mail: igoroga@dsr.inpe.br,
enner@fct.unesp.br, stech@dsr.inpe.br, tundisi@iie.com.br

ABSTRACT

Algae bloom is one of the major consequences of the eutrophication of aquatic systems, including algae capable of producing toxic substances. Among these are several species of cyanobacteria, also known as blue-green algae, that have the capacity to adapt themselves to changes in the water column. Thus, the horizontal distribution of cyanobacteria harmful algae blooms (CHABs) is essential, not only to the environment, but also for public health. The use of remote sensing techniques for mapping CHABs has been explored by means of bio-optical modeling of phycocyanin (PC), a unique inland waters cyanobacteria pigment. However, due to the small number of sensors with a spectral band of the PC absorption feature, it is difficult to develop semi-analytical models. This study evaluated the use of an empirical model to identify CHABs using TM and ETM⁺ sensors aboard Landsat 5 and 7 satellites. Five images were acquired for applying the model. Besides the images, data was also collected in the Guarapiranga Reservoir, in São Paulo Metropolitan Region, regarding the cyanobacteria cell count (cells/mL), which was used as an indicator of CHABs biomass. When model values were analyzed excluding calibration factors for temperate lakes, they showed a medium correlation ($R^2=0.81$, $p=0.036$), while when the factors were included the model showed a high correlation ($R^2=0.96$, $p=0.003$) to the cyanobacteria cell count. The empirical model analyzed proved useful as an important tool for policy makers, since it provided information regarding the horizontal distribution of CHABs which could not be acquired from traditional monitoring techniques.

Keywords: phytoplankton, water quality, environmental health, satellite imagery.

Deteção de cianobactérias no reservatório de Guarapiranga (Estado de São Paulo, Brasil) utilizando imagens Landsat TM e ETM⁺

RESUMO

A eutrofização em sistemas aquáticos possui como uma de suas consequências as florações de algas, entre elas as algas com a capacidade de produzir toxinas. Dentre elas,

algumas espécies de cianobactérias, também conhecidas como algas azul-esverdeadas, se destacam devido ao seu poder de adaptação na coluna da água. Dessa forma, a distribuição horizontal de suas florações é essencial, não apenas para o meio ambiente, mas também para a saúde pública. A utilização do sensoriamento remoto para o mapeamento dessas florações tem sido explorada por meio da modelagem bio-óptica da ficocianina, um pigmento único das cianobactérias de águas interiores. Entretanto, o baixo número de sensores com a banda espectral da absorção da ficociana dificulta o desenvolvimento de modelos semi-analíticos. O trabalho avaliou a utilização de um modelo empírico para a identificação qualitativa de florações de cianobactérias utilizando os sensores TM e ETM⁺ a bordo dos satélites Landsat 5 e 7. Cinco imagens foram adquiridas para a aplicação do modelo. Além das imagens foram utilizados dados coletados no reservatório de Guarapiranga, na região metropolitana de São Paulo, da contagem de cianobactéria (cel/mL), que foi utilizada como indicador de biomassa de cianobactéria. A análise dos valores do modelo sem a utilização dos fatores de calibração proposta para um lago temperado teve uma média correlação ($R^2=0.81$, $p=0.036$) já com a utilização dos mesmos fatores de calibração houve uma alta correlação com os valores da contagem de cianobactérias ($R^2=0.96$, $p=0.003$). O modelo empírico analisado mostrou-se capaz de ser utilizado como uma importante ferramenta para os tomadores de decisão, uma vez que fornece uma informação da distribuição horizontal das florações, que não pode ser obtida por meio das técnicas tradicionais de monitoramento.

Palavras chaves: fitoplankton, qualidade da água, saúde ambiental, imagens de satélite.

1. INTRODUCTION

River damming is a well-known process in the neo-tropical regions mainly due to its electricity generating potential, but also for its other uses such as leisure, navigation, fisheries and water supply (Tundisi et al., 2008). Unfortunately, damming usually causes ecological damage due to the changes in the natural state of the environment. Thus, this manmade aquatic system has its own hydrodynamic structure, which not only affects its water column's vertical and horizontal processes, but also its water quality (Tundisi et al., 2004) and biota distribution. However, changes in the water column structure are not the only factors responsible for the environmental impacts on the aquatic system. Other anthropogenic factors, such as the introduction of exotic species, watershed land cover and wastewater input also contribute to the degradation of the aquatic environment (Agostinho et al., 2008). Moreover, because of the irresponsible uses of water, mainly in urbanized regions, issues such as deforestation, loss of green areas, increased toxicity, accelerated eutrophication and changes in biodiversity lead to the deterioration of water quality (Straskraba and Tundisi, 1999). All of these problems are consequences of the lack of an adequate system of water governance, which negatively impacts the environment and human health (Tundisi, 2008).

Accelerated eutrophication of aquatic systems occurs because of the water's enrichment with vegetation nutrients (mainly nitrogen and phosphorus) and other pollutants (Mudroch, 1999). This process has been noticed worldwide and has been a concern for environmental and public health managers as well as for policy makers because it is very widespread, especially in regions that are rapidly urbanizing. For Azevedo et al. (2002), water bodies located in regions where waste water treatment does not keep pace with the speed of urban growth are more vulnerable to eutrophication. The occurrence of algae blooms are one of the main problems associated with this process, to include Harmful Algae Blooms (HABs) (Mudroch, 1999), which are a serious issue because of their capacity to produce toxins (Chorus and Bartram, 1999),

Cyanobacteria (or cyanophyta) is one of the most common phylum that occurs during algae blooms. Due to its color, it is also known as "blue-green algae". Many of the

cyanobacteria species are potentially toxic and thus are often present in HABs (Carmichael, 2001). Therefore, the cyanobacteria HABs (CHABs) contribute to aesthetic problems, impairs recreational use and has been responsible for the development of foul tastes and odors in water supplies (Bartram et al., 1999). In addition to these impacts, freshwater CHABs have been receiving increased attention due to their ability to produce toxins in aquatic systems used by humans (Falconer and Humpage, 2006). These toxins, also known as cyanotoxins, have been studied because of well-described and published incidents of animal poisoning. The first academic report of animal poisoning and death by CHABs was found in Francis (1878). Human poisoning attributed to CHABs toxins has been reported in Australia and the UK. It occurred after ingestion of contaminated drinking water and individual exposure to toxins by swimming and canoeing (Chorus and Bartram, 1999). Nevertheless, it is difficult to confirm human deaths by oral consumption of cyanotoxins, since food and water suppliers avoid testing for their presence. However, the first documented human deaths from a type of cyanotoxin called “hepatotoxin” occurred following intravenous exposure in a dialysis clinic in the city of Caruaru, Brazil, in 1996 (Carmichael et al., 2001). This outbreak was reported worldwide, drawing the attention of the media and public health authorities. Since this incident, monitoring of CHABs has become an important task for environmental and health managers.

However, the monitoring of CHABs is difficult since they vary in space and time. Traditional monitoring methods are based on water sampling and laboratory analysis and have been used to quantify cyanobacteria. Nevertheless, its spatial and temporal resolutions are often insufficient to monitor cyanobacteria biomass, especially during bloom conditions (Agha et al., 2012). Further, they are expensive, time consuming and the characteristics of their spatial and temporal heterogeneity are inadequate for monitoring large study areas (Gons, 1999). Remote sensing techniques are capable of overcoming these limitations (Prado et al., 2007). Gons (1999) observed that the use of remote sensing techniques was a time saving, cost-effective, and scientifically rewarding alternative. Accordingly, diverse studies have been using remote sensing to identify and quantify CHABs in inland waters. Initially remote sensing studies of CHABs used chlorophyll-*a* (chl-*a*) as an estimator of CHABs biomass (Reinart and Kutser, 2006). Recent studies have been using a unique pigment of cyanobacteria in inland water, the phycocyanin (PC), to estimate CHABs biomass through remote sensing techniques (Dekker, 1993; Schalles and Yacobi, 2000; Simis et al., 2005; 2007; Ruiz-Verdú et al., 2008).

São Paulo Metropolitan Region (RMSP) is one of the most important financial, commercial and industrial centers in Brazil. The rapid urbanization and population growth in the last 50 years has exceeded the provision of adequate sanitation (Beyruth, 2000). The consequence of this has been an accelerated eutrophication process, mainly in urban reservoirs, which affects the quality of their water. One of the main water supply reservoirs in RMSP is the Guarapiranga Reservoir that usually becomes infested with at least 48 different species of cyanobacteria (Sant'anna et al., 2007). This study explored the use of remote sensing techniques in order to identify and spatialize the CHABs in the Guarapiranga Reservoir. An empirical algorithm presented by Vincent et al. (2004) was applied in order to identify CHABs, which was validated by a cyanobacteria cell count from this tropical urban reservoir.

1.1. Remote sensing of water quality

Remote sensing of water quality is conducted optically, which enables the spatiotemporally comprehensive assessment of water quality parameters. Absorption, scattering and attenuation properties of a water body are thereby determined through the analysis of datasets of the visible domain of the solar reflective spectrum. Such optical

properties allow the estimation of primary production, turbidity, eutrophication, particulate and dissolved carbon contents, or the assessment of currents and algae blooms (IOCCG, 2008).

Due to the dependence on optical properties of water, aquatic systems have been classified in a bipartite scheme: case 1 and case 2 (Gordon and Morel, 1983). Case 1 refers to waters whose optical properties are dominated by phytoplankton and associated organic substances which co-vary to phytoplankton. Case 2 waters, on the other hand, may consist of a variety of independently mixed constituents, and have been called “optically complex” (Sun et al., 2009). Thus, for remote sensing purposes, the generic water constituent types are replaced by the three optically functional types: chl-*a*, non algal particles (NAP) and colored dissolved organic matter (CDOM).

One of the first studies of hydrologic optics on ocean waters was conducted by Gordon et al. (1975), and its importance has been enhanced since it became the first bio-optical ocean model. The study utilized a Monte Carlo simulation of the radiative transfer equation to relate the apparent optical properties (AOPs) to the inherent optical properties (IOPs) in oceanic waters containing optically active components (OAC), molecular water and chl-*a*. For inland waters, the first bio-optical model that related the AOPs to its IOPs was developed for Lake Ontario, Canada also using a Monte Carlo simulation of the radiative transfer equation and non-linear multivariate optimization analyses (Bukata et al., 1979).

Since these two studies, the development of empirical and semi-empirical bio-optical models to extract biological activity from remotely sensed data has been proposed. Some models were developed to retrieve PC concentrations. Ogashawara et al. (2013) evaluated the performance of a semi-empirical algorithms to estimate PC such as: baseline algorithm (DE93) (Dekker, 1993), a single reflectance band ratio algorithm (SC00) (Schalles and Yacobi, 2000), a nested semi-empirical band ratio algorithm (SI05) (Simis et al., 2005), a new single reflectance band ratio algorithm (MI09) (Mishra et al., 2009) and a three band algorithm (HU10) (Hunter et al., 2010). Thus, most of the research has been exploiting the PC absorption feature between 615 and 630 nm to develop empirical and semi-analytical models to detect presence of CHABs in water bodies. Nevertheless, few orbital sensors have a spectral band located at 620 nm to be used in the bio-optical models. Thus, Vincent et al. (2004) proposed an empirical algorithm using Landsat TM and ETM⁺ spectral bands to estimate PC concentration with an accuracy of 26%.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. Study site

The study was conducted in the RMSP during 2009. The climatologic data were collected by the meteorological station of the Institute of Astronomy, Geophysics and Atmospheric Sciences at the University of São Paulo (IAG/USP) located in the “Parque das Fontes do Ipiranga”, Southern Region, Água Funda, São Paulo – SP. Geographically, the meteorological station area corresponds to latitude 23° 39'S and longitude 46° 37'W. To the south are the reservoirs of Billings and Guarapiranga, which are responsible for supplying water to the RMSP. According to Morais et al. (2010), the maximum depths of each reservoir are 25 and 13 m, respectively, and are thus considered to be shallow reservoirs.

All of the analysis was conducted at Guarapiranga Reservoir (Figure 1), with an area of 33km² and an estimated volume of 194·10⁶ m³. It is located in the city of São Paulo, in an area that belongs to the Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP, 2012), which is responsible for drinking water treatment and distribution in the RMSP. The study site is in a tropical climate characterized by a wet summer and a cold and dry winter; the average air temperature is 20°C with a annual precipitation of 1355 mm

(EMBRAPA, 2014). This reservoir is used to supply drinking water for a population of approximately 6 million people (Mierzwa et al., 2012). Although it is important to the water supply of RMSP, water quality is monitored at only three sample points (Figure 1) no more than three times a week by traditional methods, which is insufficient to reveal the horizontal distribution of CHABs.

Figure 1. Guarapiranga Reservoir location in São Paulo State.

2.2. Remote Sensing Data

The remote sensing data used in this research were multi-temporal datasets from Landsat 5 and Landsat 7 (USGS, 2006a; 2006b; 2006c) satellites. We used cloud-free images acquired between January 2009 and June 2011 (Table 1). The Landsat Thematic Mapper (TM) and Landsat Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM⁺) datasets have a 30 meter spatial resolution in their multispectral bands that cover portions ranging from blue to mid-infrared regions of the electromagnetic spectrum.

The Landsat data were acquired from United States Geological Service (USGS) online database. The images used in this study cover an area measuring 180 km x 170 km and their position is defined by the Worldwide Reference System (WRS) of path (ground track parallel) and row (latitude parallel) coordinates (276/076) (Arvidson et al., 2006).

Table 1. Remote Sensing data used (satellite, sensor system, date, and year).

Satellite	Sensor	Year	Date
Landsat 7	ETM ⁺	2009	March 6 th
Landsat 5	TM	2010	April 18 th
Landsat 5	TM	2010	August 24 th
Landsat 5	TM	2011	April 21 st
Landsat 5	TM	2011	May 23 rd

2.3. Limnological Data

Water samples were collected three times a week by SABESP to calculate cyanobacteria density. The samples were taken from the surface at three different locations (Figure 1) in Guarapiranga Reservoir: water entrance (GU 101), middle of the reservoir (GU 104), and the entrance of the Parelheiros River (GU 107). The period analyzed was from January 1st, 2009 to May 31st, 2011.

The analysis of cyanobacteria density uses the processes described by the Technical Note L5.303 (CETESB, 2005). The samples were preserved with Lugol's iodine and the cell count for cyanobacteria strains was conducted using a Whipple grid eyepiece with a Sedgwick-Rafter chamber. The first one was used as an auxiliary tool in order to limit the area for cell counting. The chamber was used to place the sample and it was also used to determine the area used for determining the counting factor (Equation 1):

$$F = \frac{A}{a} \quad (1)$$

where:

F = counting factor;

A = chamber's area; and

a = analyzed area (Whipple grid)

The counting factor was used to calculate the volume of cyanobacteria by multiplying it by the number of cells found in the Whipple grid area. This operation gave the number of cells in 1 cm³ of sample preserved with Lugol's iodine

2.4. Radiometric Transformation

LANDSAT 7 ETM⁺ and LANDSAT 5 TM data were processed using the ENVI 4.8 image processing software from ITT Solutions. Each image was processed using the mask of Guarapiranga Reservoir. The images were converted in spectral radiance according to Equation 2 (Chander et al., 2009).

$$L_{\lambda} = \left(\frac{LMAX_{\lambda} - LMIN_{\lambda}}{Q_{calmax} - Q_{calmin}} \right) (Q_{cal} - Q_{calmin}) + LMIN_{\lambda} \quad (2)$$

where:

L_{λ} = Spectral radiance from each band [W/(m² sr μm)];

Q_{cal} = Pixel value after atmospheric correction [Digital Number (DN)];

Q_{calmin} = Minimum value of the pixel to be calibrated [ND];

Q_{calmax} = Maximum value of the pixel to be calibrated [ND]; $LMIN_{\lambda}$ and

$LMAX_{\lambda}$ = Spectral radiance parameters for each band [W/(m² sr μm)].

Following the proposed method of Vincent et al. (2004) a dark object subtraction (DOS), proposed by Chavez Jr. (1988), was applied to each band for atmospheric correction. This procedure assumes the existence of dark objects (zero or small surface reflectance) throughout a Landsat TM image. The minimum DN value in the histogram from the entire image is thus attributed to the effect of the atmosphere and is subtracted from all pixels. While the atmospheric correction of satellite water color imagery in sediment-laden and algal bloom

waters remains a challenge (Singh and Shanmugan, 2014) due to the inefficiency of present methods to accurately assess aerosol radiances in the near-infrared (NIR) bands and extrapolate these into the visible spectrum, the use of DOS was considered sufficient for our purpose of identifying CHABs.

The spectral radiance detected by the i^{th} spectral band sensor can be approximated by Equation 3 (Vincent et al., 2004):

$$L'_i = (L_i - \beta_i) \quad (3)$$

where:

L'_i = Dark object subtracted radiance [$\text{W}/(\text{m}^2 \text{ sr } \mu\text{m})$];

L_i = Spectral radiance from i^{th} band [$\text{W}/(\text{m}^2 \text{ sr } \mu\text{m})$];

β_i = minimum value of dark object [DN].

2.5. Bio-optical empirical modeling of phycocyanin

The empirical bio-optical model proposed by Vincent et al. (2004) is based on band ratio among the dark object subtracted radiances from equation 3. The empirical model is then based on 6 band ratios organized according to Equation 4.

$$PC \approx [A - (B(R31)) + (C(R41) - (D(R43)) - (E(R53)) + (F(R73)) - (G(R74))] \quad (4)$$

where:

PC = phycocyanin concentration ($\mu\text{g}/\text{L}$);

R_{ij} = spectral ratio among dark object subtracted radiances from band i and

j and A, B, C, D, E, F and G are calibration factors.

To validate the PC estimation from Landsat TM and ETM⁺ images, a linear regression analysis between the estimated PC concentration and the cyanobacteria cell count was conducted that should be considered as a proxy for PC concentrations or CHABs biomass. The empirical modeling of PC was used not to quantify the PC concentration in the reservoir, but to identify the main spots of CHABs in Guarapiranga Reservoir. Although it is a qualitative analysis, the horizontal distribution of CHABs can be useful for strategic decisions such as determining the location of water intakes.

3. RESULTS AND DISCUSSION

Figure 2 showed the spectral profile of reflectance at the top of the atmosphere for TM and ETM⁺ bands 1, 3 4, 5 and 7, used in this study. Each spectrum corresponds to the pixel over the SABESP station GU104; colors represent cyanobacteria's cell count as follows: red (23450 cells/ml), orange (5765 cells/ml), yellow (3615 cells/ml), green (2510 cells/ml), and blue (1282 cells/ml).

The five spectra showed the same pattern with a high reflectance in the blue region and an absorption in the others, mainly due to pure water absorption spectra. However, it is interesting to note that the absolute slope between band 1 and band 3 is higher (0.00023) for the spectrum with highest cyanobacteria density and lower (0.00011) for the spectrum with the lowest cyanobacteria density.

Figure 2. Reflectance spectra of GU104 station for the Landsat data used in this study.

When applying the relationships without the factors proposed by Vincent et al. (2004) (Equation 4) to the series of Landsat images listed above, we notice a medium relation ($R^2=0.81$, $p=0.036$) between the empirical algorithm values and cyanobacteria cell count (Figure 3a), which was used as a CHABs indicator as described by Mishra et al. (2009). However, if we applied the factors proposed by Vincent et al. (2004), the relationship between cell count and empirical algorithm values increased to an R^2 of 0.96 ($p=0.003$). Figure 3b shows the scatter plot of this relationship.

Figure 3. Scatter plot of cyanobacteria cell count and empirical algorithm values (A) without factors; (B) with factors.

According to the analysis of both applications of the empirical algorithm proposed by Vincent et al. (2004), we notice that a CHAB occurred on March 6, 2009. In this image it can be observed an extensive spatial distribution with high values of the empirical algorithm horizontally distributed. Figure 4 shows the Landsat image of March 6, 2009, with the empirical algorithm factors of Vincent et al. (2004) applied. The biological analysis of the cyanobacteria cell count for this day at the same point was 23450 cells per mL. This value is considered high since, according to Brazilian Resolution 357 from the National Environment Council (Brasil, 2005), the maximum cell count of cyanobacteria allowed for a water supply reservoir is 20000 cells per mL.

Figure 4. PC quantification from the application of the empirical algorithm in the remote sensing data.

The occurrence of CHAB on this date can be explained by the relationship between phytoplankton succession and meteorological factors over the RMSP (Morais et al., 2010). This relationship is based on a study conducted by Tundisi et al. (2004) stating that in a shallow reservoir the water quality as well as algae blooms are related to mixing and stratification processes in the water column. They also identify that *Microcystis* sp blooms can occur during the stratification process. In a recent study, Tundisi et al. (2010) proposed a model to forecast algae blooms based on the stability of the water column during the passing of cold fronts in tropical shallow reservoirs. Ogashawara et al. (2014) identified that on March 6, 2009 there was a western current acting over the RMSP. According to the authors, this western current occurred after the passing of a Polar Atlantic Front. This sequence of events (cold front passing and western current) was determinant to the occurrence of the cyanobacteria bloom since during this period there was an occurrence of a stratification process in the water column of the Guarapiranga Reservoir. Thus, combining the results presented by Ogashawara et al. (2014) and the information derived from the image used in this study, it is possible to infer the validation of the model proposed by Tundisi et al. (2010), which defined the period of cold front dissipation as the "beginning of a new cycle of stability with the increase of light and nutrients in the stable layer" and suggested that a consequence was the "beginning of cyanobacterial growth".

The spatial distribution of CHAB showed that the areas prone to algal bloom occurrence were near the water intake and in the middle of Guarapiranga Reservoir. This region was described as a priority area for water treatment in the second largest water system of RMSP (SABESP, 2012). This area is also important due to its recreational use for aquatic sports; there is therefore a high concentration of marinas and bathing beaches. Thus, the use of the empirical algorithm allowed the identification of priority areas not only for the treatment of water, but also to prevent human contamination. However, it cannot accurately quantify the PC concentration in the reservoir due to the lack of more effective calibration methods

suitable for the study area, a fact that justifies the need for more studies on aquatic remote sensing.

Finally, this study is also important due to the launch and operation of the newest Landsat satellite, developed by a cooperative effort called the Landsat Data Continuity Mission (LDCM), also known as Landsat 8 (Irons et al., 2012). In this satellite, there are two Earth observing sensors, the Operational Land Imager (OLI) and the Thermal Infrared Sensor (TIRS). A comparison between OLI and ETM⁺ is showed on Table 2.

Table 2. OLI and ETM⁺ spectral bands.

Bands	OLI spectral bands	ETM + spectral bands
	Band width (μm)	Band width (μm)
1	0.433–0.453	-
2	0.450–0.515	0.450–0.515
3	0.525–0.600	0.525–0.605
4	0.630–0.680	0.630–0.690
5	0.845–0.885	0.775–0.900
6	1.560–1.660	1.550–1.750
7	2.100–2.300	-
8	0.500–0.680	2.090–2.350
9	1.360–1.390	-

Nota: Adapted from Irons et al. (2012).

Although OLI and ETM⁺ do not have the same spectral bands, the band widths are very similar from which it can be inferred that OLI bands could be used to parameterize an empirical model for the identification of CHABs. The use of OLI is also interesting since USGS has decided to distribute this data free of charge directly from its Internet site. This policy of providing data at no cost has increased the number of studies using satellite images and developing new methods and algorithms.

4. CONCLUSIONS

CHABs have been a concern for human health mainly after the incident at a dialysis clinic in Caruaru City. As a result, studies have continually examined various potential bloom-causing conditions mainly in urban reservoirs due to their importance to the water supply. Guarapiranga Reservoir is an important aquatic system for RMSP not only because of the water supply, but also for energy production, leisure, and the practice of aquatic sports.

Our work employed LANDSAT TM and ETM⁺ remote sensing data to qualitatively map CHABs in a freshwater reservoir from space, following the empirical model proposed by Vincent et al. (2004). Although the empirical model was calibrated for a temperate lake, it was able to accurately ($R^2=0.96$, $p=0.003$) relate to CHAB's indicators (cyanobacteria cell count values). Cyanobacteria cell count was analyzed for five different dates using *in situ* data from SABESP. The evaluation of this empirical algorithm for tropical turbid waters was an important contribution to tropical inland water remote sensing due to the lack of tropical specific studies and associated algorithm development. This study also contributes to the monitoring of water quality as a tool for quickly identifying regions affected by CHAB.

However, more research is needed to provide calibration methods for tropical waters and for different seasons.

5. REFERENCES

- AGHA, R.; CIRÉS, S.; WORMER, L.; DOMÍNGUEZ, J.A.; QUESADA, A. Multi-scale strategies for the monitoring of freshwater cyanobacteria: Reducing the sources of uncertainty. **Water Research**, v. 46, p. 3043 - 3053, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.005>
- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 1119-1132, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>
- ARVIDSON, T.; GOWARD, S.; GASCH, J.; WILLIAMS, D. Landsat-7 long-term acquisition plan: development and validation. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 72, n. 10, p. 1137-1146, 2006.
- AZEVEDO, S. M. F. O.; CARMICHAEL, W. W.; JOCHIMSEN, E. M.; RINEHART, K. L.; LAU, S.; SHAW, G. R. et al. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru - Brazil. **Toxicology**, n. 181-182, p. 441 - 446, 2002. [http://dx.doi.org/10.1016/S0300-483X\(02\)00491-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0300-483X(02)00491-2)
- BARTRAM, J.; CARMICHAEL, W.W.; CHORUS, I.; JONES, G.; SKULBERG, O.M. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Eds.). **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. London: UNESCO/WHO/UNEP, 1999. Chap. 1. p.12-24.
- BEYRUTH, Z. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Hydrobiologia**, n. 424, p. 51-65, 2000. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1003944726346>
- BUKATA, R. P.; JEROME, J. H.; BRUTON, J. E.; JAIN, S. C. Determination of inherent optical properties of Lake Ontario coastal waters. **Applied Optics**, v. 18, n. 23, p. 3926 - 3932, 1979. <http://dx.doi.org/10.1364/AO.18.003926>
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 357 de 17 março 2005**. Available at: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Access in: 28 Sep. 2012.
- CARMICHAEL, W. W. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: “The CyanoHABs”. **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 7, p. 1393-1407, 2001. <http://dx.doi.org/10.1080/20018091095087>
- CARMICHAEL, W. W.; AZEVEDO, S. M. F. O.; AN, J. S.; MOLICA, R. J. R.; JOCHIMSEN, E. M.; LAU, S. et al. Human fatalities from Cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. **Environmental Health Perspectives**, v. 109, n. 7, p. 663-668, 2001.
- CHANDER, G.; MARKHAN, B. L.; HELDER, D. L. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM⁺, and EO-1 ALI sensors. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, p. 893 - 903, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2009.01.007>

- CHAVEZ JR., P. S. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. **Remote Sensing of Environment**, v. 24, n. 3, p. 459-479, 1988. [http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90019-3](http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(88)90019-3)
- CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Eds.). **Toxic Cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. London: UNESCO/WHO/UNEP, 1999.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO - SABESP. **Complexo metropolitano**. Available at: <<http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=36>> Access in: 01 Oct. 2012.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. São Paulo. **Norma técnica L5.303**. São Paulo, 2005. Available at: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/servicos/normas/pdf/L5303.pdf>>. Access in: 26 Sep. 2012.
- DEKKER, A. G. **Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing**, 1993. 222p. PhD. (Thesis) - Vrije Universiteit, Amsterdam, 1993.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMPBRAPA. **Banco de dados climáticos do Brasil**. Available in: <<http://www.bdclima.cnpm.embrapa.br>>. Access in: May 2014.
- FALCONER, I. R.; HUMPAGE, A. R. Cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water supplies: cylindrospermopsins. **Environmental Toxicology**, v. 21, n. 4, p. 299-304, 2006. <http://dx.doi.org/10.1002/tox.20194>
- FRANCIS, G. Poisonous Australian Lake. **Nature**, v. 18, p. 11-12, 1878. <http://dx.doi.org/10.1038/018011d0>
- GONS, H. J. Optical Teledetection of Chlorophyll-a in turbid inland waters. **Environmental Science & Technology**, v. 33, n. 7, p. 1127-1132, 1999. <http://dx.doi.org/10.1021/es9809657>
- GORDON, H. R.; BROWN, O. B.; JACOBS, M. M. Computed relationships between the inherent and apparent optical properties of a flat homogeneous ocean. **Applied Optics**, v. 14, n. 2, 1975. <http://dx.doi.org/10.1364/AO.14.000417>
- GORDON, H. R.; MOREL, A.Y. **Remote assessment of ocean color for interpretation of satellite visible imagery: a review**. New York: Springer-Verlag, 1983.
- HUNTER, P. D.; TYLER, A. N.; CARVALHO, L.; CODD, G. A.; MABERLY, S. C. Hyperspectral remote sensing of cyanobacterial pigments as indicators for cell populations and toxins in eutrophic lakes. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, p. 2705-2718, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2010.06.006>
- INTERNATIONAL OCEAN-COLOUR COORDINATING GROUP - IOCCG. Why ocean colour? The societal benefits of ocean-colour technology. In: PLATT, T.; HOEPFFNER, N.; STUART, V.; BROWN, C. (Eds.). **Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group**, No. 7. Dartmouth: IOCCG, 2008.
- IRONS, J. R.; DWYER, J. L.; BARSÍ, J. A. The next Landsat satellite: the Landsat Data continuity mission. **Remote Sensing of Environment**, v. 122, p. 11 - 21, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2011.08.026>

- MIERZWA, J. C.; SILVA, M. C. C.; VERAS, L. R. V.; SUBTIL, E. L.; RODRIGUES, R.; LI, T.; LANDENBERGER, K. R. Enhancing spiral-wound ultrafiltration performance for direct drinking water treatment through operational procedures improvement: A feasible option for the Sao Paulo Metropolitan Region. **Desalination**, v. 307, p. 68-75, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2012.09.006>
- MISHRA, S.; MISHRA, D. R.; SCHLUCHTER, W. M. A novel algorithm for predicting phycocyanin concentrations in Cyanobacteria: a proximal hyperspectral remote sensing approach. **Remote Sensing**, v.1, p. 758-775, 2009. <http://dx.doi.org/10.3390/rs1040758>
- MORAIS, M. A.; CASTRO, W. A. C.; TUNDISI, J. G. Climatologia de frentes frias sobre a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), e sua influência na limnologia dos reservatórios de abastecimento de água. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.25, n.2, 205-217, 2010.
- MUDROCH, A. (Ed.). **Planning and management of lakes and reservoirs, an integrated approach to Eutrophication**. Shiga: UNEP International Environmental Technology Centre, 1999. (Tech. Publ. Ser. 11).
- OGASHAWARA, I.; ZAVATTINI, J. A.; TUNDISI, J. G. The climatic rhythm and blooms of Cyanobacteria in a tropical reservoir in São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, (in press).
- OGASHAWARA, I.; MISHRA, D. R.; MISHRA, S.; CURTARELLI, M. P.; STECH, J. L. A performance review of reflectance based algorithms for predicting Phycocyanin concentrations in inland waters. **Remote Sensing**, v. 5, p. 4774 - 4798, 2013. <http://dx.doi.org/10.3390/rs5104774>
- PRADO, R. B.; NOVO, E. M. L. M.; PEREIRA, M. N. Avaliação da dinâmica do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica de contribuição para o reservatório de Barra Bonita - SP. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 59, n. 2, 2007.
- REINART, A.; KUTSER, T. Comparison of different satellite sensors in detecting cyanobacterial bloom events in the Baltic Sea. **Remote Sensing of Environment**, v. 102, p. 74 - 85, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2006.02.013>
- RUIZ-VERDÚ, A.; SIMIS, S. G. H.; HOYOS, C.; GONS, H. J.; PEÑA-MARTÍNEZ, R. An evaluation of algorithms for the remote sensing of cyanobacterial biomass. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, p. 3996-4008, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2007.11.019>
- SANT'ANNA, C. L.; MELCHER, S. S.; CARVALHO, M. C.; GEMELGO, M. P.; AZEVEDO, M. T. P. Planktic Cyanobacteria from upper Tietê Basin reservoirs, SP, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 1, p. 1 - 15, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042007000100002>
- SCHALLES, J. F.; YACOBI, Y. Z. Remote detection and seasonal patterns of phycocyanin, carotenoid, and chlorophyll pigments in eutrophic waters. **Archives Hydrobiologica Special Issues on Advanced Limnology**, v. 55, p. 153-168, 2000.
- SIMIS, S. G. H.; PETERS, S. W. M.; GONS, H. J. Remote sensing of the cyanobacterial pigment phycocyanin in turbid inland water. **Limnology and Oceanography**, v. 50, p. 237-245, 2005. <http://dx.doi.org/10.4319/lo.2005.50.1.0237>

- SIMIS, S. G. H.; RUIZ-VERDU, A.; DOMINGUEZ, J. A.; PENA-MARTINEZ, R.; PETERS, S. W. M.; GONS, H. J. Influence of phytoplankton pigment composition on remote sensing of cyanobacterial biomass. **Remote Sensing of Environment**, v. 106, p. 414-427, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2006.09.008>
- SINGH, R. K.; SHANMUNGAN, P. A novel method for estimation of aerosol radiance and its extrapolation in the atmospheric correction of satellite data over optically complex oceanic waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 142, p. 188-206, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2013.12.001>
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Reservoir water quality management**: guidelines of lake management. Kusatsu: International Lake Environmental Committee, 1999. Vol. 9. 227 p.
- SUN, D.; Li, Y.; WANG, Q.; GAO, J.; LV, H.; LE, C. et al. Light scattering properties and their relation to the biogeochemical composition of turbid productive waters: a case study of Lake Taihu. **Applied Optics**, v. 48, n. 11, p. 1979-1989, 2009. <http://dx.doi.org/10.1364/AO.48.001979>
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ARANTES JUNIOR, J. D.; TUNDISI, J. E. M.; MANZINI, N. F.; DUCROT, R. The response of Carlos Botelho (Lobo, BROA) Reservoir to the passage of cold fronts as reflected by physical, chemical, and biological variables. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 1, p. 177-186, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842004000100020>
- TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 7-16, 2008.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. E. M. Reservoirs and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 1119-1132, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842008000500020>
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; PEREIRA, K. C.; LUZIA, A. P.; PASSERINI, M. D.; CASTRO, W. C. C. et al. Cold fronts and reservoir limnology: an integrated approach towards the ecological dynamics of freshwater ecosystems. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3 (suppl.), p. 815-824, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842010000400012>
- UNITED STATES. Geological Survey – USGS. **Landsat Project**. 2006a. Available at: <<http://landsat.usgs.gov>>. Access in: 08 Mar. 2013.
- UNITED STATES. Geological Survey – USGS. Earth Resources Observation and Science - EROS. **Landsat Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM⁺)**. 2006b. Available at: <http://eros.usgs.gov/#/Find_Data/Products_and_Data_Available/ETM>. Access in 08 Mar. 2013.
- UNITED STATES. Geological Survey – USGS. Earth Resources Observation and Science - EROS. **Landsat Thematic Mapper (TM)**. 2006c. Available at: <http://eros.usgs.gov/#/Find_Data/Products_and_Data_Available/TM>. Access in 08 Mar. 2013.

VINCENT, R. K.; QIN, X.; McKAY, R. M. L.; MINER, J.; CZAJKOWSKI, K.; SAVINO, J. et al. Phycocyanin detection from LANDSAT TM data for mapping cyanobacterial blooms in Lake Erie. **Remote Sensing of Environment**, v. 89, p. 381 - 392, 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2003.10.014>

Antimicrobial resistance in bacteria isolated from aquatic environments in Brazil: a systematic review

doi: 10.4136/ambi-agua.1343

Received: 18 Mar. 2014; Accepted: 26 May 2014

Ermeton Duarte do Nascimento; Magnólia Fernandes Florêncio de Araújo*

Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Natal, RN, Brasil

Department of Microbiology and Parasitology

*Corresponding author: e-mail: magffaraujo@gmail.com,

ermeton_duarte@yahoo.com.br

ABSTRACT

This article discusses antibiotic resistance in bacteria isolated from aquatic environments in Brazil, taking into account isolation sites, the main reported antimicrobial agents, the genes involved in resistance, the most prevalent bacterial genera and species, and the main mechanisms of resistance. This review is based upon specialized literature, consulting published scientific articles selected from the SciELO, PubMed and LILACS databases. Based upon the inclusion criteria, we selected 21 articles, most (61.6%) were from PubMed, with the highest prevalence for work done in the Southeast region (71.4%) in freshwater environments (71.4%), and the major focus on farm ponds (28.6%). Gram-negative bacteria are the most studied (71.4%) and the *Aeromonas* spp. was the one found most frequently (19.0%). The most frequently used antimicrobials were chloramphenicol (81.0%), gentamicin (76.2%), sulpha/trimethoprim (71.4%), ampicillin (61.9%) and tetracycline (71.4%); and the ones with higher prevalence of resistance were chloramphenicol (58.8%), sulpha/trimethoprim (78.5%) and ampicillin (84.6%). It was found that studies on resistance in other aquatic environments have not yet been conducted in Brazil, especially in the North and Northeast regions, where irregular rainfall distribution leads to the use of reservoirs as supply sources during the dry season, highlighting concerns regarding the quality, contamination and maintenance of these resources, as the water is intended for human use or for production purposes.

Keywords: microorganisms, antibiotic resistance, water pollution.

Resistência antimicrobiana em bactérias isoladas de ambientes aquáticos no Brasil: uma revisão sistemática

RESUMO

Este artigo tem como objetivo discutir a resistência antimicrobiana em bactérias isoladas de ambientes aquáticos no Brasil, levando em conta os locais de isolamento, os principais agentes antimicrobianos relatados, os genes envolvidos na resistência, os gêneros e espécies bacterianas mais prevalentes e os principais mecanismos de resistência presentes. Trata-se de uma revisão bibliográfica sistemática baseada em literatura especializada por meio de consulta a artigos científicos publicados e selecionados através de busca em bancos de dados

da SciELO, PubMed e LILACS. Após o uso dos critérios de inclusão foram selecionados 21 artigos, a maioria (61,6%) do PubMed, com maior prevalência para os trabalhos realizados na região sudeste (71,4%), em ambientes de água doce (71,4%), e com o maior foco para os tanques de cultivo (28,6%). As bactérias Gram-negativas foram as mais estudadas (71,4%) e a espécie *Aeromonas* spp. foi a mais encontrada (19,0%) nesses estudos. Os antimicrobianos mais frequentemente utilizados foram cloranfenicol (81,0%), gentamicina (76,2%), sulpha/trimetropim (71,4%), ampicilina (61,9%) e tetraciclina (71,4%). E os de maior prevalência de resistência foram cloranfenicol (58,8%), sulpha/trimetropim (78,5%) e ampicilina (84,6%). Percebeu-se que estudos futuros sobre a resistência em outros ambientes aquáticos ainda precisam ser realizados no Brasil, principalmente na região Norte e Nordeste, onde a distribuição irregular das chuvas leva a utilização dos reservatórios como fontes de abastecimento durante o período de estiagem e assim as preocupações quanto aos níveis de qualidade, contaminação e manutenção desses recursos assumem grande importância, à medida que a água é destinada à utilização humana ou para fins produtivos.

Palavras-chave: microrganismos, resistência antibiótica, poluição da água.

1. INTRODUCTION

Bacterial resistance to antimicrobials is a genetic phenomenon caused by genes within the organism that encode different biochemical mechanisms and prevent the action of these drugs (Aminov, 2009; Gonzalez-Candelas et al., 2011). Nowadays, both in developed and developing countries, antimicrobial resistance is a concern and an epidemiological problem (Chandran et al., 2008).

In the early 90s resistant pathogens characteristic of the hospital environment were first observed, causing infections in healthy individuals. The biggest concern regarding these infections was the identification of a bacterium resistant to antimicrobial agents in aquatic environments, since these environments are used for various purposes.

The problem with antimicrobial resistance in the aquatic environment is even more serious because some bacteria have the ability to transfer their genes to others, including to those of different species living in the same environment, and there are reports of conjugative and translational plasmid transfers between microbial strains resistant to antibiotics, isolated in these environments (Hatha et al., 1993).

In this context, considering that Brazil has a large variety of aquatic environments, the purpose of this paper is to describe and systematically analyze works recently published about this phenomenon in various databases.

2. MATERIALS AND METHODS

This study consisted of a systematic review, conducted between June and September of 2013, in which scientific articles in LILACS, SciELO and PubMed databases were consulted. The search was limited to articles published from 1988 to 2013 and used the key words "water", "antibiotic" and "resistance", proposed by the *Virtual Health Library*. The search for key words was done not only in English, but also in Portuguese and Spanish.

The review included all studies that had as their main focus any kind of resistance to antimicrobials (antibiotics, semi synthetic and/or chemotherapeutic) in bacteria isolated from Brazilian aquatic environments. Studies that did not have resistance as the main focus were excluded, as were those whose source environment of bacterial isolation was not water, those that only cited the resistance in the body text, those that were conducted in another country other than Brazil, those conducted with any organism other than bacteria, and those that found bacterial resistance to other pharmacological groups different from antimicrobials.

The goal was to compare and discuss antibiotic resistance in bacteria isolated from aquatic environments in Brazil, observing the main aquatic environments where these microorganisms had been isolated, the main reported antimicrobial agents, the genes involved in resistance, the genera, the most prevalent bacterial species and the main resistance mechanisms present.

3. RESULTS AND DISCUSSION

A total of 1014 publications were found in the databases consulted during the period from June to September of 2013, and out of these, after the exclusion criteria were applied, twenty-one publications, nineteen articles, a dissertation and a doctoral thesis were selected. Thirteen of them (61.9%) were published in PubMed, five (23.8%) in LILACS and three (14.3%) in SciELO. The publications are concentrated between the years of 1995 and 2012, being 2008 the year with the highest percentage (19%). Among the Brazilian states where there were the greatest numbers of studies on the subject, Rio de Janeiro (38.1%), Minas Gerais (19.0%) and São Paulo (14.3%) stand out. During this period, in the northeast region of Brazil, only three articles were published (14.3%) in the states of Ceará and Rio Grande do Norte (Table 1). Altogether, 71.4% of them have involved isolation of bacteria from freshwater and the most studied environment was the water used in tanks for the cultivation of fish or shrimp (28.6%). The group of Gram-negative bacteria has been the most studied (71.4%) and the *Aeromonas* spp. was the one most frequently found in these studies (19.0%). The classic techniques for bacterial identification presented themselves as the most frequent among the analyzed studies (85.7%) and the disk diffusion method was the most frequently used (71.4%) to characterize the susceptibility profile of isolated microorganisms (Table 2).

Table 1. Database, type, year of publication and study sites of the articles surveyed during the period from June to September 2013.

Characteristics	N	%
Database		
SciELO	3	14.3
LILACS	5	23.8
PubMed	13	61.9
Type of Publication		
Scientific Article	19	90.5
Other (Masters Dissertation and Doctoral Thesis)	2	9.5
Year of Publication		
1995, 2000, 2001, 2007, 2009	1 each	4.8 each
2004, 2010, 2012	2 each	9.5 each
2006, 2011	3 each	14.3 each
2008	4	19.0
States where the studies were made		
Rio de Janeiro	8	38.1
Minas Gerais	4	19.0
São Paulo	3	14.3
Paraná	2	9.5
Ceará	2	9.5
Rio Grande do Norte	1	4.8
In two different states	1	4.8
Total	21	100.0

Table 2. Environmental and methodological characteristics identified in the articles published during the period from June to September of 2013.

Characteristics	N	%
Type of water researched		
Fresh water	15	71.4
Brackish water	0	0
Salt water	2	9.5
Freshwater and saltwater	1	4.8
Freshwater and brackish water	0	0
Salt water and brackish water	1	4.8
Freshwater, brackish and saltwater	2	9.5
Aquatic environments		
Lake	1	4.8
Pond	1	4.8
Ocean	3	14.3
Sewage treatment plant	4	19.0
Cultivation Tank	6	28.6
Two different environments	2	9.5
Three or more different environments	2	9.5
Others	2	9.5
Group of isolated bacteria		
Gram-positive	2	9.5
Gram-negative	15	71.4
Gram-positive and Gram-negative	4	19.0
Techniques for isolation and identification		
Manual	18	85.7
Semi automated	1	4.8
Automated	0	0
Two or more techniques	2	9.5
Antimicrobial susceptibility testing		
Disk diffusion	15	71.4
E-test	0	0
MIC (Minimum Inhibitory Concentration)	5	23.8
Joint	1	4.8
Total	21	100.0

Adding all the analyzed articles, 44 different antimicrobial agents were tested, being the most common: chloramphenicol (81.0%), gentamicin (76.2%), sulpha/trimethoprim (71.4%), ampicillin (61.9%) and tetracycline (71.4%). These are also those with the highest resistance prevalence: chloramphenicol (58.8%), gentamicin (31.2%), sulpha/trimethoprim (78.5%), ampicillin (84.6%) and tetracycline (53.3%) (Figure 1).

Figure 1. Susceptibility profile of the majority of antimicrobials tested in the surveyed articles.

The emergence of antimicrobial-resistant bacteria in aquatic environments has increased considerably (Miyake et al., 2003). During the last 25 years in Brazil, resistant bacteria have already been identified in river waters (De Mondino et al., 1995; Souza et al., 2000; Falcão et al., 2004), lakes and ponds; (De Mondino et al., 1995; Falcão et al., 2004; Pontes et al., 2009; Salloto et al., 2012) and in the sea (De Mondino et al., 1995; Falcão et al., 2004; Cardonha et al., 2004; De Oliveira and Pinhata, 2008; De Oliveira et al., 2010). Bacteria were also identified in sewage treatment stations (Prado et al., 2008; Souza et al., 2000; Ribeiro, 2011), in the water of tanks used for aquaculture (Hirsch et al., 2006; Pereira Júnior et al., 2006; Lima et al., 2006; Ribeiro et al., 2010; Ribeiro, 2011; Resende et al., 2012) and, even more worryingly, in drinking water (Silva et al., 2008).

A study conducted in Lakes Dom Helvécio, Gambazinho and Jacaré in Rio Doce/MG that compared samples from two different periods (2003 and 2005) in the same environments found a prevalence of 97% of Gram-negative bacteria and only 3% of Gram-positive bacteria for all lakes; but the frequency of multi-resistant phenotypes varied between environments and periods, and showed an increased number of these phenotypes between the periods studied for each lake, indicating that the phenomenon of resistance has grown in these environments (Pontes et al., 2009).

In another study of lake and river waters, conducted in Araraquara, in the State of São Paulo, a prevalence of 50% of multi-resistance among the bacterial strains was found, and most of them seemed to be resistant to ampicillin (one semi synthetic penicillin) and various cephalosporins (Falcão et al., 2004). In a study carried out with river water in the city of Rio de Janeiro, the authors also found resistance to penicillin for *Bacteroides fragilis*, but with an index of 100% for this class of drug (Souza et al., 2000).

Surface water can be contaminated by various sources, including urban or farm runoff, discharges from wastewater treatment facilities, excreta of wild animals or even rain water. Human exposure to this contaminated water, such as by ingesting drinking water or during recreational activities, is a significant route for intestinal pathogens (Cardonha et al., 2004).

Environmental contamination is directly linked to population growth. To the extent that the population grows, anthropogenic impacts affect lakes, rivers and coastal ecosystems, mainly due to the discharge of sewage and chemical compounds, such as pesticides, in addition to hormones and antibiotics that are widely used in human and veterinary clinical practice (Salloto et al., 2012).

The main source of antibiotics in aquatic environments comes from the discharge of wastewater, disposal of waste and aquaculture (Ding and He, 2010), and the increased levels of antimicrobial resistance among bacterial strains isolated from polluted aquatic environments, particularly in developing countries, which may be an indicative of overuse or misuse of antimicrobial agents in these environments (Souza et al., 2000).

In Brazil, most studies of bacterial antimicrobial resistance relate to water aquaculture (Hirsch et al., 2006; Pereira Junior et al., 2006; Lima et al., 2006; Ribeiro et al., 2010; Rebouças et al., 2011; Resende et al., 2012). In a study done with eight tilapia fish farms, in the Alto of Rio Grande region, Minas Gerais, bacteria were isolated from cultivation water, from the body surface area and renal parenchymal of the fish. All of the isolated bacteria were resistant to antimicrobials, with a multi-resistance index of 42.6% (Hirsch et al., 2006). More worrying results were found by Lima et al. (2006) in Lavras/MG, where a rate of 83% multi-resistance has been identified in bacteria isolated from the tilapia water, the food used for the animals, as well as the body surface, the intestinal content and the fillets of fish caught for slaughter. All of this was identified and showed a higher prevalence of resistance to erythromycin (24%) and ampicillin (23%). In the same study comparison between the water used to supply the tanks and the water that was already in the cultivation tank was performed; a smaller number of microorganisms were isolated from the water supply, suggesting that the creation environment favors the increase of bacterial populations.

In the city of Rio de Janeiro, in a work which included the production of fertilizers for agriculture in a farm of fish culture supplied by sewage water that was pretreated by sedimentation, microorganisms were isolated in 100% of the samples from fish and vegetables and 93.3% of produced organic fertilizers, with an index of multi-resistance of 37.7%, with a higher prevalence for sulpha/trimethoprim (64.2%) and tetracycline (57.1%) (Ribeiro et al., 2010). According to the authors, in recent decades the use of wastewater in agriculture and aquaculture has grown, along with the increase in construction of culverts and sewages in urban areas, especially in arid and semi-arid areas, thus increasing the cost benefit relation of food production. In some cases, the treated wastewater has been used as water for cultivation, as a better alternative to replace the use of local surface contaminated water. The authors further argue that aquatic bacteria can be reservoirs for *tet* (M) and *tet* (S) genes, conferring resistance to tetracyclines and also other resistance profiles may be associated with the fact that it is not possible to completely remove all substances discharged into the environment, including antimicrobials, which leads to the selective pressure of these organisms and the emergence of resistance.

Another source for the study of antimicrobial resistance in bacteria isolated from aquatic environments is the analysis of the water of the sewage treatment plant, and some works in Brazil have been developed for this purpose. In Rio de Janeiro/RJ, in a study carried out with water from the hospital sewage treatment plant, the production of extended spectrum beta-lactamase (an enzyme that degrades beta-lactam antibiotics, i.e., penicillins) was found in 46.5% of *Klebsiella pneumoniae* isolated strains, showing a 26% rate of multi-resistance (Prado et al., 2008). According to the authors, various toxic substances, radioisotopes, hormones, drugs, heavy metals and pathogenic microorganisms, including bacteria with antimicrobial resistance may be found in sewage water issuing from health services. A worrisome note is that, in the studied treatment plant, there was only incomplete removal of

pathogenic microorganisms that remain in effluents and these can contaminate other water sources.

According to De Oliveira and Pinhata (2008), although there have been recent studies aiming to describe the pattern of distribution of antibiotic-resistant bacteria in freshwater, estuarine water, water distribution systems and sewage, there are few studies in the marine environment and coastal zone. And in a study conducted by these authors in the city of São Vicente, located in Santos Lowland (Baixada Santista), São Paulo, *Enterococcus* spp. were isolated in 94.2% of the samples of sea water and sand. Of these, 51.9% were resistant to some antimicrobials, predominantly erythromycin and streptomycin.

This same study shows that other studies have demonstrated that beach sand can act as a reservoir and/or vector for a variety of diseases and that, although it is a fundamental part of recreational activities in the coastal environment, it has been largely neglected from the point of view of public health (De Oliveira and Pinhata, 2008).

All researched articles conducted tests with antimicrobials; there were a total of 44 different antimicrobial agents tested in the 21 articles evaluated. There was no uniformity of frequency of antimicrobials among the articles. Few studies have tested the same drugs. The same 17 antimicrobials and five antibiotics were repeated in more than 15 articles, they are ampicillin, chloramphenicol, gentamycin, tetracycline, and sulpha/trimethoprim. Among the most tested antimicrobials, those with the highest prevalence of resistance to identified bacteria are chloramphenicol (58.8%), sulpha/trimethoprim (73.3%) and ampicillin (84.6%).

In a work performed in the city of Maringá/PR, a prevalence of 91% of ampicillin resistance was found in bacteria isolated from various aquatic environments (Scoaris et al., 2008), and in another study conducted in three rivers in the state of Ceará a frequency of 64.52% of intermediate resistance to this antimicrobial was found (Rebouças et al., 2011). Ampicillin resistance is usually associated with genes located on plasmids and some works developed in other countries have also found similar results (Pontes et al., 2009).

Only three studies investigated genes of antimicrobial resistance, two in Rio de Janeiro and one in Minas Gerais; all studied how genes encode resistance to beta-lactam antibiotics (Table 2). Souza et al. (2000), in Rio de Janeiro, working with strains of *Bacteroides fragilis* isolated from the aquatic environment, researched the *cfiA* gene, which encodes a metallo-beta-lactamase, identified only in clinical specimens of *B. fragilis* from France, United States and United Kingdom, and contrasted the results with those of clinical samples of hospital environments in Brazil, finding a similar resistance profile among hospital and environmental strains.

Also in the city of Rio de Janeiro, Chagas (2011) researched the *bla_{KPC}*, *bla_{TEM}*, *bla_{SHV}* and *bla_{CTX-M}* genes, coding extended spectrum beta-lactamase, in the treatment of hospital sewage and found a prevalence of 43% of these resistance genes isolated from the strain.

In Minas Gerais, in the Rio Doce Basin, the occurrence of the *bla_{TEM1}* gene in cultivable Gram-negative bacteria isolated from environments exposed to anthropogenic activity was studied. This gene also encodes the production of a beta-lactamase. A predominance of nearly a 100% association between the resistance to ampicillin and the presence of the gene was found (Pontes et al., 2009) (Table 3).

In most of the studies published during the investigation period, the Gram-negative bacteria were the most prevalent microorganisms, almost all of them belonging to the Enterobacteriaceae family, which contains the group of coliforms (De Mondino et al., 1995; Souza et al., 2000; Falcão et al., 2004; Lima et al., 2006; Pereira Júnior et al., 2006; Hirsch et al., 2006; Scoaris et al., 2008; Prado et al., 2008; Silva et al., 2008; Pontes et al., 2009; Ribeiro et al., 2010; Rebouças et al., 2011; Ribeiro, 2011; Resende et al., 2012; Salloto et al., 2012), however, Gram-positive bacteria were also isolated (De Oliveira and Pinhata, 2008; Oliveira et al., 2010; Salloto et al., 2012).

Table 3. Antimicrobial resistance genes surveyed in the assessed work.

Location/ Year	Source	Isolated Species	Gene/Resistance Mechanism	Profile of resistance	Reference
RJ/2000	River and sewage treatment station	<i>Bacteroides fragilis</i>	<i>CfiA</i> Production of a metallo- β -lactamase	PEN, CFO, CLI, MET	Silva and Souza et al. (2000)
MG/2009	Lake	<i>Acinetobacter</i> spp. <i>Enterobacter</i> spp. <i>Pseudomonas</i> spp. <i>Aeromona</i> spp. <i>Erwinia</i> spp. <i>Stenotrophomonas</i> spp. <i>Morganella</i> spp. <i>Serratia</i> spp. <i>Moraxella</i> spp. <i>Staphylococcus</i> spp. <i>Lactococcus</i> spp.	<i>bla</i> -TEM1 Production of a β - lactamase	AMP	Pontes et al. (2009)
RJ/2011	Sewage treatment station	<i>Escherichia coli</i> <i>Klebsiella pneumoniae</i> <i>Enterobacter cloacae</i> <i>P. aeruginosa</i> <i>A. baumannii</i> <i>Aeromonas</i> spp.	<i>bla</i> -KPC Production of a β - lactamase <i>bla</i> -TEM Production of a β - lactamase <i>bla</i> -SHV Production of a β - lactamase <i>bla</i> -CTX-M Production of a β - lactamase	CFO, MER, CAZ, CFL, CTX, AMI, CIP, SUT, COM, PPT	Chagas, 2011

Nota: PEN = penicillin, CFO = cefoxitin, MER = meropenem, CLI = clindamycin, MET = metronidazole, AMP = ampicillin, CAZ = Ceftazidime, CFL = cephalothin, CTX = cefotaxime, AMI = amikacin, CIP = ciprofloxacin, SUT = sulpha/trimethoprim CPM = cefepime, PPT = piperacillin/tazobactam.

The *Enterococcus* spp. was the most prevalent among the Gram-positive (De Oliveira and Pinhata, 2008; Oliveira et al., 2010; Resende et al., 2012) and the *Aeromonas* spp. was the most prevalent among the Gram-negative and among all surveyed works (Hirsch et al., 2006; Pereira Júnior et al., 2006; Scoaris et al., 2008; Pontes et al., 2009; Ribeiro et al., 2010; Ribeiro, 2011). Only one reported study found the isolation of the *V. cholerae* (Reboças et al., 2011).

In Lavras/MG, in a study conducted with surface water, out of all the isolated bacteria, 44% belonged to the Gram-negative group (Lima et al., 2006). However, in another study in the city of Leopoldina, also in the state of Minas Gerais, a prevalence of 76.16% for Gram-negative was found, with 47.91% belonging to the *Enterobacteriaceae* family (Resende et al., 2012).

The prevalence of Gram-negative in the aquatic environment has been already reported, especially those of the coliform group. More than 50% of the diseases caused by

contaminated water are associated with bacteria from the intestinal micro biota, such as *Enterobacteriaceae* and the coli form group. The contamination of these environments reflects the poor quality, hygiene and sanitization of the water. Also, 4% of all deaths and 5.7% of all infectious diseases in the world are associated with contaminated water (Salloto et al., 2012).

Several studies of water found similar data for *Aeromonas* spp. In Alto of the Rio Grande region, MG, the highest percentage of isolated *Aeromonas* (70%) was from an aquaculture reservoir water and the most prevalent species were *A. jandaei* and *A. hydrophila* with 26.67% and 25.33% respectively (Hirsch et al., 2006). The interest in the study of this organism is directly connected to aquaculture because this bacterium is recognized as a pathogen of fish, which can cause severe hemorrhagic septicemia, with serious economic losses (Ribeiro et al., 2010). These findings explain the greater amount of works focused on aquaculture and the interest in the isolation of *Aeromonas* spp. in Brazil.

The isolation of *Aeromonas* spp. and the interest in their identification can also be attributed to the fact that human exposure to contaminated water by this pathogen, through ingestion or even direct contact, has been associated with various infections, especially in immune-compromised individuals (Pereira Júnior et al., 2006; Ribeiro et al., 2010) elderly and children (Scoaris et al., 2008).

Resistance mechanisms discussed in the works are mostly focused on the production of enzymes that degrade antimicrobials, such as beta-lactamases, and some studies have calculated the index of Multiple Antibiotic Resistance (MAR), defined as a/b , where "a" is defined as the number of antimicrobials to which the isolated was resistant and "b" the number of antimicrobials to which the isolated was exposed, and microorganisms with multiple antimicrobial resistance were found in all works (Lima et al., 2006; Hirsch et al., 2006; Resende et al., 2012). This index can be considered an excellent tool for analyzing the dissemination of resistant bacteria in a given population (Pontes et al., 2009).

In this context, considering that the environmental contamination by antimicrobial agents can select, in the environmental micro biota, resistant bacterial strains, and these resistance genes can be passed to human pathogens (Ribeiro et al., 2010), the study of antimicrobial resistance in water environments can help us understand the process of transference of resistance genes among isolated bacteria.

Studies on antimicrobial resistance made in Brazil, evaluated in the last 25 years, clearly reflect the focus of attention given to the economic issues of aquaculture activities. One may consider that large losses in the sector, generated by infectious processes, have driven attention this way. Future studies of resistance in other aquatic environments must still be performed in Brazil, mainly in the North and Northeast regions, where irregular rainfall distribution leads to a shortage of water during dry periods, and turns the tanks into the main sources of supply during the dry season. Thus, concerns about levels of quality, contamination and maintenance of water resources in these areas are very important, as the water is intended for human use or for productive purposes

4. CONCLUSIONS

The qualitative and quantitative analysis of studies on bacterial resistance to antimicrobial agents in aquatic environments in Brazil show that the focus of most research is based on economic reason, caused by large losses that infectious processes cause to surveyed resources. The largest number of studies on resistance in aquaculture farms, mostly for the identification of *Aeromonas* species, is one example. The reduced number of works in the North/Northeast region arouses concern, since, in these areas, the stored water that is used in the dry season can lead to transmission of pathogenic and possibly multi-resistant species.

5. REFERENCES

- AMINOV, R. I. Minireview - The role of antibiotics and antibiotic resistance. **Environmental microbiology**, v. 11, n. 12, p. 2970–2988, 2009. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1462-2920.2009.01972.x>
- CARDONHA, A. M. S. et al. Fecal pollution in water from storm sewers and adjacent seashores in Natal, Rio Grande do Norte, Brazil. **International microbiology: the official journal of the Spanish Society for Microbiology**, v. 7, n. 3, p. 213–8, set. 2004.
- CHAGAS, T. P. G. **Deteção de bactérias multirresistentes aos antimicrobianos em esgoto hospitalar no Rio de Janeiro**. 2011. 147f. Dissertação (Mestrado em Medicina Tropical) - Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2011.
- CHANDRAN, A. et al. Prevalence of multiple drug resistant Escherichia coli Serotypes in a tropical estuary, India. **Microbes and Environments**, v. 23, n. 2, p. 153–158, 2008. <http://dx.doi.org/10.1264/jsme2.23.153>
- DE MONDINO, S. S. B.; NUNES, M. P. I.; RICCIARDI, LVAN D. Occurrence of Plesiomonas shigelloides in water environments of Rio de Janeiro City. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 90, n. 1, p. 1–4, 1995.
- DE OLIVEIRA, A. J. F. C.; DE FRANÇA, P. T. R.; PINTO, A. B. Antimicrobial resistance of heterotrophic marine bacteria isolated from seawater and sands of recreational beaches with different organic pollution levels in southeastern Brazil: evidences of resistance dissemination. **Environmental monitoring and assessment**, v. 169, n. 1-4, p. 375–84, out. 2010. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-009-1180-6>
- DE OLIVEIRA, A. J. F. C.; PINHATA, J. M. W. Antimicrobial resistance and species composition of Enterococcus spp. isolated from waters and sands of marine recreational beaches in Southeastern Brazil. **Water research**, v. 42, n. 8-9, p. 2242–50, abr. 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2007.12.002>
- DING, C.; HE, J. Effect of antibiotics in the environment on microbial populations. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 87, n. 3, p. 925–41, jul. 2010. <http://dx.doi.org/10.1007/s00253-010-2649-5>
- FALCÃO, J. P. et al. Virulence characteristics and epidemiology of Yersinia enterocolitica and Yersiniae other than Y. pseudotuberculosis and Y. pestis isolated from water and sewage. **Journal of applied microbiology**, v. 96, n. 6, p. 1230–6, jan. 2004. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2672.2004.02268.x>
- GONZALEZ-CANDELAS, F. et al. The Evolution of Antibiotic Resistance. **Genetics and Evolution of Infectious Diseases**, p. 305–337, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-384890-1.00012-1>
- HATHA, A. A. M.; GOMATHINAYAGAM, P.; LAKSHMANAPERUMALSAMY, P. Incidence of multiple antibiotic resistant Escherichia coli in the Bhavani River. **World journal of microbiology & biotechnology**, v. 9, n. 5, p. 609–10, set. 1993. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00386309>
- HIRSCH, D. et al. Identificação e resistência a antimicrobianos de espécies de Aeromonas Móveis isoladas de peixes e ambientes aquáticos. **Ciência Agrotecnica**, v. 30, n. 6, p. 1211–1217, 2006.

- LIMA, R. M. S. et al. Resistência a antimicrobianos de ambiente de criação e filés de tilápias do nilo (*Oreochromis niloticus*). **Ciência Agrotecnica**, v. 30, n. 1, p. 126–132, 2006.
- MIYAKE, D.; KASAHARA, Y.; MORISAKI, H. Distribution and Characterization of Antibiotic Resistant Bacteria in the Sediment of Southern Basin of Lake Biwa. **Microbes and Environments**, v. 18, n. 1, p. 24–31, 2003.
- PEREIRA JÚNIOR, J. D. et al. Concentração inibitória mínima de oxatetraciclina para isolados de *Aeromonas hydrophila* obtidos de diferentes fontes. **Ciência Agrotecnica**, v. 30, n. 6, p. 1190–1195, 2006.
- PONTES, D. S. et al. Multiple antimicrobial resistance of gram-negative bacteria from natural oligotrophic lakes under distinct anthropogenic influence in a tropical region. **Microbial ecology**, v. 58, n. 4, p. 762–72, nov. 2009. <http://dx.doi.org/10.1007/s00248-009-9539-3>
- PRADO, T. et al. Detection of extended-spectrum beta-lactamase-producing *Klebsiella pneumoniae* in effluents and sludge of a hospital sewage treatment plant. **Letters in applied microbiology**, v. 46, n. 1, p. 136–41, jan. 2008. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-765X.2007.02275.x>
- REBOUÇAS, R. H. et al. Antimicrobial resistance profile of *Vibrio* species isolated from marine shrimp farming environments (*Litopenaeus vannamei*) at Ceará, Brazil. **Environmental research**, v. 111, n. 1, p. 21–4, jan. 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2010.09.012>
- RESENDE, J. A. et al. Multidrug-Resistance and Toxic Metal Tolerance of Medically Important Bacteria Isolated from an Aquaculture System. **Microbes and Environments**, v. 27, n. 4, p. 449–455, 2012. <http://dx.doi.org/10.1264/jsme2.ME12049>
- RIBEIRO, R. V. **Avaliação de sistema de cultivo integrado, a partir da reciclagem de águas residuais submetidas a tratamento primário: pesquisa de espécies dos gêneros Salmonella, Shigella, Vibrio e Aeromonas**. 2011. 93f. Tese (Doutorado em Microbiologia) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.
- RIBEIRO, R. V. et al. Incidence and antimicrobial resistance of enteropathogens isolated from an integrated aquaculture system. **Letters in applied microbiology**, v. 51, n. 6, p. 611–8, dez. 2010. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-765X.2010.02946.x>
- SALLOTO, G. R. B. et al. Pollution impacts on bacterioplankton diversity in a tropical urban coastal lagoon system. **PloS one**, v. 7, n. 11, p. e51175, jan. 2012. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0051175>
- SCOARIS, D. D. O. et al. Virulence and antibiotic susceptibility of *Aeromonas* spp. isolated from drinking water. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 93, n. 1-2, p. 111–22, 2008. <http://dx.doi.org/10.1007/s10482-007-9185-z>
- SILVA, M. E. Z. et al. Characterisation of potential virulence markers in *Pseudomonas aeruginosa* isolated from drinking water. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 93, n. 4, p. 323–34, 2008. <http://dx.doi.org/10.1007/s10482-007-9209-8>
- SOUZA, W. G. S. et al. Resistance profile of *Bacteroides fragilis* isolated in Brazil. Do they shelter the *cfiA* gene? **The Journal of antimicrobial chemotherapy**, v. 45, n. 4, p. 475–81, abr. 2000.

Estado trófico em uma seção do rio Catolé Grande sob diferentes níveis de vazão

doi: 10.4136/ambi-agua.1231

Received: 25 Oct. 2013; Accepted: 22 Apr. 2013

**Luciano Vieira Barreto¹; Micael de Souza Fraga^{2*}; Flávia Mariani Barros¹;
Felizardo Adenilson Rocha³; Jhones da Silva Amorim¹;
Stênio Rocha de Carvalho¹; Paulo Bonomo¹; Danilo Paulúcio da Silva¹**

¹Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB), Itapetinga, BA, Brasil

²Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, MG, Brasil
Departamento de Engenharia Agrícola

³Instituto Federal da Bahia (IFBA), Vitória da Conquista, BA, Brasil

*Autor correspondente: e-mail: micaelfraga@yahoo.com.br,
lucianoengenheiroambiental@yahoo.com.br, mariamariani@yahoo.com.br,
felizardoar@hotmail.com, jhones_sa@hotmail.com, steniophn@hotmail.com,
bonomopaulo@gmail.com, danilopaulucio@gmail.com

RESUMO

Este estudo teve como objetivo avaliar, por meio de duas metodologias distintas, o estado trófico do rio Catolé Grande sob diferentes níveis de vazão em uma seção transversal próxima ao ponto onde a água é captada para abastecer a cidade de Itapetinga no estado da Bahia, Brasil. As amostras de água foram coletadas em diferentes meses, correspondendo a diferentes níveis de vazão. A classificação do estado trófico rio Catolé Grande foi realizada usando as duas metodologias distintas, ambos com base no valor de fósforo. A vazão foi com base no produto da velocidade pela área da seção transversal. Os resultados mostraram classificações tróficas muito altas na seção avaliada, com os maiores índices de estado trófico associados a maiores níveis de vazão. A classificação da seção foi hipertrófica entre janeiro e julho de 2011, pelas duas metodologias, no entanto, no período de agosto a novembro, do mesmo ano, houve diferenças na classificação trófica. Considerando-se a média de todo o período de estudo, a seção avaliada foi classificada como hipereutrófica, independentemente da metodologia utilizada.

Palavras-chave: monitoramento, qualidade de água, eutrofização.

Trophic state in the Catolé Grande River under different streamflow rates

ABSTRACT

This study evaluated the trophic state of Catolé Grande River under different streamflow levels in a cross section near the uptake point for the water supply of the town of Itapetinga, in

Bahia State, Brazil. Water samples were collected in different months, corresponding to different streamflow levels. The Catolé Grande River's trophic state classification was performed using two distinct methodologies, both based on phosphorus content. The streamflow was calculated by the product of velocity by cross section area. The results showed very high trophic classifications at the evaluated section, with the high levels of trophic status associated with high streamflows. The water classification at this section was hypertrophic between January and July of 2011, by both methodologies; however, from August to November of the same year, there were differences in trophic classification. Considering the average of the entire study period, the section was classified as hypereutrophic, regardless of the methodology used.

Keywords: monitoring, water quality, eutrofization.

1. INTRODUÇÃO

O carreamento de parte dos fertilizantes utilizados em culturas agrícolas e a grande carga de efluentes residenciais e industriais têm levado corpos hídricos a uma condição de desequilíbrio em termos de disponibilidade de nutrientes. Quando em concentrações superiores àquelas consideradas como normal nos meios aquáticos, os nutrientes podem provocar mudanças em suas características, podendo afetar os diversos usos da água, os quais vão desde a preservação das vidas aquáticas até o consumo humano, fenômeno este, conhecido como eutroficação antrópica (Farage et al., 2010).

O nitrogênio e o fósforo presentes nos rios e lagos são nutrientes de grande importância à cadeia alimentar. Conforme Esteves (1998), o fósforo é considerado um importante poluente de cursos de água, principalmente águas superficiais continentais.

O fósforo, em níveis exercíveis na água, favorece o crescimento de algas e plantas que interferem na utilização da água para consumo humano ou recreação. Dentre os fatores que influenciam a eutrofização, além das concentrações de fósforo e nitrogênio, podem ser citados a velocidade da água, a vazão, a turbidez, a profundidade do curso de água, a temperatura, entre outros (Lamparelli, 2004; Mansor, 2005).

Em sistemas agrícolas, a utilização inadequada de adubos orgânicos e minerais pode provocar o excesso de importantes nutrientes nos solos, que podem chegar aos cursos d'água devido a processos como lixiviação e escoamento superficial (Corriveau et al., 2009).

Determinar o estado trófico de um corpo hídrico é fundamental para obtenção de informações sobre o mesmo. Nesse contexto, o índice de estado trófico (IET) é amplamente utilizado em diversos trabalhos. Esse índice estabelece níveis de trofia em relação às concentrações de fósforo total e clorofila, possibilitando a classificação das águas em classes tróficas. Segundo Lamparelli (2004), dentre as variáveis estabelecidas para cálculo do IET, o fósforo total é a mais importante, pois este nutriente é, na maioria das vezes, o fator limitante para a produção primária.

Basicamente, o estado trófico de um corpo de água pode ser classificado como oligotrófico, mesotrófico e eutrófico, podendo haver subdivisões.

Ambientes oligotróficos podem ser entendidos como aqueles que apresentam baixas concentrações de nutrientes e baixas produtividades primárias. Ambientes mesotróficos apresentam produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis na maioria dos casos. Ambientes eutróficos apresentam alto nível de produtividade e são ricos em matéria orgânica e elementos minerais (nutrientes), tanto em suspensão quanto na região bentônica (Mansor, 2005).

Um dos impactos mais preocupantes da aceleração do processo de eutrofização é o aumento da probabilidade de ocorrência de florações de algas, principalmente as cianobactérias potencialmente tóxicas, as quais podem alterar a qualidade das águas, sobretudo no que tange ao abastecimento público.

Em um estudo sobre a qualidade das águas córrego Rico em Jaboticabal-SP, utilizando o IET, Zanini et al. (2010) encontraram águas com baixa classificação trófica na região da nascente. No médio córrego Rico, após lançamentos de fontes pontuais de contaminação, como esgotos domésticos e efluentes de suinocultura, ocorreu um aumento nos valores de IET, ocasionado provavelmente devido à grande quantidade de fósforo total nestes efluentes. No terceiro ponto de coleta os autores ressaltam que o IET diminuiu, provavelmente devido à diluição do fósforo e pelo fenômeno da autodepuração do curso de água.

Alves et al. (2012), estudando a qualidade das águas e o estado trófico do rio Arari na Ilha de Marajó, encontraram altos valores de trofia para o rio em estudo. Os autores salientam que a alta classificação também foi consequência das grandes quantidades de nutrientes nas águas, principalmente o fósforo total. Porém, o mesmo alega que o rio Arari está em processo de eutrofização natural, pois os lançamentos de efluentes e as contaminações antrópicas ainda são muito incipientes.

A caracterização do estado trófico de cursos d'água torna-se essencial, uma vez que permite avaliar a efetividade das ações de gerenciamento implementadas, bem como estabelecer medidas pertinentes e corretivas necessárias. Diante disso, o objetivo deste trabalho foi avaliar o estado trófico em uma seção transversal do rio Catolé Grande, em função da vazão, por meio de duas metodologias, bem como verificar a influência da vazão nos valores do índice de estado trófico.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização da área de estudo

O local do presente estudo está situado no rio Catolé Grande, sendo esta pertencente a bacia do rio Pardo. Considerando o sistema de projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), a bacia está contida na zona 24, entre os paralelos N: 8380000 – 8226000 e meridianos E: 300000 – 385000, estando integralmente localizada na região sudoeste da Bahia.

O rio Catolé Grande nasce no planalto de Vitória da Conquista, próximo à cidade de Barra do Choça, e dirige-se à calha do rio Pardo, no sentido Nordeste-Sudeste, com seção de controle a jusante à cidade de Itapetinga.

Para o estudo foi utilizada uma seção transversal do rio Catolé Grande de aproximadamente 28 metros de largura (Figura 1). Esta fica à aproximadamente 50 metros, a montante, do ponto de coleta de água para abastecimento público no município de Itapetinga, Bahia.

A seção transversal do rio Catolé Grande em estudo se situa na região do baixo Catolé. Segundo Lima e Pinto (2011) a porção drenada pelo baixo curso do rio Catolé Grande é caracterizada por níveis altimétricos que variam de 260 a 400 metros, apresentando relevo plano a suavemente ondulado. O clima varia de semi-árido a sub-úmido, com solos predominantemente do tipo Argissolos Vermelho Amarelos com pequenas manchas de floresta estacional decidual. No que tange as atividades econômicas, a região do baixo Catolé é ocupada pela atividade agropastoril extensiva

Figura 1. Seção transversal do rio Catolé Grande em estudo.

2.2. Metodologia de coleta e análise das amostras de água

As coletas foram realizadas em oito campanhas anuais. Estas foram feitas no verão (07/01/2011 e 11/02/2011), outono (15/04/2011 e 14/05/2011), inverno (10/07/2011 e 20/08/2011) e na primavera (02/10/2011 e 05/11/2011). Para cada data de amostragem foram realizadas três repetições em cada ponto.

Na seção transversal em estudo foram definidos três pontos de coleta de amostras de água: margem esquerda do rio (e), centro do rio (c) e margem direita do rio (d).

As amostragens de água foram realizadas por integração vertical com o auxílio de um amostrador de sedimentos em suspensão, modelo UDSH-48, sendo posteriormente acondicionadas em garrafas apropriadas e preservadas segundo metodologia descrita em APHA et al. (2005). Em seguida, estas amostras foram transportadas diretamente para o Laboratório de Solos da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, onde foram efetuadas as análises.

Em cada amostra foram quantificadas as concentrações de fósforo total (PT) de acordo com a metodologia descrita em Matos (2004).

2.3. Determinação da vazão do rio Catolé Grande

As medições das velocidades e da área da seção transversal do rio Catolé Grande foram realizadas em todas as coletas de campo.

A velocidade da água em cada ponto de amostragem foi determinada com o auxílio de um molinete hidrométrico. As posições horizontais e verticais do molinete, para a determinação da velocidade média, foram definidas de acordo com a largura e profundidade do curso de água, conforme metodologias descritas em Almeida (2006) (Tabela 1) e Pruski et al. (2006) (Tabela 2), respectivamente.

Tabela 1. Largura do curso d'água e intervalo entre as distancias horizontais recomendáveis para o posicionamento do molinete.

Largura do curso d'água (m)	Intervalo (m)
Até 3	0,20
3 a 6	0,50
6 a 15	1,00
15 a 30	2,00
30 a 80	4,00
80 a 150	6,00
150 a 250	8,00
>250	12,00

Tabela 2. Profundidade recomendada para o posicionamento do molinete de acordo com a profundidade do perfil do curso d'água (H) e as equações para cálculo da velocidade média (VM).

Profundidade do rio (m)	Profundidade da medição (m)	Equação para o cálculo da VM
$H \leq 0,60$	0,6H	$VM_{0,2H}$
$0,60 \leq H \leq 1,20$	0,2H e 0,8H	$(VM_{0,2H} + VM_{0,8H})/2$
$1,20 \leq H \leq 2,00$	0,2H 0,6H e 0,8H	$(VM_{0,2H} + 2VM_{0,6H} + VM_{0,8H})/4$

A área da seção transversal foi obtida por meio de levantamento batimétrico local. A vazão do curso de água foi obtida pelo produto da velocidade média do escoamento pela área da seção transversal.

2.4. Determinação do índice de estado trófico

Duas metodologias relacionadas à variável fósforo foram empregadas para a classificação do nível de trofia no rio Catolé Grande. A primeira refere-se à proposta por Carlson (1977) modificado por Toledo Jr. et al. (1983), conforme a Equação 1, para ambientes lênticos de clima tropical.

$$IET_T = 10 \times \left(6 - \left\{ \frac{\ln[80,32/PT]}{\ln 2} \right\} \right) \quad (1)$$

em que:

IET_T : índice de estado trófico em relação à variável fósforo total para ambientes lênticos segundo metodologia proposta por Carlson (1977) e modificado por Toledo Jr. et al. (1983);

PT: concentração de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$).

Para classificar os níveis tróficos conforme a modificação de Toledo Jr. et al. (1983), foram adotadas as categorias apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3. Valores dos limites das concentrações de fósforo total para os diferentes níveis tróficos, segundo o sistema de classificação proposto por Carlson (1977) e modificado por Toledo Jr et al. (1983).

Estado trófico	Ponderação
Ultraoligotrófico	$IET \leq 24$
Oligotrófico	$24 < IET \leq 44$
Mesotrófico	$44 < IET \leq 54$
Eutrófico	$54 < IET \leq 74$
Hipereutrófico	$IET > 74$

Fonte: Adaptado de Toledo Jr. et al.(1983); Barros (2008).

A segunda refere-se à metodologia proposta por Lamparelli (2004), que diferencia o índice de estado trófico para ambientes lênticos e lóticos (Equação 2), como também propõe uma nova classificação trófica observada na Tabela 4.

$$IET_L = 10 \times \left(6 - \left\{ \frac{0,42 - 0,36 \times [\ln PT]}{\ln 2} \right\} \right) - 20 \quad (2)$$

em que:

IET_L : Índice de estado trófico em relação à variável fósforo total para ambientes lóticos segundo metodologia proposta por Lamparelli (2004);

PT: concentração de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$).

Tabela 4. Valores dos limites das concentrações de fósforo total para os diferentes níveis tróficos (Lamparelli, 2004).

Estado trófico	Ponderação
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$IET > 67$

Fonte: Adaptado de Lamparelli (2004).

Comparando os valores de IET, obtidos pelas Equações 1 e 2, com os valores das Tabelas 3 e 4, foram feitas as classificações do estado trófico para o local avaliado no rio Catolé Grande.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 5 estão apresentados, para cada data de coleta, os valores das vazões, os valores dos índices dos estados tróficos (IET) relacionados à variável fósforo total, bem como suas respectivas classificações tróficas.

Tabela 5. Concentrações de fósforo total, valores do IET e estados tróficos, segundo as metodologias propostas por Toledo Jr et al. (1983) e Lamparelli (2004), correspondentes às coletas no lado direito (d), centro (c) e lado esquerdo (e) da seção transversal do rio Catolé Grande e suas respectivas vazões.

Mês da coleta	Vazão (m ³ s ⁻¹)	PT (µg L ⁻¹)	IET (Toledo Jr. et al., 1983)	Classificação Trófica	IET (Lamparelli, 2004)	Classificação trófica
Jan (d)	8,17	1800	104,86	Hipereutrófico	72,87	Hipereutrófico
Jan (c)		1800	104,86	Hipereutrófico	72,87	Hipereutrófico
Jan (e)		1300	100,17	Hipereutrófico	71,18	Hipereutrófico
Média		1633,33	103,46	Hipereutrófico	72,36	Hipereutrófico
Fev (d)	6,47	1600	103,16	Hipereutrófico	72,26	Hipereutrófico
Fev (c)		200	73,16	Eutrófico	61,46	Eutrófico
Fev (e)		1100	97,76	Hipereutrófico	70,31	Hipereutrófico
Média		966,67	95,89	Hipereutrófico	69,64	Hipereutrófico
Abr (d)	7,97	4200	117,08	Hipereutrófico	77,27	Hipereutrófico
Abr (c)		200	73,16	Eutrófico	61,46	Eutrófico
Abr (e)		900	94,86	Hipereutrófico	69,27	Hipereutrófico
Média		1766,66	104,59	Hipereutrófico	72,77	Hipereutrófico
Mai (d)	8,29	5200	120,16	Hipereutrófico	78,38	Hipereutrófico
Mai (c)		800	93,16	Hipereutrófico	68,66	Hipereutrófico
Mai (e)		3900	116,02	Hipereutrófico	76,89	Hipereutrófico
Média		3300	113,61	Hipereutrófico	76,02	Hipereutrófico
Jul (d)	6,58	2200	107,16	Hipereutrófico	73,91	Hipereutrófico
Jul (c)		700	91,24	Hipereutrófico	67,97	Hipereutrófico
Jul (e)		200	73,16	Eutrófico	61,46	Eutrófico
Média		1033,33	96,85	Hipereutrófico	69,99	Hipereutrófico
Ago (d)	5,08	120	65,79	Eutrófico	58,81	Mesotrófico
Ago (c)		120	65,79	Eutrófico	58,81	Mesotrófico
Ago (e)		55	54,54	Eutrófico	54,75	Mesotrófico
Média		98,33	62,92	Eutrófico	57,77	Mesotrófico
Out (d)	5,58	400	83,16	Hipereutrófico	65,06	Supereutrófico
Out (c)		300	79,01	Hipereutrófico	63,56	Hipereutrófico
Out (e)		500	86,38	Hipereutrófico	66,22	Supereutrófico
Média		400	83,16	Hipereutrófico	65,06	Supereutrófico
Nov (d)	3,98	200	73,16	Eutrófico	61,46	Eutrófico
Nov (c)		100	63,16	Eutrófico	57,86	Mesotrófico
Nov (e)		200	73,16	Eutrófico	61,46	Eutrófico
Média		166,66	70,53	Eutrófico	60,51	Eutrófico
Média p.	6,51	1170,62	98,65	Hipereutrófico	70,64	Hipereutrófico

De acordo com os dados apresentados, as maiores vazões ocorreram nas coletas realizadas em maio e janeiro, correspondentes às estações do outono e verão, enquanto a menor vazão ocorreu na coleta realizada em novembro, correspondente à primavera.

Analisando a classificação trófica, não houve diferença em relação às duas diferentes metodologias para as coletas realizadas em janeiro, fevereiro, abril, maio, julho e novembro. A classificação trófica foi diferente, em relação às duas metodologias utilizadas, apenas para os meses de agosto e outubro.

Nas coletas realizadas em agosto, enquanto a qualidade da água foi classificada como eutrófica pelo índice de Carlson (1977) modificado por Toledo Jr. et al. (1983), pela metodologia de Lamparelli (2004) foi classificada como mesotrófica. Já nas coletas realizadas em outubro, o IET foi hipereutrófico pelo índice de Carlson (1977) modificado por Toledo Jr. et al. (1983) e supereutrófico pela metodologia de Lamparelli (2004).

Nota-se que a metodologia proposta por Carlson (1977) modificado por Toledo Jr. et al. (1983) tende a classificar o rio em classe de trofia superior à metodologia proposta por Lamparelli (2004). Este fato se deve devido a versão de Lamparelli (2004) ter sido desenvolvida a partir de dados de ambientes lóticos, pois estes admitem maiores concentrações de fósforo total em seu ambiente devido ao fato da perda de nutrientes em seu ambiente ser maior do que em ambientes lênticos.

No período de janeiro a julho, pela classificação do IET, a seção do rio foi tida como hipereutrófica, já para o mês de outubro, a água foi classificada como eutrófica. Ambas as classificações foram independente da metodologia utilizada.

É importante ressaltar que a utilização de um índice simplificado de estado trófico e o estabelecimento de limites para as variáveis avaliadas são vantajosos, devido à utilização de variáveis de simples determinação e baixo custo analítico, como fósforo total, além de possibilitarem uma compreensão mais fácil do que um índice probabilístico. No entanto, para sua aplicação, é necessária uma avaliação criteriosa de sua composição (Lamparelli, 2004).

Segundo a resolução CONAMA nº 357/2005, para que um curso d'água esteja enquadrado como classe 2, avaliando apenas a concentração de fósforo, é necessário que a concentração de fósforo total seja inferior a $100 \mu\text{g L}^{-1}$ em ambientes lóticos (Brasil, 2005). Nota-se que, em todas as amostragens, as concentrações de fósforo total observadas foram superiores aos valores estabelecidos pela referida resolução, este fato também foi observado por Barros (2008) para as águas do rio Turvo Sujo, MG.

Segundo Chapman (1992), as concentrações de fósforo, na maioria das águas naturais, encontram-se com concentrações entre $5 \mu\text{g L}^{-1}$ e $20 \mu\text{g L}^{-1}$, valores bem inferiores aos encontrados neste estudo.

Ainda de acordo com a Tabela 5, verifica-se que a concentração do fósforo total apresentou comportamento crescente em função do aumento da vazão, sendo esses valores refletidos no aumento do grau de trofia. Segundo Farage (2010), este aumento no aporte de fósforo total no corpo de água é justificável pelo mecanismo do escoamento superficial, frequentemente ocorrido nos períodos chuvosos, principalmente, em solos desprovidos de vegetação ou com predominância de cobertura rasteira. Esta condição possibilita o carreamento de grandes quantidades de material de solo para os corpos hídricos, aumentando os valores das concentrações de fósforo total. Segundo Koski-Vahala e Hartikainen (2001) e McDowell et al. (2001), em ambientes lóticos, o aumento das concentrações do fósforo também é causado pela ressuspensão dos sedimentos ocasionado pela turbulência da água.

Avaliando o Rio Turvo Sujo, Barros (2008) encontrou maiores concentrações de fósforo total no período chuvoso. Farage et al. (2010) avaliando trechos do rio Pomba, Silva et al. (2010) avaliando o rio São Francisco Falso e Cunha et al. (2008) avaliando o rio Canha também obtiveram o mesmo tipo de resultado. No presente trabalho, o comportamento sazonal do fósforo foi semelhante ao observado pelos autores supracitados.

Contudo, em uma avaliação das concentrações de nutrientes em diversos rios do estado de São Paulo, Lamparelli (2004) indicou, em seu estudo, que não há diferença significativa entre as concentrações de fósforo total, referente às águas de 35 rios avaliados, para os períodos seco e chuvoso. A mesma autora ainda salienta que, embora as chuvas contribuam para o aumento do escoamento superficial e, conseqüentemente, para o incremento das concentrações de fósforo nos corpos hídricos, as chuvas também provocam um aumento do volume de água nos rios, aumentando assim o potencial de diluição de cargas poluidoras. Essa fato também foi observado por Cunha et al. (2008) para o rio Pariquera-Açu, uma vez que os autores não conseguiram encontrar um padrão definido para a variação sazonal nas concentrações de fósforo total.

Os centros populacionais situados às margens do rio Catolé Grande também contribuem para aumento na concentração de fósforo. Para o ponto em estudo, destaca-se a forte influência do município de Itapetinga. Verifica-se que a degradação da qualidade da água se deve às atividades agropecuárias da região, que interferem na cobertura da terra, bem como aos resíduos gerados pela população urbana, que se traduzem em fontes difusas e pontuais de poluição.

Segundo Smith e Schindler (2009), a eutrofização pode levar à alteração no sabor, no odor, na turbidez e na cor da água, bem como a redução do oxigênio dissolvido, provocando crescimento excessivo de plantas aquáticas, mortandade de peixes e outras espécies aquáticas, além do comprometimento das condições mínimas para o lazer na água.

As concentrações de fósforo conduzem à classificação do rio Catolé Grande como um ambiente com alto grau de trofia, para ambas as metodologias utilizadas. Deste modo deve-se estar atento aos riscos que poderão ser causados pela eutrofização, já que a área em questão está localizada próxima à estação de captação de água para abastecimento.

4. CONCLUSÕES

Tendo por base os resultados obtidos e ponderando as condições em que o estudo foi realizado, conclui-se que:

Os valores de fósforo total encontrados ficaram bem acima dos valores estabelecidos pela resolução CONAMA nº 357/2005 para rios classe 2, exceto para o mês de agosto.

As maiores concentrações de fósforo estão associadas a maiores valores de vazão, apesar das vazões mais baixas também terem indicado altos graus de trofia.

Os valores do IET, para a seção avaliada do rio Catolé Grande, foram indicativos de estado de eutrofização, com tendência à hipereutrofização na maioria dos meses avaliados.

A metodologia proposta por Carlson (1977) modificado por Toledo Jr. et al. (1983) tendeu a classificar o rio em classe de trofia superior à metodologia proposta por Lamparelli (2004).

Observando a média anual dos valores de fósforo total, a seção avaliada do rio Catolé Grande foi classificada como hipereutrófica, independente da metodologia utilizada.

5. REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, T. V. D. **Índice de qualidade da água e coeficientes de autodepuração de trechos do rio Pomba**. 2006. 68 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.
- ALVES, I. C. C.; EL-ROBRINI, M.; SANTOS, M. L. S.; MONTEIRO, S. M.; BARBOSA, L. P. F.; GUIMARÃES, J. T. F. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). *Acta Amazonica*, v. 42, n. 1, p. 115–124, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672012000100014>

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION - WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19. ed. New York, 2005. 1268 p.
- BARROS, F. M. **Dinâmica do nitrogênio e do fósforo e estado trófico nas águas do rio Turvo Sujo**. 2008. 193 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, 2005.
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, p. 361-369, 1977.
- CUNHA, D. G. F.; FALCO, P. B.; CALIJURI, M. C. Densidade fitoplanctônica e estado trófico dos rios Canha e Pariquera-Açu, bacia hidrográfica do Rio Ribeira do Iguape, SP, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 90-104, 2008. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.55>
- CHAPMAN, D. (Ed.). **Water quality assessment**. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 1. ed. London: Chapman & Hall, 1992. 585p.
- CORRIVEAU, J.; VAN BOCHOVE, E.; SAVARD, M. M.; CLUIS, D.; PARADIS, D. Occurrence of high in-stream nitrite levels in a temperate region agricultural watershed. **Water Air Soil Pollution**, v. 206, p. 335-347. 2009. <http://dx.doi.org/10.007/s11270-009-0109-6>
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.
- FARAGE, J. A. P.; MATOS, A. T.; SILVA, D. D.; BORGES, A. C. Determinação do índice de estado trófico para o fósforo em pontos do rio Pomba. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 18, n. 4, p. 322-329, 2010.
- KOSKI-VAHALA, J.; HARTIKAINEN, H. Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 30, p. 960-966, 2001. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2001.303960x>
- LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 238 p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- LIMA, E. M.; PINTO, J. E. S. S. Bacia do Rio Catolé, Bahia - Brasil: bases geoambientais e socioeconômicas para a gestão da água e do solo. **Revista Geográfica de América Central**, v. 1, p. 1-11, 2011. <http://hdl.handle.net/11056/6234>
- MANSOR, M. T. C. **Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal, Limeira-SP**. 2005. 171 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

- MATOS, A. T. de. **Práticas de qualidade do meio físico e ambiental**. Viçosa: AEAGRI, 2004. 64 p. (Caderno Didático, 34)
- McDOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N.; CONDRON, L. M.; HAYGORTH, P. M.; BROOKES, P. C. Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 59, p. 269-284, 2001. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1014419206761>
- PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D.; KOETZ, M. **Estudo de vazão em cursos d'água**. Viçosa: AEAGRI, 2006. 151 p. (Caderno Didático, 43).
- SILVA, G. S.; MIOLA, S.; SILVA, G. S.; SOUSA, E. R. Avaliação da qualidade das águas do rio São Francisco Falso, tributário do reservatório de Itaipu, Paraná. **Eclética Química**, São Paulo, v. 35, n. 3, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-46702010000300011>
- SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. 4, p. 201-207. 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>
- TOLEDO JR., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 1983, Camboriú. **Anais...** Camboriú: ABES, 1983.
- ZANINI, H. L. H. T.; AMARAL, L. A.; ZANINI, J. R.; TAVARES, L. H. S. Caracterização da água da microbacia do córrego Rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 4, p. 732-741. 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162010000400017>

Correlação entre qualidade da água e variabilidade da precipitação no sul do Estado do Amapá

doi: 10.4136/ambi-agua.1287

Received: 27 Jan. 2014; Accepted: 29 Mar. 2014

Brunna Stefanny Sangel de Oliveira; Alan Cavalcanti da Cunha*

Universidade Federal do Amapá (UNIFAP) Macapá, AP, Brasil
Departamento de Meio Ambiente e Desenvolvimento (DMAD)

*Autor correspondente: e-mail: alancunha12@gmail.com,
brunna_sangel@hotmail.com

RESUMO

O objetivo da investigação foi quantificar a variabilidade da qualidade físico-química e microbiológica da água sob influência da precipitação mensal no Baixo Rio Jari-AP. Este trecho da bacia hidrográfica é considerado como de alto risco às enchentes periódicas. A metodologia de estudo consistiu em coletas mensais de água superficial durante os meses de novembro de 2009 a novembro de 2010, em quatro sítios amostrais definidos em um trecho de 36 km, localizado em frente da cidade Laranjal do Jari-AP. No total, dezesseis parâmetros da qualidade da água foram analisados por amostra. Os resultados foram comparados com as referências do CONAMA 357/2005 (classe 2) e submetidos a uma análise de correlação de *Spearman*, a qual foi utilizada para quantificar o grau de associação entre parâmetros da qualidade da água e a precipitação mensal. Os parâmetros cor, turbidez, Al^{+3} , Mn^{+2} e *E. coli* apresentaram significativa correlação com a precipitação média mensal. Além disso, altas concentrações de DBO e Coliformes Totais (CT) indicaram maior vulnerabilidade ou risco do corpo d'água estar relacionado com doenças potenciais de veiculação hídrica em períodos mais chuvosos. Também, os parâmetros cor, Fe, CT e *E. coli* apresentaram-se em não conformidade com a legislação CONAMA 357/2005. Concluiu-se que a alteração da qualidade da água tende a se agravar, em termos de vulnerabilidade ou risco à saúde pública, durante eventos mais chuvosos ou de precipitação extrema.

Palavras-chave: monitoramento, bacia hidrográfica, saúde pública, eventos climáticos.

Correlation between water quality and precipitation variability in the Southern State of Amapá

ABSTRACT

The objective of this investigation was to quantify the variability of physico-chemical and microbiological water quality parameters under the influence of monthly rainfall in the Lower Jari River, Amapá State. This stretch of the river basin is considered to be at high risk of periodic flooding. The methodology consisted of monthly sampling of surface water from November 2009 to November 2010 at four sampling sites located on a 36 km stretch in front of Laranjal do Jari City, Amapá. In total, sixteen parameters of water quality were analyzed in each sample. We compared the results with the quality standards of CONAMA Resolution

N. 357/2005 for Class 2 rivers using the Spearman Correlation Analysis to quantify the degree of association between water quality parameters and monthly precipitation. The parameters Color, Turbidity, Al^{+3} , Mn^{+2} and *E. coli* were significantly correlated with the average monthly rainfall. Furthermore, high concentrations of BOD and Total Coliform (TC) indicated greater vulnerability or environmental risk of potential waterborne diseases is associated with wetter periods. The parameters color, Fe, CT and *E. coli* were in non-compliance with the CONAMA (357/2005) Resolution. We concluded that water quality tends to deteriorate during wetter periods or extreme rainfall events, resulting in increased vulnerability or risk to public health.

Keywords: monitoring, public health, watershed, climate events.

1. INTRODUÇÃO

A presente investigação é parte de um projeto de pesquisa e desenvolvimento (P&D) realizado exclusivamente para dar suporte às políticas públicas de Defesa Civil e Meio Ambiente na região Sul do Estado do Amapá, especificamente no baixo trecho da Bacia do Rio Jari-AP. O foco principal era subsidiar análises acerca dos riscos sanitários decorrentes de enchentes na referida bacia, especialmente em face das precárias condições sanitárias locais (Oliveira e Cunha, 2014).

Neste contexto, diversas cidades do mundo dispõem de sistemas de esgotos para disposição de águas residuais e, mesmo assim, sofrem sérios problemas de ordem ambiental e de saúde pública, especialmente durante períodos de chuvas intensas quando os esgotos se misturam com águas pluviais. Águas pluviais combinadas com águas residuais sem tratamento na Amazônia é uma severa realidade registrada por pesquisadores da região (Cunha et al. 2004; Miranda et al. 2009; Cunha, 2013).

Por estas razões a mistura de águas residuais com águas pluviais podem degradar severamente a qualidade das águas superficiais receptoras pela modificação de sua função ecológica e pela elevação das concentrações de poluentes minerais, orgânicos e microbiológicos que impactam a saúde pública (Madoux-Humery et al., 2013).

Equipamentos e serviços de saneamento básico podem ser as principais barreiras para reduzir a frequência e a intensidade dos impactos de efeitos de enchentes, principalmente em regiões de alta vulnerabilidade socioambiental sujeitas a enchentes como, por exemplo, na Amazônia (Oliveira e Cunha, 2014).

No Brasil, além do enorme contingente populacional não atendido pelos sistemas de saneamento, os indicadores do IBGE (2010) mostram as desigualdades e os desequilíbrios destes serviços. Dentre os 5.564 municípios brasileiros ainda existem 33 sem estrutura de abastecimento de água e 2.495 sem rede de coleta de esgoto (correspondente a 18% da população exposta ao risco de contrair doenças em decorrência da inexistência desta rede).

O IBGE (2010) revela que a ausência de saneamento básico acarreta poluição grave dos recursos hídricos, visto que o esgoto é despejado diretamente nos corpos de água sem nenhum tratamento, causando prejuízos à saúde da população e o aumento da mortalidade infantil. Nestes casos, há indícios de que o risco de epidemias tende a ser mais elevado em períodos de cheias (Oliveira e Cunha, 2014; PBMC, 2012). Assim, os problemas de abastecimento de água e saneamento são responsáveis por aproximadamente 80% de todas as doenças de origem hídrica e mais de um terço das mortes em países em desenvolvimento são causadas pelo consumo de água contaminada (Hespanhol, 2002).

Na região Norte, esta situação é agravada pelos menores índices de atendimento dos serviços de saneamento básico, apesar dos baixos índices de urbanização em comparação com os da região sul e sudeste (Cunha et al., 2004). Portanto, os impactos da falta de saneamento

básico e do crescimento urbano acelerado têm sido devastadores do ponto de vista da saúde pública e de problemas de degradação de ecossistemas aquáticos (Hespanhol, 2002).

Deste modo é necessário dispor de regulamentações ambientais mais restritivas para proteger as fontes de água para fins potáveis, priorizando a redução dos efeitos negativos das enchentes com base nos riscos causados ao meio ambiente e à necessidade de prevenção de eventos de chuvas intensas sobre a infraestrutura de saneamento básico.

Segundo Madoux-Humery et al. (2013), por exemplo, indicadores de concentração de bactérias fecais medidas em esgotos variam em ordem de magnitude refletindo as diferenças de duração e intensidade das chuvas, características da bacia de drenagem, procedimentos de amostragem (número e frequência de amostras coletadas) e o tipo de amostras (modo de coleta *versus* composição). Na literatura há procedimentos que revelam um número de correlações entre parâmetros físico-químicos, metais e indicadores de concentração de bactérias fecais utilizando-se amostras pareadas. Tais correlações podem ser interpretadas para estimar contribuições de águas residuais, pluviais, subterrâneas ou depósitos de esgotos (ressuspensos) refletidos em certos tipos de amostras.

De acordo com Silva et al. (2008), eventos hidrológicos de grande magnitude agravam os problemas sanitários em face da ausência de sistemas de drenagem na região que tornam estas áreas urbanizadas e desorganizadas susceptíveis à precipitação e a má qualidade da água.

No Estado do Amapá a precipitação tem sido um dos fatores relevantes da variabilidade da qualidade da água superficial. Sua importância sanitária e ecológica tem sido estudada há pelo menos uma década (Cunha et al., 2004) indicando existência de correlação entre aumento da precipitação e a elevação do número de coliformes fecais (CF) nos corpos d'água próximos de centros urbanos. Portanto, avaliar efeitos sazonais da precipitação integrados à qualidade da água é importante para compor indicadores de vulnerabilidade e riscos da população em relação ao surgimento de doenças de veiculação hídrica, principalmente em ambientes insalubres.

O município de Laranjal do Jari apresenta um histórico severo e devastador de enchentes causadas pela elevação do nível do rio Jari (Oliveira et al., 2010). A enchente que ocorreu em 2000 foi considerada pela Defesa Civil como a mais grave em danos socioambientais e prejuízos econômicos da história do Estado do Amapá (Rosa et al., 2011). Esse evento prejudicou a zona ribeirinha da cidade alagada por mais de cinco meses no período chuvoso do respectivo ano (Oliveira e Cunha, 2014), expondo a população à situação degradante de condições sanitárias e, conseqüentemente à vulnerabilidade e à adversidade ambiental.

Neste contexto o objetivo da pesquisa foi avaliar a variação da qualidade físico-química e microbiológica da água do rio Jari em função da variabilidade da precipitação média mensal em um trecho crítico de 36 km de distância, incluindo-se a cidade de Laranjal do Jari. Como objetivo específico, buscou-se aplicar um método estatístico de correlação entre as variáveis da qualidade da água e a precipitação como uma linha base de conhecimento e interpretação da vulnerabilidade socioambiental e dos riscos hidroclimáticos na referida bacia hidrográfica.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A bacia do Rio Jari situa-se na região Amazônica brasileira nas coordenadas geográficas 02°39'02" norte e 01°26'24" sul de latitude e longitude oeste de 51°47'24" e 55°07'48" (Figura 1a), com área de drenagem aproximada de 57.000 km² abrangendo os municípios de Almerim no Pará, e Laranjal do Jari, Vitória do Jari e Mazagão no Amapá.

(a)

(b)

Figura 1. (a) Mapa da Bacia do Jari, com destaque da área do Baixo Rio Jari; (b) sítios de coleta de água, coordenadas e distâncias entre os sítios amostrais (quadro).

A extensão do canal principal é de aproximadamente 780 km, com a largura máxima de 1 km e profundidade entre 4 m nas cheias e 2,4 m na estiagem (Ecology Brasil, 2009). Mas atinge profundidades acima de 25 m em seu baixo curso. Sua área de drenagem apresenta uma rede hidrográfica relativamente densa, com o curso principal d'água nascendo na Serra do Tumucumaque, na parte setentrional da bacia, divisa com a Guiana Francesa (Hydros Engenharia, 2010) (Figura 1a).

O rio Jari divide os estados do Amapá e Pará e apresenta importância estratégica tanto do ponto de vista social, quanto econômico e ambiental da região. Dentre as principais utilizações do rio destacam-se o abastecimento de água (captação de água) e lançamento de efluentes de esgotos sanitários urbanos *in natura* das cidades de Laranjal do Jari e Vitória do

Jari (AP). A exceção é o Distrito de Monte Dourado (PA), município de Almerim, que apresenta sistema de tratamento de esgoto (ETE), um dos casos raros da Amazônia.

Próximo das cidades de Laranjal do Jari, Vitória do Jari e Monte Dourado há empreendimentos industriais de grande porte: Jari Celulose e CADAM (produção de caulim), além da presença de uma Zona Portuária de navegação de calado próximo de 9,5 m.

No trecho inferior do rio (baixo rio Jari), marcado com um círculo vermelho (Figura 1a) destaca-se a área dos sítios de coleta da qualidade da água de 6.769,7 km² (Figura 1b). Neste trecho estão compreendidos as sedes dos municípios de Laranjal do Jari e Vitória do Jari, e o distrito de Monte Dourado. A principal via de acesso às cidades do sul do Estado do Amapá (Macapá) é a BR-156, estrada de terra que em maior parte do ano apresenta limitações logísticas, onde uma viagem pode variar entre 6 a 12 horas.

2.2. Procedimento amostral

Doze coletas de água superficial do rio Jari foram realizadas com frequência mensal no período de novembro de 2009 a novembro de 2010, segundo um cronograma de sazonalidade local caracterizado por dois períodos climáticos: o chuvoso (de janeiro a julho) e o seco (de agosto a dezembro). Foram escolhidos quatro sítios de coleta situados no centro da seção transversal do rio em um trecho de 36 km (Figura 1b), os quais abrangeram áreas com maior probabilidade de influência sobre as características da água sob impacto da urbanização de Laranjal do Jari. O primeiro sítio (LJ1), localizado a 22 km a montante da cidade de Laranjal do Jari, o segundo (LJ2) a 12 km, o terceiro (LJ3) em frente à cidade de Laranjal do Jari e o último (LJ4) 12 km a jusante de Laranjal do Jari.

2.3. Análise da qualidade da água

Na Tabela 1 são apresentados dezesseis parâmetros da qualidade da água estudados. São descritos os métodos de análise, as unidades de medida de cada parâmetro medido e os seus valores máximos e mínimos (VMP) permitidos pelas respectivas legislações. A análise dos parâmetros seguiu a metodologia de escolha de reagente, equipamentos, transporte, conservação e análise amostral de acordo com APHA et al. (2003), e os valores foram comparados com os da Resolução nº 357 de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil, 2005), para águas doces de classe dois (classe ainda não enquadrada do Rio Jari), e a Portaria de Potabilidade da Água do Ministério da Saúde nº 2.914 de 2011 (para o parâmetro *E. coli*). Os parâmetros TDS, temperatura, pH, condutividade elétrica e OD foram analisados *in loco* e os demais em laboratório, a partir da conservação da água em recipientes estéreis sem adição de substâncias para análise da cor; turbidez, TSS e DBO, com adição de ácido nítrico para análise dos metais e ácido sulfúrico para amônia e nitrato; e no recipiente estéril de Colilert (para CF e *E. coli*), todos transportados em baixa temperatura.

2.4. Análise hidroclimática e padrão de precipitação

De acordo com a classificação de Köppen o clima da Amazônia, na qual se inclui a bacia do rio Jari, é do tipo **Am**. Esta simbologia (**A**) é consistente com clima tropical chuvoso: no mês mais frio, tomando-se por base a média de vários anos (normalmente 30 anos), a temperatura é superior a 18°C (megatérmico) e super úmido. O símbolo **m** significa clima de bosque tropical, apesar de existir uma temporada seca (Silveira, 2014).

Segundo Lucas et al. (2010) a Amazônia Oriental, principalmente o Amapá e o Pará, apresentam basicamente dois períodos climáticos característicos. Em um ano climático típico a precipitação do período chuvoso se inicia em dezembro e se estende até maio e a estiagem abrange o período entre setembro e novembro, sendo os demais meses considerados como de transição. O menor volume de chuva mensal acumulado detectado no período climático foi de 11,2 mm em novembro de 2009 e o maior de 482,4 mm, em abril 2010. Esta amplitude de precipitação foi da ordem de 97,6% quando comparadas ambas as estações, sendo

representativa da importância da variação climática nas respostas hidrológicas dos rios Amazônicos (Silva et al., 2008; Bárbara et al., 2010; Cunha, 2013; Oliveira e Cunha, 2014).

Os dados de precipitação mensal (referentes a novembro de 2009 a novembro de 2010) para os eventos amostrais da qualidade da água foram obtidos da estação hidrometeorológica de São Francisco (de coordenadas 00°34'04'' sul e 52°34'09'' oeste) de código 19150000 da Agência Nacional de Águas (ANA) em operação desde 1968.

Com base nas análises de Lucas et al. (2010) e Silveira (2014) verificou-se que os eventos de precipitação em 2010 foram típicos de padrão climático esperado para a região. Portanto, foram considerados como precipitações normais, sem variações ou influências extremas.

Tabela 1. Unidades de medida dos parâmetros utilizados, e seus respectivos métodos de análise e Valores Máximos e Mínimos (VMP) estipulados pelo CONAMA, Resolução nº 357/2005.

	Parâmetro	Unidade	Métodos / Equipamento de Análise	VMP, classe II (CONAMA, 2005)
Parâmetros Físicos	Cor	mgPt L ⁻¹	Espectrofotômetro (Hach Company, 2005)	Máximo 75 mgPt L ⁻¹
	Turbidez	NTU	Turbidímetro HACH 2100P	100 NTU
	TSS	mg L ⁻¹	Espectrofotômetro (Hach Company, 2005)	-
	TDS	mg L ⁻¹	Sonda multiparamétrica	Máximo 500 mg L ⁻¹
	Temperatura	C	Sonda multiparamétrica	-
	Condutividade elétrica	µScm ⁻¹	Sonda multiparamétrica	-
Parâmetros Químicos	OD	mg L ⁻¹	Oxímetro 55/YSI	Mínimo 5 mg L ⁻¹
	DBO _{5,20°}	mg L ⁻¹	Método de Winkler	DBO _{5,20°} até 5 mgL ⁻¹
	NO ₃	mg L ⁻¹ N	NitraVer (Hach Company, 2005)	Máximo 1 mg L ⁻¹
	NH ₃	mg L ⁻¹ N	(Hach Company, 2005)	Máximo 3,7 mg L ⁻¹
	pH	-	pH-âmetro Orion/3 Star	Entre 6 e 9
	Fe ⁺	mg L ⁻¹ Fe ⁺²	FerroVer (Hach Company, 2005)	Máximo 0,3 mg L ⁻¹
	Al ⁺	mg L ⁻¹ Al ⁺³	AluVer (Hach Company, 2005)	Máximo 0,1 mg L ⁻¹
	Mn ⁺	mg L ⁻¹ Mn ⁺²	PAN (Hach Company, 2005)	Máximo 0,1 mg L ⁻¹
Parâm. Microb	CT	CT / 100 ml de água	Substrato cromogênico com Colilert/IDEXX	Máximo 1000 em 100 ml de água
	<i>E.coli</i>	<i>E.coli</i> / 100 ml de água	Substrato cromogênico com Colilert/IDEXX	Ausência em 100 ml de água

Nota: o VMP de *E. coli* utilizado como referência foi retirado da Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914 de 2011, visto que a água do rio Jari é frequentemente consumida pela população ribeirinha *in natura*, independentemente da Estação de Tratamento de Água (ETA).

2.5. Análise estatística da qualidade da água do rio Jari

Para verificação do grau de dispersão dos valores dos parâmetros medidos em relação à média, utilizou-se o desvio padrão como referência tanto espacial (distância entre sítios amostrais) quanto temporal (mensal), e intervalo de confiança de 95%.

A avaliação do nível de correlação entre a precipitação e os parâmetros físico-químicos e microbiológicos foi realizada com o teste estatístico de correlação de *Spearman*, usando o *Software Statistica 6.0*. Em resumo, a análise de correlação quantifica o grau de associação

entre duas ou mais variáveis mensuradas pelo coeficiente “ r ”, sendo convencionalmente significativo quando $r \geq 0,60$ ($p < 0,05$) (Hand, 2008).

O grau de associação entre os parâmetros da qualidade da água e os níveis de precipitação médios entre as estações climáticas característica da região foi quantificada pela precipitação média mensal, usada como a variável independente, e os parâmetros da qualidade da água, como variáveis dependentes. A hipótese considerada é que a correlação foi determinada pela precipitação como principal variável explicativa da alteração ou variação dos parâmetros da qualidade da água no período. O produto final da análise é uma matriz de correlação de *Spearman*, vez que as variáveis não são de uma distribuição normal.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Comportamento dos parâmetros e compatibilidade com a legislação

3.1.1. Parâmetros físicos

As características físicas de um corpo d'água normalmente estão relacionadas aos aspectos de ordem estética, cujos valores extremos podem causar repugnâncias perceptíveis aos sentidos humanos. A característica física da água que apresentou alterações ao longo do monitoramento foi a Cor (Figura 2). Este parâmetro apresentou-se acima do limite máximo permitido (de 75 mgPtL⁻¹) em 73,33 % das amostras, variando de 21 mg PtL⁻¹ (novembro de 2009) a 163 mg PtL⁻¹ (maio de 2010), ambos encontrados no sítio LJ1 (22 km a montante da cidade de Laranjal do Jari) e 68,18 % destes registrados no período chuvoso. Concentrações superiores deste parâmetro causam não só alterações estéticas na água, mas interferem nos processos biogeoquímicos, especialmente na fotossíntese, pelo impedimento da passagem de luz no meio aquático (Bárbara et al., 2010).

A turbidez da água apresentou-se abaixo do limite máximo estipulado pelo CONAMA, de 100 NTU. Este comportamento também pode ser observado em concentrações de sólidos em suspensão (TSS) (Figura 2). Os sólidos suspensos, que englobam substâncias sólidas com diâmetro superior a 1 μ (Vasco et al., 2011), não apresentam valores máximos estipulados pela CONAMA, mas seus valores interferem no comportamento da turbidez, como pode se observar no rio Jari, apresentando influência nos ecossistemas aquáticos, tanto na fotossíntese quanto na dinâmica hidrossedimentométrica (Bárbara et al., 2010).

A temperatura da água é um dos parâmetros mais importantes da qualidade da água. Influencia as taxas e os processos biogeoquímicos, além de controlar o consumo de nutrientes (Ward et al., 2013) e, portanto, a dinâmica de espécies aquáticas dependentes destes últimos. A Temperatura da água do rio Jari variou de 25,0 °C a 29,98 °C, sendo esta suave amplitude observada a partir do período chuvoso para o de estiagem (Figura 2). Contudo, nos últimos 40 anos de observação da temperatura na Amazônia (PBMC, 2012; Silveira, 2014) nota-se uma suave tendência de redução das precipitações e elevação de temperatura na atmosfera. Contudo, esta variação pode estar associada a uma segunda fonte de incerteza, isto é, o momento de coleta (hora do procedimento), que varia em relação ao período sazonal climático de grandes e pequenas escalas (Miranda et al., 2009).

Em relação à condutividade elétrica da água, que depende diretamente da temperatura, não houve variações significativas (Figura 2), tanto em termos espaciais quanto temporais. A exceção foi o mês de maio, com os menores valores, em torno de 21 μ S cm⁻¹, provavelmente devido ao efeito de diluição causado pelo deflúvio de maior volume de chuva.

Ainda em relação à Figura 2, em geral, é comum na região amazônica características de elevadas concentrações (Cor) e baixas concentrações de Sólidos Suspensos (SS), e consequentemente de Turbidez. A Cor da água nesta região é influenciada principalmente por compostos inorgânicos e orgânicos (substâncias húmicas) presentes no solo, como óxidos de

ferro (ou óxido de manganês), que apresentam características coloidais que alteram a cor da água mas não influenciam na Turbidez (Bárbara et al., 2010; Cunha, 2013).

Figura 2. Variação das médias mensais dos parâmetros cor, turbidez, TSS, TDS, temperatura e condutividade elétrica. Em destaque os respectivos desvios padrão entre os sítios de coleta (LJ1, LJ2, LJ3 e LJ4) e o valor máximo permitido (VMP) pelo CONAMA (Resolução 357/2005) apenas para o parâmetro Cor. Período entre novembro de 2009 e janeiro de 2010.

3.1.2. Parâmetros químicos

Os parâmetros químicos são associados a potenciais fontes de poluição que são indicadores do equilíbrio biogeoquímico necessário à manutenção da vida aquática. Dentre os quais se destacam o Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio ($\text{DBO}_{5,20^\circ\text{C}}$), nitrato (NO_3), amônia (NH_3), pH, ferro (Fe^{+2}), alumínio (Al^{+3}) e manganês (Mn^{+2}) (Figura 3).

A concentração de OD na água do rio Jari apresentou-se dentro dos limites do CONAMA ($\geq 5 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 3), com exceção da amostra de setembro em LJ3 ($4,56 \text{ mg L}^{-1}$), em frente da cidade de Laranjal do Jari. A concentração de OD na água observado no segundo semestre de 2010, durante a estiagem, em primeiro lugar pode estar sendo influenciada pelo aumento das concentrações de matéria orgânica biodegradável (DBO), encontrada em frente da cidade. Assim, tende a interferir no processo de autodepuração da água e consequentemente causar depleção do OD (Gonçalves et al., 2012). Em segundo lugar, o aumento da temperatura no

período de estiagem reduz a concentração de saturação de OD (Alvarenga et al., 2012; Bárbara et al., 2010). Como a concentração de OD é inversamente proporcional à temperatura da água, naturalmente esta tende a diminuir durante a estiagem devido a maior intensidade de radiação solar sobre o corpo d'água reduzindo sua solubilidade.

Figura 3. Variação das médias mensais dos parâmetros Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20°C}), nitrato (NO₃), amônia (NH₃), pH, ferro (Fe⁺²), alumínio (Al⁺³) e manganês (Mn⁺²). Em destaque os respectivos desvios padrão da variação espacial entre os sítios de coleta (LJ1, LJ2, LJ3 e LJ4) e o valor mínimo de OD e máximo de DBO_{5,20°C} e Fe⁺² permitido (VMP) pelo CONAMA (Resolução 357/2005). Período entre novembro de 2009 e janeiro de 2010.

A DBO também se apresentou abaixo do limite do CONAMA ($\leq 5 \text{ mg L}^{-1}$), com exceção dos sítios LJ1, LJ3 e LJ4 no mês de janeiro (7 mg L^{-1} , $6,3 \text{ mg L}^{-1}$ e $5,6 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente), no início do período chuvoso. Este parâmetro é uma medida indireta da quantidade de matéria orgânica respirável presente na água e também é um indicador do potencial de emissões de gases de efeito estufa dos rios para atmosfera (Ward et al., 2013). Representa a demanda OD natural da bacia e principalmente a de origem de lançamento de esgotos *in natura*. Portanto, a DBO pode ser de origem pontual ou difusa e pode causar desequilíbrio biogeoquímico nos ecossistemas (Hespanhol, 2002). No presente caso, a zona urbana de Laranjal do Jari não apresenta nenhum tipo de sistema de tratamento de efluentes, sendo estes lançados sem tratamento no rio Jari (Vasco et al., 2011; Oliveira e Cunha, 2014). Em relação ao NO_3 e NH_4^+ observou-se conformidade de concentrações, indicando sistemas com comportamento oligotrófico, tal como ocorre no rio Araguari-AP (Bárbara et al., 2010).

Os parâmetros OD e a DBO são diretamente relacionados à qualidade do ecossistema aquático, dependentes da carga de resíduos (esgotos urbanos ou industriais), mas suas variações também refletem uma potencial resposta da capacidade autodepurativa dos corpos d'água (Cunha et al., 2004; Ward et al., 2013; Cunha, 2013). Em ambientes com pouco OD e elevada quantidade de matéria orgânica (DBO) tornam-se propícios ao desenvolvimento de organismos mais adaptados a estas condições, mas com tendência à perda de biodiversidade aquática (Alvarenga et al., 2012; Bárbara et al., 2010). Além disso, além de dificultar os processos autodepurativos do rio, impossibilita a sobrevivência de espécies aquáticas mais exigentes ao oxigênio (Giovanna e Cunha-Santino, 2013; Madoux-Humery et al., 2013).

Como foi observado na Figura 3, os valores dos nutrientes NO_3 e NH_3 não ultrapassaram o VMP (CONAMA 357/2005) em nenhuma das amostras. A concentração de NO_3 se elevou em alguns sítios, como LJ2 em janeiro (Figura 3), em fevereiro e março no sítio em frente a cidade (LJ3) e em julho e novembro (LJ1, 22 km a montante de Laranjal do Jari). Esses valores dependem de processos de lixiviação de matéria orgânica do solo para a água em decorrência das chuvas e estão relacionados com processos biogeoquímicos mais tardios.

O parâmetro pH não apresentou variações significativas em relação aos sítios de coleta, com exceção do mês de setembro em LJ3, com valor igual a 5,61 e LJ2 com valor de 5,88. Ambos abaixo do valor mínimo permitido pelo CONAMA (357/2005), isto é $\text{pH} = 6,0$.

Em relação ao parâmetro químico ferro (Fe^{+2}) observou-se valores de concentração superiores ao VMP em 88% das amostras (valor máximo de $0,3 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 3). O ferro, quando em altas concentrações, apesar de não ser considerado um Elemento Potencialmente Tóxico (EPT), pode causar alterações na cor da água, manchando objetos e interferir no sistema de abastecimento (Bárbara et al., 2010). Contrariamente, os demais metais alumínio (Al^{+2}) e manganês (Mn^{+2}) mantiveram-se dentro do limite do CONAMA de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$.

3.1.3. Parâmetros microbiológicos

As concentrações de Coliformes Totais (CT) estavam acima do limite máximo do CONAMA (máxima de 1.000 Coliformes/100 ml de água) em 70 % das amostras, indicando que neste trecho do rio Jari estas concentrações são elevadas (Figura 4), mas suas fontes têm sido pouco estudadas. Contudo, este padrão e níveis de concentração têm sido frequentes em rios da Amazônia, mesmo em zonas rurais sem fontes de poluição explícitas, provavelmente devido às características biológicas dos solos e presença de florestas, sendo difícil identificar se as fontes são exclusivamente de origem natural ou antropogênica (Hespanhol, 2002; Cunha et al., 2004; Silva et al., 2008; Miranda et al., 2009; Ward et al., 2013; Cunha 2013).

De acordo com a Figura 4 as concentrações de CT elevadas foram observadas em todos os sítios de coleta. Os maiores desvios padrão em relação às médias foram devidos à diferença entre valores dos meses de novembro e dezembro de 2009. Verificou-se que em LJ1 e LJ3 ocorreram as concentrações mais altas, enquanto que em LJ2 e LJ4 as mais reduzidas. Mas

nos meses de janeiro, fevereiro e março de 2010 o sítio em frente à cidade (LJ3) apresentou os maiores teores de CT, justificando-se a importância do efeito e os riscos da urbanização quanto às fontes de CT. Assim, é possível estimar que a principal fonte de contaminação pode ser de origem antropogênica, ou de despejos urbanos de esgoto *in natura* nesta localização.

Figura 4. Variação das médias mensais dos parâmetros Coliformes Totais (CT) e *Escherichia Coli* (*E.coli*). Em destaque os respectivos desvios padrão entre os sítios de coleta (LJ1, LJ2, LJ3 e LJ4) e o valor máximo (VMP) pelo CONAMA (Resolução 357/2005) de CT. Período entre novembro de 2009 a janeiro de 2010.

Além disso, observa-se que a concentração de CT não segue uma distribuição contínua ao longo do trecho estudado, pois as concentrações se elevam em sítios intermitentes, provavelmente influenciados pelo padrão "caótico" de lançamento de fontes pontuais e difusas de esgoto *in natura*, ao mesmo tempo em que ocorrem influências naturais comentadas anteriormente, devido a presença natural destas bactérias no solo. Contudo, na Figura 4, destacam-se as concentrações presentes nos sítios próximos aos sítios LJ1 e LJ3.

Ainda na Figura 4, em relação a *E.coli*, a Portaria 2.914 de 2011 do Ministério da Saúde limita o consumo humano de água isenta desta bactéria de origem fecal (após tratamento convencional). Como a água do rio Jari é utilizada para abastecimento público de Laranjal do Jari e de Monte Dourado (e às vezes sem nenhum tratamento, captada diretamente na beira do rio por comunidades ribeirinhas), as concentrações foram consideradas muito acima do esperado, com os maiores valores encontrados no sítio em frente à cidade de Laranjal do Jari (LJ3). Felizmente este sítio está a jusante da captação da cidade. E, no mês de março (período muito chuvoso ≈ 450 mm), este local não dispõe de nenhuma infraestrutura de tratamento de resíduos domésticos.

Por outro lado, a presença desta bactéria não indica diretamente a presença de patógenos, mas é uma boa estimativa da probabilidade de ocorrência deste tipo de organismo, haja vista que os microrganismos nocivos à saúde humana se alojam no intestino de indivíduos contaminados e são eliminados através de suas fezes (Cunha et al., 2004).

3.2. Matriz de Correlação de Spearman- Qualidade da Água x Precipitação

A análise de correlação foi utilizada a partir das médias aritméticas dos parâmetros medidos nos sítios de coleta. Foram identificados os parâmetros Cor, Turbidez, Alumínio, Manganês e *E. coli* com correlação positiva em relação à precipitação. Ou seja, menores valores de concentração no período de estiagem e maiores no período chuvoso. Portanto, estes parâmetros variaram significativamente no trecho nos diferentes meses de coleta, tendendo a oscilar ainda mais em eventos extremos de cheia na região do sul do Estado do Amapá. A Tabela 2 mostra os valores de correlação (*Spearman*) significativos destacados nos campos pela cor cinza ($p\text{-valor} < 0,005$).

De acordo com a Tabela 2, em termos gerais, as variações de Cor, Turbidez, Al, Mn e *E. coli* podem ser explicadas pelas variações de precipitação. Contudo, observa-se que os

parâmetros CT e *E. coli* devem ser considerados como os mais relevantes em razão de sua importância sanitária e de saúde pública. Estes realmente se destacam mais em eventos de cheias extremas, haja vista que os riscos epidemiológicos tendem a ser maiores nestes períodos devido ao maior número de alagamentos na bacia (Oliveira e Cunha, 2014).

Por outro lado, a variação da concentração de CT não foi significativamente explicada pela variação da precipitação, mas sua significância ficou próxima do limite ($p = 0,068$).

Em relação aos parâmetros físicos, observa-se que Cor e Turbidez sofrem influência significativa da precipitação, intensificando-se nos períodos chuvosos. Estes parâmetros, se deteriorados, contudo tendem a comprometer mais as condições sanitárias, especialmente as relacionadas ao abastecimento de água (captação, como custo de tratamento).

Tabela 2. Teste de correlação de Spearman (parâmetro da qualidade da água x precipitação).

Par de variáveis	Ordenamento em Ranks –Correlações de Spearman			
	Significância em $p < 0,050$			
	<i>N</i> (amostras)	Spearman <i>R</i>	<i>t</i> (<i>N</i> -2)	Nível- <i>p</i> ($< 0,05$)
Precipitação x Cor	12	0,812611*	4,40918	0,001316
Precipitação x Turbidez	12	0,868653*	5,54462	0,000246
Precipitação x TSS	8	-0,309524	-0,79733	0,455645
Precipitação x TDS	9	0,122364	0,32620	0,753812
Precipitação x Temper.	11	-0,386216	-1,25611	0,240702
Precipitação x Conduz.	9	-0,130803	-0,34907	0,737301
Precipitação x OD	11	-0,437459	1,45902	0,178561
Precipitação x NO ₂	10	-0,104620	-0,29754	0,773633
Precipitação x NH ₃	10	0,189024	0,54446	0,600969
Precipitação x pH	11	-0,464694	-1,57439	0,149849
Precipitação x Fe	12	0,451840	1,60166	0,140313
Precipitação x Al	11	0,724375*	3,15217	0,011697
Precipitação x Mn	12	0,633975*	2,59236	0,026841
Precipitação x DBO	12	-0,182137	-0,58577	0,571016
Precipitação x CT	12	0,541959	2,03929	0,068729
Precipitação x <i>E. coli</i>	12	0,777584*	3,91066	0,002910

* significativo ($p < 0,05$).

Os parâmetros químicos, como a variação de Al e Mn, também se apresentaram com influência significativa em relação à precipitação. Ambos seguiram o mesmo padrão de comportamento ao longo das variações mensais. Entretanto, altos valores de concentração de Al representam mais riscos em termos de toxicidade para o abastecimento público, pois são neurotóxicos.

4. CONCLUSÃO

A presente investigação é uma análise objetiva sobre a variação de parâmetros da qualidade da água em um trecho do rio Jari e sua relação com fatores hidroclimáticos (precipitação). A investigação mostrou que os parâmetros Cor, Ferro, CT e *E. coli* sofrem influência significativa da precipitação, sendo esta última uma força natural importante sobre a ecossistêmica e as condições sanitárias locais, independentemente do tipo de fonte de poluição, se pontuais ou difusas.

As concentrações dos parâmetros Cor, Ferro, CT e *E. coli* foram observados acima dos valores máximos permitidos pela Resolução CONAMA (357/2005). Assim, há fortes indícios

de alteração da qualidade da água por lançamento de esgoto doméstico *in natura* no manancial, especialmente em frente da Cidade de Laranjal do Jari, apesar de sua elevada vazão média, da ordem de $2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

A Matriz de *Spearman* representa uma técnica sintética interessante no auxílio de estratégias de monitoramento e gerenciamento da qualidade da água no rio Jari. Mas é importante ressaltar que somente foi possível utilizar a Matriz de *Spearman* porque entre 2009 e 2010 as precipitações foram consideradas climatologicamente normais. Deste modo, é necessário antes verificar esta condição, para afirmar se a explicabilidade (R^2) da variação da Cor, Turbidez, Al e Mn e *E. coli* com a precipitação é significativa. Esta hipótese é importante porque torna a análise dos indicadores mais confiável em relação ao monitoramento e, conseqüentemente, mais útil como subsídio ao gerenciamento de riscos, planejamento de recursos hídricos e monitoramento de variáveis sanitárias no referido trecho da bacia.

Deste modo a quantificação de CT e *E. coli* serviu como indicadora do risco potencial da presença de agentes patogênicos na água ao longo do ano. Assim, a vulnerabilidade sanitária a que a população de Laranjal do Jari está sujeita pode ser estimada com base nos respectivos parâmetros microbiológicos medidos, mas com base nas condições de precipitação média do mês atual ou anterior, as quais são mais facilmente monitoráveis e previsíveis. Com efeito, em eventos climatológicos extremos, espera-se maior nível de deteriorização da qualidade da água em todas as três dimensões (física, química e microbiológica), sendo a presente análise facilmente utilizada como uma medida de referência básica da vulnerabilidade ou risco de contaminação futuras na bacia.

5. AGRADECIMENTOS

Agradecemos o apoio financeiro do projeto “Rede de Gestão Integrada de Monitoramento da Dinâmica Hidroclimática e Ambiental do Estado do Amapá”. Convênio: 702813 – SUDAM e o Núcleo de Hidrometeorologia e Energias Renováveis (NHMET/IEPA) e ao Laboratório de Química, Saneamento e Modelagem de Sistemas Ambientais (LAMSA/UNIFAP) e ao Centro de Estudos Integrados da Biodiversidade Amazônica (CENBAM-INPA/CNPq).

6. REFERÊNCIAS

- ALVARENGA, L. A.; MARTINS, M. P. P.; CUARTAS, L. A.; PENTEADO, V. A.; ANDRADE, A. Estudo da qualidade e quantidade da água em microbacia, afluente do rio Paraíba do Sul – São Paulo, após ações de prevenção ambiental. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 228-240, 2012. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.987>
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER POLLUTION CONTROL FACILITIES – WPCF. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 20th Edition. Washington, D.C., 2003.
- BÁRBARA, V. F.; CUNHA, A. C.; SIQUEIRA, E. Q. Monitoramento sazonal da qualidade da água do rio Araguari/AP. **Revista de Biociências**, UNITAU, v. 16, n. 1, p. 57-72, 2010.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005. Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, estabelecimento das condições e padrões de lançamento de efluentes e outras providências. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005, Seção 1, p. 58-63.

- CUNHA, A. C.; CUNHA, H. F. A.; BRASIL JR., A. C. P.; DANIEL, L. A.; SCHULZ, H. E. Qualidade microbiológica da água de rios de áreas urbanas e periurbanas no baixo Amazonas: o caso do Amapá. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 4, p. 322-328, 2004.
- CUNHA, A. C. Revisão descritiva sobre ecossistemas aquáticos na perspectiva da modelagem da qualidade da água. **Biota Amazônia**, v. 3, p. 124-143, 2013.
- ECOLOGY BRASIL. **Compêndio do estudo de impactos ambientais para construção da Usina Hidrelétrica (UHE) de Santo Antônio do Jari**. Amapá, 2009. 570 p.
- GIOVANNA, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP). **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013. <http://dx.doi.org/104136/ambi-agua.930>
- GONÇALVES, J. C. S. L.; SARDINHA, D. S.; SOUZA, A. D. G.; DIBIAZI, A. L. B.; GODOY, L. H.; CONCEIÇÃO, F. T. Avaliação espaço-temporal da qualidade da água e simulação de autodepuração na bacia do córrego São Simão, SP. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 141-154, 2012. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.894>
- HACH COMPANY. **DR/2800 Espectrofotometer**. Procedures Manual. 1. ed. Loveland, 2005.
- HAND, D. J. **Statistics**: a very short introduction. Oxford: Oxford University Press, 2008.
- HESPAHOL, I. Água e saneamento básico – uma visão realista. In: CUNHA, A. R.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Orgs.). **Águas doces no Brasil**: capital ecológico, uso e conservação. 2. ed. São Paulo: Escrituras, 2002.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censo demográfico 2010**. 2010. Disponível em: <http://censo2010.ibge.gov.br>. Acesso em: 20 ago. 2012.
- HYDROS ENGENHARIA. Inventário hidroenergético da bacia hidrográfica do Rio Jari / PA-AP. Empresa de Pesquisa Energética. [S.l.], junho de 2010.
- LUCAS, E. W. M.; BARRETO, N. J. C.; CUNHA, A. C. Variabilidade hidrológica da Bacia do Rio Jari (AP): estudo de caso do ano 2000. In: **Tempo, Clima e Recursos Hídricos**: resultados do Projeto REMETAP no Estado do Amapá. Macapá: IEPA, 2010. p. 119-134.
- MADOUX-HUMERY, A. S.; DORNER, S.; SAUVÉ, S.; ABOULFADL, K.; GALARNEAU, M.; SERVAIS, P. et al. Temporal variability of combined sewer overflow contaminants: Evaluation of wastewater micropollutants as tracers of fecal contamination. **Water Research**, n. 47, p. 4370-4382, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.04.030>
- MIRANDA, R. G.; PEREIRA, S. F. P.; ALVES, D. T. V.; OLIVEIRA, G. R. F. Qualidade dos recursos hídricos da Amazônia – Rio Tapajós: avaliação de caso em relação aos elementos químicos e parâmetros físicos-químicos. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 4, n. 2, p. 75-92, 2009. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.88>
- OLIVEIRA, A. D.; CUNHA, A. C. Análise de risco como medida preventiva de inundações na Amazônia: estudo de caso da enchente de 2000 em Laranjal do Jari-AP, Brasil. **Revista Ciência & Natura**, jan./mar. 2014, edição especial (in press).

- OLIVEIRA, A. M.; CUNHA, A. C.; SANGEL, B.; SANTOS, K. P. C. Eventos hidroclimáticos extremos no município de Laranjal do Jari-AP: uma análise jurídico-econômica das enchentes de 2000 e 2006. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 16., 2010, Belém. **Proceedings...** Rio de Janeiro: SBMET, 2010.
- PAINEL BRASILEIRO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS (PBMCI). Base Científica das Mudanças Climáticas. **Sumário executivo do volume 1**. Rio de Janeiro, 2012. 34 p.
- ROSA, A. F. M.; MIERES, L. S.; SALDANHA, C. Brazil; ALVES, R. C. M. Análise de chuva intensa na Região de Agudo-RS em Janeiro de 2010. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO – SBSR, 15., 30 de abril a 05 de maio de 2011, Curitiba. **Anais...** São José dos campos: INPE, 2011.
- SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Revista Acta Amazônica**, v. 38, n. 4, p. 733-742, 2008.
- SILVEIRA, J. S. Aspectos hidroclimatológicos da Bacia do Rio Jari no período de 1968 a 2012. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Ambientais) – Universidade Federal do Amapá, 2014.
- VASCO, A. N.; BRITTO, F. B.; PEREIRA, A. P. S.; MÉLLO JÚNIOR, A. V. M.; GARCIA, C. A. B.; NOGUEIRA, L. C. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Revista Ambiente & Água**. Taubaté, v. 6, n. 1, p. 118-130, 2011. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.178>
- WARD, N. D.; KEIL, R. G.; MEDEIROS, P. M.; BRITO, D. C.; CUNHA, A. C.; DITTMAR, T. et al. Degradation of terrestrially derived macromolecules in the Amazon River. **Nature Geoscience**, v. 6, n. 6, p. 1–4, 19 maio 2013. <http://dx.doi.org/10.1038/ngeo1817>

Caracterização morfométrica da sub-bacia do rio Poxim-Açu, Sergipe, Brasil

doi: 10.4136/ambi-agua.1289

Received: 28 Jan. 2014; Accepted: 28 Mar. 2014

**Ricardo Monteiro Rocha^{1*}; Ariovaldo Antonio Tadeu Lucas²;
Carlos Alberto Prata de Almeida²; Edson Leal Menezes Neto¹;
Antenor de Oliveira Aguiar Netto²**

¹Instituto Federal de Sergipe (IFS), Aracaju, SE, Brasil

²Universidade Federal de Sergipe (UFS), São Cristóvão, SE, Brasil

*Autor correspondente: e-mail: ricardomonteiro2003@globbo.com,
aatlucas@gmail.com, carlos.prata@gmail.com, edsonmene@gmail.com,
antenor.ufs@gmail.com

RESUMO

A caracterização morfométrica de uma bacia hidrográfica é um dos principais procedimentos executados em análises hidrológicas e ambientais para o entendimento de suas dinâmicas local e regional e apoiar o gerenciamento dos recursos hídricos. Este trabalho analisou as variáveis morfométricas da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, afluente do rio Poxim que contribui por aproximadamente 30% do abastecimento da capital sergipana. Para o Modelo Digital de Elevação (MDE) foram utilizados dados do SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), compatíveis com a escala 1:250.000, disponibilizados pela Embrapa Monitoramento por Satélite, carta de articulação do IBGE SC-24-Z-B. Demais dados foram obtidos a partir do Atlas Digital dos Recursos Hídricos de Sergipe, processados em Sistemas de Informação Geográfica (SIG), o QGIS 1.6 e o ArcGIS 10.1 com extensões *Spatial Analyst* e *ArcHidro*. Os resultados obtidos permitirão estudos ambientais mais acurados sobre esta bacia hidrográfica. Verificou-se que a sub-bacia possui uma área de 128 km², índice de sinuosidade de 10%, hierarquia fluvial de 4ª ordem e coeficiente de compacidade de 1,76. Com forma alongada, é praticamente reta e com baixa tendência a picos de inundações.

Palavras-chave: morfometria, gestão de recursos hídricos, manejo de bacias, SIG.

Morphometric characterization of the Poxim-Açu River sub-basin, Sergipe, Brazil

ABSTRACT

Watershed morphometric characterization is one of the most used procedures in hydrological and environmental analysis, with the purpose of understanding local and regional dynamics to support water resource management. This paper analyzed the morphometric variables of the Poxim-Açu River sub-basin, affluent of the Poxim River, which contributes with approximately 30 % of the water supply of the capital of Sergipe. We used SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) data for the Digital Elevation Model (DEM), with the scale of 1:250,000, provided by Embrapa Satellite Monitoring and the IBGE

topographic chart SC-24-Z-B. Other data were obtained from the Digital Atlas of Water Resources of Sergipe, which were processed in Geographic Information Systems (GIS), as the QGIS 1.6 and ArcGIS 10.1 with Spatial Analyst and ArcHidro extensions. Results will support environmental studies of this watershed. We found that the sub-basin has an area of 128 km², sinuosity index of 10%, fluvial hierarchy of the 4th order, and a compactness coefficient of 1.76. It is practically straight with an elongated shape and a low tendency to have peaks of floods.

Keywords: morphometry, water resources management, watershed management, GIS.

1. INTRODUÇÃO

A escassez qualitativa e quantitativa da água está associada, historicamente, a modelos de desenvolvimento baseados na utilização irracional dos recursos naturais. Os conflitos intensificados em seus usos múltiplos motivaram reações e busca de soluções visando à compatibilização entre exploração econômica e utilização racional dos estoques ambientais. (Magalhães Júnior e Cordeiro Netto, 2003). Como recurso natural de grandeza biológica e química, que interage com os fatores edafoclimáticos, configura a diversificação dos biomas, das formas geológicas, e das mudanças climáticas.

O estudo em áreas de bacias hidrográficas urbanas e rurais é imprescindível quando se busca o equilíbrio entre a exploração de recursos naturais e a sustentabilidade ambiental. O processo evolutivo de seu uso manifesta-se de maneira desordenada, impulsionado pelo crescimento populacional acelerado, expansão das áreas agrícolas e intensa urbanização. (Vasco et al., 2011).

Estudos morfométricos têm sua base a partir da análise de vazões. Morisawa (1958) observou que a vazão pode ser expressa como uma função geral da geomorfologia de uma sub-bacia. A afirmação é ratificada nos estudos de Jain e Sinha (2003) e Ifabiyi (2011), ao relatarem que as características geomorfológicas de uma bacia desempenham papel-chave no controle hidrológico de bacias.

A compreensão do comportamento hídrico e o desenvolvimento da gestão de recursos hídricos, levando-se em conta suas relações antrópicas, econômicas e socioambientais, têm sido uma questão relevante para os estudos de sustentabilidade. A caracterização morfométrica de uma bacia hidrográfica é um dos principais procedimentos executados em análises hidrológicas e ambientais, tendo como objetivo elucidar questões sobre o entendimento das suas dinâmicas local e regional, apoiando o gerenciamento dos recursos hídricos (Magesh et al., 2010; Santos et al., 2012; Ferrari et al., 2013; Guedes e Silva, 2012).

A utilização dos mananciais hídricos requer estudos sistemáticos que subsidiem a elaboração de planos que visem minimizar ações antrópicas através de estratégias de gerenciamento sobre as bacias hidrográficas. Amparadas como unidades de planejamento conforme a Lei nº 9.433 de 08 de janeiro de 1997, as bacias hidrográficas são unidades territoriais para a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos. Estas servem como parâmetro para a sanção da Lei Estadual nº 3.870 de 25 de setembro de 1997, criando o Fundo Estadual de Recursos Hídricos, sendo este destinado ao levantamento dos recursos naturais e socioeconômicos das sub-bacias hidrográficas de Sergipe (Pinto e Aguiar Netto, 2008). A criação destas implica no cumprimento do poder público em gerenciar o uso dos recursos hídricos, ordenando os limites, direitos e deveres dos seus usuários.

Segundo Aguiar Netto et al. (2013), o rio Poxim é um dos principais cursos d'água do Estado de Sergipe. Provedor principal para o abastecimento da capital do Estado, Aracaju, é ameaçado por empreendimentos urbanos e agrícolas que comprometem tanto a quantidade como a qualidade da água, com impacto direto sobre a vida cotidiana dos habitantes da região.

Assim o sendo, tem-se como objetivo caracterizar morfometricamente a sub-bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu, fornecendo novos subsídios para o gerenciamento dos seus recursos hídricos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Processamento de dados

Para o Modelo Digital de Elevação (MDE) foi utilizada a cena compatível com a escala 1:250.000 disponibilizada pela Embrapa Monitoramento por Satélite, projeto SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), carta de articulação SC-24-Z-B.

Demais dados foram obtidos a partir do Atlas Digital dos Recursos Hídricos de Sergipe (Sergipe, 2012), processados pelas ferramentas SIG ArcGIS 10.1, com as extensões *Spatial Analyst* e *ArcHidro*, e Quantum GIS 1.6.

2.2. Área de estudo

O rio Poxim-Açu constitui-se no principal corpo d'água da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim. Esta, pertencente à bacia hidrográfica do rio Sergipe, encontra-se localizada entre as coordenadas 10°55' e 10°48' de latitude sul e 37°12' e 37°24' de longitude oeste (Figura 1), englobando, com área total ou parcialmente inclusa em sua extensão, os municípios de Aracaju, Areia Branca, Itaporanga d'Ajuda, Laranjeiras, Nossa Senhora do Socorro e São Cristóvão.

Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu.

Fonte: Sergipe (2012), USGS (2014), Google Earth (2014). Adaptado pelos autores.

Confeccionado a partir dos dados e arquivos *shapes* de Sergipe (2012), o mapa temático de uso e cobertura do solo (Figura 2, Tabela 1) contemplam corpos d'água, cultivos agrícolas, solos expostos, floresta estacional, mata ciliar, pastagem, povoados/distritos, vegetação de restinga, viveiro/salina e áreas degradadas.

A área de pastagem ocupa sua maior porção, com 50,30% da bacia. A área de floresta estacional 36,56%, seguido pelas áreas de cultivo agrícola/solos expostos, mata ciliar e área degradada, que representam respectivamente 6,97%, 3,11% e 2,31% da área em estudo. A área de povoados e distritos representa 0,16% do total. Corpos d'água e viveiros/salinas representam áreas de 0,037% e 0,0059% do total da sub-bacia. Considerando a soma das áreas englobadas por povoadas e distritos e as não mapeadas podemos considerar que a área impermeabilizada da bacia é de 0,16%. Possui extensão aproximada de 26,6 km e uma área de 128 km², quando delimitamos o seu exutório em um ponto localizado em seu leito nas proximidades de sua confluência com o rio Poxim-Mirim.

Tabela 1. Percentual de uso e cobertura do solo na sub-bacia do rio Poxim-Açu.

Uso e Cobertura do Solo	Área (km ²)	%
Pastagem	64,40	50,3
Floresta Estacional	46,80	36,6
Cultivos Agrícolas/Solos Expostos	8,92	7,0
Vegetação de Restinga	3,98	3,1
Mata Ciliar	2,91	2,3
Área Degradada	0,70	0,6
Povoado/Distritos	0,20	0,2
Corpos d'Água	0,05	0,0
Viveiro/Salina	0,01	0,0
Não Mapeado	0,00	0,0
Total	128,08	100,0

Fonte: Sergipe (2012). Determinado pelos autores.

O clima da área de estudo, de acordo com a classificação climática de Köppen, enquadra-se no tipo As, tropical úmido. Ocorrem cinco tipos de solos predominantes na bacia: Neossolos Quartzarênicos profundos (não hidromórficos), Neossolos Litólicos, Neossolos Litólicos Distróficos, Argissolos Vermelho Amarelo e Gleissolos (Figura 3).

A sua nascente encontra-se próximo ao povoado Cajueiro, destacando-se em sua área de entorno a produção de subsistência, com o cultivo predominante da mandioca, milho e feijão. Seu leito principal segue curso noroeste-sudeste, englobando várias propriedades rurais. No seu médio curso encontram-se médias e grandes propriedades rurais, tendo como atividade preponderante a pecuária extensiva. Na maior parte do seu curso temos margens desmatadas com regiões assoreadas. A área mais representativa de mata ciliar localiza-se a médio curso, entre o campus rural da Universidade Federal de Sergipe - UFS e o Campus São Cristovão do Instituto Federal de Sergipe - IFS. Seus principais corpos d'água são os riachos Cajueiro, das Minas, das Serras, Porteiras, Tiririca, Caroba, Lagoa Preta, Damásio, Menino, Buraco da Besta, Sizia e Timbó, sendo este último o de maior fluxo d'água.

Considerando-se sua importância estratégica para a capital de Sergipe, em maio de 2013 suas águas foram represadas na barragem “Jaime Umbelino de Souza”, localizada no povoado

Timbó, estendendo-se por 1.125 m, área de 5,2 km² e capacidade de armazenamento de 32 milhões de metros cúbicos.

Figura 2. Mapa temático do uso e cobertura do solo da sub-bacia do rio Poxim-Açu.

Fonte: Sergipe (2012). Adaptado pelos autores.

Figura 3. Tipos de solos da sub-bacia do rio Poxim-Açu.

Fonte: Sergipe (2012). Adaptado pelos autores.

2.3. Variáveis morfométricas

O levantamento dos parâmetros morfométricos foi baseado na proposta de Horton (1945), apresentada na literatura por Christofolletti (1969, 1978, 1980) e Villela e Mattos (1975). A análise morfométrica da sub-bacia foi realizada a partir das características geométricas, de relevo e da rede de drenagem. A escolha das variáveis foi baseada nos trabalhos de Machado et al. (2011), Santos et al. (2012) e Ferrari et al. (2013), sendo as mais recorrentes:

Área da bacia (A) - representa a medida da área drenada pelo conjunto do sistema fluvial, projetada em plano horizontal, em km². Para uma bacia de maior área, maior será a complexidade do monitoramento. A área é uma variável básica para análise, associada a outras variáveis.

Comprimento total dos canais (Lt) - refere-se à soma dos comprimentos dos rios da bacia hidrográfica, em km.

Perímetro da bacia (P) - comprimento da linha imaginária ao longo do divisor de águas que delimita a área da bacia hidrográfica, em km.

Comprimento do canal principal (L) - distância que se estende ao longo do curso de água da nascente principal até o exutório, em km.

Ordem dos cursos d'água - a ordem dos cursos d'água foi determinada conforme Strahler (1957), onde os menores canais sem tributários são considerados de primeira ordem; os canais de segunda ordem surgem da confluência de dois canais de primeira ordem, e só recebem afluentes de primeira ordem; os canais de terceira ordem surgem da confluência de dois canais de segunda ordem, podendo receber afluentes de segunda e primeira ordens; os canais de quarta ordem surgem da confluência de canais de terceira ordem, podendo receber tributários de ordens inferiores, assim sucessivamente.

Densidade hidrográfica (Dr) - definido por Horton (1945) apud Christofolletti (1980), é a relação existente entre o número de rios, ou cursos de água, e a área da bacia hidrográfica. Sua finalidade é comparar a frequência ou a quantidade de cursos de água existentes em uma área de tamanho padrão (Equação 1)

$$Dr = \frac{N}{A} \quad (1)$$

em que:

Dr representa a densidade hidrográfica,

N é o número de rios ou cursos de água e

A é a área da bacia em km².

Densidade de drenagem (Dd) - correlaciona o comprimento total dos canais de escoamento com a área da bacia hidrográfica. A densidade de drenagem foi inicialmente definida por Horton (1945) apud Christofolletti (1980), podendo ser calculada pela Equação 2.

$$Dd = \frac{Lt}{A} \quad (2)$$

em que:

Dd representa a densidade de drenagem;

Lt o comprimento total dos canais em km; e

A, a área da bacia em km²

Amplitude altimétrica máxima da bacia (Hm) - corresponde à diferença altimétrica entre a altitude da desembocadura e a altitude do ponto mais alto situado em qualquer lugar da divisória topográfica. Este conceito, também denominado de “relevo máximo da bacia”, considera que o ponto mais elevado da bacia deve ser a média das cotas mais elevadas, pois o seu ponto alto não compreende toda a porção mais elevada, a amplitude altimétrica, em metros, é dada pela Equação 3.

$$H_m = P_1 - P_2 \quad (3)$$

em que:

H_m representa a amplitude altimétrica máxima da bacia,

P₁ é o ponto mais alto e

P₂ o ponto mais baixo da bacia hidrográfica

Relação de relevo da bacia (Rr) - relação entre a amplitude altimétrica máxima e a maior extensão da bacia medida paralelamente à principal linha de drenagem, a relação de relevo (Rr) é dada pela Equação 4.

$$Rr = \frac{H_m}{\sqrt{A}} \quad (4)$$

em que:

Rr representa a relação de relevo da bacia,

H_m é a amplitude topográfica máxima em km e

A é a área da bacia em km²

Índice de Circularidade (IC) - o índice de circularidade, grandeza adimensional, tende para unidade à medida que a bacia aproxima-se a forma circular e diminui à medida que a forma torna-se alongada. Seu calculo é dado pela Equação 5.

$$IC = \frac{12,57 \times A}{P^2} \quad (5)$$

em que:

IC é o índice de circularidade,

A é a área da bacia em km² e

P é o perímetro da bacia em km

Índice de sinuosidade (Is) – adimensional, mede a relação entre a distância em km do exutório e a nascente mais distante, dado pela Equação 6.

$$Is = \frac{100 (L - Ev)}{L} \quad (6)$$

em que:

Is representa o Índice de sinuosidade,

Ev é o equivalente vetorial medido em linha reta, e

L é o comprimento do canal principal em km.

Segundo Christofolletti (1980), o índice de sinuosidade é distribuído por classes (Tabela 2).

Tabela 2. Classes do índice de sinuosidade.

Classe	Descrição	Limites
I	Muito reto	>20%
II	Reto	20 – 29%
III	Divagante	30 – 39,9%
IV	Sinuoso	40 - 49,9%
V	Muito sinuoso	>50%

Fonte: Christofolletti (1980).

Coefficiente de manutenção (Cm) - esse índice tem a finalidade de fornecer a área mínima necessária para a manutenção de um metro de canal de escoamento. Christofolletti (1980) considera-o como um dos valores numéricos mais importantes para a caracterização do sistema de drenagem, podendo ser calculado através da Equação 7.

$$Cm = \frac{1}{Dd} \times 1000 \quad (7)$$

em que:

Cm é coeficiente de manutenção e

Dd é o valor da densidade de drenagem, expresso em metros

Coefficiente de compacidade (Kc) - grandeza adimensional, varia com a forma da bacia independentemente de seu tamanho. Quanto mais irregular for a bacia, maior será o coeficiente de compacidade. Um coeficiente mínimo, igual a uma unidade (1), corresponderia a uma bacia circular; para uma bacia alongada seu valor é significativamente superior a 1, calculado pela Equação 8, segundo Villela e Mattos (1975).

$$Kc = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}} \quad (8)$$

em que:

Kc representa o Coeficiente de compacidade,

P é o perímetro da bacia em km e

A é a área da bacia em km²

Fator de forma (F) - relaciona a forma da bacia com a de um retângulo, correspondendo à razão entre a largura média e o comprimento axial da bacia (do exutório ao ponto mais longínquo do canal principal), podendo ser calculado através da Equação 9.

$$F = \frac{A}{L^2} \quad (9)$$

em que:

F, adimensional, é o fator de forma,

A é a área da bacia em km² e

L é o comprimento axial da bacia em km

Índice de rugosidade (I_r) - o índice de rugosidade combina as qualidades de declividade e comprimento das vertentes com a densidade de drenagem, expressando-se como número adimensional dado pela Equação 10.

$$I_r = H_m \times D_d \quad (10)$$

em que:

I_r , representa o Índice de rugosidade,

H_m é amplitude altimétrica (m) e

D_d a densidade de drenagem (m^{-1})

A partir das variáveis supracitadas foi feita a caracterização morfométrica da sub-bacia do rio Poxim-Açu.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As variáveis utilizadas para caracterizar morfometricamente a sub-bacia do rio Poxim-Açu, com seus respectivos valores, são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3. Características morfométricas da sub-bacia do rio Poxim-Açu.

Variável morfométrica	Símbolo	Unidade	Valor
Área da Bacia	A	km ²	128,08
Perímetro	P	km	71,30
Comprimento total dos canais	Lt	km	233,27
Comprimento do canal principal	L	km	26,7
Amplitude altimétrica	Hm	m	478
Coefficiente de compacidade	Kc		1,76
Fator de forma	F		0,18
Ordem do rio	N		4 ^a
Densidade hidrográfica	Dr	canais/km ²	1,085
Densidade de drenagem	Dd	km/km ²	1,82
Índice de sinuosidade	Is		10%
Índice de Circularidade	IC		0,315
Extensão do percurso superficial	Eps	m	26,6
Coefficiente de manutenção	Cm	m	0,549
Relação de relevo	Rr	m	42,42
Índice de Rugosidade	Ir		870,57

A sub-bacia apresenta uma área de 128,08 km², representando a área drenada pelo sistema pluvial inclusa entre seus divisores topográficos, projetada em plano horizontal.

O perímetro, comprimento da linha imaginária ao longo do divisor de águas, é de 71,6 km possuindo, conforme Strahler (1957), hierarquia fluvial de 4^a ordem. A extensão do percurso superficial é de 26,6 m, canal principal com 26,7 km e amplitude altimétrica de 478 m.

O coeficiente de compacidade é de 1,76. Esse coeficiente relaciona a forma da bacia com um círculo. Seu valor unitário corresponde a uma bacia em formato de círculo perfeito. Quanto mais irregular for a bacia, maior o valor do coeficiente de compacidade. Quanto menor o seu valor maior a tendência de haver picos de cheias. O valor encontrado demonstra que a sub-bacia em estudo tem pouca tendência a picos de enchentes.

O fator de forma calculado foi de 0,18. O fator de forma e o coeficiente de compacidade são os parâmetros morfométricos mais utilizados para verificar se a sub-bacia é suscetível à inundação, por influenciar no tempo de concentração da bacia. O fator de forma demonstra uma relação da bacia com um retângulo e também indica a maior ou menor probabilidade de enchentes (Villela e Mattos, 1975). Na sub-bacia estudada o fator de forma encontrado é considerado baixo, indicando que esta corresponde ao formato alongado, portanto, com menor concentração do deflúvio.

A densidade hidrográfica relaciona o número de rios pela área da bacia, estabelecendo-se a quantidade de cursos d'água por km². Sua importância é fundamental, pois deste parâmetro ocorre a representatividade do comportamento hidrográfico dentro de seus aspectos fundamentais: a magnitude da rede hidrográfica, indicando sua capacidade de gerar novos cursos d'água em função das características pedológicas, geológicas e climáticas da área (Freitas, 1952). Na bacia estudada o resultado foi 1,085 canais por quilômetro da bacia, ressaltando que existe aproximadamente um canal para cada km² na área de estudo.

A densidade de drenagem é outro fator importante na indicação do grau de desenvolvimento do sistema de drenagem. Este índice fornece uma indicação da eficiência da drenagem da bacia, sendo expressa pela relação entre o somatório dos comprimentos dos canais da rede - sejam eles perenes intermitentes ou temporários - e a área total da bacia (Antoneli e Thomaz, 2007). Bacias com valores menores que 0,5 km/km² são consideradas com drenagem pobre. Bacias com valores da densidade de drenagem entre 0,5 e 1,5 km/km² são de drenagem regular. Valores entre 1,5 e 2,5 km/km² caracterizam uma bacia de drenagem boa, entre 2,5 e 3,5 km/km² drenagem muito boa e, por fim, valores acima de 3,5 km/km² caracterizam bacias excepcionalmente bem drenadas (Villela e Mattos, 1975). No caso em estudo o valor da densidade de drenagem foi de 1,82 km/km², valor considerado baixo, o que nos permite classificar a bacia como de drenagem regular. Para Milani e Canali (2000), a densidade de drenagem reflete a propriedade de transmissibilidade do terreno e, conseqüentemente, a suscetibilidade à erosão. Carvalho et al. (2009) afirmam que valores baixos de densidade de drenagem estão geralmente associados a regiões de rochas permeáveis e de regime pluviométrico caracterizado por chuvas de baixa intensidade ou pouca concentração da precipitação.

O índice de sinuosidade representa a geometria do canal. Ele sinaliza se o canal é reto ou sinuoso. A distribuição do índice é feita em classes. Na classe I, o canal é considerado muito reto, com o valor do índice menor que 20%, na classe II, o canal é considerado como reto, com valores entre 20 e 29%, na classe III, classifica-se o canal como divagante, variação de 30 a 39%, na classe IV, o canal é considerado sinuoso se a variação for de 40 a 49,95% e finalmente a classe V classifica o canal como sinuoso, com valor de índice maior que 50%. O índice de sinuosidade da sub-bacia em estudo foi igual a 10%, inserindo-a na categoria canal muito reto.

O índice de circularidade calculado foi de 0,315. Esse valor demonstra que a bacia não possui geometria circular. O coeficiente de manutenção da bacia foi de 0,549 m, ressaltando o valor da área mínima necessária para a manutenção de um metro de canal de escoamento.

A relação de relevo encontrada, 42,42m, relaciona a amplitude altimétrica máxima da bacia e sua maior extensão medida paralelamente a principal linha de drenagem. O índice de rugosidade determinado, variável que combina as qualidades de declividade e comprimento das vertentes com a densidade de drenagem, foi de 870,57.

4. CONCLUSÕES

A sub-bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu possui forma alongada, sendo praticamente reta. Em condições normais de precipitação, ou seja, excluindo-se eventos de intensidades anormais, ela é pouco susceptível a enchentes e não está sujeita a inundações.

A sub-bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu é considerada de drenagem regular, 4ª ordem, e sua densidade hidrográfica corresponde a aproximadamente um canal a cada km² de superfície.

Os dados levantados nesse estudo fornecem importantes subsídios para o planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos do Estado de Sergipe.

5. REFERÊNCIAS

- AGUIAR NETTO, A. O.; GARCIA, C. A. B.; HORA ALVES, J. P.; FERREIRA, R. A.; GONZAGA DA SILVA, M. Physical and chemical characteristics of water from the hydrographic basin of the Poxim River, Sergipe State, Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 185, n. 5, p. 4417–26, 2013. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-012-2880-x>
- ANTONELI, V.; THOMAZ, E. L. Caracterização do meio físico da bacia do Arroio Boa Vista, Guamiranga-PR. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 8, n. 21, p. 46-58, 2007.
- CARVALHO, W. M. DE C.; VIEIRA, E. DE O.; ROCHA, J. M. J.; PEREIRA, A. K. DOS S.; CARMO, T. V. B. Caracterização fisiográfica da bacia hidrográfica do Córrego do Malheiro, no município de Sabará -MG. **Revista Irriga**, v. 14, n. 3, p. 398-412, 2009.
- CHRISTOFOLETTI, A. A morfologia de bacias de drenagem. **Notícias Geomorfológicas**, Campinas, v. 18, n. 36, p. 130-142, 1978.
- CHRISTOFOLETTI, A. Análise morfométrica de bacias hidrográficas. **Notícias Geomorfológicas**, Campinas, v. 18, n. 9, p. 35-64, 1969.
- CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. São Paulo: Edgard Blücher, 1980.
- FERRARI, J. L.; SILVA, S. F.; SANTOS, A. R.; GARCIA, R. F. Análise morfométrica da sub-bacia hidrográfica do córrego Horizonte Alegre, ES. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 8, n. 2, p. 181–188, 2013. <http://dx.doi.org/10.5039/agraria.v8i2a1575>
- FREITAS, R. O. Textura de drenagem e sua aplicação geomorfológica. **Boletim Paulista de Geografia**, São Paulo, v. 11, p. 53-57, 1952.
- GOOGLE EARTH. **Brasil**. 23/03/2014. Disponível em: <https://www.google.com/maps/@-5.6845373,-64.2535454,11848863m/data=!3m1!1e3>. Acesso em: 23 mar. 2014
- GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D. DA. Comparison between hydrographically conditioned digital elevation models in the morphometric characterization of watersheds. **Engenharia Agrícola**, v. 32, n. 5, p. 932–943, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162012000500012>

- HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basin: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological Society of America Bulletin**, v. 56, n. 3, p. 275, 1945. [http://dx.doi.org/10.1130/0016-7606\(1945\)56\[275:EDOSAT\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1130/0016-7606(1945)56[275:EDOSAT]2.0.CO;2)
- IFABIYI, I. P. A reduced rank model of drainage basin response to runoff in upper Kaduna Catchment of Northern Nigeria. **Global Journal of Human Social Science**, v. 11, n. 6, 2011.
- JAIN, V.; SINHA, R. Evaluation of geomorphic control on flood hazard through geomorphic instantaneous unit hydrograph. **Current Science**, v. 85, n. 11, p. 26-32, 2003.
- MACHADO, R. A. S.; LOBÃO, J. S. B.; VALE, R. M. C.; SOUZA, A. P. M. J. Análise de bacias hidrográficas como suporte a definição e elaboração de indicadores para a gestão ambiental a partir do uso de geotecnologias. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO – SBSR, 15., 2011, Curitiba. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2011.
- MAGALHAES JÚNIOR, A. P.; CORDEIRO NETTO, O. M. Ciência, cognição e informação na operacionalização da gestão participativa da água no Brasil. **Sociedade e Estado**, v. 18, n. 1/2, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-69922003000100012>.
- MAGESH, N. S.; CHANDRASEKAR, N.; SOUNDARANAYAGAM, J. P. Morphometric evaluation of Papanasam and Manimuthar watersheds, parts of Western Ghats, Tirunelveli district, Tamil Nadu, India: a GIS approach. **Environmental Earth Sciences**, v. 64, n. 2, p. 373–381, 2010. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-010-0860-4>
- MILANI, J. R.; CANALI, N. E. O sistema hidrográfico do rio Matinhos: uma análise morfométrica. **Revista RA’EGA**, n. 4, p. 139-152, 2000.
- MORISAWA, M. E. Measurement of drainage basin outline form. **The Journal of Geology**, v. 66, n. 5, p. 587-591, 1958. <http://dx.doi.org/10.1086/626538>
- PINTO, J. E. S. S.; AGUIAR NETTO, A. O. **Clima, geografia e agrometeorologia: uma abordagem interdisciplinar**. São Cristóvão: Editora UFS, 2008. 221 p.
- SANTOS, A. M.; TARGA, M. S.; BATISTA, G. T.; DIAS, N. W. Análise morfométrica das sub-bacias hidrográficas Perdizes e Fojo no município de Campos do Jordão, SP, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 3, p. 195-211, 2012. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.945>
- SERGIPE. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos. **Atlas digital sobre recursos hídricos**. Aracajú: SEMARH, 2012. 1 DVD.
- STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions American Geophysical Union**, v. 38, n. 6, p. 913–920, 1957.
- UNITED STATES. Geological Survey - USGS. **EarthExplorer**. Disponível em: <http://earthexplorer.usgs.gov>. Acesso em: 23 mar. 2014.
- VASCO, A. N.; BRITTO, F. B.; PEREIRA, A. P. S.; MÉLLO JÚNIOR, A. V. M.; GARCIA, C. A. B.; NOGUEIRA, L. C. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 6, n. 1, p. 118–130, 2011. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.178>
- VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill, 1975. 245p.

Sorção de elementos traços em solos de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos

doi: 10.4136/ambi-agua.1274

Received: 09 Jan. 2014; Accepted: 27 May 2014

**Luiz Fernando Coutinho de Oliveira^{*}; Jéssica Soares Freitas;
Camila Marques Generoso; Ronaldo Fia**

Universidade Federal de Lavras (UFLA), Lavras, MG, Brasil

^{*}Autor correspondente: e-mail: coutinho@deg.ufla.br,

jessica_soares_freit@engambiental.ufla.br,

cmg@engambiental.ufla.br, ronaldofia@deg.ufla.br

RESUMO

A disposição inadequada dos resíduos sólidos urbanos no solo compromete a qualidade do solo, da água e do ar e constitui fonte de compostos orgânicos, solventes e elementos traços. Neste trabalho foi estudado a sorção dos elementos Cd, Cu, Li, Pb e Zn nos solos das áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos dos municípios de Campo Belo, Lavras e Pouso Alegre, MG com a finalidade de se verificar a vulnerabilidade da contaminação das águas subterrâneas. As isotermas de sorção apresentaram um bom ajuste ao modelo de Freundlich, permitindo a sua utilização na previsão de retenção destes elementos traços nos solos de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos dos municípios em questão para as concentrações estudadas. O solo do município de Pouso Alegre foi o que apresentou a menor potencialidade de lixiviação dos elementos traços avaliados, sendo o solo de Lavras o de maior vulnerabilidade no que se refere ao potencial de contaminação das águas subterrâneas, exigindo um maior controle na disposição de resíduos sólidos contendo elementos traços facilmente solubilizados.

Palavras-chave: isoterma de sorção, lixiviação, contaminação da água.

Sorption of trace elements in soils of final disposal of municipal solid waste

ABSTRACT

Improper disposal of municipal solid waste in soil impacts the quality of soil, water and air and is a source of organic compounds, solvents and trace elements. In this work, we studied the sorption of the Cd, Cu, Li, Pb and Zn in soils at solid waste disposal areas in the municipalities of Campo Belo, Lavras and Pouso Alegre, MG. The sorption isotherms showed a good fit to the Freundlich model, allowing us to predict the retention of these trace elements in soils from final disposal of municipal solid waste in the municipalities in the studied concentrations. The Pouso Alegre soil had the lowest potential for the leaching of trace elements; alternatively, the Lavras soil was the most vulnerable to the risk of groundwater

contamination, requiring greater care with regard to the disposal of solid waste containing trace elements that are easily soluble.

Keywords: sorption isotherm, leaching, water contamination.

1. INTRODUÇÃO

Segundo Martins et al. (2011) o termo elemento traço tem sido utilizado para definir elementos químicos que em baixas concentrações no ambiente podem vir a constituir uma fonte potencial para a poluição ambiental. Os elementos traços podem ser encontrados no solo em solução, adsorvidos aos sítios de troca, incorporados à superfície da fase inorgânica, como óxidos de Al, Fe e de Mn, participando de reações de precipitação e dissolução e ligados a compostos orgânicos.

Os efeitos gerados pela disposição dos resíduos sólidos repercutem, principalmente, na contaminação das águas e do solo. Esses resíduos acabam sendo constituídos de uma mistura muito complexa e de natureza diversa, cujos principais constituintes são: material orgânico, papel, vidro, plástico, elementos metálicos e tecnológicos, sendo esses últimos, fontes dos principais elementos traços liberados para o meio ambiente (Aniceto e Horbe, 2012; Gouveia e Prado, 2010; Celere et al., 2007).

Como produto da biodegradação gerado pela passagem da água através do maciço dos aterramentos dos resíduos sólidos em processo de decomposição, tem-se o líquido percolado chamado de chorume. Esse líquido possui elevada carga de poluentes orgânicos e inorgânicos e, ao entrar em contato com o solo, pode modificar, de forma intensa, suas características físicas, químicas e biológicas, bem como as das águas subterrâneas, caso consiga alcançá-las (Oliveira e Jucá, 2004).

De acordo com Piaz e Ferreira (2011) e Kemerich et al. (2013), o descarte indevido de resíduos contendo os metais pesados como as pilhas, baterias, tintas, dentre outros, apresentam elementos químicos altamente poluentes tanto ao homem quanto à natureza, podendo ser lixiviados e contaminar o solo, o lençol freático e também a fauna e a flora das regiões circunscritas. Dentre esses elementos com elevada toxicidade destacam-se a Ag, Cd, Cu, Hg, Li, Mn, Ni e Pb. Segundo Oliveira e Pasqual (2004), Machado et al. (2011) e Oliveira et al. (2013), dentre os elementos mais presentes no percolado das áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos, destacam-se o Cd, Cu, Li e o Zn.

Embora o solo seja uma barreira natural de proteção aos aquíferos subterrâneos, os fatores que governam sua capacidade em reter elementos traços são extremamente complexos, o que dificulta sobremaneira o seu entendimento e as possibilidades de previsões acerca do comportamento desses elementos, principalmente em longo prazo (Oliveira e Mattiazzo, 2001).

O efeito poluente dos elementos traços no ambiente depende, principalmente, da capacidade dos colóides do solo em sorvê-los e mantê-los retido com alta energia (Pierangeli et al., 2007). Segundo Chaves e Tit (2011) e Oliveira et al. (2010a), a contaminação do solo por elementos traços é extremamente perniciosa por serem altamente persistentes no ambiente. Os elementos traços não podem ser degradados ou prontamente destoxificados pelos seres vivos tornando, ao contrário da maioria dos contaminantes orgânicos, um agravante problema de poluição, ao longo do tempo (Oliveira et al., 2010b).

No processo da sorção, o soluto adere às superfícies das partículas do solo, especialmente argilo-minerais e matéria orgânica, devido a forças de atração decorrentes de cargas desequilibradas nas superfícies dessas partículas, resultantes de imperfeições ou substituições iônicas na estrutura cristalina dos minerais (substituição isomorfa) ou de quebra de ligações nas estruturas moleculares, especialmente nas extremidades (Freeze e Cherry, 1979). A sorção iônica ao complexo de troca do solo faz com que os íons mantenham intercâmbio com a

solução do solo, proporcionando ora sua retenção junto à fração sólida, ora sua disponibilização no meio aquoso (Tagliaferro et al., 2011).

A sorção pode ser vista como um processo chave para a determinação do destino dos poluentes no sistema solo-água. Esta habilidade que o solo possui na retenção de solutos retarda o seu transporte no perfil do solo. Características e propriedades como teor de argila e de matéria orgânica, capacidade de troca catiônica (CTC), pH entre outras, tem sido avaliadas como possíveis indicadores da capacidade de sorção dos solutos pelo solo (Nicochelli et al., 2012; Corrêa et al., 2011). O pH do solo pode interferir na adsorção de cátions metálicos por meio de mecanismos de adsorção específica e não específica ou eletrostática (Alleoni et al., 2005).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente, em suas resoluções nº 357 e 420, regulamenta o estabelecimento de critérios e valores orientadores referentes à presença de substâncias químicas, para a proteção da qualidade do solo e da água (Brasil, 2005 e 2009). A resolução nº357 estabelece para as diferentes classes de água (doce, salobra e salina as concentrações máximas dos contaminantes)s. Para o solo e águas subterrâneas a resolução nº420 estabelece os valores de prevenção e investigação para os contaminantes orgânicos e inorgânicos e recomenda que os valores de referência sejam estabelecidos pelos estados. Alguns grupos de pesquisa do Brasil direcionaram suas pesquisas à obtenção de teores naturais de metais nos solos, objetivando auxiliar na construção de valores orientadores para suas regiões dentre os quais podem se destacar: Oliveira et al. (1998), Fadigas et al. (2002, 2006a e 2006b), Casarini et al. (2002), Campos et al. (2003), Oliveira e Pasqual (2004), Guilherme et al. (2005), Pierangeli et al. (2009), Caires (2009), Biondi et al. (2011), Paye et al. (2010) e Carvalho et al. (2013).

Em vista do exposto, objetivou-se com este trabalho a análise da sorção do Cd, Cu, Li, Pb e Zn em solos de três formas distintas de disposição de resíduos urbanos gerados pelas cidades de Campo Belo, Lavras e Pouso Alegre, MG, com finalidade de identificar a potencialidade de contaminação do solo e das águas subterrâneas em função dos resultados obtidos nos ensaios de sorção.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Para a realização deste trabalho, foram coletadas amostras deformadas de solo em três áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos (RSU) dos municípios de Campo Belo, Lavras e Pouso Alegre, sob jurisdição da Superintendência Regional de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (Supram) do Sul de Minas Gerais. Em Campo Belo, os resíduos sólidos urbanos são dispostos em um aterro sanitário municipal localizado nas coordenadas geográficas de 20° 51' 47" S e 45° 17' 46" W; em Lavras, em um vazadouro a céu aberto - lixão (21° 16' 23" S e 44° 55' 34" W) e em Pouso Alegre (22° 15' 33" S e 46° W) em um lixão, o qual foi encerrado a quatro anos. Segundo a estimativa do IBGE (2013) a população dos municípios de Pouso Alegre, Lavras e Campo Belo foi respectivamente de 140.223, 99.172 e 53.656 habitantes, e a geração diária de resíduos desses municípios, conforme Franco (2012), foi de 77,7; 54,4 e 29,7 t dia⁻¹, respectivamente.

Para cada local de amostragem, foram colhidas amostras compostas de aproximadamente 2 kg de solo, coletadas com auxílio de trado holandês na profundidade de 0 a 60 cm, abaixo da superfície das plataformas de disposição de resíduos sólidos urbanos. Inicialmente, as amostras de solo foram destorroadas e peneiradas com malha de 2,0 mm de abertura e, posteriormente, secas em estufa a 105°C para obtenção da TFSE (Terra Fina Seca em Estufa) por um período de 48h conforme Paye et al. (2010). Após secagem, as amostras foram armazenadas em sacos de polietileno e parte foi encaminhada ao Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras (UFLA) para a caracterização química e física,

segundo as metodologias preconizadas pela Embrapa (1997). Não foram determinadas as concentrações do Cd, Cu, Li, Pb e Zn presentes nos solos estudados, uma vez que o estudo objetivou analisar a sorção do aporte desses elementos provenientes da disposição dos resíduos sólidos urbanos no solo.

O potencial de sorção e de lixiviação do Cd, Cu, Li, Pb e Zn nos solos estudados foram avaliados pela análise dos valores obtidos para o fator de retardamento e coeficiente de distribuição linear da isoterma de Freundlich. O coeficiente de distribuição linear e o fator de retardamento foram estimados por meio da análise das isotermas de sorção, curvas obtidas a partir de ensaios de equilíbrio em lote que, por sua vez, consistem na agitação de misturas compostas por uma porção de solo e uma solução contendo um contaminante com concentração inicial conhecida. A agitação mantém as partículas sólidas em suspensão, disponibilizando toda sua superfície ao contato com a solução durante o tempo necessário para que ocorram as reações químicas de interação solo-contaminante. Em seguida, foi feita a separação das fases sólida e líquida e determinou-se a concentração de equilíbrio da solução, sendo que pela diferença entre as concentrações inicial e de equilíbrio obteve-se a concentração do contaminante que foi retida pelo solo (Lange et al., 2002 e Souza et al., 2006).

Empregando-se as concentrações do Cd, Cu, Li, Pb e Zn em solução e adsorvida ao solo, fez-se então, o ajuste das isotermas de Freundlich nos modelos linear e potencial. Para tal, foram pesadas em balança de precisão 2,0g de TFSE de cada solo analisado, as quais foram transferidas para cubetas de centrífugas e adicionados 10 mL das soluções de Cloreto de Cádmio, Cloreto de Cobre, Cloreto de Lítio, Cloreto de Chumbo e Cloreto de Zinco nas concentrações de 0,1; 0,2; 0,5; 1,0; 5,0 e 10,0 mg L⁻¹, preparadas em Cloreto de Cálcio (0,01 mol L⁻¹) como eletrólito-suporte segundo recomendação de Chaves et al. (2008). As concentrações utilizadas no estudo da sorção basearam-se nas resoluções CONAMA e nos valores de referência para os elementos estudados, no solo e na água subterrânea, recomendados para os trabalhos citados na introdução. Tomaram-se com base os valores de referência no solo e na água, pois uma vez que o elemento não se encontra adsorvido no complexo de troca do solo, estará disponível em solução para ser lixiviado, podendo atingir os aquíferos proporcionando a contaminação das águas subterrâneas.

As cubetas contendo os solos e as soluções salinas foram acondicionadas em Becker, e posteriormente, colocadas em uma mesa orbital modelo Solab180. Os conjuntos Becker-cubetas, contendo os solos e as soluções foram agitadas de maneira contínua por um período de 24 h em uma agitação constante de 60 rpm, permitindo assim um maior contato entre os sítios de troca dos solos com as soluções salinas, conforme metodologia descrita por Abreu et al. (2011). Após o período de agitação na mesa orbital, as cubetas foram transferidas para uma centrífuga angular fixa com capacidade de 12 cubetas modelo Centribio 4000 e por um período de 15 min em uma rotação constante de 1200 rpm, foram centrifugadas com a finalidade de separar a solução sobrenadante. As soluções sobrenadantes foram acondicionadas em frascos de vidro devidamente limpos com uma solução de ácido nítrico, seguidas de dupla lavagem com água deionizada. Todas as amostras foram acidificadas com ácido nítrico até atingirem um pH < 2,0 e assim foram preservadas e mantidas em refrigeração em uma câmara de DBO modelo Solab 200/364 a uma temperatura constante de 2,0°C até o momento da determinação das concentrações Cd, Cu, Li, Pb e Zn em solução, seguindo as recomendações da CETESB (2001).

A concentração do Li foi determinada em um espectrofotômetro de chama modelo Quimis 398M2 e dos demais elementos em um espectrofotômetro de absorção atômica Perkin Elmer Modelo Analyst 800 com forno de grafite, no Laboratório de Geoquímica Ambiental do Departamento de Ciência do Solo da UFLA. As concentrações do Cd, Cu, Li, Pb e Zn

adsorvida nos solos estudados foram obtidas pela diferença entre as concentrações inicial e de equilíbrio das soluções aplicadas e dos sobrenadantes, respectivamente (Equação 1).

$$S = (C_i - C_f) \frac{Vol}{m} \quad (1)$$

em que:

S = concentração dos elementos adsorvidos ao solo ($mg\ kg^{-1}$);

C_i e C_f = concentração inicial e final do Cd, Cu, Li, Pb e Zn em solução ($mg\ L^{-1}$);

m = massa da TFSE (kg) e

Vol = volume da solução adicionada à cubeta (L).

A isoterma de Freundlich pode ser expressa pelos modelos potencial e linear. O modelo potencial é descrito pela Equação 2.

$$S = K_f C^N \quad (2)$$

em que:

C = concentração do soluto em solução ($mg\ L^{-1}$);

K_f e N = coeficiente e expoente da isoterma de Freundlich.

Quando o expoente N for unitário, tem-se uma isoterma linear que corresponde a um caso especial da isoterma de Freundlich (Freeze e Cherry, 1979). Neste caso, segundo Correia et al. (2010) e Arantes et al. (2006), o coeficiente de proporcionalidade da isoterma de Freundlich é chamado de coeficiente de partição (K_d) (Equação 3).

$$S = K_d C \quad (3)$$

De posse dos resultados dos ensaios de sorção, fizeram-se os ajustes das isotermas de sorção aos modelos potencial e linear empregando na estimativa dos parâmetros dos modelos o método da minimização da soma dos quadrados dos desvios. Com base no coeficiente angular das isotermas de sorção ajustadas, ou seja, do coeficiente de partição (K_d), fez-se a determinação dos respectivos fatores de retardamento dos elementos traços estudados para os diferentes solos, empregando para tal a Equação 4.

$$R = 1 + \frac{D_s}{P} K_d \quad (4)$$

em que:

P = porosidade total do solo (m^3 de poros m^{-3} de solo) e

D_s = massa específica do solo ($kg\ m^{-3}$).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 apresenta o resumo dos resultados das análises física e química dos solos de disposição de RSU dos municípios de Campo Belo, Lavras e Pouso Alegre, MG. Observou-se uma alta porcentagem da fração argila correspondente a 60% para o solo do município de Pouso Alegre, em comparação ao solo de Campo Belo (43%) e principalmente ao solo de Lavras que obteve apenas 29%. Sendo assim, o solo de Lavras foi classificado como de

textura franco argiloso, o de Campo Belo de textura argilosa e o de Pouso Alegre de textura muito argilosa. Embora o solo de Lavras tenha sido classificado como de textura média, foi o que apresentou menor valor médio da condutividade hidráulica do solo saturado, devido à sua menor porosidade o que pode ser confirmada pela sua maior massa específica do solo.

Tabela 1. Análises física e química dos solos de disposição de RSU dos municípios de Campo Belo, Lavras e Pouso Alegre, MG.

Município	Areia ----- % -----	Argila ----- % -----	Silte ----- % -----	D _p -- kg m ⁻³ --	D _s -- kg m ⁻³ --	K _o m d ⁻¹	pH	CO g kg ⁻¹	CTC cmol _c dm ⁻³	Ki	Kr
Campo Belo	38	43	19	2660	910	2,5	6,3	7,8	4,2	1,79	1,52
Lavras	30	29	41	2760	930	0,4	5,6	1,9	2,2	1,68	1,20
Pouso Alegre	21	60	19	2710	820	1,9	5,3	2,7	3,1	1,24	0,95

Nota: D_p = massa específica de partículas; D_s = massa específica do solo; K_o = condutividade hidráulica do solo saturado; CO = carbono orgânico; CTC = capacidade de troca catiônica; Ki e Kr = coeficientes de intemperismo.

Pelos valores da CTC apresentados na Tabela 1, os solos avaliados são caracterizados como gibbsíticos/oxídicos ($1,61 < CTC < 4,3 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) com baixa capacidade de retenção de cátions, concordando com os valores encontrados para os coeficientes de intemperismo $K_i < 1,8$ e $K_r > 0,75$ (Oliveira et al., 2010b). Dentre os solos classificados como de textura argilosa, o do município de Campo Belo apresentou um maior valor da capacidade de troca catiônica (CTC) em comparação com o solo de Pouso Alegre, o que nos leva a crer que exista diferença no tipo de argilo-mineral presente nesses solos. Pelos valores do coeficiente de intemperismo Kr, podem-se verificar valores mais elevados para o solo de Campo Belo em comparação com o de Pouso Alegre, conferindo uma tendência a ser gibbsíticos e o de Pouso Alegre, oxídico.

O solo de Campo Belo, apesar de apresentar menor quantidade da fração argila em comparação com o de Pouso Alegre, além do tipo de argilo-mineral presente neste solo, verificou-se um pH mais alto em relação aos demais, propiciando um maior poder de retenção dos elementos traços avaliados (Pierangeli et al., 2007 e Oliveira et al., 2010a). Com relação à quantidade de matéria orgânica nos solos avaliados, apesar de serem baixas, conferiu um aporte de cargas o que pode ser também uma fonte de explicação dos valores de CTC (Tabela 1). Segundo Prata et al. (2000) a sorção está relacionada com a fração mineral do solo, principalmente óxidos de Fe e Al, tendo a fração orgânica papel secundário, embora Ciotto et al. (2003) verificou que apesar de um pequeno acúmulo de CO no solo, há um reflexo positivo na CTC do solo.

A baixa CTC do solo de Lavras é justificada pela sua baixa quantidade da fração argila com tendência oxídica e pH na faixa ácida. Com o ambiente acidificado, a liberação de H⁺ propicia uma menor interação de cargas positivas com o solo (Campos, 2010), contribuindo para a redução do poder de retenção do solo de Pouso Alegre e Lavras. Paye et al. (2010) comentam que solos ácidos (pH abaixo de 7,0) de modo geral, favorecem a solubilização e mobilização de metais pesados na solução do solo e, por extensão, as perdas desses elementos por lixiviação. Portanto, cuidados redobrados deverão ser tomados com relação à área de disposição de resíduos sólidos do município de Lavras, que opera atualmente como um lixão e apresenta vulnerável no que se refere ao potencial de contaminação das águas subterrâneas.

A Tabela 2 apresenta o ajuste dos parâmetros das isothermas de Freundlich para os modelos linear e potencial, bem como os fatores de retardamento (R) para os elementos Cd, Cu, Li, Pb e Zn. Observou-se que para estes elementos obteve-se um bom ajuste das isothermas com coeficientes de determinação (r^2) próximos de 1,0, como se pode observar na Figura 1.

Com exceção ao Li, não foram verificadas grandes diferenças dos modelos linear e potencial das isotermas de Freundlich, com os expoentes ajustados do modelo potencial próximo de 1,0, que indica uma linearidade das isotermas de sorção para as concentrações dos elementos avaliados neste estudo.

Tabela 2. Parâmetros ajustados das isotermas de Freundlich e fator de retardamento para Cd, Cu, Li, Pb e Zn e solos de disposição de RSU dos municípios de Campo Belo, Lavras e Pouso Alegre, MG.

Elementos	Campo Belo					
	K_d	r^2	K_f	N	r^2	R
Cd	8,6955	0,9999**	8,7908	0,9979	0,9999**	9,91
Cu	8,0201	0,9999**	7,8483	1,016	0,9998**	9,22
Pb	6,8445	0,9999**	6,8134	1,0037	0,9999**	8,02
Zn	10,7010	0,9999**	9,9776	1,0489	0,9999**	11,97
Li	6,2503	0,8512**	13,6480	0,7032	0,9626**	7,41
	Lavras					
	K_d	r^2	K_f	N	r^2	R
Cd	7,9932	0,9992**	7,5789	1,0470	0,9963**	10,32
Cu	7,9858	0,9999**	7,8327	1,0123	0,9999**	10,32
Pb	6,7810	0,9999**	6,8145	0,9986	0,9999**	8,91
Zn	9,1991	0,9935**	7,5812	1,1105	0,9923**	11,73
Li	5,2446	0,8622**	10,6930	0,9477	0,9941**	7,12
	Pouso Alegre					
	K_d	r^2	K_f	N	r^2	R
Cd	8,8225	0,9998**	8,1191	1,0518	0,9994**	11,19
Cu	8,0204	0,9999**	7,9294	1,0087	0,9999**	10,27
Pb	6,8445	0,9999**	6,5491	1,0390	0,9975**	8,91
Zn	10,5790	0,9995**	9,3865	1,0496	0,9908**	13,22
Li	6,2315	0,8618**	13,6170	0,6966	0,9678**	8,20

Nota: ** significativo em nível de 1% de probabilidade pelo teste de t.

De um modo geral, observa-se na Tabela 2, que o solo de Lavras apresentou uma menor sorção para todos os elementos avaliados, em função da menor quantidade da fração argila e matéria orgânica, responsável pela a capacidade de troca catiônica (CTC). Para os solos de Campo Belo e Pouso Alegre não foram verificados grandes variações na sorção dos elementos estudados, em função de que esses solos apresentam uma maior quantidade da fração argila e matéria orgânica, quando comparados com o solo de Lavras e que, embora o solo de Pouso Alegre seja mais argiloso que o de Campo Belo, este último apresentou uma maior CTC em função do pH mais elevado e maior quantidade de matéria orgânica. Resultados que concordam com os obtidos por Araújo et al. (2002), Alleoni et al. (2005), Linhares et al. (2009 e 2010), Oliveira et al. (2010a e 2010b) e Costa (2013) que verificaram a adsorção máxima de metais pesados nos solos estudados, correlacionando positivamente com a CTC e com os teores de argila, de silte, de óxidos de ferro e de alumínio, sendo ainda altamente dependente do pH.

Figura 1. Isoterma de sorção os elementos Cd, Cu, Li, Pb e Zn e os solos das áreas de disposição dos RSU dos municípios de (a) Campo Belo, (b) Lavras e (c) Pouso Alegre, MG.

Embora a diferença entre os modelos linear e potencial da isoterma tenha sido pequena, o modelo potencial permitiu verificar as diferenças na sorção dos elementos estudados no diferentes solos (Figura 1), principalmente para o Cd, Zn e Li. Com base no fator de partição de isoterma linear de sorção (K_d), determinaram-se os valores dos fatores de retardamento (R) cujos resultados permitiram inferir a respeito da sorção e da potencialidade de lixiviação dos elementos traços estudados (Tabela 2). O coeficiente K_d reflete a energia de ligação (Oliveira et al., 2013; Gonçalves et al., 2013) demonstrando que a maior parte dos sítios de adsorção

possui alta afinidade pelos elementos traços avaliados, o que aumenta sua fixação no solo, reduz sua movimentação e disponibilização para o ambiente, que segundo Linhares et al. (2009) apresenta uma importância significativa em estudos ambientais.

Avaliando os valores obtidos para os coeficientes de partição e dos fatores de retardamento pode-se verificar a predominância pela sorção dos elementos bivalentes proporcionando uma redução na concentração desses elementos na solução do solo e da potencialidade da lixiviação e contaminação das águas subterrâneas em comparação com o Li que é monovalente (Tabela 2 e Figura 1). De um modo geral pode-se verificar que, para todos os solos estudados há uma tendência de preferência na sorção dos elementos traços avaliados, sendo o Zn com menor tendência a ser lixiviado, seguido do Cd, Cu, Pb e o Li com o maior potencial de contaminação das águas subterrâneas, por ser o elemento que apresentou a menor sorção nos solos estudados.

Com relação à contaminação do solo, verificou-se que para os maiores valores de concentração das soluções de Cd e Cu, os valores adsorvidos ao solo foram superiores aos de referência preconizados na literatura. As concentrações máximas suportados nos solos de Campo Belo, Lavras e Pouso Alegre obtidas pelos modelos lineares das isotermas de sorção, para atender os valores de referência devem ser de 0,15; 0,16 e 0,15 mg L⁻¹ para o Cd e de 7,48; 7,51 e 7,48 mg L⁻¹ para o Cu, respectivamente. Com relação ao Pb e Zn, os valores máximos adsorvidos foram inferiores ao de referência, não implicando em aportes excessivos desses elementos nos solos avaliados.

4. CONCLUSÃO

Para os elementos traços estudados o modelo de Freundlich empregado para descrever as isotermas de sorção apresentou um bom ajuste, permitindo, na faixa das concentrações estudadas, a sua utilização na previsão de retenção do Cd, Cu, Li, Pb e Zn nos solos de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos dos municípios em questão.

O solo de Campo Belo apresentou menor potencial à lixiviação dos elementos traços avaliados, sendo o solo de Lavras de maior vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas, exigindo um maior controle na disposição de resíduos sólidos.

Com relação à mobilidade dos metais avaliados, verificou-se uma tendência de preferência na sorção dos elementos traços avaliados, sendo o Zn menos disponível para ser lixiviado e o Li com o maior potencial de contaminação das águas subterrâneas.

5. AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa do estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo aporte financeiro para a realização deste trabalho.

6. REFERÊNCIAS

- ABREU, L. B.; CARVALHO, G. S.; CURI, N.; GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J. G. S. M. Sorção de selênio em solos do bioma cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 6, p. 1995-2003, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832011000600016>
- ALLEONI, L. R. F.; IGLESIAS, C. S. M.; MELLO, S. C.; CAMARGO, O. A.; CASAGRANDE, J. C.; LAVORENTI, N. A. Atributos do solo relacionados à adsorção de cádmio e cobre em solos tropicais. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 27, n. 4, p. 729-737, 2005. <http://dx.doi.org/10.4025/actasciagron.v27i4.1348>

- ANICETO, K. C. P.; HORBE, A. M. C. Solos urbanos formados pelo acúmulo de resíduos em Manaus, Amazonas, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 42, n. 1, p. 135-148, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672012000100016>
- ARANTES, S. A. C. M.; LIMA, J. M.; NÓBREGA, J. C. A.; GUILHERME L. R. G.; JULIÃO, L. G. F.; JESUS, E. A. Sorção de atrazina em solos representativos da sub-bacia do rio das Mortes – MG. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba v. 16, p. 101-110, 2006.
- ARAÚJO, W. S.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N.; GOMES, P. C. Relação entre adsorção de metais pesados e atributos químicos e físicos de classes de solo do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n. 1, p. 17-27, 2002.
- BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. A.; FABRICIO NETA, A. B.; RIBEIRO, M. R. Teores de Fe, Mn, Zn, Cu, Ni e Co em solos de referência de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 3, p. 1057-1066, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832011000300039>
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº357, de 17 de março de 2005**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 06 mar. 2014.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº420, de 28 de dezembro de 2009**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res09/res42009.pdf>>. Acesso em: 06 mar. 2014.
- CAIRES, S. M. **Determinação dos teores naturais de metais pesados em solos do Estado de Minas Gerais como subsídio ao estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade**. 2009. 304f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.
- CAMPOS, M. C. C. Atributos dos solos e riscos de lixiviação de metais pesados em solos tropicais. **Ambiência**, v. 6, n. 3, p. 547-565, 2010.
- CAMPOS, M. L.; PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J. G. S. M.; CURI, N. Baseline concentration of heavy metals in Brazilian Latosols. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 34, p. 547-557, 2003. <http://dx.doi.org/10.1081/CSS-120017838>
- CARVALHO, S. R.; VILAS BÔAS, G. S.; FADIGAS, F. S. Concentrações naturais de metais pesados em solos derivados de sedimentos do grupo Barreiras. **Cadernos de Geociências**, v. 10, n. 2, p. 97-107, 2013.
- CASARINI, D. C. P.; DIAS, C. L.; LEMOS, M. M. G. Critérios de qualidade de solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo - valores orientadores. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., 2002. Disponível em: <<http://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/22331/14674>>. Acesso em: 06 mar. 2014.
- CELERE, M. S.; OLIVEIRA, A. S.; TREVILATO, T. M. B.; SEGURA-MUNHÔZ, S. I. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil e sua relevância para saúde pública. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 23, n. 4, p. 939-947, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2007000400021>

- CHAVES, L. H. G.; TIT, G. A. Cadmium and copper adsorption on bentonite: effects of pH and particle size. **Revista Ciência Agronômica**, v. 42, n. 2, p. 278-284, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S1806-66902011000200004>
- CHAVES, L. H. G.; SOUZA, R. S.; TIT, G. A. Adsorção de zinco em argissolos do estado da Paraíba: efeito do pH. **Revista Ciência Agronômica**, v. 39, n. 4, p. 511-516, 2008.
- CIOTTA, M. N.; BAYER, C.; FONTOURA, S. M. V.; ERNANI, P. R.; ALBUQUERQUE, J. A. Matéria orgânica e aumento da capacidade de troca de cátions em solo com argila de atividade baixa sob plantio direto. **Ciência Rural**, v. 33, n. 6, p.1161-1164, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782003000600026>
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**. 2001. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/manual-de-gerenciamento-de-areas-contaminadas/7-manual-de-gerenciamento-das--acs>>. Acesso em: 9 fev. 2013.
- CORRÊA, R. M.; NASCIMENTO, C. W. A.; ROCHA, A. T. Adsorção de fósforo em dez solos do Estado de Pernambuco e suas relações com parâmetros físicos e químicos. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 33, n. 1, p. 153-159, 2011. <http://dx.doi.org/10.4025/actasciagron.v33i1.3129>
- CORREIA, F. V.; LANGENBACH, T.; CAMPOS, T. M. Avaliação do transporte de atrazina em solos sob diferentes condições de manejo agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 2, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000200026>
- COSTA, W. P. L. B. **Metais pesados em solos do Rio Grande do Norte: valores de referência de qualidade e relações geopedológicas**. 2013. 121f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2013.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2ª ed. Rio de Janeiro, 1997. 212p.
- FADIGAS, F. S.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N.; ANJOS, L. H. C.; FREIXO, A. A. Concentrações naturais de metais pesados de metais pesados em algumas classes de solos Brasileiros. **Bragantia**, v. 61, n. 2, p. 151-159, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052002000200008>
- FADIGAS, F. S.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N.; ANJOS, L. H. C.; FREIXO, A. A. Proposição de valores de referência para a concentração natural de metais pesados em solos brasileiros. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 699–705, 2006a. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662006000300024>
- FADIGAS, F. S.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N.; ANJOS, L. H. C. Estimation of reference values for Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in Brazilian soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 37, p. 945-959, 2006b. <http://dx.doi.org/10.1080/00103620600583885>
- FRANCO, C. S. **Caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares e percepção dos hábitos de descarte no sul de Minas**. 2012. 157f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

- FREEZE, A.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. New Jersey: Prentice-Hall; Englewood Cliffs, 1979. 604p.
- GONÇALVES, M. S.; BETTIN, J. P.; SILVA JUNIOR, L. C. S.; SAMPAIO, S. C.; DAL BOSCO, T. C. Adequação dos modelos de Langmuir e Freundlich na adsorção de cobre em solo argiloso do sul do Brasil. **Holos**, v. 4, n. 29, p. 37-44, 2013.
- GOUVEIA, N.; PRADO, R. R. Riscos à saúde em áreas próximas a aterros de resíduos sólidos urbanos. **Revista de Saúde Pública**, v. 44, n. 5, p. 859-66, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-89102010005000029>
- GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L.; MARCHI, G. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. In: TORRADO-VIDAL, P.; ALLEONI, L. R. F.; COOPER, M.; SILVA, A. P. (Eds.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. Vol 4. p. 345-390.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Cidades@**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat>>. Acesso em: 9 jan. 2013.
- KEMERICH, P. D. C.; MENDES, S. A.; VORPAGEL, T. H.; PIOVESAN, M. Impactos ambientais decorrentes da disposição inadequada de lixo eletrônico no solo. **Engenharia Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 208-219, 2013.
- LANGE, L. C.; SIMÕES, G. F.; FERREIRA, C. F. A.; COELHO, H. M. G. Estudo do transporte de contaminantes em meios porosos Aplicado a aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS JUNIOR, A. B.; LANGE, L. C.; GOMES, L. P.; PESSIN, N. **Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades**. Rio de Janeiro: RiMa; ABES, 2002. p-85-92.
- LINHARES, L. A.; EGREJA FILHO, F. B.; OLIVEIRA, C. V.; BELLIS, V. M. Adsorção de cádmio e chumbo em solos tropicais altamente intemperizados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 3, p. 291-299, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2009000300011>
- LINHARES, L. A.; EGREJA FILHO, F. B.; BELLIS, V. M.; SANTOS, E. A.; IANHEZ, R. Utilização dos modelos de Langmuir e de Freundlich na adsorção de cobre e zinco em solos Brasileiros. **Acta Agronômica**, v. 59, n. 3, p. 303-315, 2010.
- MACHADO, M. E.; MENEZES, J. C. S. S.; COSTA, J. F. C. L.; SCHNEIDER, I. A. H. Análise e avaliação da distribuição de metais pesados em um antigo aterro de resíduos sólidos urbanos "Aterro Invernadinha". **Evidência**, v. 11, n. 2, p. 69-82, 2011.
- MARTINS, C. A. S.; NOGUEIRA, N. O.; RIBEIRO, P. H.; RIGO, M. M.; CANDIDO, A. O. A dinâmica de metais-traço no solo. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 17, n. 3/4, p. 383-391, 2011.
- NICOCELLI, L. M.; NASCENTES, R.; LIMA, E. B. N. R.; SOARES, F. S. C. Sorção de potássio em amostras de solo submetidas à aplicação de vinhaça. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 7, p. 754-760, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662012000700008>

- OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E. Mobilidade de metais pesados em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**, v. 58, n. 4, p. 807-812, 2001. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162001000400024>
- OLIVEIRA, F. J. S.; JUCÁ, J. F. T. Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 3, p. 211-217, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522004000300007>
- OLIVEIRA, L. F. C.; LEMKE DE CASTRO, M. L.; RODRIGUES, C.; BORGES, J. D. Adsorção e deslocamento do íon cádmio em solos do cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 8, p. 848-855, 2010a. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662010000800009>
- OLIVEIRA, L. F. C.; LEMKE DE CASTRO, M. L.; RODRIGUES, C.; BORGES, J. D. Isotermas de sorção de metais pesados em solos do cerrado de Goiás. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 7, p. 776-782, 2010b. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662010000700014>
- OLIVEIRA, L. F. C.; NOGUEIRA, J. G.; FRIZZARIM, S. S.; FIA, R.; FREITAS, J. S.; FIA, F. R. L. Sorção e mobilidade do lítio em solos de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 139-148, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522013000200006>
- OLIVEIRA, S.; PASQUAL, A. Avaliação de parâmetros indicadores de poluição por efluente líquido de aterro sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 3, p. 240-249, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522004000300010>
- OLIVEIRA, T. S.; COSTA, L. M.; CRUZ, C. D. Importância relativa dos metais pesados do solo na identificação e separação de materiais de origem. **Revista Ceres**, v. 45, n. 260, p. 359-371, 1998.
- PAYE, H. S.; MELLO, J. W. V.; ABRAHÃO, W. A. P.; FERNANDES FILHO, E. I.; DIAS, L. C. P.; CASTRO, M. L. O. et al. Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos no Estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 6, p. 2041-2051, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000600028>
- PIAZ, J. F. D.; FERREIRA, G. M. V. Gestão de resíduos sólidos domiciliares urbanos: o caso do município de Marau, RS. **Revista de Gestão Social e Ambiental**, v. 5, n. 1, p. 33-47, 2011. <http://dx.doi.org/10.5773/rgsa.v5i1.248>
- PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N.; COSTA, E. T. S.; LIMA, J. M.; MARQUES, J. J. G. S. M. et al. Comportamento sortivo, individual e competitivo, de metais pesados em Latossolos com mineralogia contrastante. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 4, p. 819-826, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832007000400022>
- PIERANGELI, M. A. P.; EGUCHI, E. S.; RUPPIN, R. F.; VIEIRA, F. V.; COSTA, R. B. F. Teores de As, Pb, Cd e Hg e fertilidade de solos da região do Vale do Alto Guaporé, sudoeste do estado de Mato Grosso. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 1, p. 59-67, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672009000100006>

-
- PRATA, F.; LAVORENTI, A.; REGITANO, J. B.; TORNISIELO, V. L. Influência da matéria orgânica na sorção e dessorção do glifosato em solos com diferentes atributos mineralógicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 947-951, 2000.
- SOUZA, R. S.; CHAVES, L. H. G.; FERNANDES, J. D. Adsorção de zinco e sua relação com características de solos do Estado da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.1, n. único, p. 1/6, 2006.
- TAGLIAFERRO, G. V.; PEREIRA, P. H. F.; RODRIGUES, L. A.; SILVA, M. L. C. P. Adsorção de chumbo, cádmio e prata em óxido de nióbio hidratado preparado pelo método da precipitação em solução homogênea. **Química Nova**, v. 34, n. 1, p. 101-105, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422011000100020>

Teores de metais pesados em cambissolo irrigado com água residuária doméstica e água de poço

doi: 10.4136/ambi-agua.1309

Received: 09 Feb. 2014; Accepted: 24 May 2014

**Adriana de Fátima Mendes Oliveira¹; Fabrícia Gratyelli Bezerra Costa Fernandes¹;
Rafael Oliveira Batista^{1*}; Luiz di Souza²; Marcelo Tavares Gurgel¹**

¹Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Mossoró, RN, Brasil
Departamento de Ciências Ambientais e Tecnológicas (DCAT)

²Universidade do Estado do Rio Grande do Norte (UERN), Natal, RN, Brasil
Departamento de Química

*Autor correspondente: e-mail: rafaelbatista@ufersa.edu.br,
oliveira.adrianamendes@gmail.com, fabricia_gratyelli@hotmail.com,
luizuern@bol.com.br, marcelo.tavares@ufersa.edu.br

RESUMO

O aporte de nutrientes das águas residuárias doméstica estimula a prática do reuso na produção agrícola, porém a presença de metais pesados, mesmo que em baixas concentrações, pode acarretar problemas ambientais no longo prazo. O presente trabalho objetivou analisar os efeitos da aplicação da água residuária doméstica e água de poço na alteração dos teores de metais pesados em um cambissolo cultivado com pimenta malagueta. Para isso, uma área experimental de 744 m² foi montada no assentamento Milagres em Apodi-RN. Essa área é composta de estação de tratamento de esgoto e de sistema de irrigação por gotejamento. Os tratamentos utilizados foram T1 - 100% de aplicação água residuária doméstica tratada (ART) e 0% de água de poço (AP), T2 - 75% de ART e 25% de AP, T3 - 50% de ART e 50% de AP, T4 - 25% de ART e 75% de AP e T5 - 0% de ART e 100% de AP. No período experimental foram realizadas análises químicas da ART e AP, enquanto do solo foram coletadas amostras nas camadas de 0 a 0,20 m, 0,20 a 0,40 m e 0,40 a 0,60 m para determinação dos valores de pH e do conteúdo de cobre, zinco, ferro e manganês. Os resultados indicaram que os teores de cobre, zinco, ferro e manganês do cambissolo não foram influenciados pelas proporções de água residuária doméstica tratada e de água de poço. Os valores de pH do solo apresentaram tendência de redução nas proporções com mais água residuária doméstica tratada em relação a água de poço.

Palavras-chave: efluente, reuso, elementos traço.

Heavy metal contents in irrigated cambisolo with domestic wastewater and well water

ABSTRACT

The supply of nutrients from domestic wastewater encourages the practice of reuse in agricultural production, but the presence of heavy metals, even at low concentrations, can cause environmental problems in the long term. This study analyzed the effects of the

application of domestic wastewater and well water on heavy metal levels in a cambisol cultivated with chili peppers. Thus, an experimental area of 744 m² was established in Milagres rural community, Apodi-RN. This area is comprised of a sewage treatment station and drip irrigation system. The treatments were T1 - 100% of treated domestic wastewater (ART) and 0% of well water (AP), T2 - 75% of ART and 25% of AP, T3 - 50% of ART and 50% of AP, T4 - 25% of ART and 75% of AP and T5 - ART 0% of ART and 100% of AP. During the experimental period we chemically analyzed ART and AP, while soil samples were collected in the layers 0 to 0.20 m, 0.20 to 0.40 m and 0.40 to 0.60 m for determination of pH and the content of copper, zinc, iron and manganese. The results indicated that the levels of copper, zinc, iron and manganese on cambisol were not influenced by the proportions of domestic treated wastewater and well water; however, the soil pH decreased as the proportions of domestic treated wastewater increased as compared to well water.

Keywords: effluent, reuse, trace elements.

1. INTRODUÇÃO

O semiárido brasileiro é caracterizado por apresentar um curto período chuvoso, temperatura elevada e alta taxa de evaporação. Quanto à quantidade de água no solo disponível às plantas, nessa região, registra-se uma deficiência hídrica na grande maioria dos meses do ano (Brasil, 2012). Além disso, o esgotamento sanitário inadequado ou inexistente afeta diretamente a saúde e as condições de vida das populações, nos quais as doenças infecciosas continuam sendo uma importante causa de mortalidade (IBGE, 2010).

O reuso planejado de águas residuárias domésticas na agricultura consiste em uma medida para atenuar o problema da escassez hídrica no semiárido, sendo uma alternativa para os agricultores localizados especificamente nas áreas circunvizinhas dos centros urbanos e nas áreas rurais. No entanto, as águas residuárias tratadas e destinadas ao uso agrícola devem ser avaliadas sob os aspectos de sodicidade, salinidade, excesso de nutrientes e, sobretudo, sob os aspectos sanitários que criam graves problemas de saúde pública, uma vez que acarretam enfermidades (Hespanhol, 2008).

Deve-se enfatizar que são vários os benefícios do uso das águas residuárias domésticas na agricultura por terem em sua composição água e nutrientes que promovem: a substituição parcial de fertilizantes químicos, minimizando a degradação ambiental em função da redução do lançamento de resíduos nos corpos hídricos; aumento na produção agrícola tanto qualitativo quanto quantitativo; economia da quantidade de água direcionada para a irrigação, que pode ser utilizada para fins mais nobres, como o abastecimento público; e a melhoria das condições físicas do solo pela adição da matéria orgânica, ao mesmo tempo em que se minimiza o problema da disposição final de águas residuárias (Hespanhol, 2003).

No entanto, a utilização de águas residuárias domésticas na irrigação de culturas agrícolas pode acarretar alterações físicas, químicas e microbiológicas no solo; proporcionar contaminação tanto do produto agrícola quanto do produtor rural e danificar os equipamentos utilizados na aplicação dessas águas residuárias (Fonseca et al., 2007; Batista et al., 2010). Léon Suematsu e Cavallini (1999) afirmaram que a utilização de esgoto sanitário tratado como fonte de nutrientes, traz benefícios ao meio ambiente e ao produtor rural, que irá reduzir seus custos com aplicação de fertilizantes e, conseqüentemente, aumentar a produtividade das culturas. Al-Nakshabandi et al. (1997) constatou aumento nas concentrações de nitrogênio, fósforo, potássio, sódio, cálcio e magnésio, nas folhas e nos frutos de berinjela, em razão da fertirrigação com esgoto sanitário tratado. Os mesmos autores verificaram aumento, porém irrisório, nos teores de zinco, manganês, cádmio, cromo e chumbo, nas folhas.

Diante do exposto, este trabalho objetivou analisar a alteração nos teores de metais pesados de um cambissolo cultivado com pimenta malagueta e irrigado com água residuária doméstica tratada e água poço.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Os ensaios experimentais foram conduzidos de março de 2012 a agosto de 2012 no Projeto de Assentamento Rural Milagres na Chapada do Apodi em Apodi-RN (latitude: 5° 37' 38'' S; longitude: 37° 49' 55'' W; e altitude de 150 m). A região apresenta clima muito quente e semi-árido, conforme a classificação climática de Köppen.

Nos últimos 15 anos o solo das áreas comunitárias do assentamento Milagres foi explorado com a produção intensiva do algodoeiro e as criações de bovinos e caprinos. O solo da área experimental do Assentamento Milagres foi classificado como Cambissolo TA Eutrófico Típico, conforme as normatizações da Embrapa (2006). Na Tabela 1 estão apresentadas as características físico-químicas do solo da área experimental nas profundidades de 0 a 0,20 m, 0,20 a 0,40 m e 0,40 a 0,60 m.

Tabela 1. Características físicas e químicas do solo utilizado no experimento antes da aplicação da água residuária doméstica tratada.

Camada no perfil do solo (m)	pH	MO g kg ⁻¹	P	K ⁺	Na ⁺	N	B	Cu	Zn	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	SB	CTC	m
						mg dm ⁻³					cmol _c dm ⁻³				%
0 a 0,20	6,7	1,8	7,7	138	125	0,25	0,3	0,7	3,1	2,1	0,6	0,0	3,05	4,04	0
0,20 a 0,40	7,2	1,2	1,4	106	120	0,20	0,2	0,9	0,5	1,8	0,6	0,0	2,67	3,17	0
0,40 a 0,60	6,5	1,1	0,7	134	118	0,18	0,3	0,5	0,4	3,5	1,3	0,0	5,14	5,14	0

Camada no perfil do solo (m)	Densidade do solo g cm ⁻³	Areia	Silte	Argila	Umidade (%)	
			kg kg ⁻¹		0,01 MPa	1,5 MPa
0 a 0,20	1,80	0,83	0,07	0,10	28,6	6,2
0,20 a 0,40	1,69	0,55	0,07	0,38	18,2	12,2
0,40 a 0,60	1,73	0,47	0,06	0,47	18,0	12,7

Nota: MO = matéria orgânica; SB = soma de bases; CTC = capacidade de troca catiônica; e m = saturação por alumínio.

O assentamento possui 107 habitantes que ocupam 28 residências, produzindo diariamente um volume de 16 m³ de água residuária doméstica. Ressalta-se que o assentamento dispõe de rede coletora de água residuária doméstica para todas as residências, tendo o ramal domiciliar com diâmetro nominal de 100 mm e as tubulações primária e secundária com diâmetro nominal de 150 mm. Para o tratamento primário da água residuária doméstica canalizada foi instalado um decanto-digestor (tanque séptico mais dois filtros anaeróbios), sendo a disposição final da água residuária doméstica primária feita via sistema de irrigação por gotejamento visando a fertirrigação de cultivos agrícola de interesse aos assentados.

O decanto-digestor foi construído em alvenaria de tijolos maciços com revestimento interno e externo contendo agente impermeabilizante para evitar infiltrações e vazamentos. O tanque séptico e os filtros biológicos foram dimensionados seguindo as recomendações da NBR 7229 (ABNT, 1993), tendo as dimensões de 4,0 m de largura, 8,0 m de comprimento e 1,80 m de profundidade. Adotou-se no dimensionamento a profundidade útil de 1,30 m, o detalhamento do sistema do sistema foi o seguinte: a) Um tanque séptico com duas câmaras, medindo de 2,0 m de largura por 7,6 m de comprimento por 1,30 m de profundidade útil, tempo de retenção hidráulica de 12 horas, frequência para remoção do lodo a cada dois anos,

ocupando um volume de aproximadamente 20 m³ responsável por proporcionar a remoção de sólidos decantáveis, areia e material gorduroso da água residuária doméstica, efetuando o tratamento denominado preliminar/primário. A divisória entre as câmaras do tanque séptico foi implantada a 2/3 do seu comprimento interno, ou seja, a 5,4 m do ponto de entrada da água residuária doméstica. Para a passagem do efluente de uma câmara para outra foram construídas cinco aberturas, cada uma com dimensões médias de 0,20 m de largura por 0,50 m de altura; e b) Dois filtros anaeróbios de fluxo descendente, cada uma nas dimensões de 1,0 m de largura por 6,0 m de comprimento por 1,30 m de profundidade útil, ocupando os dois um volume de 16,0 m³. Os filtros anaeróbios foram preenchidos, internamente, com tijolos cerâmicos de oito furos para auxiliar na formação de biofilme para degradação de poluentes químicos e orgânicos presentes no efluente. O tempo de detenção hidráulica estimado para cada filtro foi de duas horas.

Esse sistema foi montado em uma área de 744 m², sendo destinada ao cultivo da pimenta malagueta. Como a água residuária doméstica foi submetida somente ao tratamento primário, ressalta-se que existe o risco microbiológico do efluente; nesse caso optou-se pela instalação de cerca ao redor da área experimental tendo restrito acesso ao público.

A aplicação das proporções de água residuária primária e da água de abastecimento foi realizada por um sistema de irrigação por gotejamento automatizado constituído de: a) Dois reservatórios de 10 m³ para armazenamento da água residuária primária e da água de abastecimento, ambos construídos com concreto armado nas dimensões de 3,5 m de diâmetro por 1,0 m de profundidade; b) Duas unidades de recalque dotadas de motobombas com potência de 1,5 cv e filtro de discos com aberturas de 130 µm; c) Cinco unidades de irrigação por gotejamento para aplicação das proporções de água residuária doméstica e água de abastecimento, dotadas de emissores não-autocompensantes de 1,6 L h⁻¹ de vazão nominal e espaçamento entre emissores de 0,30 m.

A água residuária doméstica tratada pelo decanto-digestor foi armazenada em reservatório de 10 m³, para posterior aplicação pelo sistema de irrigação por gotejamento. Enquanto, a água de abastecimento utilizada no experimento foi proveniente de um poço com 150 m de profundidade dotados de bomba submersa multiestágios com potência de 9,0 cv.

Os tratamentos consistiram na aplicação da água residuária doméstica primária (ART) e água de poço (AP) com cinco proporções (T1 - 100% de ART e 0% de AP; T2 - 75% de ART e 25% de AP, T3 - 50% de ART e 50% de AP, T4 - 25% de ART e 75% de AP e T5 - 0% de ART e 100% de AP). Para análise dos dados de solo, o experimento foi montado no esquema de parcelas subsubdivididas tendo nas parcelas os tratamentos, nas subparcelas as profundidades de amostragem (0 a 0,20 m, 0,20 a 0,40 m e 0,40m a 0,60m) e nas subsubparcelas os tempos de amostragem (0, 34, 68 e 102 dias). O delineamento utilizado foi em blocos casualizados com cinco repetições.

A cultura utilizada nos ensaios experimentais foi a pimenta malagueta, sendo transplantada no dia 14 de março de 2012. O espaçamento utilizado no experimento foi de 1,0 m entre fileiras de plantas por 0,30 m entre plantas. As parcelas experimentais foram constituídas de cinco fileiras de plantas de 2,5 m sendo duas bordaduras e as fileiras centrais a parcela útil, totalizando 25 parcelas de 12,5 m² (Figura 1). Foram realizadas capinas manuais para que o experimento ficasse ausente de plantas que competissem pelos nutrientes. A necessidade hídrica da pimenta malagueta foi estimada com base no balanço de água no solo e na evapotranspiração de referência pela metodologia da FAO empregando a equação de Penman-Monteith (Allen et al., 2006). Durante o experimento com pimenta malagueta aplicou-se uma lâmina bruta de irrigação de 692 mm com as distintas proporções de água residuária doméstica tratada e água de poço.

No período de 25 de abril a 25 de julho de 2012, foram realizadas, no experimento, quatro amostragens tanto da água residuária doméstica tratada quanto da água de poço

seguindo as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et al., 2012). Para caracterização química da água residuária doméstica, amostras foram coletadas e preservadas em caixas isotérmicas com gelo à temperatura de 4°C até a entrada nos laboratórios. Em seguida, essas amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) onde foram realizadas análises de: pH, condutividade elétrica, cobre, zinco, ferro e manganês.

No Cambissolo da área experimental foram coletadas amostras compostas com auxílio de trado tipo holandês, nos tempos de avaliação de 0, 40, 67 e 102 dias após o transplante da pimenta malagueta, sendo a amostragem realizada em média a cada 34 dias para caracterização dos valores de pH, cobre, zinco, ferro e manganês seguindo as recomendações da Embrapa (Embrapa, 1997). Essas amostras foram coletadas em cada uma das 25 parcelas cultivadas com a pimenta malagueta e fertirrigadas com as distintas proporções de esgoto doméstico primário e de água de abastecimento nas camadas do perfil do solo de 0 a 0,20 m, 0,20 a 0,40m e 0,40 a 0,60 m. Foram coletas quatro amostras simples de solo em cada parcela, próximas a faixa molhada do sistema de irrigação por gotejamento, nas três camadas do perfil do solo. Para cada profundidade foi obtida uma amostra composta resultante da mistura das quatro amostras simples. Em seguida, encaminharam-se as amostras compostas para o Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Apresentam-se, na Tabela 2, o valor médio e o desvio padrão das características químicas de quatro amostragens da água residuária doméstica primária e da água de poço realizadas durante o período experimental.

Tabela 2. Valor médio e desvio padrão das características químicas de quatro amostragens de água residuária doméstica primária (ART) e água de poço (AP), realizadas no período de 25 de abril a 25 de julho de 2012.

Características	ART	AP
pH	7,30 ± 0,15	6,92 ± 0,17
Condutividade elétrica (dS m ⁻¹)	0,98 ± 0,13	0,08 ± 0,01
Ferro total (mg L ⁻¹)	0,42 ± 0,13	0,21 ± 0,11
Manganês total (mg L ⁻¹)	0,09 ± 0,06	0,05 ± 0,03
Zinco (mg L ⁻¹)	0,097 ± 0,03	0,13 ± 0,12
Cobre (mg L ⁻¹)	0,02 ± 0,03	0,02 ± 0,03

Na ART o valor médio do pH encontram-se dentro da faixa de 5 a 9 estabelecida pela Resolução Conama n° 430/2011 para lançamento de água residuária doméstica tratada em corpos hídricos receptores (Brasil, 2011b). Além disso, esse valor médio foi superior ao pH de 6,81 obtido por Moura et al. (2011) em água residuária doméstica tratada com tanque séptico, filtro anaeróbio e reator solar, onde houve uma ligeira acidificação do efluente em função do tratamento anaeróbio. Com relação ao risco de obstrução de gotejadores, o pH de ARP foi classificado como moderado, pois encontrou-se dentro da faixa de 7,0 a 7,5 estabelecida por Nakayama et al. (2006). O valor médio do pH de AP, durante o período experimental, enquadra-se na faixa de 6,0 a 9,5 estabelecido pela Portaria MS n° 2914/2011 (Brasil, 2011a) que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. De acordo com Nakayama et al.

(2006), o valor médio do pH de AP foi menor que 7,0 sendo o risco de obstrução de gotejadores classificado como baixo.

O valor médio da condutividade elétrica de ART foi inferior ao limite de $3,0 \text{ dS m}^{-1}$ proposto para uso agrícola de água residuária (Ceará, 2002). Esse resultado difere do valor de $1,05 \text{ dS m}^{-1}$ obtida por Moura et al. (2011) no tratamento de esgoto doméstico com tanque séptico, filtro anaeróbio e reator solar. A condutividade elétrica média de ART apresentou risco moderado de obstrução de gotejadores dentro da faixa de $0,8$ a $3,1 \text{ dS m}^{-1}$ (Capra e Scicolone, 1998). Com relação à condutividade elétrica de AP, o seu valor médio atendeu ao padrão de potabilidade previsto na Portaria MS nº 2914/2011 (Brasil, 2011a), sendo inferior ao limite de $1,57 \text{ dS m}^{-1}$. Além disso, a condutividade elétrica média da água de abastecimento indica baixo risco de obstrução de gotejadores, por ser inferior ao limite de $0,8 \text{ dS m}^{-1}$ (Nakayama et al., 2006).

O valor médio do ferro total presente na ART encontra-se dentro da faixa de $0,2$ a $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ estabelecida por Nakayama et al. (2006) que classifica o risco de obstrução de gotejadores como moderado. Tal valor médio atende aos padrões de lançamento de água residuária tratada em corpo hídrico, onde o limite máximo é de $15,0 \text{ mg L}^{-1}$ (Brasil, 2011b). Na AP a concentração média de ferro encontra-se na faixa de $0,2$ a $1,5 \text{ mg L}^{-1}$, classificando o risco de obstrução de gotejadores como moderado. O valor médio do ferro foi inferior a $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ não contribuindo para a acidez e a indisponibilidade do fósforo e do molibdênio (Ayers e Westcot, 1999). Em relação à potabilidade da água, o ferro é uma característica organoléptica, pois altera sua coloração. De acordo com a Portaria MS nº 2914/2011 (Brasil, 2011a), a concentração média de ferro foi inferior ao limite de $0,3 \text{ mg L}^{-1}$, indicando a potabilidade dessa água.

A concentração média de manganês na ART foi inferior ao limite de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ estabelecido para o lançamento de águas residuárias em corpo hídrico receptor (Brasil, 2011b). Além disso, a concentração média de manganês na ART foi menor que $0,20 \text{ mg L}^{-1}$, não representando riscos de toxicidade para cultivos agrícolas obtidos em solos ácidos. O manganês representa baixo risco de obstrução de gotejadores, pois o seu valor médio na ARP foi inferior ao limite de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ (Nakayama et al., 2006). O teor médio do manganês na AP foi menor que $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, sendo classificado como baixo o risco de obstrução de gotejadores. Segundo Ayers e Westcot (1999), concentrações de manganês menores que $0,20 \text{ mg L}^{-1}$ não ocasionam problema de toxicidade à plantas. De acordo com a Portaria MS nº 2914/2011 (Brasil, 2011a), a concentração média de manganês foi menor que o limite de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, indicando a potabilidade dessa água.

Na ART a concentração média do zinco foi menor que $2,0 \text{ mg L}^{-1}$, não representando toxicidade para plantas em solos com pH superior a 6,0 e com textura fina. De acordo com Brasil (2011b), o valor médio de zinco é inferior ao limite de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ estabelecido para lançamento de água residuária tratada em corpos hídricos receptores. O valor médio do cobre na ART foi inferior ao limite de $0,20 \text{ mg L}^{-1}$, não sendo tóxico para plantas em soluções nutritivas. Segundo Brasil (2011b), o valor médio de cobre é inferior ao limite de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ estabelecido para lançamento de água residuária tratada em corpos hídricos receptores. As concentrações médias de cobre e zinco na AP foram inferiores aos limites de $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ e $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ estabelecidos na Portaria MS nº 2914/2011 (Brasil, 2011a).

Houve aumento dos valores de pH, Zn, Cu e Mn nas maiores proporções de água residuária doméstica primária em relação às de água de abastecimento (Figura 1). Deve-se ressaltar que os valores de pH dos solos sob os tratamentos T1 a T5 encontram-se dentro das faixas de 5,5 a 6,0 e de 6,1 a 7,0 proposta pela CFSEMG (1999), sendo classificados agronomicamente como bom e alto, respectivamente. As amostras de solo coletas apresentaram redução nos valores de pH com o aumento da proporção de água residuária doméstica primária, provavelmente devido a mineralização do nitrogênio orgânico que

resultou na liberação de íons H^+ . Nos tratamentos T1, T2 e T3 foram observadas as maiores reduções de pH, enquanto nos tratamentos T4 e T5 foram encontrados os maiores valores de pH (Figura 1a). Na profundidade de 0,10 m foram observados os menores valores de pH evidenciando ligeiro aumento de pH com a profundidade, com exceção do tratamento T5 que recebeu somente aplicação da água de abastecimento. Esses resultados corroboram com os obtidos por Boeira et al. (2002) que constaram reduções lineares nos valores de pH, em Latossolo incubado durante 105 dias, mediante distintas dosagens de lodo de esgoto, nessas condições esse atributo afeta a disponibilidade de nutrientes e de metais pesados às plantas. Comportamento semelhante também foi apresentado por Lima et al. (2013), onde no solo com a aplicação de água residuária de laticínios, ocorreu um ligeiro aumento do pH com a profundidade do solo, devido, provavelmente, à lixiviação de sais pela elevada taxa de aplicação do efluente. Duarte et al. (2008) verificaram que o tipo de tratamento da água residuária interfere nos valores de pH dos solos fertirrigados com efluentes. Os teores de zinco no solo apresentaram valores semelhantes ao longo das profundidades, enquanto houve ligeiro incremento no tratamento T2, corroborando com Al-Nakshabandi et al. (1997) que também obtiveram aumento do zinco em solo irrigado com esgoto doméstico tratado. Os teores de zinco no solo oscilaram de 0,28 a 0,39 $mg\ dm^{-3}$, valores esses inferiores ao limite de 0,40 $mg\ dm^{-3}$, recebendo a classificação agrônômica muito baixa (CFSEMG, 1999). Além disso, esses valores foram inferiores o limite de 300 $mg\ kg^{-1}$ estabelecido pela Resolução Conama nº 420/2009 (Brasil, 2009) para prevenção da contaminação do quanto à presença de substâncias químicas. Na Figura 1b evidenciou-se que os teores de zinco foram maiores no tratamento T2 devido ao maior aporte de zinco oriundo da mistura da água residuária doméstica primária com a água de abastecimento. Resultados semelhantes foram apresentados por Freitas et al. (2004) que obtiveram aumento de 860% nos teores de zinco de solo fertirrigado com água residuária da suinocultura em relação a solo irrigado com água de abastecimento. Semelhantemente Azevedo e Oliveira (2005) notaram aumento nos teores de zinco no solo que recebia a aplicação de água residuária.

Na Figura 1c observou-se que os teores de cobre aumentaram em todos os tratamentos quando as profundidades 0,10 e 0,30 m são comparadas. Essa fato se deve ao efeito da lixiviação e do menor teor de argila na profundidade de 0,10 m (0,10 $kg\ kg^{-1}$ apresentado na Tabela 1), enquanto na profundidade de 0,50 m os teores de cobre reduzem em função adsorção pela argilas presentes em maior quantidade (0,47 $kg\ kg^{-1}$ apresentado na Tabela 2). Os valores de cobre variaram de 0,13 a 0,17 $mg\ dm^{-3}$, recebendo a classificação agrônômica muito baixa pois tais valores são inferiores ao valor limite de 0,3 $mg\ dm^{-3}$ (CFSEMG, 1999). Ressalta-se que esses valores foram inferiores o limite de 60 $mg\ kg^{-1}$ estabelecido pela Resolução Conama nº 420/2009 (Brasil, 2009) para prevenção da contaminação do quanto à presença de substâncias químicas. No trabalho realizado por Freitas et al. (2004) constatou-se aumento considerável da concentração de cobre em solo fertirrigado com água residuária da suinocultura, devido a presença desse nutriente na ração dos suínos, que por apresentarem baixa eficiência alimentar liberam grandes aportes nos dejetos.

Os valores de manganês oscilaram de 21,4 a 26,7 $mg\ dm^{-3}$, sendo superiores ao limite de 12 $mg\ dm^{-3}$ estabelecido por CFSEMG, 1999, recebendo, assim, a classificação agrônômica alta. A Resolução Conama nº 420/2009 (Brasil, 2009) não apresenta valores de prevenção da contaminação por manganês. Houve ligeiro aumento dos teores de manganês na camada superficial do solo em todos os tratamentos, além de tendência de redução desses valores com as profundidades (Figura 1d). Segundo Novais et al. (2007), a disponibilidade de manganês no solo depende tanto do pH quanto do potencial redox, onde, para valores de pH superiores a 5,5 o manganês torna-se menos disponível na solução do solo e para as plantas.

Figura 1. Valores de pH (a), Zn (b), Cu (c) e Mn (d) do solo irrigado com as proporções de água residuária doméstica primária e água de poço.

Nota: T1 (100% de ART e 0% de AP); T2 (75% de ARP e 25% de AP); T3 (50% de ARP e 50% de AP); T4 (25% de ARP e 75% de AP); e T5 (0% de ARP e 100% de AP).

4. CONCLUSÕES

Os teores de cobre, zinco, ferro e manganês do cambissolo não foram influenciados pelas proporções de água residuária doméstica tratada e de água de poço, devido ao baixo aporte de elementos traço nas águas utilizadas na irrigação das parcelas.

Os valores de pH do cambissolo apresentaram tendência de redução nas proporções com mais água residuária doméstica tratada em relação a água de poço, pois o maior aporte de matéria orgânica propicia a liberação do íon hidrogênio que causa acidificação.

Houve maior retenção do manganês na camada de solo de 0 a 0,20 m, enquanto para o cobre a maior concentração ocorreu na camada de 0,20 a 0,40 m.

5. AGRADECIMENTOS

Ao Banco do Nordeste do Brasil (BNB) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro.

6. REFERÊNCIAS

ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. **Evapotranspiración del cultivo, Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos**. Roma: FAO, 2006. 298p.

- AL-NAKSHABANDI, G. A.; SAQQAR, M. M.; SHATANAWI, M. R.; FAYYAD, M.; AL-HORANI, H. Some environmental problems associated with the use of the wastewater for irrigation in Jordan. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 34, n. 1, p. 81-94, 1997. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-3774\(96\)01287-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-3774(96)01287-5)
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington, 2012. 1496p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229** - Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993. 15p.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Traduzida por GHEYI, H. R.; MEDEIROS, J. F.; DAMACENO, F. A. V. Campina Grande: UFPB, 1999. 153 p. (Estudos FAO 29, 1999).
- AZEVEDO, L. P.; OLIVEIRA, E. L. Efeitos da aplicação de efluente de tratamento de esgoto na fertilidade do solo e produtividade de pepino sob irrigação subsuperficial. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p. 253-263, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162005000100028>
- BATISTA, R. O.; SOUZA, J. A. R.; FERREIRA, D. C. Influência da aplicação de esgoto doméstico tratado no desempenho de um sistema de irrigação. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 57, n. 1, p. 18-22, 2010.
- BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; DYNIA, J. F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 11, p. 1639-1647, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2002001100016>
- BRASIL. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. **A questão da água no Nordeste**. Brasília, 2012. 436p.
- BRASIL. Portaria MS nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, 2011a. Disponível em: <http://www.cvs.saude.sp.gov.br/zip/Portaria_MS_2914-11.pdf>. Acesso em: 29 dez. 2013.
- BRASIL. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, 2011b. Disponível em: <http://antigo.semace.ce.gov.br/integracao/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=95>. Acesso em: 03 ago. 2013.
- BRASIL. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, 2009. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em: 28 ago. 2013.
- CAPRA, A.; SCICOLONE, B. Water quality and distribution uniformity in drip/trickle irrigation systems. **Journal of Agricultural Engineering Research**, London, v. 70, n. 4, p. 355-365, 1998. <http://dx.doi.org/10.1006/jaer.1998.0287>

- CEARÁ. **Portaria nº 154, de 22 de julho de 2002.** Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. Disponível em: <http://antigo.semace.ce.gov.br/integracao/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=95>. Acesso em: 28 mar. 2014.
- COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS - CFSEMG. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais - 5ª aproximação.** Viçosa-MG: 1999. 359p.
- DUARTE, A. S.; AIROLDI, R. P. S.; FOLEGATTI, M. V.; BOTREL, T. A.; SOARES, T. M. Efeitos da aplicação de efluente tratado no solo: pH, matéria orgânica, fósforo e potássio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 3, p. 302–310, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662008000300012>
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** 2. ed. Rio de Janeiro, 2006. 412p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo.** 2. ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212 p.
- FONSECA, A. F.; HERPIN, U.; PAULA, A. M.; VICTÓRIA, R. L.; MELFI, A. J. Agricultural use of treated sewage effluents: agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 64, n. 2, p. 194-209, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162007000200014>
- FREITAS, W. S.; OLIVEIRA, R. A.; PINTO, F. A.; CECON, P. R.; GALVÃO, J. C. C. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura sobre a produção do milho para silagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 8, n. 1, p. 120-125, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662004000100013>
- HESPAÑHOL, I. Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 131-158, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142008000200009>
- HESPAÑHOL, I. Potencial de reuso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. **Bahia Análise & Dados**, Salvador, v. 13, n. esp., p. 411-437, 2003.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2008.** Rio de Janeiro, 2010. 219p.
- LÉON SUEMATSU, G.; CAVALLINI, J. M. **Tratamento e uso de águas residuárias.** Tradução de GHEYI, H. R.; KÖNIG, A.; CEBALLOS, B. S. O.; DAMASCENO, F. A. V. Campina Grande: UFPB, 1999. 109p.
- LIMA, V. I. A.; ALVES, S. M. C.; OLIVEIRA, J. F.; BATISTA, R. O.; PINHEIRO, J. G.; DI SOUZA, L. Desempenho do sistema de tratamento de água residuária de laticínios e os efeitos de sua disposição em Argissolo. **Water Resources and Irrigation Management**, Cruz das Almas, v. 2, n. 2, p. 93-101, 2013.
- MOURA, F. N.; BATISTA, R. O.; SILVA, J. B. A.; FEITOSA, A. P.; COSTA, M. S. Desempenho de sistema para tratamento e aproveitamento de esgoto doméstico em áreas rurais do semiárido brasileiro. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 1, p. 264-276, 2011.

- NAKAYAMA, F. S.; BOMAN, B. J.; PITTS, D. Maintenance. In: LAMM, F. R.; AYARS, J. E.; NAKAYAMA, F. S. (Eds.). **Microirrigation for crop production: design, operation, and management**. Amsterdam: Elsevier, 2006. Cap. 11, p. 389 - 430.
- NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007. 1017p.

Pesquisa de fatores de virulência em *Pseudomonas aeruginosa* isoladas de águas minerais naturais

doi: 10.4136/ambi-agua.1359

Received: 07 Apr. 2014; Accepted: 24 May 2014

Aline Pereira Pedrosa*; Marcelo Luiz Lima Brandão; Valéria de Mello Medeiros;
Carla de Oliveira Rosas; Silvia Maria Lopes Bricio;
Antônio Eugênio Castro Cardoso Almeida

Fundação Oswaldo Cruz, (FIOCrúz), Rio de Janeiro, RJ, Brasil
Instituto Nacional de Controle de Qualidade em Saúde,
Departamento de Microbiologia

*Autor correspondente: e-mail: alinepp.nut@gmail.com,
marcelollb_8@hotmail.com, valeria.medeiros@incqs.fiocruz.br,
carla.rosas@incqs.fiocruz.br, silvia.bricio@incqs.fiocruz.br,
eugenio.almeida@incqs.fiocruz.br

RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar a formação de biofilme e o perfil de susceptibilidade a antimicrobianos de *Pseudomonas aeruginosa* isoladas na avaliação da qualidade microbiológica de 80 amostras de águas minerais naturais comercializadas em garrações de 20 L. Foi realizada a quantificação de *P. aeruginosa* e enterococos; a pesquisa de coliformes totais, coliformes termotolerantes e de clostrídios sulfito redutores (CSR). A produção de biofilme de *P. aeruginosa* foi avaliada em caldo infusão cérebro-coração (BHI) e em água mineral natural estéril nas temperaturas de 25 e 35°C por 24 e 48 h. A avaliação da susceptibilidade a antimicrobianos foi realizada pelo teste de difusão em ágar (Kirby-Bauer). De 80 amostras analisadas, 40 (50%) apresentaram qualidade microbiológica insatisfatória segundo a RDC nº275/05. Trinta e oito (47,5%) amostras apresentaram *P. aeruginosa*, nove (11,2%) coliformes totais, quatro (5,0%) CSR e uma (1,2%) coliformes termotolerantes. Nenhuma amostra apresentou contaminação por enterococos. Dezesesseis cepas (51,6%) de *P. aeruginosa* foram classificadas como não aderentes ou fracamente aderentes, tanto no BHI quanto na água mineral. Contudo, cinco cepas (16,1%) apresentaram-se fortemente aderentes nas duas matrizes, principalmente no caldo BHI e na temperatura de 25°C. Cepas resistentes ou com resistência intermediária a antibióticos da classe dos aminoglicosídeos e/ou β -lactâmicos foram isoladas neste estudo. Concluiu-se que os isolados de *P. aeruginosa* foram capazes de produzir biofilme nas matrizes estudadas e apresentaram resistência a antimicrobianos. Metade das amostras apresentou qualidade microbiológica insatisfatória, principalmente devido à contaminação por *P. aeruginosa* (47,5%).

Palavras-chave: clostrídios sulfito redutores, coliformes, águas engarrafadas, biofilme, antimicrobianos.

Assessment of virulence factors of *Pseudomonas aeruginosa* isolated from natural mineral water

ABSTRACT

This study evaluated biofilm formation and antimicrobial susceptibility of *Pseudomonas aeruginosa* isolated to evaluate the microbiological quality of 80 natural mineral water samples sold in 20 L bottles. The quantity of *P. aeruginosa* and enterococci was assessed, including total coliforms, thermotolerant coliforms and sulfite-reducing clostridia (SRC). Biofilm production from *P. aeruginosa* was evaluated in brain heart infusion broth (BHI) and sterile natural mineral water at temperatures of 25 and 35°C for 24 and 48 h. Antimicrobial susceptibility tests were performed using the agar diffusion method (Kirby-Bauer). Of the 80 samples analyzed, 40 (50%) presented unsatisfactory microbiological quality according to RDC no. 275/05. Thirty-eight (47.5%) samples presented *P. aeruginosa*, nine (11.2%) total coliforms, four (5.0%) SRC and one (1.2%) thermotolerant coliform. Sixteen *P. aeruginosa* strains (51.6%) were classified as non-adherent or weakly adherent, both in BHI as in mineral water. However, five strains (16.1%) were strongly adherent in the two matrices, mainly in BHI at the temperature of 25°C. The study also isolated resistant or intermediate resistant strains to antibiotics of aminoglycosides and/or β -lactams classes. It was concluded that *P. aeruginosa* isolates were able to produce biofilm in the studied matrices and presented resistance to antimicrobials. Half of the samples presented unsatisfactory microbiological quality, mostly due to *P. aeruginosa* contamination.

Keywords: sulfite-reducing clostridia, coliforms, bottled water, biofilm, antimicrobials.

1. INTRODUÇÃO

A preocupação com a qualidade da água, decorrente da progressiva poluição hídrica, é um dos motivos que levam grande parte da população mundial ao consumo de água proveniente de fontes naturais (Leclerc e Moreau, 2002). A água mineral natural é obtida diretamente de fontes naturais ou por extração de águas subterrâneas, sendo caracterizada por um conteúdo definido e constante de determinados sais minerais, oligoelementos e outros constituintes considerando as flutuações naturais (Brasil, 2006). No Brasil, o consumo de águas minerais subiu de 16,6 bilhões de L em 2010 para 17,4 bilhões de L em 2012, sendo o quarto maior mercado consumidor de água engarrafada do mundo (Brasil, 2013a).

A água mineral natural deve apresentar qualidade que garanta ausência de risco à saúde do consumidor, devendo ser captada, processada e envasada obedecendo condições higiênico-sanitárias e as boas práticas de fabricação (BPF). No Brasil isto é regulamentado pela RDC n.º 173/2006, que dispõe sobre o Regulamento Técnico de Boas Práticas de fabricação para Industrialização e Comercialização de Água mineral Natural e Água Natural (Brasil, 2006).

De acordo com a Organização Mundial de Saúde, mais de 1,8 milhões de pessoas morrem anualmente devido a doenças transmitidas pela água (DTA), tornando as DTA a causa mais importante de morte no mundo (WHO, 2007). No Brasil, entre 2000 e abril de 2013 foram notificados 492 surtos ocasionados por água contaminada. Contudo, os dados disponibilizados não discriminam o tipo de água envolvido em cada surto (Brasil, 2013b).

Os potenciais contaminantes da água mineral incluem uma variedade de espécies saprófitas, tais como aeróbios mesófilos, coliformes, enterococos, *Pseudomonas* spp. e clostrídios sulfito redutores (CSR) (Kim e Feng, 2001). Dentre estes, *P. aeruginosa* é a bactéria mais comumente isolada em amostras de águas minerais naturais comercializadas em galões de 20 L no Brasil (Sant'Ana et al., 2003; Brandao et al., 2012).

P. aeruginosa é um patógeno oportunista que pode causar infecções urinárias, dermatites e uma grande variedade de infecções sistêmicas, principalmente em pacientes imunocomprometidos (Koneman et al., 2001). Esta espécie é um dos patógenos mais relevantes ligados à DTA (Wingender e Flemming, 2011) e é o pseudomonídeo mais isolado em casos de infecções hospitalares, sendo uma bactéria de difícil controle devido a sua fácil disseminação pelo ambiente (Koneman et al., 2001).

A contaminação de *P. aeruginosa* em águas minerais naturais pode ocorrer devido à presença natural desta bactéria na flora da água retirada da fonte (Kim e Feng, 2001) ou devido à contaminação durante o processo de envase e engarrafamento, devido à característica de formação de biofilmes nas embalagens reutilizáveis e equipamentos da fábrica (Wingender e Flemming, 2011). Os biofilmes são formados por micro-organismos que crescem de forma agregada, geralmente em superfícies, embebidos em uma matriz de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) de sua própria origem que sua constituem a matriz (Yasuhiko et al., 2012).

P. aeruginosa consegue se reproduzir em água e outros ambientes com poucos nutrientes (Sant'ana et al., 2003) e possui a capacidade de adquirir resistência a múltiplos antimicrobianos (Koneman et al., 2001). O uso intensivo de antibióticos contribuiu para o aumento da seleção de bactérias resistentes, inclusive em ambientes aquáticos. Desta forma, estas bactérias podem representar um reservatório de resistência, bem como um meio para a propagação e evolução de genes de resistência (Baquero et al., 2008).

O objetivo deste estudo foi avaliar a formação de biofilme e o perfil de susceptibilidade a antimicrobianos em cepas *P. aeruginosa* oriundas da avaliação da qualidade microbiológica de águas minerais naturais comercializadas em garrações de 20 L no Estado do Rio de Janeiro.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Amostras de água

Foram analisadas 80 amostras indicativas de água mineral natural, não gaseificada, comercializada em garrações retornáveis de 20 L, de 33 marcas distintas, codificadas de A até Z e de A' a G', entre os meses de agosto de 2012 a agosto de 2013, segundo os critérios preconizados pela RDC nº 275/2005 (Brasil, 2005). Foram analisadas 17 amostras da marca "U", seis amostras da marca "E", quatro das marcas "A, M, O e Z", três das marcas "G, J, C' e G'", duas das marcas "F, K, Q, Y, B' e D'" e uma das marcas "B, C, D, H, I, L, N, P, R, S, T, V, W, X, A', E' e F'". As amostras foram adquiridas e levadas ao laboratório e estocadas em temperatura ambiente até o momento da análise.

2.2. Metodologias de ensaio

A quantificação de *P. aeruginosa* e enterococos foi realizada pela técnica de tubos múltiplos para determinação do número mais provável (NMP) em 100 mL (APHA, 2012). Para pesquisa de coliformes totais e termotolerantes foi utilizado o método de presença-ausência (APHA, 2012). A pesquisa de CSR foi realizada pela técnica de enriquecimento em meio líquido (ISO, 1986).

2.3. Isolamento de *Pseudomonas aeruginosa*

Os tubos de caldo acetamida que apresentaram turvação foram semeados, pela técnica de esgotamento, em ágar cetrímide (Merck, Alemanha) e incubados a $35 \pm 2^\circ\text{C}$ por 24-h. As placas foram observadas sob luz ultravioleta a 365 nm e foram selecionadas, de cada amostra, uma colônia isolada, verde e com produção de pigmento. As colônias foram semeadas em ágar nutriente (BD, EUA) de forma a colecioná-las para a avaliação da suscetibilidade aos antimicrobianos e formação de biofilme.

2.4. Pesquisa de formação de biofilme

A pesquisa de formação de biofilme dos isolados de *P. aeruginosa* foi realizada segundo a metodologia descrita por Patel e Sharma (2010) com modificações. Foram realizados três experimentos independentes para cada cepa.

As cepas foram semeadas em ágar tripticaseína de soja (TSA) (Merck, Alemanha) e incubadas a $35 \pm 2^\circ\text{C}$ por 24-h. Uma colônia isolada foi semeada em dois tubos contendo 5,0 mL de caldo infusão cérebro-coração (BHI) (Merck, Alemanha) incubados sob agitação de 150 rpm (Orbit-Shaker, Lab-Line, EUA) a $37 \pm 2^\circ\text{C}$ por 20-24-h. Após a incubação, um tubo de caldo BHI foi utilizado para inoculação de 200 μL do crescimento celular, em triplicata, em quatro microplacas de poliestireno contendo 96 orifícios com fundo chato (MicrotestTM Falcon, EUA). O outro tubo contendo a mesma cepa, foi centrifugado a 7500 rpm/10 min (Eppendorf 5804-R, A-4-44, Alemanha), o sobrenadante foi descartado, e o sedimento ressuspense em 5,0 mL de água mineral natural estéril. Duzentos microlitros dessa suspensão foram inoculados, em triplicata, nas microplacas. A cepa de *P. aeruginosa* ATCC 27853 foi utilizada como controle positivo (CP). Três orifícios foram inoculados com 200 μL de caldo BHI sem crescimento e com a água mineral natural estéril, sendo utilizados como controles negativos (CN). Duas microplacas foram incubadas a $25 \pm 2^\circ\text{C}$ e duas a $35 \pm 2^\circ\text{C}$. Após 24 e 48-h foi realizada a leitura de uma microplaca incubada em cada temperatura. Cada orifício foi lavado por cinco vezes com água destilada e placa foi mantida a temperatura ambiente durante 45 min. A seguir foi adicionada 200 μL de uma solução de cristal violeta 0,41% (Merck, Alemanha) preparado em solução de etanol a 20% (v/v) e a placa foi mantida a temperatura ambiente por 45 min. O conteúdo foi novamente lavado com água destilada por cinco vezes e mantida a temperatura ambiente por 45 min. Em seguida foram adicionados 200 μL de etanol a 96% (Merck, Alemanha) e as microplacas foram mantidas sob agitação de 500 rpm/10 min (IKA, MS3D, EUA). Após, 150 μL de cada orifício foram transferidos para uma nova microplaca e foi determinada a densidade ótica (DO) em espectrofotômetro (Biomérieux, Reader 270, França) em comprimento de onda de 600 nm. A interpretação dos resultados foi realizada pela média das nove leituras de cada cultura. As cepas foram classificadas como: não aderentes (NA), fracamente aderentes (FA), moderadamente aderentes (MA) e fortemente aderentes (FMA), segundo o critério descrito por Stepanovic et al. (2007):

NA $\rightarrow DO \leq DO$ do CN (DO_C); FA $\rightarrow DO_C < DO < 2 \times DO_C$; MA $\rightarrow 2 \times DO_C < DO < 4 \times DO_C$; FMA $\rightarrow 4 \times DO_C < DO$.

2.5. Avaliação da susceptibilidade a antimicrobianos

A avaliação da suscetibilidade dos isolados de *P. aeruginosa* frente aos antimicrobianos foi realizada pelo teste de difusão em ágar (Kirbi-Bauer) baseada nos critérios do CLSI (2012). Foram utilizados discos (produzidos por Diagnósticos Microbiológicos Especializados, Brasil) de doze antibióticos: Imipenem (IPM; 10 μg), Cefazidima (CAZ; 30 μg), Meropenem (MER; 10 μg), Piperacilina/Tazobactam (PIT; 100/10 μg), Cefepima (CPM; 30 μg), Levofloxacina (LVX; 5 μg), Tobramicina (TOB; 10 μg), Amicacina (AMI; 30 μg), Aztreonam (ATM; 30 μg), Gentamicina (GEN; 10 μg), Ticarcilina/Ácido clavulânico (TAC; 75/10 μg) e Ciprofloxacina (CIP; 5 μg).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As amostras que apresentaram contaminação por algum grupo de micro-organismos descrito na RDC n.º 275/05 estão descritas na Tabela 1. Das 80 amostras analisadas, 40 (50,0%) apresentaram qualidade microbiológica insatisfatória segundo os critérios da

resolução supracitada. Quatro amostras (5,0%) apresentaram CSR, nove (11,2%) apresentaram coliformes totais e uma (1,2%) apresentou coliformes termotolerantes. O maior índice de amostras insatisfatórias foi devido à presença de *P. aeruginosa*, que foi detectada em 38 amostras (47,5%). Nenhuma amostra apresentou contaminação por enterococos.

Tabela 1. Caracterização microbiológica das amostras de água mineral natural que apresentaram qualidade insatisfatória segundo os parâmetros estabelecidos pela RDC nº 275/05 (Brasil, 2005).

Amostra	Coliformes termotolerantes	Coliformes totais	Clostrídeos sulfito redutores	<i>P. aeruginosa</i>
A1	Ausência	Ausência	Ausência	>23
B1	Ausência	Ausência	Ausência	2,2
E5	Ausência	Ausência	Ausência	>23
F2	Ausência	Ausência	Ausência	16
G2	Ausência	Ausência	Ausência	>23
H1	Ausência	Ausência	Ausência	1,1
J1	Ausência	Ausência	Ausência	1,1
J2	Ausência	Ausência	Ausência	5,1
K2	Ausência	Ausência	Ausência	>23
L1	Ausência	Ausência	Ausência	9,2
M1	Ausência	Ausência	Ausência	1,1
M2	Ausência	Ausência	Ausência	1,1
M3	Ausência	Presença	Presença	1,1
M4	Presença	Presença	Presença	6,9
Q2	Ausência	Ausência	Ausência	>23
S1	Ausência	Presença	Ausência	2,2
U1	Ausência	Ausência	Ausência	2,2
U3	Ausência	Presença	Ausência	2,2
U5	Ausência	Ausência	Ausência	3,6
U6	Ausência	Ausência	Ausência	1,1
U7	Ausência	Ausência	Presença	<1,1
U8	Ausência	Ausência	Ausência	5,1
U9	Ausência	Ausência	Ausência	9,2
U10	Ausência	Presença	Ausência	12
U11	Ausência	Presença	Ausência	6,9
U12	Ausência	Presença	Ausência	6,9
U13	Ausência	Ausência	Ausência	2,2
U15	Ausência	Ausência	Ausência	1,1
U16	Ausência	Ausência	Presença	>23
U17	Ausência	Ausência	Ausência	>23
Y1	Ausência	Ausência	Ausência	1,1
Z1	Ausência	Ausência	Ausência	16
Z4	Ausência	Ausência	Ausência	1,1
A'1	Ausência	Ausência	Ausência	5,1
C'2	Ausência	Ausência	Ausência	1,1
D'1	Ausência	Presença	Ausência	<1,1
D'2	Ausência	Presença	Ausência	23
G'1	Ausência	Ausência	Ausência	9,2
G'2	Ausência	Ausência	Ausência	>23
G'3	Ausência	Ausência	Ausência	2,2

Nota: Coliformes termotolerantes, coliformes totais e clostrídeos sulfito redutores – Ausência ou presença em 100 mL; *P. aeruginosa* – Número mais provável/100 mL.

O índice de amostras insatisfatórias obtidos neste estudo foi semelhante ao relatado por outros autores, que ao analisarem águas minerais naturais comercializados em garrações de 20 L encontraram um percentual de amostras insatisfatórias variando de 23,8-71,0% (Sant'ana et al., 2003; Farache Filho e Dias, 2008; Brandao et al., 2012). Das 33 marcas analisadas neste estudo, apenas 14 marcas (42,4%) apresentaram qualidade microbiológica satisfatória para todas as amostras analisadas. Este resultado foi distinto do relatado por Brandao et al. (2012) que ao analisarem a qualidade 15 marcas, observaram que nenhuma marca apresentou qualidade satisfatória em todas as amostras analisadas.

P. aeruginosa foi o micro-organismo que representou maior prevalência, com uma concentração variando de 1,1 a >23 NMP/100 mL (Tabela 1). Trinta amostras (78,9%) apresentaram concentração entre 1,1 a 23 NMP/100 mL, enquanto que as demais apresentaram o resultado >23 NMP/100 mL. Esse resultado foi similar ao obtido por Brandao et al. (2012), que observaram que 78,6% das amostras contaminadas por *P. aeruginosa* apresentavam-se na mesma faixa de concentração. Outros autores relataram um maior percentual de amostras de águas minerais naturais em garrações de 20 L contaminadas por *P. aeruginosa*, com prevalência de 50,0% (Nascimento et al., 2000) e 67,7% (Brandao et al., 2012). A menor prevalência de *P. aeruginosa* observada neste estudo, cujo resultado foi de 38 amostras insatisfatórias para este micro-organismo (47,5%), pode estar associada ao fato de que as amostras foram coletadas após a publicação da RDC n.º 173/2006 (Brasil, 2006), que regulamentou as BPF para os produtores de água mineral natural. Além disso, em 2009 foi publicado a Portaria nº 358/2009 (Brasil, 2009) que estipulou um prazo de validade de três anos para as embalagens plástico-garração de 20 L. Contudo, o índice de 50% de amostras insatisfatórias obtido neste estudo indica que ainda estão ocorrendo falhas por parte dos produtores, que devem cumprir a norma de BPF assim como o setor regulador quanto a sua fiscalização desse cumprimento. Além disso, o prazo de três anos talvez ainda não seja suficiente para garantir a integridade das embalagens reutilizáveis de 20 L.

Os resultados da produção de biofilme pelas cepas de *P. aeruginosa* e do perfil de susceptibilidade a antimicrobianos estão apresentados na Tabela 2. Não foi possível isolar cepas de *P. aeruginosa* das amostras J2, M1, U8, U12, U15, Y1 e Z1 pois não houve crescimento de colônias no ágar cetrimide. Isto pode ter ocorrido devido ao tempo maior que o caldo acetamida ficou estocado antes da realização da semeadura no ágar cetrimide, que quando não pode ser realizado em tempo hábil, acabou levando a perda da viabilidade da cultura no caldo.

Outros autores que pesquisaram *P. aeruginosa* em amostras de águas minerais naturais em outros tipos de embalagem não retornáveis, como copos plásticos ou garrafas de politereftalato de etileno, não detectaram amostras contaminadas (Coelho et al., 2007; Bernardo, 2009; Neta et al., 2013). Isto indica que as águas minerais comercializadas em garrações reutilizáveis de 20 L estão mais sujeitas à contaminação. Esse fato está relacionado principalmente a ineficiência das etapas de limpeza e desinfecção dos garrações, uma vez que o biofilme formado nestas embalagens não é facilmente removível durante estas etapas (Farache Filho e Dias, 2008).

Neste estudo, a pesquisa de formação de biofilme foi testada nas temperaturas de 25 ± 2 °C, que simula a temperatura ambiente, onde as embalagens de 20 L são normalmente estocadas no comércio, e 35 ± 2 °C, que é próxima da temperatura ótima de crescimento de *P. aeruginosa* (Koneman et al., 2001) e comum em dias de calor no Estado do Rio de Janeiro.

Avaliou-se a produção em dois tipos de matrizes, uma em caldo BHI, que é um meio de cultivo rico em nutrientes, e outra em água mineral natural estéril, que apresenta pequena quantidade de nutrientes, de forma a comparar a produção do biofilme na própria matriz em que os micro-organismos se encontram.

Tabela 2. Produção de biofilme e perfil de susceptibilidade à antimicrobianos das cepas de *P. aeruginosa*.

Amostra	Produção de biofilme								Antibiograma	
	Caldo infusão cérebro coração				Água mineral natural estéril					
	25°C		35°C		25°C		35°C			
	24-h	48-h	24-h	48-h	24-h	48-h	24-h	48-h	Intermediário	Resistente
A1	FA	FA	NA	FA	FA	FA	FA	FA	*	*
B1	FTA	FTA	MA	MA	FA	FA	FA	FA	*	*
E5	MA	FTA	FA	MA	FA	FA	FA	FA	*	*
F2	FA	FA	NA	FA	MA	FA	FA	FA	TAC	CAZ, CPM, ATM
G2	MA	MA	MA	FA	FA	FA	FA	FA	*	*
H1	MA	MA	MA	MA	FTA	FTA	MA	FA	ATM, TAC, CIP	*
J1	NA	FA	FA	FA	FA	FA	NA	FA	*	*
K2	FTA	FTA	MA	MA	FA	FA	FA	FA	*	*
L1	FA	FA	FA	FA	FA	FA	FA	FA	ATM	TAC
M2	FA	FA	NA	FA	FA	FA	FA	FA	ATM, CIP	TOB, AMI, GEN, TAC
M3	FA	FA	NA	FA	FA	FA	FA	FA	TAC	*
M4	FA	FA	NA	FA	FA	FA	FA	FA	TAC	*
Q2	MA	MA	MA	MA	FA	FA	FA	FA	*	*
S1	FTA	FTA	FTA	FTA	FA	FA	MA	MA	*	*
U1	FA	FA	NA	FA	FA	FA	FA	FA	ATM, TAC	*
U3	FA	FA	FA	MA	FA	FA	FA	FA	*	*
U5	FA	FA	FA	FA	FA	FA	FA	FA	TAC	*
U6	FA	FA	FA	FA	FA	FA	FA	FA	*	*
U9	FA	FA	FA	FA	FA	FA	FA	FA	*	*
U10	FA	FA	FA	MA	FA	MA	FA	FA	ATM, TAC	*
U11	FTA	MA	MA	FA	MA	MA	FA	MA	ATM, TAC	*
U13	FA	FA	FA	FA	FA	FA	FA	FA	ATM	TAC
U16	FA	FA	NA	FA	FA	FA	MA	FA	ATM, TAC	*
U17	FA	FA	FA	FA	FA	FA	FA	FA	TAC	*
Z4	FA	FA	FA	FA	FA	FA	FA	FA	ATM	TAC
A'1	FA	FA	MA	FA	FTA	FTA	FA	FA	ATM, TAC	*
C'2	FA	FA	FA	FA	MA	FTA	MA	MA	TAC	*
D'2	MA	FTA	MA	FTA	FA	FA	FA	FA	*	*
G'1	FA	FA	FA	FA	FA	FA	FA	FA	*	ATM, TAC
G'2	FA	FA	FA	FA	FA	FA	FA	FA	*	*
G'3	FA	FA	FA	FA	FA	FA	FA	FA	*	TAC
P. aeruginosa ATCC27853	FTA	FTA	FTA	FTA	FTA	FTA	MA	MA	NR	NR

Nota: FA- Fracamente aderente; NA- Não aderente; *- Sensível a todos os antimicrobianos testados; FTA- Fortemente aderente; MA - Moderadamente aderente; TAC- Ticarcilina/Ácido clavulânico; CAZ - Ceftazidima, COM - Cefepima; ATM- Aztreonam; CIP - Ciprofloxacina; TOB - Tobramicina; AMI - Amicacina; GEN- Gentamicina; NR - Não realizado.

A maioria das cepas de *P. aeruginosa* (A1, J1, L1, M2, M3, M4, U1, U5, U6, U9, U13, U17, Z4, G'1, G'2 e G'3) foram classificadas como NA ou FA, tanto no caldo BHI quanto na água mineral estéril (Tabela 2). Considerando como resultado positivo para produção de biofilme a classificação de MA ou FTA em pelo menos uma das temperaturas estudadas (25 °C ou 35 °C) e durante um dos períodos de incubação (24 ou 48-h); as cepas B1, E5, G2, K2, Q2, U3 e D'2 foram capazes de produzir biofilme no BHI, mas não foram capazes de produzir biofilme na água mineral. Provavelmente, estas cepas necessitam de uma quantidade de nutrientes para produção do EPS e/ou dos demais componentes do biofilme que só estavam disponíveis no BHI. Por outro lado, as cepas H1, S1, U10, U11 e A'1 produziram biofilme tanto no BHI quanto na água mineral, indicando que a concentração de nutrientes no meio não foi o fator limitante para produção do biofilme. Já as cepas F2, U16 e C'2 produziram

biofilme apenas na água mineral. Neste caso, a escassez de nutrientes pode ter sido a responsável pela ativação de genes para a produção de biofilme. A cepa de *P. aeruginosa* ATCC 27853 utilizada como CP apresentou produção de biofilme em todos os experimentos.

Muitos estudos apontam que o aumento de bis-(3',5')-di-guanosina monofosfato cíclico (c-diGMP) intracelular atua como um segundo mensageiro que leva a expressão de fímbrias em *P. aeruginosa* que auxiliam na formação do biofilme (Häußler, 2008). Determinados fatores ambientais, como luz, oxigênio e nutrientes, podem modular a expressão de c-diGMP (Kulasakara et al., 2006). De acordo com Yasuhiko et al. (2012), o biofilme formado devido ao aumento de c-diGMP intracelular tende a ser mais aderente e robusto do que em cepas que produzem biofilme sem ativar esta via. Logo, as cepas que foram classificadas como FTA (B1, E5, H1, K2, S1, U11, A'1, C'2 e D'2) provavelmente utilizaram a via c-diGMP para produção de biofilme. A identificação de cepas de *P. aeruginosa* fortemente produtoras de biofilme já foi descrito por Bernardo (2009) em ensaios que avaliaram a produção de biofilme em BHI a 37 °C durante 24-h.

O grau de formação do biofilme produzido foi considerado com maior adesão quando incubado à temperatura de 25°C (Tabela 2). Contudo, as cepas S1, U3 e U16 não apresentaram este perfil, produzindo biofilme apenas na temperatura de 35°C. Segundo Mohamed e Huang (2007), a temperatura tem um efeito na produção de EPS, afetando de forma direta a capacidade de adesão e formação de biofilme, bem como a forma com que as bactérias neste estado lidam com os estresses ambientais. A maior formação do biofilme na temperatura de 25°C demonstra que quando as águas estão contaminadas por *P. aeruginosa* o biofilme pode ser formado mesmo na temperatura de prateleira (Bernardo, 2009).

Os isolados de *P. aeruginosa* apresentaram sensibilidade a maioria dos antibióticos, sendo 13 isolados (34,2%) sensíveis a todos os antibióticos. Esse resultado foi similar ao relatado por Bernardo (2009), que avaliou o perfil de susceptibilidade de isolados de *P. aeruginosa* de amostras de água mineral e observaram que as cepas foram sensíveis a todos os antibióticos. Contudo, 12 cepas (38,7%) apresentaram resistência intermediária a TAC, 10 (32,2%) a ATM e dois (6,4%) a CIP (Tabela 2). Seis cepas (19,4%) apresentaram resistência a TAC e duas (6,4%) a ATM (Tabela 2). A cepa F2 apresentou resistência a CAZ e CPM; e a cepa M2 apresentou resistência a TOB, AMI e GEN (Tabela 2), sendo os isolados que apresentaram maior resistência aos antimicrobianos. Resultado semelhante foi relatado por Vaz-Moreira et al. (2012) que ao analisarem diferentes tipos de água, incluindo água mineral natural, observaram que as cepas de *P. aeruginosa* possuíam maior resistência a TAC (80%), seguidas de CAZ e CPM (18 e 2%, respectivamente) e não foi observada nenhuma resistência a IPM e MER. Os antibióticos ATM, CAZ, CPM e TAC pertencem ao grupo dos β -lactâmicos (CLSI, 2012). Resistência a esta classe de antimicrobianos já foi descrita em cepas de *P. aeruginosa*, sendo os mecanismos de resistência mais comuns a difusão deficiente ou porinas alteradas e a produção de β -lactamase de amplo espectro. Outros mecanismos também descritos são a alteração de proteínas fixadoras de penicilinas e a baixa força motriz de prótons (Konemann et al., 2001). Segundo Dunn e Wunderink (1995) os β -lactâmicos variam na aptidão em induzir a produção de β -lactamase em *P. aeruginosa*. Logo, isso também pode explicar o porquê determinadas cepas apresentaram resistência a alguns β -lactâmicos e outras não. Os antibióticos TOB, AMI e GEN pertencem ao grupo dos aminoglicosídeos que necessitam cruzar a membrana citoplasmática bacteriana antes de iniciar seus efeitos letais (Beltrame et al., 1999). A resistência a esta classe de antimicrobianos em *P. aeruginosa* provém da modificação do antibiótico mediada por enzimas e/ou difusão deficiente ou porinas alteradas (Koneman et al., 2001).

Comparando a produção de biofilme com o perfil de susceptibilidade a antimicrobianos, nota-se que a maior parte das cepas que apresentou resistência intermediária ou resistência a antimicrobianos foram classificadas como FA (Tabela 2). As cepas F2, H1, U10, U11, U16,

A'1 e C'2 que produziram biofilme na água mineral apresentaram resistência e/ou resistência intermediária a determinados antimicrobianos. De acordo com Häußler (2008), o aumento dos níveis de c-diGMP também pode aumentar a resistência a antibióticos. Logo, estas cepas podem ter utilizado o mecanismo de aumento c-diGMP intracelular e consequentemente apresentaram maior resistência a antimicrobianos.

4. CONCLUSÃO

Concluiu-se que isolados de *P. aeruginosa* foram capazes de produzir biofilme em caldo BHI (22,6%), em água mineral natural (9,7%) e em ambos (16,1%). Esta produção foi maior no caldo BHI e na temperatura de 25°C (32,3%). Algumas cepas apresentaram resistência (51,6%) ou resistência intermediária (22,6%) a antimicrobianos, o que pode prejudicar o tratamento de pacientes no caso de infecções que tenham como agente estes micro-organismos. Metade das amostras analisadas (40 amostras) apresentou qualidade microbiológica insatisfatória segundo a legislação brasileira vigente, principalmente devido à contaminação por *P. aeruginosa*. Desta forma sugerimos que os fabricantes estejam atentos ao cumprimento das BPF, principalmente na etapa de higienização das embalagens retornáveis de 20 L, de forma a garantir a eliminação do biofilme possivelmente presente.

5. AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao INCQS/Fiocruz pelo financiamento deste estudo e pela concessão de bolsa de iniciação científica (PIBIC-CNPq) à Aline Pedrosa. Agradecemos às Vigilâncias Sanitárias Municipais e Estadual pela coleta das amostras analisadas neste estudo.

6. REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22st Ed. Washington, 2012.
- BAQUERO, F.; MARTÍNEZ, J. L.; CANTÓN, R. Antibiotics and antibiotic resistance in water environments. **Current Opinion in Biotechnology**, Inglaterra, v. 19, n.3, p. 260 - 265, jun., 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.copbio.2008.05.006>
- BELTRAME, R. E.; SILVA FILHO, C. R.; TANAKA, I. I.; SORNAS, A. M. F. *Pseudomonas aeruginosa* – antibioticoterapia e perfil de resistência de cepas isoladas de UTIs dos Hospitais da Faculdade de Medicina de Marília. **RBM Revista Brasileira de Medicina**, São Paulo, v.56, n.11, p. 1132-1144, 1999. Disponível em: <http://www.moreirajr.com.br/revistas.asp?fase=r003&id_materia=414>. Acesso em maio 2014.
- BERNARDO S. P. C. **Avaliação da Suscetibilidade a Antimicrobianos e Formação de Biofilmes em *Pseudomonas aeruginosa* Isoladas de água Mineral**. 2009. 70f. Dissertação (Mestrado em Vigilância Sanitária) - Fundação Oswaldo Cruz, Instituto Nacional de Controle de Qualidade em Saúde, Rio de Janeiro, 2009.
- BRANDAO, M. L. L.; ROSAS, C. O.; MEEIROS, V. M.; WARNKEN, M. B.; BRICIO, S. M. L.; SILVA, A. M. L. da et al. Comparação das técnicas do Número Mais Provável (NMP) e de filtração em membrana na avaliação da qualidade microbiológica de água mineral natural. **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, São Paulo, v. 71, n. 1, p. 32-39, 2012.

- BRASIL. Ministério da Saúde. Resolução RDC n.º 275 de 22 de setembro de 2005. Regulamento técnico de características microbiológicas para água mineral natural e água natural. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, v. 184, 23 set. 2005, Seção 1, p. 377.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Resolução RDC n.º 173 de 13 de setembro de 2006. Dispõe sobre o regulamento técnico de boas práticas para industrialização e comercialização de água mineral natural e água mineral. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, v. 178, 15 set. 2006, Seção 1, p. 60.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. Portaria nº 358, de 21 de setembro de 2009. Altera a Portaria nº 387, de 19 de setembro de 2008. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, v. 181, 22 set. 2009, Seção 1, p. 51.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. **Sumário Mineral Brasileiro 2013**. Disponível em: <https://sistemas.dnpm.gov.br/publicacao/mostra_imagem.asp?IDBancoArquivoArquivo=8963>. Acesso em: 15 jan. 2014.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância Epidemiológica. Coordenação Geral de Doenças Transmissíveis. **Vigilância epidemiológica das doenças transmitidas por alimentos**: abril - 2013. Brasília, 2013.
- CLINICAL AND LABORATORY STANDARDS INSTITUTE. **Performance Standards for antimicrobial susceptibility testing**; twenty-second informational supplement. M100-S22, v. 32, n. 3, p. 62 – 63. Wayne, 2012.
- COELHO, D. A.; FARIA E SILVA, P. M. de; VEIGA, S. M. O. M. Avaliação da qualidade microbiológica de águas minerais naturais comercializadas em supermercados da cidade de Alfenas, MG. **Revista Higiene Alimentar**, São Paulo, v.21, n. 151, p. 88-92, maio 2007.
- DUNN, M.; WUNDERINK, R. G. Ventilator-associated pneumonia caused by *Pseudomonas* infection. **Clinics in Chest Medicine**, USA, v.16, n.1, p. 95-109, 1995.
- FARACHE FILHO, A.; DIAS, M. F. F. Qualidade microbiológica de águas minerais em galões de 20 litros. **Alimentos e Nutrição**, Araraquara, v. 19, n.3, p. 243-248, jul./set. 2008.
- HÄUBLER, S. *Pseudomonas aeruginosa* Biofilms: impact of small colony variants on chronic persistent infections. In: CORNELIS, P. ***Pseudomonas Genomic and Molecular Biology***. Norfolk: Horizon Scientific Press, 2008. p. 159-175.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION – ISO. **ISO 6461 – Water Quality – Detection and enumeration of the spores of sulfite-reducing anaerobes (clostridia)**, Part 1 – Method by enrichment in a liquid medium. 1st Ed. [S.l.], 1986.
- KIM, H.; FENG, P. Bottled water. In: DOWNES, F. P.; ITO, K.; AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Compendium of methods of examination of foods**. 4. ed. Washington: APHA, 2001. p. 573-576.

- KONEMAN, W. E.; ALLEN, S. D.; JANDA, W. M.; SCHRECKENBERGER, P. C.; WINN JR., W. C. Bacilos Gram-Negativos não-fermentadores. In: KONEMAN, E. W. **Diagnóstico microbiológico – texto e atlas colorido**. 5. ed. Rio de Janeiro: Médica e Científica, 2001. p. 263-329.
- KULASAKARA, H.; LEE, V.; BRENCIC, A.; LIBEATI, N.; URBACH, J.; MIYATA, S. et al. Analysis of *Pseudomonas aeruginosa* diguanylate cyclases and phosphodiesterases reveals a role for bis-(3'-5')-cyclic-GMP in virulence. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, Washington, v. 103, n. 8, p. 2839-2844, 2006. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0511090103>
- LECLERC, H.; MOREAU, A. Microbiological safety of natural mineral water. **FEMS Microbiology Reviews**, Reino Unido, v. 26, n. 2, p. 207-222, 2002. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1574-6976.2002.tb00611.x>
- MOHAMED, J. A.; HUANG, D. B. Biofilm formation by enterococci. **Journal of medical microbiology**, v. 56, p. 1581 - 1588, dec. 2007. <http://dx.doi.org/10.1099/jmm.0.47331-0>
- NASCIMENTO, A. R.; AZEVEDO, T.K.L.; FILHO, N.E.M.; ROJAS, M. O. A. I. Qualidade microbiológica das águas minerais consumidas na cidade de São Luís - MA. **Higiene Alimentar**, Campinas, v. 14, n. 76, p. 69-72, 2000.
- NETA, M. S.; LEAL, M. P. N.; REIS, A. S. Análise físico-química, microbiológica de água mineral produzida no nordeste e comercializada em Teresina – Piauí. **Revista Interdisciplinar**, Teresina, v. 6, n. 2, p. 33–37, abr./maio/jun. 2013.
- PATEL, J.; SHARMA, M. Differences in attachment of *Salmonella enterica* serovars to cabbage and lettuce leaves. **International Journal of Food Microbiology**, Holanda, v. 139, p. 41-47, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2010.02.005>
- SANT'ANA, A.; SILVA, S. C. F. L.; FARANI, I. O. J.; AMARAL, C. H. R.; MACEDO, V. F. Qualidade microbiológica de águas minerais. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, Campinas, v. 23, p. 190 -194, dez., 2003.
- STEPANOVIC, S.; VUKOVIC, D.; HOLA, V.; DI BONAVENTURA, G.; DJUKIĆ, S.; ČIRKOVIĆ, I. et al. Quantification of biofilm in microtiter plates: overview of testing conditions and practical recommendations for assessment of biofilm production by staphylococci. **APMS**, v. 115, n. 8, p. 891-899, Aug. 2007. http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0463.2007.apm_630.x
- VAZ-MOREIRA, I.; NUNES, O. C.; MANAIA, C. M. Diversity and antibiotic resistance in *Pseudomonas spp.* from drinking water. **Science of Total Environment**, v. 426, p. 366 - 374, June 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.046>
- WINGENDER, J.; FLEMMING, H. C. Biofilms in drinking water and their role as reservoir for pathogens. **International Journal of Hygiene and environmental Health**, Alemanha, v. 214, n. 6, p. 417-423, Nov. 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.05.009>
- WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. Burden of disease and cost-effectiveness estimates. In: _____. **Water sanitation health**. 2007. Disponível em: http://www.who.int/water_sanitation_health/diseases/burden/en/. Acesso em: 31 jan. 2014.

YASUHIKO, I.; BORLEE, B. R.; O'CONNOR, J. R.; HILL, P. J., HARWOOD, C. S.; WOZNIAK, D. J. et al. Self-produced exopolysaccharide is a signal that stimulates biofilm formation in *Pseudomonas aeruginosa*. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, v. 109, n. 50, p. 20632-20636, Dec. 2012.

Avaliação físico-química e microbiológica do soro de leite concentrado obtido por osmose inversa

doi: 10.4136/ambi-agua.1316

Received: 12 Feb. 2014; Accepted: 21 May 2014

Ana Cláudia Desconsi¹; Hécio José Izário Filho²;
Rodrigo Fernando dos Santos Salazar^{3*}

¹Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERS), Cruz Alta, RS, Brasil

²Universidade de São Paulo (USP), Lorena, SP, Brasil

Departamento de Engenharia Química

³Centro Universitário Franciscano (UNIFRA), Santa Maria, RS, Brasil

*Autor correspondente: e-mail: r.f.s.salazar@gmail.com,

aninhaclaudia87@hotmail.com, helcio@dequi.eel.usp.br

RESUMO

O processamento de leite para produção de queijo gera uma grande quantidade de soro. Este subproduto de laticínios pode ser considerado como matéria-prima na indústria de alimentos, especialmente em produtos agroindustrial para complementar e suplementar alimentos. Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar a estabilidade e caracterizar físico-químico e microbiologicamente o soro de leite concentrado obtido por osmose inversa a partir de resíduos do processamento de mussarela. Foram analisadas amostras de soro de leite resultantes de diferentes estágios de processamento, tais como: soro de leite pasteurizado, soro de leite de silos de armazenagem, soro de leite concentrado e permeado. As determinações analíticas realizadas foram temperatura, acidez titulável (°D), °BRIX, densidade, extrato seco total, gordura total, pH, coliforme total, coliforme termotolerantes e micro-organismos aeróbios mesófilos empregando procedimentos do *Standard Methods for the Examination of Dairy Products*. Micro-organismos mesófilos foram observados em todas as amostras. Apesar deste indicativo, a contagem de bactérias aeróbias mesófilas presentes no soro tratado por osmose inversa apresentou uma contagem abaixo da referência (1×10^5 UFC mL⁻¹). O soro de leite concentrado apresentou temperatura de 8°C, acidez titulável de 22 °D, sólidos igual a 18 °BRIX, densidade de 1085 g cm⁻³, percentual de extrato seco total em torno de 30,0% e pH de 6,4. O soro concentrado apresentou teor de gordura percentual menor que 4%. Observou-se que o soro de leite concentrado é um produto com elevado valor nutricional e estabilidade microbiológica quando imediatamente submetido à osmose inversa. Por conseguinte, as concentrações de soro de leite avaliadas nesta investigação atendem aos requisitos técnicos e sanitários para consumo humano.

Palavras-chave: OI, queijo mussarela, análise microbiológica.

Physicochemical and microbiological evaluation of concentrated whey obtained by reverse osmosis

ABSTRACT

The processing of milk during cheese making generates a large amount of whey. This by-product can be considered raw material in the food industry and especially in agro-industrial products where it may be used to complement and supplement food. In this context, we evaluated the stability and physicochemical and microbiological aspects of concentrated whey obtained by reverse osmosis of dairy waste from mozzarella processing. We collected whey samples from different stages of processing, such as pasteurized whey, silo-stored whey, concentrated whey and water-permeated whey. The Standard Methods for the Examination of Dairy Products was employed and the following parameters were analyzed: temperature, titratable acidity ($^{\circ}\text{D}$), $^{\circ}\text{BRIX}$, density, total dry extract, total fat, pH, total coliform, thermotolerant coliform and mesophilic aerobic microorganisms. Mesophilic microorganisms were observed in all samples. However, the mesophilic count in treated whey by reverse osmosis was below the reference value ($1 \times 10^5 \text{ CFU mL}^{-1}$). The concentrated whey had a temperature of above 8°C , titratable acidity of 22°D , around 18°BRIX of soluble solids, density equals to 1085 g cm^{-3} , percentage of total solids of 30.0% and pH of 6.4. The concentrated whey had less than 4% fat. It could be observed that the concentrated whey is a product with high nutritional value and microbiological stability when immediately subjected to reverse osmosis. Consequently, the concentrated whey obtained and evaluated in this investigation presents technical and sanitary characteristics for human consumption.

Keywords: whey, RO, mozzarella cheese, microbiological analysis.

1. INTRODUÇÃO

O soro de leite é o líquido resultante da coagulação do leite na produção de queijo e contém cerca de metade dos componentes sólidos presentes no leite (lactose, lipídios, minerais, proteínas e vitaminas). Portanto, o soro pode ser considerado um subproduto da indústria de laticínios de grande importância devido ao volume produzido e seu alto valor nutritivo (Miller et al., 2000; Oliveira et al., 2012). Durante muitos anos o soro foi considerado um resíduo industrial e, por conseguinte, grandes quantidades deste subproduto foram descartadas pré-tratadas ou diretamente em rios ou como um suplemento para ração animal (Fox e McSweeney, 1998; Loures et al., 2013; Salazar et al., 2013). Com base nos problemas enfrentados pelas empresas de laticínios para atender as exigências dos órgãos de fiscalização de saúde e ambiental em diferentes esferas de governo e, paralelamente, maior rigor e sensibilização da sociedade sobre os danos que esta atividade pode causar ao meio ambiente, muitos trabalhos vem sendo propostos que vão desde: 1) o uso de soro de leite como suplemento alimentar; 2) tecnologias que facilitem o reaproveitamento parcial ou integral dos componentes presentes no soro (Moreira et al., 2010; Oliveira et al., 2012; Florêncio et al., 2013); 3) bem como para o tratamento adequado e eliminação da parte restante do material que não é reciclado ou reprocessado (Fox e McSweeney, 1998; Souza et al., 2010; Aydinler et al., 2013; Loures et al., 2013; Salazar et al., 2013).

No Brasil, o soro de leite vem sendo utilizado principalmente na indústria de alimentos na produção de ricota, queijo tipo cottage, além de utilizado como ingrediente em alguns produtos lácteos fermentados (Mizubuti, 1994; Oliveira et al., 2012). Conforme Morr e Ha (1993) existem dois tipos de soro de queijo, o soro ácido e o soro doce. O soro ácido apresenta pH de 4,6 sendo resultante de manufatura de caseína ou de queijos feitos com leite

coagulados inicialmente por ácido, tal como o queijo cottage, quark, requeijão e ricota. O soro doce é proveniente da coagulação enzimática do leite e apresenta pH em torno de 6,3 e 6,7 sendo obtido de queijos tipo cheddar, minas frescal, minas padrão e mussarela (Morr e Ha, 1993). Paralelamente, outros setores tecnológicos vêm demonstrando a potencialidade do emprego do soro lácteo (Revillion et al., 2000; Oliveira et al., 2012; Florêncio et al., 2013). Florêncio et al. (2013) avaliaram a possibilidade de emprego do soro para a produção de etanol de segunda geração apontando o potencial desse material para o emprego no setor energético, demonstrando que há muitas aplicações para o soro do leite.

As operações de separação por membranas são utilizadas para se concentrar e fracionar o fluido obtendo-se duas soluções com composições diferentes. Entre os sistemas de filtração, aqueles que fazem uso de membranas de ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e osmose inversa (OI) têm sido amplamente utilizados para a reciclagem de componentes do soro do leite pelas indústrias leiteiras (Balannec et al., 2002; Akoum et al., 2004; Ordoñez, 2005). Segundo Ordóñez (2005) a osmose inversa retém moléculas com tamanho inferior a 1 nm necessitando de condições de pressões elevada para superar o aumento da pressão osmótica do concentrado. As moléculas de água passam uma solução concentrada (corrente de alimentação) para uma solução diluída (permeado). Ela é utilizada para concentrar o leite, soro e nata, bem como desmineralização e recuperação de lactose a partir de soro de leite (Gillies, 1974; Ordóñez, 2005). Os sistemas de osmose inversa são caracterizados pelo uso de membranas semipermeáveis com diâmetro menor que 0,001 μm e capacidade de operar com pressões compreendidas entre 1500 kPa a 15000 kPa e são os que mais têm sido investigados para diversas aplicações nas empresas de laticínios (Balannec et al., 2002; Akoum et al., 2004; Tawfik et al., 2006; Vourch et al., 2008; Souza et al., 2010; Aydiner et al., 2013).

Balannec et al. (2002) avaliaram o desempenho de membranas de ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa para tratar água oriunda de efluente lácteo e demonstraram a eficácia de um sistema que contém uma membrana de ultrafiltração para a retenção de sólidos provenientes do leite. No entanto, o sistema proposto não foi eficiente para garantir um padrão aceitável para a reutilização dessa água de lavagem. Por outro lado, Vourch et al. (2008) apresentaram uma recuperação de 95% de água reciclada, trabalhando com um caudal de 100 $\text{m}^3 \text{dia}^{-1}$ para tratar as águas de lavagem das indústrias leiteiras francesas que empregavam membranas de osmose inversa. De qualquer forma, os autores não comentam sobre a reutilização ou eliminação da torta de sólidos gerada por dia de produção (Tawfik et al., 2006; Vourch et al., 2008). Dependendo das características finais destes resíduos o soro retido nas membranas pode não ter os requisitos necessários para servir como um componente na produção de outros alimentos e, além disso, acarretar em passivos ambientais e sanitários. Em contrapartida, desde meados de 1990, os sistemas de separação moleculares vêm sendo amplamente adotados no Brasil para diversos empregos na indústria de alimentos, principalmente, para concentrar vários líquidos como sucos de frutas, sucos vegetais e leite (Mizubuti, 1994). Consequentemente o soro de leite processado vem sendo empregado em diferentes formulações de alimentos infantis e farmacêuticos, suplementos vitamínicos e bebidas lácteas, demonstrando haver a necessidade de mais investimento e conhecimento sobre o potencial econômico e nutricional do soro de leite (Mizubuti, 1994; Revillion et al., 2000; Moreira et al., 2010; Oliveira et al., 2012).

Neste sentido, buscou-se avaliar físico-químico e microbiologicamente o soro de leite concentrado obtido por osmose inversa, verificando se o mesmo possui qualidade para ser empregado como matéria-prima de outros segmentos da indústria de alimentos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Amostra

O soro utilizado nestes estudos foi adquirido de um laticínio de grande porte que produz derivados lácteos líquidos, tendo como principal produto o queijo mussarela. Essa empresa é localizada na Região Oeste do Estado de Santa Catarina, Brasil. Este soro é obtido por coagulação do leite na produção de queijo mussarela e foi obtido a partir de duas bateladas dessa produção ao longo do 1º semestre de 2012, totalizando uma amostragem com 24 tubos estéreis por batelada. Este material consistia de soro de leite doce e era caracterizada por ser um líquido turvo com coloração amarelo-esverdeada. A amostragem consistiu de 6 tubos com soro de leite pasteurizado, 6 tubos com soro de leite concentrado e 6 tubos contendo permeado resultante do processo de osmose inversa. As amostras foram colhidas assepticamente em tubos estéreis com rosca. Os frascos foram identificados e armazenados em câmara fria a 4 °C até à análise. As análises foram realizadas nos laboratórios da empresa de laticínios. Os procedimentos analíticos para determinações físico-químicas e microbiológicas foram extraídos de métodos padrão para o exame dos produtos lácteos e realizados em quadruplicata (APHA et al., 2004).

2.2. Análise microbiológica

A avaliação microbiológica consistiu em determinar a carga microbiana presente nas amostras provenientes de diferentes etapas do processo por osmose inversa. A contagem de coliformes termotolerantes, bactérias aeróbias mesófilas e coliformes totais foram realizados em amostras de soro de leite líquido pasteurizado, soro de leite em um recipiente de armazenamento, soro de leite concentrado e permeado de água. Os procedimentos e a rotina analítica adotada para os ensaios microbiológicos seguiram as normativas contidas no *Standard Methods for the Examination of Dairy Products* propostos por APHA et al. (2004). Foram empregados o meio *molten* PCA (Plate Count Agar, mantido a 42-45 °C) utilizado em bacteriologia alimentar para quantificar bactérias aeróbias no leite; meio EC (MacConkey Agar Base, HIMEDIA) para contagem seletiva de coliformes termotolerantes e coliformes totais; membranas e meios de cultura 3MT-Petrifilm para a análise microbiológica da água resultante do processo de osmose inversa.

2.3. Caracterização físico-química

A caracterização físico-química consistiu em determinar a temperatura (°C), a acidez titulável (°D), açúcares totais (°BRIX), densidade (g cm^{-3}), extrato seco total (g), gordura (g) e o pH em amostras de soro de leite líquido e soro de leite pasteurizado concentrado, conforme metodologia estabelecida por Zenebon et al. (2008). As soluções foram preparadas utilizando reagentes de grau analítico, água ultra pura obtida usando sistema de água Milli-Q (Millipore Corp, de Billerica, MA, EUA) a resistividade de 18,2 M Ω cm, ácido nítrico e clorídrico (Merck, Darmstadt, Alemanha) destiladas em quartzo sub-ebulição (Milestone, Sorisole, Itália). Para evitar a contaminação, os frascos, vidrarias e materiais de polipropileno foram lavadas e embebidas em 10% v v⁻¹ HNO₃ e completamente lavados com água deionizada. Solução Dornic (NaOH N/9), fenolftaleína (1% v v⁻¹), ácido sulfúrico (D=1,825) e álcool isoamilico (D=0,815) foram utilizadas para caracterizações físico-químicas.

2.4. Processamento do soro por sistema por OI

O diagrama de fluxo para a produção de soro de leite concentrado por osmose inversa é demonstrado a seguir (Figura 1):

Figura 1. Fluxograma da produção de soro de leite concentrado a partir do soro de leite obtido do processamento de queijo mussarela.

A partir da Figura 1 é possível identificar as etapas que a amostragem foi realizada. As amostras de soro de leite eram retiradas do Silo 1 enquanto que as amostras de soro de leite pasteurizado foram retiradas após a pasteurização. Alíquotas de soro de leite concentrado foram retirados do Silo 2 enquanto que as amostras de permeado resultante do processo de osmose inversa eram coletadas após todo o processamento do soro de leite.

O soro de leite proveniente do processamento do queijo era bombeado para dentro do silo 1 (soro de leite cru). Este silo tinha capacidade para 100 m³ e estava localizado na parte externa do Setor de Osmose Inversa. Em seguida, o soro de leite era enviado para o tanque de equilíbrio localizado dentro do mesmo setor. Logo depois o soro de leite era submetido à pasteurização HTST (*High Temperature and Short Time*). O sistema de pasteurização era composto por trocadores de calor de placas e o binômio temperatura/tempo empregado foi de 74 °C / 15 s até 20 s, respectivamente. Após a pasteurização, o soro foi submetido à desnatadeira para remover óleos e gorduras presentes para atender aos padrões legais que exigem que esse compostos represente de 0,0 e 0,6% do total dos componentes sólidos no mesmo. Simultaneamente, o creme resultante da desnatadeira foi enviado à fabricação de manteiga. Por fim, o soro de leite foi submetido a pasteurizador e arrefecido para 7,0 °C e armazenado no silo 2 (soro pasteurizado).

O soro de leite pasteurizado era submetido ao processo de filtração por osmose inversa. A temperatura de entrada foi controlado em 8 °C. A concentração ocorria em 20 min, sendo finalizado quando o soro de leite concentrado apresentasse 15 °BRIX. Os padrões de referência utilizados para o processamento de leite e soro de leite seguiu as normas estabelecidas pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, o Brasil (IN nº. 62/2011) (Brasil, 2011).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Análise microbiológica

Os resultados da caracterização microbiológica são mostrados na Tabela 1 para a primeira e segunda batelada de processamento de queijo mussarela.

Tabela 1. Média dos valores referente à análise microbiológica em diferentes pontos de processamento para as bateladas 1 e 2 para a produção de soro de leite concentrado. (n= 4).

Batelada	Coliforme Total (UFC mL ⁻¹)		Coliforme Termotolerante (UFC mL ⁻¹)		Bactérias aeróbias mesófilas (UFC mL ⁻¹)	
	1 ^a	2 ^a	1 ^a	2 ^a	1 ^a	2 ^a
Soro previamente estocado	4	0	4	-	>3000	>3000
Soro pasteurizado	2	0	2	-	248	540
Água de osmose	0	21	-	14	11	37
Soro concentrado	4	1	-	0	250	380

Conforme o Projeto de Instrução Normativa que estabelece os padrões de identidade e qualidade de soro de leite (2013) os produtos “Soro de leite” e “Soro de leite Concentrado” devem cumprir com os seguintes critérios de qualidade microbiológicos: i) contagem de aeróbios mesófilos viáveis até $1,5 \times 10^5$; ii) contagem de coliformes totais até $1,0 \times 10^3$ e iii) contagem de termotolerantes até $1,0 \times 10^2$.

Com base nestes resultados verificou-se que as amostras de soro de leite pasteurizado previamente armazenadas mostraram que o soro estocado, devido à presença de bactérias aeróbicas mesófilas, apresentou baixa estabilidade microbiológica. Entretanto verifica-se que o soro não apresentou coliformes totais e termotolerantes em concentrações que condenasse o soro oriundo dessas duas bateladas. As amostras de água de osmose não apresentaram teores de coliformes termotolerantes. A amostra de soro de leite concentrada apresentou baixa concentração de coliformes totais (4 UFC mL⁻¹), ausência de coliforme termotolerante e apresentou micro-organismos mesófilos.

Ao analisar a segunda batelada observou-se elevada concentração de mesófilos em amostras de soro de leite pasteurizado, bem como de soro de leite previamente armazenado. Por outro lado, não houve contaminação por coliformes. Nas amostras de soro de leite concentrados não houve contaminação por coliformes totais e termotolerantes. Na amostra de água de osmose (permeado de água através do processo de osmose inversa), os coliformes totais formados ficaram em torno de 21 UFC mL⁻¹. Desse total, 14 UFC mL⁻¹ representam coliformes termotolerantes. Em relação ao soro concentrado houve a formação de uma única colônia de coliforme total e ausência de coliforme termotolerante. A partir da análise das duas bateladas observa-se a capacidade do sistema de pasteurização e osmose inversa em minimizar a presença de mesófilos e coliformes no soro concentrado. Deste modo pode-se dizer que o sistema de osmose inversa eleva o tempo de conservação do soro quando concentrado e atende aos padrões de qualidade do soro de leite (Brasil, 2013).

A presença de micro-organismos mesófilos encontrados no soro previamente armazenado pode indicar que o produto estava contaminado devido a muitos fatores, entre eles à falta de higiene durante a etapa de estocagem, contaminação durante o processamento, limpeza insuficiente dos equipamentos ou as condições impróprias de tempo e temperatura durante a pasteurização e armazenamento (Gillies, 1974; Spangler e Amundson, 1986; Ordoñez, 2005; Souza et al., 2010). No entanto, a presença de micro-organismos aeróbios mesófilos foi identificada apenas em silos de pré-concentrado de soro de leite. Deste modo é possível que a presença de micro-organismos é mais condicionado à natureza perecível deste material do que dificuldades no controle higiênico-sanitário (Gillies, 1974; Miller et al., 2000; APHA et al., 2004). Deste modo, deve-se ter maior controle sobre a otimização do tempo de armazenamento ou do procedimento utilizado para o armazenamento, a fim de minimizar a proliferação de micro-organismos aeróbios mesófilos. Outra possibilidade seria o

processamento imediato de pré-concentrados soro líquido. No entanto, o processamento de soro de leite é condicionado diretamente à procura.

De qualquer forma os valores obtidos estão dentro do permitido e prescritos pela empresa e regulamentados pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Brasil, 2013).

Em ambos os casos houve a eficiência de filtração de osmose inversa para a pré-concentração de soro de leite e para a redução da carga microbiana ou microbiota, em especial. Possivelmente, a redução da carga microbiana ocorre devido ao aumento da concentração de caseína e outros componentes sólidos presentes no soro do leite, a tornando-se um meio hipertônico (Morr e Ha, 1993; Fox e McSweeney, 1998).

3.2. Caracterização físico-química

O resultado das análises físico-químicas de amostras de soro de leite líquido e do soro de leite concentrado obtido por osmose inversa é mostrado na Tabela 2.

Tabela 2. Média dos valores referentes aos parâmetros físico-químicas avaliadas em soro líquido e soro concentrado. (n= 4).

Parâmetros	Amostragem de soro			
	Líquido	Padrão ¹	Concentrado	Padrão ¹
Temperatura (°C)	10 ± 3	< 15	8 ± 1	< 10
Acidez titulável (Dornic - °D)	15 ± 1	16	22 ± 2	18,0 _ 28,0
Gordura (%)	0,0	< 0,4	0,0	< 0,4
Densidade (g cm ⁻³)	1026 ± 3	1020 _ 1030	1085 ± 6	1060 _ 1100
Extrato sólido total (%)	6,0 ± 0,4	5,25 _ 7,75	30,0 ± 0,5	> 16,5 %
pH	6,50 ± 0,2	6,00 _ 6,70	6,4 ± 0,3	6,2 _ 6,8
°BRIX	--	--	18 ± 1	17 _ 20

Nota: ¹Os padrões de referência foram estabelecidos de acordo com as exigências industriais para o processamento de soro de leite em grande escala e pela legislação brasileira para qualidade do leite (Brasil, 2011).

Com base nos dados obtidos, verifica-se que o soro de leite líquido proveniente do pasteurizador era adequado para o processamento e concentração por osmose inversa sem que houvesse grandes perdas de as suas características físico-químicas. O Projeto de Instrução Normativa para os padrões de identidade e qualidade de soro de leite (2013) estabelece, como requisitos físico-químicos para o soro de leite e soro concentrado a serem submetidos à alimentação humana, os seguintes requisitos: i) pH entre 6,0 e 6,8; ii) acidez titulável (g / 100 g) entre 0,08 e 0,14; e iii) o mínimo de 5,0 g de sólidos totais (g / 100 mL) para soro de leite. Em relação ao soro de leite concentrado, o Projeto de Instrução Normativa (2013) estabelece que esse produto deve apresentar concentração de sólidos totais superior a 11,0 g / 100 mL e que o mesmo seja negativo para reconstituintes de densidade e neutralizantes de acidez. Ao comparar os resultados físico-químicos obtidos com os requisitos necessários prescritos verificou-se que o soro de leite concentrado enquadrou-se aos critérios estabelecidos no Projeto de Instrução Normativa (Brasil, 2013).

Conforme Morr e Ha (1993) o teor de extrato seco total (EST), no processo de concentração do soro de leite, pode representar um parâmetro semi-quantitativo sobre a quantidade de proteínas no soro. Quanto maior a concentração do teor total de proteína, maior o valor agregado (Oliveira et al., 2012). Neste contexto, pode-se dizer que sistema OI apresentado nesse trabalho apresentou elevada eficiência para obtenção de EST em torno de 30%, pois, conforme Mizubuti (1994), o sistema OI quando operando em condições padrão,

deixa o soro com um teor de EST ao redor de 20%. Considerando que o teor de extrato seco total é da ordem de 5,0 % (Morr e Ha, 1993; Oliveira et al., 2012) foi possível trabalhar com fator de concentração de ordem 6, superior ao fator de concentração reportado na revisão feita por Mizubuti (1994).

Por conseguinte, a concentração de soro de leite obtido neste laticínio apresentou as características para consumo humano e dentro dos parâmetros estabelecidos no Projeto de Instrução Normativa que estabelece os padrões de identidade e qualidade de soro de leite (Brasil, 2013). Consequentemente, o soro de leite concentrado obtido pode ser comercializado como um suplemento alimentar ou como matéria-prima para outras empresas de gêneros alimentícios. Quando o soro obtido por osmose inversa não apresentasse as características necessárias para o consumo humano, este material era destinado para fábricas de ração animal como um suplemento para a elaboração de ração animal.

3.3. Características gerais do processo de OI

Em geral, o processamento do soro de leite por osmose inversa utilizada neste estudo foi caracterizado pela entrada de soro com caudal de $319 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ por meio de um filtro operando com pressão de 9,5 bar e 8 °C. O processo de filtração por osmose inversa foi otimizado para operar com capacidade para filtrar 20 m^3 de soro por hora, resultando em 15 m^3 de água permeada e 5 m^3 de soro de leite concentrada. Nessa condição de operação e durante a realização desse estudo verificou-se que as membranas apresentaram tempo de vida útil elevado, necessitando da manutenção de rotina e limpeza a cada batelada com extrato enzimático e parada no sistema para desentupimento a cada 30-35 dias. Diversos estudos na literatura sobre o emprego de membranas de OI indicam que o fluxo de permeado é o parâmetro que mais influencia na eficiência de concentração e no tempo de vida útil dos materiais que perfazem as membranas OI, concluindo que esse fator governa em grande escala a viabilidade econômica desse tipo de processo (Skudder et al., 1977; Toledo, 1984; Spangler e Amundson, 1986; Mizubuti, 1994).

Spangler e Amundson (1986) e Mizubuti (1994) comentam que, para otimizar o emprego dessas membranas para a concentração de soro lácteo, deve-se levar em consideração os fatores que afetam a velocidade de fluxo do permeado tais como: propriedades das membranas (Ex.: blenda de acetato de celulose – CA, ou compósito de filme fino – TFC), a composição do alimento e as condições do processo. Nesse sentido verificou-se que, em condições de caudal, pressão e temperatura otimizados, o soro de leite na entrada apresentou 7 °BRIX, pH 6,27 e acidez de 12,3 °D. O soro de leite concentrado foi obtido com 18 °BRIX, pH 6,19, a uma temperatura de 10 °C. A água resultante do processo de filtração era enviada para contêineres com 20 m^3 e utilizada para a limpeza. O efluente gerado o qual não pode ser reutilizado eram destinados para sistema de tratamento biológico de efluentes. O soro de leite concentrada podia ser submetido a duas rotas. Uma parte era bombeada para um tanque de estocagem localizado na parte externa do setor de processamento por osmose inversa e a outra parte era submetida à secagem por *spray drying* para a obtenção de soro em pó.

O uso desta tecnologia de filtração teve como principal vantagem a obtenção de soro de leite que pode ser usado como suplemento alimentar ou como matéria-prima para as empresas de alimentos, como as empresas de panificação, produtos de carne, sorvetes, bebidas lácteas e ração animal (Miller et al., 2000; Balannec et al., 2002; Ordoñez, 2005; Souza et al., 2010).

4. CONCLUSÕES

O sistema de filtração por osmose inversa apresentou uma série de vantagens, tais como: i) baixo custo energético para manter a temperatura durante o processamento de cerca de 5 e 10°C; ii) manutenção das características físico-químicas avaliadas durante a concentração,

mantendo a qualidade do soro de leite processado; iii) houve agregação de valor para o soro de leite devido a remoção de água e pelo aumento do teor de extrato seco total; iv) eficiência na redução dos coliformes totais e bactérias aeróbias mesófilas bem como a ausência de bactérias termotolerantes e; v) por fim, devido a concentração do soro de leite por meio deste sistema verificou-se o aumento do tempo de prateleira porque, através da redução da quantidade de água, houve uma redução da atividade de água (A_w), tornando-o mais estável microbiologicamente.

Em relação ao processo de OI verificou-se que o fluxo de permeado otimizado (com caudal de $319 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, pressão 9,5 bar e 8°C) foi aquele em que houve menor necessidade de parada do sistema para o desentupimento e limpeza do sistema de membrana e, paralelamente, foram as condições na qual foi observado o maior fator de concentração do soro (fator de ordem 6).

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao laticínio envolvido nesses estudos pelo fornecimento das amostras bem como dos laboratórios para o desenvolvimento desse estudo.

6. REFERÊNCIAS

- AKOUM, O.; JAFFRIN, M. Y.; DING, L. H.; FRAPPART, M. Treatment of dairy process waters using a vibration filtration system and NF an RO membranes. **Journal of Membrane Science**, v. 235, p. 111 – 122, 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2004.01.026>
- AMERICAN PUBLICA HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. **Standard methods for the examination of dairy products**. 17th Ed. Washington DC., 2004. 552 p.
- AYDINER, C.; TOPCU, S.; TORTOP, C.; KUVVET, F.; EKINCI, D.; DIZGE, N.; KESKINLER, B. A novel implementation of water recovery from whey: forward–reverse osmosis integrated membrane system. **Desalination and Water Treatment**, v. 51, n. 4-6, p. 786-799, 2013. <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2012.693713>
- BALANNEC, B.; GUIZIOU, G. G.; CHAUFER, B.; BAUDRY, M. R.; DAUFIN, G. Treatment of dairy process water by membrane operations for water reuse and milk constituents concentration. **Desalination**, v. 147, p. 89-94, 2002. [http://dx.doi.org/10.1016/S0011-9164\(02\)00581-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0011-9164(02)00581-7)
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa Nº 62, de 29 de Dezembro de 2011. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, 29 dez. 2011.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Brasil. Portaria Nº 53 - Projeto de Instrução Normativa que estabelece os padrões de identidade e qualidade de soro de leite, de 10 de Abril de 2013. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, 10 abr. 2013.
- FLORÊNCIO, I. M.; FLORENTINO, E. R.; SILVA, F. L. H.; MARTINS, R. S.; CAVALCANTI, M. T.; GOMES, J. P. Produção de etanol a partir de lactossoro industrial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 10, p. 1088-1092, 2013

- FOX, P. F.; MCSWEENEY, P. L. H. **Dairy chemistry and biochemistry**. 1. ed. London: Thomson Science, 1998. 378 p.
- GILLIES, M. T. **Whey processing and utilization**: economic and technical aspects. [S.l.]: Noyes Data Corporation, 1974. 277p.
- LOURES, C. C. A.; IZÁRIO FILHO, H. J.; SAMANAMUD, G. R. L.; SOUZA, A. L.; SALAZAR, R. F. S.; PEIXOTO, A. L. C. et al. Performance evaluation of photo-fenton and fenton processes for dairy effluent treatment. **International Review of Chemical Engineering (IRECHE)**, v. 5, n. 4, p. 280-288, 2013.
- MILLER, G. D.; JARVIS J. K.; MCBEAN L. D. **Handbook of dairy products and nutrition**. 2nd Ed. Illinois: CRC Press, 2000.
- MIZUBUTI, I. Y. Soro de leite: composição, processamento e utilização na alimentação. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 15, n. 1, p. 80-94, 1994. <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.1994v15n1p80>
- MOREIRA, R. W. M.; MADRONA, G. S.; BRANCO, I. G.; BERGAMASCO, R.; PEREIRA, N. C. Avaliação sensorial e reológica de uma bebida achocolatada elaborada a partir de extrato hidrossolúvel de soja e soro de queijo. **Acta Scientiarum Technology**, v. 32, n. 4, p. 435-438, 2010. <http://dx.doi.org/10.4025/actascitechnol.v32i4.5739>
- MORR, C. V.; HA, E. W. Whey protein concentrates and isolates processing and functional properties. **Critical Reviews in Food Science and Nutrition**, v. 33, n. 6, p. 431-476, 1993. <http://dx.doi.org/10.1080/10408399309527643>
- OLIVEIRA, D. F.; BRAVO, C. E. C.; TONIAL, I. B. Soro de leite: um subproduto valioso. **Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes**, v. 67, n. 385, p. 64-71, mar./abr. 2012. <http://dx.doi.org/10.5935/2238-6416.20120025>
- ORDOÑEZ, J. A. **Tecnologia de alimentos**: componentes dos alimentos e processos. Tradução Fátima Murad. Porto Alegre: Artimed, 2005. Vol. 1. 294 p.
- REVILLION, J. P.; BRANDELLI, A.; AYUB, M. A. Z. Produção de extratos de leveduras de uso alimentar a partir do soro de queijo: abordagem de elementos técnicos e mercadológicos relevantes. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 20, n. 2, p. 246-247, 2000. <http://hdl.handle.net/10183/19328>
- SALAZAR, R. F. S.; OLIVEIRA, M. F.; ALCÂNTARA, M. A. K.; IZÁRIO FILHO, H. J. Evaluation of a system for dairy wastewater treatment composed by photochemical (TiO₂ fixed / UV_{solar}) and biological (aeration pond) reactors. **International Review of Chemical Engineering (IRECHE)**, v. 5, n. 4, p. 294-300, 2013.
- SOUZA, R. R.; BERGAMASCO, R.; COSTA, S. C.; FENG, X.; FARIA, S. H. B.; GIMMENES, M. L. Recovery and purification of lactose from whey. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, v. 49, n. 11, p. 1137-1143, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cep.2010.08.015>
- SKUDDER, P. J.; GLOVER, F. A.; GREEN, M. L. An examination of the factors affecting the reverse osmosis of milk with special reference to deposit formation. **Journal of Dairy Research**, v. 44, p. 293, 1977.

- SPANGLER, P. L.; AMUNDSON, C. H. Concentration of milk and whey using composite, spiral wound, reverse osmosis membranes. **Journal of Dairy Science**, v. 69, n. 6, p. 1498-1509, 1986. [http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(86\)80565-3](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(86)80565-3)
- TAWFIK, A.; SOBHEY, M.; BADAWY, M. Treatment of a combined dairy and domestic wastewater in an up – flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor followed by activated sludge (AS System). **Desalination**, v. 227, n. 1/3, p. 167 – 177, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2007.06.023>
- TOLEDO, R. T. Improving fermentation productivity with reverse osmosis. **Food Technology**, v. 38, n. 12, p. 92-96, 1984.
- VOURCH, M.; BALANNEC, B.; CHAUFER, B.; DORANGE, G. Treatment of dairy industry wastewater by reverse osmosis for water reuse. **Desalination**, v. 219, p. 190 – 202, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2007.05.013>
- ZENEBON, O.; PASCUET, N. S.; TIGLEA, P. **Métodos físico-químicos para análise de alimentos**. São Paulo: Instituto Adolfo Lutz, 2008.

Calidad de las aguas meteóricas en la ciudad de Itajubá, Minas Gerais, Brasil

doi: 10.4136/ambi-agua.1329

Received: 26 Feb. 2014; Accepted: 20 May 2014

**Herlane Costa Calheiros^{1*}; Mônica Regina Gomes¹;
Percy Máximo Anco Estrella²**

¹Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI), Itajubá, MG, Brasil
Instituto de Recursos Naturais (IRN)

²Universidad Nacional de Ingeniería (UNI), Lima, Peru
Empresa PROWIL

*Autor correspondiente: e-mail: profaherlane@yahoo.com.br,
monicagomes@gmail.com, percy.anco@yahoo.com.br

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue evaluar la calidad del agua meteórica en la ciudad de Itajubá, ubicado en la parte sur de Minas Gerais, Brasil. Para ello, se realizaron la colecta y análisis de la calidad de las muestras de agua de lluvia después de escurrir sobre la superficie de tres tipos de materiales; amianto, zinc y cerámica. También se realizó una colecta directa para comparar los resultados y verificar los cambios en la calidad del agua. Se observó que la calidad del agua de lluvia varía en función del material a través en el cual fluye, alterando de esta manera los parámetros físicos-microbiológicos como el pH, dureza, alcalinidad, turbidez y el contenido de coliformes. Por lo tanto, el material de la superficie de los sistemas de colección de agua de lluvia puede modificar la calidad del agua, y el destino final de este tipo de agua. A pesar que las aguas meteóricas de Itajubá presentaron un bajo grado de contaminación, se concluye que el tratamiento de estas aguas deben prever la remoción de sólidos, el ajuste de pH y la desinfección, de esta forma, se estará obteniendo una alternativa ventajosa, sustentable y asequible de uso en época de escases hídrica.

Palabras-clave: disponibilidad de agua, agua de lluvia, aprovechamiento de agua pluvial, lluvia ácida, contaminación del aire.

Qualidade das águas meteóricas no município de Itajubá, Minas Gerais, Brasil

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade das águas meteóricas no município de Itajubá, localizado no Sul do Estado de Minas Gerais, no Brasil. Para tanto, realizou-se a coleta e análise da qualidade das águas de chuva após escoar por três materiais: amianto, zinco e cerâmica. A coleta direta também foi realizada para comparação dos resultados e verificação das alterações ocorridas na qualidade da água. Observou-se que a qualidade da água de chuva varia dependendo do material pela qual escorre, alterando parâmetros como pH, dureza, alcalinidade, turbidez e concentração de coliformes. Portanto, o material da

superfície para sistemas de coleta de águas pluviais pode modificar a qualidade da água e, portanto, o destino final desta água. Apesar das águas meteóricas de Itajubá apresentarem baixo grau de contaminação, conclui-se que o tratamento destas águas devem prever a remoção de sólidos, o ajuste do pH e a desinfecção, tornando-as uma alternativa vantajosa, sustentável e acessível de uso em época de escassez hídrica.

Palavras-chave: disponibilidade hídrica, água de chuva, aproveitamento de água pluvial, chuva ácida, poluição do ar.

Quality of meteoric water in the city of Itajubá, Minas Gerais, Brazil

ABSTRACT

The objective of this study was to assess the quality of rainwater in the city of Itajubá, MG. Therefore, samples were collected in order to analyze rainwater quality after the water had drained through three materials: asbestos, zinc and ceramic. Direct sampling was also performed in order to compare results and to verify changes in rainwater quality. It was observed that the quality of rainwater varies with the material through which it flows, changing parameters such as pH, hardness, alkalinity, turbidity and coliform concentration. Therefore, the surface material in rainwater collection systems can modify water quality and thus affect the final suitable uses of this water. Although the meteoric waters of Itajubá had a low degree of contamination, it was concluded that the treatment of these waters must include the removal of solids, pH adjustment and disinfection, which will render them an advantageous, sustainable and affordable alternative for use in times of shortage water.

Keywords: water availability, rainwater, pluvial water harvesting, acid rain, air pollution.

1. INTRODUCCION

Las aguas meteóricas son aquellas provenientes del vapor de agua atmosférico que pueden precipitar en forma de neblina, lluvia, helada, nieve, granizo y entre otras formas.

El uso de los sistemas de aprovechamiento de las aguas meteóricas, según May (2004), es viabilizado para reducir el consumo de agua potable, disminuir los costos de agua suministrada por las empresas de abastecimiento y para minimizar los riesgos de inundación en caso de lluvias intensas, como método de preservación del medio ambiente, reduciendo la escases de recursos hídricos en épocas de estiaje. Al menos, algunos de estos beneficios han sido experimentados por varios países como Indonesia, Taiwan, Australia, Inglaterra, Tailandia, Quenia, Botswana, Japón, Perú, Alemania, Singapur, China, entre otros (Lee y Nazarudeen, 1996; Schimidt, 2001; Gnadling, 2001) y de la misma forma en diversas ciudades brasileiras, como por ejemplo; Ribeirão Preto, Rio de Janeiro, Salvador, Fernando de Noronha, Florianópolis, Joinville, desiertos y áreas secas de Pernambuco (Campos et al. 2003; Azevedo Netto, 1991; Ramos, 1983; Liberal y Porto, 1999) por tener experiencias con el aprovechamiento de las aguas meteóricas.

La composición de las aguas de lluvia varían de acuerdo a las regiones y, según Eaton et al. (1973), está relacionada con los lugares de origen de las masas de aire y la génesis de la lluvia. Thomas y Greene (1993), investigando la calidad de las aguas de lluvia en contacto con los diversos materiales de los techos en áreas rurales, urbanas e industriales, concluyeron que los materiales de los techos tienen influencia sobre la calidad del agua de lluvia y que las aguas pluviales contaminadas colectadas de los techos se debe principalmente a la contaminación difusa de la deposición atmosférica y del número de días secos que anteceden a un evento lluvioso. Kus et al. (2013) también verificaron que los factores como la intensidad

del tráfico de vehículos, la contaminación del aire y la localización urbana o rural influyen en la calidad de las aguas pluviales.

Las aguas meteóricas con pH inferior a 5.6 son consideradas ácidas, según Jaques (2005), indicando que el agua se encuentra contaminada con ácidos fuertes así como el ácido sulfúrico (H_2SO_4) y el ácido nítrico (HNO_3), y eventualmente con otros tipos de ácidos como el ácido clorhídrico (HCl) y los ácidos orgánicos, siendo un problema por la acción corrosiva para materiales metálicos, calcarios y otras sustancias.

Los parámetros controlados en la calidad del agua para consumo dependen del uso al cual es destinado. El hombre utiliza agua para diversas finalidades, que van desde el propio consumo humano hasta como materia prima para la fabricación de diversos productos. En lo que se refiere al consumo en las residencias, el agua puede ser utilizada tanto para fines potables (higiene personal, preparación de alimentos y otros) y no potables (lavado de carros, riego de jardines, uso sanitarios, etc). Debido a sus características naturales, generalmente, presentan concentraciones bajas en minerales. Tomaz (2003) recomienda que las aguas meteóricas sean usadas para fines no potables, tanto en las instalaciones sanitarias, en el lavado de vehículos y uso en los jardines.

Simplificando, un sistema de aprovechamiento de aguas pluviales consiste en la captación de agua de lluvia que cae sobre los techos de las edificaciones, el agua es conducida hasta el área de almacenamiento a través de canales o conductores, pasando por equipos de filtrado y descarte de impurezas. Corrigir a partir da linha 20 da página 3 para: "Como la primera porción de agua que pasa por la superficie del techado, posee grande cantidad de suciedad, e incluso se encuentran heces de animales como el caso de aves, roedores, etc. por lo que, es necesario el descarte de las primeras captaciones de aguas (agua de limpieza) a través de dispositivos de desviación (by pass). De acuerdo con Tomaz (2003), dependiendo del material utilizado en el techado, la contaminación puede ser mayor. Por lo que, el agua es almacenada generalmente en un reservorio enterrado (tanque cisterna) y bombeada a un segundo reservorio (punto elevado), del cual son suministradas mediante tuberías instaladas específicas para el agua pluvial y distribuidas para el consumo no potable (May, 2004).

Varios autores como Lade et al. (2013), Mckensie et al. (2013) y Zhang et al. (2013) apoyan al tratamiento de este tipo de aguas antes de ser usadas.

En lo que se refiere a la legislación brasilera relacionada a las aguas pluviales puede verificarse en el Código de Aguas de 1934, y la norma brasilera para el agua de lluvia – aprovechamiento en áreas urbanas para fines no potables – NBR 15527/2007 (ABNT, 2007), que trata de los procedimientos y requisitos necesarios al dimensionamiento del sistema de aprovechamiento de las aguas de lluvia para fines no potables. En ella son descritas las condiciones de los componentes de un sistema de aprovechamiento y la calidad requerida para el agua de acuerdo con la utilización prevista. También son dispuestos los métodos de cálculos para el diseño de reservorios.

El objetivo de este estudio fue evaluar la calidad del agua meteórica en la ciudad de Itajubá, ubicado en la parte sur de Minas Gerais, Brasil. Para ello, se realizaron la colecta y análisis de la calidad de las muestras de agua de lluvia después de escurrir sobre la superficie de tres tipos de materiales; amianto, zinc y cerámica. También se realizó una colecta directa para comparar los resultados y verificar los cambios en la calidad del agua.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

La instalación experimental está ubicada al lado del lago de la Universidad Federal de Itajubá (UNIFEI), es un lugar con bajo flujo de vehículos y se encuentra a una distancia de 100 metros de la avenida principal.

Los muestreos de las aguas meteóricas fueron realizados en fechas fuera de la temporada de lluvia, para poder evaluar la calidad del agua durante la época de menor disponibilidad de agua de lluvia. Por tanto, durante los meses de marzo a octubre se monitoreó la instalación experimental, especialmente en los días lluviosos; 30/mar (día 1), 31/mar (día 2), 5/abr (día 7), 6/abr (día 8), 24/abr (día 26), 19/may (día 51), 26/may (día 58), 31/may (día 63), 28/set (día 183) y 24/oct (día 209). Así mismo, las diez muestras de agua de lluvia fueron colectadas durante el periodo de investigación, y para caracterizar la influencia del tipo de material de techado en la calidad de agua colectada, fueron montadas tres áreas techadas de 1 m² de materiales de amianto, zinc y cerámica, como se muestra en la Figura 1. De la misma forma, fueron instalados canales de PVC (policlorato de vinilo). El montaje experimental fue colocado a cielo abierto y el agua de lluvia fue colectada en recipientes de 2 L.

Figura 1. Montaje experimental con superficies de (1) amianto, (2) zinc y (3) cerámica.

Para la colecta directa del agua de lluvia se utilizó una superficie plástica con diámetro de 74 cm conectado a un recipiente de 10 L.

La limpieza de los recipientes de colecta incluyendo todo el montaje experimental para la colecta directa del agua de lluvia, fue realizada de manera periódica, así mismo en periodos largos de estiaje para evitar la contaminación y garantizar la mayor precisión en los resultados.

Los parámetros controlados fueron elegidos de acuerdo con la relevancia asociada a la utilización de las aguas de lluvia; pH, alcalinidad, dureza, turbidez, coliformes totales y termotolerantes. Las metodologías aplicadas para la determinación analítica de cada variable se encuentran en los Métodos Estándar para el Examen del Agua y Aguas Residuales (APHA, 1998). Los análisis fueron realizados en el Laboratorio de Saneamiento del Instituto de Recursos Naturales en la Universidad Federal de Itajubá.

La caracterización de las muestras fue obtenida a través de las siguientes pruebas: Temperatura, fue obtenida utilizando un termómetro de mercurio; pH, valores obtenidos por técnica potenciométrica; Alcalinidad total, datos obtenidos por la titulación en ácido clorhídrico (HCl, 0,02 mol/L); Dureza, parámetro obtenido por la titulación en solución patrón de EDTA (N=1,0169); Coliformes totales y termotolerantes, parámetro determinado por la técnica del Colitert; Sólidos totales, suspendidos y volátiles, valores determinados por el método gravimétrico; Sólidos sedimentables, valor obtenido a partir del test del Cono Imhoff.

3. RESULTADOS Y DISCUSION

El municipio de Itajubá está localizado en la región sur del estado de Minas Gerais, en Brasil, y según el IBGE Instituto Brasileiro de Geografía y Estadística (2014), se estima una población de 94,940 habitantes en el 2013, ocupa un área de 294,835 km², cuenta aproximadamente con 38,794 vehículos y un parque industrial de 3,631 unidades, presenta un clima tropical de altitud y lluvias intensas concentradas en el verano. Posee un índice pluviométrico medio anual de 1417 mm y sufre crecidas de ríos e inundaciones, el cual es

objeto de preocupación y reclamos por parte de la población afectada. Sin embargo, las lluvias en Itajubá no son culpables mas si la ocupación de las áreas de valle, la impermeabilización de las calles y la obstrucción de los ríos, o sea, son interferencias de la propia población en el ambiente natural.

Una de las medidas que pueden contribuir para aumentar el intervalo entre estas inundaciones es el aprovechamiento de las aguas de lluvia que son abundantes en la región del Sur de Minas Gerais y en conjunto, trabajar cada vez más en la sensibilización de la población, para que venga a sentirse responsable por el bien común.

Durante la investigación, se observó que la temperatura oscilaba entre 20 y 26 °C y fue constante en las muestras colectadas en el mismo día, o sea la temperatura del agua de lluvia no depende del tipo de material de la superficie en el cual escurre el agua colectada, más si de la temperatura del ambiente. Con los datos obtenidos de pH, se graficaron las barras en la Figura 2. Hasta el día 26, no se consideraron los datos de pH de la muestra directa debido a falla experimental.

Figura 2. Valor de pH de las muestras de aguas meteóricas.

Se verifica que el valor medio obtenido para el agua de lluvia colectada directamente fue de 5.81 ± 0.34 , mientras que las muestras colectadas después de escurrir sobre las superficies de techados presentaron valores mayores de pH que las anteriores. De acuerdo con la revisión de la literatura realizada, la lluvia ácida es caracterizada por el pH menos que 5.65, por lo tanto de manera general se puede concluir que en Itajubá no existe problema con relación a las lluvias ácidas. No en tanto, de acuerdo con la norma ABNT NBR 15527/2007 para el aprovechamiento de estas aguas habría la necesidad de ajustar el pH, ayudando a la protección de las instalaciones tubulares.

Las muestras de agua de lluvia que escurren por la superficie de amianto presentaron valores mayores de pH con una media de 7.36 ± 0.44 . El pH obtenido para las muestras que escurrieron por la superficie de zinc, presentaron valores intermedio con una media de 6.45 ± 0.27 . Y para las muestras que pasaron por la superficie de cerámica los valores de pH fueron inferiores con una media de 6.39 ± 0.55 . Hubo un comportamiento inesperado en la colecta de agua de lluvia en la superficie de cerámica, se presentó en el día 3, el cual da un margen para pensar que se trata de un outlier.

Solo fue posible tomar informaciones concluyentes sobre el efecto del pH para la superficie de amianto, observando que la curva mostrada es significativamente desplazada para el carácter básico en comparación a las demás, con excepción del outlier descrito. De la misma forma se observa que los valores de los datos colectados muestran que el pH de los

otros dos tipos de superficie de techado se encuentra relativamente próximo a la muestra colectada al aire libre directo.

El valor medio de alcalinidad obtenido para el agua de lluvia colectada directamente en la atmósfera fue de $13.60 \pm 4.56 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$. Para las muestras que pasaron por la superficie del techo de zinc y de cerámica, la alcalinidad media fue de $14.80 \pm 4.64 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ y $14.40 \pm 4.30 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ respectivamente. Mientras que la alcalinidad media del agua de lluvia después de escurrir sobre la superficie del techado de amianto fue de $40.80 \pm 8.80 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$. El comportamiento observado para las muestras que pasaron por la superficie del techado de amianto era esperado, debido a los valores obtenidos de pH en la colecta del mismo. Entre tanto que los valores de alcalinidad para el resto de las muestras no presentaron variación entre las mismas.

El comportamiento de la dureza de las muestras fue semejante al de la alcalinidad. La dureza media de las muestras colectadas directamente fue de $10.10 \pm 8.96 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$. Para las muestras que pasaron por la superficie del techo de amianto, la dureza media fue de $49.95 \pm 22.94 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$. No en tanto, que la dureza media del agua colectada después de escurrir por la superficie del techado de zinc fue de $13.61 \pm 7.97 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ y las muestras que escurrieron sobre el techo de cerámica presentaron dureza media de $11.13 \pm 7.07 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$. De manera general, las aguas de lluvia de Itajubá pueden ser clasificadas como blandas, mientras que las aguas que escurrieron por el techado de amianto pueden ser clasificadas como de dureza blanda a moderada.

El agua de lluvia colectada después de escurrir por los techados de zinc e cerámica no presentaron variaciones significativas con relación a la obtenida directamente en la atmósfera. Entre tanto que las variaciones observadas para las muestras que escurrieron sobre el techado de amianto pueden ser justificadas por la composición química del mismo. El cemento de amianto está compuesto por más de 90% de cemento y menos de 10% de fibras de amianto crisotila, cuya fórmula química es $\text{Mg}_3\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$. De acuerdo con Libânio (2005), la dureza indica la concentración de cationes multivalentes en solución en el agua, principalmente de calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}). Por tanto, la presencia de iones de magnesio, es uno de los responsables por el aumento de la dureza en el agua, siendo una posible justificación para el comportamiento presentado e incluso pudiendo haber influenciado en los valores de pH y alcalinidad.

Por medio de la Figura 3, se presenta la turbidez de las muestras analizadas.

Figura 3. Turbidez de las muestras de aguas meteóricas.

Analizando el comportamiento en la Figura 3, se verifica que las muestras colectadas directamente a la atmósfera, presentaron valores menores de turbidez, con un valor medio de

4.33 ± 2.04 NTU. Mientras que, para las muestras restantes, es posible observar la variación de la turbidez y se manifiesta aproximadamente en forma homogénea. Se nota que hubo una caída en los valores de turbidez de la colecta 1 para la 2 (del día 1 al 2 del monitoreo) y lo mismo ocurrió en la colecta 3 para el 4 (del día 7 para el día 8 de monitoreo); siendo que en el intervalo sin lluvia entre la colecta 2 y 3 (del día 2 hasta el día 7), hubo un aumento en los valores de turbidez. Este resultado demuestra que para las lluvias en días consecutivos, la primera colecta retira gran parte de las impurezas que toman parte en la turbidez del agua. En los periodos no lluviosos, esas impurezas tienden a acumularse en la superficie del techo.

Los resultados para los sólidos sedimentables solamente se obtuvieron para las muestras colectadas después de 63 días de monitoreo, debido a que el volumen colectado para las demás muestras fue insuficiente para el ensayo del test de Cono de Imhoff. Se verifica que los valores de sólidos sedimentables fueron muy bajos con relación a todas las muestras, no superaron al valor de 1 mL L^{-1} . A pesar de la limpieza periódica de los materiales utilizados tratando de minimizar la acumulación de polvo y la obtención de resultados más precisos, los valores encontrados para la muestra colectada directamente pueden tener origen de partículas finas presentes en la atmósfera en cuanto es depositada en los recipientes de la colecta. Es importante resaltar que fueron encontradas cenizas en la muestra del día 183, proveniente de quemadas próximas al área de la colecta de las muestras.

Los contenidos de sólidos totales (ST), sólidos totales fijos (STF) y sólidos totales volátiles (STV) de las muestras son presentados en la Tabla 1.

Tabla 1. Sólidos totales (ST), sólidos totales fijos (STF) y sólidos totales volátiles (STV) en mg L^{-1} por día de colecta de las muestras y material de la superficie de colecta.

Material de la superficie de colecta	Día de la coleta de muestras de aguas pluviales								
	63			183			209		
	ST	STF	STV	ST	STF	STV	ST	STF	STV
Amianto	93	67	26	96	44	52	160	123	37
Zinc	15	12	3	42	0	42	122	89	33
Cerámica	48	48	0	68	12	56	93	55	38
Muestra directa al aire libre	28	16	12	38	7	31	55	22	33

Debido a la mayor porosidad de las superficies de amianto y cerámica, se esperaba que las muestras colectadas a partir de ellas poseyesen mayor concentración de sólidos. Analizando la Tabla 1, se observa que las muestras colectadas después que escurrieron sobre la superficie de amianto y cerámica en los días 63 e 183 presentaron mayor concentración de sólidos que el de las muestras que escurrieron por la superficie de zinc. Mientras que, para las muestras colectadas en el día 209, la muestra obtenida con la cobertura de zinc presentó alta concentración de sólidos. Por lo tanto, no es posible describir informaciones concluyentes, siendo necesario considerar mayor cantidad de muestras para el mejor análisis de los resultados.

Los sólidos también pueden ser determinados indirectamente por la conductividad eléctrica y vice-versa, para ello se aplica un factor de conversión. En este estudio, el factor varió de 0.98 a 9.13. De modo que, la conductividad eléctrica CE puede ser aproximada por la Ecuación 1:

$$\text{CE } (\mu\text{S cm}^{-1}) = \text{ST } (\text{mg L}^{-1}) / 3.18 \quad (1)$$

Siendo los siguientes valores de CE para cada superficie evaluada:

- Muestra directa: 19.0 a 37.4 $\mu\text{S cm}^{-1}$, en media 27.4 $\mu\text{S cm}^{-1}$,
- Amianto: 63.2 a 108.8 $\mu\text{S cm}^{-1}$, en media 79.1 $\mu\text{S cm}^{-1}$,
- Zinc: 10.2 a 83.0 $\mu\text{S cm}^{-1}$, en media 40.6 $\mu\text{S cm}^{-1}$,
- Cerámica: 32.6 a 63.2 $\mu\text{S cm}^{-1}$, en media 47.4 $\mu\text{S cm}^{-1}$

Según CETESB (2013), en general, los valores de CE mayores que 100 $\mu\text{S cm}^{-1}$ indican que la calidad del agua fue alterada. Mientras que para fines de irrigación, Cordeiro (2001) clasifica que las aguas con conductividad menor a 250 $\mu\text{S cm}^{-1}$ son aguas de salinidad baja. Por lo tanto, se puede constatar que las aguas meteóricas de Itajubá aparentemente no presentan ese problema.

Los resultados determinados en los análisis de coliformes totales y termotolerantes están descritos en las Tabla 2. Vale resaltar que algunas muestras no contaban con volumen suficiente para a la realización del análisis bacteriológica.

Tabla 2. Coliformes totales y termotolerantes (NMP mL^{-1}) por día de colecta de muestras y material de la superficie de coleta.

Material de la superficie de coleta	Día de la colecta de muestras de las aguas pluviales						
	1	2	7	26	51	63	183
Coliformes totales							
Amianto	>24,196	>24,196	>24,196	0,771	>24,196	0,233	1,981
Zinc	0,031	>24,196	>24,196	0	0	0	0
Cerámica	>24,196	>24,196	>24,196	0,090	>24,196	1,789	0,767
Muestra directa al aire libre	-	-	-	-	0,448	0,441	0
Coliformes termotolerantes							
Amianto	0,207	>24,196	>24,196	0	>24,196	0,010	0,087
Zinc	0	>24,196	>24,196	0	0	0	0
Cerámica	0,124	>24,196	>24,196	0	>24,196	0	0,010
Muestra directa al aire libre	-	-	-	-	0,099	0,031	0

A partir del análisis de los datos obtenidos, se verifica que los valores de coliformes totales y termotolerantes presentaron variaciones, indicando desde ausencia como el valor máximo encontrado en el test de Colilert®.

Ese resultado demuestra que existe contaminación por heces de animales de sangre caliente como aves y gatos, el hecho fue comprobado pues se encontraron heces de animales sobre las superficies de los techos durante el periodo de colecta de agua de lluvia. También, es interesante notar, que la muestra escurrida por el techo de zinc presentó ausencia de microorganismos en tres muestras. Se considera que el techo de zinc, por ser metálica, refleja la radiación solar que incide sobre ella misma, por tanto, se comprueba el poder de inactivación de microorganismos. Y las demás superficies de techos empleados, poseen mayor porosidad siendo y por ello es favorable para la presencia de microorganismos potencialmente patogénicos.

A pesar de deducir que la muestra colectada directamente fuese exenta de coliformes totales y termotolerantes, los resultados obtenidos demuestran que existió contaminación en el agua de lluvia colectada, posiblemente se debe a la contaminación en la superficie de la colecta. Por otra parte, un análisis más preciso requiere mayor cantidad de muestras. No en tanto, habrá indicación de una desinfección necesaria del agua colectada para su posterior utilización.

Comparando los datos de turbidez y coliformes es posible observar que las muestras que corresponden a los mayores valores de coliformes, también, presentaron turbidez elevada, indicando la importancia de ser tratados las aguas de lluvia antes de su almacenamiento y aprovechamiento. Aún se verifica, que las muestras después de escurrir por las superficies de cerámica y amianto presentaron valores superiores de turbidez en comparación con las muestras que escurrieron por el techo de zinc. Esto puede ser explicado por la diferencia de porosidad de los materiales, pues los techos de cerámica y amianto poseen mayor porosidad que las tejas de zinc.

4. CONCLUSION

A partir de los resultados analizados se concluye que existe influencia del material de techo en la calidad del agua de lluvia que escurre sobre el mismo. Dependiendo de la composición química del material, puede haber reacciones con el agua que escurre en su superficie, modificando parámetros como el pH, alcalinidad y dureza del agua colectada. La porosidad del material, también es un factor que puede crear condiciones favorables a la proliferación de microorganismos o retener mayor cantidad de partículas, proveyendo turbidez al agua o la mayor cantidad de sólidos.

También, se verifica que existe influencia del ambiente que se encuentra el material del techo, pues fueron detectados ramas de árbol, cenizas, heces y plumas de animales en algunas muestras, favoreciendo la contaminación del agua de lluvia. Por lo que, es posible confirmar que el uso de las aguas pluviales deben ser prioritariamente para fines no potables, debido a la grande dificultad de ser controlado estos factores en un sistema de aprovechamiento del agua de lluvia.

Además, se puede concluir que las aguas pluviales antes de ser usadas deben ser tratadas para no ofrecer riesgos a la salud de las personas que entraren en contacto con esta agua y para preservar la integridad de las instalaciones de tuberías, equipos y reservorios. Comparando los resultados obtenidos con lo que establece la norma ABNT NBR 15527/2007, se recomienda que el tratamiento de estas aguas deben prever la remoción de sólidos gruesos y finos, el ajuste del pH y la desinfección, pues el uso de agua sanitariamente segura previene la aparición de varias enfermedades como leptospirosis, disentería, cólera y otras.

El uso de las aguas de lluvia aún no está sujeto a cobranzas, al contrario de otros tipos de aguas. Además, de ser accesible a todos, independiente de la condición social o económica, puede contribuir por dos cuestiones principales relacionadas al agua: (i) disminución de la demanda de agua de abastecimiento, por el almacenamiento del agua de lluvia en cisternas o reservorios, preservando los manantiales superficiales y subterráneos, y (ii) disminución de los picos de volumen de agua en los lechos de los ríos, mediante la retención temporal de los volúmenes de agua de lluvia, captados en las superficies impermeables de los terrenos y almacenados en reservorios, disminuyendo con esto la magnitud de las inundaciones urbanas. Por lo tanto, los habitantes de Itajubá pueden ser beneficiados con el potencial de las aguas meteóricas existentes en este lugar, que poseen bajo grado de contaminación, a fin de maximizar su uso en favor del desarrollo sustentable de la ciudad.

5. REFERENCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard methods of the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington, 1998. 1 CD-Rom.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15527 / 2007: água de chuva – aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis – Requisitos**. Rio de Janeiro, 2007. 8p.
- AZEVEDO NETTO, J. M. Aproveitamento de águas de chuva para abastecimento. **Revista BIO**, Rio de Janeiro, ano 3, n. 2, p. 44-48, 1991.
- CAMPOS, M. A. S.; HERNANDES, A. T.; AMORIN, S. V. Análise de custo da implantação de um sistema de aproveitamento de água pluvial para uma residência unifamiliar na cidade de Ribeirão Preto. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CAPTAÇÃO E MANEJO DE ÁGUA DE CHUVA, 4., 09 a 11 julho, 2003, Juazeiro. Uma proposta sustentável para o combate à fome e para a melhoria da qualidade de vida. Juazeiro: ABCMAC, 2003. .
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Relatório de qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2012**. Apêndice C - Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade. São Paulo: 2013. 36p.(Relatórios).
- CORDEIRO, G. G. **Qualidade de água para fins de irrigação: conceitos básicos e práticos**. Petrolina: Embrapa Semi-Árido, 2001. 34p. (Documentos, 167).
- EATON, J. S.; LIKENS, G. E.; BORMANN, H. Throughfall and stemflow chemistry in a Northern Hardwood Forest. **The Journal of Ecology**, London, v. 61, n. 2, p. 495-508, jul. 1973. <http://www.jstor.org/stable/2259041>
- GNADLING, J. Captação de água da chuva para produção de alimentos: a experiência do estado de Gansu no norte da China. In: SIMPÓSIO SOBRE CAPTAÇÃO DE ÁGUA DA CHUVA, 3., 21-23 novembro 2001, Campina Grande. **Anales...** Campina Grande: ABCMAC, 2001. 14p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Informações estatísticas de Itajubá – MG**. Disponível em: <<http://cod.ibge.gov.br/236VO>>. Acesso em: 19 mayo 2014.
- JAQUES, R. C. **Qualidade da água de chuva no município de Florianópolis e sua potencialidade para aproveitamento em edificações**. 2005. 102f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, 2005.
- KUS, B.; KANDASAMY, J.; VIGNESWARAN, S.; SHON, H.; MOODY, G. Gravity driven membrane filtration system to improve the water quality in rainwater tanks. **Water Science & Technology: Water Supply**, United Kingdom, v. 13, n. 2, p. 479–485, 2013. <http://hdl.handle.net/10453/23757>
- LADE, O.; OLOKE, D.; CHINYIO, E.; FULLEN, M. Potential for potable water savings by using rainwater: a case study of Ibadan, Nigeria. **International Journal of Advancements in Research & Technology**, v. 2, n. 4, p. 117-131, abr. 2013.

- LEE, M. F.; NAZARUDEEN, H. Collection of urban stormwater for potable water supply in Singapore. **Water Quality International**, Singapore, p. 36-40, May/June 1996.
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, Átomo, 2005. 444p.
- LIBERAL, G. S.; PORTO, E. R. A situação atual de cisternas rurais construídas por programas governamentais. In: SIMPÓSIO SOBRE CAPTAÇÃO DE ÁGUA DE CHUVA NO SEMI-ÁRIDO BRASILEIRO, 2., Petrolina, **Anales...** Petrolina: ABCMAC, 1999. 3p.
- MACKENZIE, E. R.; JENKINS, M. W.; TIWARI, S. K.; DARBY, J.; SAENYI, W.; GICHABA, C. M. In-home performance and variability of biosand filters treating turbid surface and rain water in rural Kenya. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, North Carolina, v. 3, n. 2, p. 189–198, 2013. <http://dx.doi.org/10.2166/washdev.2013.050>
- MAY, S. **Estudo da viabilidade do aproveitamento de água de chuva para consumo não potável em edificações**. 2004. 189f. Dissertação (Mestrado em Engenharia da Construção Civil) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo - USP, São Paulo, 2004.
- RAMOS, A.A. **O saneamento em dois tempos Desterro e Florianópolis**. Florianópolis: CASAN, 1983. 57p.
- SCHMIDT, M. **Captação de água da chuva na Alemanha**: novos conceitos de substituição de água potável, controle de enchentes e melhora da qualidade da água superficial. In: SIMPÓSIO SOBRE CAPTAÇÃO DE ÁGUA DA CHUVA, 3., 21-23 novembro, 2001, Campina Grande. **Anales...** Campina Grande: ABCMAC, 2001.
- THOMAS, P. R.; GREENE, G. R. Rainwater quality from different roof catchments. **Water Science & Technology**, London, v. 28, n. 3-5, p. 291–299, 1993.
- TOMAZ, P. **Aproveitamento de água de chuva para áreas urbanas e fins não potáveis**. 2. ed. São Paulo: Navegar, 2003. 180p.
- ZHANG, X. L.; CHEN, J. J.; HU, L. A type of rainwater ecological treatment technology: Rainwater Biofiltration System. **Applied Mechanics and Materials**, Millersville, v. 295-298, p. 1502-1507, 2013. <http://dx.doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.295-298.1502>

Estimativa de componentes do balanço de radiação em diferentes tipos de uso e cobertura do solo

doi: 10.4136/ambi-agua.1273

Received: 07 Jan. 2014; Accepted: 30 Apr. 2014

Fernando da Silva Sallo^{1*}; Mauro Sergio de Franca²; Denes Martins de Moraes¹; Rodicrisller Rodrigues¹; Marcelo Sacardi Biudes¹

¹Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, MT, Brasil
Programa de Pós-Graduação em Física Ambiental

²Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso, Sorriso, MT, Brasil

*Autor correspondente: e-mail: fdss88@gmail.com,
mauro.franca@srs.ifmt.edu.br, senedbr@yahoo.com.br,
rodi.067@gmail.com, marcelo.biudes@gmail.com

RESUMO

Estudos sobre o balanço de radiação em áreas de expansão agropecuária, especialmente em estados agroexportadores como Mato Grosso, são relevantes para a compreensão da interação atmosfera-biosfera. Este estudo estimou alguns componentes do balanço de radiação em áreas distintas (floresta secundária, reflorestamento com eucaliptos e cultivos agrícolas) no município de Lucas do Rio Verde/MT com base em imagens do satélite Landsat 5 – TM. As imagens escolhidas foram de 20/01 e 26/04 do ano de 2010. As imagens foram processadas utilizando o algoritmo SEBAL para o cálculo dos valores do saldo de radiação instantâneo ($R_{n_{inst}}$), albedo e NDVI. Os resultados evidenciaram alta variabilidade no $R_{n_{inst}}$, albedo e NDVI tanto entre as distintas coberturas quanto para as diferentes datas. As áreas de floresta secundária e reflorestamento de eucaliptos apresentaram magnitudes similares, enquanto as áreas com cultivos agrícolas os valores apresentam relações intrínsecas referentes aos estádios de desenvolvimento com complexa interação radiativa.

Palavras-chave: interação biosfera-atmosfera, sensoriamento remoto, uso da terra.

Estimation of components of the radiation balance of different types of land use and land cover

ABSTRACT

Studies on the radiation balance in areas of agricultural expansion, especially in agro-exporting states such as Mato Grosso, are relevant to understanding the atmosphere-biosphere interaction. This study estimated some components of the radiation balance in different areas (secondary forest, reforestation with eucalyptus trees and agricultural crops) in the city of Lucas do Rio Verde/MT using Landsat 5 – TM images. The images chosen were acquired on January 20 and April 26 of 2010. The images were processed using the SEBAL algorithm to calculate the values of the instantaneous radiation balance ($R_{n_{inst}}$), albedo and NDVI. The results showed high variability of $R_{n_{inst}}$, albedo and NDVI considering both different coverages and dates. The areas of secondary forest and

reforestation of eucalyptus showed similar magnitudes, while areas with agricultural crops had values with intrinsic relations for the stages of development with complex radiative interaction.

Keywords: biosphere-atmosphere interaction, remote sensing, land use.

1. INTRODUÇÃO

A agricultura compreende uma das principais atividades econômicas da região médio-norte do estado de Mato Grosso, com destaque para a produção de soja e milho, sendo Nova Mutum, Lucas do Rio Verde, Sorriso e Sinop os principais municípios produtores. Esta região é caracterizada por dois biomas, o cerrado e o cerradão (ou zona de transição Cerrado-Amazônia), com solos e clima (com destaque para a intensidade e regularidade pluviométrica) que favorecem uma safra a mais que outras regiões do país conhecido como produção do “milho safrinha” (Beckmann e Oliveira, 2010).

A expansão da produtividade agrícola tem contribuído para modificar a paisagem natural, suprimindo enormes áreas de cerrado e florestas, resultando em extensas áreas desmatadas, que proporcionaram diversas mudanças ambientais, entre elas, alterações no balanço de radiação e de energia da superfície interferindo na temperatura e na umidade do ar e nos processos de trocas gasosas entre a superfície e atmosfera devido à contínua mudança na arquitetura da vegetação, e consequentemente na condutância da superfície ao transporte de vapor d'água, no sistema radicular e no albedo da superfície (Dubreuil e Delahaye, 2010; Souza et al., 2013).

Essa modificação do uso do solo pode ser mensurada e/ou analisada através do sensoriamento remoto, que possibilita a variabilidade espacial em larga escala, o monitoramento espacial e temporal dos diversos biomas que constituem a superfície e a identificação, em tempo real, de mudanças que venham a ocorrer (Gomes et al., 2009), sendo essa técnica uma opção a ser explorada, dado o seu caráter multiespectral, que possibilita análise de componentes agrometeorológicos, como o albedo, índices de vegetação e evapotranspiração (Seixas et al., 2010).

Um dos algoritmos que se destacam no sensoriamento remoto, usado em diversos países é o SEBAL (*Surface Energy Balance Algorithm for Land*), desenvolvido por Bastiaanssen (1995), que é muito utilizado em estudos dos fluxos de calor latente e sensível à superfície e vem sendo aplicado por diferentes pesquisadores em várias partes do mundo (Bastiaanssen et al., 1998; Bastiaanssen, 2000; Morse et al., 2000; Allen et al., 2002). O mesmo é alimentado com imagens de satélite e poucos dados de superfície, para estimar os fluxos de calor latente, sensível e no solo. O uso do SEBAL tem a grande vantagem de proporcionar o balanço de energia à superfície de maneira efetiva e econômica. Possibilita uma grande cobertura espacial e, dependendo do sensor orbital que o alimenta com dados dos canais reflectivos e termais, pode apresentar grande resolução espacial.

Desse modo, o presente estudo buscou estimar o saldo de radiação instantâneo ($R_{n\text{inst}}$), albedo e NDVI em três áreas distintas, floresta secundária, reflorestamento com eucaliptos e cultivos agrícolas no município de Lucas do Rio Verde/MT em 2010, sendo que essas variáveis ambientais são vitais para o entendimento das trocas entre a superfície e atmosfera.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O município de Lucas do Rio Verde/MT tem uma população de 45.556 habitantes e uma extensão territorial de 3.664 km² (IBGE, 2010), localizado no médio norte mato-grossense (figura 1). O clima predominante é o Aw para Köppen, com temperatura média de 25°C e precipitação anual de 2.300 mm. A vegetação é constituída por cerrado, arbóreo denso

(cerradão) e matas ciliares, com predomínio de relevo plano com solos argilosos e areno-argilosos, com predominância de latossolos vermelho amarelo distrófico (Ferreira, 2001).

Figura 1. Área de estudo: Município de Lucas do Rio Verde/MT. Dia 20/01/2010: cultura + construções (C); corpo d'água (CA); solo semiexposto (D); eucalipto (EC); floresta secundária (FS); soja (S). Dia 26/04/2010: cultura + construções (C); corpo d'água (CA); milho (S); eucalipto (EC); floresta secundária (FS); solo semiexposto (D). Os dados de uso/coertura do solo foram coletados *in situ*.

Fonte: Adaptado de http://wikimedia.org/MatoGrosso_Municip_LucasdoRioVerde.svg/200px-.svg.png. Acesso em 30 dez. 2013.

A área selecionada para o estudo teve como referência central as coordenadas 12°56'38''S e 55°51'58''W, totalizando uma área de 4.380 hectares (ha) a partir dessa referência, com altitude média de 390 m, a cerca de 10 km da sede local. A tabela 1 mostra a composição predominante da área.

Tabela 1. Distribuição das classes de uso do solo na área selecionada (ha).

Classes de uso do solo	Hectares (ha)
Floresta secundária de transição (FS)	656
Reflorestamento com eucaliptos (EC)	990
Lavoura de milho e/ou soja (S)	2.199
Armazéns e/ou construções (C), corpos d'água (CA) e solo exposto (D)	535
Total	4.380

2.2. Pré-processamento digital de imagens multiespectrais

As duas imagens da área de estudo foram escolhidas levando em consideração a disponibilidade de dias sem ou pouca cobertura de nuvens e a época da lavoura da soja (20/01/2010) e do milho (26/04/2010) na região.

O pré-processamento envolveu as seguintes etapas: recorte das imagens obtidas do Landsat 5 - TM da área estudo; empilhamento das diversas camadas da imagem em um único arquivo de imagem; ortorretificação e georreferenciamento, que nesse caso adotou-se o *World Geodetic System 84* (WGS84) como padrão. O processamento da imagem envolveu as seguintes etapas: conversão dos dados da imagem de números digitais para radiância

espectral; obtenção da refletância, do índice de vegetação *Soil-adjusted Vegetation Index* (SAVI) e do índice de área foliar (IAF); estimativa do albedo planetário e do albedo corrigido (ou da superfície); obtenção do *The Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), estimativa da radiação de onda longa emitida e da temperatura da superfície; e por fim, da estimativa do saldo de radiação.

2.3. Cálculo do Rn

O Rn_{inst} ($W\ m^{-2}$) foi calculado pelo o algoritmo SEBAL (Bastiaanssen et al., 1998) à superfície foi obtido por meio da Equação 1:

$$Rn = (1 - \alpha)R_{S\downarrow} + R_{L\downarrow} - R_{L\uparrow} - (1 - \varepsilon_0) R_{L\downarrow} \quad (1)$$

em que:

$R_{S\downarrow}$ é a radiação de onda curta incidente em $W\ m^{-2}$,

α é albedo da superfície, adimensional,

$R_{L\downarrow}$ é a radiação de onda longa incidente da atmosfera $W\ m^{-2}$,

$R_{L\uparrow}$ é a radiação de onda longa emitida por cada pixel em $W\ m^{-2}$ e

ε_0 é a emissividade do de cada pixel.

Para transformação do número digital (ND) de cada pixel em radiância espectral ($L_{\lambda i}$) que representa a energia solar refletida por cada pixel por unidade de área, tempo, ângulo sólido e de comprimento de onda, medida em nível do satélite, sendo obtido pela Equação 2 (Chander et al., 2003):

$$L_{\lambda i} = a_i + \frac{b_i - a_i}{255} ND \quad (2)$$

em que:

a e b são as radiâncias mínimas e máximas obtidas mediante processo de calibração do *Landsat 5 - TM*;

$L_{\lambda i}$ radiância espectral de cada banda;

ND número digital (número inteiro entre 0 a 255) e

i correspondem às bandas (1, 2, 3, ... e 7) do *Landsat 5 - TM*.

A fase seguinte foi o cálculo da refletância monocromática no topo da atmosfera ($\rho_{\lambda i}$). tal variável é estimada pela razão entre o fluxo de radiação solar refletido e o fluxo de radiação solar incidente utilizou-se a Equação 3 (Chander e Markham, 2003):

$$\rho_{\lambda i} = \frac{\pi \cdot L_{\lambda i}}{K_{\lambda i} \cdot \cos Z \cdot dr} \quad (3)$$

em que:

$L_{\lambda i}$ é a radiância monocromática em $W\ m^{-2}\ sr\ \mu m$;

$K_{\lambda i}$ é a irradiância solar monocromática em $W\ m^{-2}\ \mu m$;

Z é o ângulo zenital solar, e

dr é o inverso do quadrado da distância relativa Terra-Sol.

A partir dessas duas cartas anteriores é possível estimar o albedo planetário de cada pixel, ainda sem correção atmosférica, conforme a Equação 4:

$$\alpha_{plan} = w_{\lambda 1} \cdot \rho_{\lambda 1} + w_{\lambda 2} \cdot \rho_{\lambda 2} + w_{\lambda 3} \cdot \rho_{\lambda 3} + w_{\lambda 4} \cdot \rho_{\lambda 4} + w_{\lambda 5} \cdot \rho_{\lambda 5} + w_{\lambda 7} \cdot \rho_{\lambda 7} \quad (4)$$

em que:

α_{plan} é o albedo planetário sem correção;

W_λ é o peso de cada banda dado pela razão entre $K_{\lambda i}$ de cada banda e o somatório de todos os valores de $K_{\lambda i}$.

Assim, o albedo da superfície (α_{sup}) que representa o albedo corrigido dos efeitos da atmosfera, é dado pela Equação 5 (Bastiaanssen et al., 1998):

$$\alpha_{sup} = \left(\frac{\alpha_{plan} - a}{\tau_{sw}^2} \right) \quad (5)$$

A reflectância da atmosfera adotado 0,03 (Silva et al., 2005a) τ_{sw} é a transmissividade atmosférica proposto por Allen et al. (2007).

O Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) foi calculado pela Equação 6 de Huete et al. (2002).

$$NDVI = \frac{\rho_{IVP} - \rho_{VER}}{\rho_{IVP} + \rho_{VER}} \quad (6)$$

em que:

ρ_{IVP} = reflectância do infravermelho próximo;

ρ_{VER} = reflectância do vermelho.

O Índice de Vegetação Ajustado aos efeitos do Solo (SAVI) foi utilizado para estimativa da emissividade e para avaliar impactos decorrentes da ocupação humana (Huete, 1988), conforme a Equação 7:

$$SAVI = \frac{(1+L)(\rho_4 - \rho_3)}{(L + \rho_4 + \rho_3)} \quad (7)$$

em que:

L é uma constante de ajuste cujo valor usado foi de 0,1 (Allen et al., 2007; Silva et al., 2011).

Outro índice de vegetação utilizado foi o IAF (Índice de Área Foliar), definido pela razão entre a área foliar de toda a vegetação por unidade de área utilizada por essa vegetação, constituindo um indicador da biomassa de cada pixel, que foi computado pela Equação 8 (Allen et al., 2007):

$$IAF = - \frac{\ln\left(\frac{0,69 - SAVI}{0,59}\right)}{0,91} \quad (8)$$

Uma vez que os pixels não emitem radiação eletromagnética como um corpo negro, ao se calcular a temperatura da superfície, necessita-se calcular sua emissividade (ε_{NB}). Para tanto, fez-se uso da expressão parametrizada pela Equação 9 (Allen et al., 2007):

$$\varepsilon_{NB} = 0,97 + 0,0033 \cdot IAF \quad (9)$$

Para calcular a radiação de onda longa emitida por cada pixel deve-se considerar a emissividade (ε_0) em todo o domínio da onda longa (4 a 100 μm), representada pela Equação 10:

$$\varepsilon_0 = 0,95 + 0,01 \cdot IAF \quad (10)$$

Essas duas últimas equações são válidas para $SAVI > 0$ e $IAF \leq 3$. Para pixels com $IAF \geq 3$, $\varepsilon_{NB} = \varepsilon_0 = 0,98$ e para corpos d'água $SAVI < 0$ consideram-se $\varepsilon_{NB} = 0,99$ e $\varepsilon_0 = 0,985$ (Allen et al., 2007).

A temperatura na superfície (T_s) é um das mais importantes variáveis para o cálculo do Rn_{inst} , por meio da Lei de Planck invertida, segundo Markham e Barker (1986), T_s é pela Equação 11:

$$T_s = \frac{K_2}{\ln\left(\frac{\varepsilon_{NB} K_1}{L_{\lambda,6}} + 1\right)} \quad (11)$$

em que:

$K_1 = 607,76 \text{ W m}^{-2} \text{ sr } \mu\text{m}$ e $K_2 = 1260,56 \text{ W m}^{-2} \text{ sr } \mu\text{m}$, são constantes de radiação para o Landsat 5.

A partir de T_s é possível estimar a radiação de onda longa emitida ($R_{L,inc}$), usando a equação de Stefan-Boltzmann, pela Equação 12:

$$R_{L\uparrow} = \varepsilon_0 \sigma T_s^4 \quad (12)$$

Para a radiação de onda longa emitida pela atmosfera ($R_{L,emit}$) é estimada usando a equação acima, porém substituindo ε_0 por ε_a , o qual segundo Bastiaanssen et al. (1998) é dado pela Equação 13:

$$\varepsilon_a = a(-\ln \tau_{sw})^b \quad (13)$$

em que:

a e b são coeficientes de calibração cujos valores, de acordo com Allen et al. (2007) são iguais, respectivamente, a 0,85 e 0,09.

A radiação de onda curta incidente (R_s) que atinge a superfície terrestre em condição de céu claro, para imagens com área espacial menor que 25.000 km^2 , pode ser obtida pela Equação 14 (Allen et al., 2007):

$$R_{S\downarrow} = S \cdot \cos Z \cdot dr \cdot \tau_{sw} \quad (14)$$

em que:

S é a constante solar,

1367 W m^{-2} ,

Z é o ângulo zenital solar,

dr é o inverso do quadrado da distância relativa Terra-Sol,

τ_{sw} transmissividade atmosférica.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As variáveis Rn_{inst} , albedo e NDVI estão inter-relacionados, uma vez que Rn_{inst} é diretamente dependente do albedo e o índice NDVI influencia na temperatura de superfície que por sua vez relaciona-se diretamente com Rn_{inst} (Tian et al., 2012). Os valores médios, mínimos e máximos obtidos do Rn_{inst} , albedo e NDVI sobre todo o recorte são apresentados na Tabela 2.

As magnitudes dos valores médios, mínimos e máximos de Rn_{inst} diferem em razão do ângulo zenital solar, que é maior no mês de janeiro quando comparado ao mês de abril na área em análise, evidência encontrada por Gusmão et al. (2012) na Ilha do Bananal.

Tal diferença está associada também aos tipos de cobertura do solo e ao predomínio espacial dessa cobertura (Oliveira e Moraes, 2013). Como nas imagens predominam floresta

secundária (FS) e eucalipto (EC), os valores médios de Rn_{inst} , albedo e NDVI tendem aos valores encontrados para estas áreas.

Tabela 2. Valor médio, mínimo e máximo das variáveis para nos recortes em 20/01 e 26/04.

Variáveis	20/Jan.	20/Jan.	20/Jan.	26/Abr.	26/Abr.	26/Abr.
	Médio	Mínimo	Máximo	Médio	Mínimo	Máximo
Rn_{inst} ($W\ m^{-2}$)	591,4	492	710,6	526,2	435,3	625,6
Albedo (%)	17	5	43	15	3	48
NDVI	0,75	-0,23	0,83	0,64	-0,13	0,82

A Tabela 3 mostra os valores médios obtidos para as diversas nas áreas analisadas para o período selecionado.

Tabela 3. Valor médio das variáveis para as áreas nos dias 20/01 e 26/04, respectivamente.

Variáveis	Classes de uso do solo*					
	FS	EC	C	D	S	CA
Rn_{inst} ($W\ m^{-2}$)	644/566	649/570	622/512 (385/370 em construções)	516/494	574/458	708/620
Albedo (%)	12/11,7	11/10,3	12/11,5 (38/42 em construções)	20/22	21/19,5	0,05/0,04
NDVI	0,66/0,69	0,70/0,72	0,67/0,675 (0,17/0,13 em construções)	0,18/0,82	0,83/0,37	-0,13/-0,1

*Nota: FS (Floresta secundária de transição); EC (Reflorestamento com eucaliptos); C (Armazéns e/ou construções); D (Solo exposto); S (Soja/Milho); CA (Corpos d'águas).

O maior valor de albedo para as duas imagens foi verificado na área S (26/04), que estava cultivada com milho, por conseguinte resultou em menor Rn_{inst} , sugerindo que neste estágio fenológico o milho necessita de pouca energia disponível (Rn) para seu crescimento. Alguns estudos mostraram que o albedo medido em estádios fenológicos intermediário de milho é ligeiramente maior que o albedo medido para solo exposto (Jacobs e Van Pul, 1990; Silva Neto et al., 2008). Esses valores de albedo na área S possuem, em média, a mesma magnitude, 21% e 23%, dos obtidos por Jacobs e Van Pul (1990) e Silva Neto et al. (2008), em lavoura do milho, de 0,20 e 0,18 respectivamente.

As áreas D e S (soja) no dia 20/01 apresentaram valores similares de albedo (Tabela 3), sugerindo que a cultura de soja neste estágio fenológico exige menor energia disponível (Rn) para seu desenvolvimento. A variação do albedo durante todo o desenvolvimento da cultura de soja está em média entre 14 e 26% (Fontana et al., 1991; Souza et al., 2010). Estudos de Souza et al. (2010) registraram os maiores valores de albedo no estágio de frutificação da cultura de 24%, no estado do Pará. Tomando como base o dia da imagem (20/01) e o local de estudo, é muito provável que a área estivesse com a soja em período de final de frutificação (conferindo com o calendário da região), evidenciando que os dados obtidos pelo SEBAL são bem reais aos fatos observados em campo.

Os valores de NDVI para abril na área S foram maiores que janeiro (área D), visto que em abril a cultura de milho apresentava-se em pleno crescimento, com elevado conteúdo de biomassa se comparada a pré-colheita da soja em janeiro. Para o milho o índice NDVI pode variar de aproximadamente 0,1 (dias pós-semeadura) a 1,1 (próximo à colheita) (Kar e Kumar, 2010). Os valores obtidos, em abril, foram de 0,82, que evidencia cultura em frutificação. Os valores mínimos de NDVI e albedo foram encontrados nas áreas CA. A magnitude destes valores podem sofrer variações, que dependem do ângulo de incidência dos raios solares, profundidade do corpo d'água e das propriedades físico-químicas da água tais como: sólidos suspensos, nível de eutrofização, profundidade do corpo d'água entre outros (Gusmão et al., 2012). Sendo o Rn_{inst} inversamente proporcional ao albedo em corpos d'água, os valores do Rn_{inst} são máximos nesses locais, respectivamente em 26/04 e 20/01 (Tabela 2). Os resultados obtidos nas imagens (Figura 2: a até f) mostraram que nas áreas FS e EC os componentes Rn_{inst} , albedo e NDVI não se alteraram bruscamente, comparado com as outras áreas.

Figura 2. Imagens das componentes Albedo, NDVI e Rn_{inst} dos dois dias investigados: Dia 20/01/2010: a) Albedo, c) NDVI, e) Rn_{inst} ; Dia 26/01/2010: b) Albedo, d) NDVI, f) Rn_{inst} .

Destaca-se que os valores de Rn_{inst} mantiveram-se altos frente às outras áreas, podendo inferir maior taxa evapotranspirativa, uma vez que neste período a região estudada não sofre com falta d'água. A substituição em larga escala dessas florestas por culturas poderá ocorrer alterações nos regimes de chuvas, uma vez que, o ritmo temporal do saldo de radiação, albedo, NDVI e outras variáveis são modificados. Costa et al. (2007) simulando a substituição de floresta por cultura de soja na região amazônica encontraram redução de até 16% nas precipitações para a região. Souza et al. (2007) no estado do Pará, observaram impactos médios anuais de redução de 44% no calor latente e aumento em 29% do calor sensível.

Nas demais áreas, percebe-se que ocorreram mudanças nas variáveis, principalmente no albedo da área C (Tabela 3), que corresponde ao entorno da sede da propriedade com predomínio de solo desnudo, entretanto, altos índices de albedo são característicos para áreas residenciais/urbanas (Santos e Lima, 2013). Usando SEBAL, Oliveira et al. (2012) encontrou valores de albedo maiores que 34% para região urbana da bacia do rio Tapacurá, Pernambuco.

4. CONCLUSÃO

Conclui-se que os valores do Rn_{inst} , albedo e NDVI apresentaram variações nas áreas com alta sucessão de culturas. A variação nos valores de NDVI em floresta secundária e eucalipto entre janeiro e abril evidencia ganho em biomassa. Os saldos radiativos em áreas de florestas secundárias e eucalipto são maiores que os obtidos para áreas de culturas em período de pleno desenvolvimento, embora esse período, para as culturas, seja temporário no decorrer do ano.

5. REFERÊNCIAS

- ALLEN, R. G.; TREZZA, R.; TASUMI, M. **Surface energy balance algorithms for land: advance training and user's manual**. Version 1.0. [S.l.]: Waters Consulting; University of Idaho; WaterWatch, Inc, 2002. p.98.
- ALLEN, R. G.; TASUMI, M.; TREZZA, R. Satellite-based energy balance for mapping evapotranspiration with internalized calibration (METRIC) - Model. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 133, p. 380-394, 2007. [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2007\)133:4\(380\)](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2007)133:4(380))
- BASTIAANSSEN, W. G. M. **Regionalization of surface flux densities and moisture indicators in composite terrain**. 1995. 273f. Ph.D. (Thesis) - Wageningen Agricultural University, Wageningen, Netherlands, 1995.
- BASTIAANSSEN, W. G. M. SEBAL - based sensible and latent heat fluxes in the irrigated Gediz Basin, Turkey. **Journal of Hydrology**, v. 229, p. 87-100, 2000. [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(99\)00202-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(99)00202-4)
- BASTIAANSSEN, W. G. M.; MENENTI, M.; FEDDES, R. A.; HOLTSAG, A. A. M. A remote sensing surface energy balance algorithm for land (SEBAL) 1. Formulation. **Journal of Hydrology**, v. 212/213, p. 198-212, 1998. [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(98\)00253-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00253-4)
- BECKMANN, E.; OLIVEIRA, A. M. Levantamento e análise do potencial agroindustrial dos municípios mato-grossenses de Sinop, Sorriso e Lucas do Rio Verde. **Revista de Estudos Sociais**, n. 24, v. 2, 2010.

- CHANDER, G.; MARKHARM, B. Revised *Landsat 5 - TM* radiometric calibration procedures and post calibration dynamic ranges. **IEEE Transactions on Geosciences and Remote Sensing**, v. 41, p. 2674-2677, 2003. <http://dx.doi.org/10.1109/TGRS.2003.818464>
- COSTA, M. H.; YANAGY, S. M. N.; SOUZA, P. J. O. P.; RIBEIRO, A.; ROCHA, E. J. P. Climate change in Amazonia caused by soybean cropland expansion, as compared to caused by pastureland expansion. **Geophysical Research Letters**, v. 34, L07706, 2007. <http://dx.doi.org/10.1029/2007GL029271>
- DUBREUIL, V.; DELAHAYE, C. Changements d'occupation du sol et leurs impacts climatiques au Mato Grosso, Brésil. França. **Confins**, v. 10, 2010.
- FERREIRA, J. C. V. **Mato Grosso e seus municípios**. Cuiabá: Secretaria de Estado de Educação, 2001.
- FONTANA, D. C.; BERLATO, M. A.; BERGAMASCHI, H. Balanço de radiação da soja em região subtropical do Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 26, n. 3, p. 411-418, 1991.
- GOMES, H. F.; SILVA, B. B.; CAVALCANTI, E. P.; ROCHA, H. R. Balanço de radiação em diferentes biomas no Estado de São Paulo mediante imagens Landsat 5. São Paulo, UNESP. **Geociências**, v. 28, n. 2, p. 153-164, 2009.
- GUSMÃO, A. C. V. L.; SILVA, B. B.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; GALVÍNCIO, J. D. Determinação do saldo radiativo na Ilha do Bananal/TO, com imagens orbitais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 10, p. 1107-1114, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662012001000011>
- HUETE, A.; DIDAN, K.; MIURA, T.; RODRIGUEZ, E. P.; GAO, X.; FERREIRA, L. G. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, p. 195-213, 2002. [http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00096-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00096-2)
- HUETE, A. R. A soil adjusted vegetation index (SAVI). **Remote Sensing of Environment**, v. 25, p. 295-309, 1988. [http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo demográfico do Brasil**. Rio de Janeiro, 2010.
- JACOBS, A. F. G.; VAN PUL, W. A. J. Seasonal changes in the Albedo of a Maize Crop during two Seasons. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 49, p. 351-360, 1990. [http://dx.doi.org/10.1016/0168-1923\(90\)90006-R](http://dx.doi.org/10.1016/0168-1923(90)90006-R)
- KAR, G.; KUMAR, A. Energy balance and crop water stress in winter maize under phenology-based irrigation scheduling. **Irrigation Science**, v. 28, p. 211-220, 2010. <http://dx.doi.org/10.1007/s00271-009-0192-x>
- MARKHAM, B. L.; BARKER, J. L. Landsat MSS and TM post-calibration dynamic ranges, exoatmospheric reflectances and at-satellite temperatures. Lanham: Earth Observation Satellite Co., 1986.

- MORSE, A.; ALLEN, R. G.; TASUMI, M.; KRAMBER, W. J.; TREZZA, R.; WRIGHT, J. **Application of the SEBAL Methodology for Estimating Evapotranspiration and consumptive use of water through remote sensing**. Final Report. [S.l.]: Idaho Department of Water Resources, 2000. 220 p.
- OLIVEIRA, G.; MORAES, E. C. Validação do balanço de radiação obtido a partir de dados MODIS/TERRA na Amazônia com medidas de superfície do LBA. **Acta Amazonica**, v. 43, n. 3, p. 353–364, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672013000300011>
- OLIVEIRA, L. M. M.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; ANTONINO, A. C. D.; SILVA, B. B.; MACHADO, C. C. C.; GALVÍNCIO, J. D. Análise quantitativa de parâmetros biofísicos de bacia hidrográfica obtidos por sensoriamento remoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 47, n. 9, p. 1209-1217, set. 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2012000900005>
- SANTOS, C. A. C.; LIMA, J. R. A. Análise dos efeitos da expansão urbana de Manaus-AM sobre parâmetros ambientais através de imagens de satélite. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 06, n. 01, p. 001-014, 2013.
- SEIXAS, G. B.; SOBRINHO, F. J. C.; SANTANA, F. B.; BIUDES, M. S.; NOGUEIRA, J. S. Estimativa do albedo em área de cambarazal no pantanal norte utilizando o algoritmo SEBAL e imagens TM/LANDSAT 5. In: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, 3., 16-20 de outubro, Cáceres. **Anais...** São José dos Campos: Embrapa Informática Agropecuária; INPE, 2010. p. 144 -150
- SILVA NETO, J. L.; SOUZA, J. L.; SILVA, P. T.; TEODORO, I.; SANTOS, E. A.; AMORIM, E. C. et al. **Análise dos componentes de radiação para três condições de plantio de milho**. Maceió: Universidade Federal de Alagoas, 2008.
- SILVA, B. B.; BRAGA, A. C.; BRAGA, C. C. Balanço de radiação no perímetro irrigado São Gonçalo/PB mediante imagens orbitais. **Revista Caatinga**, v. 24, p. 145-152, 2011.
- SILVA, B. B.; LOPES, G. M.; AZEVEDO, P. V. Determinação do albedo de áreas irrigadas com base em imagens Landsat 5 – TM. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 13, p. 201-211, 2005a.
- SOUZA, P. J. O. P.; RIBEIRO, A.; ROCHA, E. J. P.; LOUREIRO, R. S.; BISPO, C. J. C.; SOUSA, A. M. L. Balanço de energia na soja em áreas de fronteira agrícola na Amazônia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROMETEOROLOGIA, 15., 2007, Aracaju. **Anais...** [S.l.]: SBAGRO, 2007. 1 CD-ROM.
- SOUZA, P. J. O. P.; RIBEIRO, A.; ROCHA, E. J. P.; LOUREIRO, R. S.; BISPO, C. J.; SOUSA, A. M. L. Albedo da cultura da soja em área de avanço da fronteira agrícola na Amazônia. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 1, p. 65–73, 2010.
- SOUZA, P. J. O. P.; ROCHA, E. J. P.; RIBEIRO, A. Impactos do avanço da soja no balanço de radiação no leste da Amazônia. **Acta Amazonica**, v. 43, n. 2, p. 169-178, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672013000200006>
- TIAN, F.; QIU, G. Y.; YANG, Y. H.; XIONG, Y. J.; WANG, P. Studies on the Relationships Between Land Surface Temperature and Environmental Factors in an Inland River Catchment Based on Geographically Weighted Regression and MODIS Data. **IEEE Journal of selected topics in applied earth observations and remote sensing**, v. 5, n. 3, p. , Jun. 2012. <http://dx.doi.org/10.1109/JSTARS.2012.2190978>

WIKIMEDIA COMMONS. **Map locator of Mato Grosso's Lucas do Rio Verde city**. 20 Jan. 2010. Disponível em: http://wikimedia.org/MatoGrosso_Municip_LucasdoRioVerde.svg/200px-.svg.png>. Acesso em: 30 dez. 2013

Metodología de evaluación ecotoxicológica empleando germinación de semillas en gel nutriente como medio de cultura

doi: 10.4136/ambi-agua.1337

Received: 09 Mar. 2014; Accepted: 27 May 2014

Ronaldo Teixeira Pelegrini* ; Ângela Fracon Medina; Flávia Mendes; Juliane Cristina Molena; Larissa Franciane Greve; Luis Gustavo Silva Salmazo; Priscila Aparecida Milani; Priscilla Gaia de Andrade; Renan Brufatto Tognoli

Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), (CCA), Araras, SP, Brasil
Departamento de Ciências da Natureza, Matemática e Educação (DCNME)

*Autor correspondiente: e-mail: ronaldopelegrini@gmail.com,
angelaframedinagel@gmail.com, flavinha_max@hotmail.com,
juliane_molena@hotmail.com, larissa_geoquimica@yahoo.com.br,
luisgustavo11@hotmail.com, priii_milani@hotmail.com,
pri.gaia@hotmail.com, renantog@gmail.com

RESUMEN

Los estudios dirigidos al desarrollo de evaluaciones ecotoxicológicas deben llevar a cabo los testes necesariamente en el mismo valor de pH. Ensayos para ser confiable deben ser realizado en medio de cultivo con valores de pH iguales, incluso después de la adición de los agentes estresores. Este trabajo tuvo como objetivo desarrollar una técnica de ensayos ecotoxicológicos utilizando semillas como organismos testes en medio de cultivo usando gel como camada soporte. La preparación del gel fue desarrollado por una Agua de Dilución que contenía concentraciones optimizadas de nutrientes cuyo valor de pH se ha preseleccionado y fijado por una solución tampón que contenía parte de los nutrientes deseados. Para las evaluaciones ecotoxicológicas fueran añadidas concentraciones del agente estresor en la preparación de la Agua de Dilución (una para cada concentración del agente estresor), se añadieron AGAR (17 g L^{-1}) calentándose a 85°C para la disolución completa. Volúmenes de la solución, todavía caliente (20 mL), se colocaron en recipientes de vidrio (250 mL) dejándola enfriar hasta temperatura ambiente para formar una camada de gel firme. Cerca de 50 semillas se añadieron en la camada de gel cerrando herméticamente el recipiente y colocándolo en un lugar con luz ambiente (sin incidencia directa de la luz solar). La metodología se presentó como una técnica de operación sencilla que no requiere manipulaciones durante el desarrollo de los embriones, lo que permite a costo analítico muy bajo (0,04 dólares EE.UU.), evaluaciones eficaces de los ensayos ecotoxicológicos con análisis seguras de la germinación de semillas y desarrollo de las estructuras esenciales de las plántulas con los valores de pH idénticos.

Palabras clave: testes, toxicidad, semillas, agar.

Metodologia de avaliação ecotoxicológica usando germinação de sementes em gel nutriente como meio de cultura

RESUMO

Os estudos que visam desenvolver avaliações ecotoxicológicas devem realizar os ensaios, necessariamente, em um mesmo valor de pH. Ensaio para serem confiáveis devem ser realizados em meio de cultura com valores de pH idênticos, mesmo após adição do agente estressor. Este trabalho visou desenvolver uma técnica de ensaios ecotoxicológicos usando sementes como organismos teste, em meio de cultura empregando um gel como camada suporte. A preparação do gel desenvolveu-se por meio de uma Água de Diluição contendo concentrações otimizadas de nutrientes cujo valor de pH foi predefinido e fixado por solução tampão contendo parte dos nutrientes desejados. Para avaliações ecotoxicológicas foram adicionadas concentrações de agente estressor na preparação das Águas de Diluição (uma para cada concentração de estressor), acrescentando-se AGAR (17 g L^{-1}) e aquecendo-se a 85°C para completa dissolução. Volumes da solução, ainda quente (20 mL), foram colocados em recipientes de vidro (250 mL) deixando esfriar até temperatura ambiente para formar uma camada de gel firme. Sobre o gel foram adicionadas 50 sementes lacrando-se o recipiente e colocando-o em local com luz ambiente (sem incidência direta da luz solar). A metodologia apresentou-se de simples operação, não requerendo manipulações no período de desenvolvimento dos embriões. Apresentou custo muito baixo (US\$ 0,04), permitindo realizar avaliações eficazes dos ensaios ecotoxicológicos com análises seguras da germinação das sementes e estruturas essenciais das plântulas em valores de pH idênticos.

Palavras-chave: testes, toxicidade, sementes, agar.

Ecotoxicological evaluation methodology using seeds germination in nutrient gel as culture medium

ABSTRACT

Tests in studies aimed at developing ecotoxicological assessments should necessarily be conducted at the same pH value. In order for trials to be trusted, they should be performed in culture medium with identical pH values, even after addition of the stressors. This work aimed to develop a technique of ecotoxicological tests using seeds as test organisms in culture medium using gel as a support layer. The gel preparation was developed by a Dilution Water containing optimal concentrations of nutrients whose pH value had been preset and fixed by a buffer solution containing part of the desired nutrients. For ecotoxicological assessments, we added stressor concentrations in the preparation of dilution water (one for each concentration of the stressor) and we added also Agar (17 g L^{-1}) and heated at 85°C for complete dissolution. Volumes of solution (20 mL), still hot, were placed in glass containers (250 mL) and allowed to cool to room temperature to form a firm gel layer. About 50 seeds were placed on the top of the gel layer and the container was sealed and placed in a location with ambient light (no direct sunlight). The methodology involves simple techniques and does not require manipulation during embryo development, allowing for effective assessment of ecotoxicological tests with secure analysis of seed germination and development of the essential structures of seedlings with equal pH values, and has very low analytical cost (US \$ 0.04).

Keywords: tests, toxicity, seeds, agar.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Uso de vegetal como organismos testes en evaluación ecotoxicológica

Los ensayos ecotoxicológicos utilizando semillas representan una herramienta importante para evaluar las características de los compuestos químicos agresivos presentes en el medio ambiente. Este análisis es muy importante porque la activación de pro-mutágenos en las plantas hay alta relevancia para los seres humanos que consumen las plantas tratadas con productos químicos, y además, existen similitudes entre las etapas de la división celular entre las plantas y los animales, a pesar de la diferencia metabólica (Fiskesjo, 1985).

Las respuestas fisiológicas de las plantas al estrés ambiental son múltiplo facetadas: diferentes tipos de estrés pueden invocar respuestas sensibles y por lo tanto, la exposición al estrés confiere respuestas aumentadas e inmediatas. Las funciones metabólicas y bioquímicas de los elementos químicos se unen a la nutrición de las plantas en los aspectos nutricionales de la fisiología vegetal, de la bioquímica vegetal y de la biología molecular. Las funciones metabólicas y bioquímicas de los elementos químicos se unen en los aspectos nutricionales en favor de la fisiología de la planta, de la bioquímica y de la biología molecular favoreciendo su crecimiento (Epstein y Bloom, 2006).

Un elemento es esencial se cumplir uno o ambos criterios: (1) el elemento es parte de una molécula que es un compuesto intrínseco de la estructura o del metabolismo de la planta; (2) la planta puede ser tan severamente privada del elemento, que exhibe alteraciones en su crecimiento, desarrollo y reproducción - es decir, su "performance" - en comparación con las plantas menos desfavorecidas (Epstein y Bloom, 2006).

Si la concentración en el tejido de la planta de un elemento nutriente esencial cae abajo del nivel requerido para un crecimiento óptimo, la planta es dicha deficiente del elemento. Cuando el tejido es deficiente en algún elemento esencial, se producen alteraciones en grandes proporciones en el metabolismo y crecimiento. Primeramente los procesos metabólicos en lo que el elemento normalmente participa son retardados. Como cada reacción metabólica es parte de un todo complejo, una red interconectada de metabolismo, otros procesos distintos de los implicados, inmediatamente se ven afectados sucesivamente hasta que en condiciones de discapacidad prolongada o severa deficiencia, el estándar de todo el metabolismo se vuelve trastornado (Epstein y Bloom, 2006).

Así, mediante el uso de las plantas como organismos teste en los ensayos ecotoxicológicos es necesario desarrollar un medio de cultivo con condiciones nutricionales optimizado para el desarrollo óptimo de las plántulas. La falta de cualquier nutriente puede proporcionar respuestas que pueden ser confundidas con estrés por contaminante y/o la especie puede utilizar del contaminante como alimento y esto no presentar la respuesta real del efecto causado al medio ambiente.

Todavía, varios estudios que utilizan las plantas como organismo testes no lo hacen correctamente. Muchos no utilizan un medio de cultivo y emplean agua destilada en lo control y se comparan las respuestas a una solución con agentes estresores. Otros estudios utilizan papel como medio soporte y añaden agua de dilución con medio cultivo en valores de pH fijos con tampón (Rebessi et al., 2011), sin embargo, no puede garantizar que no hay cambios en el pH, ya que la agua se evapora y hay concentraciones de reactivos químicos, consecuentemente variaciones del pH. El pH es un parámetro de control muy importante. Hay especies químicas que son tóxicas para los mismos organismos de prueba a un pH y en otro pH no hay ninguna toxicidad.

1.2. Ensayos Ecotoxicológicos con Semillas

La germinación de las semillas en los testes de laboratorio es el surgimiento y desarrollo de las estructuras esenciales del embrión, lo que demuestra su capacidad para producir una

plántula normal en condiciones favorable de campo. Para que esto ocurra, una planta debe tener las siguientes estructuras fundamentales: el sistema radicular (raíz principal y raíces seminales en ciertos casos), lanzamiento (hipocotíleo, epicotíleo en ciertas hierbas, mesocotíleo y brotes terminales), cotiledones (uno o más) y coleotíleo (todas las gramíneas), (Brasil, 1992).

En el caso de ensayos ecotoxicológicos con semillas será necesario estandarizar una solución nutriente que contiene compuestos esenciales para el correcto desarrollo de las estructuras del embrión y que esta solución nutriente también participen de los ensayos con los agentes estresores. Especialmente, será necesaria una evaluación de los impactos químicos en comparación con los ensayos que no contienen cualquier de las especies agresivas.

1.3. La solución de nutrientes

Tres macronutrientes deben estar presentes en la forma de cationes en solución de nutrientes: potasio, calcio y magnesio. Dos aniones macronutrientes deben estar presentes: fosfato y sulfato. Soluciones de nutrientes proporcionan nitrógeno como catión y en la forma de amonio, como aniones en la forma de nitrato, o ambos, pero el nitrato es la principal fuente en la mayoría. En consecuencia, tres sales: nitrato de potasio, fosfato de calcio y sulfato de magnesio pueden proporcionar todos los macronutrientes necesarios, pero se prefiere tener cuatro sales porque eso proporciona una mayor flexibilidad para variar las concentraciones y proporciones de iones. Además, la solución nutriente debe proporcionar micronutrientes en niveles bajos, pero adecuado y debe presentar valores de pH dentro de un nivel apropiado para el embrión desarrollarse (Epstein y Bloom, 2006).

Esta tecnología de uso de nutrientes se emplea mucho en la propagación de plantas en testes in vitro (Tambosi y Rogge-Renner, 2010; Barreto Cid, 2001). Se utiliza un medio de cultivo con Agar para formar una camada firme donde los nutrientes permanecen biodisponible facilitando la adsorción por las plántulas. Además, lo Agar crear una camada gelatinosa que sirve de soporte para la germinación y establecimiento de semillas.

El objetivo de este estudio fue desarrollar una metodología de ensayos ecotoxicológicos utilizando semillas como organismos de prueba, en medio de cultivo con concentraciones de macro y micro nutrientes esenciales para el desarrollo de la plántula, fijando los valores de pH a través de sustancias tampones presentes en el medio de cultivo y el uso de un gel a base de Agar para formar una camada destinada a apoyar el crecimiento de las plantas.

Este estudio parte de los principios de que: los ensayos de toxicidad sin medio de cultivo y en diferentes valores de pH no hay validez analítica.

2. METODOLOGÍA

Esta metodología consiste en la preparación del medio de cultivo a partir de la elaboración de una Agua de Dilución en concentraciones optimizadas de nutrientes esenciales a los desarrollo de las semillas en un valor de pH predefinidos y fijado por una solución Tampón contiendo, preferiblemente, partes de los nutrientes deseados, conforme método propuesto por Pelegrini et al. (2012).

2.1. Elaboración de la solución de nutrientes

La elaboración de una solución de nutriente (en esto trabajo llamada de Agua de Dilución) se debe iniciar a partir de una solución Tampón de concentración $0,01 \text{ mol L}^{-1}$, por ejemplo, en un valor de pH en que hay intención de desarrollar los experimentos.

Otras sustancias nutrientes deben ser añadidas a partir de soluciones de concentración 1000 mg L^{-1} en volúmenes equivalentes las concentraciones pretendidas para el mejor desarrollo de los embriones. Después de las adiciones de todos los compuestos nutrientes en

las concentraciones optimizadas, el volumen es llevado hasta 1000 mL con agua destilada para completar la preparación de la Agua de Dilución utilizada como controle (Figura 1).

Para las evaluaciones ecotoxicológicas se añaden concentraciones del agente estresor durante la preparación de otras Aguas de Dilución (una Agua de Dilución para cada concentración del agente estresor). En el caso de éste estudio todos los cálculos fueran realizados para el valores de pH 7,0 (Figura 1).

Figura 1. Indica la preparación de 1000 mL de las Aguas de Diluciones: (A) controle con las concentraciones nutricionales exigidas; (B) controle más agente estresor.

2.2. Elaboración del medio de cultivo

Después de la preparación de las Aguas de Dilución se separa un volumen de interés para añadir el AGAR a concentración de 17 g L^{-1} calentando a 85°C para disolución y formación de una camada soporte de gel nutriente. Volumen en torno de 20 mL de las soluciones con AGAR, aún caliente, son colocados en recipientes de vidrio transparente (250 mL) previamente lavados y secos, hasta enfriar a temperatura ambiente para formación de un gel firme (medio de cultivo). Sobre la camada soporte son añadidas 50 semillas de forma espaciada cerrando herméticamente y colocando los recipientes en lugar con luz ambiente (sin incidencia directa de la luz solar).

Las camadas soportes con gel deben contener los macro y micro nutrientes en las concentraciones optimizadas. Un medio de cultivo con valores de concentraciones medias para los desarrollos de las semillas fuera presentado por Pelegrini et al. (2012), en la Tabla 1, presentase las concentraciones de los principales nutrientes esenciales a los desarrollos de la mayoría de las plántulas principalmente las hortalizas y leguminosas.

Tabla 1. Medias de las concentraciones optimizadas de macro y micro nutrientes para la germinación de las semillas.

Nutrientes	K	P	N	Ca	Mg	B	Mo
(mg L ⁻¹)	61,00	41,00	35,00	30,00	38,00	0,30	0,06

Para preparar las concentraciones de los compuestos estresores en el medio de cultivo se elabora soluciones estoque de 1000 mg L⁻¹. Así, la adición de los volúmenes coincide con las concentraciones deseadas (cada 1,0 mL contiene 1,0 mg del compuesto estresor). Para los estudios de las concentraciones de las sustancias estresoras se prepara Agua de Dilución en las mismas concentraciones de los nutrientes del control y añadiendo las sustancias estresoras (parte B del Figura 1).

Los ensayos ecotoxicológicos utilizando semillas constituí un recurso práctico, asequible y de razonable sensibilidad de indicación cualitativa y cuantitativa de la presencia de sustancias tóxicas en el medio ambiente (Greve et al., 2012; Medina et al., 2012; Molena et al., 2012; Pelegrini et al., 2012). Para llevar a cabo una supervisión segura debe hacer al menos ensayos por triplicados para cada muestra y diversas diluciones del agente estresor para evaluar adecuadamente su interferencia en la tasa de germinación de las semillas.

3. RESULTADOS Y DISCUSIONES

Los estudios que hay como objetivo desarrollar una evaluación ecotoxicológica en cualquier medio de cultivo se deben llevar a cabo los testes, obligatoriamente, en el mismo valor de pH. Comparaciones ecotoxicológicas entre el control y las muestras con diferentes valores de pH no tendrá validez analítica. Por lo tanto, para las comparaciones ser fiable los experimentos deben ser desarrollado en valores de pH idénticos.

Así, un medio de cultivo debe utilizar una solución tampón para fijar el pH incluso cuando se añaden las concentraciones de las especies estresoras el valor de pH no puede cambiar.

La solución tampón debe contener preferiblemente especies nutrientes del medio de cultivo para evitar cualquier toxicidad causada por el exceso de electrolitos.

3.1. Elaboración de las posibilidades de preparo de la solución tampón

En una forma muy práctica se debe preparar las soluciones estoques de las especies precursoras del Tampón (soluciones ácidas y básicas) de concentraciones 0,01 mols L⁻¹. En seguida separar un volumen de la solución ácida y titular con la solución básica para establecer las proporciones y respectivos valores de pH do tampón.

En este estudio se preparó una tabla con diferentes proporciones de las soluciones ácidas y básicas con sus respectivos valores de pH (Tabla 2). Se utilizó un medidor de pH para realizar las valoraciones potenciométricas.

En suma, se debe establecer primero una tabla del valores de pH para abrir las posibilidades de trabajos e iniciar la preparación del medio de cultivo a partir de la solución tampón en lo valor de pH deseado.

Tabla 2. Volúmenes para preparación de 1000 mL de solución Tampón de Fosfato monobásico y bibásico de Potasio y sus respectivos valores de pH.

A (mL)	B (mL)	Valor de pH	A (mL)	B (mL)	Valor de pH
935	65	5,7	450	550	6,9
920	80	5,8	390	610	7,0
900	100	5,9	330	670	7,1
877	123	6,0	280	720	7,2
850	150	6,1	230	770	7,3
815	185	6,2	190	810	7,4
775	225	6,3	160	840	7,5
735	265	6,4	130	870	7,6
685	315	6,5	105	895	7,7
625	375	6,6	85	915	7,8
565	435	6,7	70	930	7,9
510	490	6,8	53	947	8,0

Nota: Soluciones precursoras: A: Solución 0,01 mols L⁻¹ de fosfato de potasio monobásico (KH₂PO₄); B: Solución 0,01 mols L⁻¹ de fosfato de potasio bibásico (K₂HPO₄).

3.2. Calculo de las masas de los nutrientes en la solución tampón

Después de elegir el valor de pH se debe calcular las concentraciones de los nutrientes. Se trabajar con tampón fosfatado de potasio se debe calcular las masas de potasio y fósforo presente para obtener los volúmenes correspondientes a las concentraciones que se indican en el tampón preferido.

Por lo tanto, para calcular la masa total de potasio en el tampón se debe cuantificar las cantidades de potasio presente en las soluciones A y B, de acuerdo con los volúmenes añadidos para preparar el tampón en el valor de pH elegido. Así, para un tampón de KH₂PO₄ y K₂HPO₄ como de éste trabajo, se puede calcular las masas de potasio de acuerdo con la Ecuación 1, donde M_{KT} corresponde la masa de potasio total en el tampón y V_A el volumen de la solución A (solución ácida) y V_B el volumen de la solución B (solución básica) que fueran utilizadas para preparar el tampón. La Ecuación 1, proporcionará la cantidad de masa en miligramos (mg).

$$M_{KT} = 0,39V_A + 0,78V_B \text{ (mg)} \quad (1)$$

De manera similar se puede calcular la masa total del fósforo en el tampón. También se debe añadir las cantidades de fósforo presentes en las soluciones precursoras A y B. Como las soluciones son de fosfato y existe solamente la presencia de un mol de fósforo en cada anión. Esto facta facilita los cálculos pudiendo hacer la multiplicación del valor de un mol de fósforo por la molaridad y el resultado se multiplica por la suma de los volúmenes de las soluciones ácidas y básicas (Ecuación 2).

$$M_{PT} = 0,31(V_A + V_B)(\text{mg}) \quad (2)$$

Utilizando las Ecuaciones 1 y 2 se puede elaborar los dados de las masas de Potasio y Fosforo presentes en 1000 mL de tampón fosfatado en los valores de pH deseado (Tabla 3). Esto facilitará los estudios futuros cuyos los datos son disponibles.

Tabla 3. Cantidad de masas de Potasio y Fosforo en 1000 mL de Solución Tampón de Fosfato monobásico y bibásico de Potasio en sus respectivos valores de pH.

K (mg)	P (mg)	Valor de pH	K (mg)	P (mg)	Valor de pH
415,3	310	5,7	604,5	310	6,9
412,2	310	5,8	627,9	310	7,0
429,0	310	5,9	651,3	310	7,1
437,9	310	6,0	670,8	310	7,2
448,5	310	6,1	690,3	310	7,3
462,1	310	6,2	705,9	310	7,4
477,7	310	6,3	717,6	310	7,5
493,3	310	6,4	729,3	310	7,6
512,8	310	6,5	739,0	310	7,7
536,2	310	6,6	746,8	310	7,8
559,6	310	6,7	752,7	310	7,9
581,1	310	6,8	759,3	310	8,0

Nota: Soluciones precursoras: A: Solución 0,01 mols L⁻¹ de fosfato de potasio monobásico (KH₂PO₄); B: Solución 0,01 mols L⁻¹ de fosfato de potasio bibásico (K₂HPO₄).

Así, para calcular las concentraciones de los nutrientes presentados en la Tabla 1, sólo hacer una simple operación aritmética para determinar el volumen del tampón que corresponde la masa del potasio necesaria para preparar el Agua de Dilución. Se, se optó por trabajar con valor de pH 6,8 por ejemplo, que volumen del tampón se debe utilizar?

Se en 1000 mL de solución tampón fosfatada (KH₂PO₄ y K₂HPO₄) contiene 581,1 mg de potasio y se necesita de 61 mg (Tabla 1), basta medir 105 mL de la solución tampón para contener la masa de potasio necesaria. En esto caso se tomó también una cantidad de fosforo presente en 105 mL (se en 1000 mL de tampón hay 310 mg de fosforo, en 105 mL hay 32,55 mg).

Como los dados de la Tabla 1 indica que se necesita de 41 mg de fosforo como nutriente, la masa restante debe provenir de otra solución. Se indica que la masa de fosforo que aún falta (8,45 mg) debe provenir de una solución diferente de las utilizadas en el tampón. Se debe preparar, por ejemplo, una solución de (NH₄)₃PO₄ en concentración de 1000 mg L⁻¹ de fosforo. De ésta forma a lo medir 8,45 mL de la solución estoque de P estará cuantificando 8,45 mg de P.

Se propone que todos los demás macronutrientes se deben provenir de soluciones estoque de concentración 1000 mg L^{-1} del elemento necesario. Utilizando esta concentración la preparación del Agua de Dilución se verá facilitada.

3.3. Elaboración de una tabla de solución Tampón - volúmenes x valores pH

Este trabajo propone que las preparaciones de los ensayos ecotoxicológicos con plantas deben iniciar con la elaboración de una tabla con los datos de las cantidades de volúmenes de las soluciones ácidas y básicas de una solución tampón que mejor se adapte a los estudios.

Se propone que la construcción de una tabla se lleva a cabo de una manera práctica a partir de la preparación de soluciones ácidas y básicas a concentraciones $0,01 \text{ mols L}^{-1}$ que es más adecuada a los estudios ecotoxicológicos, debido la demanda nutricionales requeridas por las semillas. Para construcción de la tabla de solución tampón si debe iniciar, por ejemplo, a partir de 50 mL de la solución ácida e ir realizando una titulación potenciométrica fijando los valores de pH deseado y haciendo la medición de los volúmenes de la solución básica. De esta manera se obtendrá una tabla con resultados propios y diferentes de los valores teóricos por que los cálculos se realizan a partir de los valores ideales.

En la Tabla 4, presenta los datos construidos a partir de una titulación potenciométrica para elaboración de una solución tampón de ácido cítrico y fosfato bibásico de potasio.

Tabla 4. Volúmenes y valores de pH obtenido mediante titulación de 50 mL de ácido cítrico $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ por K_2HPO_4 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$.

Solución A (mL)	Solución B (mL)	Valores de pH
50,0	20,2	3,0
50,0	42,2	3,5
50,0	60,8	4,0
50,0	79,8	4,5
50,0	99,5	5,0
50,0	119,9	5,5
50,0	150,3	6,0
50,0	209,0	6,5
50,0	363,5	7,0

Nota: Soluciones precursoras: A: $0,01 \text{ mols L}^{-1}$ Solución Ácido Cítrico; B: $0,01 \text{ mols L}^{-1}$ Fosfato Bibásico de Potasio.

A partir de los datos presentados en la Tabla 4, se puede convertir los resultados a volumen total de 1000 mL por medio de una simple operación aritmética. Por ejemplo, a un valor de pH 7,0 (Tabla 4), donde era necesario un volumen de 363,5 mL de solución de K_2HPO_4 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ para titular 50,0 mL de solución de ácido cítrico $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ el volumen total de la solución tampón es la suma de los volúmenes de las soluciones ácidas y básicas, siendo equivalente a 413,5 mL. Convirtiendo este volumen total (413,5 mL) para 1000 mL se puede calcular las proporciones de cada solución ácida y básica (Tabla 5).

En lo caso de esto tampón las masas de potasio y fosforo refieren solamente a la especie básica K_2HPO_4 (Tabla 5). Para realización de los cálculos de las masas de éstos macronutrientes basta tomar o volumen de la solución básica en lo valor de pH de interese. Las Ecuaciones 3 y 4 facilitan los cálculos.

$$M_{KT} = 0,78(V_B) \text{ (mg)} \quad (3)$$

$$M_{PT} = 0,31(V_B) \text{ (mg)} \quad (4)$$

Tabla 5. Valores convertidos para volumen total de 1000 mL de la solución Tampón de Ácido Cítrico y Fosfato Bibásico de Potasio.

A (mL)	B (mL)	Valores de pH
712	288	3,0
542	458	3,5
451	549	4,0
385	615	4,5
334	666	5,0
294	706	5,5
250	750	6,0
193	807	6,5
121	879	7,0

Nota: Soluciones precursoras: **A:** 0,01 mols L⁻¹ Solución Ácido Cítrico; **B:** 0,01 mols L⁻¹ Fosfato Bibásico de Potasio.

3.4. Eficiencia para fijar los valores pH

Para comprobación de ésta técnica se preparó un medio de cultivo de acuerdo con las concentraciones nutricionales presentadas en la Tabla 1. A partir de los datos de la Tabla 2, se elaboró una solución tampón en valor de pH 7,0. El propósito del experimento era demostrar la resistencia a los cambios de los valores de pH del medio de cultivo durante los ensayos en tiempos de prueba prologados (200 horas).

En este experimento el valor del pH en el medio de cultivo se permaneció prácticamente constante durante 125 días (3.000 horas) sin mostrar cambios significativos y no se observaron cambios de pH en el período de 7 días que se llevan a cabo los ensayos ecotoxicológicos (Figura 2).

Figura 2. Estudio del valor de pH del medio de cultivo en Gel nutriente: (A) gel recién preparado (pH 7,00); (B) gel después de 3000 horas de la preparación (pH 6,81).

3.5. Ejemplificación de los estudios ecotoxicológicos

Diversos estudios de ensayos ecotoxicológicos fueron realizados para lo desarrollado de esta metodología. Los testes se realizaron en triplicados para las evaluaciones y se observó la germinación de las semillas con su capacidad para presentar los desarrollos de las estructuras para convertirse en plántula normal. La camada en gel nutritivo se mostró eficiente para la identificación del sistemas de raíces (raíces principales y raíces secundarias), dispara (yemas terminales), cotiledones (uno o más) y la toxicidad del compuesto estresor fueran observados cuando se presentó cierto efecto significativo sobre las plántulas que modificó su sistema completo de formación, o anomalías en su desarrollo.

Dos estudios son presentados como ejemplo de la aplicación de esta metodología. En los ensayos fue usado como agente estresor el herbicida Glifosato que es conocido como un compuesto químico muy tóxico (Bralbante y Zappe 2012; Amarante Jr. et al., 2002). Como organismos testes fueran utilizadas la especie *Crambe abyssinica* (Crambe), una leguminosa nativa de África y *Salvia hispana* comercializada en Brasil con nombre de Chia.

Lo medio de cultivo fue preparado con Agar a 17 g L^{-1} y elaborado en las concentraciones nutrientes de acuerdo con la Tabla 1. Los compuestos químicos utilizados fueran los presentados en la Figura 1, y los ensayos se llevaron a cabo en valor de pH 7,0 fijados por lo tampón elaborado en la Tabla 2.

La especie *Crambe abyssinica* mostró un crecimiento muy rápido alcanzando 20 cm de tamaño (el control) en 15 días de ensayos (Figura 3), siendo que en 7 días la Crambe mostró contrastes visuales muy significativos para evaluación de los estudios.

Figura 3. Organismo teste: *Crambe abyssinica* – Control y medio de cultivo con agente estresor (herbicida Glifosato $5,0 \text{ mg L}^{-1}$).

Los ensayos realizados con la especie *Salvia hispana* (Chia), como organismo teste, mostraron una excelente sensibilidad toxicológica pudiendo detectar la toxicidad del glifosato (agente toxico) en concentraciones de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 4).

Figura 4. Organismo teste: *Salvia hispânica* (Chia) – Control y medio de cultivo con agente estresor (herbicida Glifosato 1,0 mg L⁻¹).

Todavía, se espera que esta especie planta (*Salvia hispânica*) pueda detectar efecto tóxico de las concentraciones del Glifosato en el nivel de ppb. Esta metodología de ensayos ecotoxicológicos en gel nutritivo y en valores de pH fijo se mostró muy eficaz en la identificación de los impactos ambientales en testes realizados con herbicida Glifosato cuando utilizadas las plantas Crambe y Chia.

4. CONCLUSIONES

Este trabajo propone una nueva tecnología para ensayos ecotoxicológicos con plantas a partir de la germinación de las semillas en un medio de cultivo utilizando un gel como camada soporte para los desarrollos de los embriones.

Los estudios que visaren emplear esta técnica deban establecer primero el valor de pH que se desea trabajar e iniciar la preparación del medio de cultivo a partir de la solución tampón en lo valor de pH deseado. Preferentemente, el tampón debe contener parte de los nutrientes para evitar la presencia excesiva de electrolitos no nutrientes. Hay que sumar todas las concentraciones de la sustancia de formación del Agua de Dilución y por último el AGAR para construir una camada soporte de gel nutritivo para el desarrollo de los embriones.

La realización de los ensayos ecotoxicológicos en el medio de cultivo en Gel favorece el enraizamiento de las plántulas que hacen con más firmeza mejorando la adsorción de los nutrientes y el crecimiento se acelera, además, proporciona una análisis segura del sistema radicular. Para los estudios ecotoxicológicos este es un factor importante debido al corto tiempo de análisis que es deseable. Los beneficios del crecimiento rápido de las plántulas favorece la comparación entre el control y las muestras que están siendo investigadas. Sin embargo, el medio de cultivo no debe variar el pH con la adición del agente estresor. Las comparaciones entre el control y las muestras con diferentes valores de pH no tendrán validez analítica.

Esta metodología se presenta muy versátil y se puede preparar medios de cultivo empleando diversas sustancias químicas como nutrientes y se puede elegir los valores de pH que se desea para desarrollar los estudios. Puede reproducir las condiciones nutricionales idénticas de campo para ser estudiados en laboratorio y los ensayos pueden ser manejados con seguridad el que permite una mejor observación de los resultados.

La técnica de operación de los ensayos es muy simple, sólo hay que poner el gel con los nutrientes en un recipiente limpio y seco, añadir las semillas, tapar el frasco, poner en un local con luz natural y esperar el tiempo necesario para las respuestas de los estudios.

Los resultados del análisis pueden proporcionar datos muy eficientes. Algunas especies de plántulas pueden presentar sensibilidad en nivel de ppb para muchas sustancias contaminantes.

Esta tecnología es de muy bajo costo, cada ensayo hay un costo calculado alrededor de U\$ 0,04 significando que con U\$ 1.00 se puede realizar hasta 25 pruebas.

Dada la versatilidad de preparación del medio de cultivo, lo método permite las investigaciones ecotoxicológicas con matrices de sólidos y líquidos y también hacer variaciones de los estudios como: ensayos de germinación de semillas, estudios de las capacidades cultivares de los suelos, clonación de especies de intereses (con la adición del hormona del enraizamiento en la elaboración del medio de cultivo).

5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo técnico cedido por el Programa de Educación Tutorial (PET 2010 - MEC / SESu / DIFES) del Curso de Licenciatura en Química - Centro de Ciências Agrárias (CCA) - Universidade Federal de São Carlos (UFSCar).

6. REFERENCIAS

- AMARANTE JR., O. P.; SANTOS, T. C. R.; BRITO, N. M.; RIBEIRO, M. L. Glifosato: propriedades, toxicidade, usos e legislação. **Química Nova**, v. 25, n. 4, p. 589-593, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422002000400014>
- BARRETO CID, L. P. A propagação in vitro de planta. O que isso? **Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento**, n. 19, p. 16-21, 2001.
- BRALBANTE, M. E. F.; ZAPPE, J. A. A química dos agrotóxicos. **Química Nova na Escola**, v. 34, n. 1, p. 10-15, 2012.
- BRASIL. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. Secretaria Nacional de Defesa Agropecuária. Departamento Nacional de Defesa Vegetal. **Regras para análise de sementes**. Brasília, 1992. p. 365.
- EPSTEIN, E.; BLOOM, A. J. **Nutrição mineral de plantas**. 2. ed. Londrina: Planta, 2006.
- GREVE, L. F.; MENDES, F.; MEDINA, A. F.; PELEGRINI, R. T. Desenvolvimento de ensaios ecotoxicológicos empregando as espécies de hortaliças *Brassica oleracea* var. *acephala*; *Eruca Sativa*; *Achicoria Amarilla*; *Brassica juncea*; *Lactuca Sativa* var. *Vanda*; *Brassica oleracea* var. *Capitata*; *Capsicum Annuum*; *Cucumis Anguria* L.; *Lycopersicum* sp. Mill.; *Beta vulgaris* L, em meio de cultura com nutrientes em AGAR. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOTOXICOLOGIA, 12., 2012, Porto de Galinhas. **Trabalhos...** [S.l.]: ECOTOX, 2012.
- FISKESJO, G. The Allium test as a standard in environmental monitoring. **Hereditas**, n. 102, p. 99-112, 1985.

- MEDINA, A. F.; MENDES, F.; GREVE, L. F.; PELEGRINI, R. T. Avaliações ecotoxicológicas empregando as espécies de flôres *Celosia argêntea* (Crista-plumosa); *Petunia x hybrida* (Pétunia); *Dhalia pinnata* (Dália); *Helianthus annus* (Girassol), meio de cultura com nutrientes em AGAR. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOTOXICOLOGIA, 12., 2012, Porto de Galinhas. **Trabalhos...** [S.l.]: ECOTOX, 2012.
- MOLENA, J. C.; SALMAZO, L. G.; AVELAR, M.; MILANI, P. A.; ANDRADE, P. G.; TOGNOLI, R. B. et al. Desenvolvimento de metodologia para avaliação de Toxicidade Crônica usando as espécies *Crambe abyssinica*; *Lactuca sativa*; *Salvia hispanica*, meio de cultura com nutrientes em AGAR. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOTOXICOLOGIA, 12., 2012, Porto de Galinhas. **Trabalhos...** [S.l.]: ECOTOX, 2012.
- PELEGRINI, R. T.; MEDINA, A. F.; BALADORE, F. J.; MENDES, F.; MOLINA, J. C.; GREVE, L. F. et al. Desenvolvimento de metodologia para avaliação de Toxicidade Crônica e Aguda usando sementes e meio de cultura com nutrientes em Agar. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOTOXICOLOGIA, 12., 2012, Porto de Galinhas. **Trabalhos...** [S.l.]: ECOTOX, 2012.
- REBESSI, A. C.; MEDINA, A. F.; PEREIRA, B.; FRANÇA, D.; SANTOS, D. F.; MENDES, F. et al. Estudo da Toxicidade Crônica do herbicida glifosato em sementes de milho, de quiabo e rúcula. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 2, p. 03-16, 2011.
- TAMBOSI, G.; ROGGE-RENNER, G. D. Avaliação de métodos de esterilização, concentração de Agar e composição de meio de cultura para propagação *in vitro* de *Pimpinella anisum* (Linn.) – Apiaceae. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, v. 31, n. 2, p. 189-194, 2010.

ERRATA

doi: 10.4136/ambi-agua.1438

BUCCI, Magaly H. S.; OLIVEIRA, Luiz Fernando C. de. Índices de Qualidade da Água e de Estado Trófico na Represa Dr. João Penido (Juiz de Fora, MG). **Rev. Ambient. Água**, Taubaté, v. 9, n. 1, Mar. 2014. Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-993X2014000100013&lng=en&nrm=iso>. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1290>.

- 1) página 135: onde se lê: “PT: - concentração de fósforo total ...”, leia-se: PT: concentração de fósforo total ...;
- 2) página 143: onde se lê: “O ponto PR2 difere estatisticamente dos pontos 1 e 2, ...”, leia-se: “O ponto PR2 difere estatisticamente dos pontos PR1 e PR3, ...”.